Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016

Verbreitung und Bestandsentwicklung
der Vögel in der Schweiz
und im Fürstentum Liechtenstein

Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016

Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein

Peter Knaus, Sylvain Antoniazza, Samuel Wechsler,
Jérôme Guélat, Marc Kéry, Nicolas Strebel und Thomas Sattler

vogelwarte.ch

Impressum

Autoren
Peter Knaus, Sylvain Antoniazza, Samuel Wechsler, Jérôme Guélat, Marc Kéry, Nicolas Strebel und Thomas Sattler

unter Mitarbeit von
Jérôme Duplain, Roman Graf, Guido Häfliger, Lukas Jenni, Verena Keller, Matthias Kestenholz, Roberto Lardelli, Claudia Müller, Bertrand Posse, Christian Rogenmoser, J. Andrew Royle, Jérémy Savioz, Michael Schaad, Hans Schmid, Martin Spiess, Bernard Volet und Niklaus Zbinden

mit Beiträgen von
Adrian Aebischer, Bettina Almasi, Valentin Amrhein, Michel Antoniazza, Nadine Apolloni, Raffael Ayé, Gaby Banderet, Arnaud Barras, Simon Birrer, Laura Bosco, Ueli Bühler, Serge Denis, Boris Droz, Jérôme Duplain, Karin Feller, Roman Graf, Alex Grendelmeier, Martin Grüebler, Dominik Hagist, Isabelle Henry, Simon Hohl, Benjamin Homberger, Petra Horch, Eva Inderwildi, Alain Jacot, Sophie Jaquier, Lukas Jenni, Susanne Jenni-Eiermann, David Jenny, Markus Jenny, Verena Keller, Matthias Kestenholz, Fränzi Korner-Nievergelt, Jacques Laesser, Michael Lanz, Roberto Lardelli, Célestin Luisier, Hans Märki, Christian Marti, Nicolas Martinez, Hermann Mattes, Lionel Maumary, Christoph Meier, Stephanie Michler, Pierre Mollet, Claudia Müller, Beat Naef-Daenzer, Gilberto Pasinelli, Claire Pernollet, Bertrand Posse, Jean-Nicolas Pradervand, Emmanuel Revaz, Livio Rey, Jérémy Savioz, Chiara Scandolara, Michael Schaad, Michael Schaub, Patrick Scherler, Luc Schifferli, Hans Schmid, Martin Schuck, Reto Spaar, Martin Spiess, Stephan Strebel, Christoph Vogel-Baumann, Bernard Volet, Johann von Hirschheydt, Jan von Rönn, Stefan Werner und Judith Zellweger-Fischer

Layout und Webauftritt
Marcel Burkhardt, Philip Büttiker, Guido Häfliger, Isabelle Kaiser und Tabea Kölliker

Übersetzung
Tania Brasseur Wibaut, Bärbel Koch, Stephanie Morris, Osvaldo Negra, Francesca Pedrocchi, Bertrand Posse, Chiara Solari, Johann von Hirschheydt und Henri-Daniel Wibaut

Lektorat
Walter Christen, Lukas Jenni, Verena Keller, Matthias Kestenholz, Bertrand Posse, Jérémy Savioz, Arno Schneider, Chiara Solari und Bernard Volet

Druck
Stämpfli AG, Bern

Lithos
Jörg Brunner, Kalibri Schenkon

Umschlag
Wiedehopf (Foto: Patrick Donini), Rotmilan (Foto: Marcel Burkhardt), Kuckuck (Foto: Oldřich Mikulica), Mauerläufer (Foto: shutterstock/Wang LiQiang). Die Karte zeigt die Dichtekarte 2013–2016 des Kuckucks.

Zitiervorschlag
Knaus, P., S. Antoniazza, S. Wechsler, J. Guélat, M. Kéry, N. Strebel & T. Sattler (2018): Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016. Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 648 S.
ISBN: 978-3-85949-009-3

Dieses Buch ist auch auf Französisch und Italienisch erhältlich:
Knaus, P., S. Antoniazza, S. Wechsler, J. Guélat, M. Kéry, N. Strebel & T. Sattler (2018): Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse 2013–2016. Distribution et évolution des effectifs des oiseaux en Suisse et au Liechtenstein. Station ornithologique suisse, Sempach. 648 S.
ISBN: 978-3-85949-010-9

Knaus, P., S. Antoniazza, S. Wechsler, J. Guélat, M. Kéry, N. Strebel & T. Sattler (2018): Atlante degli uccelli nidificanti in Svizzera 2013–2016. Distribuzione ed evoluzione degli effettivi degli uccelli in Svizzera e nel Liechtenstein. Stazione ornitologica svizzera, Sempach. 648 S.
ISBN: 978-3-85949-011-6

Sämtliche Inhalte des Atlas sind in drei Landessprachen und zusätzlich auch auf Englisch online verfügbar unter www.vogelwarte.ch/atlas.

Schweizerische Vogelwarte, Sempach
Ohne schriftliche Erlaubnis ist es untersagt, dieses Buch oder Teile davon in irgendeiner Form zu reproduzieren.

© 2018, Schweizerische Vogelwarte, CH–6204 Sempach
ISBN: 978-3-85949-009-3

MIX Papier aus verantwortungsvollen Quellen FSC® C016087 FSC www.fsc.org

myclimate neutral Drucksache No. 01-18-286705 – www.myclimate.org © myclimate – The Climate Protection Partnership

gedruckt in der schweiz

Inhaltsverzeichnis

Vorwort 6

Die Ergebnisse des Brutvogelatlas 2013–2016 im Überblick 8

Ein neues Standardwerk der Umweltbeobachtung: der Brutvogelatlas 2013–2016 14

Veränderungen der Lebensbedingungen der Brutvögel in der Schweiz..... 16
Wald..... 17
Gewässer und Feuchtgebiete 23
Berge und alpine Lebensräume 28
Landwirtschaftsgebiet..... 32
Siedlungsraum 39
Freizeitverhalten des Menschen 43
Klima..... 46

Methode: von der Datenerhebung bis zu den Ergebnissen..... 50
Organisation und Ablauf des Atlasprojekts..... 50
Erfassungsmethoden der Arten..... 53
Datenerhebung 60
Kartierung in Kilometerquadraten..... 64
Überprüfung der Daten 66
Karten und Höhendiagramme..... 68
Artenvielfalt pro Kilometer- und pro Atlasquadrat .. 72
Bestandsschätzungen 78

Entwicklung der Artenvielfalt und der Bestände..... 80
Anzahl Brutvogelarten 80
Bestände 82
Veränderung der Artenzahl zwischen 1993–1996 und 2013–2016..... 84
Bestandstrends zwischen 1993–1996 und 2013–2016..... 87

Erläuterungen zu den Art- und Focustexten ... 88

Art- und Focustexte 94

Anhänge 566
Anhang 1: Arten, die 2013–2016 im Atlasperimeter anwesend waren, ohne dass Brutnachweise erbracht werden konnten..... 566
Anhang 2: Arten, die im Atlasperimeter seit 1800 mindestens einmal brüteten, von denen aber 2013–2016 keine Brutnachweise gelangen 569
Anhang 3: Gefangenschaftsflüchtlinge, die 1997–2017 im Atlasperimeter brüteten..... 577

Dank..... 586

Literaturverzeichnis..... 604
Basisliteratur..... 604
Spezialliteratur..... 605

Index..... 641

Vorwort

Liebe Leserinnen, liebe Leser

Vögel sind faszinierende Lebewesen. Die gefiederten Nachbarn erfüllen uns mit Freude und Bewunderung, wenn wir an den Vogelgesang im Frühling, die akrobatischen Flugkünste oder die Leistungen der Zugvögel denken. Doch das Zusammenleben von Mensch und Vogel gestaltet sich nicht immer einfach. Kenntnisse über ihre Vorkommen bilden die Grundlage für Massnahmen und weisen den Weg zu ihrem Schutz.

Die Schweizerische Vogelwarte Sempach hat 2013–2016 nach zwanzig Jahren erneut die Bestände und Verbreitung aller Brutvogelarten landesweit flächendeckend erhoben. Dank dem grossen Einsatz von über 2000 freiwilligen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern ist eine Datenfülle zusammengekommen, welche den Zustand der einheimischen Vogelwelt detailliert beschreibt.

Der Vergleich der neuen Kenntnisse mit dem Brutvogelatlas 1993–1996 erlaubt eine fundierte Beschreibung der Entwicklung unserer Vogelwelt in den letzten 20 Jahren. Vögel sind ein untrüglicher Gradmesser für die Umweltqualität, insbesondere für den Zustand der Landschaft und der Lebensräume. Sie reagieren als wichtige Indikatoren sensibel auf die natürlichen, aber auch auf die vom Menschen verursachten Umweltänderungen. Dank ihnen können positive und negative Entwicklungen erkannt, analysiert und für die Planung von Schutz- und Fördermassnahmen verwendet werden.

Die detaillierten Informationen über Vogelvorkommen zeigen zum Beispiel, wo es heute Lücken in der ökologischen Infrastruktur unseres Landes gibt, wo Verbesserungen notwendig sind und wo dringend Massnahmen ergriffen werden müssen. Sie zeigen aber auch, dass etwa die Schutz- und Fördermassnahmen für Bartgeier und Mittelspecht erfolgreich sind. Die Ergebnisse sind eine Aufforderung, unseren Lebensraum derart zu gestalten, dass Brutvögel und andere Wildtiere darin leben können.

Auf der Basis der neuen Daten werden im neuen Brutvogelatlas wichtige Focus-Themen aufgegriffen: Etwa «Landwirtschaft trägt Verantwortung», in dem die aktuellen Entwicklungen, Defizite und Massnahmen zum Schutz und zur Förderung von Vogelarten in landwirtschaftlichen Lebensräumen angesprochen werden. «Grosse und nasse Feuchtgebiete braucht das Land», in dem auf die Herausforderungen im Zusammenhang mit gefährdeten Feuchtbiotopen und den Gewässern aufmerksam gemacht wird. Oder «Schwierige Koexistenz – Gebäudebrüter mitten unter uns», in dem gezeigt wird, wie nahe uns die Vögel in der Wohnumwelt sind und dass Siedlungsgebiete eine wichtige Rolle bei der Förderung der Biodiversität spielen. Diese Handlungsfelder sind von Bedeutung und werden vom BAFU im Rahmen der Umsetzung der Strategie Biodiversität verstärkt thematisiert.

Das Beobachten von Vögeln ist für viele Menschen wohl der häufigste und intensivste Kontakt mit Wildtieren. Die Leute freuen sich über die Rückkehr der Schwalben im Frühjahr oder über das morgendliche Vogelgezwitscher. Diese Erlebnisse gilt es auch für die zukünftigen Generationen zu bewahren. Die Vogelwelt und die ganze Biodiversität verdienen unsere Aufmerksamkeit und Unterstützung, denn sie tragen zu unserer Lebensqualität bei und sind Teil des reichhaltigen Naturerbes der Schweiz.



Marc Chardonnens

Direktor des Bundesamts für Umwelt BAFU

Die Ergebnisse des Brutvogelatlas 2013–2016 im Überblick

Der Zustand der Vogelwelt widerspiegelt unseren Umgang mit Natur und Umwelt. Dass 39 % der Brutvögel der Schweiz auf der Roten Liste 2010 stehen und weitere 16 % potenziell gefährdet sind, ist ein klares Warnsignal und ein Hinweis auf den schlechten allgemeinen Zustand der Lebensräume.

Mit dem Brutvogelatlas 2013–2016 wurden dank der Mitarbeit unzähliger Freiwilliger die aktuellen Vorkommen, die Häufigkeit und die Höhenverbreitung aller Brutvögel der Schweiz und des Fürstentums Liechtenstein dokumentiert. Zusammen mit den drei früheren Atlanten lassen sich damit die markanten Veränderungen in der Schweizer Vogelwelt in den letzten 20 bis 60 Jahren aufzeigen.

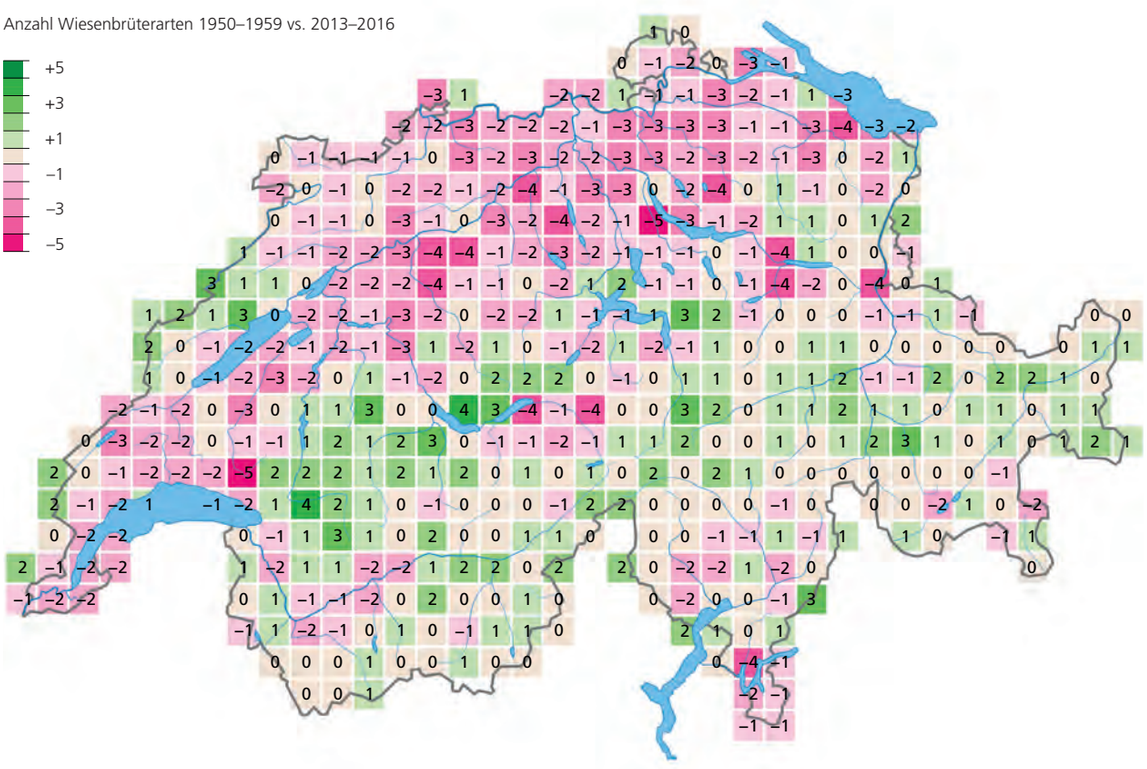
Entwicklung über 60 Jahre

Die grössten Veränderungen in der Vogelwelt seit den Fünfzigerjahren haben im Flachland stattgefunden. Die landwirtschaftliche Intensivierung trug massgeblich dazu bei, dass Arten wie Rebhuhn, Steinkauz, Wiedehopf, Baumpieper und Braunkehlchen fast ganz aus den tieferen Lagen verschwunden sind. Dieser Trend hat sich in den letzten 20 Jahren fortgesetzt und mittlerweile insbesondere auch die mittleren und höheren Lagen erfasst. Besonders betroffen sind Vogelarten, die in Wiesen und Kulturen brüten.

Seit den Fünfzigerjahren gibt es aber auch positive Veränderungen: Die Wasserqualität der damals verschmutzten Gewässer hat sich massiv verbessert. Neue Schutzgebiete in Flachwasserbuchten und angrenzenden Riedwiesen sorgen für einen besseren Schutz der Brutvögel. Gerade diese Lebensräume wurden von mehreren Brutvogelarten neu besiedelt, beispielsweise Reiherente, Schnatterente, Mittelmeermöwe und Bartmeise. Dennoch konnte nicht verhindert werden, dass Bekassine und Grosser Brachvogel als Brutvögel verschwanden. Dank der Einschränkung der direkten Verfolgung und des Verbots einiger Umweltgifte weisen heute fast alle Greifvogel- und Eulenarten wieder hohe Bestände auf – in Einzelfällen wie beim Rotmilan vermutlich sogar die höchsten jemals erreichten.

Verbreitete Arten werden häufiger, Zugvögel seltener

Die Bestandsentwicklung der Brutvögel der Schweiz, der Swiss Bird Index SBI®, zeigt insgesamt eine leicht positive Entwicklung. Dies ist hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass verbreitete Arten häufiger wurden. Etliche seltene und bedrohte Vogelarten wurden noch seltener, ihr



Veränderung der Präsenz von sechs Wiesenbrütern (Wachtel, Wachtelkönig, Feldlerche, Baum- und Wiesenpieper sowie Braunkehlchen) pro Atlasquadrat zwischen 1950–1959 und 2013–2016. Das Verschwinden dieser Arten in den Niederungen ist ein einschneidender Verlust. Die scheinbare Zunahme in einzelnen Regionen im Jura und vor allem in den Alpen ist auf eine lückenhafte Erfassung im Zeitraum 1950–1959 zurückzuführen.

Index (SBI®-Teilindex Rote Liste) sank seit 1990 auf heute magere 55 %.

Insbesondere Langstreckenzieher, die in Afrika südlich der Sahara überwintern, nehmen praktisch in der ganzen Schweiz ab. Sie sind spezialisierter und stärker von Lebensraum- und Klimaveränderungen sowohl im Brut- als auch im Überwinterungsgebiet betroffen und damit verletzlicher als Standvögel und Kurzstreckenzieher. Dass der Artenschwund der Langstreckenzieher vor allem in den tieferen, von menschlichen Aktivitäten stark geprägten Lagen der Schweiz erfolgte, ist ein starkes Indiz dafür, dass die Rückgänge unserer Langstreckenzieher zu einem grossen Teil «hausgemacht» sind.

Die Bestände vieler Waldarten nehmen zu

60 Arten oder fast ein Drittel der Brutvögel der Schweiz brüten hauptsächlich im Wald, etliche Arten zudem auch in baumbestandenen Siedlungen. Ihr Index (SBI®-Teilindex Wald) stieg von 100 % 1990 auf 116 % 2016. Wie der Atlas 2013–2016 zeigt, profitierten viele Waldarten von einer naturnahen Waldbewirtschaftung (mehr Naturverjüngung, weniger monotone Fichtenforste im Flachland), einer Verdopplung des Totholzvolumens in knapp 20 Jahren und der Ausdehnung der Waldfläche vor allem im Alpenraum. In den Wäldern des Mittellands und des Juras ist die Totholzmenge aber auch heute noch gering. Allerdings hat auch der Holzvorrat zugenommen, weshalb Arten von lichten und strukturreichen Wäldern wie das Auerhuhn relativ wenige geeignete Lebensräume vorfinden.

Drastische Verluste bei den Brutvögeln des Kulturlands

Seit 25 Jahren werden für ökologische Leistungen in der Landwirtschaft namhafte Beiträge bezahlt. Welche Vogelarten im Kulturland zu fördern sind, hat der Bund in den «Umweltzielen Landwirtschaft» (UZL) festgelegt. Deren Index (SBI®-Teilindex Zielarten UZL) sank von 100 % 1990 auf 42 % 2016. Der Atlas 2013–2016 belegt, dass heute grossflächig weniger UZL-Arten zu finden sind als noch vor 20 Jahren. Und dort, wo die aktuellen Verluste gering sind, waren schon 1993–1996 nur noch wenige Kulturlandarten vorhanden.

Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung erfasst zunehmend auch die mittleren und höheren Lagen. So werden nährstoffarme Wiesen immer seltener und der erste Grasschnitt erfolgt stets früher. Derart früh geschnittene Wiesen werden zu ökologischen Fallen für Bodenbrüter wie Feldlerche und Braunkehlchen, denn die Bruten werden vermäht.

Mit den getroffenen Massnahmen ist somit nicht einmal eine Verlangsamung der Verarmung erreicht worden. Positive Beispiele an verschiedenen Orten zeigen aber, dass mit den vorhandenen Instrumenten eine solche Förderung machbar wäre. Dass dies flächig nicht der Fall ist, liegt daran, dass zu wenig Gewicht auf hochwertige Biodiversitätsförderflächen-Typen wie Buntbrachen gelegt wird und dass die Vernetzungsprojekte zu wenig auf die Bedürfnisse der Zielarten ausgerichtet sind.

Dennoch haben auch im Flachland einige Arten zugenommen, so Rotmilan, Turmfalke oder Rabenkrähe. Es



Die Änderung der Verbreitung der Langstreckenzieher (30 Arten) seit 1993–1996 zeigt in tieferen und mittleren Lagen praktisch durchgehend eine negative Bilanz.



Positive Entwicklung seit 1993–1996 des Vorkommens von acht häufigen Arten, für die Tot- und Altholz von grosser Bedeutung sind (Grünspecht, Schwarzspecht, Buntspecht, Mittelspecht, Kleinspecht, Haubenmeise, Mönchsmeise, Waldbaumläufer).



Schweizweit gehören Vögel des Kulturlands zu den grossen Verlierern: Änderung der Verbreitung seit 1993–1996 der Vogelarten der «Umweltziele Landwirtschaft» (UZL). Die Karte entstand durch die Kombination der Veränderungskarten von 35 Arten.



Die Vorkommen 2013–2016 der zehn selteneren Entenarten (Eiderente, Mandarinente, Kolbenente, Tafelente, Moorente, Reiherente, Knäkente, Löffelente, Schnatterente, Krickente) sind ein Hinweis dafür, wo strukturreiche Feuchtgebiete zu finden sind. Diese beherbergen noch weitere spezialisierte Feuchtgebietsbewohner.

handelt sich aber durchwegs um anpassungsfähige Vogelarten, die ihr Nest ausserhalb der Kulturen (z.B. Waldränder) haben und nicht auf Insekten als Nahrung angewiesen sind.

Feuchtgebiete und Gewässer: Hotspots der Artenvielfalt unter Druck

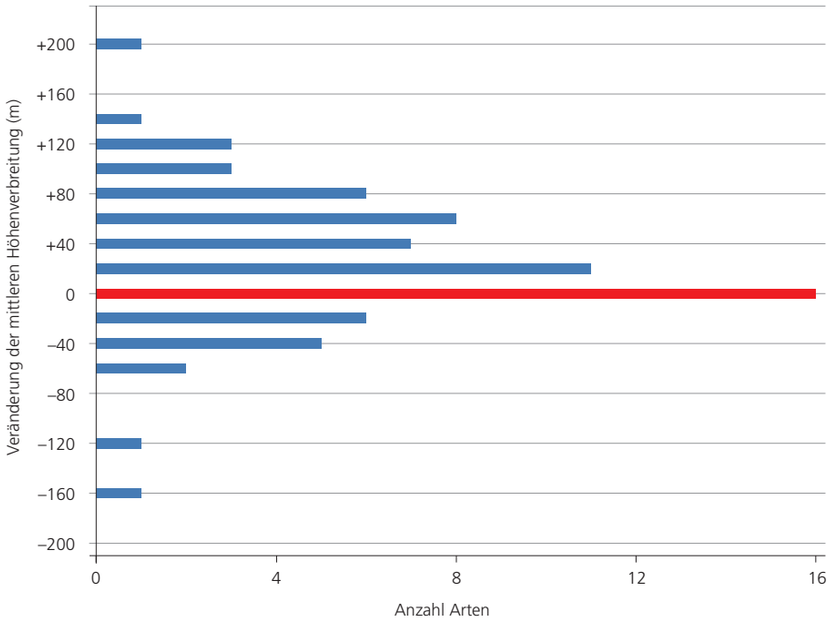
Die wenigen noch verbliebenen Feuchtgebiete sind heute meist gut geschützt und die Gebietspflege hat sich vielerorts verbessert. Die Bestände vieler Feuchtgebietsarten sind seit den Neunzigerjahren entsprechend etwas angestiegen. Doch sind sie nach wie vor klein und können die früheren Verluste nicht kompensieren. Neben Flächenverlust und Isolation der Feuchtgebiete liegen die Hauptprobleme beim Nährstoffeintrag und im Einfluss des Menschen auf den Wasserhaushalt, bedingt durch Wasserstandregulierungen und Drainage. Zudem werden diese Gebiete trotz Schutzstatus immer mehr durch menschliche Störungen verschiedenster Art beeinträchtigt. Revitalisierungen können Abhilfe schaffen, aber eine ausreichende Grösse, geeignete Pflege und eine gute Besucherlenkung sind essenziell, damit diese Gebiete auch seltenere Brutvögel wie Wasserralle und Zwergdommel beherbergen können.

Siedlungswachstum hilft nur wenigen Arten

Die Siedlungsfläche in der Schweiz dehnte sich von 1985 bis 2009 um rund 23 % aus. Gerade in den Übergangsbereichen zwischen Siedlung und Kulturland sind zwischenzeitlich viele ökologisch wertvolle Lebensräume (z.B. Hochstamm-Obstgärten) überbaut worden und naturnahe Restparzellen verschwunden. Vom Siedlungswachstum profitieren relativ wenige Vogelarten, auch wenn die Artenvielfalt im Siedlungsraum oft höher ist als im angrenzenden, intensiv genutzten Kulturland. Der Siedlungsraum wird aber zunehmend dichter bebaut und stärker versiegelt, und die verbleibenden Grünräume werden häufig zu intensiv gepflegt oder sind naturfern gestaltet. Ruderalflächen und extensiv gepflegte Randstrukturen, die ein reiches Samen- und Insektenangebot bieten, werden zusehends seltener. Auch Gebäudebrüter wie Mauersegler und Mehlschwalbe haben es schwer, denn sie sind stark von der Toleranz des Menschen abhängig. Zudem entstehen für sie als Folge der heutigen «perfekten» Bauweise kaum neue Nischen und im Zuge von Renovationen verschwinden viele bestehende.

Die Alpen – eine Welt im Umbruch

Die Alpen nehmen rund 60 % der Landesfläche ein. Durch den grossen Höhengradienten und die landschaftliche Vielfalt vermögen sie etliche Negativtrends von Brutvögeln abzuschwächen: Arten wie Kuckuck oder Gartenrotschwanz sind im Mittelland weitgehend verschwunden, im Alpenraum aber noch relativ gut vertreten. Doch auch hier macht sich die zunehmende landwirtschaftliche Intensivierung bemerkbar, und die Bestände beispielsweise von Braunkehlchen und Feldlerche nehmen drastisch ab. Zudem wachsen in Grenzlagen viele offene, oft artenreiche Flächen infolge der Aufgabe der Nutzung zu. Immer mehr touristische Infrastrukturen und Freizeitaktivitäten führen dazu, dass störungsarme Räume zusehends kleiner



Änderung der durchschnittlichen Höhenverbreitung von 71 Brutvogelarten zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Die Arten, deren Höhenverbreitung gestiegen ist (oberhalb der roten Säule), sind deutlich zahlreicher als die Arten mit einer tieferen Höhenverbreitung (unten).

werden. Die Klimaerwärmung ist in den Alpen doppelt so stark wie im Durchschnitt der nördlichen Hemisphäre. Dies hat bereits jetzt Auswirkungen, wie die Rückgänge von Alpenschneehuhn und Ringdrossel zeigen.

Die Klimaerwärmung wirkt sich aus und drängt viele Brutvögel nach oben

Das Klima in der Schweiz ist in den letzten 30 Jahren deutlich wärmer geworden. Die Winter werden kürzer und die Vegetation entwickelt sich früher. Das dürfte mit ein Grund dafür sein, dass Vogelarten aus dem Mittelmeerraum in der Schweiz zunehmen. Zudem hat sich die Höhenverbreitung der Brutvögel zwischen 1993–1996 und 2013–2016 im Durchschnitt um 24 m nach oben verschoben. Die mittlere Höhenverbreitung von fast zwei Drittel der 71 eher häufigen Arten hat sich erhöht, bei 22 davon sogar um mehr als 50 m. Dagegen ist die Höhenverbreitung nur bei 4 Arten um mehr als 50 m gesunken.

Besorgniserregend ist vor allem, dass 20 Arten mit unterschiedlichen Lebensraumansprüchen (z.B. Trauerschnäpper, Alpenbraunelle, Baumpieper) ein gemeinsames Muster zeigen: Sie nehmen in tieferen Lagen ab und in höheren Lagen zu. Dieser Effekt dürfte sich in Zukunft weiter verstärken. Weil die Fläche geeigneter Lebensräume mit steigender Höhe abnimmt, läuft diese Entwicklung auf Bestandsverluste hinaus.

Die Artenförderung verhalf einigen gefährdeten Arten zur Trendwende

Eine Reihe gefährdeter Arten kann nur mit spezifischen Massnahmen erhalten und gefördert werden. Seit 2003 verstärkt das Programm «Artenförderung Vögel Schweiz» die Anstrengungen zum Schutz ausgewählter Vogelarten. Der Atlas 2013–2016 bestätigt, dass die Bemühungen erfolgreich sind. So lassen sich einige Arten mittels Nisthilfen fördern, beispielsweise Schleiereule, Flussseeschwalbe, Wiedehopf und Dohle. Bei anderen Arten sind gezielte Massnahmen zur Aufwertung des Lebensraums nötig. Dass dies funktioniert, zeigen Steinkauz, Wendehals und Mittelspecht. Um die Bestände dieser Arten langfristig zu sichern, muss die Artenförderung weitergeführt werden. Andere Arten werden wegen Bestandsrückgängen neu in die Artenförderung aufgenommen werden müssen. Damit diese dringenden Herausforderungen zu meistern sind, braucht es die nötigen finanziellen Mittel sowie gegenseitiges Verständnis und eine enge Zusammenarbeit zwischen Behörden, Naturschutz, Landbesitzern und Landnutzern.

Fazit

Der Atlas 2013–2016 zeigt für etliche Vogelarten ein erfreuliches Bild. Das hängt oft auch damit zusammen, dass diese Arten den Wald bewohnen und von den dortigen Verbesserungen profitieren. Dies kann aber nicht darüber hinweg täuschen, dass viele seltene Arten seit 1993–1996 noch seltener geworden sind und dass aufwändige Massnahmen notwendig sind, damit sie nicht ganz verschwinden.

Die menschlichen Aktivitäten haben einen immer stärkeren Einfluss auf die Vogelwelt. Neben dem Landschaftswandel nehmen vor allem Störungen durch Freizeitaktivitäten zu. Daher sind für unsere Vögel Refugien zu schaffen – seien sie zeitlich und/oder räumlich. Im Wald muss die naturnahe Waldbewirtschaftung weitergeführt und Totholz insbesondere im Mittelland und Jura gefördert werden. Im Kulturland sind viel stärkere Anstrengungen für einen wirklich greifenden ökologischen Ausgleich notwendig. Feuchtgebiete und Gewässer sollten besser vor negativen Einflüssen (z.B. Störungen, Nährstoffe, Pestizide, Entwässerung) geschützt werden. Zudem müssen mehr und grosse Revitalisierungsprojekte umgesetzt werden. In den Siedlungsräumen sind unüberbaute Flächen und vor allem ökologisch wertvolle Bereiche zu erhalten oder bei einer Überbauung entsprechend zu ersetzen. Bauen ausserhalb der Bauzone muss wirksam gestoppt werden. Wertvolle Ersatzlebensräume wie Kiesgruben und Steinbrüche sind auch nach dem Ende der Nutzung zu erhalten. Auch Konsumentinnen und Konsumenten können einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der heimischen Biodiversität leisten, indem sie bewusst biodiversitätsfreundlich und regional produzierte Produkte kaufen. Und rund ums eigene Haus oder auf dem Balkon kann mit einheimischer Bepflanzung, einer vielfältigen Gestaltung und einem Verzicht auf Pestizide viel für die Vögel gemacht werden.

Der Atlas 2013–2016 enthält eine Fülle von Daten und zeigt auf, wo die Probleme unserer Brutvögel liegen. Wir hoffen, dass er mithelfen kann, Lösungen anzugehen und etlichen zurückgedrängten Vogelarten wieder zu einer erfolgreichen Rückkehr zu verhelfen.

Ein neues Standardwerk der Umweltbeobachtung: der Brutvogelatlas 2013–2016

Die Entwicklung der Verbreitung der Schweizer Brutvögel ist ein Spiegelbild unseres Umgangs mit Natur und Umwelt. Der vorliegende Atlas zeigt die Verbreitung der Brutvögel über einen Zeitraum von über 60 Jahren auf und dokumentiert die zahlreichen Veränderungen in Bestandsdichte und Höhenverbreitung seit 1993–1996.

Unsere mehr als 200 Brutvogelarten brauchen ein vielfältiges Angebot an Lebensräumen und Strukturen. Deshalb zeigt die Entwicklung der Verbreitung der Brutvögel sehr gut auf, wie sich unsere Landschaft wandelt und welche Auswirkungen dies auf die Natur hat. Viele der vom Menschen verursachten Veränderungen laufen mit hoher Geschwindigkeit ab. Wie schon die beiden Brutvogelatlanten der Schweiz gezeigt hatten, deren Feldaufnahmen 1972–1976 und 1993–1996 stattfanden, widerspiegelt sich dies in der Verbreitung zahlreicher Arten auf dramatische Weise. Seit dem letzten Atlas hat sich nicht nur der Landschaftswandel beschleunigt. Dass sich dieser Wandel auch auf die Verbreitung einzelner Arten ausgewirkt hat, zeigen die verschiedenen Überwachungsprojekte der Schweizerischen Vogelwarte. Sie dokumentieren beispielsweise den Niedergang einst häufiger Arten wie der Feldlerche. In jüngster Zeit mehren sich zudem die Auswirkungen der Klimaerwärmung auf Verbreitung und Häufigkeit einiger Arten.

Wie wirkt sich die zunehmende Überbauung im Mittelland oder die wieder zunehmende Bewaldung im Alpenraum aus? Konnte der ökologische Ausgleich in der Landwirtschaft die Abnahme der Vögel aufhalten, die auf landwirtschaftlich genutzte Flächen angewiesen sind? Welche Auswirkungen hat die Klimaerwärmung auf die Vogelwelt – sind wärmeliebende Arten tatsächlich eingewandert oder häufiger geworden? Die Beantwortung solcher Fragen ist in unserer Zeit wichtiger denn je. Die Antworten und Erkenntnisse zeigen uns, wie wir künftig mit unserer Natur und unseren Landschaften umgehen sollten und welche Korrekturen am heutigen Tun und Lassen nötig sind.

Lang- und kurzfristige Veränderungen dokumentiert

Erklärtes Ziel der Vogelwarte ist es, Verbreitung und Bestände aller Brutvögel alle 20 Jahre mit einem Atlas zu erfassen. Der Atlas 2013–2016 ist der dritte Atlas in dieser Folge. Zusammen mit dem «Historischen Brutvogelatlas», mit dem die Verbreitung der Brutvögel 1950–1959 dokumentiert worden ist, deckt er einen Zeitraum von über 60 Jahren ab, über den wir Veränderungen in der Verbreitung aufzeigen können. Er ist nach dem Atlas 1993–1996 der zweite Atlas, der Angaben über Bestandsdichten macht und der erste, der diesbezügliche Veränderungen analysiert. Die vielfach beobachtete oder vermutete



Ingrid Fürderer

Die Feldlerche gehört zu den Verlierern: Sie stellt eigentlich keine grossen Ansprüche an ihren Lebensraum. Trotzdem kommt sie vor allem mit der aktuellen Bewirtschaftung des Kulturlands nicht mehr zurecht und geht dramatisch zurück.

Ausdünnung von Brutbeständen bei ungefähr gleichbleibender Verbreitung wird somit erstmals landesweit deutlich. Mit solchen quantitativen Daten können Fragen nach den Auswirkungen von Biodiversitätsförderflächen oder der veränderten Zusammensetzung des Waldes beantwortet werden. Auch sind heute detailliertere Analysen zur Höhenverbreitung möglich.

Mit dem Atlas 2013–2016 wurden für sämtliche Brutvogelarten der Schweiz und des Fürstentums Liechtenstein folgende Hauptresultate erarbeitet:

- Verbreitung (Raster 10 × 10 km) sowie Entwicklung der Verbreitung im Vergleich zu 1950–1959, 1972–1976 bzw. 1993–1996
- Dichte oder Vorkommenswahrscheinlichkeit (modelliert für 1 × 1 km) sowie deren Entwicklung seit 1993–1996
- Höhenverbreitung sowie deren Entwicklung seit 1993–1996
- Nationaler Bestand

Immenses Engagement durch Freiwillige

Weil die Vögel durch ihre Färbung und ihren Gesang Menschen faszinieren, gibt es viele qualifizierte, erfahrene Ornithologinnen und Ornithologen. Die Vogelwarte kann sich glücklich schätzen, dass diese Beobachterinnen und Beobachter mit ehrenamtlicher Arbeit entscheidend zum Gelingen dieses Atlas beigetragen haben, indem sie zahllose Stunden mit Kartieren, Auszählen von Kolonien oder der Suche nach seltenen und heimlichen Arten investiert haben. Die über 2300 Kilometerquadrate, in denen Bestandserhebungen stattfanden, sind zufällig ausgewählt und damit repräsentativ. Neben Kulturland- und Waldflächen wurden auch Stadtzentren, Siedlungs- und Industriegebiete sowie kahle Flächen weit oberhalb der Waldgrenze bearbeitet, aber auch sehr artenreiche Lebensräume wie Auenwälder oder Feuchtgebiete. Nicht immer waren es Orte, die man sich zum Beobachten von Vögeln aussuchen würde. Aber bei der Feldarbeit für den Atlas ist eben alles ein bisschen anders! Die Mitarbeitenden haben in den vier Feldsaisons manche Gegenden durchstreift, die sonst nur selten ornithologisch erkundet werden. Wir bedanken uns ganz herzlich dafür, dass wir dieses ausserordentliche Potenzial an Fachwissen nutzen durften und dass so viele Beobachterinnen und Beobachter mit ihrem Engagement die Aufnahmen für den Brutvogelatlas überhaupt erst ermöglicht haben.

Wichtige Quelle für zukünftige Arbeiten

Wir erhoffen uns viel vom Brutvogelatlas 2013–2016: Er wird wie seine Vorgänger ein Standardwerk der Ornithologie und des Vogelschutzes der Schweiz und Liechtensteins sein. Zudem wird er eine unerlässliche Grundlage für gezielte Massnahmen zur Erhaltung und Förderung bedrohter Vogelarten sein. Die Resultate sind die Basis für Folgearbeiten, beispielsweise für die künftige Revision der Roten Liste der gefährdeten Vogelarten der Schweiz. Damit der Zugang zu den Resultaten für alle Interessierten gewährleistet wird, hat die Vogelwarte viel investiert, um die Ergebnisse in vier Sprachen auch online anzubieten (www.vogelwarte.ch/atlas). Die Feldarbeiten für den Brutvogelatlas 2013–2016 haben der Schweizer Ornithologie einen zusätzlichen Schub verliehen. Wir wollen mit diesem Gemeinschaftswerk, das nur dank der Unterstützung von über 3000 Ornithologinnen und Ornithologen aus allen Landesteilen entstehen konnte, möglichst viele Menschen für Vögel begeistern.

Peter Knaus



Markus Jenny

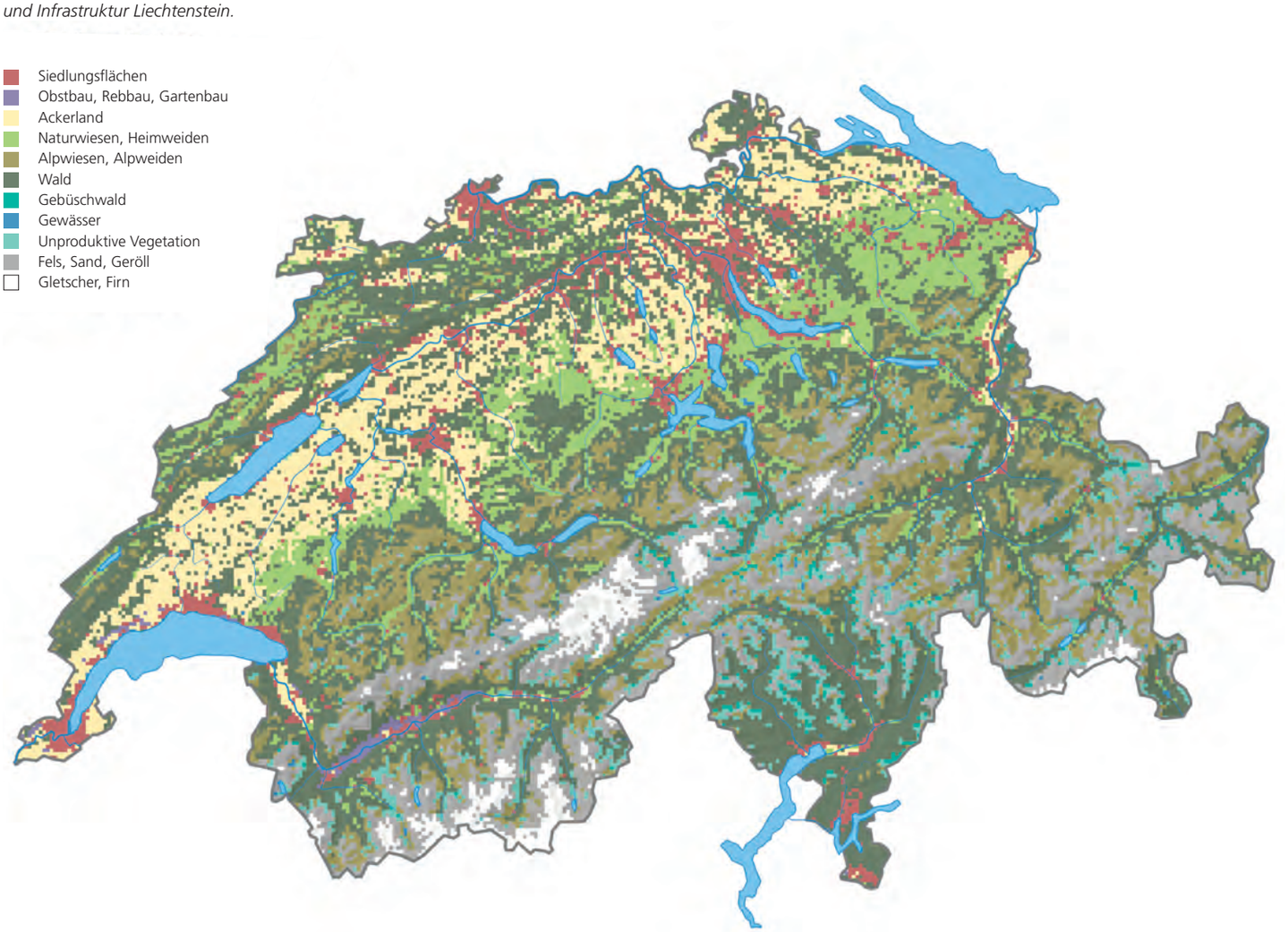
Der Atlas 2013–2016 belegt, dass in Gebieten mit naturnaher Bewirtschaftung immer noch gute Bestände von Kulturlandarten vorhanden sind. Damit liefert er wichtige Grundlagen für gezielte Massnahmen zur Förderung bedrohter Vogelarten.

Veränderungen der Lebensbedingungen der Brutvögel in der Schweiz

Das Schweizer Territorium mit einer Gesamtfläche von 41 285 km² besteht zu 35,9 % aus Landwirtschaftsflächen und zu 31,3 % aus mit Wald bestockten Arealen. Die unproduktiven Gebiete umfassen 25,3 %. Siedlungen beanspruchen zwar nur 7,5 % der Landesfläche, sind aber zwischen 1985 und 2009 um über 23 % bzw. jährlich um 0,9 % gewachsen. Über zwei Drittel der Siedlungsflächen befinden sich in Höhenlagen unterhalb von 600 m[8].

Zwischen 1985 und 2009 hat sich die Landnutzung bedeutend geändert. Mit einer Ausdehnung um nahezu ein Viertel sind die Siedlungsflächen weitaus am stärksten gewachsen. Die prozentuale Zunahme des Waldes ist mit 3,1 % zwar viel geringer, flächenmässig aber immerhin zwei Drittel so gross wie jene des Siedlungszuwachses. Diese beiden Hauptbereiche sind auch nahezu in der gesamten Schweiz für die kleinflächig dominierenden Veränderungen verantwortlich – in tiefen Lagen in Form von Siedlungsbauten, in hohen Lagen als Aufwuchs neuer Wälder oder Gehölze. Diese Entwicklungen gingen überwiegend auf Kosten der Landwirtschaftsflächen (infolge Siedlungsbauten oder Aufgabe der Bewirtschaftung mit anschliessender Vergandung) und der übrigen Naturräume (infolge Einwaldung)[8].

Vorherrschende Bodennutzung in der Schweiz 2004–2009 für Quadrate von 1 × 1 km. Quelle: Arealstatistik – Bundesamt für Statistik (BFS) & Amt für Bau und Infrastruktur Liechtenstein.



Wald

Der Wald weist dank der naturnahen Bewirtschaftung eine vergleichsweise gute ökologische Qualität auf. Defizite bestehen bei den lichten Pionierphasen und den tot- und altholzreichen späten Entwicklungsphasen des Waldes. Zukünftige Herausforderungen wie die Klimaerwärmung, intensivierte Forstwirtschaft im Rahmen der Energiewende und zu starke Erholungsnutzung könnten sich aber negativ auswirken.

Die Schweiz weist einen Waldanteil (inkl. Gebüschwald) von rund einem Drittel der Landesfläche aus. Die Alpensüdflanke (52 % Waldanteil) und der Jura (41 %) sind die waldreichsten Regionen, die Alpen (27 %) und das Mittelland (25 %) die waldärmsten. Die Voralpen stehen mit 35 % Wald im Mittelfeld[7].

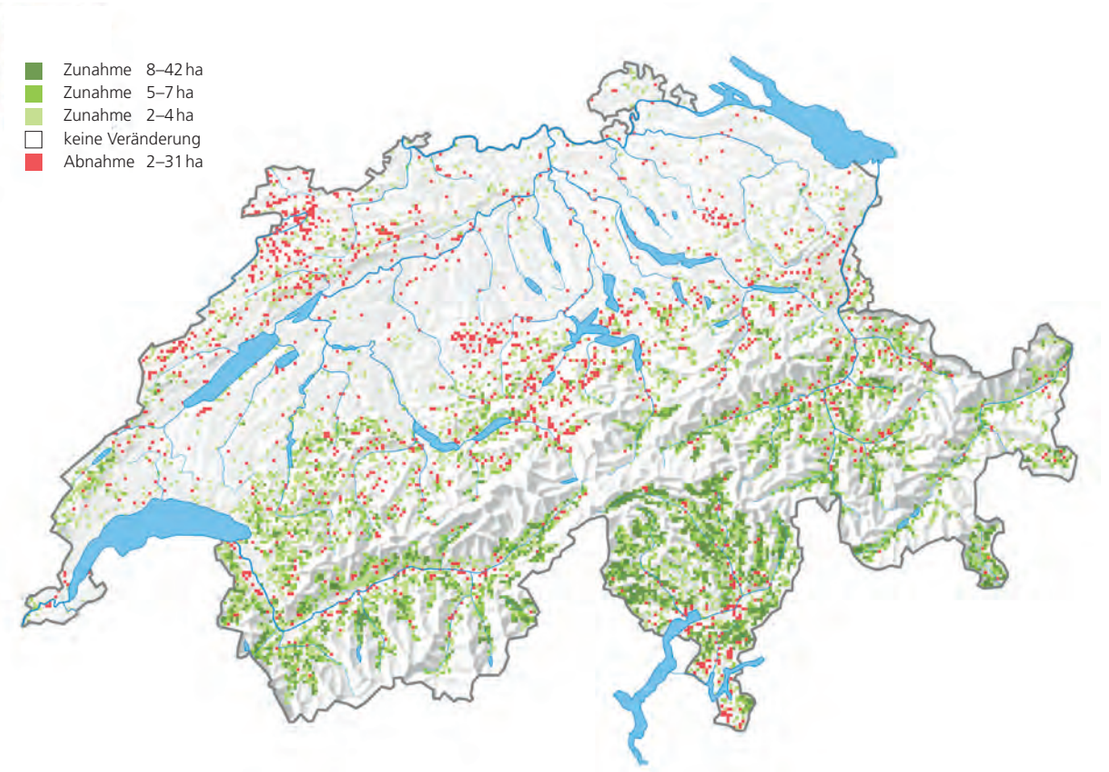
Nadelwälder bedecken mit 62 % gegenüber den Laubwäldern mit 38 % den grösseren Teil unserer Waldfläche[1]. Der jeweilige Anteil unterscheidet sich jedoch je nach Höhenlage stark: In den tiefen Lagen dominieren die hier natürlicherweise vorkommenden Laubwälder mit der Buche – in der Südschweiz zusätzlich mit der Edelkastanie – als dominanter Baumart. Ahorne, Esche und Eichen sind oft beigemischt und auf trockenen oder feuchten Lagen gegenüber der Buche dominant. Daneben gibt es auch in den tiefen Lagen mit Fichte und Tanne gemischte Flächen sowie nicht standortgerechte Bestockungen mit reinen Nadelwäldern. Letztere bedecken rund 20 % der hier eigentlich natürlicherweise durch Laubhölzer bewachsenen Fläche[15, 18]. Mit zunehmender Höhe steigt der Anteil an Nadelbäumen, und Laubbäume werden seltener. Buchen-Tannenwälder und darüber Tannen-Fichtenwälder sind hier die Regel. In den hohen Lagen dominiert schliesslich der hier natürlicherweise vorkommende reine Nadelwald grösstenteils mit Fichte, in geringerem Masse mit Föhre, Lärche und Arve, und geht gegen die Waldgrenze hin in stark aufgelockerten Wald oder Gebüschwald mit der strauchartig wachsenden Grünerle und Legföhre über.

Weniger vielfältige Bewirtschaftung als früher

Fast 90 % des Waldes werden bewirtschaftet. Dabei werden die Bäume oft in der Optimalphase, also maximal in der Hälfte ihres biologisch möglichen Alters genutzt. Zwei Drittel der Bestände weisen Bäume gleichen Alters bzw. gleichen Brusthöhendurchmessers (BHD) auf. Bezeichnend ist in diesen Wäldern die schichtartig ausgeprägte vertikale Struktur. Auf rund 20 % der Waldfläche sind in den Beständen dagegen Bäume verschiedenen Alters nahe beieinander vorhanden – von Jungwuchs bis zu alten und



Verteilung von Laubwald, Nadelwald und verschiedenen Mischwäldern in der Schweiz. Laubwälder herrschen vor allem im Tessin, in Teilen des Juras sowie am Jurasüdfuss vor. In weiten Teilen des Mittellands finden sich hauptsächlich Mischwälder. Quelle: Waser et al. (2017).



Veränderung der Waldflächen zwischen 1979–1985 und 2004–2009 in ha. Angegeben sind die Veränderungen für ein Quadrat von 1 × 1 km. Quelle: Arealstatistik – Bundesamt für Statistik (BFS) & Amt für Bau und Infrastruktur Liechtenstein.

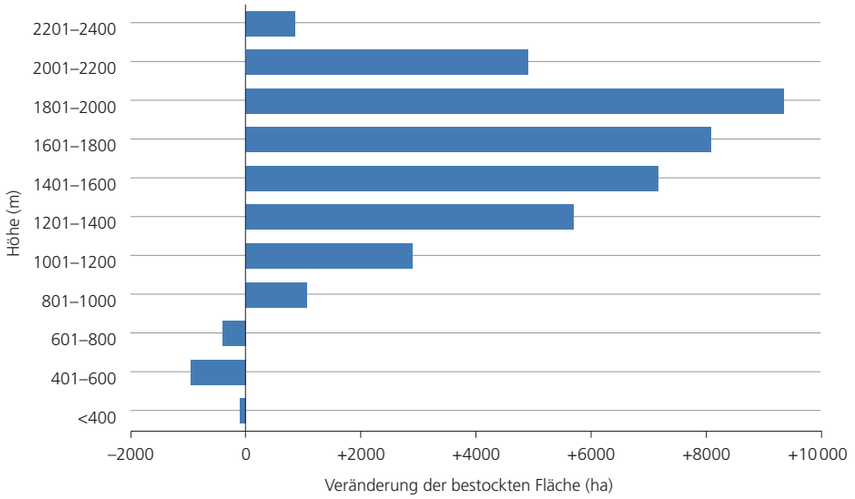
dicken Bäumen. Solche Flächen weisen dadurch vertikal eine hohe Stufigkeit auf.

Diese durch zwei verschiedene Bewirtschaftungsweisen – schlagweiser Hochwald bzw. Plenter- und Dauerwald – hervorgegangenen Waldnutzungsformen gehen meist mit einem hohen Holzvolumen an lebenden Bäumen (sog. Vorrat) einher. Mit 352 m³/ha liegt die Schweiz diesbezüglich an der europäischen Spitze [1].

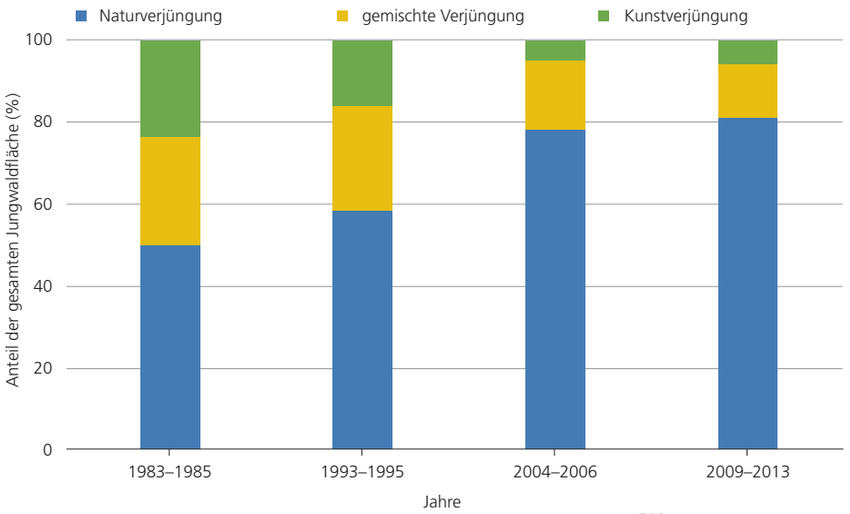
Andere Bewirtschaftungsformen wie Nieder- und Mittelwälder (5 %) in den Tieflagen des Mittellands und Juras, Wytweiden im Jura, Graubünden und Wallis (7 %) sowie Kastanienselven im Tessin (0,2 %) sind nur noch auf Restflächen vertreten. Denn diese traditionellen Bewirtschaftungsformen, die magere und lichtreiche Waldtypen schufen und damit die Waldvielfalt mitprägten, verlieren zunehmend an Bedeutung [13]. Ebenfalls nur noch reliktartig vorhanden sind seit langer Zeit unbewirtschaftete Natur- und Auenwälder, in denen die natürlichen Prozesse ungestört ablaufen und sich alle Phasen eines Waldes ausprägen können. Unberührte Wälder existieren in der Schweiz praktisch nicht mehr (0,01 % der Waldfläche) [15].

Anhaltender Zunahme der Waldfläche und des Vorrats

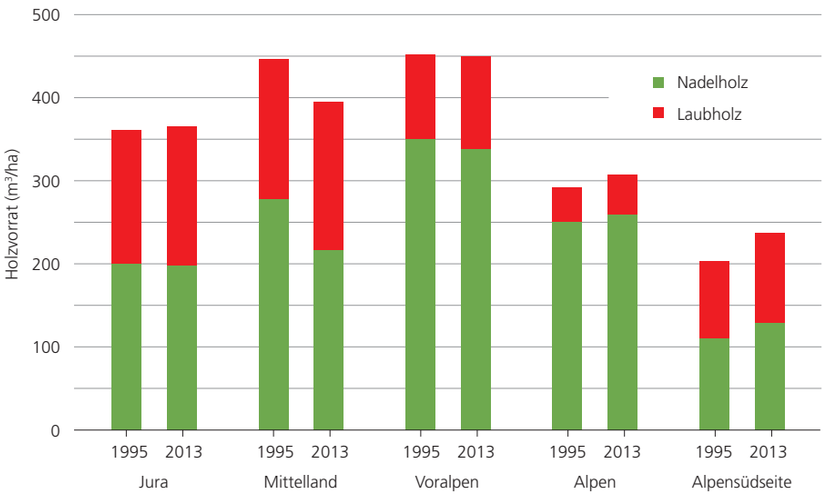
Veränderungen im Wald werden durch das Landesforstinventar (LFI) periodisch erfasst. Ab 1983 wurde ein umfangreicher Merkmalskatalog bisher dreimal vollständig erhoben (1983–1985, 1993–1995 und 2004–2006). Seit



Veränderung der bestockten Fläche nach Höhenlage, 1985–2009. Die Waldfläche nimmt in Lagen oberhalb von 800 m zu, vor allem infolge der Aufgabe von vormals landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Unterhalb von 800 m kam es zu einer leichten Abnahme der Waldfläche, hauptsächlich zugunsten von Siedlungsflächen. Quelle: Bundesamt für Statistik (2015a).



Die Jungwaldfläche mit künstlicher und gemischter Verjüngung nimmt immer mehr ab und liegt aktuell bei noch rund 20 % der gesamten Jungwaldfläche. Quelle: BAFU (2017a).



Holzvorrat der Laub- und Nadelbäume in fünf Regionen jeweils gemäss dem Landesforstinventar 1993–1995 und 2009–2013. Quelle: Rigling & Schaffer (2015d).

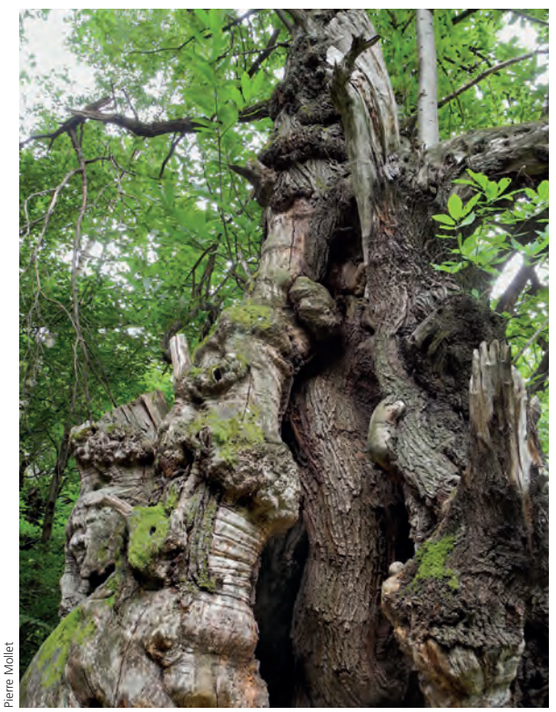
2009 läuft eine jährlich kontinuierliche Aufnahme, das vierte LFI, von der die Ergebnisse bis 2013 vorliegen [7].

Bis heute ist die Zunahme der Waldfläche und des Vorrats seit der Sicherung der Waldfläche durch das erste eidgenössische Forstpolizeigesetz (1876) ungebrochen [11]. So erhöhte sich die Waldfläche zwischen 1993–1995 und 2009–2013 um 7 % und der Vorrat um 3 %, wobei es grosse regionale Unterschiede gibt [1, 7]. Die Waldfläche stieg besonders im Mittelland und im Jura in dieser Zeitspanne nicht, und der Vorrat sank sogar (im Mittelland um 11 %). Dagegen erhöhte sich die Waldfläche an der Alpennordflanke um 8 % sowie in den Zentralalpen und auf der Alpensüdflanke sogar um 15 bzw. 12 % [1]. Stark zugenommen hat der Holzvorrat mit 15 % in den Zentralalpen sowie mit 30 % auf der Alpensüdseite [15]. Dieser Zuwachs erfolgte vor allem in Lagen über 1200 m und ist nicht mehr auf Aufforstungen zum Schutz vor Naturgefahren zurückzuführen, sondern eine Folge der Nutzungsaufgabe von wenig produktiven oder schwer erreichbaren Flächen. Die Klimaerwärmung begünstigt zudem das Baumwachstum in höheren und unproduktiven Lagen und verschiebt die Wald- bzw. Baumgrenze wieder nach oben. Eine entscheidende Rolle bei der Vorratszunahme spielen auch die geringere Holznutzung in schwer zugänglichen Lagen, die hohen Holzerntekosten und die sinkenden Holzpreise.

Dennoch sind die Wälder in der Schweiz aus ökologischer Sicht eher jung. Im Mittelland sind nur 11 % aller Bestände älter als 120 Jahre und 0,5 % älter als 180 Jahre, in den Alpen sind bloss 7 % der Waldbestände älter als 180 Jahre [15]. Gesamtschweizerisch sind 0,4 % der Wälder älter als 250 Jahre [7]. Waldbestände mit wirtschaftlich nicht mehr interessanten, über 120 Jahre alten Bäumen sind seit 1993–1995 sowohl in der ganzen Schweiz (–18 %) als auch in den einzelnen biogeografischen Regionen anteilsmässig rückläufig [1].

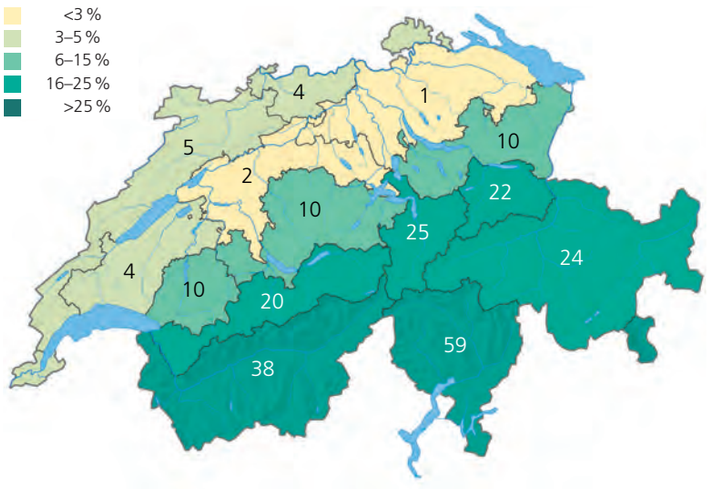
Naturnäher durch mehr Naturverjüngung, Totholz und Biotopbäume

Die seit dem Jahrtausendwechsel fast flächendeckende Praxis der natürlichen und standortgerechten Waldverjüngung

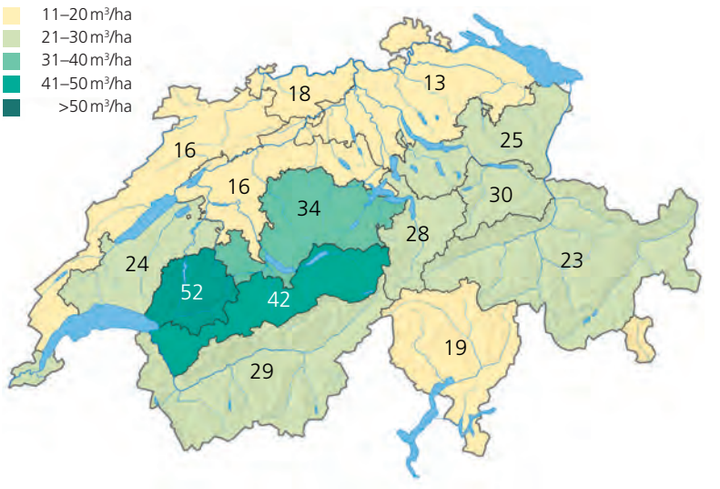


Pierre Mollet

Sehr alte Bäume (sog. Biotopbäume) wie diese Tessiner Kastanie weisen eine Vielzahl von Löchern, Spalten, Ritzen und abgestorbenen Stellen auf, in denen spezialisierte Organismen leben.



Anteile der Waldfläche, die seit über 50 Jahren frei von forstlichen Eingriffen sind. Quelle: Brändli et al. (2015).

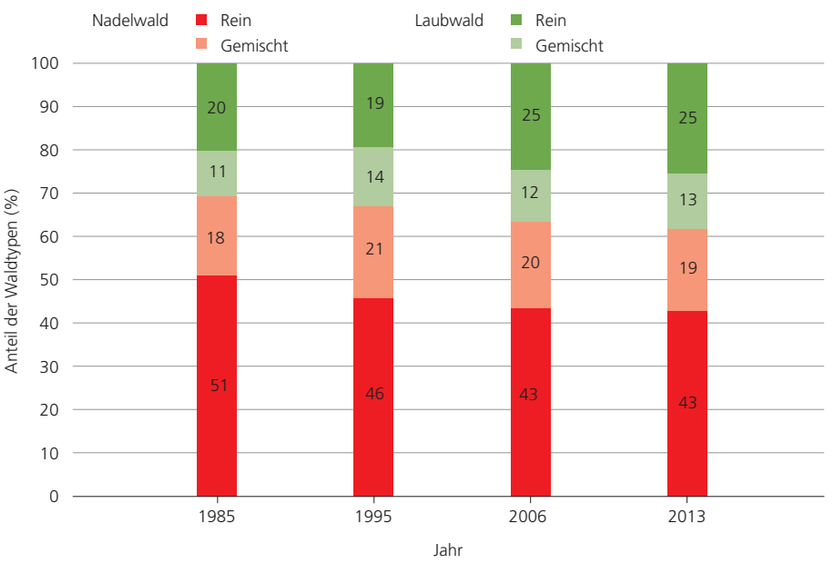


Das mittlere Totholzvolumen im Wald ist in den westlichen Voralpen am grössten. Quelle: Brändli et al. (2015).

hat die naturfernen Bestockungen – Flächen mit höherem Nadelbaumanteil als von Natur aus vorkommend – um ein Fünftel verringert und vor allem in den Tieflagen den Anteil an dort natürlich vorkommenden Laubwäldern um 19 % ansteigen lassen [1]. Die aus wirtschaftlicher Sicht interessanten, in Tieflagen aber nicht standortgerechten Fichtenforste haben dort volumenmässig um ein Drittel oder flächenmässig von 11 auf 6 % abgenommen [1]. Die Stürme «Vivian» 1990 und «Lothar» 1999, die darauffolgenden Borkenkäferbefälle und die Trockenperiode im Jahr 2003 haben dabei stark mitgeholfen. Die erwähnten Stürme haben in den betroffenen Waldflächen zudem die Strukturvielfalt erhöht.

Durch den immer mehr in die forstliche Praxis einfliessenden Gedanken der Biodiversitätsförderung hat sich das Totholzvolumen zwischen 1993–1995 und 2009–2013 von durchschnittlich 11 auf 26 m³/ha mehr als verdoppelt [1]. Das nun vorhandene Volumen zählt sogar zu einem der höchsten Mittelwerte in Europa [17], doch sind die regionalen Unterschiede in der Schweiz beträchtlich. In den intensiver genutzten Wäldern im Mittelland und Jura gibt es nach wie vor nur halb so viel Totholz wie in den Voralpen und Alpen, obwohl in diesen Regionen ebenfalls eine starke Zunahme des Totholzes von 127 bzw. 256 % zwischen 1993–1995 und 2009–2013 stattgefunden hat [1]. In den stark genutzten Wäldern dürfte sich das Vorkommen von Totholz zu einem erheblichen Teil auf Sturmwurfflächen des Orkans «Lothar» konzentrieren, während es in anderen Flächen immer noch beinahe fehlt. Da sind die vom Bund bis 2030 angestrebten Mengen von 20 m³/ha im Mittelland und Jura auf vielen Flächen noch nicht erreicht, und die Verteilung des Totholzes ist unbefriedigend [3].

Verteilung der Waldtypen zwischen 1985 und 2013. Reine Nadelwälder kommen trotz eines leichten Rückgangs nach wie vor am häufigsten vor. Quelle: Rigling & Schaffer (2015d).



Durch die Biodiversitätsförderung ist ebenfalls eine Zunahme von dicken Bäumen (Brusthöhendurchmesser mindestens 80 cm, sog. Giganten) im Vergleich zu 1993–1995 festzustellen (1,7 gegenüber 1,1 Bäume/ha) [15]. Da sich mit dem Alterungsprozess und durch äussere Einflüsse bei Bäumen oft Faulstellen, Risse, Spalten und Höhlen sowie Moos- und Flechtenbewuchs bilden, bieten ältere, grosse Bäume als sogenannte Biotopbäume (oder Habitatbäume) verschiedensten Organismen einen Lebensraum oder dienen als Nahrungsquelle [13, 14]. Der Unterschied zwischen der aktuellen Anzahl Giganten in unseren bewirtschafteten Wäldern und der Menge in Naturwäldern bleibt aber immer noch gross [12]. In Buchenurwäldern in den ukrainischen Karpaten gibt es rund 30-mal mehr solche Bäume [6].

Auf dem Weg zu einem ökologischen Hotspot?

Das Waldgesetz von 1991 verpflichtet die Eigentümer und Forstleute zur naturnahen Bewirtschaftung. Dank dem naturnahen Waldbau und dem Flächenschutz weist der Wald eine im Vergleich zu anderen Lebensräumen gute ökologische Qualität auf [3, 15]. Der erfreulichen Entwicklung des zunehmenden Einbezugs der Biodiversitätsförderung in die forstliche Praxis in den letzten Jahre stehen aber auch gewisse Veränderungen gegenüber, die aus ökologischer Sicht nicht erfreulich sind.



ETH-Bibliothek, Sammlung Documenta Natura, Hans Kobi; Roger Huber

Im Val de Cafegns/Schluein GR holt sich der Wald sein früheres Territorium zurück. Die Waldlichtung wächst 1989 allmählich zu und Waldränder gehen verloren (links). Elf Jahre später ist das Haus unter den aufgewachsenen Bäumen kaum mehr zu erkennen (rechts). Die Wiederbewaldung betrifft insbesondere abgelegene Alpentäler.

Weil lichtreiche Waldtypen nur noch auf Restflächen vorkommen und der restliche Wald mehrheitlich mittelalt und vorratsreich ist, finden licht- und wärmeliebende Arten nur noch wenige geeignete Lebensräume vor[9]. Aber auch späte Entwicklungsphasen des Waldes mit vielen alten Bäumen und grosser Menge an Totholz haben vor allem in Tieflagen nur noch einen marginalen Flächenanteil. Trotz des anhaltenden Anstiegs der Totholzmenge sind aus Sicht der Biodiversität die Qualität und die Verteilung des Totholzes unbefriedigend. So wäre eine Zunahme von Totholz mit grossen Durchmessern und in fortgeschrittenem Zersetzungsstadium nicht nur in den totholzarmen Gebieten ein Gewinn[19]. Durch die vermehrte Nutzung von Energieholz, bei der nicht nur das Stammholz aus dem Wald entfernt wird, sondern auch die Krone und ökologisch wertvolle Bäume von geringer Holzqualität, könnte der Totholzanteil ohne Gegenmassnahmen aber in Zukunft wieder sinken[10].

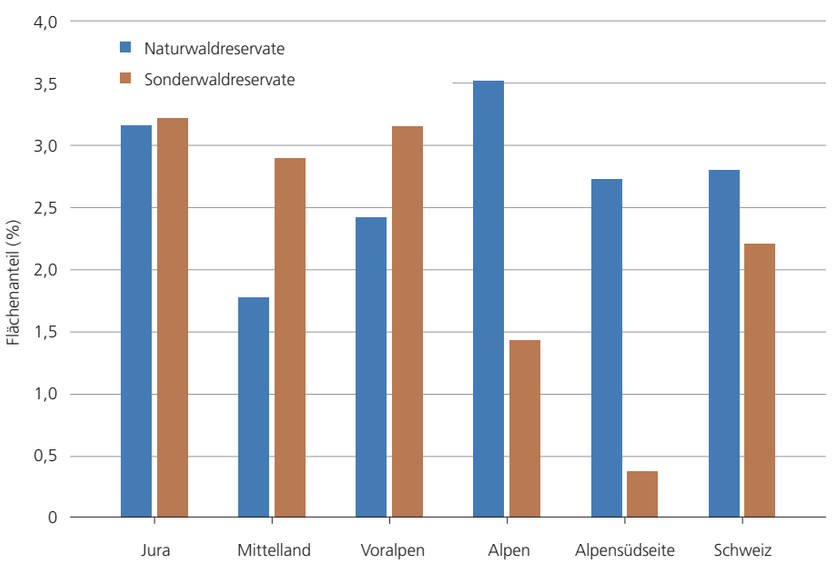
Am Mangel an späten, totholzreichen und lichten Phasen der Waldentwicklung haben auch die bereits auf rund 6 % der Waldfläche angewachsenen, vor konventioneller Holznutzung vertraglich geschützten Waldreservate[4] noch nichts geändert. Zudem sind die Reservate ungleichmässig über die Schweiz verteilt.

Auch die Zunahme der Waldfläche birgt nicht nur positive Aspekte. So ist mit dem Einwuchs in ökologisch wertvolle Lebensräume wie etwa Trockenwiesen und durch das Zusammenwachsen von Waldflächen und damit den Verlust von Waldrändern aus Sicht der Biodiversität auch ein unerwünschter Prozess im Gang. Daneben sind aber auch viele noch bestehende Waldränder von mangelnder ökologischer Qualität. Bei 84 % fehlt ein genügend breiter und strukturierter Strauchgürtel, der gegen aussen in einen Krautgürtel übergeht. Dies ist insbesondere im Mittelland, im Jura und in den Voralpen der Fall[15].

Der Wald ist auch als Freizeit- und Erholungsgebiet immer beliebter. Das Besucheraufkommen und die Vielfalt der Aktivitäten im Wald werden vor allem in der Nähe von Ballungsräumen immer grösser und machen je länger je mehr auch vor nächtlichen Stunden keinen Halt. Bereits relativ geringe menschliche Störungen während des Tages können aber die Dichte und Artenvielfalt der Brutvögel reduzieren[5]. Schliesslich beeinträchtigen auch die Trends in der Waldbewirtschaftung zu immer grösseren Holzerntemaschinen sowie das Durchführen von forstlichen Eingriffen während des ganzen Jahres – somit auch in der Brutsaison – den Lebensraum Wald. So hat auch die Gesamtlänge der mit Lastwagen befahrbaren Waldstrassen seit 1993–1995 deutlich zugenommen: 969 km Strassen wurden neu gebaut oder ausgebaut[3].

Zukünftige Herausforderungen

Gemäss den ökologischen Zielvorgaben des Bundes sollen bis im Jahre 2030 neben höheren Totholzmengen (>20 m³/ha), mehr Biotopbäumen und mehr Altholzinseln in der ganzen Schweiz die Waldreservate auf 10 % der Waldfläche anwachsen. Mit Naturwaldreservaten soll eine



Flächenanteil von Naturwald- und Sonderwaldreservaten an der Waldfläche in fünf Regionen. In Naturwaldreservaten ist der Wald dichter und reicher an Totholz und Giganten (dicke Bäume mit mindestens 80 cm Brusthöhendurchmesser) als im übrigen Wald. In Sonderwaldreservaten sorgen gezielte waldbauliche Eingriffe zugunsten bestimmter Lebensräume und Arten für eine hohe Biodiversität. Quelle: Rigling & Schaffer (2015d).



Verena Keller

Wälder erbringen wertvolle Leistungen für die Öffentlichkeit, wie etwa den Schutz vor Naturgefahren wie Hochwasser, Murgängen, Rutschungen, Lawinen oder Steinschlag – und oft gegen mehrere dieser Gefahren gleichzeitig.

natürliche Waldentwicklung ohne Eingriffe bis zur Zerfallsphase und mit Sonderwaldreservaten die Förderung wertvoller Lebensräume wie lichte Wälder ermöglicht werden. Ebenso sollen geeignete Waldränder aufgewertet werden. Die konsequente Umsetzung zur Erreichung dieser Zielvorgaben ist entscheidend für die Sicherung der auf den Wald angewiesenen Organismen [13].

Doch nicht nur als Lebensraum, sondern auch in seiner Schutz-, Produktions- und Erholungsfunktion muss der Wald vielen Ansprüchen gerecht werden. Als ein System mit langen Entwicklungszeiträumen von Hunderten von Jahren – im heutigen Wirtschaftswald 80–120 Jahre, in Buchenwäldern bis zu 350 Jahre – gerät der Wald aber im sich wandelnden gesellschaftlichen und ökonomischen Umfeld sowie den damit einhergehenden veränderten, teils auch gegenläufigen Ansprüchen zunehmend unter Druck. Die Auswirkungen der Klimaerwärmung, die langfristig die Baumartenzusammensetzung ändern wird [2], und die damit an Bedeutung zunehmenden Faktoren Waldbrand, Sturm, Hagelunwetter und Trockenheit werden den Druck auf den Wald und seine Funktionen zusätzlich verstärken. Hinzu kommt die Gefährdung durch vom globalen Handel eingeschleppte schädliche Organismen (z.B. Asiatischer Laubholzbockkäfer oder Erreger der Eschenwelke). Neben geeigneten heimischen Baumarten fällt der Blick immer wieder auch auf nicht-einheimische Baumarten wie etwa Douglasie oder Roteiche. Aus Sicht der Biodiversität sind jedoch nicht-einheimische Baumarten abzulehnen.

Die Forstwirtschaft steht insgesamt also vor grossen Herausforderungen. Die unterschiedlichen Ansprüche gut gegeneinander abzuwägen, Vorrangfunktionen zu definieren und Synergien der verschiedenen Funktionen zu nutzen, wird für die Zukunft wegweisend sein [15, 16]. Die in den letzten Jahren begonnene gezielte Förderung und Sicherung wertvoller Waldlebensräume muss daher weitergehen. Gezielte Lenkungs-, Informations- und Überzeugungsmassnahmen sollen weiterhin die Erholung im Wald mit anderen Waldfunktionen in Einklang bringen, und die Waldbewirtschaftung soll sich auch in Zukunft an den natürlichen Prozessen und der Nachhaltigkeit orientieren. Ob dies im Zuge des Wandels der nächsten Jahrzehnte genügt und der Wald weiterhin seine vielfältigen Funktionen wahrnehmen kann, wird sich weisen [9, 15].

Karin Feller

Der Schweizer Wald schützt auf 42 % seiner Fläche vor Naturgefahren, wobei es in den Alpen und auf der Alpensüdseite besonders viel Schutzwald gibt. Fehlende Naturverjüngung und zunehmender Wildverbiss von wichtigen Baumarten gefährden langfristig die dauerhafte Wirkung des Schutzwaldes.



Rudolf Zuber-Thoma

[1] Abegg et al. (2014a–d); [2] Allgaier Leuch et al. (2017a–b); [3] BAFU (2017a)/OFEV (2017b)/UFAM (2017)/FOEN (2017); [4] BAFU (2017b)/OFEV (2017a); [5] Bötsch et al. (2017); [6] Brändli & Abegg (2013); [7] Brändli et al. (2015a–d); [8] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [9] Bundesamt für Umwelt (2013)/Office fédéral de l'environnement (2013)/Ufficio federale dell'ambiente (2013)/Federal Office for the Environment (2013); [10] Fischer et al. (2015b–c); [11] Ginzler et al. (2011); [12] Heiri et al. (2012); [13] Imesch et al. (2015a–b); [14] Niedermann-Meier et al. (2013); [15] Rigling & Schaffer (2015a–d); [16] Scherzinger (1996); [17] Vallauri et al. (2003); [18] Waser et al. (2017); [19] Wermelinger (2017)

Focus Seiten 164, 298, 357, 542, 552

Gewässer und Feuchtgebiete

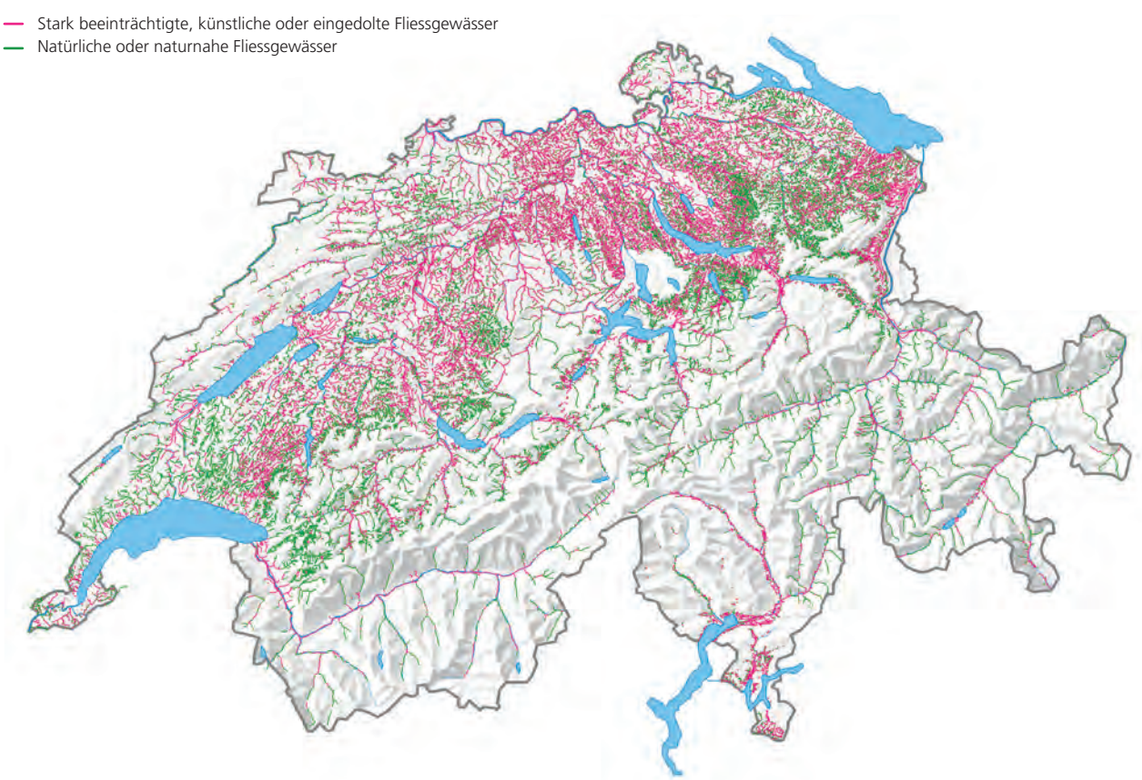
Viele Gewässer und Feuchtgebiete unseres Landes wurden in den letzten 200 Jahren stark verändert oder sogar zerstört. Durch Eintrag von Abwässern oder durch die Ausbreitung fremder Arten wurden viele dieser Ökosysteme weiter beeinträchtigt. Mit Renaturierungen und Reduktion von Fremdstoffen versucht man diesen Verlusten entgegenzuwirken.

Die Schweiz ist das «Wasserschloss» Europas. Mit Rhein, Rhone, Inn und Ticino entspringen hier vier grosse europäische Flüsse, die in drei verschiedene Meere entwässern. Alle Gewässer zusammen nehmen 1769 km² oder 4,3 % der Landesfläche ein. Die stehenden Gewässer (79 Seen mit mindestens 50 ha und 6668 Kleinseen) bedecken eine Fläche von 1422 km², die Fliessgewässer machen 317 km² aus. Das weit verästelte System der Fliessgewässer weist eine Länge von rund 65 000 km auf [19].

Bei den Seen ergaben sich bezüglich der Fläche zwischen 1979–1985 und 2005–2009 kaum Veränderungen, aber bei den Fliessgewässern war vor allem zwischen 1992–1997 und 2005–2009 eine deutliche Flächenzunahme von fast 10 km² (2,9 %) festzustellen. Einerseits wurde korrigierten Flüssen nach Hochwasserereignissen oder durch gezielte Renaturierungsmassnahmen wieder mehr Raum zugestanden, andererseits wurden viele eingedolte Bäche wieder offengelegt. Deutliche Zunahmen sind besonders in der östlichen Landeshälfte zu verzeichnen, unter anderem in den Kantonen Aargau und Zürich [5].

Nur noch die Hälfte der Fliessgewässer naturnah

Während sich viele Gewässer oberhalb von 1200 m strukturell noch in einem naturnahen Zustand befinden, beträgt der Anteil naturnaher und wenig beeinträchtigter Fliessgewässer im Mittelland und in den Alpentälern unterhalb von 600 m nur noch knapp über 50 %. So sind im Mittelland 14 % der Gewässerlänge eingedolt [19]. Rund 101 000 künstliche Hindernisse mit einer Höhe von über 50 cm trennen die Fliessgewässer in unzählige Teilstücke und behindern oder verhindern die Wanderbewegung von Wasserorganismen [19]. Plötzliche Abflussschwankungen, verursacht durch den Betrieb der Wasserkraftwerke (Schwall- und Sunk-Management) [18], sowie zu geringe Restwassermengen führen zu einem Verlust der Biodiversität und der Individuendichte bei Fischen und aquatischen Kleinlebewesen (Makrozoobenthos). Total sind 2700 km Fliessgewässer (aufgeteilt in 1300 Restwasserstrecken) von der Wasserkraftnutzung betroffen. Davon führen 28 % kein oder sehr wenig Restwasser; weitere 40 % ohne Angaben dürften ebenfalls zu wenig Restwasser führen [7]. Flächen mit Schutzbauten gegen Hochwasser



Die Unter- und Mittelläufe der Flüsse sind häufig strukturarm oder stark anthropogen beeinträchtigt, wohingegen ihre Oberläufe und seitlichen Zuflüsse noch einen relativ natürlich strukturierten Zustand aufweisen. Quelle: Bundesamt für Umwelt (BAFU) & kantonale Ämter.



Schweizerische Greina-Stiftung (SGS)

Vielen Gewässern wird Wasser für die Stromproduktion entnommen. 2700 Kilometer Fliessgewässer sind dadurch betroffen. Über ein Viertel der Restwasserstrecken führt kein oder nur sehr wenig Restwasser.



Roman Graf

Viele Feuchtgebiete sind klein und isoliert. Ursachen sind vor allem die Nutzungsintensivierung, aber auch der Strassen- und Siedlungsbau.

Gewässer sind Hotspots der Biodiversität. Nachdem zahlreiche Flüsse und Bäche verbaut worden sind, wird ihnen in jüngster Zeit wieder mehr Raum zugestanden, womit auch die Hochwassersicherheit verbessert wird.

haben von 1985 bis 1997 um fast 20 % und von 1997 bis 2009 nochmals um über 10 % zugenommen [5]. Schliesslich weisen heute fast alle grösseren Seen der Schweiz (ausser Boden- und Walensee) einen durch Stauwehre regulierten Wasserstand auf. Zur Vermeidung von Hochwassern und Überschwemmungen wurde in den letzten Jahren die Regulierung der Seepegel intensiviert. Das führt dazu, dass die natürlichen saisonalen Pegelschwankungen (Frühlingshochwasser, Winterniedrigwasser) der Gewässer – sowohl von verbauten wie naturnahen – heute im Durchschnitt noch geringer sind und wertvolle wechselfeuchte Standorte wie Feuchtwiesen und Auen verschwinden [2].

In der Ufer- und Flachwasserzone der Seen prallen Schutz- und Nutzungsinteressen besonders stark aufeinander. Die Ufer zahlreicher Schweizer Seen sind mit Hafenanlagen und Ufermauern verbaut. So befinden sich beispielsweise am Genfersee nur noch 3 % des Seeufers in natürlichem Zustand [7]. Die Uferverbauung führt zu einer Reduktion der ökologisch wertvollen Übergangsbereiche zwischen Wasser- und Landlebensräumen, wodurch die in diesem Bereich natürlicherweise hohe Vielfalt an Lebensräumen und Arten drastisch abnimmt. Zudem ist ein Aufkommen des ökologisch besonders wertvollen Schilfsaums deswegen kaum mehr möglich. Eine 2- bis 4-fache Erhöhung der Fläche der Flachwasserzonen wäre nötig, um die Biodiversität und die Ökosystemleistungen unserer Seeufer zu erhalten [8].



Markus Forte/Ex-Press

Grosser Bedarf für Renaturierungen von Fliessgewässern

Das 2011 revidierte Gewässerschutzgesetz hat unter anderem zum Ziel, Flüsse, Bäche und Seeufer ökologisch wieder aufzuwerten. Dabei soll den Gewässern nicht nur ein ausreichender Gewässerraum zugestanden werden, sondern es sollen auch Revitalisierungen und die Reduktion der negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung angegangen werden. Gemäss Gewässerschutzgesetz müssen bis Ende des 21. Jahrhunderts 4000 der insgesamt 15 000 km Fliessgewässer, die einen schlechten ökologischen Zustand aufweisen, revitalisiert werden. Bis heute wurden einzelne Gewässerabschnitte revitalisiert und Bäche ausgedolt, durchschnittlich jedoch nur rund 15 km pro Jahr. Kleine und isolierte Projekte führen aber meist nur zu einer leichten Erhöhung der Artenvielfalt [7]. Dagegen sind grössere Projekte und vernetzte Revitalisierungen (z.B. Auenschutzpark Aargau, Thurmündung ZH, Inn GR) wesentlich erfolgreicher [1, 16].

Verbesserung der Wasserqualität dank besserer Gesetzgebung

Der Ausbau der Kläranlagen zur chemischen Abwasserreinigung ab den Sechzigerjahren und das Phosphatverbot für Textilwaschmittel 1986 konnten die Einträge der



Verena Keller

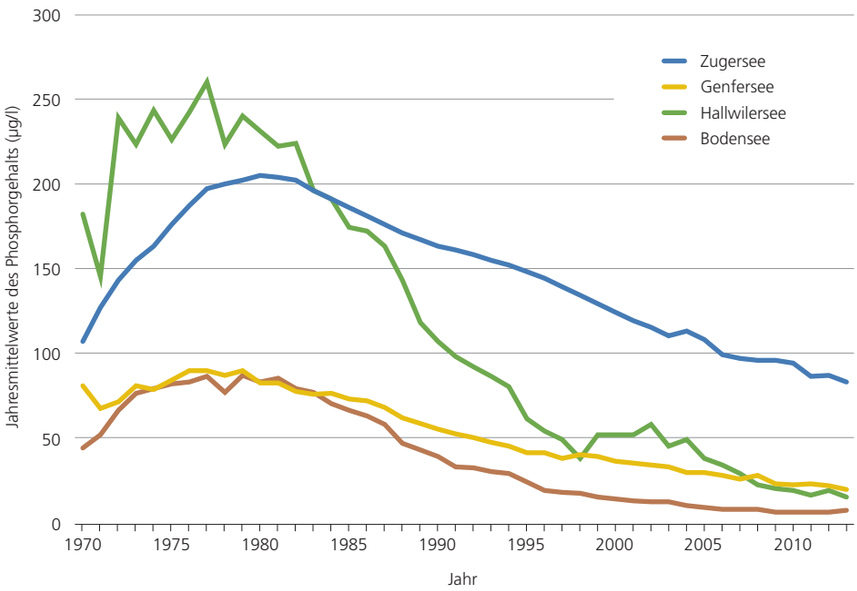
Feuchtgebiete werden durch verschiedene Beeinträchtigungen (z.B. Stickstoffeintrag über die Luft, Drainagen und Entwässerungsgräben) zunehmend nährstoffreicher, dichter und trockener.

Schad- und Nährstoffe aus Siedlungen in die Flüsse und Seen stark verringern. Mit abnehmenden Phosphoreinträgen verbesserte sich in vielen Seen die Versorgung des Tiefenwassers mit Sauerstoff allmählich wieder. In einigen Seen wird dies aber nur dank künstlicher Belüftung erreicht. In Gebieten mit intensiver Viehmast und entsprechend hoher Gülleausbringung sind einzelne Seen auch heute noch zu stark mit Phosphor belastet; man spricht hierbei von diffusen Nährstoffeinträgen, da diese nicht zentral durch Kläranlagen gereinigt werden können. Die an kleinen Fliessgewässern erhobenen Daten zu aquatischen Kleinlebewesen (Makrozoobenthos) zeigen, dass viele dieser Gewässer biologisch in einem ungenügenden Zustand sind. Gewisse Pestizide aus der Landwirtschaft können Gewässerorganismen stark schädigen und regional die Artenvielfalt in Gewässern reduzieren[7, 9].

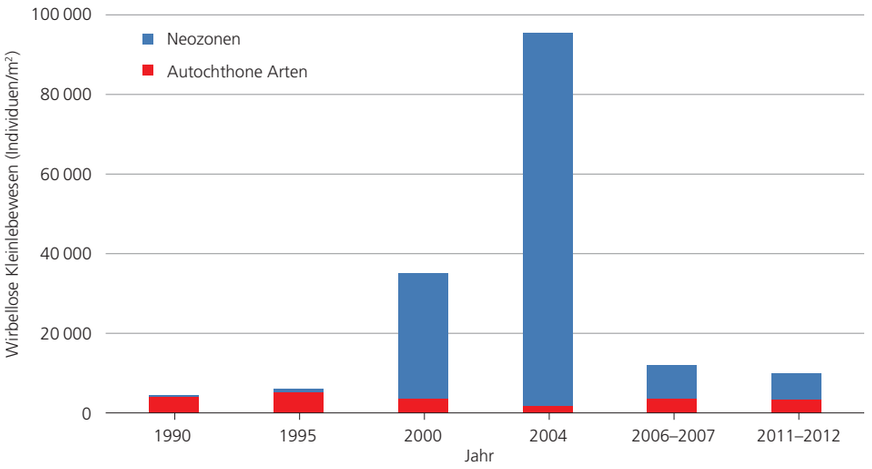
In Schweizer Fliessgewässern lassen sich nahezu alle benutzten Pestizide nachweisen[2, 6, 12]. In fünf Fliessgewässern wurden über 104 verschiedene Pflanzenschutzmittel und Biozide nachgewiesen; bei 31 Substanzen wurde der Grenzwert der Gewässerschutzverordnung überschritten[2]. Landnutzungsanalysen im Einzugsgebiet von Fliessgewässern ergaben, dass ihre ökologische Qualität vor allem in intensiv genutztem Siedlungs- und Landwirtschaftsgebiet erhebliche Mängel aufweist.

Bedrohung durch erhöhte Wassertemperaturen und Neozoen

Die Wassertemperatur im Rhein bei Basel ist seit den Sechzigerjahren um über 2 °C angestiegen. Zu dieser Entwicklung hat insbesondere die Einleitung von erwärmtem Wasser aus Kühlanlagen oder Abwasserreinigungsanlagen



Der Bau von Kläranlagen ab den Sechzigerjahren und die spätere Einführung der Phosphatfällung sowie das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln 1986 führten zu einem deutlichen Rückgang der Phosphorkonzentration in den meisten Schweizer Gewässern. Damit hat sich die Wasserqualität deutlich verbessert. Quelle: Bundesamt für Umwelt (BAFU).



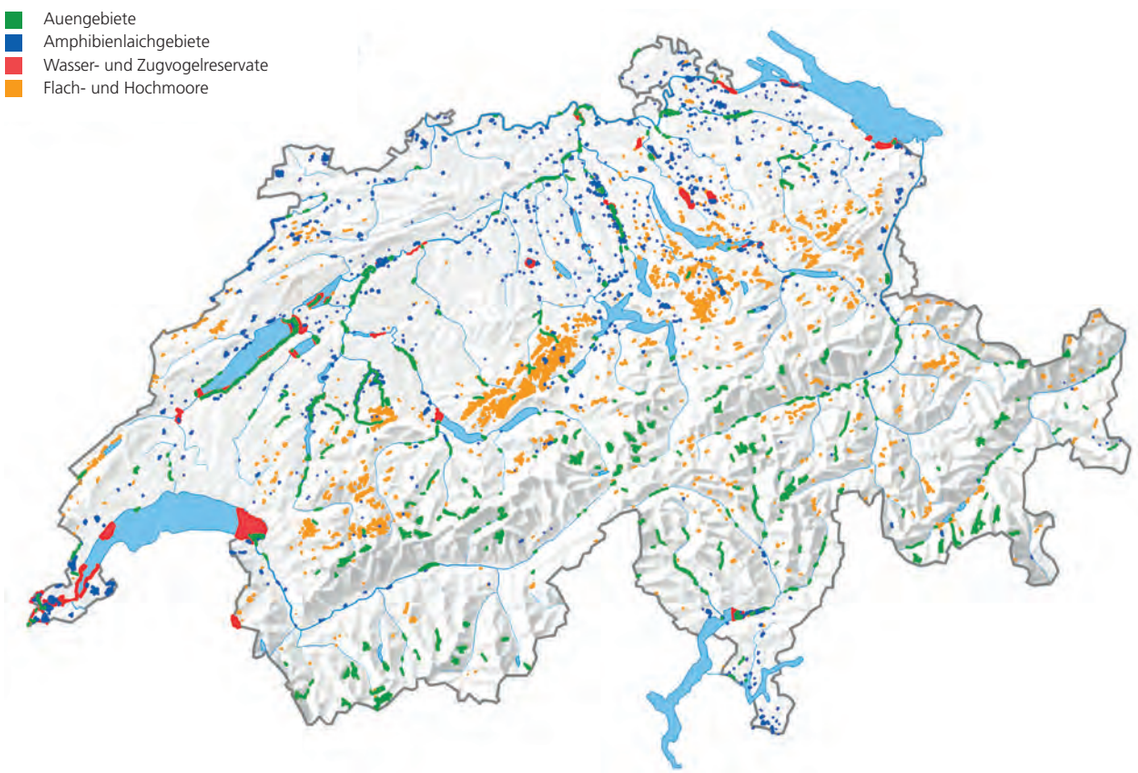
Wirbellose Kleinlebewesen in der Hochrheinsohle im Raum Basel zwischen 1990 und 2011–2012. Hier kam es seit etwa 1994 zur Einwanderung invasiver Neozoenarten. Zusammen mit der schon viel früher aufgetretenen Wandermuschel stellen wirbellose Neozoen heute die deutliche Mehrheit der Individuenzahl und der Biomasse, während die autochthonen (einheimischen) Arten in den Hintergrund rücken. Quellen: Rey et al. (2005, 2015).

beigetragen, aber auch die Klimaerwärmung[2]. Für wärmeempfindliche Wasserorganismen und etliche Fischarten haben sich dadurch die Lebensbedingungen verschlechtert.

Auf unterschiedlichsten Wegen gelangen gebietsfremde, invasive Tier- und Pflanzenarten (sog. Neozoen und Neophyten) in unsere Gewässer. Sie verursachen zunehmend Probleme[14, 15]. Im Rhein bei Basel beispielsweise machten die einheimischen Wirbellosen schon 2004 weniger als 5 % der Individuenzahl aus, die anderen 95 % verteilten sich auf wenige, dominierende invasive Arten[13]. Bis 2011–2012 verringerte sich der Anteil der Neozoen zwar wieder, da eine invasive Art, die 2004 extrem hohe Dichten erreichte, vom nächsten Neozoon abgelöst wurde; gebietsfremde Arten stellen aber immer noch 65 % der Individuenzahl[14]. Die invasive, erstmals 1962 im Genfersee nachgewiesene Wandermuschel besiedelte kurz danach weitere Seen. Sie verdrängte einige einheimische Arten, bot aber überwinternden Wasservögeln eine neue Nahrungsquelle[ABo3, 10].

Trotz Verfassungsschutz vielfältige Probleme für Flach- und Hochmoore

In der Schweiz wurden die meisten Moore bereits vor 1950 zerstört. Seit 1850 sind über 90 % der Moorflächen verschwunden[17]. Obwohl die Moore in der Schweiz seit 1987 unter Bundesverfassungsschutz stehen, gehen die quantitativen und qualitativen Verluste weiter. So verkleinerten sich die Moorflächen zwischen 1997–2001 und



Die noch vorhandenen Feuchtbiotope von nationaler Bedeutung verteilen sich punktartig über die ganze Schweiz. National geschützte Auengebiete machen 0,55 % der Landesfläche aus, Wasser- und Zugvogelreservate ebenfalls 0,55 %, Flach- und Hochmoore 0,51 % sowie Amphibienlaichgebiete 0,34 %. Trotz der geringen Fläche sind diese Lebensräume für den Erhalt der Biodiversität unverzichtbar. Quelle: Bundesamt für Umwelt (BAFU).

2002–2006 nochmals um 10 %, 25 % der Moore wurden deutlich trockener und in 30 % nahmen Gehölzpflanzen weiter zu[11]. Vielfach werden Drainagen und Entwässerungsgräben nicht entfernt, was in den betroffenen Mooren zu einem gestörten Wasserhaushalt und zur Austrocknung führt. Zwar werden 55 % der verbliebenen Moore extensiv genutzt, was die Verbuschung verlangsamt oder gar verhindert, aber auf vielen Flächen ist man von einer moorfördernden Bewirtschaftung noch weit entfernt. Etliche Moore sind flächenmässig so klein und isoliert, dass trotz der Reduktion von Gefährdungsursachen (Austrocknung, Zunahme der Nährstoffe, Aufwachsen von Gehölzpflanzen) häufig das Regenerationspotenzial fehlt und auch die Raumansprüche einiger typischer Vogelarten nicht mehr gewährleistet sind. 2010 waren in der Schweiz nur noch 5 grosse Moorflächen von mehr als 500 ha vorhanden (drei Flächen in der Grande Cariçaie, das Hochmoor von Rothenthurm SZ und das Robenhauser Riet ZH am Pfäffikersee). 70 % der Flach- und 50 % der Hochmoore weisen zudem keine ausreichende Pufferzone aus[7]. Schliesslich ist in 84 % der Flach- und in 100 % der Hochmoore nicht nur der Dünger-, sondern auch der Stickstoffeintrag über die Luft noch immer viel zu gross[3]. Der hohe Nährstoffeintrag führt zu schleichenden, negativen Veränderungen der Flächen[4, 11].

An einigen regenerierten Mooren konnte allerdings gezeigt werden, dass sie sowohl feuchter werden als auch wieder einen höheren Torfanteil aufweisen[7]. Um die Biodiversität und die Ökosystemleistungen der Moore zu erhalten, müsste die Fläche der Hochmoore um 190 % und jene der Flachmoore um 170 % erweitert werden[8].

Ein Anfang ist gemacht, aber es bleibt noch viel zu tun

Die national geschützten Gewässer- und Feuchtgebietsflächen nehmen mit rund 2 % zwar nur einen geringen Anteil der Landesfläche ein, sind aber für den Erhalt der Biodiversität unverzichtbar[2]. Im internationalen Vergleich geniesst in der Schweiz allerdings nur ein geringer Teil dieser Lebensräume nationalen Schutz.

Die aktuelle Planung der Gewässerrevitalisierungen in der Schweiz geht in die richtige Richtung. Trotzdem wird der vielerorts ausgeschiedene Gewässerraum vielen Arten nicht gerecht, weil bei Hochwasser keine Rückzugsräume zur Verfügung stehen. Auch die negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung gilt es zu reduzieren.

Martin Spiess

[1] Arlettaz et al. (2011); [2] BAFU (2017a)/OFEV (2017b)/UFAM (2017)/FOEN (2017); [3] BAFU & BLW (2016)/OFEV & OFAG (2016); [4] BirdLife Schweiz & Stiftung Landschaftsschutz Schweiz SL (2017); [5] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [6] Doppler et al. (2017); [7] Fischer et al. (2015b–c); [8] Guntern et al. (2013a–b); [9] Hallmann et al. (2014); [10] Keller (2011a–b); [11] Klaus (2007a–b); [12] Munz et al. (2012); [13] Rey et al. (2005); [14] Rey et al. (2015); [15] Rey et al. (2016); [16] Schelbert (2015); [17] Stuber & Bürgi (2018); [18] Tonolla et al. (2017a–c); [19] Zeh Weissmann et al. (2009a–b)

Focus Seiten 124, 130, 147, 181, 195, 208, 229, 380



BirdLife Schweiz

In vielen geschützten Mooren stören weiterhin Entwässerungsgräben und Drainagen den Wasserhaushalt, hier ein viel zu tief ausgehobener Graben. Die Aufschüttung des ausgehobenen Materials zerstört das Moor zusätzlich. Vielerorts sind die gesetzlich vorgeschriebenen Pufferzonen ebenfalls nicht ausreichend, und auch Störungen wirken sich negativ aus.

Berge und alpine Lebensräume

Die Alpen sind nicht nur das prägende Landschaftselement der Schweiz, sondern auch ein Symbol für unsere Geschichte und Kultur. Sie beherbergen zahlreiche Lebensräume und eine hohe Artenvielfalt, deren Entwicklung untrennbar mit der Landwirtschaft, den Freizeitaktivitäten und klimatischen Einflüssen verbunden ist.

Von den 82 Viertausendern der Alpen liegen 48 in der Schweiz oder auf der Landesgrenze. Schon diese Zahl belegt die herausragende Bedeutung der Alpen für unser Land. Der Alpenraum deckt über 60 % der Landesfläche ab. Davon liegen 23 % auf über 2000 m Höhe und beherbergen eine bemerkenswerte biologische Vielfalt.

Im Übergangsbereich zwischen der subalpinen und der alpinen Stufe prägt der Wechsel zwischen Zwergstrauchvegetation und Alpweiden die Gebirgslandschaften in den Alpen und auf den Jurakreten. In den Alpen findet man hier auch die letzten Lärchen und Arven. In offeneren Bereichen sorgen Grünerlengebüsche, Hochstaudenfluren und Weidenröschenbestände, oft auch Geröllhalden und Wildbäche für das typische Landschaftsbild. Die Alpwirtschaftsflächen in der Schweiz umfassten 2009 total 5139 km^2. Das entspricht etwa der Fläche des Kantons Wallis [11]. In der alpinen Stufe verschwindet die Gehölzvegetation praktisch völlig zugunsten steindurchsetzter, magerer Rasen und Weiden mit Staudenfluren und Polsterpflanzen sowie Flechten und Moosen. Gletschervorfelder und -moränen mit ihrer Pioniervegetation sind hier ebenfalls typisch. Oberhalb von etwa 2800 m folgt die nivale Stufe mit ewigem Schnee sowie Fels- und Gesteinsflächen, wo es kaum noch Vegetation gibt. Die Gletscher der Schweiz bedeckten 2010 eine Fläche von 944 km^2 [15].

Der Piz Bernina GR (links, 4049 m) ist der höchste Gipfel und der einzige Viertausender der Ostalpen.



Felix Wesch

Landwirtschaft im Wandel

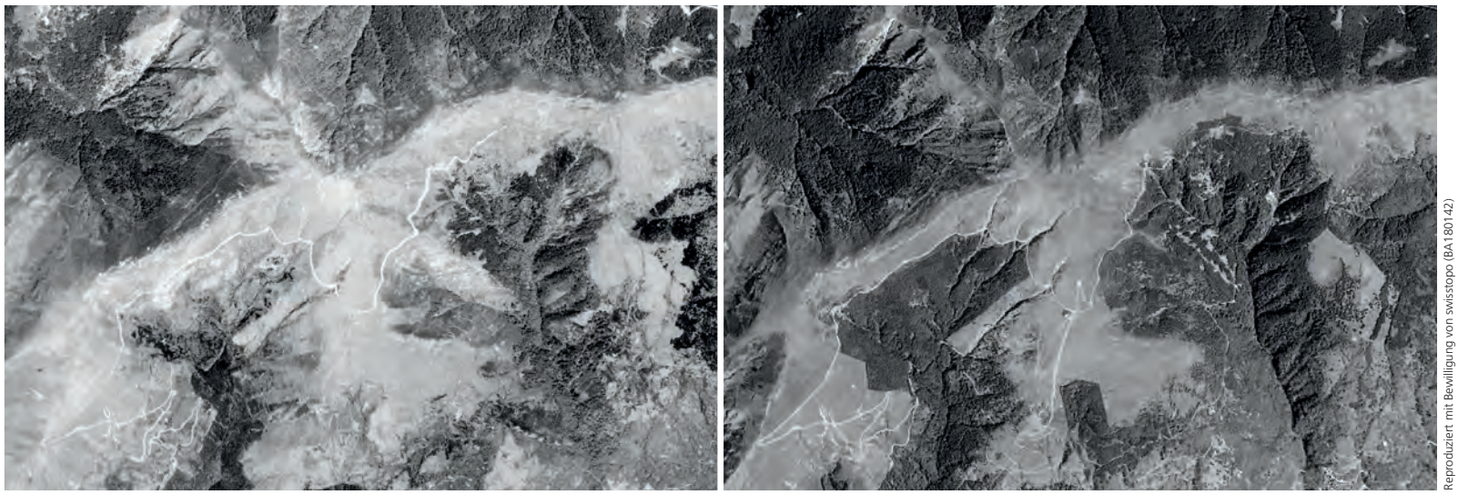
Die hiesige Berglandwirtschaft ist überall rückläufig. Die Anzahl Bergbauernbetriebe ist von 2000 bis 2016 um 2 % pro Jahr gesunken [5]. Dagegen ist die bewirtschaftete Fläche relativ konstant geblieben und zwischen 1996 und 2016 nur um 0,9 % geschrumpft. Die Verluste sind damit weit geringer als in den Tieflagen, wo sie 3,2 % betragen. Allerdings sind in diesen Zahlen die Sömmerungs- und Alpweiden nicht enthalten, deren Fläche zwischen 1985 und 2009 um 5,4 % zurückgegangen ist [11]. Diese Abnahme gilt zwar für den ganzen Alpenraum und einen grossen Teil des Juras, am stärksten davon sind aber das Wallis und das Tessin betroffen. Nur in wenigen Gebieten wurden die Alpwirtschaftsflächen dank Rodungen vergrössert, vor allem im Jura, im Napfbergland und im Toggenburg SG [10].

Dass die Fläche der Alpweiden abnimmt, hat mehrere Gründe. Der wichtigste ist der Rückgang der Weidewirtschaft. Während die Rinder- und Ziegenbestände in den letzten Jahren stabil geblieben sind, hat sich die Zahl der in Bergbauernbetrieben gehaltenen Schafe zwischen 2000 und 2016 um 26 % vermindert [12]. Jedes Jahr werden in der Schweiz Sömmerungsweiden in der Grösse des Walensees (24 km^2) zu Wald, weil sich ihre Bewirtschaftung aus ökonomischen Gründen nicht mehr lohnt. Auf etwa 60 % des heutigen Sömmerungsgebiets ist die potenziell natürliche Vegetation der Wald; sie bleiben also nur bestehen, so lange sie bestossen werden. Die Waldausdehnung, die zwischen 1985 und 2009 rund 3,1 % betrug, findet zu 93 % auf artenreichen Wiesen und Weiden statt [10, 16].

Viele alpine Weiden werden regelmässig gedüngt, was dazu führt, dass dort das Angebot an Arthropoden abnimmt. In diesen Höhenlagen erhält die eigentlich an geringe Nährstoffgehalte angepasste Vegetation auch bereits eine Stickstoffdüngung aus der Luft von rund 10 kg/ha [23]. Das führt langfristig zum Verschwinden von Pflanzenarten [6, 16]. Unter den neu eingeführten landwirtschaftlichen Methoden ist der Einsatz von Steinfräsen auf extensiven Weiden besonders fatal, weil damit Fels- und Steinformationen sowie Baumstrünke zerkleinert und die Bodenverhältnisse vereinheitlicht und eingeebnet werden. Dieses im Jura schon recht verbreitete Verfahren wurde in jüngster Zeit auch in einigen Alpenregionen eingesetzt [2, 3].

Die Berge – ein beliebtes Ausflugsziel

Die Bergregionen weisen schweizweit die geringste Siedlungsdichte und das schwächste Bevölkerungswachstum auf. 2010 deckten die alpinen Tourismuszentren und die peripheren ländlichen Räume, die aus kleinen, weit von städtischen Agglomerationen entfernten Gemeinden der Alpen, der Voralpen und des Juras bestehen, zwar 35 %



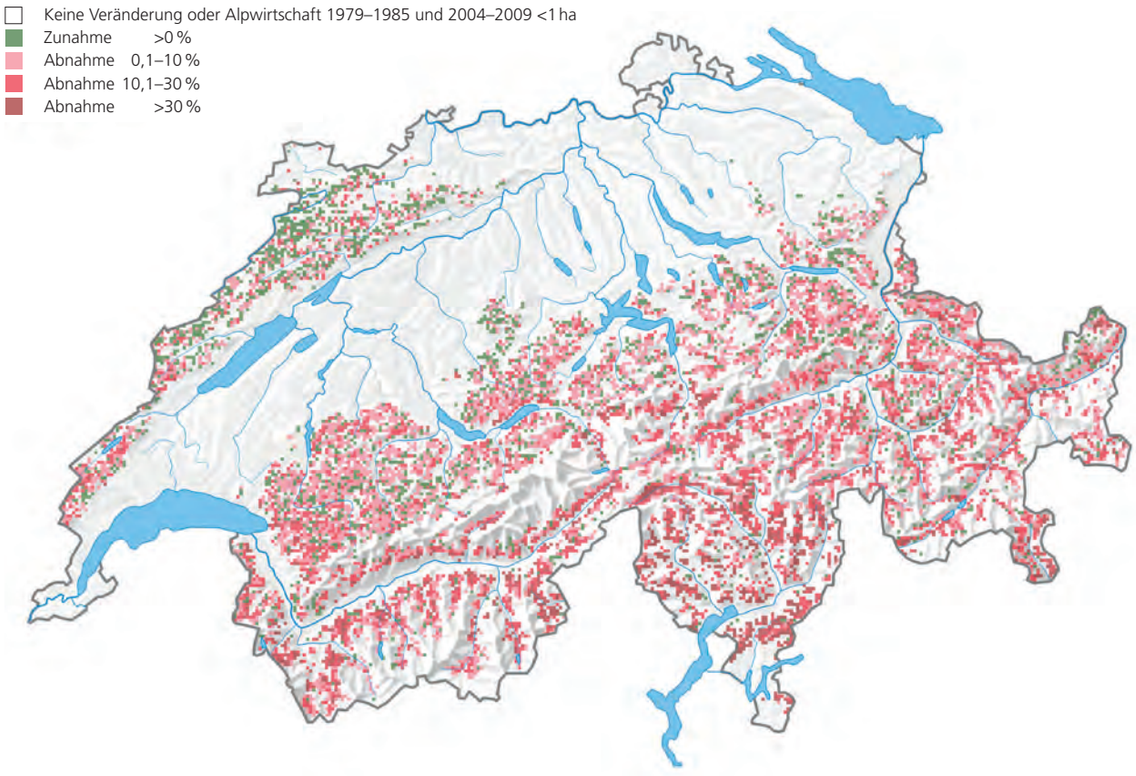
Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA18014 2)

Auf den Satellitenbildern ist die Zunahme der Waldfläche (dunkelgrau) an den Hängen des Monte Bar/Capriasca TI (1816 m) zwischen 1983 (links) und 2015 (rechts) gut zu erkennen.

der Landesfläche ab, es wohnten dort aber nur 4 % der Bevölkerung [9]. Doch konzentriert sich in diesen Regionen der grösste Teil der Tourismusaktivitäten. Obwohl nur 1 % der Schweizer Alpen Infrastrukturanlagen für den Wintersport aufweisen [16], beeinflussen diese das Landschaftsbild vielerorts stark. Schätzungen zufolge beherbergen Ortschaften wie Verbier VS oder Crans-Montana VS, die 2016–2017 3200 bzw. 3400 Einwohner zählten [17, 20], in der Hochsaison im Winter jeweils mindestens 50 000 Gäste.

Besonders maschinelle Eingriffe am Terrain und der Einsatz von Kunstschnee stellen für die alpine Umwelt ein Problem dar. Jede Geländeveränderung, vor allem das Planieren des Terrains, steigert die Erwärmung des Bodens und damit auch das Auftauen des Permafrosts [19]. Schneekanonen, die mittlerweile auf der Hälfte der Skipistenfläche der Schweiz eingesetzt werden [28], führen zum Eintrag von Nährstoffen und bewirken einen Rückgang von genügsamen und konkurrenzschwachen Pflanzenarten. Auch mehrere Jahre nach einer maschinellen Planierung der Bodens sind Flächen auf Skipisten artenärmer, weniger stark von Vegetation bedeckt und landwirtschaftlich weniger produktiv als unbehandelte Bereiche [16, 26].

Verglichen mit den Neunzigerjahren ist das Angebot an Freizeitaktivitäten in den Alpen und im Jura heute deutlich



Entwicklung der Alpwirtschaftsflächen zwischen 1979–1985 und 2004–2009, dargestellt anhand von 1 × 1 km-Quadraten. Die Alpwirtschaftsflächen gehen im ganzen Alpenraum zurück, besonders stark in den Südalpen und im Wallis. Quelle: Arealstatistik – Bundesamt für Statistik (BFS) & Amt für Bau und Infrastruktur Liechtenstein.



Georges Zambiasi, Treize Étoiles, Médiathèque Valais – Martigny

Mark Shapiro

Die Entwicklung der Bautätigkeit in Verbier VS zwischen den Siebzigerjahren (links) und 2010 (rechts) ist enorm: Das Wohnareal hat sich zwischen 1979–1985 und 2004–2009 fast verdoppelt.

vielfältiger. Die Entwicklungen sind aber nicht für alle Sparten gleich. So ist der Trend des Ski- oder Snowboardfahrens rückläufig: Die Anzahl Skifahrertage sank zwischen 1993–1996 und 2013–2016 um 25 % [31]. Skitouren sind dagegen im Aufwind. Wie andere Freiluftaktivitäten werden dabei in der Regel die Bereiche mit präparierten Pisten gemieden. Um Konflikte zwischen Mensch und Wildtieren zu vermindern, sind in den letzten Jahren zahlreiche Wildruhezonen umgesetzt worden [35].

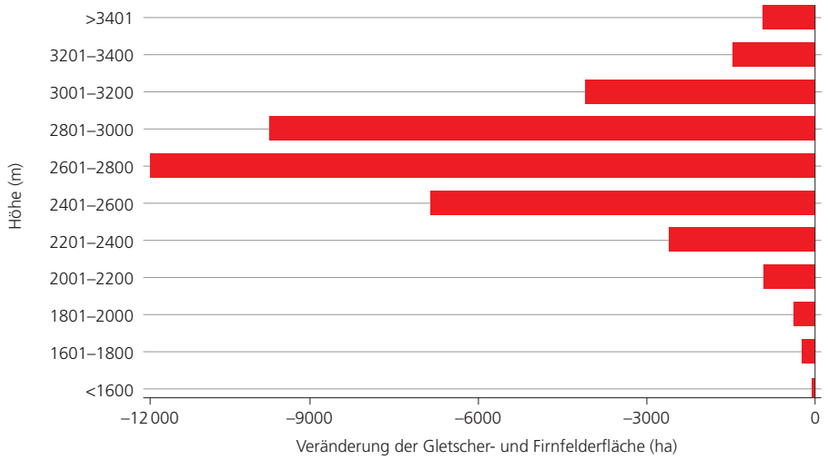
Eine weitere, in letzter Zeit aufgekommene und bei den Tourismusbüros beliebte Freizeitsportart sind Klettersteige, weil sie das Aktivitätsangebot ausserhalb der Wintersaison erweitern. 2015 wurden fast 70 Klettersteige erfasst, die mehrheitlich nach dem Jahrtausendwechsel entstanden sein dürften [32]. Wie viele Anhänger die neuen Freizeitsparten haben, ist schwierig zu beziffern, aber der markante Anstieg der Mitgliederzahlen beim Schweizer Alpen-Club (SAC) kann zumindest indirekt als Mass für die Entwicklung des Bergsports in der Schweiz dienen: 1995 hatte der SAC 87 000 Mitglieder, 2016 waren es schon über 150 000 [21, 27].

Schliesslich dienen die Bergregionen auch der Energiegewinnung. 56 % aller Stauseen mit einem Volumen von mehr als 10 Millionen m³ liegen in den Alpen auf mindestens 1800 m Höhe. Bei den Windenergieanlagen der Schweiz konzentrierten sich 2016 49 % auf den Kreten des Juras, der Alpen und der Voralpen. Mehrere weitere Windparkprojekte sind in diesen Regionen geplant [7, 8].

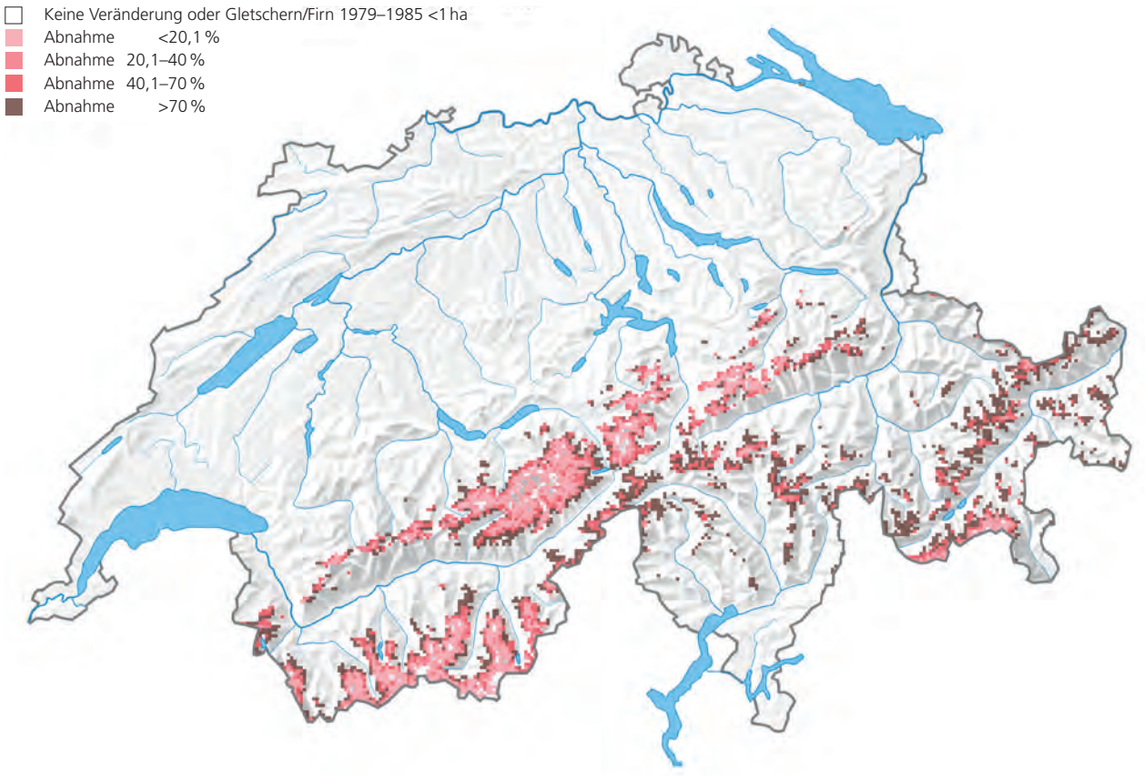
Die Alpen erwärmen sich immer stärker

Die Ökosysteme der Gebirge sind von den Auswirkungen der Klimaerwärmung viel stärker betroffen als jene in tieferen Regionen [22]. So ist die Durchschnittstemperatur in den Alpen seit dem Ende des 19. Jahrhunderts um fast 2 °C gestiegen. Das ist doppelt so stark wie die mittlere Zunahme auf der Nordhalbkugel [1]. Am stärksten zeigen sich die Folgen der Klimaerwärmung beim beschleunigten Abschmelzen der Gletscher. Das Auftauen des Permafrosts macht sich vor allem durch instabile Hänge und verstärkte Erdbewegungen bemerkbar. Das führt zu Steinschlag und Murgängen, wodurch auch das Risiko der Beschädigung von Infrastrukturanlagen zunimmt [13, 14, 30].

Die Klimaerwärmung hat einen massgeblichen Einfluss auf das Höhersteigen von spezialisierten Hochgebirgspflanzen [24, 29]. Im Verlauf des 20. Jahrhunderts hat die botanische Artenvielfalt auf 37 untersuchten Gipfeln um 86 % zugenommen [33]. In tieferen Lagen zeigt sich dieser Prozess ebenfalls: So wurde bei Schmetterlingen zwischen



Veränderung der Gletscher und Firnfelder zwischen 1985 und 2009 in Abhängigkeit von der Höhe. Die grössten Verluste gab es zwischen 2600 und 3000 m. Aber selbst in den höchsten Zonen reicht der jährliche schneefallbedingte Eiszuwachs nicht mehr aus, um die sommerliche Gletscherschmelze zu kompensieren. Quelle: Bundesamt für Statistik (2015a).



Veränderung der Gletscher- und Firnflächen zwischen 1979–1985 und 2004–2009, dargestellt anhand von 1 × 1 km-Quadraten. Der Rückzug der Gletscher findet im ganzen Alpenraum statt, Regionen mit Gipfeln über 3400 m sind jedoch weniger davon betroffen als tiefer liegende Gegenden wie etwa das Gotthard- und Adulagebiet oder das Engadin GR. Quelle: Arealstatistik – Bundesamt für Statistik (BFS) & Amt für Bau und Infrastruktur Liechtenstein.

2003 und 2010 ein Höhersteigen um 38 Höhenmeter festgestellt[25]. Eine solche Strategie stösst allerdings an ihre Grenzen, weil die Fläche des potenziellen Lebensraums mit zunehmender Höhe immer kleiner wird. Entsprechende Rückgänge sind bereits bei mehreren Vogelarten wie auch bei anderen Tiergruppen festgestellt worden[34].

Dass immer weniger Niederschlag in Form von Schnee fällt, ist eine weitere, folgenreiche Konsequenz der Klimaerwärmung. Abgesehen von den negativen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und die Gletschersituation trifft dies auch die Wirtschaft der Bergregionen, denn diese hängt noch weitgehend vom Wintertourismus ab[4]. Zwischen 1970 und 2015 hat sich die Wintersaison der Skistationen trotz immer mehr beschneiten Pisten durchschnittlich um über 5 Wochen verkürzt. Sie beginnt heute im Mittel 12 Tage später und endet 26 Tage früher[18].

Ein schützenswertes Ökosystem

Das Bild der Gebirgsregionen hat sich in den letzten 200 Jahren komplett verändert. Galten sie lange als lebensfeindlich, inspirierten sie ab dem 19. Jahrhundert romantische Strömungen, forderten danach die ersten Alpinisten heraus, bis sie schliesslich die Wintersportfreunde in Massen in ihren Bann zogen. Aber gerade dieser Reiz der Alpen, der durch ihren Ruf als letzte unberührte Naturlandschaft der Schweiz noch verstärkt wird, bedingt neue Herausforderungen. Die Weiterentwicklung des Alpenraums ähnelt immer mehr einer Gratwanderung zwischen einer sich wandelnden Landwirtschaft, möglichst vielfältigen touristischen Angeboten und einer bedrohten Biodiversität, und das alles im Zuge der Klimaerwärmung. Die Alpen erscheinen zwar massiv, aber die alpinen Ökosysteme sind verletzlich und erfordern spezielle und gut koordinierte Überwachungsmechanismen seitens der acht Alpenländer, die sowohl Umweltanliegen als auch gesellschaftliche Aspekte abdecken müssen.

Jérémy Savioz

[1] Akademien der Wissenschaften Schweiz (2016)/Académies suisses des sciences (2016); [2] N. Apolloni, pers. Mitt.; [3] Apolloni et al. (2017); [4] Bausch et al. (2016); [5] BLW (2017)/OFAG (2017)/UFAG (2017); [6] Boutin et al. (2017); [7] Bundesamt für Energie (2017)/Office fédéral de l'énergie (2017)/Ufficio federale dell'energia (2017); [8] Bundesamt für Energie (2018)/Office fédéral de l'énergie (2018)/Ufficio federale dell'energia (2018); [9] Bundesamt für Raumentwicklung (2012)/Office fédéral du développement territorial (2012)/Ufficio federale dello sviluppo territoriale (2012); [10] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [11] Bundesamt für Statistik (2016a)/Office fédéral de la statistique (2016b); [12] Bundesamt für Statistik (2017b)/Office fédéral de la statistique (2017a); [13] Duvillard et al. (2015); [14] Einhorn et al. (2015); [15] Fischer et al. (2014); [16] Fischer et al. (2015b–c); [17] Kantonales Amt für Statistik und Finanzausgleich (2018)/Office cantonal de statistique et de péréquation (2018); [18] Klein et al. (2016); [19] Lambiel & Reynard (2003); [20] Michellod (2018); [21] Observatorium Sport und Bewegung Schweiz/Observatoire sport et activité physique suisse, pers. Mitt.; [22] Pepin et al. (2015); [23] Rihm & Achermann (2016); [24] Rixen & Wipf (2017); [25] Roth et al. (2014a); [26] Roux-Fouillet et al. (2011); [27] Schweizer Alpen-Club (2017)/Club Alpin Suisse (2017); [28] Seilbahnen Schweiz (2017)/Remontées Mécaniques Suisses (2017); [29] Steinbauer et al. (2018); [30] Stoffel et al. (2014); [31] Vanat (2017a–b); [32] Visinand (2015); [33] Vittoz et al. (2009); [34] Vittoz et al. (2013); [35] Wildtier Schweiz (2014a–c)

Focus Seiten 98, 308, 484, 506

Landwirtschaftsgebiet

Die Schweizer Landwirtschaft ist im Vergleich zu unseren Nachbarländern von kleinen Familienbetrieben geprägt. Die Bewirtschaftung ist aber allgemein sehr intensiv. Die Intensivierung betrifft zunehmend auch die Bergzonen. Trotz in den Neunzigerjahren eingeführten Biodiversitätsförderflächen konnte der Verlust der biologischen Vielfalt nicht aufgehalten werden.

Die Landwirtschaft nutzt 36 % der Fläche der Schweiz. Gebiete, in denen mehr als die Hälfte der Fläche landwirtschaftlich genutzt wird, liegen im Mittelland, im südlichen Jura und in den Voralpen der Ostschweiz. Besonders tief sind die Anteile im Tessin, im Misox GR und in Teilen des Wallis. Ungefähr je ein Drittel der Schweizer Landwirtschaftsfläche wird für den Ackerbau (30,9 %), das Dauergrünland (34,4 %) und die Alpwirtschaft (Sömmerungsgebiet, 34,7 %) beansprucht [10].

Je nach klimatischer Lage, Verkehrslage und Oberflächengestaltung werden die Landwirtschaftsflächen verschiedenen Zonen zugeteilt. Die für die Landwirtschaft am besten geeignete Talzone umfasst 47 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (ganzjährig genutzt, also ohne Sömmerungsgebiete, total 1049 km^2), die Hügelzone 25 % und der Rest wird in die Bergzonen I bis IV aufgeteilt [6]. Die landwirtschaftliche Nutzfläche nahm seit 2000 um rund 23,4 km^2 ab [6]. Im Talgebiet geht das Kulturland etwa doppelt so stark zurück als in den Hügel- und Bergzonen und muss vor allem Überbauungen (Siedlungen, Industrieanlagen, Verkehrsflächen) weichen. In der Bergregion ist der Rückgang des Grünlands vor allem auf das Einwachsen von Wald auf schwer zu bewirtschaftenden Flächen zurückzuführen.

Bei den verschwundenen Landwirtschaftsflächen handelt es sich zu je 35 % um Ackerland oder Alpwirtschaftsflächen. Mit einem Anteil von 27 % folgen die Obst-, Reb- und Gartenbauflächen an dritter Stelle. Im Verhältnis zur Fläche verzeichnete die Obstbaufläche aber den grössten Rückgang. Deshalb ist in den typischen Obstanbaugebieten (Unterwallis, Tafeljura, Mittelland zwischen Napf und Zürichsee, Thurgau) diese Nutzungsart auch am stärksten vom Kulturlandverlust betroffen [10].

Kleine gemischt bewirtschaftete Betriebe

Schweizer Landwirtschaftsbetriebe sind verglichen mit jenen in den Nachbarländern relativ klein. Im Durchschnitt bewirtschaftet ein typischer Familienbetrieb rund 20 ha (2016). Die Anzahl Betriebe ist seit 2000 um rund ein Viertel zurückgegangen, also deutlich stärker als die Landwirtschaftsfläche. Am stärksten vom Strukturwandel betroffen sind Kleinstbetriebe.



Landwirtschaftliche Hauptnutzung der Schweiz gemäss der Arealstatistik 2004–2009. Es wird jeweils die häufigste Nutzung aus Ackerbau, ganzjährig genutztem Grünland, Spezialkulturen (Obstkulturen, Rebflächen, Gemüsebau) sowie den nur im Sommerhalbjahr bewirtschafteten Alpflächen unterschieden. Quelle: Arealstatistik – Bundesamt für Statistik (BFS) & Amt für Bau und Infrastruktur Liechtenstein.

Die meisten Betriebe werden gemischt bewirtschaftet, das heisst es wird sowohl Ackerbau als auch Viehwirtschaft betrieben. Im westlichen Mittelland dominiert der Ackerbau mit einem hohen Anteil an Getreide in den Fruchtfolgen. Im östlichen Mittelland ist die Viehhaltung bedeutsamer und der Anteil an Kunstwiesen und Mais entsprechend grösser. In den Obstbauregionen prägt der Obstbau auf weiten Strecken das Landschaftsbild. Die Hochstamm-Obstbäume werden aber zunehmend durch Niederstammanlagen ersetzt. Die Anzahl als Biodiversitätsförderflächen angemeldeter Hochstammbäume ging zwischen 2000 und 2016 um 11 % zurück, gleichzeitig nahm aber die Fläche der Obstkulturen um 30 % zu. An klimatisch bevorzugten Lagen wird Rebbau betrieben (total rund 157 km²). Mit je 52 km² findet sich die grösste Rebbaufläche im Wallis und in der Genferseeregion, gefolgt vom Tessin (14 km²) und dem Drei-Seen-Land (10 km²). Anbauflächen von über 1 km² finden sich zudem in den Kantonen Zürich, Schaffhausen, Graubünden, Aargau, St. Gallen, Thurgau und Basel-Landschaft [11]. In den letzten Jahrzehnten ist es zum Standard geworden, den Boden zwischen den Rebzeilen zu begrünen. Dadurch erhöht sich das Nahrungsangebot für die Vögel wesentlich [17]. Bedingt durch die Trockenheit sind im Wallis allerdings erst rund 20 % der Rebberge begrünt.

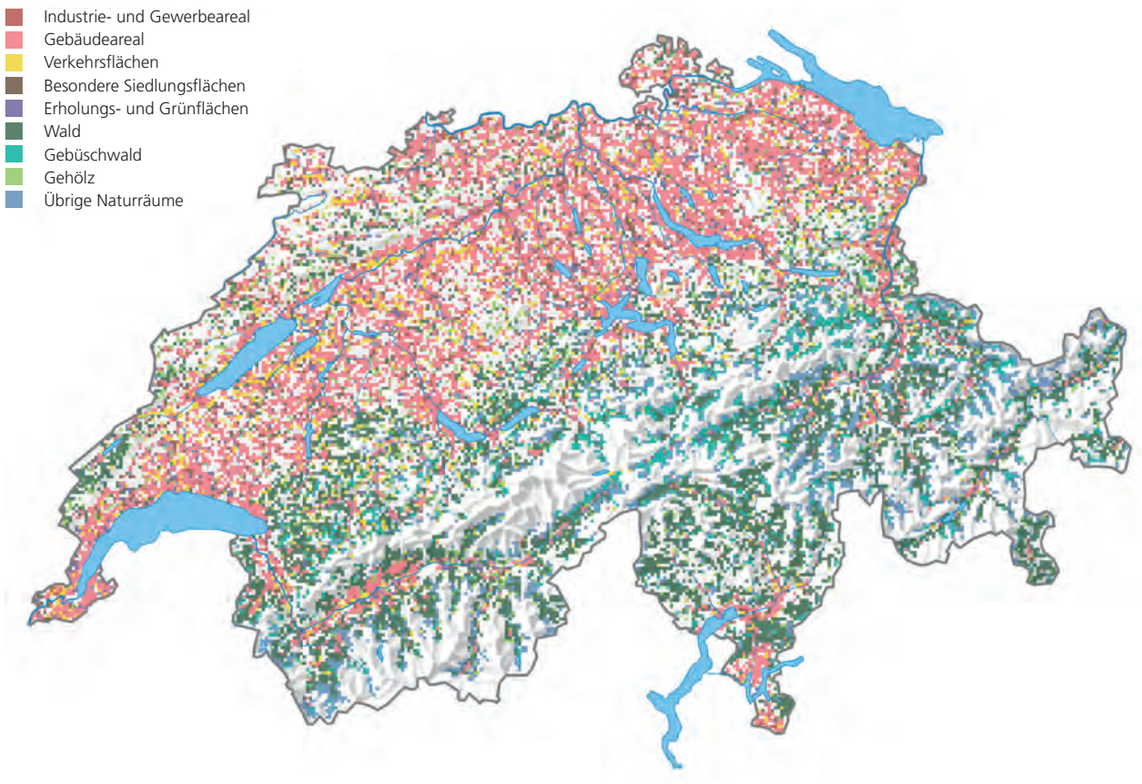
Kennzahl	2000	2016	Veränderung in %
Landwirtschaftliche Nutzfläche (ha)	1 072 492	1 049 071	–2
davon			
– offene Ackerfläche (ha)	292 548	272 697	–7
– Kunstwiesen (ha)	115 490	125 998	+9
– Naturwiesen (ha)	629 416	611 572	–3
Grossvieheinheiten	1 336 719	1 315 243	–2
davon			
– Rindvieh	1 013 585	963 804	–5
– Schweine	194 417	188 550	–3
– Geflügel	42 649	63 320	+48
Landwirtschaftsbetriebe	70 537	52 263	–26
davon Haupterwerb	49 239	37 325	–24
durchschnittliche Betriebsgrösse (ha/Betrieb)	15,2	20,1	+32

Kennzahlen zur Landwirtschaft 2000 und 2016. Quelle: BLW (2017).

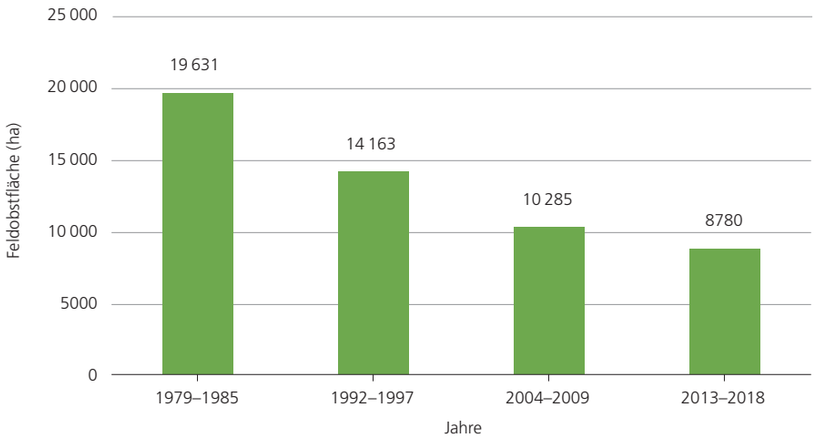
Intensive landwirtschaftliche Nutzung

Die landwirtschaftliche Nutzung ist in der Regel sehr intensiv. Dies äussert sich etwa durch den Einsatz von grossen und leistungsstarken Maschinen. Moderne Ernte- und Futterkonservierungstechniken (Ballensilage) hatten zur Folge, dass die schon vor 20 Jahren intensive Grünlandnutzung weiter rationalisiert wurde. Die Mahd erfolgt heute schneller und grossflächiger. 1990 rechnete man noch mit einer Fläche von 2 ha, die in einer Stunde von einem Traktor gemäht werden konnte; mit der Einführung der Frontmähwerke stieg die Fläche auf 5 ha. Fünf bis sechs Schnitte von März bis November sind im Tiefland die Regel.

In der Fleisch- und Milchproduktion wird heute deutlich mehr Kraftfutter eingesetzt. Der Kraftfutterimport hat sich seit 1990 mehr als verdoppelt und betrug 2015 rund 1 Million t [1]. Zur Produktion dieses Kraftfutters (v.a. Getreide und Soja) braucht es im Ausland Ackerflächen, die etwa drei Viertel der offenen Ackerfläche der Schweiz entsprechen [24]. Der Kraftfutterimport hat unter anderem zur



Neu entstandene Nutzungen auf Kosten der Landwirtschaftsfläche 1985–2009: Angegeben ist die Nutzungsart mit der grössten Zunahme für ein Quadrat von 1 × 1 km. Dargestellt sind Quadrate, auf denen die Landwirtschaftsfläche um mindestens 1 ha abgenommen hat. Quelle: Arealstatistik – Bundesamt für Statistik (BFS) & Amt für Bau und Infrastruktur Liechtenstein.



Entwicklung der Fläche der Hochstamm-Obstgärten. Die Abnahme hat sich in jüngster Zeit etwas abgeschwächt. Berücksichtigt ist die Westschweiz, von wo die Daten zur neusten Arealstatistik bereits vorliegen. Quelle: Bundesamt für Statistik (BFS).

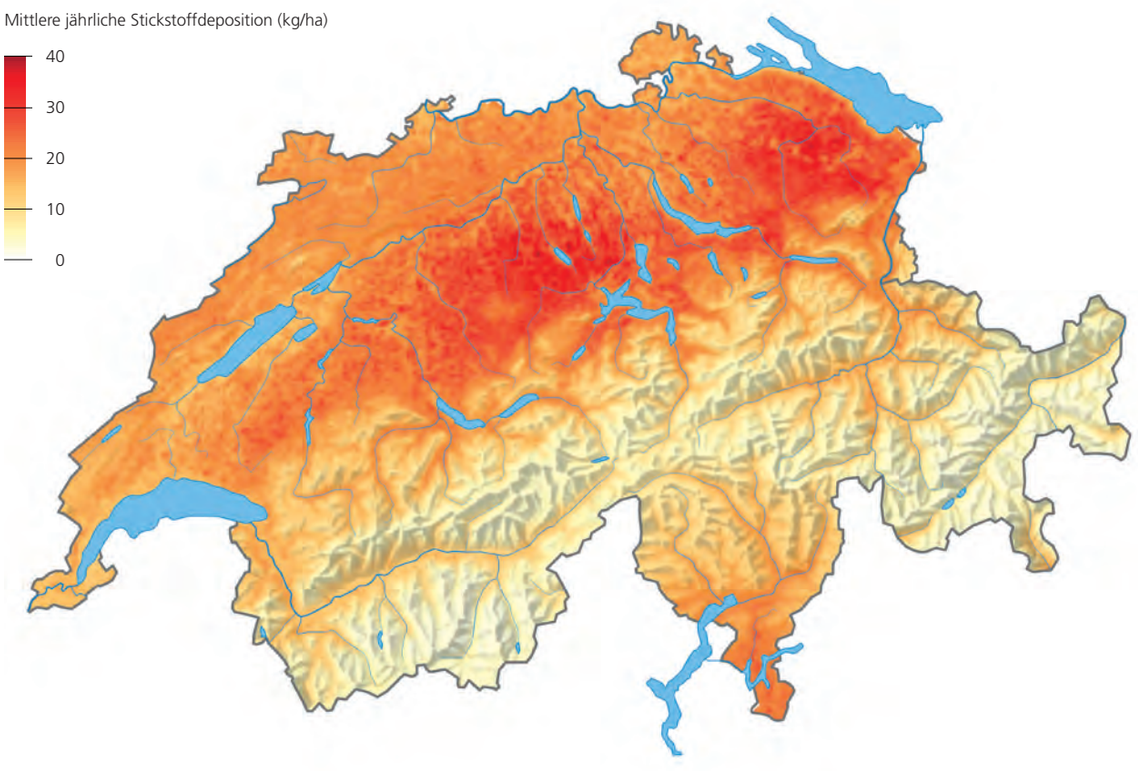
Folge, dass der anfallende Hofdünger auf vielen Betrieben die maximal mögliche Düngermenge übersteigt und deshalb zu weit entfernt liegenden Betrieben exportiert wird. Hohe Tierbestände führen zudem zu hohen Stickstoffemissionen (v.a. Ammoniak) – sowohl bei der Haltung der Tiere wie bei der Lagerung und dem Ausbringen von Hofdünger. Entsprechend hoch sind die Stickstoffimmissionen in den Gegenden mit hohem Tierbesatz. Die Landwirtschaft war 2005 für rund 65 % des gesamten Stickstoffeintrags in die Atmosphäre verantwortlich [18]. Diese Nährstoffe kommen aus der Atmosphäre wieder als Immissionen auf das Land zurück. Heute liegen diese vielerorts weit über den kritischen Eintragsgrenzen («Critical Loads»), die für naturnahe Ökosysteme als noch tragbar erachtet werden [2, 23].

Starker Pestizideinsatz und zunehmend bodenunabhängige Produktionssysteme

Die Menge der in der Schweiz ausgebrachten Pestizide blieb seit 1990 etwa bei 2200 t pro Jahr konstant. Da aber eine laufende Verlagerung hin zu Wirkstoffen stattfand, die wesentlich toxischer sind (um den Faktor 1000 oder mehr) und somit in erheblich geringeren Mengen sogar eine viel grössere Wirkung entfalten, ist mit einer markanten Zunahme der Pestizid-Behandlungsintensität und damit auch der Umweltbelastung zu rechnen [8].

In den letzten Jahren ist ein Trend zu bodenunabhängigen Produktionssystemen erkennbar. Geflügel-Mastställe und Gewächshäuser für die Gemüseproduktion nehmen stetig zu und beanspruchen viel Kulturland. Temporäre Gewächshäuser und vor allem mit Folien abgedeckte Frühkartoffel-, Gemüse-, Beeren- und andere Felder können regional bereits einen grösseren Anteil der Fläche einnehmen. Die Artenzahl und die Anzahl Vogelindividuen sinken mit steigendem Anteil der Folien [25]. Im Gegensatz zu einigen Nachbarländern findet in der Schweiz der Anbau von Energiepflanzen (nachwachsende Rohstoffe) wegen der Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion politisch keine Unterstützung.

Dramatisch ist der Rückgang der Trockenwiesen sowie der wenig intensiv genutzten, nur mit Mist gedüngten Fromentalwiesen. Im Mittelland sind die Fromentalwiesen infolge der intensiveren landwirtschaftlichen Nutzung auf 2–5 % ihrer ursprünglichen Fläche geschrumpft, und die Trockenwiesen und -weiden haben zwischen 1900 und 2010 rund 95 % an Fläche eingebüsst. In den letzten



Mittlere jährliche Stickstoffdeposition pro ha für das Jahr 2010. Die Landwirtschaft ist für rund 65 % des gesamten Stickstoffeintrags in die Atmosphäre verantwortlich. Diese Nährstoffe kommen aus der Luft wieder als Immissionen auf das Land zurück. Quelle: Bundesamt für Umwelt (BAFU) & Meteotest AG.

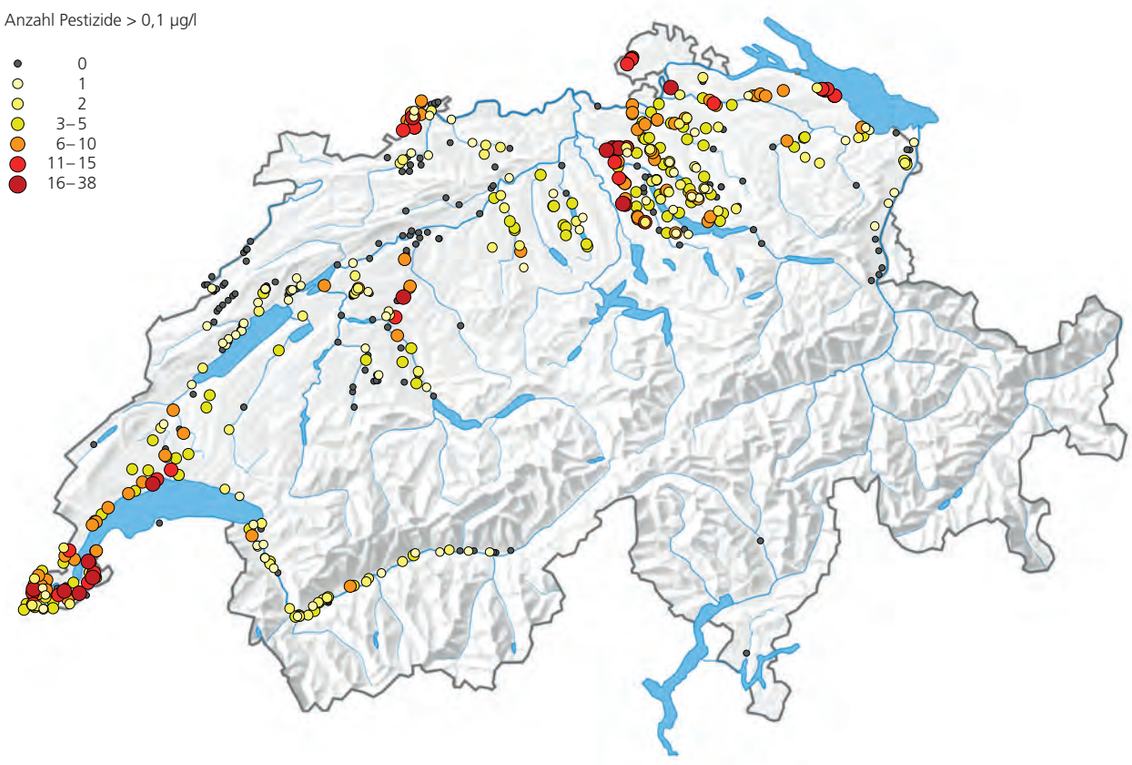


Markus Jenny

Pestizide werden seit einigen Jahren wieder vermehrt präventiv eingesetzt. Zudem werden zunehmend starke und breit wirkende Mittel verwendet.

20 Jahren hat die übrig gebliebene Fläche zusätzlich um rund ein Fünftel abgenommen [2].

Während die Landwirtschaft in den tiefen Lagen schon früh intensiviert wurde, setzte in den mittleren Lagen (etwa 800–1400 m) ab den Neunzigerjahren ein Intensivierungs- und Rationalisierungsschub ein. In diesen Lagen waren damals artenreiche, standortangepasst genutzte Flächen noch einigermassen weit verbreitet. Heute dominieren auch auf solchen Flächen einige wenige Futtergräser und nährstoffliebende Pflanzen wie Löwenzahn. Die Vegetation des Grünlands in höheren Lagen gleicht immer mehr jenem Einheitsgrün des Tieflands. Während im Berggebiet 1950 noch 95 % der Wiesen artenreiche Bergblumenwiesen waren, sind es heute noch 2 % [7]. Im Engadin GR hat sich die Fläche der intensiv genutzten Weiden zwischen den Jahren 1988 und 2010 verdreifacht; die Fettwiesen haben um 15 % zugenommen. Diese Entwicklung ging auf Kosten der artenreichen Trockenwiesen, deren Fläche um 55 % geschrumpft ist. Schwer zugängliche und ertragsschwache Wiesen wurden aufgegeben, worauf sich der Wald ausbreitete [14]. Die Entwicklung wurde durch die Massnahmen zur «Strukturverbesserung» beschleunigt. Aussiedlerhöfe, Ausbau von landwirtschaftlichen Strassen und damit die bessere Erreichbarkeit abgelegener Gebiete, Bewässerungsanlagen in Trockengebieten, Gesamtmeliorationen (inkl. Landumlegungen) und anderes wird durch Bund und Kantone finanziell unterstützt und führt in der Regel zu einem Intensivierungsschub.



Pestizide belasten unsere Umwelt massiv. In der Karte dargestellt ist die Anzahl verschiedener Pestizide in Fliessgewässern, für die eine Überschreitung von über 0,1 µg/l beobachtet wurde (565 Messstandorte aus dem Zeitraum 2005 bis 2012). Quelle: Munz et al. (2012).



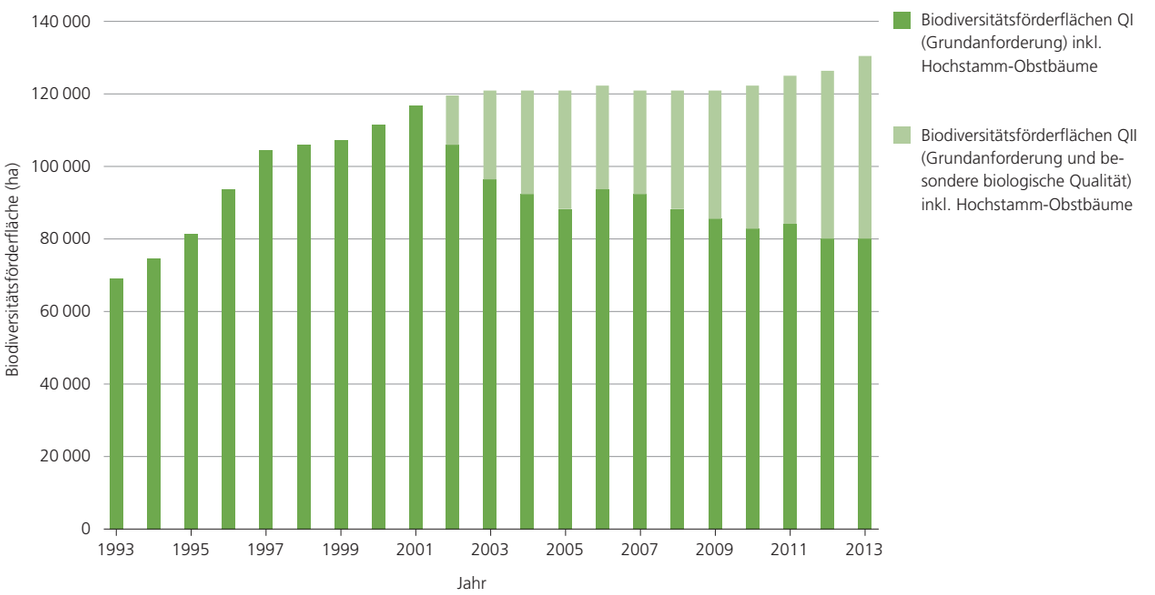
Chiara Scandolara

Mit Folien, Plastik oder Netzen wird die Biodiversität zunehmend von grossen Flächen ausgesperrt.

Agrarpolitik

Die Schweiz hat in der Bundesverfassung das Ziel verankert (Art. 104), die Schweizer Landwirtschaft nicht nur wettbewerbsfähig, sondern auch natur-, umwelt- und tierfreundlich zu gestalten. In mehreren Reformprozessen wurden die agrarpolitischen Rahmenbedingungen und Instrumente in den vergangenen drei Jahrzehnten schrittweise auf diese Ziele weiterentwickelt. Mit dem «ökologischen Leistungsnachweis» (ÖLN), den jeder Landwirt erbringen muss, um Direktzahlungen zu erhalten, steht ein System mit grossem Potenzial für den Natur- und Umweltschutz zur Verfügung. Als Teil des ÖLN müssen zum Beispiel mindestens 7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Biodiversitätsförderflächen bewirtschaftet werden. Diese Biodiversitätsförderflächen erwiesen sich als wertvolle Basis, auf der Naturschutzprojekte im Kulturland aufbauen können. Ein zentrales Instrument zur Steuerung der Schweizer Landwirtschaft sind die finanziellen Beiträge des Bundes. Pro Jahr fliessen rund 4 Milliarden Franken in die Landwirtschaft, davon rund 2,8 Milliarden direkt an die Landwirtinnen und Landwirte (Direktzahlungen)[6, 9]. Die in den Neunzigerjahren eingeführten Beiträge zur Förderung der Biodiversität machen heute 14,2 % der gesamten Direktzahlungen aus[6]. Diese Massnahmen haben zum Ziel, die Artenvielfalt im Kulturland zu erhalten und zu fördern.

Die 2008 definierten «Umweltziele Landwirtschaft» (UZL)[3] wurden aber bisher alle verfehlt[4]. Dass die Ziele nicht oder nur teilweise erreicht wurden, ist darauf zurückzuführen, dass es viele finanzielle Anreize gibt, die der Biodiversitätsförderung widersprechen und dass viele Massnahmen der Biodiversitätsförderung wenig zielführend sind[9]. Bei einigen Massnahmen hapert es auch bei der Umsetzung. Besonders viele negative Beispiele gibt es bei den Vernetzungsprojekten, die sich an den Bedürfnissen von Zielarten ausrichten sollten. Zu oft werden aber entweder die falschen Massnahmen umgesetzt oder sie liegen am falschen Ort[19]. So brüten etwa die Braunkehlchen im Gebiet Intyamon FR im Talgrund, die Fördermassnahmen wurden aber am Hang angelegt[15].



Entwicklung der Biodiversitätsförderflächen in der Schweiz (in ha). Seit 2002 werden höhere Beiträge für Biodiversitätsförderflächen der Qualitätsstufe II (QII) ausbezahlt. Diese müssen mindestens eine definierte, besondere biologische Qualität erreichen, d.h. bestimmte Zeiger-Pflanzenarten enthalten oder bestimmte Strukturen aufweisen. Quelle: Rey et al. (2017b).



Markus Jenny

Der Einsatz von leistungsstarken Maschinen führt dazu, dass grosse Flächen innerhalb sehr kurzer Zeit bewirtschaftet werden und zum Beispiel als Brutort ausfallen.

Bio Suisse und IP-Suisse

Die negativen Auswirkungen der intensiven landwirtschaftlichen Produktion auf Biodiversität, Böden, Luft, Wasser und Gesundheit der Menschen wird zunehmend von der breiten Bevölkerung wahrgenommen. Konsumierende beeinflussen mit ihren Einkäufen die Produktionsformen und werden so zu einem ökonomischen Faktor[20]. Mit Bio Suisse (Zusammenschluss von 32 Organisationen der ökologischen Landwirtschaft, 13 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche) und IP-Suisse (Vereinigung integriert produzierender Landwirte, rund ein Viertel der landwirtschaftlichen Nutzfläche) haben zwei grosse Produzentenorganisationen weitergehende Massnahmen zur Förderung der Biodiversität in ihre Richtlinien aufgenommen. Der grösste Anteil Biobetriebe befindet sich in der Bergregion.

Die IP-Suisse verlangt von ihren rund 9000 Produzenten seit 2009, dass sie im «Punktesystem Biodiversität»[22] eine Mindestpunktezahl erreichen. Dafür mussten die meisten IP-Suisse-Betriebe deutliche Verbesserungen bei der Biodiversitätsleistung erbringen. Trotz anfänglicher Skepsis aus den Reihen der Mitglieder führte dieses Vorgehen zu deutlich mehr Biodiversitätsförderflächen. Der Anteil an wertvollen Lebensräumen wie artenreichen Wiesen, Hecken und Brachen nahm innerhalb von vier Jahren von 60 auf 99 km^2 oder um 65 % zu[26]. Eine Evaluation auf 133 Betrieben zeigte zudem, dass die Biodiversität eines Betriebs mit dem Punktesystem gut abgebildet werden kann[5] und dass für die Landwirtinnen und Landwirte ein schonender Umgang mit der Natur auch finanziell einträglich ist[12, 16].

Bio Suisse verlangt von ihren rund 6200 Produzenten, dass sie aus einem «Massnahmenkatalog Biodiversität» eine minimale Anzahl Massnahmen auf ihrem Betrieb umsetzen. Der Katalog enthält ähnliche Massnahmen wie jene, die im Punktesystem Biodiversität bewertet werden.

Blick in die Zukunft

Trotz diverser Massnahmen nimmt die Biodiversität im Kulturland und speziell bei den Brutvögeln weiterhin ab. Dies hängt damit zusammen, dass die Intensivierung der Landwirtschaft weiter voranschreitet und inzwischen auch



Markus Jenny

Seit den Neunzigerjahren müssen Landwirte Biodiversitätsförderflächen anlegen. Hier ein besonders gelungenes Beispiel, wo ein Landwirt neue Gebüschgruppen, verschiedene Säume, Extensivwiesen angelegt und Hochstamm-Obstbäume gepflanzt hat.

die Berggebiete erfasst hat, aber auch damit, dass die die Agrar-Umweltmassnahmen nur ungenügend umgesetzt werden.

Ab 2022 soll eine neue Agrarpolitik in Kraft gesetzt werden. Die bestehenden Mängel müssen dort behoben werden. Es darf dabei nicht nur um die Verbesserung der Massnahmen im Bereich Biodiversität gehen, sondern auch darum, Emissionen aus der Landwirtschaft (Nährstoffe, Pestizide) zu reduzieren. Die landwirtschaftliche Produktion muss wieder besser auf das standörtliche Potenzial und die Tragfähigkeit der Ökosysteme ausgerichtet werden. Die Milch- und Fleischproduktion muss primär auf der eigenen Futterbasis erfolgen (Reduktion des Stickstoffeintrags) und der Ackerbau muss ressourcenschonend erfolgen (weniger Pestizide, biodiversitätsfreundliche Anbaumethoden). Für Bodenbrüter wie Feldlerche und Braunkehlchen, die bevorzugt in Produktionsflächen brüten, müssen umweltfreundliche Anbausysteme sowohl beim Futterbau wie im Ackerbau weiterentwickelt werden. Beim Anbau von Getreide wird momentan beispielsweise mit weiten Saatreihen-Abständen, beim Mais mit Untersaaten experimentiert. In beiden Fällen besteht berechtigte Hoffnung, dass sich dies für Feldlerche, Feldhase und andere Arten positiv auswirkt. Vor allem im Ackerbau sowie im Obst-, Gemüse- und Rebbau sind Anreize für eine markante Reduktion des Pestizideinsatzes zu setzen [8]. Insbesondere muss auch gewährleistet werden, dass die bereits heute bestehenden Regeln tatsächlich auch eingehalten werden.

Ein Mangel herrscht heute auch bei der ökologischen Ausbildung und Beratung der Landwirtinnen und Landwirte [21]. Es braucht einen markanten Ausbau des Bildungs- und Beratungsangebots im Bereich Biodiversität und Nachhaltigkeit. Erfahrungen zeigen, dass Landwirte ihre Leistung für die Umwelt massiv steigern, wenn sie diesbezüglich durch Berater unterstützt werden [13].

Eine naturnahe Landwirtschaft ist in den letzten Jahren auch zu einem Verkaufsargument geworden. Naturnah produzierte Lebensmittel werden durch zahlreiche Label gekennzeichnet. Es ist zu erwarten, dass diese Entwicklung in Zukunft weiter an Bedeutung gewinnt. Wichtig ist, dass die Landwirtinnen und Landwirte für ihre Mehrleistungen fair honoriert werden. Wirtschaft sowie Konsumentinnen und Konsumenten können diese Entwicklung in Zukunft weiter vorantreiben.

Simon Birrer

[1] Agristat (2016); [2] BAFU (2017a)/OFEV (2017b)/UFAM (2017)/FOEN (2017); [3] BAFU & BLW (2008)/OFEV & OFAG (2008); [4] BAFU & BLW (2016)/OFEV & OFAG (2016); [5] Birrer et al. (2014); [6] BLW (2017)/OFAG (2017)/UFAG (2017); [7] Bosshard (2016a); [8] Bosshard (2016b–c); [9] Bosshard et al. (2010); [10] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [11] Bundesamt für Statistik (2016b)/Office fédéral de la statistique (2016c); [12] Chevillat et al. (2012a–b); [13] Chevillat et al. (2017a–b); [14] Graf et al. (2014c); [15] Graf et al. (2015a–b); [16] Graf et al. (2016a–b); [17] Guyot et al. (2017); [18] Heldstab et al. (2010); [19] Hertach (2015); [20] Jenny (2011b); [21] Jenny & Obrist (2012a–b); [22] Jenny et al. (2009a–b); [23] Rihm & Achermann (2016); [24] F. Schläpfer, schriftl.; [25] Skórka et al. (2013); [26] Zellweger-Fischer et al. (2016a–b)

Focus Seiten 234, 276, 314, 392, 402, 428, 478, 532



Markus Jenny

Eine ökologische Beratung führt oft zu verbesserten Biodiversitätsleistungen sowie zu einer Veränderung der Einstellung der Landwirte gegenüber ökologischen Fragestellungen. Landwirtinnen und Landwirte können dank Biodiversitätsleistungen aber auch ein höheres Einkommen erwirtschaften.

Siedlungsraum

Die Siedlungsfläche gehört zu den am stärksten wachsenden Bodennutzungstypen der Schweiz. Von 1985 bis 2009 war es ein Plus von einem Viertel. Die Zunahme fiel grösser aus als das Bevölkerungswachstum. Besonders stark ist der Anstieg bei den Wohnflächen und den Freizeitanlagen. In jüngster Zeit zeichnet sich eine leichte Abschwächung des Siedlungswachstums ab.

Basierend auf der Arealstatistik von 2004–2009 wurde eine Siedlungsfläche von rund 3079 km² berechnet. Dies entspricht 7,5 % der Landesfläche oder ungefähr einer Fläche, die zweimal so gross ist wie der Kanton Luzern. Zur Siedlungsfläche werden neben den Hoch- und Tiefbauten auch alle versiegelten Flächen gezählt. Das sind asphaltierte und andere künstliche Flächen, auf denen das Wasser nicht versickern kann. Als Siedlungsflächen gelten auch unversiegelte Areale, die dem Siedlungs- oder Verkehrszweck dienen. Hierzu gehören beispielsweise Hausgärten, Parks, Sport- und Erholungsanlagen, Grünflächen neben Verkehrsbauten und Autobahnböschungen.

Die Hälfte der Siedlungsfläche entfällt auf Gebäudeareale. Verkehrsflächen machen mit fast einem Drittel, also rund 1000 km², ebenfalls einen wesentlichen Anteil aus. Die übrige Fläche verteilt sich auf Industrie- und Gewerbeareale (7,8 %), Erholungs- und Grünanlagen (6,4 %) und besondere Siedlungsflächen (5,5 %); dazu zählen zum Beispiel Abbauflächen, Deponien und Baustellen. Im Mittelland liegt der Anteil der Siedlungsfläche mit 16 % mehr als doppelt so hoch wie im landesweiten Durchschnitt [1].

Versiegelte Areale machen 62 % der Siedlungsfläche aus. Die Fläche ungenutzter Industrie- und Gewerbeflächen, sogenannte Industriebrachen, wurde 2008 auf 18 km² geschätzt. Dies entspricht einer Fläche, die grösser ist als die Stadt Genf [7].

Wachstum auf Kosten des Landwirtschaftslands

Zwischen 1985 und 2009 hat sich die Siedlungsfläche um 584 km² oder 23,4 % vergrössert. Dies entspricht pro Jahr einer Fläche, die grösser ist als der Murtensee. Das Siedlungswachstum hat sich in den letzten drei Jahrzehnten etwas verlangsamt. Zwischen 1982 und 1994 betrug es 1,1 % pro Jahr, entsprechend einer Fläche von 0,86 m²/s. Zwischen 1994 und 2006 waren es noch 0,8 % pro Jahr oder 0,69 m²/s. Die neuste Arealstatistik zeigt für die Westschweiz zwischen 2006 und 2015 eine jährliche Zunahme der Siedlungsflächen von 0,7 % [5]. Die neuen Siedlungsflächen entstanden zu 89 % auf Landwirtschaftsflächen und zu 9 % auf Wald- oder Gehölzflächen [3].

Die Siedlungsfläche hat in allen Kantonen zugenommen mit einem Wachstum von 14 % (Kanton Schaffhausen)



Verteilung der Siedlungsflächen gemäss der Arealstatistik 2004–2009. Quelle: Arealstatistik – Bundesamt für Statistik (BFS) & Amt für Bau und Infrastruktur Liechtenstein.

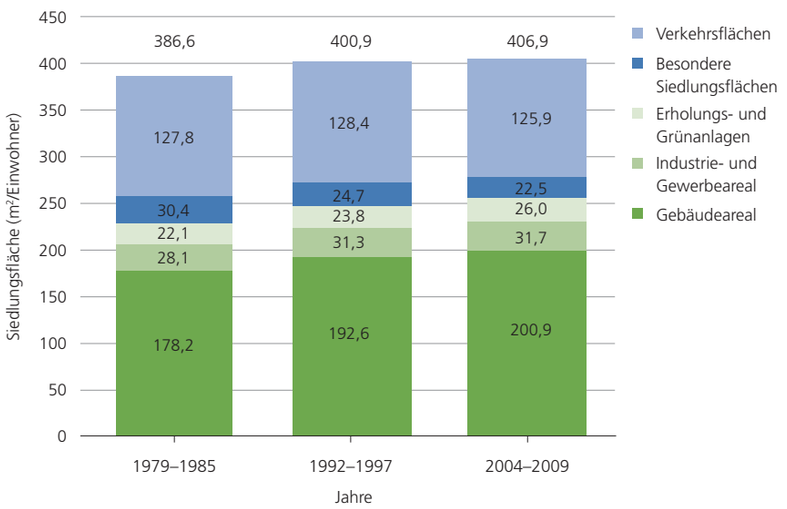


Veränderung der Siedlungsflächen zwischen 1979–1985 und 2004–2009 in ha. Angegeben sind die Veränderungen für ein Quadrat von 1 × 1 km. Quelle: Arealstatistik – Bundesamt für Statistik (BFS) & Amt für Bau und Infrastruktur Liechtenstein.

bis 40 % (Kanton Appenzell Innerrhoden). Eine Ausnahme bildet der Kanton Basel-Stadt, der mit einem Anstieg von 1,3 % eine fast konstante Siedlungsfläche aufweist[3].

Die Ausdehnung des Siedlungsraums zerstört Naturwerte: In den Bauzonen von neun Gemeinden im Kanton Basel-Landschaft befinden sich im Vergleich mit der Landwirtschaftszone 6-mal mehr Bäume, 21-mal mehr punktförmige Landschaftselemente (z.B. Einzelstrauch, Lesesteinhaufen), 30-mal mehr lineare Landschaftselemente (z.B. Hecke, Graben, Krautsaum) und 2,5-mal mehr flächige Landschaftselemente (z.B. Ruderalfläche, Feldgehölze)[8]. All diese Elemente gehen bei der Überbauung verloren.

Siedlungsflächen werden in fünf Kategorien eingeteilt; den grössten Anteil machen Gebäudeareale und Verkehrsflächen aus. Die Siedlungsfläche hat zwischen 1979–1985 und 2004–2009 pro Person um 20 m² zugenommen. Quelle: Bundesamt für Statistik (2013a).

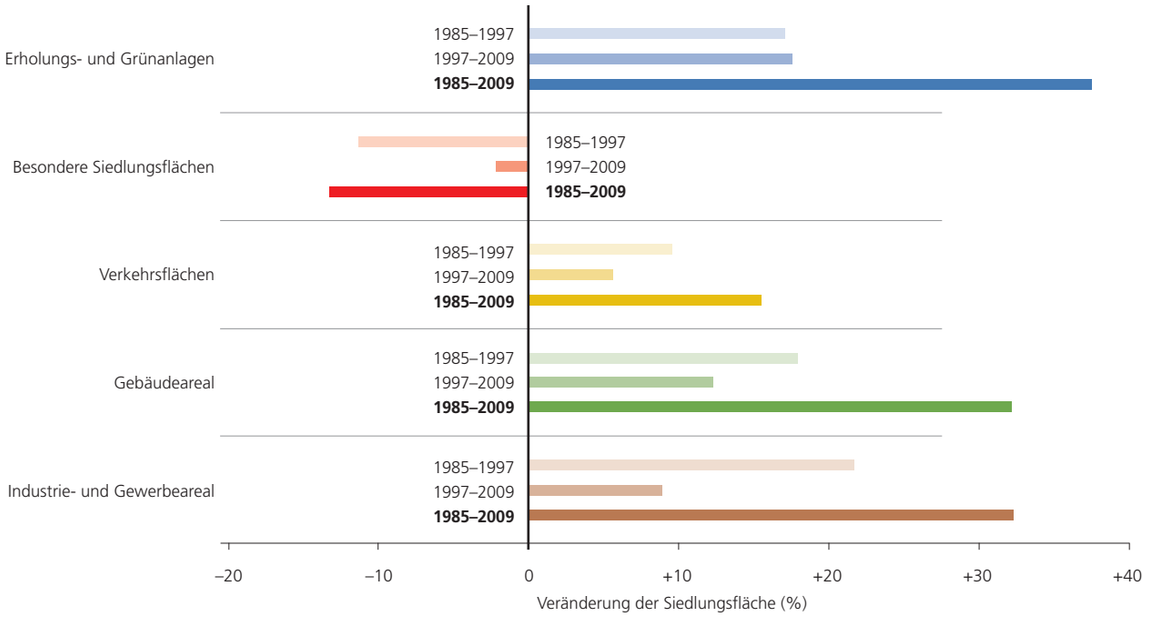


Siedlungswachstum stärker als Bevölkerungsanstieg

Die Zunahme der Siedlungsfläche steht im Zusammenhang mit der wachsenden Bevölkerung. Zwischen 1995 und 2016 wuchs die Anzahl Einwohner in der Schweiz von 7 auf 8,4 Millionen, also um 17,5 %. Die Siedlungsfläche hat im Verhältnis zur Bevölkerung aber noch stärker zugenommen. So beanspruchte 2009 jeder Einwohner im Durchschnitt 20 m² mehr Siedlungsfläche als noch 1985[1]. Insgesamt fällt auf jeden Einwohner eine Siedlungsfläche, die einer Grösse von zwei Tennisfeldern (407 m²) entspricht. Das Wohnareal (für Wohnbauten und deren Umschwung benötigte Fläche exklusive landwirtschaftlicher Gebäude) hat sich von 1985 bis 2009 sogar um 44,1 % vergrössert. Im Vergleich zum Bevölkerungswachstum ist das zweieinhalb Mal mehr[3]. Die kleinste Siedlungsfläche pro Einwohner mit rund 130 m² wird im Kanton Basel-Stadt erreicht, die höchsten mit 630–820 m² in den ländlichen Kantonen Jura, Wallis und Graubünden[3].

Gebäude und Golfplätze haben am stärksten zugelegt

Den grössten Anteil an den neuen Siedlungsflächen zwischen 1985 und 2009 machen Gebäude mit 368 km² (63,4 %) und Verkehrsflächen mit 128 km² (21,9 %) aus[3]. Prozentual sind aber Erholungs- und Grünanlagen am meisten gewachsen (37,5 %). Gebäudeareale sowie Industrie- und Gewerbeareale haben je um 32,2 % zugenommen und Verkehrsflächen um 15,5 %[1]. Die unter «besondere Siedlungsflächen» geführten Areale haben sich



Erholungs- und Grünanlagen haben zwischen 1985 und 2009 mit fast 40 % am meisten zugenommen (v.a. Golfplätze). Der Anstieg von Verkehrsflächen, Gebäude- sowie Industrie- und Gewerbearealen hat sich in der zweiten Periode zwischen 1997 und 2009 abgeschwächt. Flächenmässig zurückgegangen sind nur die besonderen Siedlungsflächen, wozu etwa Abbauflächen, Deponien und Baustellen gehören. Quelle: Bundesamt für Statistik (2015a).

dagegen um 13,2 % verkleinert, was mit einem Rückgang von Baustellen und der Rekultivierung von Kiesgruben zusammenhängt.

Bei den Erholungs- und Grünanlagen machen die öffentlichen Park- und Sportanlagen den grössten Teil des Anstiegs aus. Nur geringe Zunahmen sind bei Friedhöfen und Campingplätzen zu finden [1]. Schrebergärten sind als einziger Typ der Erholungs- und Grünanlagen zurückgegangen, vor allem zugunsten von Gebäuden und Verkehrsflächen [3]. Der Anteil naturnaher Gärten im Siedlungsraum ist jedoch tief und schwankt beispielsweise in Binningen BL je nach Quartier zwischen 7 und 20 % [8]. Der mit Abstand grösste Zuwachs mit rund 280 % fand bei den Golfplätzen statt. Mehr als vier Fünftel des Anstiegs entfielen dabei allein auf den Zeitraum zwischen 1997 und 2009 [1].

Bei den Industrie- und Gewerbearealen ist eine Verlagerung von städtischen Gebieten in Agglomerationen und in die Nähe von Autobahnanschlüssen und Eisenbahnlinien festzustellen. Zu 71 % wurden dazu Landwirtschaftsflächen überbaut [3].

Verkehrsareale und Landschaftszerschneidung

Rund ein Drittel der Siedlungsfläche wird von Verkehrsarealen beansprucht. Die Länge der Strassen (National-, Kantons- und Gemeindestrassen) in der Schweiz beträgt über 71 500 km, wobei die Gemeindestrassen nicht vollständig erfasst sind. Die Länge der Autobahnen hat von knapp 1200 km im Jahr 1996 auf 1447 km im Jahr 2016 zugenommen. Der grösste Anstieg der Nationalstrassen fand indes vor 1985 statt [2].



Niklaus Wächter

Neue Industrie- und Gewerbeflächen entstanden zwischen 1985 und 2009 vorwiegend in den Agglomerationsgürteln und in der Nähe von Autobahnanschlüssen und Eisenbahnlinien, in den allermeisten Fällen zu Lasten von Landwirtschaftsland.



Roman Graf

Verkehrsflächen wie Autobahnen machen fast ein Drittel der Siedlungsflächen aus.



Marcel Burkhardt

Trotz vielem Grün in den Siedlungen gibt es wie hier in dieser monotonen Aussenanlage kaum Lebensraum für einheimische Pflanzen und Tiere.

Die Schweiz hat verglichen mit anderen Ländern in Europa eines der dichtesten Strassennetze. Die Länge der Strassen (ohne Privatstrassen) beträgt 1,7 km pro km^2 [2]. Die Räume zwischen Strassen, Siedlungen und anderen künstlichen Barrieren werden mit der sogenannten Maschenweite beschrieben, wobei in dieser Berechnung die kleineren Strassen der 3. und 4. Klasse nicht einbezogen wurden. Im Jahr 1980 betrug diese Maschenweite im Mittelland noch 10 km^2, 2007 waren es nur noch 8 km^2 oder 20 % weniger [6, 10]. In den Bergregionen ist zwischen den künstlichen Barrieren noch deutlich mehr Platz vorhanden. Im Jura sind diese Räume 7,5-mal, in den Alpen 56–71-mal grösser als im Mittelland. Aber auch in den Bergen werden immer mehr Strassen gebaut. Am stärksten war die Veränderung im Jura, wo die Maschenweite zwischen 1980 und 2007 um 14,8 % kleiner wurde, in den Alpen betrug die Verkleinerung 1,5–4,5 % [6, 10].



Schematische Darstellung der effektiven Maschenweite als Mass der Landschaftszerschneidung in den biogeografischen Regionen 2007. Am engsten sind die Maschen im Mittelland (8 km^2), am weitesten in der Alpensüdflanke (595 km^2). Quelle: modifiziert nach Jaeger et al. (2007).

Siedlungswachstum in Zukunft

Auch in Zukunft wird die Siedlungsfläche in der Schweiz steigen. Die neuste Arealstatistik 2013–2018 zeigt für die Westschweiz, dass sich das Siedlungswachstum nur gering abgeschwächt hat [5]. Die Zunahme von Gebäuden, Industriearealen und Verkehrsflächen ist auch eine Folge der wirtschaftlichen Entwicklung. Das steigende Bedürfnis an mehr Wohnraum, die zunehmende Einwohnerzahl und die immer grössere Mobilität werden das Siedlungswachstum auch in Zukunft beeinflussen. Die Szenarien für die Bevölkerungszunahme gehen von einer leichten Abschwächung aus. Bis im Jahr 2045 wird eine Gesamtbevölkerung von 9 bis 11 Millionen erwartet [4]. Das grösste Potenzial, um das Siedlungswachstum zu verlangsamen, liegt in der Nutzung von leerstehenden Gebäuden und der Verdichtung von bestehenden Siedlungsräumen. Bei diesem Verdichtungsprozess ist aber darauf zu achten, dass auch naturnahe Grünräume erhalten bleiben [11]. Die Siedlungsfläche sollte nämlich gemäss Schätzungen zu 18 % aus naturnahen Grünflächen bestehen, um die Biodiversität und die Ökosystemleistungen im Siedlungsraum zu erhalten. Hinzu kommen pro km^2 13 Einzelbäume oder andere Gehölze und mehrere unversiegelte Kleinflächen. Der Anteil an Ruderalflächen im Siedlungsraum müsste mindestens verdoppelt werden [9].

Dominik Hagist

[1] Bundesamt für Statistik (2013a)/Office fédéral de la statistique (2013a)/Ufficio federale di statistica (2013)/Swiss Federal Statistical Office (2013); [2] Bundesamt für Statistik (2013b)/Office fédéral de la statistique (2013b); [3] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [4] Bundesamt für Statistik (2015b)/Office fédéral de la statistique (2015b); [5] Bundesamt für Statistik (2016c)/Office fédéral de la statistique (2016a)/Ufficio federale di statistica (2016); [6] Bundesamt für Umwelt (2009); [7] Bundesamt für Umwelt (2010); [8] Fischer et al. (2015b–c); [9] Guntern et al. (2013a–b); [10] Jaeger et al. (2007a–c); [11] Rey et al. (2017a–b)

Focus Seiten 156, 170, 362

Freizeitverhalten des Menschen

Die Natur ist einem immer grösseren Druck durch Erholungssuchende ausgesetzt. Freizeitaktivitäten in der Natur haben massiv an Beliebtheit gewonnen, die touristische Infrastruktur wird laufend ausgebaut. Refugien für störungsanfällige Tiere sind hierzulande rar geworden, was sich durch die Vermarktung der «unberührten» Natur noch verstärkt.

In der Natur durchgeführte Freizeitaktivitäten (Outdoor-Aktivitäten) sind erholsam und können sich positiv auf die menschliche Gesundheit auswirken [8]. Sie erfreuen sich weltweit immer grösserer Beliebtheit und entwickelten sich zu einem wesentlichen Wirtschaftszweig [1]. Auch in der Schweiz sind Outdoor-Aktivitäten sehr beliebt. Beispielsweise gehen über zwei Drittel der Schweizer Bevölkerung regelmässig Wandern oder Picknicken [10]. Den Wanderern stehen hierzulande Wanderwege von insgesamt 65 000 km Länge zur Verfügung. Davon führen knapp 1500 km durch Moorlandschaften und knapp 500 km durch Auenlandschaften [11].

Zunahme der Aktivitäten

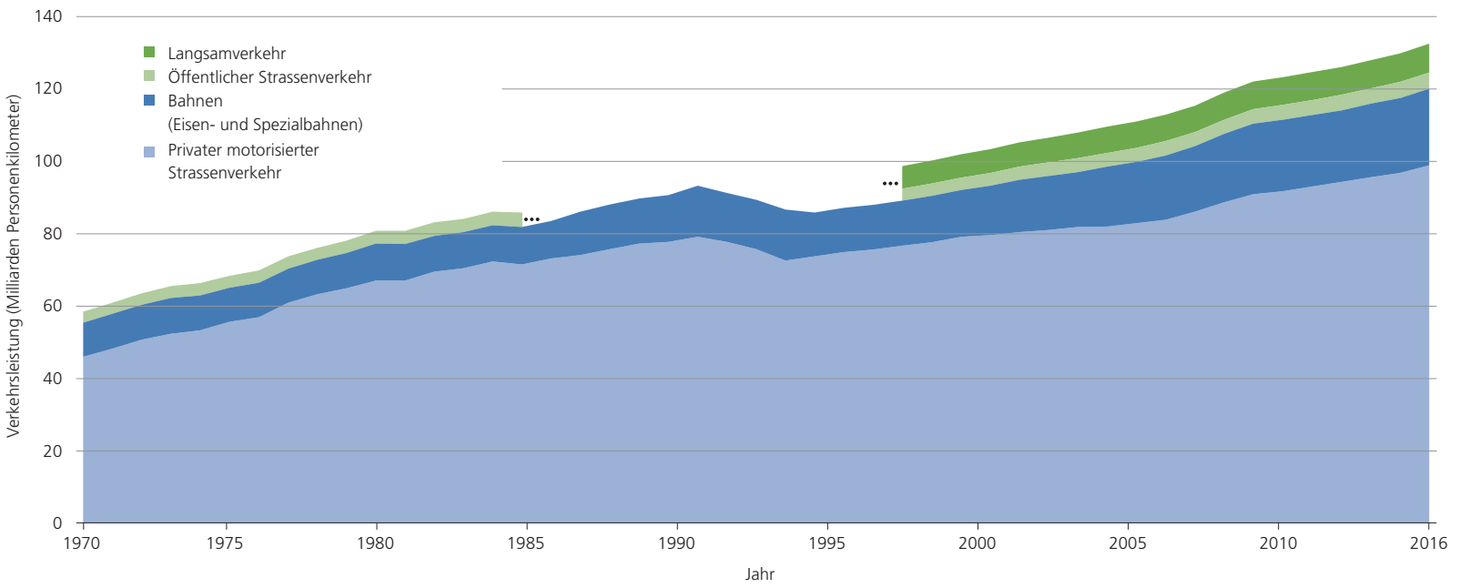
Die Beliebtheit verschiedener Outdoor-Sportarten nimmt laufend zu: Der Anteil an Personen, die Wandern als eine ihrer Sportarten angab, stieg zwischen 2000 und 2014 um rund ein Drittel. Die Anzahl regelmässigen Schneeschuhläufer hat sich zwischen 2008 und 2014 ungefähr verdoppelt [4].

Viele Regionen sind auf die Einnahmen aus dem Tourismus angewiesen, die touristische Infrastruktur wird daher laufend ausgebaut. Im Grossprojekt Andermatt Swiss Alps

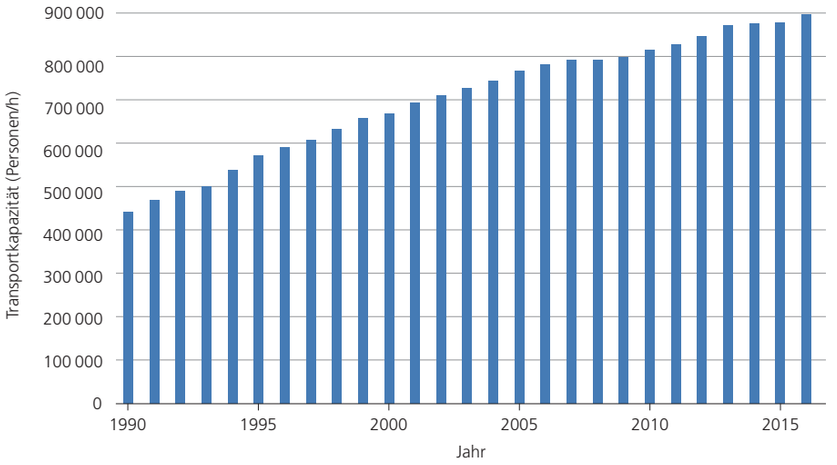


Stephan Trösch

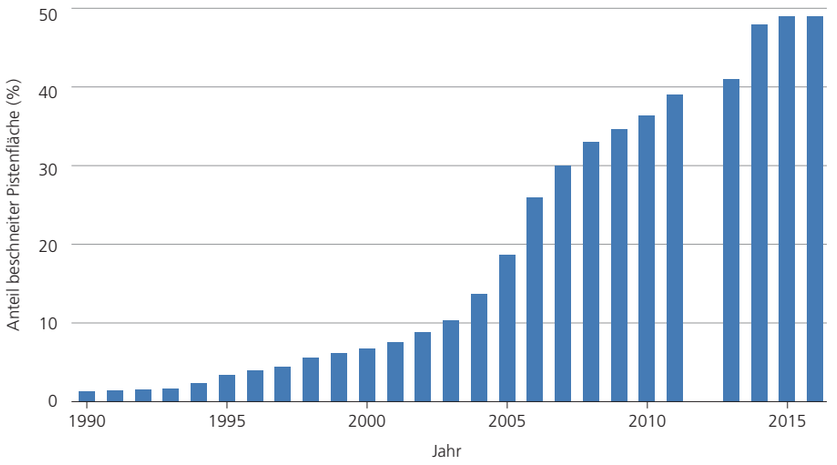
Zwei Stand-up-Paddler am 29. Januar 2017 im internationalen Wasser- und Zugvogelschutzgebiet Ermatinger Becken TG/D. Eine solche Störung kann Tausende von Wasservögeln aufscheuchen.



Entwicklung der Verkehrsleistungen im Personenverkehr 1970–2016. Seit 1970 haben sich die Verkehrsleistungen des motorisierten Individualverkehrs und des öffentlichen Verkehrs mehr als verdoppelt. 2016 wurden insgesamt 132,6 Milliarden Personenkilometer zurückgelegt. Davon entfielen rund drei Viertel auf den privaten motorisierten Strassenverkehr (Autos, Motorräder, Cars). Dessen Verkehrsleistung ist damit fast fünfmal grösser als die der Bahnen. Der Langsamverkehr (zu Fuss und Velos) kam auf 8,0 Milliarden Personenkilometer, der öffentliche Strassenverkehr (Trams und Busse) auf 4,5 Milliarden Personenkilometer. Quelle: Bundesamt für Statistik (2017a).



Entwicklung der Transportkapazität der Seilbahnen in der Schweiz 1990–2016. Die Anzahl Seilbahnen ist zwar seit rund 15 Jahren stabil, die Transportkapazitäten steigen aber kontinuierlich an. Die Bahnen wurden demnach leistungsfähiger (grösseres Fassungsvermögen und/oder höhere Transportgeschwindigkeit). Quelle: Seilbahnen Schweiz (2017).



Entwicklung des Anteils technisch beschneiter Pistenfläche in der Schweiz 1990–2016 (von 2012 liegen keine Angaben vor). Der Anteil technisch beschneibarer Pisten beträgt derzeit rund 49 %. Österreich und Italien beschneien deutlich mehr, in Deutschland und Frankreich hingegen ist die technische Beschneiung viel weniger verbreitet. Quelle: Seilbahnen Schweiz (2017).

beispielsweise wurden zwischen 2007 und 2013 rund 345 Millionen Franken investiert[13]. Die Transportkapazität der Seilbahnen in der Schweiz hat sich seit 1990 ungefähr verdoppelt. Der Anteil der technisch beschneiten Skipistenfläche lag zu Beginn der Neunzigerjahre nahe bei null, mittlerweile kann die Hälfte der 225 km² Pistenfläche beschneit werden[12]. Allgemein hat die konsumierte Mobilität massiv zugenommen. Im privaten motorisierten Strassenverkehr werden in der Schweiz mittlerweile jährlich fast 100 Milliarden Personenkilometer zurückgelegt[2]. Dabei entfielen 57 % der insgesamt von Personen zurückgelegten Kilometer 2015 auf die Kategorien Freizeit und Einkaufen; der grösste Teil dieser Strecke wird mit dem Auto zurückgelegt[3].

Ganzjährig und flächendeckend

Während sich die touristischen Aktivitäten in den Alpen früher besonders auf den Winter konzentrierten, beobachtet man heute einen Trend in Richtung ganzjährige touristische Nutzung, unter anderem um den Rückgang der Einnahmen aus dem Wintergeschäft zu kompensieren[12]. Bergbahnen werben beispielsweise mit Downhill-Bikestrecken; auf «Tripadvisor» finden sich Dutzende ganzjährig verfügbare Outdoor-Angebote.

In den letzten Jahren wurden zudem verschiedene Outdoor-Aktivitäten mit einem sehr grossen Störungspotenzial entwickelt. Als Beispiel sei hier das Stand-up-Paddeln erwähnt, eine Aktivität, die mittlerweile dank hochwertiger Ausrüstung zu erschwinglichen Preisen das ganze Jahr betrieben werden kann. Auf den Binnengewässern Europas kam Stand-up-Paddeln erst im 21. Jahrhundert auf[14] und wird mittelweile an gewissen Orten ganzjährig betrieben, so etwa am Bodensee[6]. Eine weitere neue und besonders für Wasservögel heikle Sportart ist das Kitesurfen. Die Fluchtdistanz von Wasservögeln auf Kitesurfer kann mehrere 100 m betragen[7].



Fränzi Korner-Nievergelt

Auch Gebiete ohne Seilbahnen und Skilifte werden im Winter intensiv von Outdoor-Sportlern aufgesucht, hier Variantenskifahrer bei Tiefenbach/Realp UR.

Auch für Ornithologinnen und Naturfotografen ist das Naturerlebnis ein zentraler Bestandteil ihres Hobbys. Sie gehen im Allgemeinen aber bewusst mit der Natur um und versuchen, nicht unnötig zu stören. Allerdings halten sich auch diese Personen gerne in «unberührten», eher störungsarmen Landschaften auf. Dadurch wird der verfügbare Lebensraum für störungsanfällige Tiere weiter eingeschränkt. Nebst Naturfreunden haben auch Outdoor-Sportler die bisher wenig frequentierten Flecken und Lebensräume für sich entdeckt. Felswände werden für Basejumping oder Klettersteige genutzt. Die rund 32 000 in der Schweiz für das Geocaching versteckten Behälter[5] befinden sich an allen möglichen Orten, meist jedoch fernab von Wegen.

Änderung in Sicht?

Die Anfälligkeit der Natur auf Störungen durch das menschliche Freizeitverhalten wird in der Öffentlichkeit relativ selten diskutiert. Besucherlenkung ist allenfalls in Naturschutzgebieten ein Thema, Wildtiere versucht man durch das Einrichten von Wildruhezonen besonders im Winter vor menschlichen Störungen zu schützen[15], was dank dem Anbringen entsprechender Markierungen im Gelände meist auch gelingt. In urbanen Zonen und Naherholungsgebieten hingegen ist es oft unmöglich, naturnahe Flächen für Spaziergänger, Hunde und Badegäste zu sperren. Die in den letzten Jahren entstandenen Naturparks schliesslich haben sich zwar unter anderem den Natur- und Landschaftsschutz zum Ziel gesetzt. Hauptziel ist allerdings die Vermarktung der Region[9], was eher zu einer Zunahme der Besucherinnen und Besucher und schliesslich auch der Störungen durch menschliche Freizeitaktivitäten beiträgt.

Nicolas Strebel

[1] Balmford et al. (2009); [2] Bundesamt für Statistik (2017a)/Office fédéral de la statistique (2017b)/Ufficio federale di statistica (2017)/Federal Statistical Office (2017); [3] Bundesamt für Statistik & Bundesamt für Raumentwicklung (2017)/Office fédéral de la statistique & Office fédéral du développement territorial (2017)/Ufficio federale di statistica & Ufficio federale dello sviluppo territoriale (2017); [4] Fischer et al. (2015a); [5] Geocache.ch (2018); [6] Jacoby (2017); [7] Krüger (2016); [8] Martinez-Juarez et al. (2015); [9] Netzwerk Schweizer Pärke (2018)/Réseau des parcs suisses (2018)/Rete dei parchi svizzeri (2018); [10] Moeschler & Herzig (2016–c); [11] Schweizer Wanderwege (2014); [12] Seilbahnen Schweiz (2017)/Remontées Mécaniques Suisses (2017); [13] St. Galler Tagblatt (2013); [14] Stand Up Magazin (2011); [15] Wildtier Schweiz (2014a–c)

Focus Seiten 110, 142



Jochen Ihle

Wildruhezonen haben sich in der Praxis als zielgerichtetes, rechtliches Instrument der Nutzungslenkung bewährt. Sie sorgen für den gebietsweisen Schutz der Wildtiere vor Störungen.



Yves Bötsch

Ski- und Schneeschuhtouren werden immer beliebter, womit aber auch das Störungspotenzial für Raufusshühner und andere Wildtiere grösser wird.

Klima

Das Klima in der Schweiz zeigte in den letzten 30 Jahren vor allem eine auffällige Änderung bei der mittleren Jahrestemperatur mit einem markanten Anstieg Ende der Achtzigerjahre. Die Winter werden immer kürzer, die Vegetation entwickelt sich früher und die Gletscher gehen stark zurück.

Die Schweiz verfügt seit Beginn der Messaufzeichnungen 1864 über ein Netz an meteorologischen Messstationen verteilt über das ganze Land. Dank diesen Informationen besteht ein guter Wissensstand über das Klima in der Schweiz der vergangenen Jahrzehnte. Die mittleren Jahrestemperaturen für die Normperiode 1981–2010 liegen im Mittelland im Bereich von 8–10 °C. Leicht höhere Messwerte werden in den klimatisch begünstigten Regionen Genf und Basel erreicht. Am wärmsten wird es in den tiefen Lagen des Tessins [16].

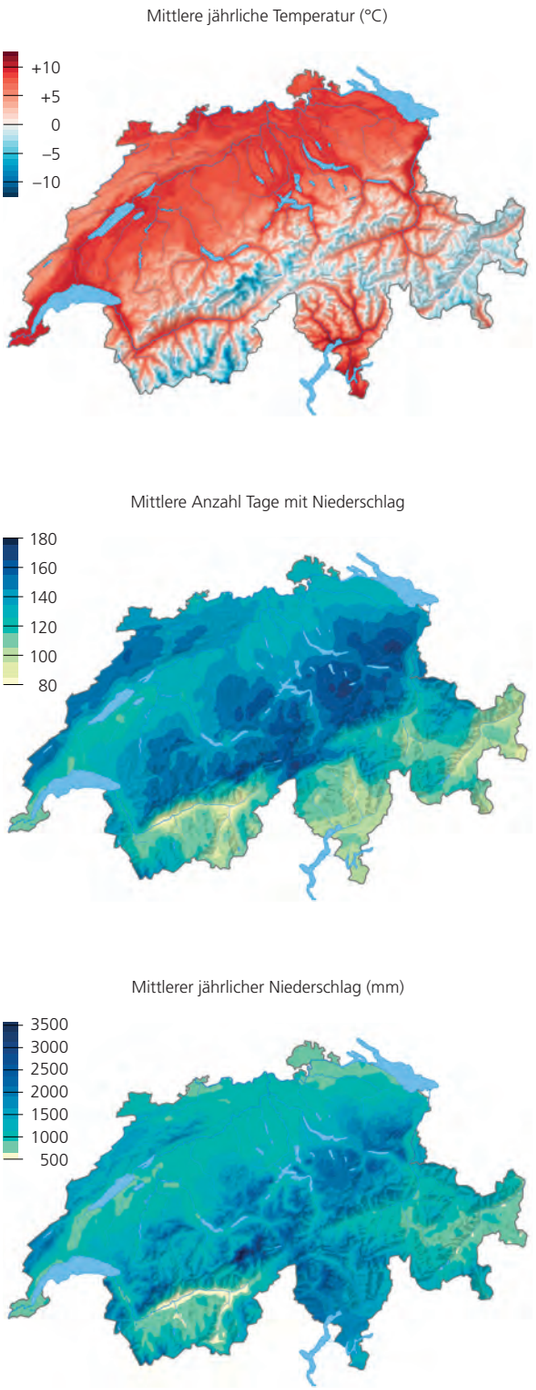
Seit den Neunzigerjahren überdurchschnittlich warm

Die Periode seit den Atlasaufnahmen 1993–1996 war geprägt von stets überdurchschnittlich warmen Jahren im Vergleich zur Zeitspanne von 1961–1990. Der grosse Temperaturanstieg fand allerdings in den Achtzigerjahren statt. Die Neunzigerjahre gingen als sehr warme Jahre in die Geschichte ein. Seither sind die durchschnittlichen Jahrestemperaturen aber nochmals angestiegen, wenn auch weniger stark als in den Achtzigerjahren. Die bisher wärmsten Jahre waren 2011 und 2015 mit einer Temperaturabweichung von knapp über 2 °C im Vergleich zum langjährigen Mittelwert 1961–1990.

Die Zunahme der mittleren Temperatur betrifft alle Jahreszeiten, ist aber im Frühling und Sommer stärker als im Herbst und Winter [16]. Der mit Abstand wärmste Sommer seit Messbeginn war 2003 mit knapp 5 °C über dem langjährigen Mittelwert. Der zweitwärmste Sommer folgte 2015 mit einem Temperaturüberschuss von 3,5 °C [15]. In den Neunzigerjahren waren die Winter fast durchwegs mild, während ab der Jahrtausendwende einige kältere Winter mit unterdurchschnittlichen Temperaturen auftraten [16]. Die letzte starke Kältewelle erfuhr die Schweiz im Februar 2012, die zu den zehn kältesten Zweiwochenperioden seit 1864 gehört [13].

Die Anzahl Hitzetage, d.h. Tage mit Temperaturen über 30 °C, nahm seit 1990 deutlich zu, in Luzern zum Beispiel von rund 5 auf 12 pro Jahr [17]. Gleichzeitig ist die Anzahl Frosttage mit Temperaturen unter 0 °C tendenziell zurückgegangen. In Davos GR lag die Abnahme seit 1990 bei rund 10 % (von etwa 200 auf 180 Tage pro Jahr) [16]. An vielen Messstationen im Mittelland war die durchschnittliche Anzahl Frosttage seit 1990 – abgesehen von jährlichen Schwankungen – ungefähr konstant bei 80–100 Tagen pro Jahr, wohingegen zwischen 1960 und 1990 rund 10–15 Frosttage mehr auftraten [18].

Die Temperaturzunahme ist auch in Gewässern festzustellen, die mittlere Wassertemperatur korreliert mit der mittleren Lufttemperatur. In Fliessgewässern wurde



Mittlere jährliche Temperatur, mittlere Anzahl Tage mit Niederschlag sowie mittlerer jährlicher Niederschlag in der Schweiz, jeweils für die Jahre 1981–2010. Quelle: MeteoSchweiz.

zwischen 1970 und 2010 eine Erwärmung von 0,1–1,2 °C festgestellt[3]. Auch Bergseen tauen immer früher auf, wie am Beispiel des St. Moritzersees GR zu sehen ist. Mittlerweile wird er im Durchschnitt rund 10 Tage früher eisfrei als 1980[4].

Eine weitere Auswirkung der höheren Temperaturen ist ein Rückgang der Gletscher. Zwischen 1973 und 2010 ist die Fläche der Gletscher in der Schweiz um 27,7 % geschrumpft, was einer Abnahme von 0,75 % pro Jahr entspricht[7].

Das Abschmelzen der Eismassen hat auch zur Folge, dass Böden, die normalerweise ganzjährig gefroren sind (Permafrost), immer mehr auftauen. Dies führt zu instabilen Bodenverhältnissen und zu vermehrten Murgängen und Hangrutschungen[6].

Früherer Beginn des Frühlings

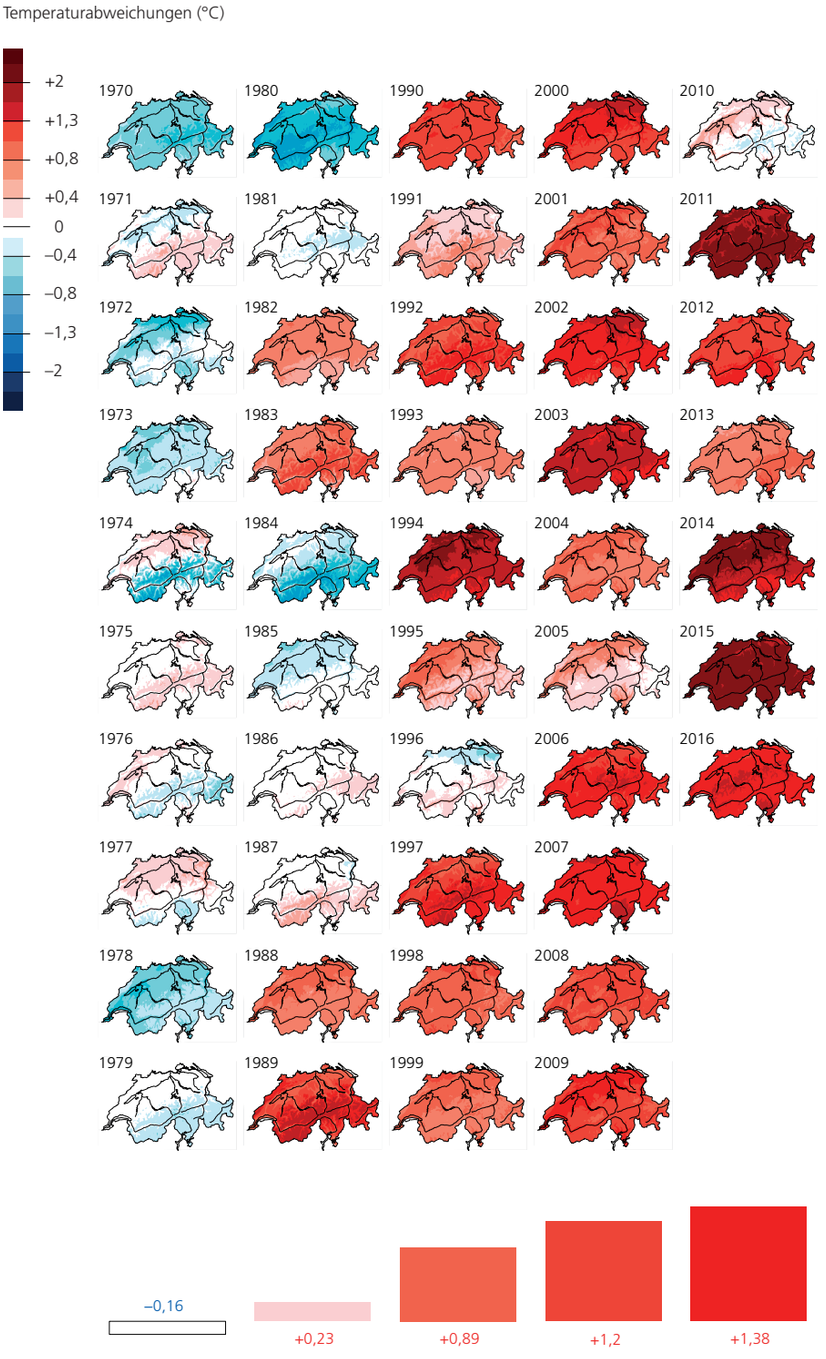
Die höheren Temperaturen haben Auswirkungen auf die Vegetation. Die allgemeine Blüte des Haselstrauchs unterhalb von 600 m findet heute Mitte Februar statt, 13 Tage früher als 1951[19]. Diese Entwicklung wird zusammen mit Blüte und Blattaustrieb von acht weiteren Pflanzenarten im Frühlingsindex deutlich[16]. Auffällig ist ein sprunghafter Anstieg Ende der Achtzigerjahre; seither beginnt der Frühling deutlich früher als im Mittel zwischen 1981 und 2010. Gleichzeitig ist bei Wetterstationen unterhalb von 800 m eine markante Abnahme der Anzahl Schneetage um zwei Wochen festzustellen[11]. Eine ähnliche Entwicklung ist auch bei der Schneebedeckung in Lagen zwischen 1100 und 2500 m zu sehen. Der Schnee schmilzt heute im Frühling im Mittel 25 Tage früher als 1970. Im Herbst setzt die Schneebedeckung im Mittel 12 Tage später ein, womit die Veränderung im Herbst nur halb so stark ist wie im Frühling. Seit 1990 ist aber bei den meisten Stationen keine weitere Abnahme der Tage mit Schneebedeckung festzustellen[10]. Die Durchschnittswerte für die jährliche Anzahl Tage mit Schneebedeckung zwischen 1981 und 2010 lagen in St. Gallen bei 79, in Bern bei 37 und in Genf bei 17 Tagen[18].

Eine weitere Veränderung ist in verschiedenen Höhenstufen zu beobachten. In den Bergen hat sich der Frühlingsbeginn stärker vorverschoben als in den Talzonen. 1960 betrug der Unterschied des Blattaustriebs 34 Tage pro 1000 m Höhendifferenz, heute liegt er noch bei 22 Tagen pro 1000 Höhenmeter[24].

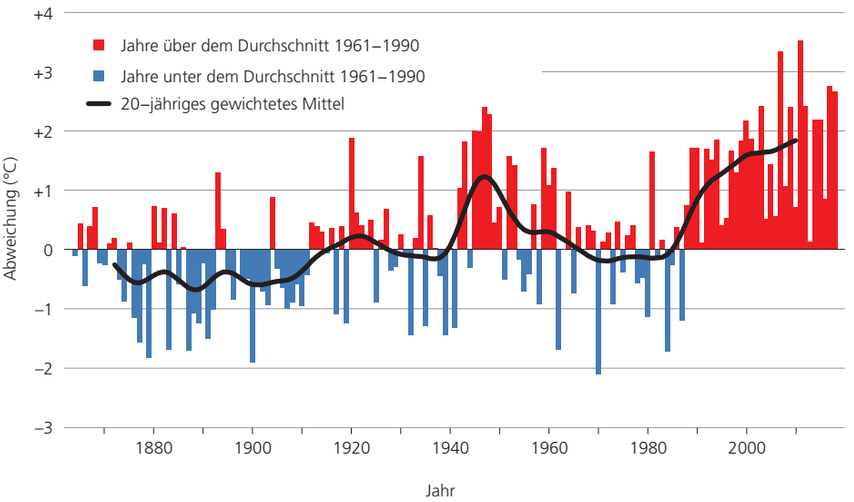
Niederschlagsmengen langfristig konstant

Im Mittelland fällt im Durchschnitt an 110–150 Tagen im Jahr Niederschlag. Die Niederschlagsmengen liegen im Bereich von 900 bis 1200 mm. Auf den Jurahöhen, am Alpennordhang und auf der Alpensüdseite werden höhere Niederschlagsmengen erreicht. Spitzenreiter ist die Säntisregion AR/AI/SG mit durchschnittlich 2837 mm pro Jahr. Die trockensten Standorte liegen im Wallis und im Engadin GR. Die geringsten Niederschlagsmengen werden in Stalden VS gemessen mit einem Jahresdurchschnitt von 545 mm. Eine spezielle Rolle nimmt die Alpensüdseite ein, wo sich hohe Niederschlagsmengen auf relativ wenige Tage verteilen. Dementsprechend treten im Tessin auch am häufigsten starke Niederschläge auf. Gleichzeitig gehört die Alpensüdseite zu den sonnigsten Regionen des Landes. Schweizweit gesehen fallen die grössten Niederschlagsmengen im Sommer[18].

Über die ganze Schweiz betrachtet ist bei den Niederschlagsmengen – im Gegensatz zu den Temperaturen – kein Trend zu sehen. Auf der Alpensüdseite ist der Frühling durchschnittlich trockener geworden, wohingegen er auf der Alpennordseite in den letzten Jahren leicht niederschlagsreicher ausfiel[17]. Für den Bruterfolg in einzelnen Jahren entscheidender als Durchschnittswerte sind



Temperaturabweichungen vom langjährigen Mittelwert (1961–1990) in der Schweiz in °C für jedes Jahr seit 1970. 0 °C entspricht dem langjährigen Mittelwert. Gebiete mit Temperaturen unter dem Mittel sind blau, jene über dem Mittel rot dargestellt. Im unteren Teil der Grafik sind die Abweichungen der Jahrzehnte als eingefärbte Säulen dargestellt. Quelle: MeteoSchweiz.



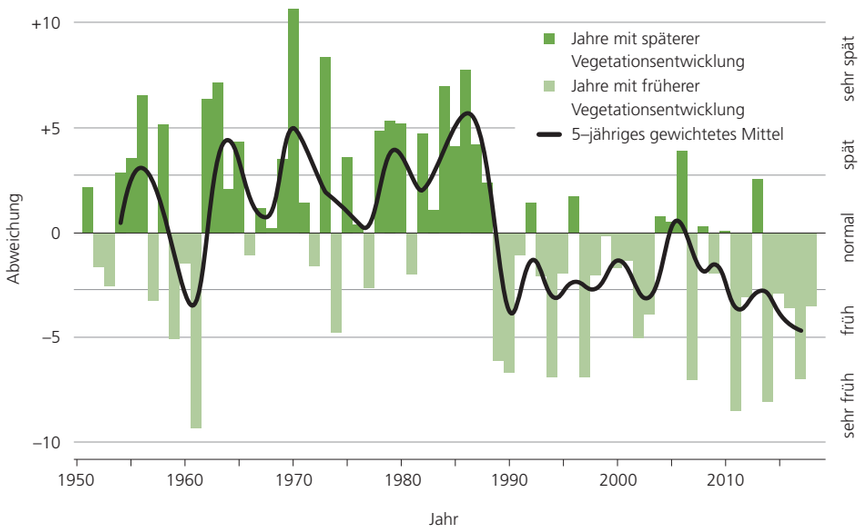
Abweichung der mittleren Frühlingstemperaturen (1. März – 31. Mai) in der Schweiz 1864–2017 vom Durchschnitt 1961–1990. Seit 1988 waren alle Frühlinge überdurchschnittlich warm. Die wärmsten Frühjahre waren 2007 und 2011 mit jeweils mehr als 3 °C über dem langjährigen Mittel 1961–1990. Quelle: MeteoSchweiz.

aber extreme Niederschlagsereignisse und die Anzahl Tage mit Niederschlag. Starke Niederschläge treten vor allem im Sommer und Herbst in Form von Gewittern auf. Seit 1980 haben die höchsten Tagesniederschlagsmengen pro Jahr zugenommen, seit 1995 blieben diese aber etwa konstant. Die grössten Veränderungen bestehen im Mittelland und in den Voralpen, dagegen zeigen viele inneralpine Messstandorten keinen Trend zu mehr Starkniederschlägen[23]. Es gibt aber Hinweise, dass sich Hochwasserereignisse zeitlich verschieben und zu ungewöhnlicheren Zeiten auftreten.

Was kommt auf uns zu?

In der Schweiz sind die mittleren Temperaturen seit Mitte des 19. Jahrhunderts um 1,8 °C angestiegen. Damit ist die Klimaerwärmung in der Schweiz rund doppelt so stark wie im globalen Durchschnitt[1]. Gemäss Klimamodellen werden die Temperaturen in der Schweiz bis 2060 um weitere 0,5–3,6 °C zunehmen[14]. Für die Schweiz geht man davon aus, dass in den nächsten Jahren Wärmeperioden häufiger werden. Der Temperaturanstieg dürfte im Sommer etwas stärker ausfallen als in anderen Jahreszeiten und es werden mehr Niederschläge im Winter und weniger im Sommer erwartet. Die Südschweiz wird vermutlich trockener und wärmer und in höheren Lagen geht man von einer stärkeren Erwärmung aus[1].

Die Vegetationsperiode, die heute im Mittelland rund 250 Tage und in den Voralpen rund 180 Tage dauert, dürfte um etwa 40 Tage länger werden, in den Alpen und Voralpen sogar um fast 2 Monate[14]. Bei Alpenpflanzen wurde zwischen 1911–1970 und 2014–2015 eine Verschiebung um 20–35 m in die Höhe beobachtet[22]. Die Waldgrenze hat sich um durchschnittlich 5 m pro Jahrzehnt erhöht, hauptsächlich wegen der Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung, aber auch wegen der Klimaerwärmung[9, 20]. Diese Trends werden sich weiter fortsetzten. Die Zusammensetzung der Baumarten wird sich ebenfalls langsam ändern. Unter den drei häufigsten Baumarten der Schweiz dürfte die Tanne am besten mit den wärmeren und trockeneren Bedingungen zurechtkommen, wohingegen die Buche und besonders die Fichte mehr Probleme mit den klimatischen Veränderungen haben. Wärmebedürftige Arten



Frühlingsindex der Schweiz 1951–2017. Der Frühlingsindex ist ein Mass für die Entwicklung der Vegetation im Frühling. Er zeigt den Blühbeginn und die Blattentfaltung von 9 verschiedenen Pflanzenarten. Jahre mit späterer Vegetationsentwicklung im Vergleich zum Durchschnitt 1981–2010 sind dunkelgrün gefärbt, Jahre mit früherer Vegetationsentwicklung hellgrün, das 5-jährige gewichtete Mittel ist als schwarze Kurve dargestellt. Ende der Achtzigerjahre gab es eine markante Verfrühung des Frühlingsbeginns. Quelle: MeteoSchweiz.



Sammlung Gesellschaft für ökologische Forschung

Die Klimaerwärmung hat den Gletschern stark zugesetzt. Zwischen 1973 und 2010 ist die Fläche der Gletscher in der Schweiz um rund ein Viertel geschrumpft, im Bild der Oberaargletscher BE.

wie Eichen können profitieren[8, 20]. Bei längeren Trockenphasen muss mit weiteren Waldföhrensterben gerechnet werden, da sich Schadorganismen dann stärker ausbreiten[5]. Besonders im Wallis ist das Phänomen bereits zu beobachten. Nach dem trockenen und heissen Sommer 2003 lag die Sterberate von Waldföhren bei Visp VS bei knapp 30 %. Weitere markante Föhrensterben fanden 2010[21] und 2016[12] nach langanhaltenden Trockenperioden statt. Mit zunehmend trockenen Sommern wird die Waldbrandgefahr in allen Landesteilen steigen[2]. Die Gletschermassen werden sich gemäss Modellrechnungen zwischen 2000 und 2050 um weitere 50 % reduzieren und kleinere Gletscher werden ganz verschwinden[1]. Bei vermehrtem Auftauen der Permafrostböden ist mit zunehmenden Erdrutschen, Hanginstabilitäten und Steinschlägen zu rechnen[1].

Dominik Hagist



Andreas Rigling, WSL

Waldföhren leiden unter langen Trockenperioden. Das erhöht den Schädlingsbefall, was an der braunen Färbung zu erkennen ist, und kann zum Absterben führen.

[1] Akademien der Wissenschaften Schweiz (2016)/Académies suisses des sciences (2016); [2] Allgaier Leuch et al. (2017a–b); [3] Bundesamt für Umwelt (2012)/Office fédéral de l'environnement (2012); [4] Bundesamt für Umwelt (2017b)/Office fédéral de l'environnement (2017a); [5] Dobbertin et al. (2006); [6] Fischer et al. (2006); [7] Fischer et al. (2014); [8] Frank et al. (2017); [9] Gehrig-Fasel et al. (2007); [10] Klein et al. (2016); [11] Marty (2008); [12] Meier et al. (2017a–c); [13] MeteoSchweiz (2013)/MétéoSuisse (2013)/MeteoSvizzera (2013); [14] MeteoSchweiz (2014)/MétéoSuisse (2014); [15] MeteoSchweiz (2016)/MétéoSuisse (2016)/MeteoSvizzera (2016); [16] MeteoSchweiz (2017)/MétéoSuisse (2017)/MeteoSvizzera (2017); [17] MeteoSchweiz (2018a)/MétéoSuisse (2018a)/MeteoSvizzera (2018a)/MeteoSwiss (2018a); [18] MeteoSchweiz (2018b)/MétéoSuisse (2018b)/MeteoSvizzera (2018b)/MeteoSwiss (2018b); [19] MeteoSchweiz & Globe Schweiz (2016); [20] Pluess et al. (2016a–b); [21] Rigling & Schaffer (2015a–d); [22] Rumpf et al. (2018); [23] Scherrer et al. (2016); [24] Vitasse et al. (2018)

Focus Seiten 284, 414, 425

Methode: von der Datenerhebung bis zu den Ergebnissen

Organisation und Ablauf des Atlasprojekts

Für die Organisation der Feldarbeit und die Darstellung der Ergebnisse hat sich eine Einteilung der Schweiz in 467 Flächen von 10 × 10 km, sogenannte Atlasquadrate, bewährt. Für viele Atlasquadrate liessen sich Freiwillige finden, welche die Aufnahmen durchführten. Sie wurden an diversen Veranstaltungen auf die Feldarbeit vorbereitet und regelmässig informiert.

Das Hauptanliegen des Brutvogelatlas 2013–2016 war, die aktuelle Situation der Brutvögel bezüglich ihrer Verbreitung und Bestände landesweit zu dokumentieren. Die angestrebten Ziele lehnten sich somit an jene des Atlas 1993–1996 an:

1. In jedem Atlasquadrat (10 × 10 km) sollten möglichst alle Brutvogelarten nachgewiesen werden. Jedes Atlasquadrat wurde dazu so gut wie möglich flächig begangen. Besonders im Gebirge wäre eine vollständige Bearbeitung aber illusorisch gewesen. Im Fokus standen daher die besonderen Lebensräume, die wenn möglich mehrfach aufgesucht wurden.
2. Neben der Verbreitung aller Brutvögel war auch ihre Häufigkeit zu erheben. Dazu konnte dank der Erfahrungen aus dem Atlasprojekt 1993–1996 und dem Projekt «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB) auf die bewährte Methode der vereinfachten Revierkartierung in Kilometerquadraten (1 × 1 km) zurückgegriffen werden.
3. Seltene Arten und Koloniebrüter sollten auf der gesamten Fläche möglichst vollständig erfasst werden.

Atlasperimeter

Für den Atlas 2013–2016 wurde derselbe Atlasperimeter verwendet wie für den Atlas 1993–1996. Die Schweiz, das Fürstentum Liechtenstein sowie grenznahe ausländische Gebiete teilten wir wiederum in 467 Atlasquadrate von 10 × 10 km ein. Dies gewährleistete die Vergleichbarkeit mit den früheren Atlanten.

Grundsätzlich wurde die gesamte Fläche jedes Atlasquadrats für die Artensuche bearbeitet. Lagen Teile des Atlasquadrats im Ausland, so bearbeitete man diese in der Regel gleichwertig wie die Gebiete im Inland. Insbesondere entlang der südlichen Landesgrenze, die durch das Hochgebirge führt, wurden aber insgesamt 13 Atlasquadrate nur auf der schweizerischen Seite begangen – analog wie im Atlas 1993–1996. Diese Atlasquadrate liegen auf schweizerischer Seite meist sehr hoch, reichen aber auf ausländischem Gebiet deutlich weiter ins Tal hinab. Die Begehung der ausländischen Teile wäre wegen erschwerter Zugänglichkeit (z.B. lange Anfahrten) nur mit einem unverhältnismässigen Mehraufwand möglich gewesen. Insgesamt umfasste der bearbeitete Atlasperimeter 46 202 km^2.

Vergabe der Atlasquadrate

Für jedes der 467 Atlasquadrate suchten wir im Verlauf des Jahres 2012 einen oder mehrere Verantwortliche, welche die Bearbeitung dieses Gebiets übernahmen oder koordinierten. Die Aufgabe der Verantwortlichen bestand darin, die Artensuche im gesamten Atlasquadrat, die Erhebung der Koloniebrüter und die Kartierungen in den Kilometerquadraten zu organisieren. Dafür konnten sie bei Bedarf weitere Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter beiziehen. In einem ersten Schritt kontaktierten wir jene Personen, die schon 1993–1996 für mindestens ein Atlasquadrat verantwortlich waren. In 75 Quadraten (16 %) übernahmen schliesslich wieder dieselben Bearbeiterinnen und Bearbeiter die Hauptverantwortung. Nach der ersten Feldsaison 2013 waren 86 % der Atlasquadrate an Verantwortliche übertragen. Einige weitere wurden erst später zugeteilt. Schliesslich waren insgesamt 420 Atlasquadrate (90 %) vergeben. In jenen Atlasquadraten, für die keine Verantwortlichen gefunden wurden, insbesondere in einigen abgelegenen Gebieten im Alpenraum, liessen wir schon 2013 oder spätestens 2014 Kilometerquadrate durch Zivildienstleistende oder im Auftragsverhältnis kartieren. Ebenso suchten diese Personen nach noch nicht nachgewiesenen Arten in diesen Atlasquadraten.

Atlasteam und Atlas-Begleitgruppe

Die Feldarbeiten wurden an der Vogelwarte hauptsächlich von vier Personen organisiert und betreut: Peter Knaus, Sylvain Antoniazza (ab Juli 2012), Samuel Wechsler (ab 2013) und Bertrand Posse (ab 2015). Zu diesem «Atlasteam» kamen weitere Mitarbeitende aus den Bereichen Datenkontrolle, Statistik, Modellierung, Geografisches Informationssystem (GIS), Informationstechnik (IT), Marketing und Öffentlichkeitsarbeit hinzu. Die Projektbegleitung erfolgte innerhalb der Atlas-Begleitgruppe mit den folgenden Mitgliedern: Sylvain Antoniazza, Jérôme Duplain, Roman Graf, Jérôme Guélat, Guido Häfliger, Lukas Jenni, Verena Keller, Marc Kéry, Matthias Kestenholz, Peter Knaus (Leitung), Roberto Lardelli, Claudia Müller, Bertrand Posse, Thomas Sattler, Michael Schaad, Hans Schmid, Martin Spiess, Bernard Volet, Samuel Wechsler.

Regionale Atlaskoordinatorinnen und -koordinatoren

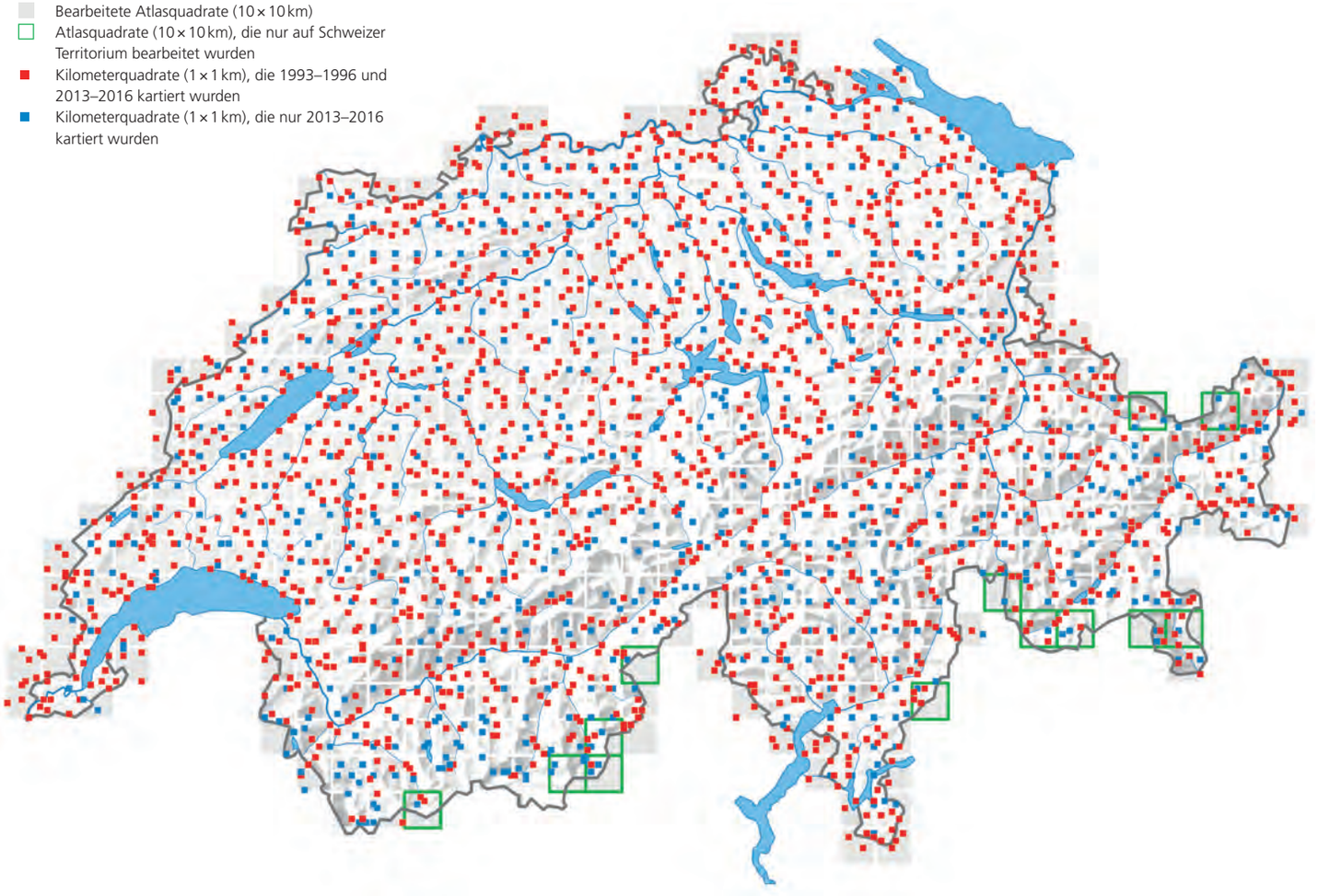
Neben den Atlasquadrat-Verantwortlichen arbeiteten wir mit regionalen Atlaskoordinatorinnen und -koordinatoren zusammen. Dazu haben wir den Atlasperimeter in 20 Regionen unterteilt, für die jeweils eine oder zwei Personen zuständig waren: Edi Baader, Albert Bassin, Jean-Daniel Blant, Jérôme Duplain, Martin Gerber, Jérôme Gremaud, Alain Jacot, Roberto Lardelli, Bernard Lugrin, Christoph Meier-Zwicky, Claudia Müller, Bertrand Posse, Pierre-Alain Ravussin, Martin Roost, Michael Schaad, Hans Schmid, Natalina Signorell, Silvana Signorell, Stephan Trösch, Martin Weggler und Georg Willi. Die Atlaskoordinatoren waren in erster Linie ein Bindeglied zwischen den Mitarbeitenden in einer Region und dem Atlasteam an der Vogelwarte. Sie unterstützten die Mitarbeitenden in vielerlei Hinsicht (z.B. bezüglich den Feldaufnahmen). Zudem halfen sie mit bei der Organisation von regionalen Atlastreffen und bei der Interpretation von aus dem Rahmen fallenden Meldungen.

Motivierung und Ausbildung der Mitarbeitenden

Um freiwillige Mitarbeitende für den Atlas zu gewinnen, wurde auf verschiedenen Kanälen über das Projekt informiert. Einerseits schalteten wir eine Internetseite auf, andererseits wurde an verschiedenen Anlässen zur Mitarbeit im Projekt aufgerufen. Wir boten spezielle Kurse an und informierten die Mitarbeitenden regelmässig.

Im August 2012 wurde die Internetseite www.vogelwarte.ch/atlas auf Deutsch, Französisch und Italienisch aufgeschaltet. Sie enthielt alle Informationen rund um den Atlas 2013–2016. Neben Erläuterungen zur Methode sowie den Mitarbeitsmöglichkeiten standen hier auch Hinweise zu zahlreichen, meist schwierig nachzuweisenden Arten bezüglich Auffinden, Lebensraum, Merkmalen oder Bestandserfassung zur Verfügung. Diese 36 Hinweise deckten 65 Arten ab.

Im Vorfeld der ersten Feldsaison 2013 organisierten wir am 1. Dezember 2012 an der Universität Freiburg eine Veranstaltung zum Start des Atlas. Regelmässig bildete der



2013–2016 wurden 467 Atlasquadrate (10 × 10 km) bearbeitet (hellgrau). Vor allem entlang der südlichen Landesgrenze wurden in 13 Atlasquadraten nur die Flächen auf Schweizer Territorium berücksichtigt (grün umrandet). Rote Quadrate symbolisieren die 1993–1996 und 2013–2016 kartierten Kilometerquadrate (1 × 1 km), blaue Quadrate solche, die nur 2013–2016 kartiert wurden.

Atlas bei den Mitarbeitertagungen der Vogelwarte in Sempach einen Schwerpunkt. Auch bei den anderen nationalen Treffen, der Assemblée romande des collaboratrices et collaborateurs (ab 2014) und der Giornata sugli Uccelli della Svizzera italiana, stand der Atlas in diesen Jahren jeweils im Zentrum.

Zudem boten wir im Vorfeld der Feldaufnahmen im Februar und März 2013 20 regionale Instruktionshalbtage an. Diese regionalen Atlastreffen wurden auch in den folgenden drei Winterhalbjahren durchgeführt und dienten dazu, über den Fortschritt der Feldarbeiten, regionale Besonderheiten und noch bestehende Bearbeitungslücken zu informieren.

Vor allem während den Feldarbeiten verschickten wir regelmässig sogenannte «Atlas-Mails», meist in Abständen von 2–3 Wochen. Sie enthielten beispielsweise Hinweise zu günstigen Erfassungsperioden für einzelne Arten, zur Vergabe des Atlascodes oder zum empfohlenen Zeitpunkt von Kartierungsrundgängen. Ab April 2014 wurden wöchentlich detaillierte Wettervorhersagen für die jeweils folgenden Wochenenden verschickt, um die Kartiererinnen und Kartierer bei der Wahl des Kartierungszeitpunkts zu unterstützen.

Mit den «Atlasnews» berichteten wir ab August 2012 in der dreimal pro Jahr erscheinenden Zeitschrift «Avinews» regelmässig über Neuigkeiten und Resultate zum Atlas 2013–2016. In einem Atlas-Faltblatt wurden die Ziele sowie Mitmach- und Unterstützungsmöglichkeiten vorgestellt.

Ab 2012 organisierten wir über ein Dutzend Kurse zur Revierkartierung in allen Landesteilen. Zudem fanden sechs Vogelstimmenkurse, sechs Workshops zu «Terrimap online» und vier Einführungskurse für www.ornitho.ch statt. Um die Bearbeitung wenig begangener Atlasquadrate zu erhöhen, haben wir ab 2014 fünf sogenannte «Atlascamps» organisiert. Diese Kartier- und Beobachtungswochenenden führten nach Martina GR, Trun GR, Domodossola I, Château-d'Œx VD und St-Ursanne JU.

Wiederum an der Universität Freiburg führten wir am 17. September 2016 die Schlussveranstaltung durch. Dabei wurde der Abschluss der Feldarbeiten für den Brutvogelatlas gefeiert und die grossartige Leistung der Freiwilligen verdankt.

«Terra incognita» und «Atlasbörse»

Die Arbeiten zum Atlas 2013–2016 waren mit der ersten Feldsaison 2013 erfolgreich gestartet. Jedoch konnten wir bereits anfangs 2014 zwölf Atlasquadrate identifizieren, in denen die Bearbeitungsintensität noch sehr gering war. Viele dieser Gebiete befanden sich in den Alpen, einzelne auch im Jura. Mit dem Projekt «Terra incognita» setzten wir auf weitere freiwillige Mitarbeitende, die in diesen Atlasquadraten 2014 nach noch nicht nachgewiesenen Arten suchten. 19 Beobachterinnen und Beobachter machten bei diesem Projekt mit und deckten sämtliche in den Fokus gerückte Atlasquadrate ab.

Mit dem Projekt «Atlasbörse» wollten wir freiwillige Mitarbeitende gewinnen, um die noch nicht vergebenen Kilometerquadrate zu kartieren. Dabei konnte man sich 2015 und 2016 online für Kartierungen in noch offenen Kilometerquadraten einschreiben. Die «Atlasbörse» fand in beiden Jahren regen Anklang.

Peter Knaus

Erfassungsmethoden der Arten

Je nach Vorkommen, Häufigkeit und Biologie der Brutvögel ist eine andere Erfassungsmethode nötig. Wir unterteilten die Arten daher in fünf Kategorien. Diese wiederum definieren die Aufnahmemethoden. Minimalziel war, für jede Art pro Atlasquadrat mindestens einen Nachweis zu realisieren.

In den meisten Atlasquadraten ist ein Hausrotschwanz als Brutvogel meist sehr einfach zu finden, wohingegen es für den Nachweis einer Waldschnepfe unter Umständen einen grossen Aufwand und Spezialerhebungen braucht. Daher haben wir die Brutvögel fünf verschiedenen Kategorien zugeordnet. Die Einteilung war sehr ähnlich wie beim Atlas 1993–1996 [AtCH2]. Zusätzlich zu den Kategorien «verbreitete Arten», «seltene Arten» und «Koloniebrüter» wurden im Atlas 2013–2016 die Kategorien «seltene Arten im Mittelland und Jura» sowie «Koloniebrüter im Siedlungsgebiet» unterschieden.

Für alle Arten galt, pro Atlasquadrat mindestens einen gültigen Nachweis zu erhalten und damit in jedem Atlasquadrat möglichst alle vorkommenden Brutvogelarten nachzuweisen. Vor allem die Lebensräume der nicht als verbreitet kategorisierten Arten waren möglichst gut zu kontrollieren, damit für diese Arten Daten aus möglichst vielen Quadratkilometern vorliegen. Zudem galten für die fünf Kategorien die folgenden Richtlinien:

Verbreitete Arten (V)

93 Arten wurden als verbreitete Arten (V) kategorisiert. Diese gelten gesamtschweizerisch oder zumindest in gewissen Gegenden als mehr oder weniger verbreitet. Sie wurden primär durch vereinfachte Revierkartierungen in vorgegebenen Kilometerquadraten erfasst. Konnten diese Arten während den Kartierungen nicht nachgewiesen werden, galt es diese Arten auf der restlichen Fläche des Atlasquadrats zu suchen.

Seltene Arten (S und S*)

Die Kategorie der seltenen Arten (S) umfasste insgesamt 126 Arten. Von diesen sollten sämtliche Beobachtungen wenn möglich punktgenau erfasst werden. Pro Atlasquadrat waren möglichst viele potenzielle Lebensräume dieser Arten aufzusuchen. Das Ziel war, dass am Schluss wenn möglich Nachweise aus mehreren Quadratkilometern pro Atlasquadrat vorlagen. Elf dieser seltenen Arten (v.a. nachtaktive Arten) waren schwierig zu erfassen (S*). Damit die Feldarbeit nicht zu aufwändig wurde, reichte bei diesen Arten bereits ein gültiger Nachweis pro Atlasquadrat. Klangattrappen sollten generell nur sehr zurückhaltend eingesetzt werden.

Beim Atlas 1993–1996 genügte im Prinzip bei allen seltenen Arten bereits ein gültiger Nachweis pro Art. Bei der Feldarbeit zum Atlas 2013–2016 wurde mehr Wert darauf gelegt, dass der Suchaufwand für diese seltenen Arten nicht nach einem Nachweis reduziert, sondern auf weitere potenzielle Lebensräume ausgedehnt wurde. Damit erhielten wir ein umfassenderes Verbreitungsbild und konnten mit den zusätzlichen Meldungen bessere Verbreitungskarten modellieren.

Seltene Arten im Mittelland und Jura (S^{MJ})

Diese Kategorie (S^{MJ}) umfasste neun Arten, die in den Alpen mehr oder weniger verbreitet, im Mittelland und/oder Jura aber sehr spärlich oder deutlich rückläufig sind: Kuckuck, Wendehals, Felsenschwalbe, Mauerläufer, Ringdrossel, Steinschmätzer, Bergpieper, Birkenzeisig, Zitronenzeisig. Für diese Arten sollten in den biogeografischen Regionen Mittelland und Jura [1] möglichst viele potenzielle Habitate pro Atlasquadrat aufgesucht werden, ähnlich wie bei der Kategorie der seltenen Arten.

Koloniebrüter (K)

Zu dieser Kategorie (K) zählten die folgenden zehn Arten: Alpensegler, Graureiher, Kormoran, Kiebitz, Lachmöwe, Mittelmeermöwe, Flussseeschwalbe, Dohle, Saatkrähe, Uferschwalbe. Für die seltenen Koloniebrüter wie Kormoran, Kiebitz, Lach- und Mittelmeermöwe sowie Flussseeschwalbe werden seit vielen Jahren im Rahmen laufender Überwachungsprojekte der Vogelwarte alle bekannten Kolonien gut dokumentiert. Ein spezieller Fokus der Feldarbeiten wurde daher auf Alpensegler, Graureiher, Dohle, Saatkrähe und Uferschwalbe gelegt, deren Vorkommen meist nur in einigen Regionen durch systematische Beobachtungen verlässlich überwacht werden. 2014 riefen wir die Mitarbeiter zudem speziell dazu auf, einen Fokus auf die fünf häufigeren Koloniebrüter zu legen. Sämtliche Vorkommen und Bestände von allen Koloniebrütern sollten im ganzen Atlasquadrat gesucht und möglichst punktgenau erfasst werden. In vielen Fällen wurden die Bestände jedes Jahr erfasst. Das Ziel war, die Verbreitung und den Bestand pro Atlasquadrat möglichst vollständig zu erheben.

Koloniebrüter in Siedlungen (K^S)

Mauersegler und Mehlschwalbe brüten – oft zerstreut – vor allem in Kolonien in Siedlungen (K^S). Es wäre nicht realistisch gewesen, flächendeckend sämtliche Kolonien dieser zwei Arten auszuzählen. Daher waren bei ihnen möglichst alle Kolonien mit mindestens zehn Paaren zu erfassen. Auch Meldungen kleinerer Kolonien waren willkommen.

Peter Knaus

[1] Gonseth et al. (2001)

Artenliste mit artspezifischen Aufnahmekriterien und verfügbaren Karten. Aufgeführt sind auch vier separat erfasste Unterarten (Raben- und Nebelkrähe, Rotsterniges und Weisssterniges Blaukehlchen) sowie die beiden Gesangsformen der Mönchsmeise (Alpen- und Weidenmeise).

Kategorie:	*Einteilung der Arten in die fünf Kategorien.*
Atlascode:	*Mindestkriterium für im Atlas gültige Nachweise.*
Stichdatum:	*Datumskriterium für im Atlas gültige Nachweise. Vor diesem Datum wurden nur Brutnachweise berücksichtigt.*
Arthinweis:	*Tipps zu schwierig nachzuweisenden Arten bezüglich Auffinden, Lebensraum, Merkmalen oder Bestandserfassung, die online zur Verfügung standen.*
Erweiterte Kriterien:	*Wenn die minimalen Kriterien nicht ausreichten, um ein befriedigendes Bild der Brutverbreitung zu erhalten (z.B. wegen spät auftretender Durchzügler, umherstreifender Sommergäste oder Nichtbrüter), wurden erweiterte, häufig regional angepasste Kriterien aufgestellt.*
Karte 2013–2016:	*Auswertungsmethode für die Karte des Zustands 2013–2016. [1)] realisiertes Vorkommen; [2)] Vorkommen basierend auf Dichteschätzung, Details auf S. 69.*
Karte 1993–1996 vs. 2013–2016:	*Auswertungsmethode für die Karte der Veränderung zwischen 1993–1996 und 2013–2016. [3)] unter Einbezug der unzensurierten MHB-Daten, Details auf S. 69.*
Höhenobergrenze:	*Für die Erstellung der Dichte- und Verbreitungskarten verwendete Höhenobergrenze.*

Bedeutung der Kategorien

V *Verbreitete Art: Revierkartierung in Kilometerquadraten, sonst mindestens ein gültiger Nachweis pro Atlasquadrat*

S *Seltene Art: Kontrolle möglichst aller potenzieller Lebensräume, Verbreitung pro Kilometerquadrat, punktgenaue Meldungen*

*S** *Seltene Art, aber schwierig zu erfassen: mindestens ein gültiger Nachweis pro Atlasquadrat, punktgenaue Meldungen*

S^{MJ} *Seltene Art im Mittelland und Jura: Kontrolle möglichst aller potenzieller Lebensräume im Mittelland und Jura, Verbreitung pro Kilometerquadrat, punktgenaue Meldungen; ausserhalb des Mittellands und des Juras zählen diese Arten zu den verbreiteten Arten*

K *Koloniebrüter: Erfassung aller Vorkommen und des Bestands (v.a. im Schwerpunktjahr 2014), punktgenaue Meldungen*

K^{S} *Koloniebrüter in Siedlungen: Erfassung möglichst aller Kolonien mit über 10 Brutpaaren, punktgenaue Meldungen*

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Kategorie	Atlascode	Stichdatum	Arthinweis	Erweiterte Kriterien	Karte 2013–2016	Karte 1993–1996 vs. 2013–2016	Höhenobergrenze
Wachtel	*Coturnix coturnix*	V	2	1.5.	×		Verbreitung	Verbreitung	3200
Steinhuhn	*Alectoris graeca*	V	2	1.4.	×		Verbreitung	Verbreitung	3400
Rothuhn	*Alectoris rufa*	S	7				–	–	
Jagdfasan	*Phasianus colchicus*	S	2	15.4.		×	Punkte	Atlasquadrat	
Rebhuhn	*Perdix perdix*	S	2	1.4.			Punkte	Punkte	
Haselhuhn	*Bonasa bonasia*	S*	2	1.4.	×		Verbreitung	Verbreitung	2700
Alpenschneehuhn	*Lagopus muta*	V	2	1.4.	×		Verbreitung	Verbreitung	3600
Auerhuhn	*Tetrao urogallus*	S*	2	1.4.	×		Verbreitung[1)]	Atlasquadrat	3200

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Kategorie	Atlascode	Stichdatum	Arthinweis	Erweiterte Kriterien	Karte 2013–2016	Karte 1993–1996 vs. 2013–2016	Höhenobergrenze
Birkhuhn	*Lyrurus tetrix*	V	2	1.4.	×		Verbreitung[2)]	Verbreitung	2800
Schwarzschwan	*Cygnus atratus*	S	11				–	–	
Höckerschwan	*Cygnus olor*	V	2	15.4.			Punkte	Atlasquadrat	
Weisswangengans	*Branta leucopsis*	S	11		×		–	–	
Kanadagans	*Branta canadensis*	S	11		×		–	–	
Graugans	*Anser anser*	S	11		×		Punkte	Punkte	
Eiderente	*Somateria mollissima*	S	11		×		Punkte	–	
Schellente	*Bucephala clangula*	S	11		×		–	–	
Gänsesäger	*Mergus merganser*	S	7		×		Punkte	Atlasquadrat	
Mittelsäger	*Mergus serrator*	S	11		×		Punkte	–	
Nilgans	*Alopochen aegyptiaca*	S	11		×		Punkte	–	
Brandgans	*Tadorna tadorna*	S	11		×		Punkte	–	
Rostgans	*Tadorna ferruginea*	S	11		×		Punkte	–	
Moschusente	*Cairina moschata*	S	11				–	–	
Brautente	*Aix sponsa*	S	7		×		–	–	
Mandarinente	*Aix galericulata*	S	11		×		Punkte	–	
Kolbenente	*Netta rufina*	S	11		×		Punkte	Punkte	
Tafelente	*Aythya ferina*	S	11		×		Punkte	–	
Moorente	*Aythya nyroca*	S	11		×		Punkte	–	
Reiherente	*Aythya fuligula*	S	11		×		Punkte	Punkte	
Knäkente	*Spatula querquedula*	S	11		×		Punkte	–	
Löffelente	*Spatula clypeata*	S	11		×		Punkte	–	
Schnatterente	*Mareca strepera*	S	11		×		Punkte	–	
Stockente	*Anas platyrhynchos*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2800
Bahamaente	*Anas bahamensis*	S	11				–	–	
Spiessente	*Anas acuta*	S	11		×		–	–	
Krickente	*Anas crecca*	S	11		×		Punkte	–	
Zwergtaucher	*Tachybaptus ruficollis*	S	2	15.4.			Verbreitung[1)]	Atlasquadrat	3200
Rothalstaucher	*Podiceps grisegena*	S	11				–	–	
Haubentaucher	*Podiceps cristatus*	S	2	15.4.	×		Punkte	Atlasquadrat	
Schwarzhalstaucher	*Podiceps nigricollis*	S	7				Punkte	–	
Strassentaube	*Columba livia*	V	2	15.4.			Dichte	Atlasquadrat	2400
Hohltaube	*Columba oenas*	S	2	15.4.		×	Dichte	Dichte	2200
Ringeltaube	*Columba palumbus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	2600
Turteltaube	*Streptopelia turtur*	S	2	15.5.		×	Verbreitung	Verbreitung	3200
Türkentaube	*Streptopelia decaocto*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2400
Ziegenmelker	*Caprimulgus europaeus*	S	2	10.5.	×	×	Punkte	Atlasquadrat	
Alpensegler	*Tachymarptis melba*	K	7				Punkte	Punkte	
Fahlsegler	*Apus pallidus*	S	7		×		Punkte	–	
Mauersegler	*Apus apus*	K^{S}	2	15.4.	×		Dichte	Dichte[3)]	3000
Kuckuck	*Cuculus canorus*	S^{MJ}	2	15.4.			Dichte	Dichte	2800
Wasserralle	*Rallus aquaticus*	S	2	15.4.			Verbreitung[1)]	Atlasquadrat	3200
Wachtelkönig	*Crex crex*	S	2	25.5.	×	×	Punkte	Atlasquadrat	
Tüpfelsumpfhuhn	*Porzana porzana*	S*	2	1.5.	×	×	Punkte	–	
Kleines Sumpfhuhn	*Zapornia parva*	S*	2	15.5.	×	×	Punkte	–	
Zwergsumpfhuhn	*Zapornia pusilla*	S*	2	15.5.	×	×	Punkte	–	
Teichhuhn	*Gallinula chloropus*	S	2	15.4.			Verbreitung[1)]	Atlasquadrat	1900
Blässhuhn	*Fulica atra*	V	2	15.4.			Dichte	Atlasquadrat	2500
Weissstorch	*Ciconia ciconia*	S	11				Punkte	Punkte	

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Kategorie	Atlascode	Stichdatum	Arthinweis	Erweiterte Kriterien	Karte 2013–2016	Karte 1993–1996 vs. 2013–2016	Höhenobergrenze
Rohrdommel	*Botaurus stellaris*	S	7				–	–	
Zwergdommel	*Ixobrychus minutus*	S	2	20.5.		×	Punkte	Atlasquadrat	
Nachtreiher	*Nycticorax nycticorax*	S	7			×	Punkte	–	
Graureiher	*Ardea cinerea*	K	11				Punkte	Punkte	
Purpurreiher	*Ardea purpurea*	S	7				Punkte	Punkte	
Silberreiher	*Ardea alba*	S	7				Punkte	–	
Seidenreiher	*Egretta garzetta*	S	7				Punkte	–	
Kormoran	*Phalacrocorax carbo*	K	11				Punkte	Atlasquadrat	
Stelzenläufer	*Himantopus himantopus*	S	7				Punkte	–	
Mornellregenpfeifer	*Eudromias morinellus*	S	7		×		Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Flussregenpfeifer	*Charadrius dubius*	S	7				Punkte	Atlasquadrat	
Kiebitz	*Vanellus vanellus*	K	7				Punkte	Punkte	
Grosser Brachvogel	*Numenius arquata*	S	7				Punkte	–	
Uferschnepfe	*Limosa limosa*	S	7				–	–	
Waldschnepfe	*Scolopax rusticola*	S*	3	1.4.	×	×	Verbreitung	Atlasquadrat	2600
Bekassine	*Gallinago gallinago*	S	3	20.4.			Punkte	–	
Flussuferläufer	*Actitis hypoleucos*	S	7				Punkte	Atlasquadrat	
Rotschenkel	*Tringa totanus*	S	7				–	–	
Lachmöwe	*Larus ridibundus*	K	11				Punkte	Punkte	
Schwarzkopfmöwe	*Larus melanocephalus*	S	7				Punkte	Punkte	
Sturmmöwe	*Larus canus*	S	7				Punkte	–	
Heringsmöwe	*Larus fuscus*	S	11				Punkte	–	
Mittelmeermöwe	*Larus michahellis*	K	7		×	×	Punkte	Punkte	
Flussseeschwalbe	*Sterna hirundo*	K	11				Punkte	Punkte	
Küstenseeschwalbe	*Sterna paradisaea*	S	7				Punkte	–	
Schleiereule	*Tyto alba*	S*	2	1.4.			Verbreitung	Atlasquadrat	3200
Sperlingskauz	*Glaucidium passerinum*	S*	2	1.3.	×		Verbreitung	Atlasquadrat	2600
Steinkauz	*Athene noctua*	S	2	1.4.			Verbreitung	Verbreitung	3200
Raufusskauz	*Aegolius funereus*	S*	2	1.2.	×		Verbreitung	Atlasquadrat	2600
Zwergohreule	*Otus scops*	S	2	10.5.			Punkte	Atlasquadrat	
Waldohreule	*Asio otus*	S*	2	1.3.	×		Verbreitung	Atlasquadrat	3200
Waldkauz	*Strix aluco*	V	2	1.2.			Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Uhu	*Bubo bubo*	S	2	1.2.	×		Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Fischadler	*Pandion haliaetus*	S	7				–	–	
Wespenbussard	*Pernis apivorus*	V	2	15.5.	×		Verbreitung	Verbreitung	2600
Bartgeier	*Gypaetus barbatus*	S	7				Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Schlangenadler	*Circaetus gallicus*	S	7				Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Steinadler	*Aquila chrysaetos*	S	7				Punkte	Punkte	
Rohrweihe	*Circus aeruginosus*	S	7				Punkte	–	
Kornweihe	*Circus cyaneus*	S	7				–	–	
Wiesenweihe	*Circus pygargus*	S	7				–	–	
Sperber	*Accipiter nisus*	V	2	1.5.			Verbreitung	Atlasquadrat	2900
Habicht	*Accipiter gentilis*	V	2	1.4.			Verbreitung	Atlasquadrat	2800
Rotmilan	*Milvus milvus*	V	2	15.4.		×	Verbreitung	Atlasquadrat	2000
Schwarzmilan	*Milvus migrans*	V	2	15.4.		×	Verbreitung[2)]	Verbreitung[2)]	2100
Mäusebussard	*Buteo buteo*	V	2	15.4.			Verbreitung[2)]	Verbreitung[2)]	2400
Wiedehopf	*Upupa epops*	S	7				Verbreitung[1)]	Atlasquadrat	3200
Bienenfresser	*Merops apiaster*	S	7		×		Punkte	Punkte	
Eisvogel	*Alcedo atthis*	S	2	1.4.		×	Punkte	Atlasquadrat	

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Kategorie	Atlascode	Stichdatum	Arthinweis	Erweiterte Kriterien	Karte 2013–2016	Karte 1993–1996 vs. 2013–2016	Höhenobergrenze
Wendehals	*Jynx torquilla*	S[MJ]	2	1.5.		×	Dichte	Dichte	2700
Grauspecht	*Picus canus*	S	2	20.2.			Verbreitung	Atlasquadrat	3200
Grünspecht	*Picus viridis*	V	2	20.2.			Dichte	Dichte	2800
Schwarzspecht	*Dryocopus martius*	V	2	15.4.			Verbreitung[2)]	Verbreitung[2)]	2800
Dreizehenspecht	*Picoides tridactylus*	V	2	20.2.	×		Verbreitung	Atlasquadrat	2700
Mittelspecht	*Leiopicus medius*	V	2	20.2.	×		Verbreitung	Verbreitung	1500
Kleinspecht	*Dryobates minor*	V	2	20.2.			Verbreitung	Verbreitung	3200
Weissrückenspecht	*Dendrocopos leucotos*	S*	2	20.2.	×		Punkte	Atlasquadrat	
Buntspecht	*Dendrocopos major*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2800
Turmfalke	*Falco tinnunculus*	V	2	15.4.			Verbreitung[2)]	Verbreitung[2)]	3400
Baumfalke	*Falco subbuteo*	V	2	15.5.		×	Verbreitung	Atlasquadrat	1800
Wanderfalke	*Falco peregrinus*	S	2	20.2.		×	Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Halsbandsittich	*Psittacula krameri*	S	7				–	–	
Pirol	*Oriolus oriolus*	V	2	10.5.		×	Dichte	Dichte	1800
Neuntöter	*Lanius collurio*	V	2	15.5.			Dichte	Dichte	2600
Schwarzstirnwürger	*Lanius minor*	S	7				–	–	
Raubwürger	*Lanius excubitor*	S	7				–	–	
Rotkopfwürger	*Lanius senator*	S	4	20.5.			Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Alpenkrähe	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	S	2	1.4.			Verbreitung	Atlasquadrat	3200
Alpendohle	*Pyrrhocorax graculus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	3900
Eichelhäher	*Garrulus glandarius*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	2600
Elster	*Pica pica*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	2600
Tannenhäher	*Nucifraga caryocatactes*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2900
Dohle	*Corvus monedula*	K	7		×		Punkte	Punkte	
Saatkrähe	*Corvus frugilegus*	K	11		×		Punkte	Punkte	
Kolkrabe	*Corvus corax*	V	2	1.3.			Verbreitung[2)]	Verbreitung[2)]	3200
Rabenkrähe	*Corvus corone corone*	V	2	15.4.	×		Dichte	Dichte[3)]	2800
Nebelkrähe	*Corvus corone cornix*	V	2	15.4.	×	×	Dichte	Dichte[3)]	2400
Tannenmeise	*Periparus ater*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	3000
Haubenmeise	*Lophophanes cristatus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	3000
Sumpfmeise	*Poecile palustris*	V	2	15.4.	×		Dichte	Dichte[3)]	2400
Mönchsmeise (Alpen- oder Weidenmeise)	*Poecile montanus*	V	2	15.4.	×		Dichte	Dichte[3)]	3200
Alpenmeise	*Poecile montanus montanus*	V	2	15.4.	×		Dichte	–	2700
Weidenmeise	*Poecile montanus rhenanus/salicarius*	S	2	15.4.	×		Dichte	–	2400
Blaumeise	*Cyanistes caeruleus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2400
Kohlmeise	*Parus major*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2800
Beutelmeise	*Remiz pendulinus*	S	7				Punkte	–	
Kurzzehenlerche	*Calandrella brachydactyla*	S	7				–	–	
Heidelerche	*Lullula arborea*	S	2	1.4.	×		Verbreitung[1)]	Verbreitung	3200
Feldlerche	*Alauda arvensis*	V	2	15.4.	×	×	Dichte	Dichte[3)]	3200
Haubenlerche	*Galerida cristata*	S	7				Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Bartmeise	*Panurus biarmicus*	S	2	1.4.		×	Punkte	Punkte	
Zistensänger	*Cisticola juncidis*	S	3	1.3.			Punkte	–	
Orpheusspötter	*Hippolais polyglotta*	V	2	15.5.			Verbreitung	Atlasquadrat	3200
Gelbspötter	*Hippolais icterina*	S	2	15.5.		×	Verbreitung[1)]	Atlasquadrat	3200
Mariskenrohrsänger	*Acrocephalus melanopogon*	S	3	1.3.			Punkte	–	
Schilfrohrsänger	*Acrocephalus schoenobaenus*	S	7				Punkte	–	
Sumpfrohrsänger	*Acrocephalus palustris*	V	2	20.5.			Verbreitung[1)]	Atlasquadrat	2600
Teichrohrsänger	*Acrocephalus scirpaceus*	V	2	1.5.		×	Dichte	Atlasquadrat	1500

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Kategorie	Atlascode	Stichdatum	Arthinweis	Erweiterte Kriterien	Karte 2013–2016	Karte 1993–1996 vs. 2013–2016	Höhenobergrenze
Drosselrohrsänger	*Acrocephalus arundinaceus*	S	2	15.5.		×	Verbreitung [1]	Atlasquadrat	3200
Rohrschwirl	*Locustella luscinioides*	S	2	1.5.		×	Verbreitung [1]	Atlasquadrat	3200
Schlagschwirl	*Locustella fluviatilis*	S	2	15.5.			–	–	
Feldschwirl	*Locustella naevia*	S	2	15.5.		×	Verbreitung [1]	Atlasquadrat	3200
Mehlschwalbe	*Delichon urbicum*	K^S	2	15.4.	×		Verbreitung [1] und Punkte	Verbreitung	3200
Rauchschwalbe	*Hirundo rustica*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	2400
Felsenschwalbe	*Ptyonoprogne rupestris*	S^{MJ}	2	15.4.			Verbreitung [1]	Verbreitung	3400
Uferschwalbe	*Riparia riparia*	K	11		×		Punkte	Punkte	
Berglaubsänger	*Phylloscopus bonelli*	V	2	1.5.			Dichte	Dichte	3000
Waldlaubsänger	*Phylloscopus sibilatrix*	V	2	1.5.		×	Dichte	Dichte	2400
Fitis	*Phylloscopus trochilus*	S	2	1.5.		×	Dichte	Dichte	2400
Zilpzalp	*Phylloscopus collybita*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	3000
Grünlaubsänger	*Phylloscopus trochiloides*	S	3	1.6.			Punkte	–	
Seidensänger	*Cettia cetti*	S	3	1.3.			Punkte	–	
Schwanzmeise	*Aegithalos caudatus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	2400
Mönchsgrasmücke	*Sylvia atricapilla*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	3000
Gartengrasmücke	*Sylvia borin*	V	2	10.5.			Dichte	Dichte [3]	3000
Sperbergrasmücke	*Sylvia nisoria*	S	2	20.5.			Punkte	Punkte	
Orpheusgrasmücke	*Sylvia hortensis*	S	7				Atlasquadrat	Atlasquadrat	
Klappergrasmücke	*Sylvia curruca*	V	2	10.5.		×	Dichte	Dichte [3]	3100
Weissbartgrasmücke	*Sylvia cantillans*	S	7				Punkte	–	
Dorngrasmücke	*Sylvia communis*	S	2	10.5.		×	Verbreitung	Verbreitung [2]	2600
Brillengrasmücke	*Sylvia conspicillata*	S	7				–	–	
Gartenbaumläufer	*Certhia brachydactyla*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	1800
Waldbaumläufer	*Certhia familiaris*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	3200
Kleiber	*Sitta europaea*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	2800
Mauerläufer	*Tichodroma muraria*	S^{MJ}	2	15.4.			Verbreitung [1]	Atlasquadrat	3500
Zaunkönig	*Troglodytes troglodytes*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	3000
Wasseramsel	*Cinclus cinclus*	V	2	1.3.			Verbreitung	Verbreitung	2900
Star	*Sturnus vulgaris*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	2600
Misteldrossel	*Turdus viscivorus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	3000
Singdrossel	*Turdus philomelos*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	2800
Amsel	*Turdus merula*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	2800
Wacholderdrossel	*Turdus pilaris*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	3000
Ringdrossel	*Turdus torquatus*	S^{MJ}	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	3400
Grauschnäpper	*Muscicapa striata*	V	2	10.5.			Dichte	Dichte [3]	2600
Rotkehlchen	*Erithacus rubecula*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	2800
Rotsterniges Blaukehlchen	*Cyanecula svecica svecica*	S	2	15.5.	×		Punkte	Punkte	
Weissstterniges Blaukehlchen	*Cyanecula svecica cyanecula*	S	7		×		–	–	
Nachtigall	*Luscinia megarhynchos*	V	2	1.5.			Verbreitung [1]	Verbreitung	1800
Zwergschnäpper	*Ficedula parva*	S	7		×		–	–	
Trauerschnäpper	*Ficedula hypoleuca*	V	2	25.4.		×	Dichte	Dichte [3]	2300
Halsbandschnäpper	*Ficedula albicollis*	S	2	1.5.			Punkte	Atlasquadrat	
Hausrotschwanz	*Phoenicurus ochruros*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte [3]	3600
Gartenrotschwanz	*Phoenicurus phoenicurus*	V	2	25.4.			Dichte	Dichte [3]	2800
Steinrötel	*Monticola saxatilis*	V	2	15.4.			Verbreitung	Atlasquadrat	3500
Blaumerle	*Monticola solitarius*	S	2	1.4.			Punkte	Atlasquadrat	
Braunkehlchen	*Saxicola rubetra*	S	2; <1000 m: 4	20.5.			Verbreitung [1]	Verbreitung	3200

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Kategorie	Atlascode	Stichdatum	Arthinweis	Erweiterte Kriterien	Karte 2013–2016	Karte 1993–1996 vs. 2013–2016	Höhenobergrenze
Schwarzkehlchen	*Saxicola torquatus*	S	4	15.4.			Verbreitung[1)]	Verbreitung	3200
Steinschmätzer	*Oenanthe oenanthe*	S[MJ]	2; <1000 m: 7	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	3500
Wintergoldhähnchen	*Regulus regulus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2700
Sommergoldhähnchen	*Regulus ignicapilla*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2800
Alpenbraunelle	*Prunella collaris*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	3800
Heckenbraunelle	*Prunella modularis*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	3400
Haussperling	*Passer domesticus*	V	2	15.4.	×		Dichte	Atlasquadrat	2800
Italiensperling	*Passer italiae*	V	2	15.4.	×		Dichte	Atlasquadrat	2800
Feldsperling	*Passer montanus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2400
Schneesperling	*Montifringilla nivalis*	V	2	1.5.			Verbreitung	Verbreitung	3900
Baumpieper	*Anthus trivialis*	V	2	25.4.		×	Dichte	Dichte	2700
Wiesenpieper	*Anthus pratensis*	S	2	15.4.		×	Verbreitung	Verbreitung	3200
Bergpieper	*Anthus spinoletta*	S[MJ]	2	15.4.			Dichte	Dichte	3600
Brachpieper	*Anthus campestris*	S	2	20.5.			Punkte	–	
Schafstelze	*Motacilla flava*	S	4	20.5.			Punkte	Atlasquadrat	
Gebirgsstelze	*Motacilla cinerea*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	3200
Zitronenstelze	*Motacilla citreola*	S	7				Punkte	–	
Bachstelze	*Motacilla alba*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	3200
Buchfink	*Fringilla coelebs*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2800
Bergfink	*Fringilla montifringilla*	S	7				–	–	
Kernbeisser	*Coccothraustes coccothraustes*	V	2	15.4.		×	Dichte	Dichte[3)]	2400
Karmingimpel	*Carpodacus erythrinus*	S	2	20.5.			Punkte	Atlasquadrat	
Gimpel	*Pyrrhula pyrrhula*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2800
Grünfink	*Chloris chloris*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2600
Bluthänfling	*Linaria cannabina*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	3200
Birkenzeisig	*Acanthis flammea*	S[MJ]	2; <1000 m: 7	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	3400
Fichtenkreuzschnabel	*Loxia curvirostra*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	2900
Stieglitz	*Carduelis carduelis*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	2600
Zitronenzeisig	*Carduelis citrinella*	S[MJ]	2	15.4.		×	Dichte	Dichte	3000
Girlitz	*Serinus serinus*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte	2600
Erlenzeisig	*Spinus spinus*	V	2; <1000 m: 7	15.4.			Dichte	Dichte	2800
Grauammer	*Emberiza calandra*	S	2	15.4.		×	Verbreitung[1)]	Verbreitung	3200
Zippammer	*Emberiza cia*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2800
Ortolan	*Emberiza hortulana*	S	2	15.5.			Punkte	Atlasquadrat	
Zaunammer	*Emberiza cirlus*	V	2	15.4.			Verbreitung[1)]	Verbreitung	3200
Goldammer	*Emberiza citrinella*	V	2	15.4.			Dichte	Dichte[3)]	2600
Rohrammer	*Emberiza schoeniclus*	S	2	15.4.		×	Verbreitung[1)]	Atlasquadrat	3200

Datenerhebung

Die Datenzentrale des Atlas 2013–2016 war www.ornitho.ch. Damit liess sich stets der aktuelle Stand für jedes Atlasquadrat und jede Art abrufen. Die artspezifischen Aufnahmekriterien umfassten einen minimalen Atlascode und ein Stichdatum und waren vielfach identisch wie jene im Atlas 1993–1996. Für jede Feldsaison wurden Schwerpunkte für die Feldarbeit gesetzt.

Der Atlas 2013–2016 umfasst die Datenerhebung über vier Feldsaisons von 2013 bis 2016. Ergänzend wurden vom «Biodiversitätsmonitoring Schweiz» (BDM) Daten aus 56 schon 2012 kartierten Kilometerquadraten miteinbezogen. Diese Erhebungen finden in einem 5-Jahresturnus statt, so dass wir beschlossen, eine ganze Periode aus diesem Überwachungsprojekt zu integrieren.

Im Vergleich zum Atlas 1993–1996 war es 2013–2016 viel einfacher, Meldungen zu erfassen. Damals mussten zum Melden der Beobachtungen spezielle Atlasformulare oder A6-grosse Meldekärtchen ausgefüllt, Koordinaten mühsam herausgesucht und diese Unterlagen dann per Post an die Vogelwarte gesendet werden. Um das Melden zu erleichtern, wurde zudem schon ab 1989 das Erfassungsprogramm «IDEXT» angeboten[AN1]. Für den Atlas 2013–2016 konnten die Beobachter Nachweise direkt und häufig auch punktgenau auf www.ornitho.ch erfassen. Das Herauslesen der Koordinaten entfiel dank dem online verfügbaren Kartenhintergrund. Ab 2015 stand mit «NaturaList» auch eine App zur punktgenauen Erfassung von Beobachtungen direkt im Feld zur Verfügung (damals nur für Android Smartphones verfügbar).

Der Atlas 2013–2016 war der erste Atlas, der «live» entstand. Dazu wurde www.ornitho.ch mit einem speziellen Atlastool erweitert. Diese Erweiterung erlaubte es den Nutzerinnen und Nutzern, laufend den aktuellen Stand der Feldarbeit abzufragen. Dank der Aktualisierung der Karten und Atlasquadratübersichten in Echtzeit konnte man stets prüfen, welche Arten beispielsweise auch schon von anderen Meldern nachgewiesen worden waren. Dadurch blieb viel unnötige Sucharbeit erspart. Die standardisierte Eingabe über www.ornitho.ch eliminierte zudem viele Fehlerquellen. Beispielsweise verhinderten Pflichtfelder in der Eingabemaske das Vergessen wichtiger Eingabeinformationen (z.B. Atlascodes). Damit die Echtzeitkarten- und Atlasquadratübersichten jederzeit verlässlich waren, musste aber seitens der Vogelwarte laufend (und nicht erst zu Projektende) ein zusätzlicher Kontrollaufwand der eingehenden Meldungen getätigt werden. Geschützt erfasste Beobachtungen (z.B. von sensiblen Arten) blieben auch mit dem neuen Atlastool weiterhin unterdrückt, waren also nicht öffentlich einsehbar. Dies galt auch für die Verantwortlichen der Atlasquadrate und ihre Mitarbeitenden. Die einzige abrufbare Information zu diesen Arten war, ob sie schon im Atlasquadrat nachgewiesen worden waren oder nicht.

Durch regelmässige Informationen per E-Mail oder an den regionalen Atlastreffen wurde schon ab dem ersten Jahr eine intensive Datenerhebung gefördert, auch in den Randregionen.

Spezialfunktionen für den Atlas auf www.ornitho.ch

Auf www.ornitho.ch konnte man dank des Atlastools die Karte mit der nachgewiesenen Artenzahl pro Atlasquadrat sowie die Atlasquadratkarten pro Art für den Atlas 2013–2016 und auch für die früheren Atlanten (1972–1976 und 1993–1996) konsultieren. Die den Karten zugrunde liegenden Meldungen waren zudem auf einfache Weise abrufbar. Mit den Vergleichskarten auf Stufe Atlasquadrat liess sich die Änderung der Verbreitung von Arten zwischen zwei Perioden gut erkennen. Zudem stand eine Übersicht über die Verantwortlichen und Mitarbeitenden der Atlasquadrate und ein direkter Zugang zu «Terrimap online» zur Verfügung.

Artspezifische Aufnahmekriterien

Für jede Art wurden ein minimaler Atlascode und ein Stichdatum als Aufnahmekriterien definiert. Sie waren bei den meisten Arten gleich wie beim Atlas 1993–1996. Bereits damals hatte sich die Vorgabe eines Stichdatums bewährt, liessen sich doch damit viele strittige, in der Mehrzahl späte Durchzügler betreffende Meldungen durch eine klare Regel aussortieren. Erfolgte eine Beobachtung hingegen nach dem Stichdatum in einem geeignet scheinenden Lebensraum, wurde sie für den Atlas berücksichtigt. Auch akzeptierten wir indirekte Nachweise wie Losungen oder Federn, wenn sie von Spezialisten einwandfrei einer Art zugeordnet werden konnten. Beobachtungen während der Herbstbalz blieben hingegen unberücksichtigt.

Bei den meisten «verbreiteten Arten» galt der 15. April (ausser 2013: 13. April) als Stichdatum. Das entsprach dem Datum des frühesten Rundgangs bei den Kartierungen. Abweichend davon wurde bei Standvögeln (z.B. Spechte, Hühnervögel) das Stichdatum vor den 15. April gesetzt, bei später eintreffenden Zugvögeln dagegen später. Die Beobachtungen mussten immer in einem möglichen Brutbiotop erfolgt sein (mindestens Atlascode (AC) 2). Das Stichdatum war dann hinfällig, wenn zu einem früheren Zeitpunkt bereits Feststellungen mit begründetem Brutverdacht gelangen (mindestens AC 7). Andererseits wurden Beobachtungen, die zwar nach dem Stichdatum erfolgten, aber wahrscheinlich noch Durchzügler betrafen, nicht berücksichtigt. Nur für den Erlenzeisig waren die Aufnahmekriterien in Lagen unterhalb von 1000 m höher, indem Meldungen dort nur dann gültig waren, wenn begründeter Brutverdacht bestand (mindestens AC 7).

Für «seltene Arten» und «seltene Arten im Mittelland und Jura» waren die Kriterien unterschiedlich. Bei vielen Arten genügte bereits ein Brutzeitnachweis in einem

Code	Definition
	Mögliches Brüten (30)
1	Art zur Brutzeit beobachtet.
2	Art zur Brutzeit in einem möglichen Brutbiotop festgestellt.
3	Singendes Männchen während der Brutzeit anwesend, Balzrufe/Trommeln gehört oder balzendes Männchen gesehen.
	Wahrscheinliches Brüten (40)
4	Paar während der Brutzeit in einem geeigneten Brutbiotop beobachtet.
5	Revierverhalten eines Paares (Gesang, Kämpfe mit Reviernachbarn usw.) an mindestens 2 Tagen im selben Revier festgestellt.
6	Balzverhalten (Männchen und Weibchen) bemerkt.
7	Altvogel sucht einen wahrscheinlichen Nestplatz auf.
8	Warn-und Angstrufe der Altvögel oder anderes aufgeregtes Verhalten, das auf ein Nest oder Junge in der näheren Umgebung hindeuten könnte.
9	Brutfleck bei gefangenem Weibchen festgestellt.
10	Altvogel transportiert Nestmaterial, baut ein Nest oder meisselt eine Höhle aus.
	Sicheres Brüten (50)
11	Lahmstellen und Verleitverhalten beobachtet.
12	Benutztes Nest aus der aktuellen Brutperiode gefunden.
13	Kürzlich ausgeflogene Junge bei Nesthockern oder Dunenjunge bei Nestflüchtern beobachtet.
14	Altvögel verlassen oder suchen einen Nestplatz auf. Das Verhalten der Altvögel deutet auf ein besetztes Nest hin, dessen Inhalt jedoch nicht eingesehen werden kann (hohe oder in Höhlen gelegene Nester).
15	Altvogel trägt Kotsack von Nestling weg.
16	Altvogel mit Futter für die Jungen festgestellt.
17	Eischalen geschlüpfter Junger gefunden.
18	Nest mit brütendem Altvogel entdeckt.
19	Nest mit Eiern oder Jungen entdeckt.
	Negativmeldungen
99	Art trotz Beobachtungsgängen während der Brutzeit nicht (mehr) festgestellt.

Internationaler Atlascode (modifiziert).

geeigneten Lebensraum (mindestens AC 2) nach dem Stichdatum. Bei einigen Arten (z.B. Schafstelze) musste mindestens wahrscheinliches Brüten (mindestens AC 4) vorliegen. Bei nur selten brütenden Arten (z.B. Nachtreiher) sowie einigen anderen Arten (z.B. Gänsesäger) waren Beobachtungen mit begründetem Brutverdacht nötig (mindestens AC 7). Letzteres war auch für Steinschmätzer und Birkenzeisig unterhalb von 1000 m der Fall (in Lagen darüber genügte mindestens AC 2). Für die meisten Wasservögel und den Weissstorch, die immer wieder zur Brutzeit auftreten, aber längst nicht immer einen Brutversuch unternehmen, wurde ein Brutnachweis verlangt (mindestens AC 11). Bei solchen Arten musste also beispielsweise ein Nest mit Eiern, ein brütender Altvogel oder eine Familie mit noch nicht flüggen Jungen gefunden werden. Bei Arten, für die mindestens Atlascode 7 oder 11 gefordert war, gab es kein Stichdatum.

Bei «Koloniebrütern» musste begründeter Brutverdacht (mindestens AC 7) vorliegen (z.B. Kiebitz, Alpensegler, Dohle) oder es war ein Brutnachweis (mindestens AC11) erforderlich (z.B. Kormoran, Uferschwalbe). Für «Koloniebrüter in Siedlungen» (Mehlschwalbe und Mauersegler) galten das Stichdatum 15. April und mindestens AC 2.

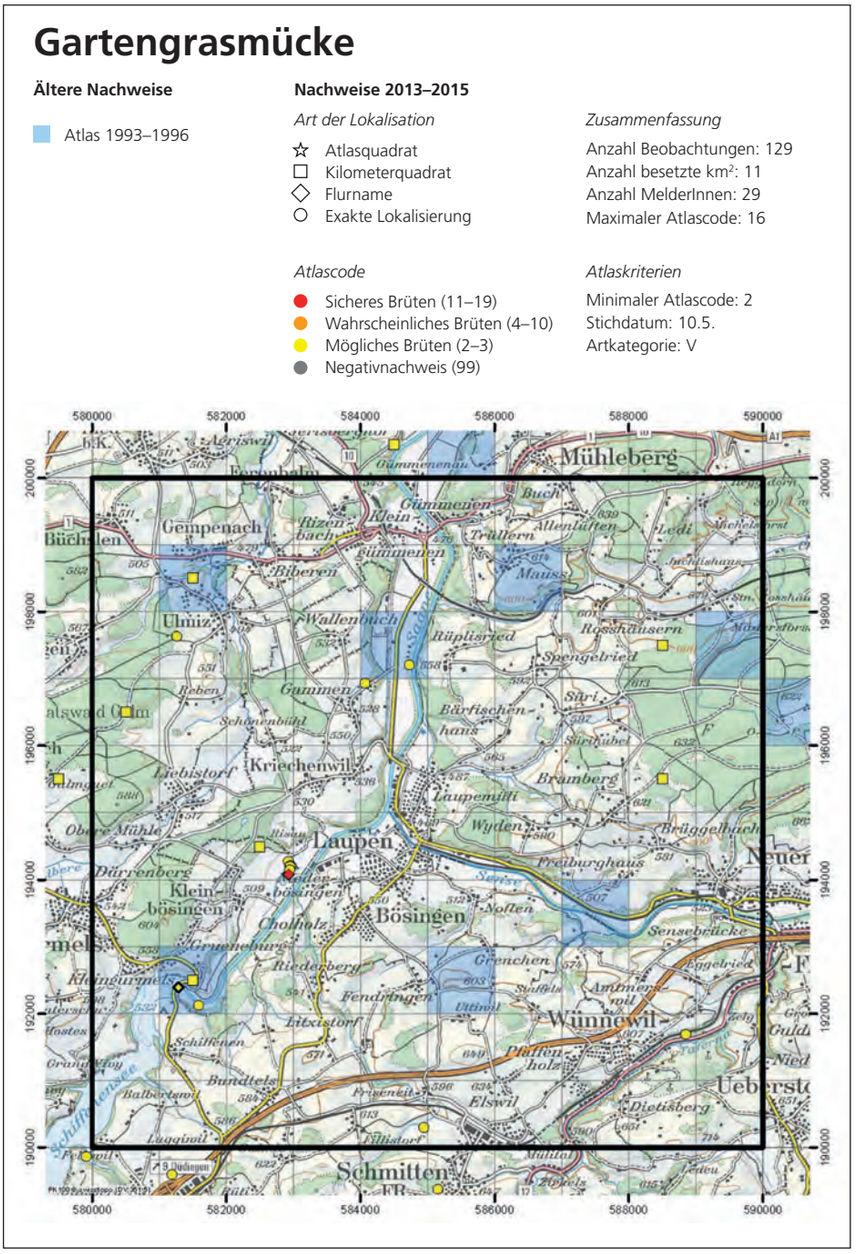
Erweiterte Kriterien

Bei einigen Arten reichten die minimalen Kriterien nicht aus, um ein befriedigendes Bild der Brutverbreitung zu erhalten. Der Grund dafür waren spät auftretende Durchzügler, umherstreifende Sommergäste oder Nichtbrüter, besonders in Regionen, die nicht oder nur knapp innerhalb des bisher bekannten Verbreitungsgebiets lagen. Daher wurden für diese Arten (z.B. Rotmilan, Eisvogel, Pirol, Fitis, Trauerschnäpper) erweiterte Kriterien aufgestellt. Diese umfassten beispielsweise einen höheren Atlascode (mindestens AC 7), ein späteres Stichdatum, eine längere Anwesenheit eines Sängers oder ein Auftreten am selben Ort auch in anderen Jahren. Dank diesen erweiterten Kriterien konnte das Atlasteam solche Beobachtungen einheitlich beurteilen.

Schwerpunkte der vier Feldsaisons

Über die gesamten vier Jahre standen die Artensuche in den Atlasquadraten und die Revierkartierungen in den Kilometerquadraten im Zentrum. Ab der zweiten Feldsaison (2014) wurden gezielte Erhebungen durchgeführt.

2014 war eine möglichst vollständige Erfassung der Koloniebrüter das Ziel. Im Fokus standen insbesondere



Ein Beispiel aus dem «Miniatlas» des Atlasquadrats 58/19 (Laupen). Die Karte zeigt den Stand der Meldungen der Gartengrasmücke nach drei von vier Feldsaisons. Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA180142).

Alpensegler, Graureiher, Dohle, Saatkrähe und Uferschwalbe.

2015 waren Höckerschwan, Gänsesäger, Haubentaucher, Mittelmeermöwe und Eisvogel an grösseren Seen und Flüssen zu erfassen. An vielen Gewässern wurden Zählungen dieser Arten vor allem um Mitte Mai durchgeführt, meist von ornithologischen Arbeitsgruppen oder durch von der Vogelwarte beauftragte Mitarbeiter (einige Gewässerabschnitte wurden erst 2016 nacherfasst). Ein frühes Hochwasser beeinträchtigte allerdings die Aufnahmen. Ein zweiter Schwerpunkt in jenem Jahr war die Zählung balzender Waldschnepfen, für die vorab in den Kantonen Wallis, Tessin, Uri und Graubünden grössere Kenntnislücken bestanden hatten. Für diese Erfassung wurde ein räumliches Expertenmodell basierend auf Habitatvariablen erstellt. Damit war ersichtlich, wo die Waldschnepfe am ehesten geeignete Lebensräume vorfindet. Diese Lebensräume sollten gezielt aufgesucht werden.

2016 stand schliesslich die Erfassung von Kolonien mit mehr als zehn Brutpaaren von Mauerseglern und Mehlschwalben im Fokus, sofern dies nicht schon in den Vorjahren gemacht worden war. Ausserdem haben Mitarbeiter im Auftragsverhältnis die Heidelerche-Kartierung im Jura unterstützt und den Bestand der Schafstelze in der Nordostschweiz, der Westschweiz und im Tessin systematisch erfasst.

In allen vier Feldsaisons wurden neben den freiwilligen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern auch Mitarbeitende im Auftragsverhältnis, Praktikanten und Zivildienstleistende eingesetzt, um abgelegene Kilometerquadrate zu kartieren, wenige bearbeitete Atlasquadrate zu begehen,

nachtaktive oder schwierig nachzuweisende Arten zu suchen oder anderweitige Lücken zu stopfen.

Artenliste und «Miniatlas» pro Atlasquadrat

Ein Ziel des Atlas 2013–2016 war es, in jedem Atlasquadrat möglichst alle Brutvogelarten nachzuweisen. Als Orientierung über die zu erwartenden Arten diente die Artenliste des Atlas 1993–1996. Der aktuelle Stand der neuen Artenliste und der Vergleich zu 1993–1996 wurden nach jeder Feldsaison für jedes Atlasquadrat per E-Mail an die Verantwortlichen und Mitarbeitenden verschickt. So war vor der folgenden Saison bekannt, welche Arten noch fehlten, bei welchen Arten noch weitere Beobachtungen erwünscht und welche Arten schon bestätigt oder neu nachgewiesen waren.

Vor der Feldsaison 2015 wurde erstmals ein «Miniatlas» für die Verantwortlichen und Mitarbeitenden des jeweiligen Atlasquadrats im PDF-Format erstellt. Darin waren pro Atlasquadrat für jede Art die aktuellen Nachweise sowie jene von 1993–1996 auf einer Karte dargestellt. Bei Atlasquadraten mit geringer Bearbeitungsintensität wurden auch die Meldungen 1997–2012 auf den Artkarten abgebildet. Damit waren mehr Hinweise auf frühere Vorkommen vorhanden, was in vielen Fällen eine gezieltere Suche nach unbestätigten Arten ermöglichte. Neben den Artkarten illustrierten drei Karten mit der Anzahl Brutvogelarten, der Anzahl Meldungen bzw. der Anzahl Beobachtungstage pro Kilometerquadrat den Bearbeitungsstand des Atlasquadrats. Auch Anfang 2016 und nach Abschluss der Feldarbeit Anfang 2017 wurde ein aktualisierter Miniatlas zur Verfügung gestellt. Der Miniatlas war zusammen mit dem speziellen Atlastool auf www.ornitho.ch und der jährlichen Artenliste für die weitere Feldarbeit eine wertvolle Hilfe, denn er zeigte neben den aktuellen Meldungen auch jene des Atlas 1993–1996 und motivierte zu weiterer Suche. Dies dürfte für den sehr guten Bearbeitungsstand vieler Atlasquadrate mitverantwortlich gewesen sein.

Wetterbedingungen in den vier Feldsaisons

Von den vier Feldsaisons stach nur 2014 mit einem durchwegs warmen Frühling heraus. Die anderen drei Saisons waren im Vergleich zum langjährigen Mittel zu kühl und/oder zu feucht; im April 2013 und 2016 gab es zwei empfindliche Kälteperioden.

2013 war es in den Niederungen verbreitet der kälteste März seit 1987. Ab Mitte März bis Anfang April herrschte kaltes Wetter mit Schneelagen bis in die Niederungen. Nach Mitte April kam es erneut zu einem Temperatursturz und vor allem in der Westschweiz fiel Schnee bis unter 1000 m. Auch der Mai war der kühlste Mai seit 1991. Zudem war er verbreitet nass, ein Unwetter am Monatsende brachte regional sogar Rekordniederschläge. Erst im Juni stellte sich allmählich sommerliches Wetter ein.

Im zweiten Jahr war schon der März sehr warm und sonnig. Auch im April war es in der ganzen Schweiz deutlich zu mild und vor allem im Mittelland und im Tessin überdurchschnittlich sonnig. Der Mai fiel zu kühl und vor allem sehr wechselhaft aus. Erst im letzten Monatsdrittel gab es einige sommerliche Tage. Der Juni war dann wieder deutlich zu warm und im Wallis und in der Nordschweiz ausgesprochen trocken.

2015 kam, nach einem kurzen winterlichen Rückschlag Ende März, das Brutgeschäft unter den milden Aprilbedingungen rasant in Fahrt. Anfang Mai stieg der Pegel vieler Seen und Flüsse infolge der heftigen Niederschläge stark an und erreichte teilweise Rekordniveau. Zusammen mit weiteren Niederschlägen resultierte einer der nässesten Maimonate seit Beginn der Messaufzeichnungen 1864. Der Juni wurde hingegen in vielen Gebieten zum viertwärmsten Juni. Der Juli notierte mancherorts als heissester Monat seit Messbeginn. Insbesondere die erste Juliwoche brachte Rekordwerte.

2016 zog das Wetter nochmals sämtliche Register. Nach einem sehr milden Winter schlug das Pendel um. Der März war tendenziell zu kühl. Trotz empfindlicher Kälterückfälle war der April zwar durchschnittlich, dafür zu nass, ebenso der Mai. Er war an einigen Standorten sogar der niederschlagsreichste Mai seit Messbeginn 1864. Ende Mai sank die Schneefallgrenze stellenweise nochmals auf unter 1000 m und in höheren Lagen fielen 20–30 cm Neuschnee. Der Juni verlief ebenfalls trüb und niederschlagsreich. An einzelnen Messstandorten war es einer der nassesten Junimonate. Viele Seen und Flüsse führten Hochwasser oder traten über die Ufer. Sommerliche Temperaturen gab es nur an wenigen Tagen in der zweiten Monatshälfte.

Peter Knaus

Übersicht über die Datengrundlage 2013–2016	
Daten	
Gesamte Anzahl Meldungen	3 169 412
davon Daten aus den Kartierungen	1 524 429
Kilometerquadrate	
Anzahl Kilometerquadrate mit mindestens einer Meldung	36 002 (entspricht 77 % der Kilometerquadrate im Atlasperimeter)
davon kartierte Kilometerquadrate	2318 (entspricht 5 % des Atlasperimeters)
Beobachterinnen und Beobachter	
Anzahl Beobachterinnen und Beobachter mit mindestens einer Meldung	3096
davon Beobachterinnen und Beobachter, die mindestens 1000 Meldungen zum Atlas beigetragen haben	687
Beobachterinnen und Beobachter, die sich an den Kartierungen beteiligt haben	776

Kartierung in Kilometerquadraten

Die Bestände der verbreiteten Arten wurden mit der Methode der vereinfachten Revierkartierung in 2318 Kilometerquadraten (1 × 1 km) erhoben. Die drei bis fünf pro Atlasquadrat (10 × 10 km) ausgewählten Kilometerquadrate waren betreffend Lebensraumtypen und Höhe repräsentativ. Die Auswertung der Kartierungen erfolgte mit «Terrimap online».

Dank des Atlas 1993–1996 und des Projekts «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB) war die Methode der vereinfachten Revierkartierung vielen freiwilligen Mitarbeitenden bereits bekannt [AN1, 1]. Daher war es naheliegend, diese bewährte Methode auch für den Atlas 2013–2016 einzusetzen. Bei der vereinfachten Revierkartierung wird ein Kilometerquadrat (1 × 1 km) entlang einer vorgegebenen Route dreimal pro Brutsaison kartiert. In Kilometerquadraten oberhalb der Waldgrenze finden nur zwei Rundgänge pro Brutsaison statt. Die Beobachtungen der jeweiligen Rundgänge werden später zu Revieren zusammengefasst. Diese Methode hat den Vorteil, dass nicht die gesamte Fläche eines Atlasquadrats (10 × 10 km) kartiert werden muss, sondern eine Stichprobe einzelner Kilometerquadrate ausreicht, um Aussagen über die gesamte Fläche machen zu können. Vorgängige Simulationen zeigten, dass für die zwischenzeitlich entwickelten Modellierungsmethoden eine Stichprobe von fünf Kilometerquadraten pro Atlasquadrat ausreichend war. In hochalpinen Atlasquadraten und solchen mit einem hohen Seeanteil wurden nur drei bis vier Kilometerquadrate ausgewählt. Schliesslich lag die Zahl mit 2318 kartierten Kilometerquadraten für den Atlas 2013–2016 tiefer als die 2943 Kilometerquadrate im Atlas 1993–1996. 2013–2016 wurde also rund 5 % des Atlasperimeters kartiert.

Auswahl der Kilometerquadrate

Bei der Auswahl der fünf Kilometerquadrate pro Atlasquadrat galt es, drei Bedingungen zu erfüllen: (1) Alle Kilometerquadrate, die für die Projekte «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB) und «Biodiversitätsmonitoring Schweiz» (BDM) kartiert wurden, waren in der Stichprobe für den Atlas enthalten. Die 267 MHB-Quadrate wurden auch 2013–2016 jährlich kartiert. Von den 264 BDM-Quadraten wurde jedes Jahr nur ein Fünftel kartiert, so dass jedes Quadrat alle fünf Jahre erhoben wird. Damit alle BDM-Quadrate in die Berechnungen des Atlas miteinbezogen werden konnten, wurden die Kartierungen in 56 BDM-Kilometerquadraten, die bereits 2012 stattfanden, ebenfalls berücksichtigt. (2) Es waren möglichst viele Kilometerquadrate dabei, die schon 1993–1996 kartiert worden sind. (3) Die fünf Kilometerquadrate waren bezüglich des Lebensraums und der Höhe repräsentativ für das Atlasquadrat. Folgende Lebensraumtypen und deren Anteile wurden bei der Auswahl berücksichtigt: Wald, offene Flächen, Siedlungen, Feuchtgebiete inkl. Seen sowie Länge der Strassen und Wege.

Insbesondere in den höheren Lagen wurden auch die Erreichbarkeit und Begehbarkeit berücksichtigt. Kilometerquadrate, die sehr schlecht erreichbar waren und deren Bearbeitung als zu gefährlich eingeschätzt wurde, wurden weggelassen. Während beim Atlas 1993–1996 Kilometerquadrate in Lagen über 2300 m deutlich untervertreten waren und kein Kilometerquadrat oberhalb von 2600 m miteinbezogen wurde, war die Auswahl 2013–2016 besser auf die Höhenverteilung abgestimmt. Das höchste Kilometerquadrat erreichte nun 3100 m.

Insgesamt wurden schliesslich 2318 Kilometerquadrate kartiert. Davon waren 267 MHB-Quadrate, 264 BDM-Quadrate, 1600 bereits 1993–1996 kartierte Kilometerquadrate und 187 neu ausgewählte Kilometerquadrate. Die Kartierungen der Kilometerquadrate (exkl. MHB-Quadrate) verteilten sich wie folgt auf die vier Feldsaisons: 2013 505, 2014 606, 2015 569 und 2016 315 Kilometerquadrate.

Vorgehen bei der Kartierung

In jedem Kilometerquadrat sollte in einem der vier Jahre 2013–2016 die vereinfachte Revierkartierung erfolgen. Nur in den MHB-Quadraten fanden alljährliche Aufnahmen statt. Bei den BDM-Quadraten war das Erfassungsjahr vorgegeben, bei den anderen Kilometerquadraten konnte es von den Kartierenden frei gewählt werden.

Um die Kartierungen in den verschiedenen Kilometerquadraten möglichst vergleichbar zu machen, gaben wir den Kartierenden folgende Empfehlungen ab: Der erste Kartierungsrundgang sollte im Flachland zwischen dem 15. und 30. April erfolgen; nur 2013 konnte bereits am Wochenende vom 13. und 14. April kartiert werden. Von Anfang bis Mitte Mai konnte der zweite Rundgang durchgeführt werden. Der dritte und letzte Rundgang sollte nicht vor Mitte Mai stattfinden, spätestens aber bis Mitte Juni. In höheren Lagen waren Kartierungen zwischen Ende April und Ende Juni erwünscht, im Hochgebirge je nach Schneelage zwischen Ende Mai und Mitte Juli.

Der Kartierungsbeginn am 15. April wurde analog zur Methode des Atlas 1993–1996 und des MHB gewählt. Zu diesem Zeitpunkt haben viele Standvögel und Kurzstreckenzieher zumindest in den tieferen Lagen die Revierbildung weitgehend abgeschlossen. Einzig einige Arten, die schon sehr früh im Jahr ihre höchste Gesangsaktivität erreichen (z.B. Spechte, Kleiber und Meisen), könnten dadurch in zu geringer Zahl erfasst worden sein. Im Vorfeld der Atlasaufnahmen wurden daher Phänologie-Daten von verschiedenen Arten ausgewertet, um zu prüfen, ob der Zeitpunkt für die Feldaufnahmen nach vorne hätte gelegt werden müssen. Die Ergebnisse zeigten, dass sich die Aktivitätspeaks der Arten gemäss den vorliegenden

Daten gegenüber 1993–1996 nicht deutlich verändert haben[2]. Deswegen wurde der 15. April als Kartierungsbeginn beibehalten.

Für die anschliessende Revierausscheidung waren vor allem Simultanbeobachtungen (z.B. zwei gleichzeitig festgestellte singende Männchen) wichtig. Daher legten wir unseren freiwilligen Mitarbeitenden regelmässig nahe, besonders sorgfältig auf Simultanbeobachtungen zu achten.

Wie es sich beim MHB bereits bewährt hatte, wurden die Routen für sämtliche Kilometerquadrate durch das Atlasteam vorgegeben. Wenn es sich als unumgänglich erwies, von der vorgegebenen Route abzuweichen, musste die korrigierte Route auf den Tageskarten klar festgehalten und in folgenden Durchgängen ebenfalls so begangen werden. Die Routen wurden so gewählt, dass sie möglichst das ganze Kilometerquadrat abdeckten. Meist umfassten sie eine Länge von 3–6 km. Falls möglich sollten die Kartierenden auf jedem der Durchgänge einen anderen Startpunkt oder einen anderen Drehsinn wählen. In Kilometerquadraten, die beispielsweise wegen Felswänden nur teilweise begehbar waren, wurden die restlichen Flächen mit dem Fernglas bestmöglich abgesucht. Im Gegensatz dazu konnte die Routen beim Atlas 1993–1996 bei jedem Rundgang durch die Kartierenden anders gewählt werden.

Bei den Kartierungen war wie beim MHB der Gesamtbestand jeder Art zu erheben. Es galt ausserdem auch die Vorgabe, sämtliche Feststellungen von Individuen aller Arten zu notieren. Beim Atlas 1993–1996 hingegen war für verbreitete Arten ein oberes Limit von Revieren definiert, ab dem die Kartierung in einem Kilometerquadrat für diese Art eingestellt werden konnte. So brauchte man beispielsweise den Buchfinken ab der 11. Feststellung nicht mehr weiter zu kartieren. Zudem war damals die Liste der zu erfassenden Arten im Wesentlichen auf die als verbreitet klassierten Arten beschränkt.

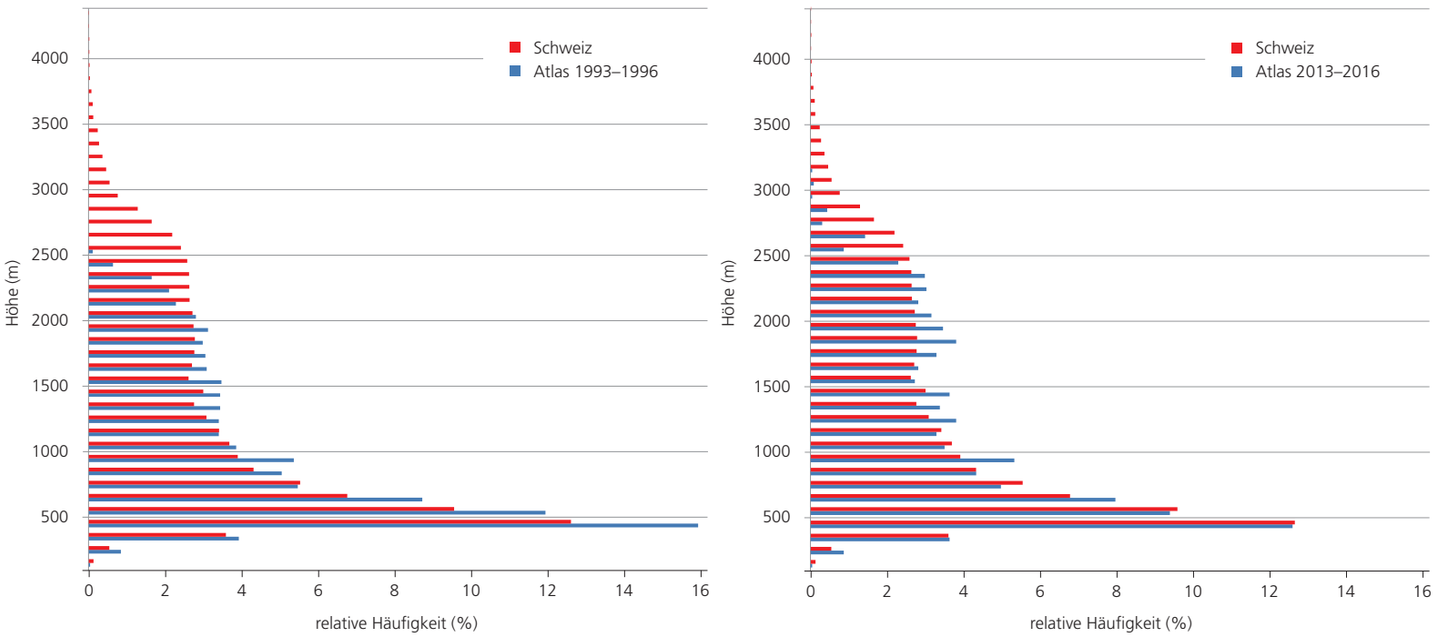
Auswertung der Kartierungen

Die für die Kartierungen verwendeten Tageskarten wurden neu gestaltet und im Jahr 2012 im Rahmen der MHB-Aufnahmen getestet. Neu waren sie im Format A3 und mit vier QR-Codes (Quick Response Codes) versehen, die eine automatische Georeferenzierung ermöglichten. Nach den Kartierungsrundgängen wurden die Feldkarten per Post an die Vogelwarte zurückgesendet. Die dort erfolgten Scans standen den Kartierenden anschliessend auf «Terrimap online» zur weiteren Bearbeitung zur Verfügung.

Die Digitalisierung sämtlicher Artnachweise auf den Feldkarten und das Ausscheiden der Reviere gehörten zu den Aufgaben der Kartierenden. Dabei wurden nur Feststellungen, welche die artspezifischen Aufnahmekriterien erfüllten, für die Revierausscheidung verwendet. Die Ausscheidung eines Reviers, das ausschliesslich auf Beobachtungen vor dem Stichdatum oder zu tiefen Atlascodes basierte, wurde von «Terrimap online» verhindert. Hingegen erlaubten auch Beobachtungen auf nur einem Durchgang die Ausscheidung eines Reviers, wenn sie die Kriterien erfüllten. Über die Grenze des Quadrats hinausreichende Reviere wurden mitgezählt, sofern mindestens eine Feststellung innerhalb des Kilometerquadrats erfolgte. Für offensichtliche Durchzügler, Vertikalwanderer und umherstreifende Individuen wurden keine Reviere ausgeschieden. Für Nahrungsgäste wie beispielsweise jagende Greifvögel wurden Reviere ausgeschieden, falls es in der Nähe mögliche Brutplätze gab.

Peter Knaus

[1] Schmid et al. (2004b); [2] Strebel et al. (2014)



Verteilung der Kilometerquadrate in Bezug auf die Höhe. Die roten Balken bezeichnen die Häufigkeit jedes Höhenabschnittes in der ganzen Schweiz. Die blauen Balken zeigen die jeweiligen Frequenzen für die kartierten Kilometerquadrate. Beim Atlas 1993–1996 waren die Quadrate in den Niederungen über- und jene in den Bergen untervertreten.

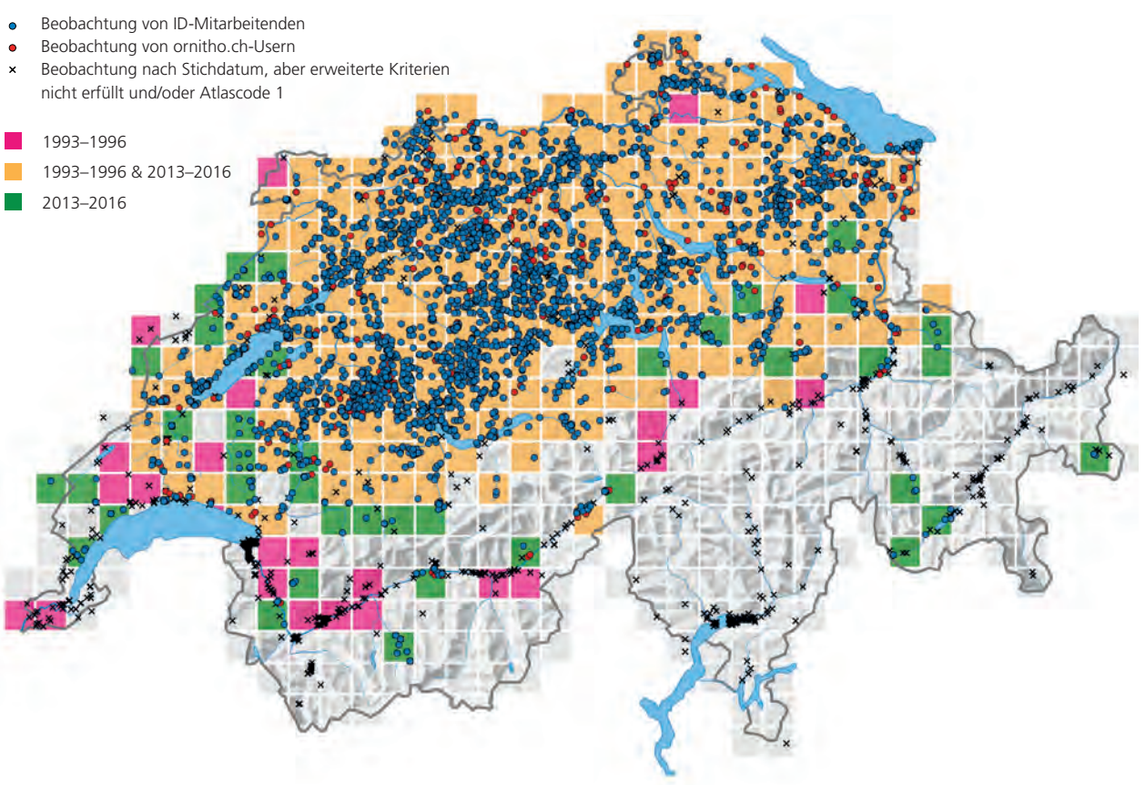
Überprüfung der Daten

Die erhobenen Daten durchliefen ein mehrstufiges, minutiöses Kontrollverfahren. Damit und durch den intensiven, zeitnahen Austausch mit den Ornithologinnen und Ornithologen konnten wir generell eine hohe Qualität und eine besonders sorgfältige Überprüfung der Vorkommen an den Verbreitungsrändern sicherstellen.

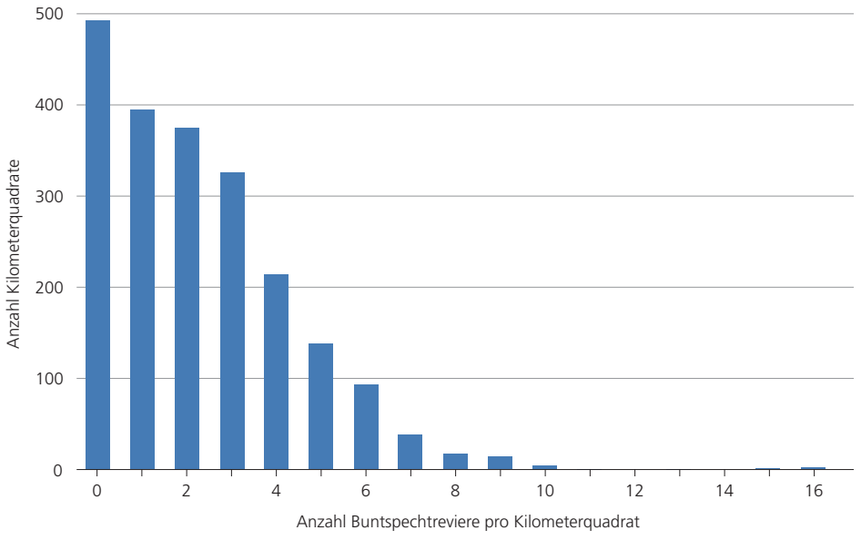
Der Atlas 2013–2016 basiert im Wesentlichen auf zwei Datentypen: Kartierungen in den Kilometerquadraten sowie Einzelmeldungen (inkl. vollständige Beobachtungslisten, Erhebungen in Kolonien etc.). Einzelmeldungen betrafen Nachweise, die von über 3000 Beobachterinnen und Beobachtern auf www.ornitho.ch gemeldet wurden. Solche Meldungen konnten nicht nur Beobachter machen, die bei der Vogelwarte als freiwillige Mitarbeitende eingeschrieben waren (Ornithologischer Informationsdienst ID), also über eine grössere Erfahrung verfügen sowie in der Regel regelmässig und gemäss gewissen Vorgaben Meldungen erfassen [AN1]. Meldungen wurden auch von reinen Ornitho.ch-Usern akzeptiert; deren Bestimmungskenntnisse variieren im Allgemeinen stärker und viele von ihnen melden nicht regelmässig. Damit die auf www.ornitho.ch abrufbaren Verbreitungskarten auf Stufe Atlasquadrat jederzeit möglichst fehlerfrei waren, mussten alle Daten regelmässig kontrolliert werden. Eine erste Kontrolle wurde durch die sogenannten Autofilter vollzogen, die Ausreisser z.B. bei der Höhenverbreitung oder beim jahreszeitlichen Auftreten entdecken und die Beobachter zu einer Bestätigung zwingen. Eine zweite Kontrolle erfolgte durch die rund zwei Dutzend Regionalkoordinatoren von www.ornitho.ch. Sie sehen vorab die in ihren Regionen eingegangenen Nachweise durch und fragen bei ungewöhnlichen Beobachtungen nach. In einem dritten Schritt erfolgten die nachfolgend beschriebenen Kontrollen durch das Atlasteam.

Kontrolle der Einzelmeldungen

Wöchentliche Kontrollen: Zusätzlich zu obigen Standardkontrollen schaute das Atlasteam im Wochenrhythmus die neuen Brutzeitnachweise durch. Dabei fokussierten wir uns vor allem auf Meldungen jener Arten, die zuvor noch nicht im Atlasquadrat nachgewiesen worden waren. In solchen Fällen fragten wir bei den Beobachtern nach weiteren Details, insbesondere wenn es sich um ein seit 1993–1996 neu besetztes Atlasquadrat handelte, die Meldung ungewöhnlich erschien oder nur knapp dokumentiert war. Ornitho.ch-User mussten auch beschreiben, nach welchen Kriterien sie die Art bestimmt hatten. Ziel der Kontrollen war es, mögliche Fehleinträge frühzeitig zu erkennen und



Alle Brutzeitnachweise einer Art wurden kontrolliert, insbesondere Meldungen in Atlasquadraten (10 × 10 km), die im Vergleich zu 1993–1996 neu besetzt waren oder für die nur eine oder zwei Meldungen vorlagen. Genauer angeschaut wurden auch Nachweise am Rand des geschlossenen Verbreitungsgebiets. Das Beispiel des Trauerschnäppers illustriert die Wirkung der erweiterten Kriterien. Diese wurden eingeführt, wenn die artspezifischen Aufnahmekriterien nicht ausreichten, um spät auftretende Durchzügler möglichst auszuschliessen. Ohne diese erweiterten Kriterien wären etliche Atlasquadrate im Alpenraum als besetzt ausgewiesen worden, obwohl dort noch nie Brutverdacht bestand.



Im Anschluss an die ordentlichen Kontrollen der Kartierungen in den Kilometerquadraten wurden extrem hohe Revierzahlen nochmals speziell kontrolliert. So wurden beim Buntspecht die Revierausscheidungen aller Kilometerquadrate mit mehr als 8 Revieren nochmals systematisch überprüft.

zu korrigieren. Die zeitnahen Abklärungen hatten gegenüber einer Kontrolle am Ende der Brutsaison den Vorteil, dass die Erinnerungen der Beobachterinnen und Beobachter noch frisch waren und eine allfällige Nachkontrolle im Feld noch möglich gewesen wäre. Bei Nachweisen ausserhalb des bekannten Verbreitungsgebiets verlangten wir zudem konkretere Bruthinweise (z.B. für Rotmilan, Pirol, Fitis und Trauerschnäpper im Alpenraum). Daher machten wir die Ornithologinnen und Ornithologen darauf aufmerksam, dass sie möglichst versuchen sollten, mindestens wahrscheinliches Brüten nachzuweisen (z.B. ein balzendes Paar, Transport von Nistmaterial).

Jährliche Kontrollen: Nach Abschluss jeder Feldsaison führten wir eine jährliche Kontrolle sämtlicher Brutzeitnachweise durch. Dabei wurden auch die Feststellungen aus den Kartierungen der Kilometerquadrate kontrolliert, die via «Terrimap online» auf www.ornitho.ch hochgeladen worden waren. Im Fokus standen Meldungen von Arten in Atlasquadraten, die im Vergleich zu 1993–1996 neu als besetzt ausgewiesen wurden oder für die pro Atlasquadrat nur eine oder zwei Meldungen vorlagen. Auch Nachweise am Rand des geschlossenen Verbreitungsgebiets kontrollierten wir in diesem Schritt genauer. Bei einigen Arten führten wir zudem stärker präzisierende Kriterien ein, wenn die artspezifischen Aufnahmekriterien nicht ausreichend waren, um die Brutverbreitung angemessen wiederzugeben. Der Grund dafür waren spät auftretende Durchzügler, umherstreifende Sommergäste oder Nichtbrüter.

Schlusskontrolle: Anlässlich der Schlusskontrolle anfangs 2017 nahmen wir nochmals weitere Abklärungen und Detailkorrekturen vor, beispielsweise bei Meldungen ausserhalb der bekannten Höhenverbreitung. In vielen Atlasquadraten prüften wir die Brutzeitnachweise ein letztes Mal und machten nötigenfalls Rückfragen. Obwohl bei mehreren Arten erweiterte Kriterien aufgestellt worden waren, musste in einigen Grenzfällen das Atlasteam darüber entscheiden, ob ein Atlasquadrat als besetzt gelten konnte oder nicht.

Insgesamt führten wir wohl über 10 000 Rückfragen bei den Beobachtern durch. Zudem wurden wir auch von den Ornithologen selbst regelmässig auf mutmassliche Fehleinträge aufmerksam gemacht.

Kontrolle der Kartierungen in den Kilometerquadraten

Nach dem Digitalisieren der Beobachtungen aus den Rundgängen und der Revierausscheidung auf «Terrimap online» durch die Kartierenden wurde die Revierausscheidung von felderprobten Mitarbeitern der Vogelwarte überprüft. Um die Kontrollen möglichst einheitlich zu handhaben, erfolgte die Kontrolle der Kartierungen in den Kilometerquadraten nach den Richtlinien eines zwölfteiligen Katalogs. Geprüft wurde unter anderem, ob alle Karteneinträge digitalisiert worden waren, ob das jahreszeitliche Timing der Rundgänge stimmte, wie viele Simultanbeobachtungen es gab und ob das gesamte zu erwartende Artenspektrum erfasst worden war. Der Hauptteil der Überprüfung bestand aus der artspezifischen Kontrolle der ausgeschiedenen Reviere. Eine wichtige Grundlage für das einheitliche Ausscheiden von Revieren bildete eine Zusammenstellung mit Beispielen aus dem «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB) und dem «Biodiversitätsmonitoring Schweiz» (BDM)[1]. Als letzter Schritt wurde jeweils eine Gesamtbeurteilung der Kartierung im Kilometerquadrat vorgenommen und eine individuelle Rückmeldung an die Kartierenden verschickt. Die Kartierenden hatten jeweils Gelegenheit, zu den korrigierten Resultaten Stellung zu nehmen, bevor die Auswertung abgeschlossen wurde. War die Qualität der Kartierung nicht ausreichend, wurde die Erhebung in einem Folgejahr wiederholt.

Peter Knaus

[1] Schmid & Spiess (2008)

Karten und Höhendiagramme

Für die meisten Arten wird im Atlas 2013–2016 sowohl die aktuelle Verbreitung als auch deren Veränderung im Vergleich zu 1993–1996 abgebildet. Je nach Datengrundlage konnten wir für die Brutvögel der Schweiz Karten in unterschiedlichem Detaillierungsgrad erstellen. Ebenfalls abgebildet werden die Höhenverteilung sowie deren Veränderung.

Neben Häufigkeit und Verteilung unterscheidet sich auch die Datengrundlage von Art zu Art. Von einigen Arten kennen wir sämtliche Neststandorte, bei anderen können wir basierend auf den Kartierungen die Dichte pro Kilometerquadrat berechnen. Bei schwer erfassbaren Arten können wir lediglich Aussagen zur Vorkommenswahrscheinlichkeit machen, kennen die Dichte aber nicht. Um diesen Unterschieden Rechnung zu tragen, entwarfen wir verschiedene Kartentypen für die räumliche Darstellung des Vorkommens und dessen Veränderung seit 1993–1996. Wir entschieden für jede Art, welcher Kartentyp am aussagekräftigsten ist. In der Tabelle im Abschnitt «Erfassungsmethoden der Arten» (S. 53–59) ist angegeben, mit welchem Kartentyp der Zustand 2013–2016 und die Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996 abgebildet werden.

Die 16 für die Modellierungen verwendeten Umweltvariablen, deren Bedeutung und die Datenbasis für die zwei Perioden 1993–1996 und 2013–2016. Quellen s. Text

Nr.	Umweltvariable	Erläuterung	Datenbasis 1993–1996	Datenbasis 2013–2016
1	Anteil stehender Gewässer (%)	Seen, Weiher, Altarme etc.	Arealstatistik 1992–1997	Arealstatistik 2004–2009
2	Anteil landwirtschaftliches Grünland (%)	Heimweiden, Alpweiden, Naturwiesen etc.	Arealstatistik 1992–1997	Arealstatistik 2004–2009
3	Anteil Wald (%)	Wald, Aufforstungen, lockerer Wald etc.	Arealstatistik 1992–1997	Arealstatistik 2004–2009
4	Anteil strukturierter Grünflächen (%)	Gebüschwald, Gebüsch & Strauchvegetation, Baumgruppen, Hecken, Golfplätze, Parks etc.	Arealstatistik 1992–1997	Arealstatistik 2004–2009
5	Anteil Ackerland (%)	Ackerland	Arealstatistik 1992–1997	Arealstatistik 2004–2009
6	Anteil Geröll & Fels (%)	Geröll, Fels	Arealstatistik 1992–1997	Arealstatistik 2004–2009
7	Anteil Gletscher (%)	Vergletscherte Flächen	Arealstatistik 1992–1997	Arealstatistik 2004–2009
8	Seeufer (m)	Länge der Seeufer	VECTOR25 (Version 2008)	VECTOR25 (Version 2008)
9	Gebäude (m^2)	Grundfläche der Gebäude	VECTOR25 (Version 2004)	Topografisches Landschaftsmodell
10	Fliessgewässer (km)	Länge aller Fliessgewässer (inkl. Wassergräben)	VECTOR25 (Version 2008)	Topografisches Landschaftsmodell
11	Flüsse und Bäche (m)	Länge grösserer Fliessgewässer (Flussordnungszahl ≥3)	VECTOR25 (Version 2008)	VECTOR25 (Version 2008)
12	Feuchtgebiete (m^2)	Fläche der Feuchtgebiete	VECTOR25 (Version 2007)	Topografisches Landschaftsmodell
13	Stickstoffeintrag (kg N/ha/Jahr)	Mittlerer Stickstoffeintrag pro Hektar und Jahr	Meteotest 1990	Meteotest 2010
14	Exposition (–)	Mittlerer Nord-Süd-Index, Ausrichtung einer Hanglage (z.B. nordexponiert, …)	Digitales Höhenmodell	Digitales Höhenmodell
15	Meereshöhe (m ü.M.)	Mittlere Höhe über Meer	Digitales Höhenmodell	Digitales Höhenmodell
16	Hangneigung (°)	Mittlere Hangneigung	Digitales Höhenmodell	Digitales Höhenmodell

Dichtekarte 2013–2016

Für 75 relativ weit verbreitete und zumindest lokal häufige Arten konnten wir Dichtekarten erstellen. Dafür verwendeten wir die Kartierungsdaten.

Basierend auf der Anzahl gefundener Reviere pro Kartierungsrundgang und mit 16 verschiedenen Umweltvariablen schätzten wir die Revierzahl pro Art für alle Kilometerquadrate der Schweiz und Liechtensteins. Dazu verwendeten wir ein Binomial Mixture Model[14]. Dies entspricht einer Poisson-Regression, bei der zusätzlich die Entdeckungswahrscheinlichkeit der Vogelart miteinbezogen wird. So berücksichtigten wir, dass bei einem Kartierungsrundgang jeweils nur ein Teil der tatsächlich anwesenden Vögel entdeckt wurde.

Wir ermittelten die Werte der 16 Umweltvariablen für sämtliche ganz oder teilweise in der Schweiz gelegene Kilometerquadrate sowie für ausländische Kilometerquadrate, in denen Kartierungen stattfanden. Für sieben flächige Variablen (Nr. 1–7 in der Tabelle *Umweltvariablen*) wurde der flächenmässige Anteil für jedes Kilometerquadrat der Schweiz und Liechtensteins aus der Arealstatistik nach der Nomenklatur NOAS04 eruiert[3, 4]. Für die Jahre 2013–2016 verwendeten wir die Arealstatistik 2004–2009. Für Kilometerquadrate im Ausland (ohne Liechtenstein) wurden die Werte möglichst analog zur Arealstatistik aus den CORINE Land Cover Daten 2012 (Datenaufnahme 2011–2012) abgeleitet[1]. Fünf weitere Variablen (Nr. 8–12 in der Tabelle *Umweltvariablen*) berechneten wir für die Periode 2013–2016 aus dem Topografischen Landschaftsmodell[2] oder dem VECTOR25 Datensatz[2]. Für wenige Quadratkilometer im Ausland wurden die entsprechenden Grundlagendaten auf Basis der aktuellen Landeskarten 1 : 25 000 nachdigitalisiert. Die Angaben zum Stickstoffeintrag (Nr. 13 in der Tabelle *Umweltvariablen*) ermittelte die Firma Meteotest im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt; sie gelten für das Jahr 2010[13]. Drei Variablen (Nr. 14–16 in der Tabelle *Umweltvariablen*) basieren auf dem digitalen Höhenmodell[15]. Das digitale Höhenmodell überzieht die Schweiz mit einem Netz mit Maschenweite 25 m. Für jeden Knoten ist ein Wert (z.B. Meereshöhe) angegeben. Für jedes Kilometerquadrat mittelten wir die Werte aller innerhalb des Quadrats liegender Knotenpunkte und verwendeten diesen Mittelwert als Kovariablenwert.

Oft war der Einfluss auf die Dichte einer Art nicht für alle Variablen schätzbar, insbesondere da gewisse Variablen recht stark korreliert waren. Daher wurden Variablen für jede Art schrittweise weggelassen, wenn ihr Einfluss nur schwer schätzbar war und gemäss der Biologie einer Art kein Einfluss auf die Dichte erwartet wurde. Wir

verwendeten Penalized 2D-Splines, um räumliche Autokorrelation explizit modellieren zu können[5, 8]. Dies war wichtig, da eine Art trotz passendem Lebensraum regionale Unterschiede in der Dichte zeigen kann. Durch den Miteinbezug von grenznahen Kilometerquadraten im Ausland liessen sich Randeffekte vermeiden, die bei Auswertungen mit Splines auftreten können. Schliesslich setzten wir die Dichte in sämtlichen Kilometerquadraten oberhalb einer für jede Art festgelegten Meereshöhe auf null, um Artefakte im Hochgebirge zu vermeiden. Mit den vom Modell geschätzten Parameterwerten konnten wir so für jedes der rund 41 000 Kilometerquadrate der Schweiz und Liechtenstein eine Schätzung der Revierzahl machen. Bei den meisten Arten waren die Schätzungen in einigen wenigen Kilometerquadraten unrealistisch hoch. Für die optische Darstellung korrigierten wir diese Werte nach unten. Alle Werte, die über einer festgelegten Obergrenze lagen, wurden auf den Wert dieser Obergrenze reduziert. Für fünf Arten setzten wir die Obergrenze von Hand fest (Waldlaubsänger, Fitis, Haus- und Italiensperling, Gebirgsstelze). Für die übrigen Arten wählten wir als Obergrenzen das 99,5-%-Quantil aus den Schätzwerten aller Kilometerquadrate. Quadrate mit einer geschätzten Dichte von weniger als 0,05 wurden für die Ermittlung des 99,5-%-Quantils vorgängig weggelassen. Für eine optisch ansprechende Darstellung wurden die Schätzwerte mit einer Interpolation[10] leicht geglättet.

Dichteänderungskarte

Für 70 der 75 Arten, für die wir eine Dichtekarte für 2013–2016 berechneten, konnten wir auch eine Dichteänderungskarte erstellen, welche die Veränderung in der Dichte zwischen 1993–1996 und 2013–2016 aufzeigt. Im Gegensatz zu den Daten 2013–2016 war es mit den Daten 1993–1996 nicht möglich, die Entdeckungswahrscheinlichkeit bei der Schätzung der Dichten zu berücksichtigen. Dies, weil die Daten 1993–1996 nur die Anzahl der gefundenen Reviere pro Art und Kilometerquadrat enthielten, nicht aber die Anzahl der Reviere, die pro Kartierungsrundgang durch eine Beobachtung belegt waren («Reviere pro Rundgang»). Analog zur Erstellung der Dichtekarten schätzten wir für jedes Kilometerquadrat eine Dichte für die Periode 1993–1996 sowie für die Periode 2013–2016, diesmal jedoch ohne Berücksichtigung der Entdeckungswahrscheinlichkeit. Als Datengrundlage dienten die Kartierungen aus den jeweiligen Perioden. Im Gegensatz zum Modell mit Berücksichtigung der Entdeckungswahrscheinlichkeit, in dem als Zielvariable die Anzahl «Reviere pro Rundgang» modelliert wird, verwendeten wir hier als Zielvariable die Anzahl gefundener Reviere pro Kilometerquadrat.

Als erklärende Variablen verwendeten wir analog zu den Dichtekarten dieselben 16 Umweltvariablen. Bei den Variablen Flüsse und Bäche, Seeufer, Meereshöhe, Exposition und Hangneigung verwendeten wir für beide Perioden dieselben Variablenwerte. Bei den übrigen Variablen ermittelten wir die Werte für 1993–1996 separat, basierend auf der Arealstatistik 1992–1997, den CORINE Land Cover Daten 1990 sowie dem VECTOR25-Datensatz. Die Angaben zum Stickstoffeintrag erhielten wir von der Firma Meteotest; sie gelten für das Jahr 1990[13]. Pro Art benützten wir für 1993–1996 und 2013–2016 dasselbe Set an Umweltvariablen. Für die Auswertung verwendeten wir ein Generalized Linear Model anstatt eines Binomial Mixture Models.

Weiter mussten wir beachten, dass 1993–1996 für alle Arten eine Obergrenze bei der Anzahl Reviere festgelegt worden war. Hatte ein Bearbeiter beispielsweise mehr als zehn revieranzeigende Buchfinken gefunden, musste er diese Art nicht weiter kartieren. Um trotzdem die tatsächliche Revierzahl schätzen zu können, wurde diese sogenannte Zensurierung beim Formulieren des Modells miteinbezogen. Um die Vergleichbarkeit der Daten zu erreichen, zensurierten wir die Daten der 2013–2016 durchgeführten Kartierungen analog zum Vorgehen 1993–1996. Teilweise waren die so ermittelten Ergebnisse unbefriedigend und stimmten nicht mit der Einschätzung von Experten oder mit regionalen, aus dem Projekt «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB) geschätzten Trends überein. In diesen Fällen ergänzten wir die zensurierten Daten der Kartierungen zusätzlich mit unzensurierten Daten aus dem MHB. Die Kartierungsdaten der Periode 1993–1996 ergänzten wir mit den MHB-Daten aus dem Jahr 2000, die Daten der Periode 2013–2016 mit den MHB-Daten 2016. So konnten wir in einigen Fällen die Schätzung der Dichte und der Dichteänderung verbessern.

Für die Darstellung glätteten wir die Dichteschätzungen für 1993–1996 und 2013–2016 separat. In einem ersten Schritt berechneten wir für jedes Kilometerquadrat den Durchschnitt der Dichteschätzungen aller neun Quadrate, die in einer 3 × 3-km-Matrix mit dem entsprechenden Quadrat als Mittelpunkt enthalten sind und setzten diesen Wert für das zentrale Kilometerquadrat ein. Schliesslich berechneten wir für jedes Kilometerquadrat die Differenz dieser geglätteten Werte zwischen den zwei Perioden 1993–1996 und 2013–2016.

Verbreitungskarte 2013–2016

Für 47 Arten erstellten wir Verbreitungskarten, auf denen wir anstatt der Dichte die Vorkommenswahrscheinlichkeit pro Kilometerquadrat abbildeten. Es handelt sich hierbei um eher seltene Arten, für die aufgrund der zu geringen Zahl an Nachweisen in den Kartierungen der Kilometerquadrate keine Dichtekarten erstellt werden konnten. Als Datenquellen verwendeten wir dabei einerseits die Daten aus den Kartierungen, andererseits auch die vollständigen Beobachtungslisten und die Einzelmeldungen der bei der Vogelwarte als freiwillige Mitarbeitende eingeschriebenen Beobachterinnen und Beobachtern (Ornithologischer Informationsdienst ID)[AN1]. Da wir nicht die Dichte, sondern nur das Vorkommen (Präsenz/Absenz) modellierten, reduzierten wir die Kartierungsdaten zu Präsenz/Absenz-Daten (Werte >1 wurden gleich 1 gesetzt). Wir berücksichtigten also nur, ob eine Art in einem Rundgang gefunden wurde oder nicht. Auch aus den vollständigen Beobachtungslisten erhielten wir für jede Art direkt eine Angabe

zu Präsenz/Absenz. Für die Einzelmeldungen konstruierten wir Absenzmeldungen analog Kéry et al.[6]: Meldete ein ID-Mitarbeiter beispielsweise einen Sperber, aber keinen Mittelspecht, so werteten wir dies als Absenzmeldung für den Mittelspecht. Nur die Arten der Meldekategorien A und B konnten so behandelt werden, bei Arten der Meldekategorie C mussten wir uns auf die Daten aus den Kartierungen und den vollständigen Beobachtungslisten beschränken (für die Definition der Meldekategorien s. Schmid et al.)[AN1]. Durch die Verwendung der drei Datentypen (Kartierungen, vollständige Beobachtungslisten und Einzelmeldungen) konnten die Vorteile aus den verschiedenen Datensätzen kombiniert werden: Die Kartierungen sorgten für eine gute geografische Verteilung und deckten die verschiedenen Lebensräume ab, die Beobachtungslisten und die Einzelmeldungen erhöhten die räumliche Abdeckung um ein Vielfaches.

Für sieben Feuchtgebietsarten (Zwergtaucher, Wasserralle, Teichhuhn, Zwergdommel, Drosselrohrsänger, Rohr- und Feldschwirl) berücksichtigten wir zudem die Daten aus den einzelnen Kartierungsrundgängen des Projekts «Monitoring Brutvögel in Feuchtgebieten» (MF)[AN1] als Angaben zu Präsenz/Absenz. Dies, weil einige besonders wichtige Feuchtgebiete dank ihres Schutzstatus im Frühling kaum begangen werden und daher mit den übrigen Datenquellen schlecht abgedeckt sind.

Als erklärende Variablen verwendeten wir dieselben 16 Umweltvariablen wie für die Dichtekarten. Analog zum Vorgehen bei den Dichtekarten reduzierten wir das Umweltvariablenset für gewisse Arten, modellierten die räumliche Autokorrelation mit Penalized 2D-Splines und setzten das Vorkommen in sämtlichen Kilometerquadraten oberhalb einer artspezifisch festgelegten Meereshöhe auf null. Als Analysemethode wählten wir ein Site-Occupancy Model[7]. Analog zum Binomial Mixture Model konnte so die Entdeckungswahrscheinlichkeit miteinbezogen werden. Für jeden Datentyp (Kartierungen, vollständige Beobachtungslisten und Einzelmeldungen) wurde die Entdeckungswahrscheinlichkeit separat geschätzt. Analog zum Vorgehen bei den Dichtekarten verwendeten wir als räumliche Einheit für die Modellierung ein Kilometerquadrat. Wir schätzten also für alle Kilometerquadrate der Schweiz, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Art dort tatsächlich als Brutvogel vorkam.

Abgebildet haben wir in den meisten Fällen die vom Modell geschätzte Vorkommenswahrscheinlichkeit. In einigen Fällen bildeten wir das realisierte Vorkommen ab. Das realisierte Vorkommen ist eine Mischung von Modellschätzung und Rohdaten. Konkret bedeutet dies, dass auf einer Fläche mit einer Meldung der Art immer ein sicheres Vorkommen abgebildet wurde, unabhängig davon, ob das Modell für die Fläche eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit schätzte oder nicht. Wurden auf einer Fläche hingegen keine Meldungen gemacht, dann entsprach das realisierte Vorkommen der vom Modell geschätzten Vorkommenswahrscheinlichkeit. Einerseits wurden Arten wie die Heidelerche so behandelt, bei denen ein grosser Teil der Vorkommen von den Beobachtern auch tatsächlich gefunden und gemeldet wurde. Andererseits gingen wir mit verschiedenen Feuchtgebietsarten so vor, weil viele Feuchtgebiete von Ornithologen vergleichsweise stark frequentiert werden oder die Bearbeitung via «Monitoring Brutvögel in Feuchtgebieten» (MF) recht vollständig ist und die dort vorkommenden Arten daher mit grosser Wahrscheinlichkeit gefunden werden.

Für eine optisch ansprechende Darstellung wurden die Werte analog dem für die Dichtekarten gewählten Vorgehen leicht geglättet.

Verbreitungsänderungskarte

Für 21 meist eher seltene Arten konnten wir Verbreitungsänderungskarten erstellen. Dazu schätzten wir die artspezifische Vorkommenswahrscheinlichkeit pro Kilometerquadrat zusätzlich auch für die Periode 1993–1996. Wir verwendeten dafür die Daten der Kartierungen, der vollständigen Beobachtungslisten sowie die Einzelmeldungen der Jahre 1993–1996 und werteten diese mit einem Site-Occupancy Model aus.

Bei 608 der 2934 Kartierungen von 1993–1996 wurden die auf Papier vorliegenden Kartierungsergebnisse für alle Rundgänge nachdigitalisiert. Für diese Flächen waren somit wiederholte Meldungen innerhalb derselben Saison verfügbar, was uns erlaubte, mittels Site-Occupancy Model die Entdeckungswahrscheinlichkeit zu schätzen. Für einen grossen Teil der Kartierungen von 1993–1996 hingegen war nur bekannt, ob eine Art irgendwann während den drei Rundgängen nachgewiesen wurde oder nicht. Um diesen Datentyp ebenfalls auswerten zu können, erweiterten wir das klassische Site-Occupancy Model folgendermassen: Wenn eine Art gar nicht gefunden wurde, war sie entweder wirklich nicht vorhanden, oder sie wurde drei Mal übersehen. Dies kommt mit einer Wahrscheinlichkeit von $(1-p)^3$ vor, wobei p die Entdeckungswahrscheinlichkeit der Art während eines Rundgangs ist, die basierend auf den Daten der 608 nacherfassten Kartierungen geschätzt werden konnte. So konnten wir basierend auf den verschiedenen vorhandenen Datentypen auch für die Jahre 1993–1996 eine Vorkommenswahrscheinlichkeit pro Kilometerquadrat ermitteln.

Analog zum Vorgehen bei den Dichteänderungskarten glätteten wir die Schätzungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit mittels 3 × 3-km-Matrix und berechneten die Differenz dieser geglätteten Werte zwischen den zwei Perioden 1993–1996 und 2013–2016.

Verbreitungskarte basierend auf Dichteschätzung

Für verbreitete Arten mit grossen Revieren lagen oft genügend Meldungen aus den Kartierungen der Kilometerquadrate vor, um eine Dichtekarte zu erstellen. Allerdings resultierte so meistens eine zu hohe Dichte, da beim Kartieren oft auch Individuen mitgezählt wurden, deren Reviere mehrheitlich ausserhalb des Kilometerquadrats lagen. Für Birkhuhn, Schwarzmilan, Mäusebussard, Schwarzspecht, Turmfalke und Kolkrabe entschieden wir uns daher, die Dichteschätzungen mittels der Formel $v = 1 - e^{-N}$ von Whright[16] in eine Schätzung der

Vorkommenswahrscheinlichkeit zu reduzieren. Dabei entspricht N der geschätzten Revierzahl pro Kilometerquadrat und v der daraus abgeleiteten Vorkommenswahrscheinlichkeit. Für diese Arten bildeten wir den Zustand 2013–2016 und die Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996 basierend auf den so transformierten Daten ab.

Punktkarte 2013–2016

Die Verbreitung von 75 seltenen Arten und Koloniebrütern illustrierten wir mit einer Punktkarte. Als Datengrundlage verwendeten wir die Meldungen aus den Kartierungen der Kilometerquadrate, vollständige Beobachtungslisten und Einzelmeldungen sowie Spezialerhebungen (z.B. Kartierungen für das «Monitoring Brutvögel in Feuchtgebieten» (MF), Saatkrähen-Monitoring). Daraus ermittelten wir pro Ort und Jahr die Anzahl Reviere bzw. Brutpaare. Auf der Karte entspricht ein Punkt jeweils der Anzahl Reviere bzw. Brutpaare pro räumliche Einheit, gemittelt über die Jahre 2013–2016. Als räumliche Einheit wählten wir bei Koloniebrütern eine Kolonie. In Siedlungen haben wir die Daten üblicherweise für ganze Städte oder Stadtteile zusammengefasst. Bei Wasservögeln waren die räumlichen Einheiten einzelne Gewässer oder Gewässerabschnitte. Für sehr seltene Arten setzten wir einen Punkt, wenn an einem Ort zumindest in einem der Jahre 2013–2016 ein Nachweis mit ausreichend hohem Atlascode gemacht werden konnte.

Punktveränderungskarte

Für 21 Arten erstellten wir Veränderungskarten auf Punktniveau. Dafür bildeten wir die Veränderung der Anzahl Reviere bzw. Brutpaare pro räumliche Einheit ab. Dies war nur für Arten möglich, bei denen Ort und mittlere Anzahl Brutpaare der einzelnen Kolonien bzw. Brutstandorte bereits in den Jahren 1993–1996 bekannt waren. Oft war der Ort der Vorkommen 1993–1996 mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Nahe gelegene Standorte wurden auf der Punktveränderungskarte zusammengefasst, um dieser Unsicherheit Rechnung zu tragen und um die Karten übersichtlich zu halten. Gewisse auf der Punktkarte separat abgebildete Orte sind daher auf der Punktveränderungskarte nicht einzeln aufgeführt.

Höhendiagramm

Nebst der räumlichen Verteilung wird auch die Verteilung der einzelnen Arten über den Höhengradienten gezeigt. Dazu haben wir die auf den Karten abgebildeten Daten in Abschnitte von 100 Höhenmetern unterteilt. Wir summierten das geschätzte Vorkommen pro Höhenstufe und teilten es dann durch die für die gesamte Schweiz ermittelte Summe des geschätzten Vorkommens für die betreffende Art. So konnten wir für jede Höhenstufe den Anteil an der Gesamtpopulation ermitteln. Diesen Anteil bildeten wir im Höhendiagramm ab.

Für viele Arten konnten wir zusätzlich die Veränderung der Höhenverbreitung darstellen. Dazu berechneten wir für jede Höhenstufe, wie sich der Bestand zwischen 1993–1996 und 2013–2016 verändert hat. Diesen Wert teilten wir dann durch die Summe des aktuellen Bestands (2013–2016). Daraus ergab sich eine relative Veränderung des Bestands pro Höhenstufe als Anteil des Gesamtbestands der Jahre 2013–2016. Diesen Wert bildeten wir auf der rechten Seite des Höhendiagramms ab. Durch dieses Vorgehen ist die Länge der Balken zwischen den zwei Grafiken direkt vergleichbar. Die Höhenverteilung für die Periode 1993–1996 kann einfach ausgelesen werden, indem die Zunahmen vom aktuellen Zustand abgezogen und die Abnahmen dazugezählt werden.

Die Veränderung der Höhenverbreitung konnte nur für Arten dargestellt werden, bei denen die Datengrundlage bereits im Atlas 1993–1996 sehr gut war. In einigen Fällen mussten wir uns daher darauf beschränken, lediglich den aktuellen Zustand der Höhenverbreitung auszuweisen.

Validierung

Die Karten und Höhendiagramme wurden zur Validierung verschiedenen Artexperten vorgelegt. War das Ergebnis nicht zufriedenstellend, versuchten wir die Schätzungen durch eine sinnvolle Auswahl der Umweltvariablen zu verbessern. Wir orientierten uns dabei besonders an den ökologischen Ansprüchen der Art. Liess sich auf diese Weise keine Optimierung erzielen, wurde ein konservativeres Vorgehen gewählt. Konnte für eine Art keine befriedigende Dichtekarte erstellt werden, erstellten wir eine Verbreitungskarte. War die Verbreitungskarte ungenügend, verwendeten wir die Rohdaten und stellten die Verbreitung auf Stufe Atlasquadrat dar. Auf diese Weise gingen wir sowohl für die Abbildung des Zustands 2013–2016 als auch für die Abbildungen der Veränderung seit 1993–1996 vor.

Oft war es für die Modelle schwierig, die Obergrenze der Verbreitung einer Art korrekt zu schätzen, da die Landesfläche und damit auch die Menge der vorhandenen Daten gegen oben stark abnimmt. Nicht zutreffende Schätzungen werden insbesondere im Höhendiagramm sichtbar. In solchen Fällen passten wir die Höhenobergrenze an, oberhalb der die Dichte bzw. die Vorkommenswahrscheinlichkeit manuell auf null gesetzt wurden.

Verwendete Software

Wir bereiteten die Daten in R 3.3.2[12] auf. Für die statistische Auswertung verwendeten wir JAGS 4.2.x[9]. Die Daten für die Punktkarten wurden in QGIS[11] zusammengestellt.

Nicolas Strebel

[1] Bossard et al. (2000); [2] Bundesamt für Landestopografie (2007); [3] Bundesamt für Statistik (2014); [4] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [5] Kammann & Wand (2003); [6] Kéry et al. (2010); [7] MacKenzie et al. (2002); [8] Péron et al. (2011b); [9] Plummer (2016); [10] Press et al. (1996); [11] QGIS Development Team (2017); [12] R Core Team (2016); [13] Rihm & Achermann (2016); [14] Royle (2004); [15] Swisstopo (2005); [16] Wright (1991)

Artenvielfalt pro Kilometer- und pro Atlasquadrat

Wir ermittelten die Artenzahl pro Kilometer- und Atlasquadrat, indem wir die Artenzahl aus den Beobachtungen bzw. den modellierten Schätzungen der einzelnen Arten summierten. Zudem schätzten wir die Veränderung der Artenzahl pro Kilometer- und Atlasquadrat zwischen 1993–1996 und 2013–2016. So konnten wir den Zustand und die Veränderung der Artenvielfalt illustrieren.

Nebst den Verbreitungs- und Dichtekarten für die einzelnen Arten erstellten wir auch Karten, auf denen die Artenzahl sowie deren Veränderung pro Kilometerquadrat oder Atlasquadrat abgebildet sind. Je nach Kartentyp berücksichtigten wir dafür entweder die gemeldeten Beobachtungen (inkl. Meldungen aus den Kartierungen der Kilometerquadrate) oder die für die einzelnen Arten modellierten Karten. Da es für gewisse Arten nicht möglich war, die Veränderung des Vorkommens zu modellieren, konnte je nach Kartentyp nur ein Teil der Brutvogelarten berücksichtigt werden.

Artenzahl pro Kilometerquadrat

Für 128 Arten erstellten wir jeweils eine modellierte Dichte- oder Verbreitungskarte. Bei Arten, deren Verbreitung mit einer Dichtekarte dargestellt wird, wandelten wir die Dichte pro Kilometerquadrat vorgängig mittels der Formel $v = 1 - e^{-N}$ von Wright[1] in eine Vorkommenswahrscheinlichkeit um. Dabei entspricht *N* der geschätzten Revierzahl pro Kilometerquadrat und *v* der daraus abgeleiteten Vorkommenswahrscheinlichkeit.

Für weitere 77 seltene oder in Kolonien brütende Arten wurde basierend auf den Meldungen aus verschiedenen Datenquellen eine Punktkarte erstellt. In diesen Fällen wurde die Vorkommenswahrscheinlichkeit pro Kilometerquadrat entweder gleich 1 oder 0 gesetzt, je nachdem ob im Quadrat ein Vorkommen ausgewiesen wurde oder nicht. Anschliessend summierten wir die ermittelte Vorkommenswahrscheinlichkeit pro Kilometerquadrat über sämtliche 204 Arten, um eine Schätzung der Artenzahl für jedes Kilometerquadrat zu erhalten.

In den Focustexten werden Karten gezeigt, auf denen die Artenzahl pro Kilometerquadrat für eine Gruppe von Arten abgebildet wird (z.B. Wiesenbrüter). Diese Karten wurden ebenfalls nach dem hier beschriebenen Vorgehen erstellt.

Veränderung der Artenzahl pro Kilometerquadrat

Für 97 Arten konnten wir nicht nur für die Periode 2013–2016, sondern auch für die Periode 1993–1996 eine modellierte Dichte- oder Verbreitungskarte erstellen. Dies erlaubte uns, für diese Arten für jedes Kilometerquadrat auch die Veränderung der Vorkommenswahrscheinlichkeit zu ermitteln. Im Fall von Dichtekarten wandelten wir dazu die Dichteschätzungen mittels der vorher erwähnten Formel von Wright[1] vorgängig in eine Schätzung der Vorkommenswahrscheinlichkeit um. Für weitere 21 Arten (v.a. seltene Arten und Koloniebrüter) erstellten wir eine Punktveränderungskarte basierend auf den einzelnen Meldungen aus den beiden Atlasperioden. Somit konnten wir auch für diese Arten jedes Kilometerquadrat ermitteln, in dem sie neu auftraten oder verschwanden. Schliesslich schätzten wir die Veränderung der Artenzahl pro Kilometerquadrat, indem wir die Veränderungen pro Quadrat über alle 118 berücksichtigten Arten summierten.

Für die übrigen Arten liess sich die Veränderung auf Stufe Kilometerquadrat nicht zuverlässig berechnen, da aus den Jahren 1993–1996 keine ausreichende Datengrundlage vorhanden war. Diese Arten konnten somit nicht berücksichtigt werden.

Artenzahl pro Atlasquadrat

Nebst der Artenzahl pro Kilometerquadrat haben wir auch die Artenzahl pro Atlasquadrat abgebildet. Für diese Darstellung haben wir lediglich für jedes Atlasquadrat die Anzahl Arten aufsummiert, sofern Nachweise vorlagen, welche die artspezifischen Aufnahmekriterien erfüllten. Im Gegensatz zur Artenzahl pro Kilometerquadrat basiert die abgebildete Artenzahl pro Atlasquadrat nicht auf modellierten Daten, sondern entspricht der effektiv gefundenen Artenzahl. Da nicht auszuschliessen ist, dass einige Arten übersehen wurden, ist der angegebene Wert als konservatives Minimum zu betrachten.

Veränderung der Artenzahl pro Atlasquadrat basierend auf den modellierten Daten

Wie erwähnt konnten wir das Vorkommen für 97 Arten sowohl für die Periode 2013–2016 als auch für die Periode 1993–1996 modellieren. Basierend darauf konnten wir für jede Art nicht nur die Veränderung pro Kilometerquadrat, sondern auch pro Atlasquadrat schätzen. Dazu ermittelten wir mit Hilfe folgender Formel für beide Perioden die Vorkommenswahrscheinlichkeit pro Atlasquadrat:

$$v.aq = 1 - \prod_{(kq=1)}^{100} (1 - v[kq])$$

v[kq] entspricht dabei der geschätzten Vorkommenswahrscheinlichkeit pro Kilometerquadrat, *v.aq* der Vorkommenswahrscheinlichkeit für das gesamte Atlasquadrat. Im Fall von Dichtekarten wurde die Dichteschätzung pro Kilometerquadrat vorgängig mittels der vorher erwähnten Formel von Wright[1] in eine Schätzung der Vorkommenswahrscheinlichkeit umgewandelt. Enthält ein Atlasquadrat mindestens ein Kilometerquadrat mit hoher Dichte oder mit einer grossen Vorkommenswahrscheinlichkeit, dann liegt die Schätzung für das gesamte Atlasquadrat folglich nahe bei 1 bzw. 100 %. Enthält keines der Kilometerquadrate nennenswerte Vorkommen, so kommt die

Schätzung für das gesamte Quadrat nahe bei 0 zu liegen. Für jede der 97 Arten konnten wir so auch die Differenz der Vorkommenswahrscheinlichkeit zwischen den Perioden 1993–1996 und 2013–2016 berechnen. Für 21 Arten erstellten wir eine Punktveränderungskarte basierend auf den einzelnen Meldungen. Auch für diese Arten konnten wir ermitteln, in welchen Atlasquadraten sie neu nachgewiesen oder nicht mehr gefunden wurden. Schliesslich summierten wir die Veränderungen für jedes Atlasquadrat über alle 118 Arten. So erhielten wir eine Schätzung der Veränderung der Artenzahl pro Atlasquadrat.

Für die übrigen Arten, für die keine Ergebnisse auf Niveau Kilometerquadrat vorlagen, hätten wir die Veränderung des Vorkommens pro Atlasquadrat basierend auf den Meldungen aus den beiden Atlasperioden ermitteln können. Der Beobachtungsaufwand war 2013–2016 im Vergleich zu 1993–1996 allerdings deutlich höher, was die Ergebnisse beeinflusst hat. Daher wurden diese Arten nicht mitberücksichtigt. Wir gehen davon aus, dass wir mit diesem Vorgehen eine recht zutreffende Schätzung für die Zu- oder Abnahme der Artenzahl pro Atlasquadrat erhalten haben.

Nicolas Strebel

[1] Wright (1991)

Liste der Arten und ihre Berücksichtigung beim Erstellen der einzelnen Karten zur Illustration des Zustands 2013–2016 und der Veränderung der Artenvielfalt zwischen 1993–1996 und 2013–2016: 0 = Art nicht berücksichtigt, 1 = Art berücksichtigt, 1+ = mehrere Unterarten und/oder Hybriden zusammengefasst und als eine Art gezählt.

		Zustand 2013–2016		Veränderung zwischen 1993–1996 und 2013–2016		
Deutscher Name	**Wissenschaftlicher Name**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, Rohdaten**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, modelliert**	**Atlasquadrat, Rohdaten**
Wachtel	*Coturnix coturnix*	1	1	1	1	1
Steinhuhn	*Alectoris graeca*	1	1	1	1	1
Jagdfasan	*Phasianus colchicus*	1	1	0	0	1
Rebhuhn	*Perdix perdix*	1	1	1	1	1
Haselhuhn	*Bonasa bonasia*	1	1	1	1	1
Alpenschneehuhn	*Lagopus muta*	1	1	1	1	1
Auerhuhn	*Tetrao urogallus*	1	1	0	0	1
Birkhuhn	*Lyrurus tetrix*	1	1	1	1	1
Schwarzschwan	*Cygnus atratus*	0	0	0	0	0
Höckerschwan	*Cygnus olor*	1	1	0	0	1
Weisswangengans	*Branta leucopsis*	0	0	0	0	0
Kanadagans	*Branta canadensis*	0	0	0	0	0
Graugans	*Anser anser*	1	1	1	1	1
Eiderente	*Somateria mollissima*	1	1	0	0	1
Schellente	*Bucephala clangula*	0	1	0	0	1
Gänsesäger	*Mergus merganser*	1	1	0	0	1
Mittelsäger	*Mergus serrator*	1	1	0	0	1
Nilgans	*Alopochen aegyptiaca*	1	1	0	0	1
Brandgans	*Tadorna tadorna*	1	1	0	0	1
Rostgans	*Tadorna ferruginea*	1	1	0	0	1
Moschusente	*Cairina moschata*	0	0	0	0	0
Brautente	*Aix sponsa*	0	0	0	0	0
Mandarinente	*Aix galericulata*	1	1	0	0	1
Kolbenente	*Netta rufina*	1	1	1	1	1
Tafelente	*Aythya ferina*	1	1	0	0	1
Moorente	*Aythya nyroca*	1	1	0	0	1
Reiherente	*Aythya fuligula*	1	1	1	1	1
Knäkente	*Spatula querquedula*	1	1	0	0	1
Löffelente	*Spatula clypeata*	1	1	0	0	1
Schnatterente	*Mareca strepera*	1	1	0	0	1

		Zustand 2013–2016		Veränderung zwischen 1993–1996 und 2013–2016		
Deutscher Name	**Wissenschaftlicher Name**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, Rohdaten**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, modelliert**	**Atlasquadrat, Rohdaten**
Stockente	*Anas platyrhynchos*	1	1	1	1	1
Bahamaente	*Anas bahamensis*	0	0	0	0	0
Spiessente	*Anas acuta*	0	1	0	0	1
Krickente	*Anas crecca*	1	1	0	0	1
Zwergtaucher	*Tachybaptus ruficollis*	1	1	0	0	1
Rothalstaucher	*Podiceps grisegena*	0	1	0	0	1
Haubentaucher	*Podiceps cristatus*	1	1	0	0	1
Schwarzhalstaucher	*Podiceps nigricollis*	1	1	0	0	1
Strassentaube	*Columba livia*	1	1	0	0	1
Hohltaube	*Columba oenas*	1	1	1	1	1
Ringeltaube	*Columba palumbus*	1	1	1	1	1
Turteltaube	*Streptopelia turtur*	1	1	1	1	1
Türkentaube	*Streptopelia decaocto*	1	1	1	1	1
Ziegenmelker	*Caprimulgus europaeus*	1	1	0	0	1
Alpensegler	*Tachymarptis melba*	1	1	1	1	1
Fahlsegler	*Apus pallidus*	1	1	0	0	1
Mauersegler	*Apus apus*	1	1	1	1	1
Kuckuck	*Cuculus canorus*	1	1	1	1	1
Wasserralle	*Rallus aquaticus*	1	1	0	0	1
Wachtelkönig	*Crex crex*	1	1	0	0	1
Tüpfelsumpfhuhn	*Porzana porzana*	1	1	0	0	1
Kleines Sumpfhuhn	*Zapornia parva*	1	1	0	0	1
Zwergsumpfhuhn	*Zapornia pusilla*	1	1	0	0	1
Teichhuhn	*Gallinula chloropus*	1	1	0	0	1
Blässhuhn	*Fulica atra*	1	1	0	0	1
Weissstorch	*Ciconia ciconia*	1	1	1	1	1
Rohrdommel	*Botaurus stellaris*	0	1	0	0	1
Zwergdommel	*Ixobrychus minutus*	1	1	0	0	1
Nachtreiher	*Nycticorax nycticorax*	1	1	0	0	1
Graureiher	*Ardea cinerea*	1	1	1	1	1
Purpurreiher	*Ardea purpurea*	1	1	1	1	1
Silberreiher	*Ardea alba*	1	1	0	0	1
Seidenreiher	*Egretta garzetta*	1	1	0	0	1
Kormoran	*Phalacrocorax carbo*	1	1	0	0	1
Stelzenläufer	*Himantopus himantopus*	1	1	0	0	1
Mornellregenpfeifer	*Eudromias morinellus*	0	1	0	0	1
Flussregenpfeifer	*Charadrius dubius*	1	1	0	0	1
Kiebitz	*Vanellus vanellus*	1	1	1	1	1
Grosser Brachvogel	*Numenius arquata*	1	1	0	0	1
Uferschnepfe	*Limosa limosa*	0	1	0	0	1
Waldschnepfe	*Scolopax rusticola*	1	1	0	0	1
Bekassine	*Gallinago gallinago*	1	1	0	0	1
Flussuferläufer	*Actitis hypoleucos*	1	1	0	0	1
Lachmöwe	*Larus ridibundus*	1	1	1	1	1
Schwarzkopfmöwe	*Larus melanocephalus*	1	1	1	1	1
Sturmmöwe	*Larus canus*	1	1	0	0	1
Heringsmöwe	*Larus fuscus*	1	1	0	0	1
Mittelmeermöwe	*Larus michahellis*	1	1	1	1	1
Flussseeschwalbe	*Sterna hirundo*	1	1	1	1	1
Küstenseeschwalbe	*Sterna paradisaea*	1	1	0	0	1
Schleiereule	*Tyto alba*	1	1	0	0	1
Sperlingskauz	*Glaucidium passerinum*	1	1	0	0	1
Steinkauz	*Athene noctua*	1	1	1	1	1
Raufusskauz	*Aegolius funereus*	1	1	0	0	1

		Zustand 2013–2016		Veränderung zwischen 1993–1996 und 2013–2016		
Deutscher Name	**Wissenschaftlicher Name**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, Rohdaten**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, modelliert**	**Atlasquadrat, Rohdaten**
Zwergohreule	*Otus scops*	1	1	0	0	1
Waldohreule	*Asio otus*	1	1	0	0	1
Waldkauz	*Strix aluco*	0	1	0	0	1
Uhu	*Bubo bubo*	1	1	0	0	1
Fischadler	*Pandion haliaetus*	0	1	0	0	1
Wespenbussard	*Pernis apivorus*	1	1	1	1	1
Bartgeier	*Gypaetus barbatus*	0	1	0	0	1
Schlangenadler	*Circaetus gallicus*	0	1	0	0	1
Steinadler	*Aquila chrysaetos*	1	1	1	1	1
Rohrweihe	*Circus aeruginosus*	1	1	0	0	1
Kornweihe	*Circus cyaneus*	0	1	0	0	1
Wiesenweihe	*Circus pygargus*	0	1	0	0	1
Sperber	*Accipiter nisus*	1	1	0	0	1
Habicht	*Accipiter gentilis*	1	1	0	0	1
Rotmilan	*Milvus milvus*	1	1	0	0	1
Schwarzmilan	*Milvus migrans*	1	1	1	1	1
Mäusebussard	*Buteo buteo*	1	1	1	1	1
Wiedehopf	*Upupa epops*	1	1	0	0	1
Bienenfresser	*Merops apiaster*	1	1	1	1	1
Eisvogel	*Alcedo atthis*	1	1	0	0	1
Wendehals	*Jynx torquilla*	1	1	1	1	1
Grauspecht	*Picus canus*	1	1	0	0	1
Grünspecht	*Picus viridis*	1	1	1	1	1
Schwarzspecht	*Dryocopus martius*	1	1	1	1	1
Dreizehenspecht	*Picoides tridactylus*	1	1	0	0	1
Mittelspecht	*Leiopicus medius*	1	1	1	1	1
Kleinspecht	*Dryobates minor*	1	1	1	1	1
Weissrückenspecht	*Dendrocopos leucotos*	1	1	0	0	1
Buntspecht	*Dendrocopos major*	1	1	1	1	1
Turmfalke	*Falco tinnunculus*	1	1	1	1	1
Baumfalke	*Falco subbuteo*	1	1	0	0	1
Wanderfalke	*Falco peregrinus*	1	1	0	0	1
Halsbandsittich	*Psittacula krameri*	0	0	0	0	0
Pirol	*Oriolus oriolus*	1	1	1	1	1
Neuntöter	*Lanius collurio*	1	1	1	1	1
Rotkopfwürger	*Lanius senator*	0	1	0	0	1
Alpenkrähe	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	1	1	0	0	1
Alpendohle	*Pyrrhocorax graculus*	1	1	1	1	1
Eichelhäher	*Garrulus glandarius*	1	1	1	1	1
Elster	*Pica pica*	1	1	1	1	1
Tannenhäher	*Nucifraga caryocatactes*	1	1	1	1	1
Dohle	*Corvus monedula*	1	1	1	1	1
Saatkrähe	*Corvus frugilegus*	1	1	1	1	1
Kolkrabe	*Corvus corax*	1	1	1	1	1
Aaskrähe (Raben- oder Nebelkrähe)	*Corvus corone*	1+	1+	1+	1+	1+
Tannenmeise	*Periparus ater*	1	1	1	1	1
Haubenmeise	*Lophophanes cristatus*	1	1	1	1	1
Sumpfmeise	*Poecile palustris*	1	1	1	1	1
Mönchsmeise (Alpen- oder Weidenmeise)	*Poecile montanus*	1+	1+	1+	1+	1+
Blaumeise	*Cyanistes caeruleus*	1	1	1	1	1
Kohlmeise	*Parus major*	1	1	1	1	1
Beutelmeise	*Remiz pendulinus*	1	1	0	0	1
Kurzzehenlerche	*Calandrella brachydactyla*	0	1	0	0	1
Heidelerche	*Lullula arborea*	1	1	1	1	1

		Zustand 2013–2016		Veränderung zwischen 1993–1996 und 2013–2016		
Deutscher Name	**Wissenschaftlicher Name**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, Rohdaten**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, modelliert**	**Atlasquadrat, Rohdaten**
Feldlerche	*Alauda arvensis*	1	1	1	1	1
Haubenlerche	*Galerida cristata*	0	1	0	0	1
Bartmeise	*Panurus biarmicus*	1	1	1	1	1
Zistensänger	*Cisticola juncidis*	1	1	0	0	1
Orpheusspötter	*Hippolais polyglotta*	1	1	0	0	1
Gelbspötter	*Hippolais icterina*	1	1	0	0	1
Mariskenrohrsänger	*Acrocephalus melanopogon*	1	1	0	0	1
Schilfrohrsänger	*Acrocephalus schoenobaenus*	1	1	0	0	1
Sumpfrohrsänger	*Acrocephalus palustris*	1	1	0	0	1
Teichrohrsänger	*Acrocephalus scirpaceus*	1	1	0	0	1
Drosselrohrsänger	*Acrocephalus arundinaceus*	1	1	0	0	1
Rohrschwirl	*Locustella luscinioides*	1	1	0	0	1
Schlagschwirl	*Locustella fluviatilis*	0	1	0	0	1
Feldschwirl	*Locustella naevia*	1	1	0	0	1
Mehlschwalbe	*Delichon urbicum*	1	1	1	1	1
Rauchschwalbe	*Hirundo rustica*	1	1	1	1	1
Felsenschwalbe	*Ptyonoprogne rupestris*	1	1	1	1	1
Uferschwalbe	*Riparia riparia*	1	1	1	1	1
Berglaubsänger	*Phylloscopus bonelli*	1	1	1	1	1
Waldlaubsänger	*Phylloscopus sibilatrix*	1	1	1	1	1
Fitis	*Phylloscopus trochilus*	1	1	1	1	1
Zilpzalp	*Phylloscopus collybita*	1	1	1	1	1
Grünlaubsänger	*Phylloscopus trochiloides*	1	1	0	0	1
Seidensänger	*Cettia cetti*	1	1	0	0	1
Schwanzmeise	*Aegithalos caudatus*	1	1	1	1	1
Mönchsgrasmücke	*Sylvia atricapilla*	1	1	1	1	1
Gartengrasmücke	*Sylvia borin*	1	1	1	1	1
Sperbergrasmücke	*Sylvia nisoria*	1	1	0	0	1
Orpheusgrasmücke	*Sylvia hortensis*	0	1	0	0	1
Klappergrasmücke	*Sylvia curruca*	1	1	1	1	1
Weissbartgrasmücke	*Sylvia cantillans*	0	1	0	0	1
Dorngrasmücke	*Sylvia communis*	1	1	1	1	1
Brillengrasmücke	*Sylvia conspicillata*	0	1	0	0	1
Gartenbaumläufer	*Certhia brachydactyla*	1	1	1	1	1
Waldbaumläufer	*Certhia familiaris*	1	1	1	1	1
Kleiber	*Sitta europaea*	1	1	1	1	1
Mauerläufer	*Tichodroma muraria*	1	1	0	0	1
Zaunkönig	*Troglodytes troglodytes*	1	1	1	1	1
Wasseramsel	*Cinclus cinclus*	1	1	1	1	1
Star	*Sturnus vulgaris*	1	1	1	1	1
Misteldrossel	*Turdus viscivorus*	1	1	1	1	1
Singdrossel	*Turdus philomelos*	1	1	1	1	1
Amsel	*Turdus merula*	1	1	1	1	1
Wacholderdrossel	*Turdus pilaris*	1	1	1	1	1
Ringdrossel	*Turdus torquatus*	1	1	1	1	1
Grauschnäpper	*Muscicapa striata*	1	1	1	1	1
Rotkehlchen	*Erithacus rubecula*	1	1	1	1	1
Rotsterniges Blaukehlchen	*Cyanecula svecica svecica*	1	1	0	0	1
Nachtigall	*Luscinia megarhynchos*	1	1	1	1	1
Zwergschnäpper	*Ficedula parva*	0	1	0	0	1
Trauerschnäpper	*Ficedula hypoleuca*	1	1	1	1	1
Halsbandschnäpper	*Ficedula albicollis*	1	1	0	0	1
Hausrotschwanz	*Phoenicurus ochruros*	1	1	1	1	1
Gartenrotschwanz	*Phoenicurus phoenicurus*	1	1	1	1	1

		Zustand 2013–2016		Veränderung zwischen 1993–1996 und 2013–2016		
Deutscher Name	**Wissenschaftlicher Name**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, Rohdaten**	**Kilometerquadrat**	**Atlasquadrat, modelliert**	**Atlasquadrat, Rohdaten**
Steinrötel	*Monticola saxatilis*	1	1	0	0	1
Blaumerle	*Monticola solitarius*	1	1	0	0	1
Braunkehlchen	*Saxicola rubetra*	1	1	1	1	1
Schwarzkehlchen	*Saxicola torquatus*	1	1	1	1	1
Steinschmätzer	*Oenanthe oenanthe*	1	1	1	1	1
Wintergoldhähnchen	*Regulus regulus*	1	1	1	1	1
Sommergoldhähnchen	*Regulus ignicapilla*	1	1	1	1	1
Alpenbraunelle	*Prunella collaris*	1	1	1	1	1
Heckenbraunelle	*Prunella modularis*	1	1	1	1	1
Haussperling	*Passer domesticus*	1	1+	0	0	1+
Italiensperling	*Passer italiae*	1	1	0	0	1
Feldsperling	*Passer montanus*	1	1	1	1	1
Schneesperling	*Montifringilla nivalis*	1	1	1	1	1
Baumpieper	*Anthus trivialis*	1	1	1	1	1
Wiesenpieper	*Anthus pratensis*	1	1	1	1	1
Bergpieper	*Anthus spinoletta*	1	1	1	1	1
Brachpieper	*Anthus campestris*	1	1	0	0	1
Schafstelze	*Motacilla flava*	1+	1+	0	0	1+
Gebirgsstelze	*Motacilla cinerea*	1	1	1	1	1
Zitronenstelze	*Motacilla citreola*	1	1	0	0	1
Bachstelze	*Motacilla alba*	1	1	1	1	1
Buchfink	*Fringilla coelebs*	1	1	1	1	1
Kernbeisser	*Coccothraustes coccothraustes*	1	1	1	1	1
Karmingimpel	*Carpodacus erythrinus*	1	1	0	0	1
Gimpel	*Pyrrhula pyrrhula*	1	1	1	1	1
Grünfink	*Chloris chloris*	1	1	1	1	1
Bluthänfling	*Linaria cannabina*	1	1	1	1	1
Birkenzeisig	*Acanthis flammea*	1	1	1	1	1
Fichtenkreuzschnabel	*Loxia curvirostra*	1	1	1	1	1
Stieglitz	*Carduelis carduelis*	1	1	1	1	1
Zitronenzeisig	*Carduelis citrinella*	1	1	1	1	1
Girlitz	*Serinus serinus*	1	1	1	1	1
Erlenzeisig	*Spinus spinus*	1	1	1	1	1
Grauammer	*Emberiza calandra*	1	1	1	1	1
Zippammer	*Emberiza cia*	1	1	1	1	1
Ortolan	*Emberiza hortulana*	1	1	0	0	1
Zaunammer	*Emberiza cirlus*	1	1	1	1	1
Goldammer	*Emberiza citrinella*	1	1	1	1	1
Rohrammer	*Emberiza schoeniclus*	1	1	0	0	1

Bestandsschätzungen

Für jede Brutvogelart schätzten wir den Schweizer Bestand für die Jahre 2013–2016. Angegeben wird die Revierzahl oder – bei seltenen Arten und Koloniebrütern – die Anzahl Brutpaare. Verschiedene Vorgehensweisen wurden dabei angewendet. Bei einigen Arten war eine Kompletterhebung möglich, in vielen Fällen basieren die Angaben aber auf Hochrechnungen.

Im Rahmen des Atlas 2013–2016 wurde der aktuelle Brutbestand jeder Brutvogelart geschätzt. Dabei ermittelten wir jeweils eine Unter- und eine Obergrenze der Schätzung. Je nach Art gingen wir unterschiedlich vor und für viele Arten boten sich mehrere Möglichkeiten für eine Bestandsschätzung an. Deshalb basieren die angegebenen Unter- und Obergrenzen meist auf den Ergebnissen verschiedener Methoden, die hier vorgestellt werden.

Kompletterhebung

Bei vielen seltenen Arten und bei Koloniebrütern konnte der Bestand anhand der Meldungen auf www.ornitho.ch oder basierend auf speziellen Erhebungsprojekten ermittelt werden (z.B. Bestandserhebung von Kormoran, Lachmöwe, Flussseeschwalbe oder Saatkrähe). Bei vor allem in Feuchtgebieten vorkommenden Arten wurden die Ergebnisse aus dem «Monitoring Brutvögel in Feuchtgebieten» (MF)[AN1] mit den Meldungen ausserhalb der so abgedeckten Gebiete ergänzt, um auf den Gesamtbestand zu schliessen.

Eine Kompletterhebung konnte für 64 Arten gemacht werden, bei weiteren 22 Arten wurden die Ergebnisse aus gut überwachten Gebieten mit Schätzungen für weniger gut überwachte Gebiete ergänzt. Die angegebene Ober- und Untergrenze entsprechen bei sehr seltenen und bei jährlich überwachten Arten den Brutbeständen des besten bzw. des schlechtesten Jahres innerhalb der Periode 2013–2016. In den übrigen Fällen wird damit die Unsicherheit der Schätzung ausgewiesen.

Hochrechnung der Kartierungsergebnisse

Basierend auf den Kartierungsdaten haben wir vier verschiedene Hochrechnungsverfahren angewendet, die in ihrer Komplexität variieren. Komplexere Methoden berücksichtigen verschiedene Einflussfaktoren, benötigen aber auch eine grosse Menge an Daten, um sämtliche im Modell enthaltenen Parameter schätzen zu können. Einfachere Verfahren erfordern oft weniger Daten, können aber weniger Einflussfaktoren einbeziehen. Die nachfolgend beschriebenen Hochrechnungsverfahren konnten wir für rund 100 Arten anwenden. Wir beschränkten uns üblicherweise nicht auf eine Methode. Vielmehr nutzten wir die aus den verschiedenen Analysen resultierenden Ergebnisse, um eine sinnvolle untere und obere Grenze der Schätzung festzulegen.

1. Als einfachste Art der Hochrechnung teilten wir die Summe aller beim Kartieren gefundenen Reviere durch den Anteil der bei den Kartierungen abgedeckten Landesfläche, um so auf 100 % der Fläche hochzurechnen. Dazu berücksichtigten wir nur die Landesfläche zwischen dem tiefsten und dem höchsten Kartierungsnachweis der Art.
2. Wir werteten die Kartierungsergebnisse mit einer Poisson-Regression aus und rechneten den Bestand auf die ganze Schweiz hoch, in diesem Fall ohne Berücksichtigung der Entdeckungswahrscheinlichkeit, aber mit Berücksichtigung der Umweltvariablen (Details auf S. 68) und der räumlichen Autokorrelation.

   Zwar wurden die einzelnen Kartierflächen so ausgewählt, dass sie das jeweilige Atlasquadrat bezüglich der Lebensräume und der Höhe gut repräsentieren. Dennoch dürften gewisse Habitate und somit auch die darin vorkommenden Arten in der Stichprobe durchaus etwas unter- oder übervertreten sein. Dies kann bei einer einfachen Hochrechnung zu einem systematischen Fehler führen. Durch Berücksichtigung der verschiedenen Umweltvariablen hingegen wird dafür zumindest teilweise korrigiert.
3. Eine weitere Möglichkeit der Bestandsschätzung ist, die auf den Dichtekarten abgebildeten Schätzungen pro Kilometerquadrat über die ganze Schweiz aufzusummieren. Diese Schätzungen basieren auf einem Binomial Mixture Model[14]. Zusätzlich zu den bei der normalen Poisson-Regression berücksichtigten Faktoren (Umweltvariablen und räumliche Autokorrelation) wird dabei auch die Entdeckungswahrscheinlichkeit einbezogen, was meist zu deutlich höheren Bestandsschätzungen führt.
4. Im Rahmen einer Zusammenarbeit mit dem amerikanischen Patuxent Wildlife Research Institute wertete J. Andrew Royle die Kartierungsdaten auch mit einem Spatial-Capture-Recapture-Model aus[15]. Dabei wird nebst den beim Binomial Mixture Model einbezogenen Faktoren auch die Reviergrösse geschätzt und mitberücksichtigt. Das Spatial Capture Recapture Model korrigiert dafür, dass Arten mit kleinen Revieren oder tiefer Entdeckungswahrscheinlichkeit oft nicht gefunden werden, wenn ihre Reviere zwar innerhalb des Kilometerquadrats, aber weit von der Kartierungsroute entfernt liegen. Das Modell korrigiert auch dafür, dass Arten mit grossen Revieren beim Kartieren innerhalb des Quadrats gefunden werden können, auch wenn ihr Reviermittelpunkt ausserhalb liegt. Bei Nichtberücksichtigung kann dies zu einer Überschätzung des Bestands führen.

Hochrechnung via Schätzung der Vorkommenswahrscheinlichkeit

Für knapp 50 Arten berücksichtigten wir nicht nur die Daten aus den Kartierungen, sondern auch die vollständigen Beobachtungslisten und die Einzelmeldungen der bei

der Vogelwarte als freiwillige Mitarbeitende eingeschriebenen Beobachterinnen und Beobachtern (Ornithologischer Informationsdienst ID)[AN1], um mittels Site-Occupancy Model[12] eine Verbreitungskarte zu erstellen. Daraus resultierte eine Schätzung der Vorkommenswahrscheinlichkeit für jedes Kilometerquadrat. Summiert man die Vorkommenswahrscheinlichkeiten über die ganze Schweiz, so erhält man eine Schätzung der Anzahl besetzter Kilometerquadrate. Dieser Wert kann als Basis für folgende Hochrechnungen verwendet werden:

1. Bei Arten mit grossen Revieren multiplizierten wir die geschätzte Anzahl besetzter Kilometerquadrate mit grossräumigen Dichteangaben aus der Literatur. Dieses Vorgehen wendeten wir beispielsweise für Sperber oder Wespenbussard an.
2. Arten mit grossen Revieren können in einem Kilometerquadrat nachgewiesen werden, obwohl ihr Reviermittelpunkt ausserhalb der bearbeiteten Fläche liegt. Theoretisch erweitert dies die bei der Kartierung eines Kilometerquadrats abgedeckte Fläche zusätzlich um den durchschnittlichen Revierradius der Art. Dies kann bei Arten mit grossen Revieren zu einer Überschätzung des Gesamtbestands führen. Wir versuchten, dafür zu korrigieren, indem wir die geschätzte Anzahl besetzter Kilometerquadrate durch $1 + \text{Radius}^2 * \pi + 4 * \text{Radius}$ teilten, was der Fläche des so erweiterten Kilometerquadrats entspricht. Wir verwendeten Literaturangaben zur Festlegung des durchschnittlichen Radius eines Reviers. Dieses Verfahren verwendeten wir zum Beispiel bei Grau- und Kleinspecht.
3. Bei Arten mit kleinen Revieren kann ein Kilometerquadrat durchaus auch mehrere Reviere enthalten. Mit Hilfe der Kartierungsergebnisse ermittelten wir den Zusammenhang zwischen geschätzter Vorkommenswahrscheinlichkeit und Anzahl gefundener Reviere und wandelten so für jedes Kilometerquadrat die geschätzte Vorkommenswahrscheinlichkeit in eine Dichteschätzung um. Die so erhaltenen Dichteschätzungen summierten wir wiederum über die ganze Schweiz. Die auf diese Art ermittelten Werte berücksichtigten wir beispielsweise bei der Bestandsschätzung von Steinhuhn und Wiesenpieper.

Bezeichnung	Berücksichtigte Arten	Referenz
Bodensee-Brutvogelatlas, 2010–2012	alle	AtBo
Atlas des oiseaux nicheurs du canton de Genève	alle	AtGE
Brutvogelatlas des Fürstentums Liechtenstein	alle	AtFL
Les oiseaux nicheurs du canton de Neuchâtel	alle	AtNE
Brutvogelbestände im Kanton Zürich 2008 und Veränderungen seit 1988	alle	AtZH
Les oiseaux nicheurs de la commune de Haut-Intyamon en Gruyère	alle	2
Les oiseaux du Pays-d'Enhaut	alle	3
Die Vogelwelt der Aareebene westlich von Solothurn, 1980–2016	alle	7
Monitoring Grosses Moos BE/FR	Arten des Offenlands	6
Monitoring Landwirtschaftsgebiet Basel-Landschaft	Arten des Offenlands	13
Monitoring Klettgau SH	Arten des Offenlands	11
Monitoring St. Galler Rheintal	Arten des Offenlands	19
Monitoring Grande Cariçaie	Arten der Feuchtgebiete	1
Bestandsaufnahmen Alpenschneehuhn	Alpenschneehuhn	10
Bestandsaufnahmen Birkhuhn	Birkhuhn	10
Monitoring Raufusskauz Westjura	Raufusskauz	9
Monitoring Waldohreule Reussebene AG/ZG/ZH	Waldohreule	4
Monitoring Waldohreule Wauwiler Ebene LU	Waldohreule	5
Populationsstudie Waldohreule westliches Mittelland	Waldohreule	8
Monitoring Habicht Ostschweiz	Habicht	17
Rotmilan-Projekt	Rotmilan	16
Monitoring Baumfalke Kanton Freiburg	Baumfalke	18

Atlas- und Monitoringprojekte, die für die Hochrechnung regionaler Bestandsschätzungen berücksichtigt wurden.

Hochrechnung regionaler Bestandsschätzungen

Für einige Gebiete in der Schweiz mit festgelegtem Perimeter sowie für das Fürstentum Liechtenstein existieren für einzelne Arten, Artengruppen oder sogar für alle vorkommenden Brutvogelarten relativ präzise Schätzungen der Bestandsgrössen. Diese Zahlen wurden im Rahmen spezieller Überwachungsprojekte oder regionaler Atlasprojekte ermittelt. Basierend darauf berechneten wir via Dreisatz eine Bestandsschätzung für die gesamte Schweiz. Dafür verwendeten wir folgende Formel:

$$N_{CH} = N_{reg} / occ_{reg} * occ_{CH}$$

N_{reg} entspricht der Schätzung des regionalen Bestands, occ_{reg} der Summe der mittels Site-Occupancy Model geschätzten Vorkommenswahrscheinlichkeiten innerhalb des Projektperimeters. Occ_{CH} ist die Summe der Vorkommenswahrscheinlichkeiten für die ganze Schweiz. N_{CH} entspricht der so erhaltenen Bestandsschätzung für die ganze Schweiz. Analog verwendeten wir für gewisse Arten anstatt der geschätzten Vorkommenswahrscheinlichkeit die mittels Binomial Mixture Model geschätzte Dichte.

Dieses Vorgehen wendeten wir vor allem bei Arten an, für die keine der übrigen Methoden befriedigende Ergebnisse lieferten. Darunter fallen beispielsweise Habicht oder Waldohreule.

Nicolas Strebel

[1] Antoniazza (2018); [2] Beaud & Beaud (2018); [3] Beaud et al. (1995); [4] Birrer (2001); [5] Birrer (2017); [6] Birrer et al. (2016); [7] Christen (2017b); [8] Henrioux (1999); [9] Henrioux (2017); [10] Isler & Bossert (2015); [11] Jenny (2018); [12] MacKenzie et al. (2002); [13] Martinez & Birrer (2017); [14] Royle (2004); [15] Royle et al. (2011); [16] Scherler (2017); [17] Schlosser & Schlosser (2013); [18] Vigneau & Duc (2001); [19] Willi et al. (2016)

Entwicklung der Artenvielfalt und der Bestände

Anzahl Brutvogelarten

Die Schweiz beherbergte 2013–2016 210 Brutvogelarten. Pro Atlasquadrat (10 × 10 km) wurden zwischen 8 und 140 Arten gefunden. Pro Kilometerquadrat (1 × 1 km) leben in tiefen und mittleren Höhenstufen im Mittel zwischen 40 und 50 Arten, oberhalb der Waldgrenze nimmt diese Zahl deutlich ab.

2013–2016 haben in der Schweiz 210 Arten gebrütet oder zumindest einen Brutversuch gemacht. Weitere 6 Arten brüteten in diesen Jahren im grenznahen Ausland, aber noch innerhalb des Atlasperimeters.

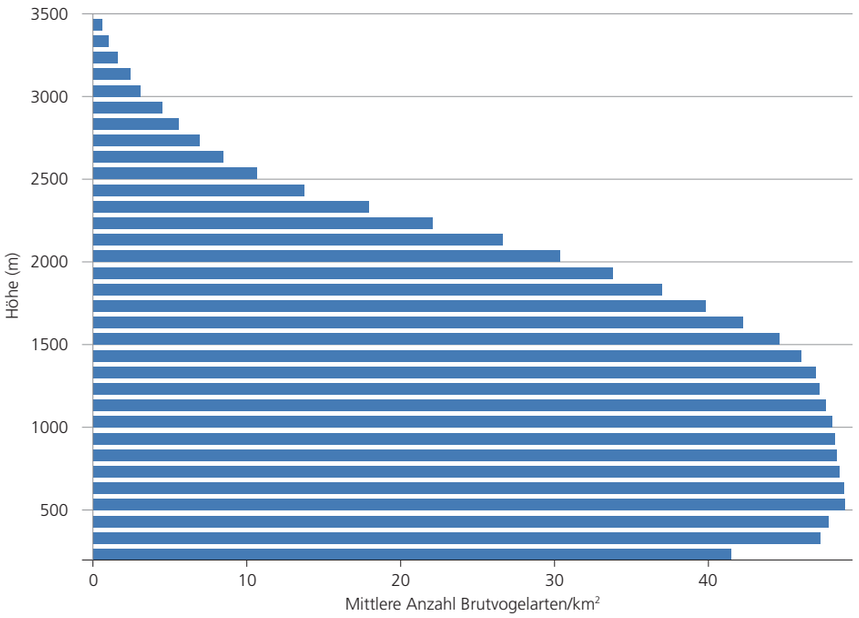
Artenzahl 2013–2016 pro Atlasquadrat

Die Anzahl gefundener Brutvogelarten pro Atlasquadrat (10 × 10 km) variiert von 8 (65/15 Finsteraarhorn) bis 140 (55/13 Vouvry). Die artenreichsten Atlasquadrate sind über die ganze Schweiz verteilt. Es handelt sich in vielen Fällen um Quadrate, die Naturschutzgebiete (meist Feuchtgebiete) enthalten und/oder einen grossen Höhengradienten aufweisen. Neben Atlasquadraten im Rhone- und Rheintal sind Gebiete um den Neuenburger-, Thuner-, Boden-, Zürich- und Langensee besonders artenreich. Im Vergleich der biogeografischen Regionen schneidet der Jura mit durchschnittlich rund 100 Brutvogelarten pro Atlasquadrat am besten ab. Im Mittelland und an der Alpennordflanke wurden im Mittel 97 Arten pro Atlasquadrat gefunden, in den Zentralalpen rund 85 Arten. An der Alpensüdflanke ist das Bild sehr heterogen. Generell nimmt die Artenzahl mit zunehmender Meereshöhe ab. Die Atlasquadrate mit den tiefsten Artenzahlen liegen im Hochgebirge.

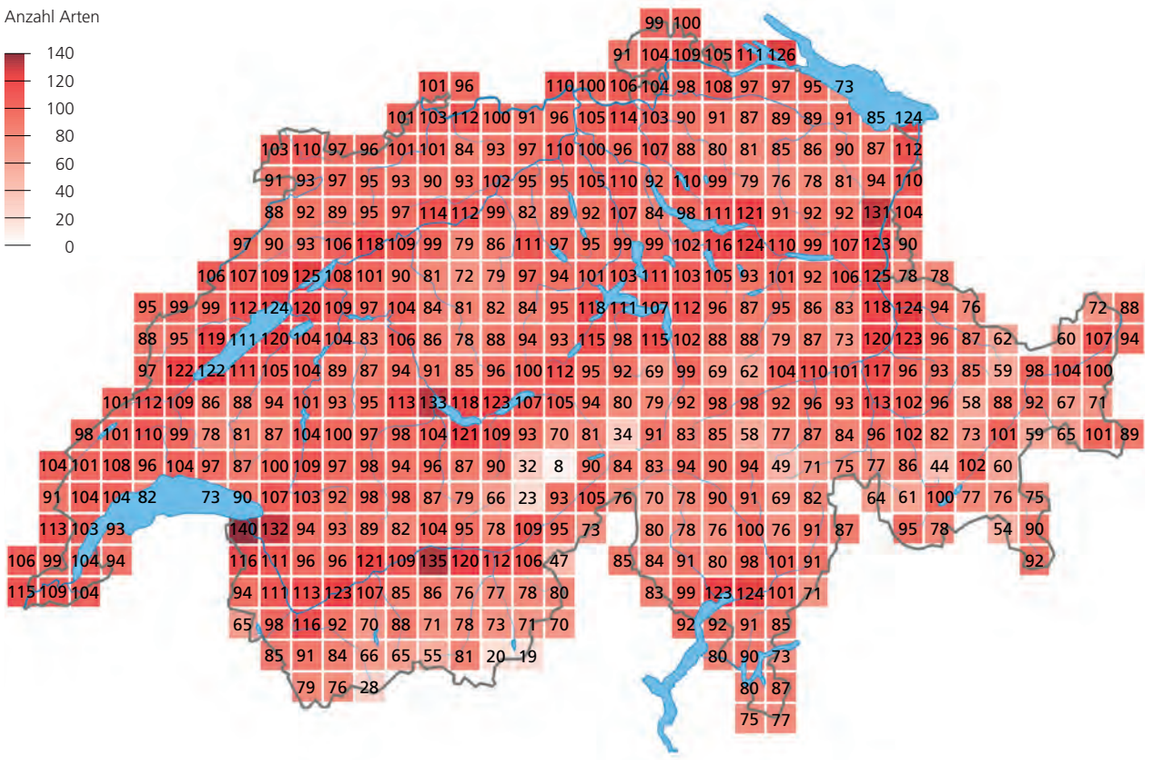
Artenzahl 2013–2016 pro Kilometerquadrat

Die höchsten Artenzahlen pro Kilometerquadrat (1 × 1 km) finden sich in Feuchtgebieten des Flachlands. Basierend auf den modellierten Daten sowie den Punktkarten kommen am Fanel BE/NE rund 70 Brutvogelarten pro Kilometerquadrat vor, andere Feuchtgebiete beherbergen eine ähnlich hohe Zahl an Arten. Weiter finden sich in der Ajoie JU und im Unterengadin GR über 50 Arten pro Kilometerquadrat. Quadrate im Jura und Mittelland beherbergen üblicherweise 40 bis 50 Arten, sofern sie keine Feuchtgebiete enthalten. Im südlichen Tessin ist die Artenzahl pro Kilometerquadrat eher tiefer als im Tiefland nördlich der Alpen. Weiter fallen urbane Zentren wie Zürich oder Basel durch etwas tiefere Artenzahlen im Vergleich zur Umgebung auf. Oberhalb der Waldgrenze nimmt die Artenzahl schnell ab.

Nicolas Strebel



Mittlere Anzahl Brutvogelarten pro Kilometerquadrat in den Jahren 2013–2016, unterteilt nach Höhenstufe. Kilometerquadrate mit 100 % Seefläche wurden nicht berücksichtigt.



Anzahl gefundener Brutvogelarten pro Atlasquadrat (10 × 10 km) in den Jahren 2013–2016.



Anzahl Brutvogelarten pro Kilometerquadrat (1 × 1 km) in den Jahren 2013–2016. Die Karte basiert auf den modellierten Karten für Dichte und Vorkommen sowie auf den Punktkarten. 204 der 210 Brutvogelarten konnten dafür berücksichtigt werden.

Bestände

Zählt man die geschätzte Anzahl Brutpaare bzw. Reviere in der Schweiz über alle Vogelarten zusammen, so kommt man auf etwas über 10 Millionen Paare. Rund die Hälfte der Vögel brütet unter 1000 m. Städtische und waldreiche Gebiete beherbergen am meisten Brutvögel. Die höchsten Brutpaarzahlen pro Kilometerquadrat finden sich in Flächen mit grossen Kolonien.

Basierend auf den Bestandsschätzungen der einzelnen Arten ist davon auszugehen, dass in der Schweiz jährlich gut 10 Millionen Paare brüten oder zumindest ein Revier besetzen. Rund die Hälfte aller Brutpaare geht auf das Konto der zehn häufigsten Arten (Buchfink, Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen, Amsel, Zaunkönig, Haussperling, Tannenmeise, Kohlmeise, Sommer- und Wintergoldhähnchen). Die beiden häufigsten Arten – Buchfink und Mönchsgrasmücke – kommen zusammen auf rund 2 Millionen Paare.

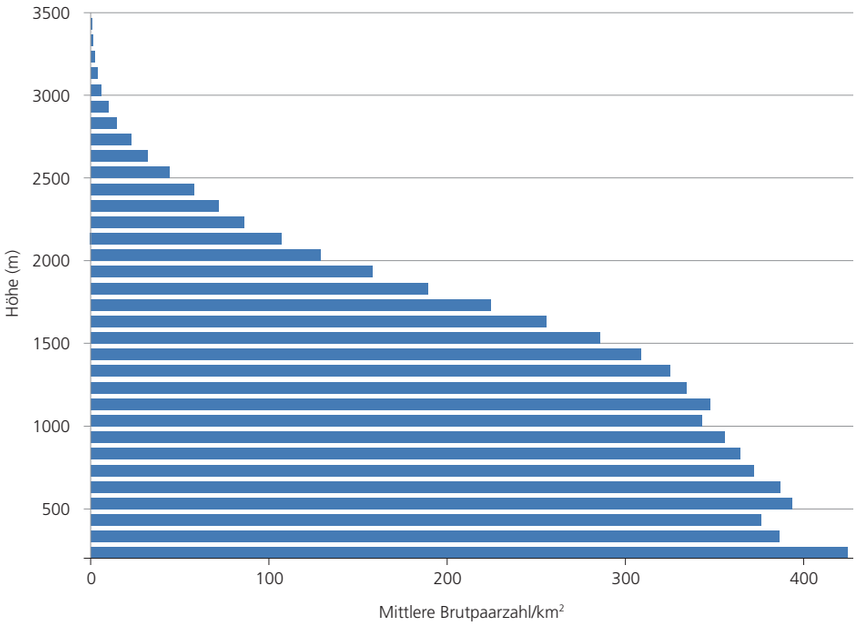
Bestände 2013–2016 pro Atlasquadrat

Basierend auf den Punktkarten sowie den Schätzungen von Dichte und Vorkommen für die einzelnen Arten berechneten wir die Brutpaarzahl pro Atlasquadrat (10 × 10 km). Berücksichtigt wurden nur Atlasquadrate, welche zu mindestens 50 % in der Schweiz (inklusive Liechtenstein) liegen. Die höchsten Bestandsdichten wurden hauptsächlich in siedlungsreichen Atlasquadraten gefunden. Siedlungen beherbergen viele kolonial oder zumindest geklumpt vorkommende Arten wie Saatkrähe, Strassentaube oder Haussperling. Zusammen mit den meist eher hohen Beständen häufiger Singvogelarten kann dies zu ausserordentlichen Brutpaardichten führen. Weiter grenzt die Siedlung in urbanen Zentren oft direkt an den Wald. Kulturland, ein meist eher vogelarmer Lebensraum, ist dort nur wenig vorhanden.

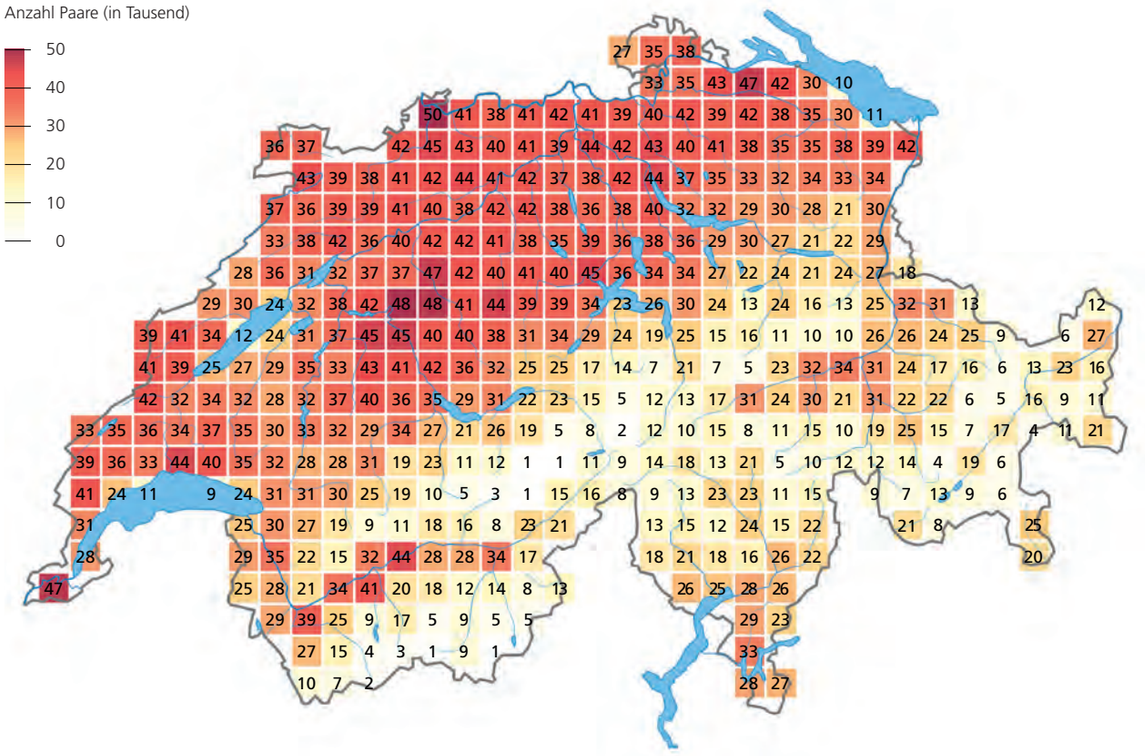
Bestände 2013–2016 pro Kilometerquadrat

Am meisten Brutpaare werden in Kilometerquadraten (1 × 1 km) mit grossen Kolonien (Saatkrähen, Möwen) gefunden. Dies ist beispielsweise in den Städten Basel oder Bern der Fall, am Fanel BE/NE brüten sogar gegen 1000 Paare in einem Kilometerquadrat. Im Allgemeinen hat es in eher tief gelegenen Quadraten mit viel Siedlungs- oder Waldfläche viele Reviere, die Werte gehen bis 500, bisweilen sogar bis 600 Paare/km^2. Oberhalb von 1500 m nehmen die Bestände stark ab, auf 2000 m hat es im Mittel noch gut 100 Paare/km^2. Oberhalb von 3000 m brüten kaum noch Vögel.

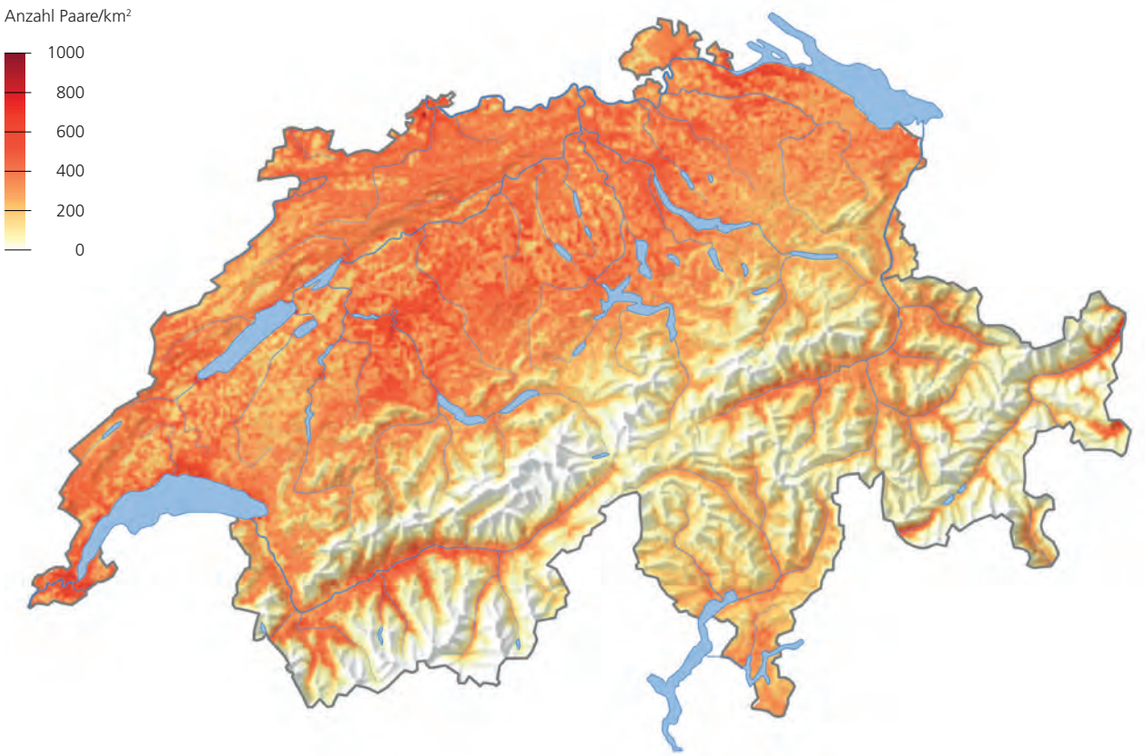
Nicolas Strebel



Mittlere Brutpaarzahl pro Kilometerquadrat 2013–2016, unterteilt nach Höhenstufe.



Geschätzte jährliche Brutpaarzahl pro Atlasquadrat (10 × 10 km) 2013–2016, in Tausend Paaren.



Geschätzte Brutpaarzahl pro Kilometerquadrat (1 × 1 km) 2013–2016.

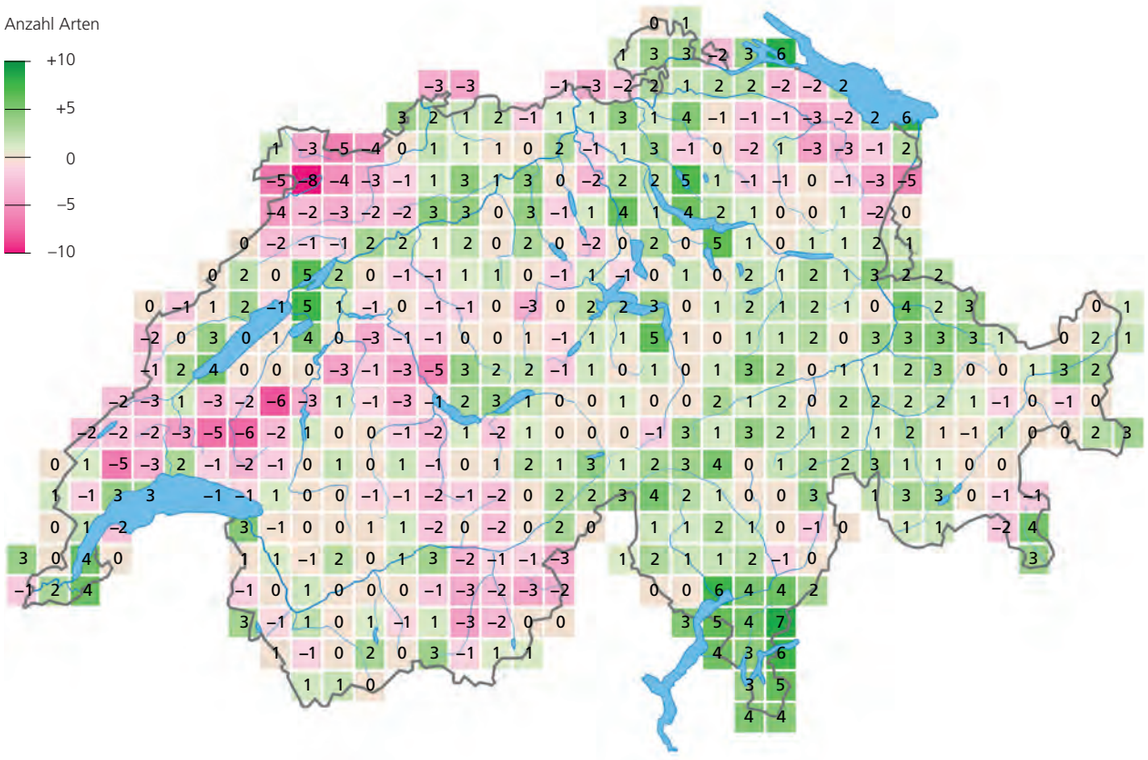
Veränderung der Artenzahl zwischen 1993–1996 und 2013–2016

Es gibt deutliche regionale Unterschiede in der Veränderung der Artenzahl. Über die ganze Schweiz betrachtet ist die Anzahl Brutvogelarten zwischen 1993–1996 und 2013–2016 gestiegen. Ebenfalls leicht zugenommen hat die mittlere Artenzahl pro Atlasquadrat. Auf Stufe Kilometerquadrat halten sich Zu- und Abnahmen in etwa die Waage.

Die regionalen Muster in der Veränderung der Artenzahl zwischen 1993–1996 und 2013–2016 variieren abhängig von der räumlichen Skala beträchtlich. Dies ist nicht weiter verwunderlich, da je nach Skala der Betrachtung (Kilometerquadrat oder Atlasquadrat) andere Entwicklungen das Gesamtbild beeinflussen. Einige Beispiele:

- Die punktuellen, weit auseinanderliegenden neuen Vorkommen des Weissstorchs beeinflussen das Gesamtbild hauptsächlich auf Stufe Atlasquadrat (10 × 10 km).
- Grossflächige Zu- oder Abnahmen wie zum Beispiel der Rückgang des Waldlaubsängers machen sich insbesondere auf Stufe Kilometerquadrat (1 × 1 km) bemerkbar. Solange einige Restvorkommen bleiben, verschwindet die Art auf Niveau Atlasquadrat nicht.
- Wenn ehemals häufige Arten wie die Feldlerche nicht nur abnehmen, sondern grossflächig komplett verschwinden, so macht sich dies auf beiden Skalen bemerkbar.
- Hauptsächlich an Laubbäume gebundene Arten wie die Blaumeise besiedeln in den Alpentälern nach und nach neue Flächen. Dies zeigt sich auf Niveau Kilometerquadrat. Liegen die neuen Flächen abseits der bisherigen Vorkommen, so nimmt auch die Anzahl besetzter Atlasquadrate zu.
- Ein weiteres Phänomen wird weder auf der einen noch auf der anderen Karte sichtbar: Nimmt eine bereits häufige Art weiter zu oder leicht ab (ohne ganz zu verschwinden), so hat dies keinen Einfluss auf die Artenzahl pro Kilometerquadrat oder Atlasquadrat.

Die gezeigten Karten basieren nur auf den Daten der Arten, für die eine modellierte Veränderungskarte (Dichte oder Vorkommen) oder eine Punktveränderungskarte erstellt werden konnte. Arten, deren Veränderung wir nur auf Niveau Atlasquadrat ausweisen, wurden weggelassen. Dies, weil wir davon ausgehen, dass die rund sechsmal höhere Beobachtungsintensität im Vergleich zu 1993–1996 zu einer vollständigeren Erfassung des Artensets der Atlasquadrate geführt hat und somit das Gesamtbild deutlich zu optimistisch ausfallen würde. Bei den modellierten Karten hingegen konnten wir für die Zunahme des Beobachtungsaufwands korrigieren. Auch die Punktveränderungskarten sind nicht von dieser Zunahme beeinflusst, da nur Arten berücksichtigt wurden,



Veränderung der Artenzahl pro Atlasquadrat (10 × 10 km) zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Als Basis für die Karte dienen die modellierten Veränderungskarten und die Punktveränderungskarten der einzelnen Arten; dabei konnten 118 der 210 Brutvogelarten berücksichtigt werden.



Veränderung der Artenzahl pro Kilometerquadrat (1 × 1 km) zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Als Basis für diese Abbildungen dienen die modellierten Veränderungskarten und die Punktveränderungskarten der einzelnen Arten; dabei konnten 118 der 210 Brutvogelarten berücksichtigt werden.

deren Brutstandorte bereits 1993–1996 vollständig erfasst worden waren. Die hier abgebildeten Ergebnisse sollten also nicht durch den höheren Beobachtungsaufwand beeinflusst sein.

Veränderung der Artenzahl in der Schweiz

2013–2016 wurden in der Schweiz netto 13 Brutvogelarten mehr gefunden als 1993–1996. 17 Arten, welche 1993–1996 nicht in der Schweiz brüteten, wurden 2013–2016 als Brutvögel registriert. Es handelt sich dabei um Kormoran, Brandgans, Purpurreiher, Silberreiher, Seidenreiher, Bartgeier, Schlangenadler, Zwergsumpfhuhn, Mornellregenpfeifer, Stelzenläufer, Küstenseeschwalbe, Mariskenrohrsänger und Grünlaubsänger sowie die Gefangenschaftsflüchtlinge Weisswangengans, Kanadagans, Moschusente und Bahamaente; bei Seidenreiher und Stelzenläufer blieb es allerdings bei einem Brutversuch. Nicht mehr in unserem Land brüteten Nachtreiher, Grosser Brachvogel, Orpheusgrasmücke und Rotkopfwürger.

Veränderung der Artenvielfalt pro Atlasquadrat

Die Veränderungen pro Atlasquadrat zwischen 1993–1996 und 2013–2016 variieren zwischen Verlusten von 8 Arten und Gewinnen von 6 Arten. Über die ganze Schweiz betrachtet wurde im Mittel eine Zunahme von rund 0,5 Arten pro Atlasquadrat festgestellt.

Auffällig ist der Anstieg der Artenzahl auf Niveau Atlasquadrat im Tessin. Er wird hauptsächlich getrieben durch das neue Auftreten einiger Arten, die in der restlichen Schweiz bereits weit verbreitet waren. Es handelt sich dabei beispielsweise um Stockente, Türkentaube oder Elster. Ebenfalls zugenommen hat die Artenzahl in einigen Gebieten des Mittellands. In den meisten Fällen handelt es sich dabei um Atlasquadrate, die Feuchtgebiete enthalten oder an Gewässer grenzen. So traten in diesen Atlasquadraten beispielsweise Gänsesäger, Kolbenente, Mittelmeermöwe oder Nachtigall neu auf. Zudem kamen in einigen Atlasquadraten im Mittelland Mittelspecht und Schwarzkehlchen sowie Koloniebrüter wie Alpensegler oder Saatkrähe neu dazu. Auch an der östlichen Alpennordflanke fallen einige Atlasquadrate mit Zunahmen auf. Diese wurden beispielsweise von Reiherente, Hohltaube oder Zippammer neu besiedelt, im Talboden auch vom Weissstorch.

Die markantesten Rückgänge der Artenzahl pro Atlasquadrat wurden in landwirtschaftlich geprägten Gebieten

der Westschweiz festgestellt. In der Westschweiz und auch in der Bodenseeregion kommen die Abnahmen vor allem durch das weiträumige Verschwinden von Arten des Kulturlands wie Kiebitz, Feldlerche, Braunkehlchen oder Grauammer zustande. In vielen anderen Atlasquadraten des Mittellands gingen diese Brutvogelarten schon vor 1993–1996 verloren. Auch im Oberwallis hat die Artenzahl pro Atlasquadrat etwas abgenommen. Hier scheinen mehrere bereits 1993–1996 seltene Arten grossräumig verschwunden zu sein, darunter Grauschnäpper, Kernbeisser und Grauammer.

Veränderung der Artenzahl pro Kilometerquadrat

Über die ganze Schweiz betrachtet hat sich die mittlere Artenzahl pro Kilometerquadrat zwischen 1993–1996 und 2013–2016 kaum verändert. Regional gibt es jedoch deutliche Unterschiede. Auffallend sind die Zunahmen im Tessin und in Teilen Graubündens sowie die Rückgänge im westlichen Mittelland und in Teilen des Oberwallis, die auch auf Niveau Atlasquadrat sichtbar sind. Auf Niveau Kilometerquadrat hat die Artenzahl zudem in weiten Teilen der Nordschweiz sowie in den östlichen Nordalpen abgenommen.

Zu den Verlusten der Artenzahlen beigetragen haben vor allem die Rückgänge verbreiteter Vertreter der Gruppe der insektenfressenden Langstreckenzieher, beispielsweise Waldlaubsänger und Grauschnäpper. Weiter haben verschiedene Arten des Offenlands deutlich an Terrain eingebüsst, unter anderem Neuntöter und Braunkehlchen. Schliesslich sind auffällig viele Vertreter der Finken lokal zurückgegangen oder verschwunden, darunter Arten mit doch sehr unterschiedlichen Lebensraumansprüchen wie Gimpel, Bluthänfling und Zitronenzeisig. Die Zunahmen kommen unter anderem dadurch zustande, dass sich häufige Waldarten wie Meisen oder Drosseln in höhere Lagen ausgebreitet haben. Weiter haben einige Arten wie beispielsweise Ringeltaube oder verschiedene Rabenvögel grossflächig neue Gebiete besiedelt. Der Bestandsanstieg von Stockente und Elster im Tessin schliesslich macht sich nicht nur auf Stufe Atlasquadrat, sondern auch auf Stufe Kilometerquadrat bemerkbar. Zudem zeigen im Tessin auch andere in der übrigen Schweiz häufige Arten wie beispielsweise die Singdrossel eine Zunahme der Verbreitung auf Stufe Kilometerquadrat.

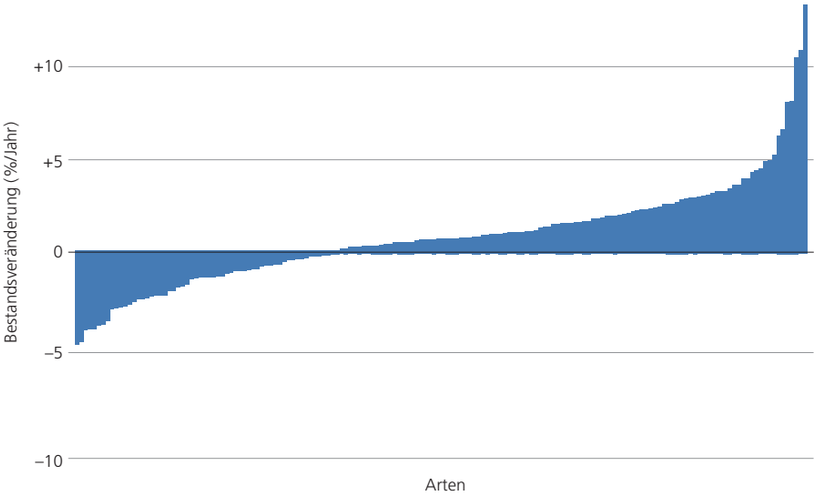
Nicolas Strebel

Bestandstrends zwischen 1993–1996 und 2013–2016

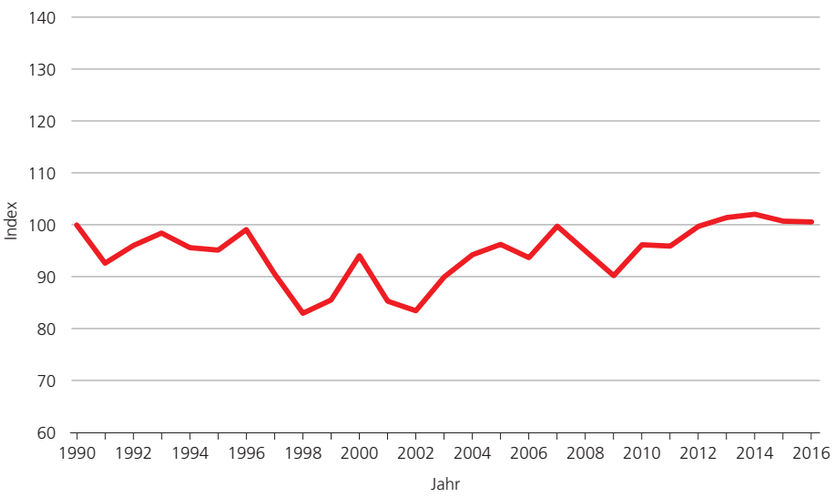
Bei den Bestandstrends der einzelnen Brutvogelarten überwiegen zwischen 1993–1996 und 2013–2016 die positiven Entwicklungen. Gleichzeitig stieg auch der Swiss Bird Index SBI® leicht an.

Für 174 regelmässige Brutvogelarten wird seit 1990 ein Brutbestandsindex berechnet [1, 2, 3]. Basierend darauf ermittelten wir die relative Veränderung des Brutbestands zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Die positiven Trends überwiegen. Bei zwei Drittel der Arten findet man eine Zunahme, bei einem Drittel eine Abnahme. Rund 40 % der Arten zeigen einen Anstieg der Brutbestände um mehr als 1 % pro Jahr, bei rund 20 % der Arten sinken die Bestände um mehr als 1 % pro Jahr. Der Median der Veränderung pro Art liegt bei + 0,6 % pro Jahr.

Auch der Swiss Bird Index SBI® – eine Zusammenfassung der einzelnen Brutbestandsindizes – stieg im entsprechenden Zeitraum leicht an [1]. Ebenso hat die gesamte Anzahl Reviere zwischen 1993–1996 und 2013–2016 deutlich zugenommen, unter anderem beeinflusst durch die positive Entwicklung einiger bereits 1993–1996 häufiger Arten.



Durchschnittliche jährliche Veränderung des Brutbestands von regelmässigen Brutvogelarten zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Jede Art ist mit einem Balken dargestellt, der deren mittlere Bestandsveränderung pro Jahr angibt.



Der kombinierte Brutbestandsindex aller 174 regelmässiger Brutvogelarten (Swiss Bird Index SBI®) ist zwischen 1993–1996 und 2013–2016 leicht gestiegen.

Unterschiede im Vergleich zu den bisherigen Bestandsschätzungen

Bei gewissen Arten ist die in diesem Atlas aufgeführte Bestandsschätzung höher als jene des Atlas 1993–1996, obwohl der Bestand laut Brutbestandsindex abgenommen hat. Dies hat mit methodischen Veränderungen bei der Ermittlung des Brutbestands zu tun. Die letzte Aktualisierung der Bestandszahlen fand 2013/2014 statt; als Grundlage dienten aber in vielen Fällen weitaus ältere Schätzungen. Verbesserte methodische Möglichkeiten sowie die ausgezeichnete Datengrundlage des Atlas 2013–2016 erlauben uns, die Brutbestände sowie die Unsicherheit der Schätzung zutreffender zu ermitteln. Die neuen Methoden ermöglichten insbesondere, für nicht perfekte Entdeckbarkeit (z.B. übersehene Vögel) und nicht einsehbare Bereiche der Aufnahmefläche zu korrigieren. Entsprechend wurden die Bestandsschätzungen für einige Arten nach oben korrigiert. Um sich ein Bild über die Entwicklung der Brutbestände zu machen sollte daher auf einen direkten Vergleich der Bestandsangaben von 1993–1996 und 2013–2016 verzichtet werden. Für eine zutreffende Aussage zur Bestandsentwicklung dient vielmehr der ebenfalls im Atlas abgebildete Brutbestandsindex der jeweiligen Art.

Nicolas Strebel

[1] Sattler et al. (2017e–h); [2] Zbinden et al. (2005a); [3] Zbinden et al. (2005b)

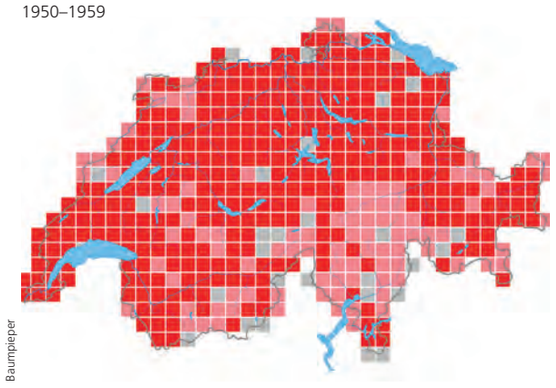
Erläuterungen zu den Art- und Focustexten

Artauswahl

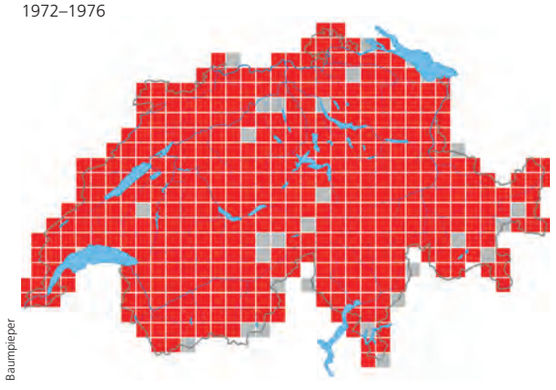
Alle Vogelarten, die seit 1950 regelmässig in der Schweiz gebrütet haben (d.h. in mindestens 9 von 10 aufeinanderfolgenden Jahren), werden auf den folgenden Seiten auf einer Doppelseite behandelt. Arten mit weniger als rund 25 Paaren, unregelmässig oder ausnahmsweise brütende Arten mit einem Brutnachweis 2013–2016 sowie nach 1950 in der Schweiz ausgestorbenen Arten, die früher regelmässig gebrütet haben, werden indes nur auf einer Seite dargestellt. Im Anhang schliesslich werden folgende Arten vorgestellt:

1. Arten, von denen 2013–2016 Meldungen mit Brutverdacht vorliegen, ohne dass aber ein Brutnachweis gelang;
2. Arten, die im Atlasperimeter seit 1800 mindestens einmal gebrütet haben, jedoch nicht 2013–2016;
3. Gefangenschaftsflüchtlinge, die zwischen 1997 und 2017 mindestens einmal im Atlasperimeter gebrütet haben.

Die Systematik und die englischen Namen folgen BirdLife International[1]. Die Namen in den anderen Sprachen entsprechen der Liste von Volet[2].



Baumpieper



Baumpieper

Atlasquadratkarte

Die Verbreitung einer Art in den vier Atlasperioden 1950–1959, 1972–1976, 1993–1996 und 2013–2016 wird mit vier Karten illustriert. Dabei sind die Atlasquadrate (Flächen von 10 × 10 km) folgendermassen gefärbt:

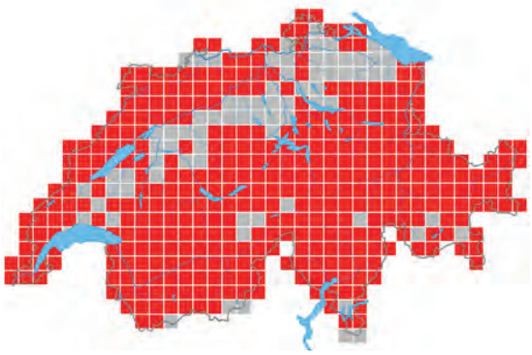
Rot: Besetztes Atlasquadrat, für das mindestens ein gültiger Nachweis gemäss den Aufnahmekriterien der entsprechenden Atlasperiode vorliegt; die Aufnahmekriterien für den Zeitraum 2013–2016 finden sich auf S. 54. Zu beachten ist, dass im Atlas 1972–1976 unter anderem für Entenvögel und Koloniebrüter weniger strenge Kriterien galten als in den drei anderen Atlanten. Um diesen methodischen Unterschied zu berücksichtigen, wurden die besetzten Atlasquadrate von 34 Arten für die Jahre 1972–1976 gemäss den aktuell gültigen Aufnahmekriterien ausgewiesen, stimmen also nicht mit den damals publizierten überein (Gänsesäger, Kolbenente, Tafelente, Reiherente, Knäkente, Löffelente, Schnatterente, Krickente, Schwarzhalstaucher, Alpensegler, Nachtreiher, Graureiher, Purpurreiher, Flussregenpfeifer, Kiebitz, Flussuferläufer, Mittelmeermöwe, Steinadler, Rohrweihe, Wiesenweihe, Wiedehopf, Rotkopfwürger, Dohle, Saatkrähe, Beutelmeise, Zistensänger, Schilfrohrsänger, Uferschwalbe, Seidensänger, Orpheusgrasmücke, Braunkehlchen, Schwarzkehlchen, Schafstelze, Erlenzeisig).

Rosa: In der Atlasperiode 1950–1959 wurden manche Atlasquadrate vor allem im Alpenraum und im Jura kaum besucht bzw. es lagen dazu kaum Informationen vor. Daher wurden Atlasquadrate im «Historischen

Brutvogelatlas»[AtCH0] als «ungenügend bearbeitet» klassiert, wenn die Anzahl nachgewiesener Brutvogelarten geringer war als die Hälfte der mittleren Artenzahl von 1972–1976 und 1993–1996. Vor allem bei den häufigen Arten, die damals kaum gemeldet worden sind, wurden ungenügend bearbeitete Atlasquadrate 1950–1959 rosa gefärbt, wenn sie 1972–1976 besetzt waren. Bei diesen Arten wurde also angenommen, dass diese Atlasquadrate auch früher schon besetzt waren. Im Vergleich zu den im Buch «Die Brutvögel der Schweiz»[BCH] relativ detaillierten Beschreibungen der Verbreitung der Brutvögel um 1950 ergeben sich durch diese Anpassungen keine Unstimmigkeiten. In etlichen Fällen fehlen aber Nachweise auch in den eigentlich genügend bearbeiteten Atlasquadraten, obwohl die Art damals anwesend war. Die Atlasquadratkarten 1950–1959 dürften daher die tatsächliche Verbreitung bei einigen Arten eher unterschätzen bzw. zu lückenhaft abbilden.

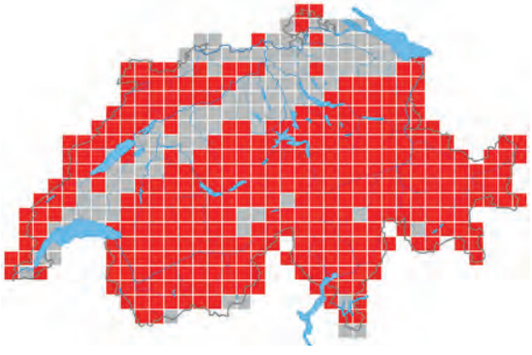
Grau: Nicht besetztes Atlasquadrat, d.h. keine Meldung der Art in diesem Atlasquadrat vorhanden, welche die Aufnahmekriterien erfüllt hätte.

1993–1996



Baumpieper

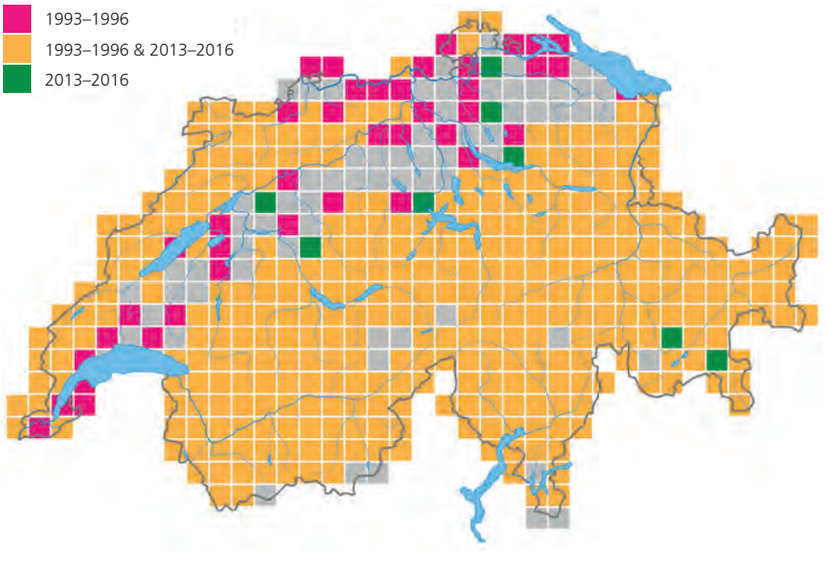
2013–2016



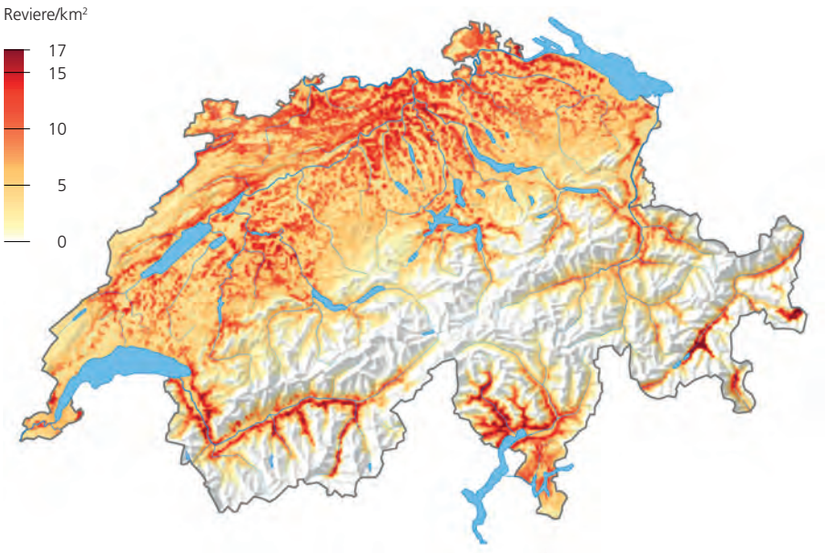
Baumpieper

Vergleichskarte auf Stufe Atlasquadrat

Sie zeigt die Verbreitung 2013–2016 verglichen mit jener von 1993–1996. Atlasquadrate mit Nachweisen nur in den Jahren 2013–2016 sind grün gefärbt, bestätigte Atlasquadrate mit Nachweisen 1993–1996 und 2013–2016 strohgelb. Nicht mehr bestätigte, verwaiste Atlasquadrate, für die 1993–1996 noch Nachweise vorgelegen hatten, sind violett dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass die Bearbeitungsintensität von Atlas zu Atlas zugenommen hat, auch zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Daher kann eine Zunahme der besetzten Atlasquadrate nicht ohne weiteres mit einer Arealausweitung gleichgesetzt werden.



Baumpieper



Kleiber

Dichtekarte

Sie wird für verbreitete Arten gezeigt und basiert ausschliesslich auf den Kartierungsergebnissen 2013–2016 in den 2318 Kilometerquadraten. Dargestellt ist die Anzahl Reviere pro km², modelliert in Abhängigkeit eines Sets von Umweltvariablen (z.B. Meereshöhe, Waldanteil), der räumlichen Autokorrelation (berücksichtigt den Umstand, dass nah beieinander liegende Flächen tendenziell ähnlichere Dichten aufweisen) sowie der Entdeckungswahrscheinlichkeit der Vogelart (d.h. der Wahrscheinlichkeit, dass ein anwesender Vogel bei der Kartierung auch tatsächlich gefunden wird).

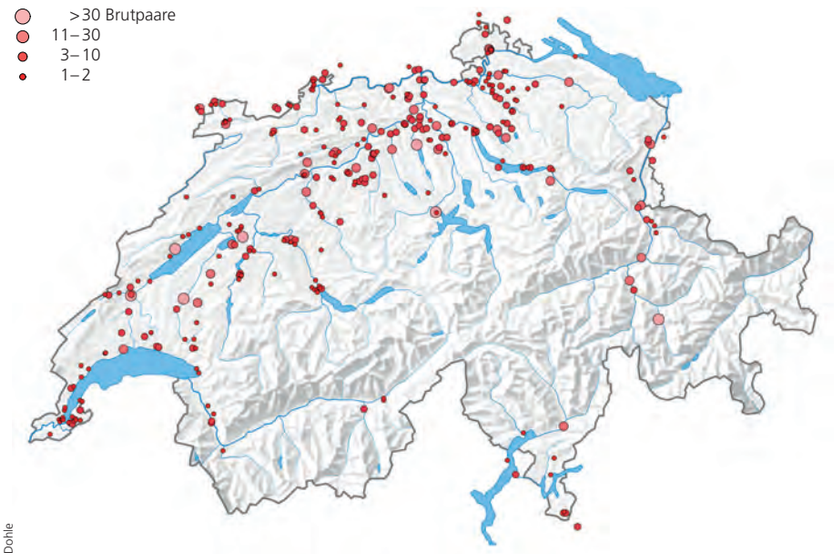
Für alle Dichtekarten wurden dieselben Farben verwendet, jedoch variiert die Skala von Art zu Art. Deshalb sind Vergleiche der Dichtekarten verschiedener Arten vorsichtig zu interpretieren (Details auf S. 68).



Schwarzkehlchen

Verbreitungskarte

Das Vorkommen spärlich verbreiteter Arten wird mit modellierten Karten dargestellt. Die Verbreitungskarte zeigt pro km², mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Art dort 2013–2016 tatsächlich als Brutvogel auftrat; beträgt der Wert für ein Kilometerquadrat 0,5 heisst das, dass dort die Art mit einer Wahrscheinlichkeit von 50 % als Brutvogel vorkam. Die Verbreitungskarte stellt also nicht direkt die Häufigkeit einer Art pro km² dar, sondern die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Verwendet wurden neben den Kartierungen in den Kilometerquadraten auch weitere Meldungen. Modelliert wurde das Vorkommen einer Art in Abhängigkeit desselben Sets von Umweltvariablen wie bei den Dichtekarten. Ebenso wurden die räumliche Autokorrelation und die Entdeckungswahrscheinlichkeit der Vogelart berücksichtigt (Details auf S. 69).



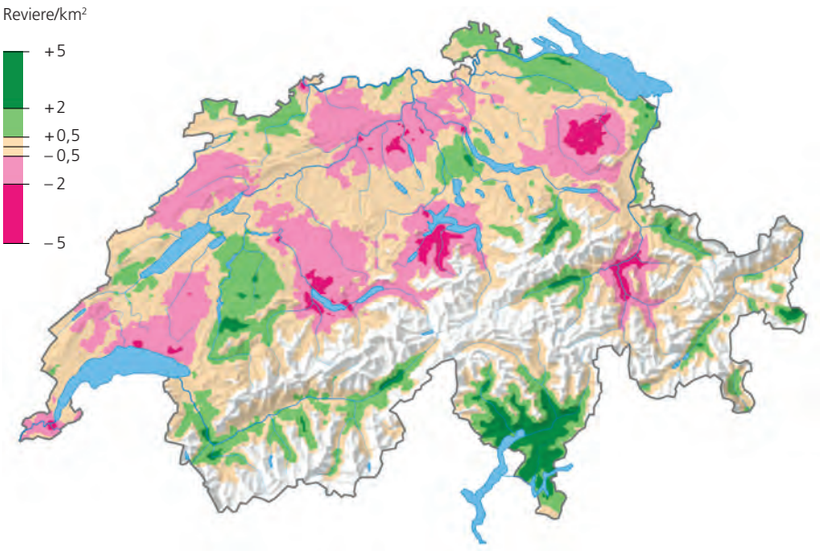
Dohle

Punktkarte

Bei Koloniebrütern und eher seltenen Arten werden die Beobachtungen 2013–2016 zu Kolonien oder Revieren zusammengefasst und in verschiedenen Grössenklassen dargestellt. Dabei handelt es sich um tatsächliche Nachweise und nicht um modellierte Werte. Wegen Bearbeitungslücken oder weil die Art übersehen wurde, kann die Punktkarte deshalb unvollständig sein (Details auf S. 71).

Dichteänderungskarte

Für die meisten Arten mit einer Dichtekarte wird auch eine Dichteänderungskarte gezeigt. Sie stellt die Veränderung der Anzahl Reviere pro km² zwischen 1993–1996 und 2013–2016 dar. Hierzu wurden die Kartierungsergebnisse 1993–1996 und 2013–2016 mit derselben Methode modelliert. Die Differenz der Dichten der beiden Atlasperioden ergab die Dichteänderungskarte (Details auf S. 69).



Kleiber

Verbreitungsänderungskarte

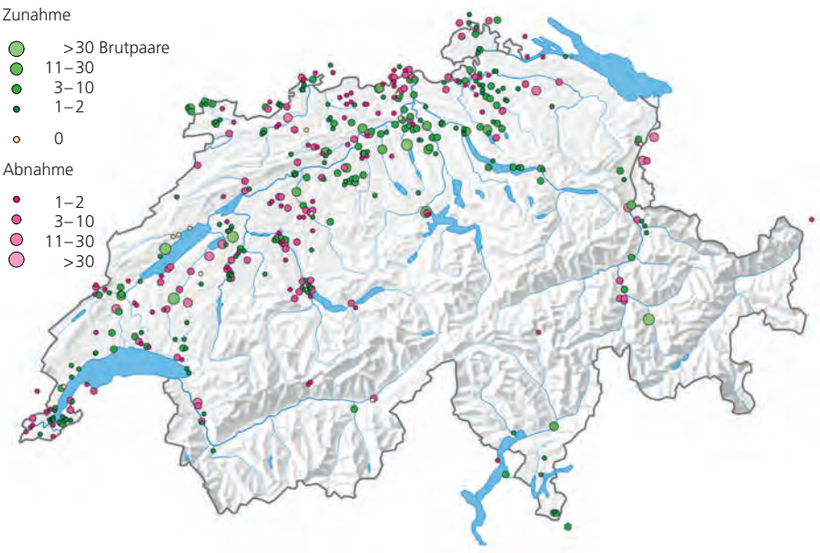
Für viele Arten mit einer Verbreitungskarte wurde auch eine Verbreitungsänderungskarte erstellt. Dargestellt ist hier die Veränderung der Vorkommenswahrscheinlichkeit pro km² zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Hierbei gilt es ebenfalls zu beachten, dass nicht direkt die Häufigkeitsänderung einer Art dargestellt wird, sondern die veränderte Vorkommenswahrscheinlichkeit (Details auf S. 70).



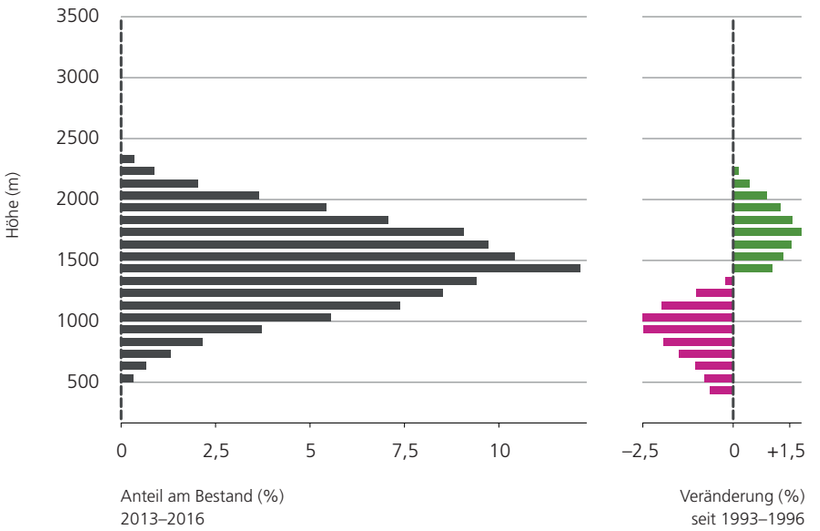
Schwarzkehlchen

Punktveränderungskarte

Bei Koloniebrütern und einigen weiteren Arten wird die Anzahl Brutpaare oder Reviere 1993–1996 und 2013–2016 miteinander verglichen und die Differenz in der Karte dargestellt. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass für diese Darstellung die Kolonien im Umkreis von meist 2–3 km zusammengefasst worden sind. Dies deshalb, weil sich der Standort einer Kolonie über die Jahre verschieben kann, es sich aber um dieselbe Kolonie handelt (Details auf S. 71).



Dohle

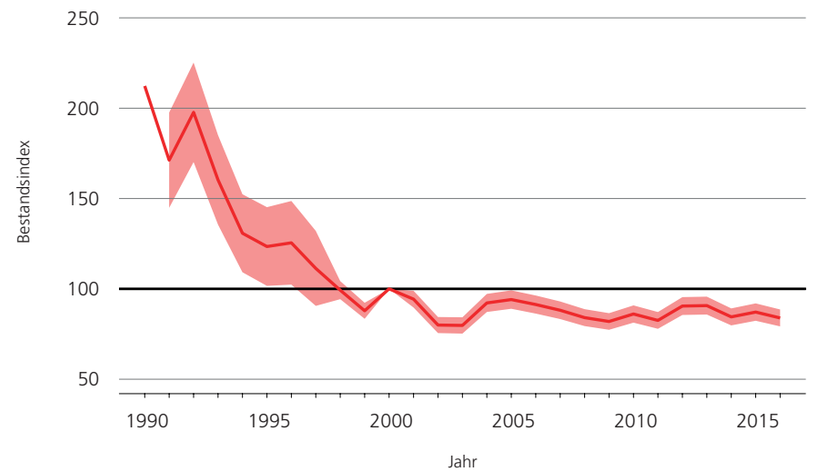


Baumpieper

Höhendiagramm

Aus den Modellierungen für die Dichte- bzw. Verbreitungskarten sowie den Revier- und Koloniestandorten der Punktkarten wurde für 2013–2016 pro Art die Höhenverbreitung berechnet. Dargestellt in Schwarz ist der prozentuale Bestandsanteil pro 100 m Höhenstufe.

Rechts daneben ist bei vielen Arten die prozentuale Veränderung der Höhenverbreitung von 1993–1996 bis 2013–2016 illustriert. Wenn der Anteil am Bestand pro 100 m Höhenstufe zugenommen hat, ist der Balken grün gefärbt und weist nach rechts. Ist der Anteil kleiner geworden, dann zeigt der violett gefärbte Balken nach links. Die Skala ist in beiden Grafiken identisch. Die Verteilung 1993–1996 kann also aus dem Diagramm abgeleitet werden, indem die violetten Balken zu den schwarzen addiert bzw. die grünen Balken von den schwarzen abgezogen werden (Details auf S. 71).



Baumpieper

Bestandsindex

Für 174 Arten, die seit 1990 mindestens einmal zu den regelmässigen Brutvögeln gezählt haben (d.h. sie haben in mindestens 9 von 10 aufeinanderfolgenden Jahren gebrütet) und für welche die nötigen Datengrundlagen vorhanden sind, wird der Trend in der Regel seit 1990 angegeben. Neben dem Trend wird auch der Standardfehler der Schätzung als hellrote Fläche abgebildet. Basiert der Trend auf exakten Zählungen, fehlt der Standardfehler. Als Basisjahr (mit dem Indexwert 100) wurde 2000 festgelegt. Für Weissrückenspecht, Halsbandschnäpper und Italiensperling kann wegen fehlender Daten kein Index berechnet werden. Eingeführte Arten bleiben unberücksichtigt (z.B. Jagdfasan, Höckerschwan, Rostgans).

Arttext

Beschrieben werden die Verbreitung in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein, die Höhenverbreitung (möglichst mit Angabe der höchsten Brutnachweise bzw. Brutzeitbeobachtungen; m = Meter über Meer), besiedelte Lebensräume sowie der Vergleich der Verbreitung, der Dichte und der Höhenverbreitung 1993–1996 und 2013–2016. Für einzelne Arten werden neuere Angaben zur Siedlungsdichte aus der Literatur aufgeführt, die auf mehr oder weniger kleinflächigen Aufnahmen in meist sehr günstigen Habitaten basieren. Manchmal werden auch die Höchstwerte aus den Kartierungen 2013–2016 genannt; diese sind jeweils in einem Kilometerquadrat erhoben worden, in dem aber – im Gegensatz zu den Siedlungsdichteangaben – meist nicht nur das optimale Habitat der betreffenden Art vorhanden war. Ebenfalls diskutiert werden der Bestandstrend und die möglichen Gründe für die festgestellte Entwicklung. Am Schluss finden sich allfällige Verweise auf Focustexte, in denen die betreffende Art ebenfalls Erwähnung findet.

Focustext

Die Focustexte bezwecken, übergeordnete Themen kompakt zu beleuchten und in einen Zusammenhang mit den Ergebnissen des Atlas zu bringen. Sie finden sich bei einer der darin behandelten Arten eingestreut zwischen den Arttexten und sind in folgende Themengruppen eingeteilt: Wald, Gewässer und Feuchtgebiete, Berge und alpine Lebensräume, Landwirtschaftsgebiet, Siedlungsraum, Freizeitverhalten des Menschen, Klima, Bedrohungen und Vogelschutz, Verbreitung der Vögel (Biogeografie) sowie Bestandsüberwachung. Am Schluss der Focustexte finden sich Verweise auf Arten, die beim entsprechenden Thema einbezogen sind. Eine Übersicht über alle Focustexte ist auf dem hinteren Vorsatz zu finden.

Literatur

Häufig zitierte Werke werden mit einem Kürzel bezeichnet; die Abkürzung setzt sich aus Buchstaben und teilweise aus Ziffern zusammen. Die vollständigen Angaben zu diesen Werken stehen zu Beginn des Literaturverzeichnisses (S. 604).

Die pro Art zitierte Spezialliteratur ist alphabetisch geordnet (Autoren und Jahr) und durchnummeriert. Die indizierten Nummern im Text verweisen auf dieses Verzeichnis. Die vollständigen Zitate stehen im Literaturverzeichnis (S. 605–640). Bei in mehreren Sprachversionen erschienenen Arbeiten werden in der Regel alle Publikationen aufgeführt und durch einen Schrägstrich getrennt (zuerst die deutsche, dann die französische Fassung, danach allfällige weitere Sprachversionen). Wo nicht anders vermerkt, stammen die Beobachtungsnachweise aus dem Archiv der Schweizerischen Vogelwarte.

Peter Knaus

[1] BirdLife International (2017b); [2] Volet (2016)

Kantone

AG	Aargau
AI	Appenzell Innerrhoden
AR	Appenzell Ausserrhoden
BE	Bern
BL	Basel-Landschaft
BS	Basel-Stadt
FR	Freiburg
GE	Genf
GL	Glarus
GR	Graubünden
JU	Jura
LU	Luzern
NE	Neuenburg
NW	Nidwalden
OW	Obwalden
SG	St. Gallen
SH	Schaffhausen
SO	Solothurn
SZ	Schwyz
TG	Thurgau
TI	Tessin
UR	Uri
VD	Waadt
VS	Wallis
ZG	Zug
ZH	Zürich

Länder

A	Österreich
D	Deutschland
F	Frankreich
FL	Fürstentum Liechtenstein
I	Italien

Wachtel

Coturnix coturnix
Caille des blés
Quaglia
quacra
Common Quail



Markus Varesvuo

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 500–2000 Männchen (2013–2016)

Focus Seiten 428, 478

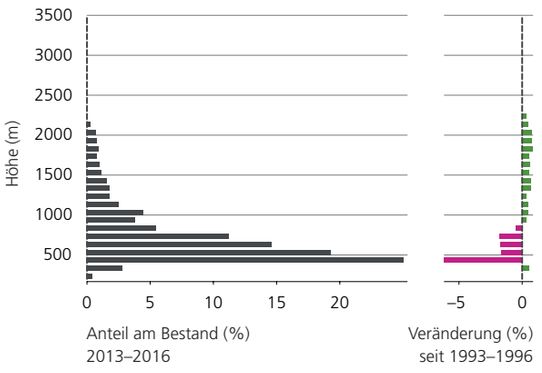
In der Schweiz konzentriert sich die Verbreitung der Wachtel auf das Mittelland und den Jura zwischen 400 und 1200 m. Sie besiedelt vor allem offene, ackerbaulich genutzte Gebiete mit einem hohen Anteil an Getreide. Bevorzugt genutzte Kulturen sind Wintergerste, Weizen, lückige Brachen sowie Klee- und Luzernefelder. Auch alpine artenreiche Wiesen mit später Mahd werden besiedelt. Der höchste Nestfund gelang im Oberengadin GR auf 1940 m AEn. Die höchstgelegenen Orte mit Rufern liegen auf 2400 m bei Évolène VS (C. Fosserat) [10] und Albinen VS (E. Revaz) [10] sowie auf 2350 m bei Zernez GR (J. von Hirschheydt). Die Kartierung der Wachtel beruht fast nur auf der Erfassung rufender Männchen. Mehrere Hähne versuchen meist auf engem Raum mit Rufaktivitäten Weibchen anzulocken. Aufgrund der Anzahl rufender Männchen kann jedoch nicht auf die Anzahl Weibchen geschlossen werden. Zudem erschwert die heimliche Lebensweise der Weibchen die Beurteilung, ob diese in einem Gebiet überhaupt brüten.

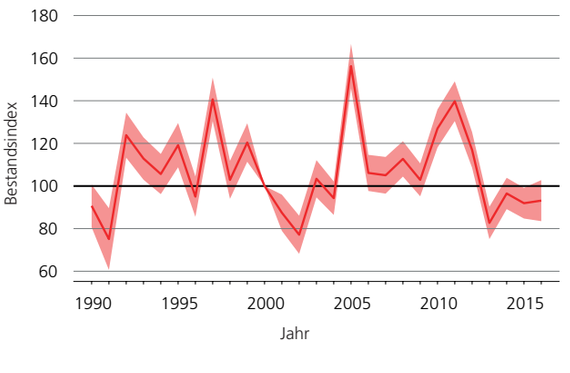
Charakteristisch für die Wachtel ist ihr opportunistisches und unstetes Ansiedlungsverhalten. Entsprechend schwanken die Zahlen von Jahr zu Jahr stark. Die Vorkommen unterhalb von 900 m sind bei uns seit 1993–1996 eher rückläufig, während sie oberhalb davon leicht zuzunehmen scheinen. 2013–2016 blieben stärkere Einflüge wie 1997, 2005 und 2011 aus. Seit 2012 sind geringere Rufaktivitäten vor allem für die ackerbaulich genutzten Gebiete um Bieler-, Neuenburger- und Murtensee [1, 3], die Region Genf [8] und das Klettgau SH [5] dokumentiert.

In Deutschland haben die Bestände von 1990 bis 2007 dank den grossflächigen EU-Flächenstilllegungen (Brachen) deutlich zugenommen. Mit dem Wegfall der Stilllegungen setzte wieder ein Rückgang ein AtD. In Frankreich und Österreich gehen die Bestände ebenfalls zurück [4, 7, 11], wohingegen der Trend in Italien seit 2000 leicht positiv ist [2]. Seit 1990 scheint auch die gesamteuropäische Population abzunehmen RLEU, 9. Beobachtungen aus gut aufgewerteten Gebieten zeigen, dass die Wachtel lückige Getreidefelder, Brachen und extensiv genutzte Wiesen als Bruthabitate nutzt [5, 6]. Deshalb lassen sich die Bedingungen der Wachtel mit einer Förderung von Buntbrachen, weit gesätem Getreide und einer gestaffelten Nutzung von Wiesen (Teilfläche erst ab Mitte Juli mähen) verbessern.

Markus Jenny

[1] Birrer et al. (2016); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Christen (2017a); [4] Dubois et al. (2017); [5] Jenny (2016b); [6] Jenny et al. (2002a–b); [7] Jiguet (2017); [8] Meichtry-Stier et al. (in Vorb.); [9] Perrenou (2009); [10] Posse (2006); [11] Teufelbauer & Seaman (2017)





Vorkommen 2013–2016

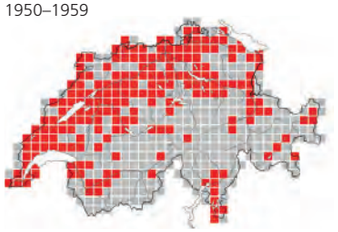


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

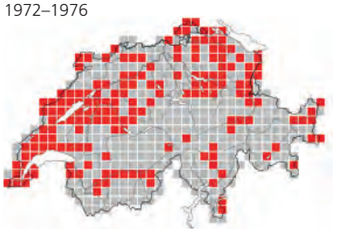


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

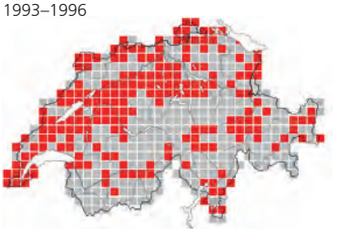
1950–1959



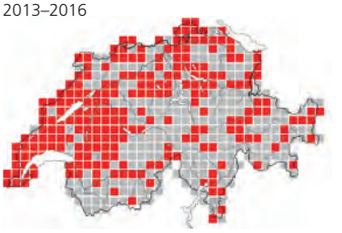
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Steinhuhn

Alectoris graeca
Perdrix bartavelle
Coturnice
pernisch da gonda
Rock Partridge



Olivier Born

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 2500–4500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 98, 552

Die Alpen bilden die nördliche Arealgrenze des Steinhuhns, dessen Brutgebiet von den Alpen, vom Apennin und von Sizilien bis nach Griechenland reicht. Es bevorzugt besonnte, strukturreiche Berghänge mit Blockfeldern, felsigen Steilhängen, Einzelbäumen und niedrigwüchsiger Vegetation. In unserem Land kommt es hauptsächlich in den Walliser, Tessiner und Bündner Alpen sowie in den westlichen Voralpen vor, meist zwischen 1700 und 2500 m. Vor allem im Mittelwallis werden rufende Hähne regelmässig auch zwischen 600 und 1000 m festgestellt, so auf 600 m bei Varen VS (M. Eichenberger). Die höchste Beobachtung einer Familie gelang früher im Val Ferret VS auf 2860 m [VdS] und in jüngster Zeit auf 2790 m bei Bever GR (T. Wehrli).

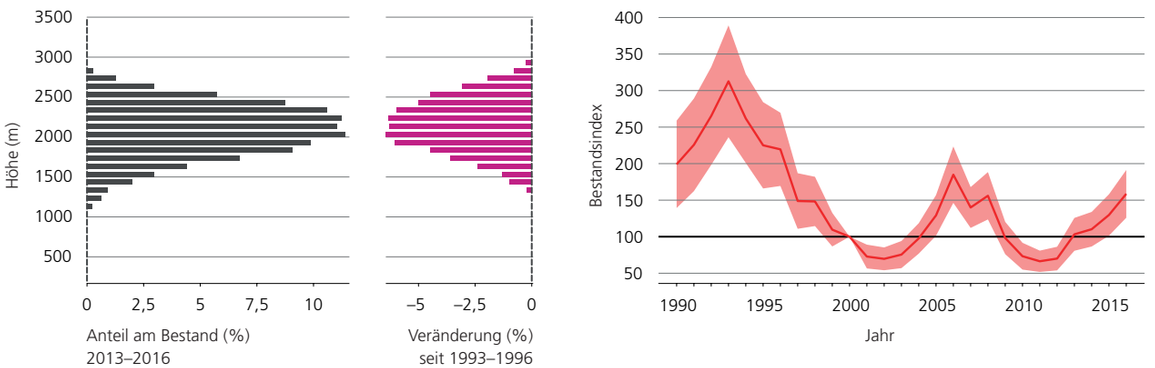
In einigen Atlasquadraten, vor allem in Teilen Graubündens und des Wallis, konnte das Steinhuhn im Vergleich zu 1993–1996 nicht mehr bestätigt werden. Andererseits wurden am Alpennordrand einige Arealgewinne registriert. Zudem konnte 2017 wieder ein Nachweis eines Rufers im Alpstein erbracht werden (V. Sohni). Klimaschwankungen führten seit je zu ausgeprägten Bestandsfluktuationen. Seit 1990 wurden in der Schweiz um 2002 und 2011 Tiefststände erreicht, wohingegen der Bestand 1993 kulminierte, in einem geringeren Ausmass auch 2006 und 2016. Deutliche Rückgänge seit 1993–1996 wurden in mehreren Teilen der Alpen registriert. Dagegen hat es in den westlichen Nordalpen teils auch Zunahmen gegeben, wie dies für Haut-Intyamon FR festgestellt worden ist [1].

Das Steinhuhn ist relativ schlecht an den Winter in den Alpen angepasst und ist somit anfällig auf extreme Wetterereignisse und lange Schlechtwetterphasen [2, 3, 4]. Dies wird teilweise durch hohe Mobilität kompensiert [3].

Die Schweiz beherbergt über 6 % des Weltbestands und trägt somit eine hohe Verantwortung für die Erhaltung des Steinhuhns [7]. In einigen Ländern nehmen dessen Bestände teilweise deutlich ab [RLEU, 5]. Gefahren für das Steinhuhn sind Verbuschung bzw. intensivierte Nutzung alpiner Kulturlandschaften und somit eine stärkere Fragmentierung der verbleibenden Populationen [3, 6]. Auch Störungen durch Freizeitaktivitäten und touristische Infrastrukturen können punktuell problematisch sein [8].

Benjamin Homberger

[1] Beaud & Beaud (2018); [2] Lüps (2004a); [3] Lüps (2004b); [4] Maurino et al. (2013); [5] Nardelli et al. (2015); [6] Rippa et al. (2011); [7] Sattler et al. (2016a–d); [8] Spaar et al. (2012a–b)



Vorkommen 2013–2016

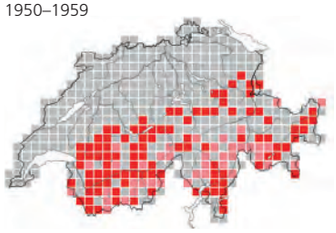


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

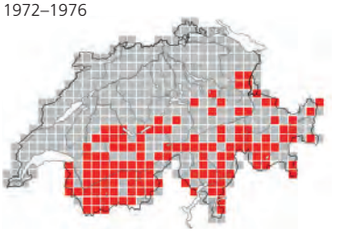


Patenschaft
Hans-Peter Clausen, Bitsch
Simon & Sandra Steiner, Boll

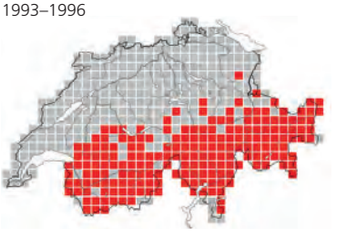
1950–1959



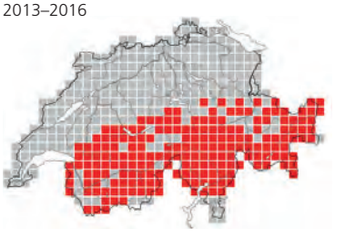
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Hühner: Pflanzenfresser als Spielbälle des Wetters

Der Bruterfolg der Hühnervögel ist sehr variabel, vor allem aufgrund des Wetters in der Aufzuchtzeit. Herrscht dann kühles und regnerisches Wetter, sinken die Bestände. Die Bestandsschwankungen sind für alle Hühnervögel typisch. Speziell beim Steinhuhn zeigt sich das auch an Arealrückgängen und Wiederausbreitungen.

Zu den Hühnervögeln der Berge zählen fünf Arten: Alpenschneehuhn, Birkhuhn, Haselhuhn und Auerhuhn gehören zu den Raufusshühnern mit mindestens teilweise befiedertem Lauf, das Steinhuhn zu den Glattfusshühnern. Alpenschneehuhn und Steinhuhn sind Arten der offenen Landschaft, wobei das Alpenschneehuhn in den Alpen oberhalb der Baumgrenze lebt. Die anderen drei Arten sind an Bäume bzw. an den Wald gebunden, wobei das Birkhuhn nur sehr offene Wälder entlang der oberen Waldgrenze bewohnt.

Anpassungen an den Bergwinter

Raufusshühner schaffen es dank verschiedener Anpassungen in Körperbau und Verhalten, auch während des Winters in ihren Lebensräumen in den Bergen zu bleiben. Sie haben ein besonders gut isolierendes Gefieder; beim Alpenschneehuhn sind sogar die Zehen befiedert. Dazu passen die Hühner ihr Verhalten so an, dass sie möglichst wenig Energie verbrauchen. Neben kurzen Aktivitätsphasen zur Nahrungsaufnahme verbringen mehrere Arten viel Zeit in selbstgegrabenen Schneehöhlen, in denen die Temperatur nur wenig unter null liegt, auch wenn die Lufttemperatur ausserhalb der Höhle auf fast –20 °C sinkt [12].

Ausgewachsene Hühnervögel sind Vegetarier, die grundsätzlich leicht verdauliche Kost wie Beeren und Samen bevorzugen, die sie in der niedrigen Vegetation am Boden finden. Besonders beliebt sind Zwergsträucher. Für Raufusshühner ist auch im Winter immer genügend Nahrung da, da sie sich weitgehend von Triebspitzen, Knospen und Nadeln von Zwergsträuchern, Sträuchern und Bäumen ernähren können. Damit allerdings diese ballaststoffreiche Nahrung überhaupt verwertet werden kann, haben die Hühnervögel einen speziell angepassten Verdauungstrakt. Für die Zerkleinerung der harten Nahrung nehmen sie Magensteinchen auf, und sie haben zwei lange Blinddärme, in denen unter der Mithilfe von Bakterien die Zellulose verdaut wird. Das Verdauungssystem kommt bei solcher Kost mit geringem Nährwert rasch an Grenzen und kann nicht mehr Nahrung aufschliessen, als für das Überleben gerade nötig ist. Ein zusätzlicher Energieaufwand durch Störungen kann kaum aufgefangen werden.

Das Steinhuhn kommt mit den harschen Bedingungen im Bergwinter weniger gut zurecht. Es ist ganzjährig auf relativ gut verdauliche Krautpflanzen angewiesen. Wenn im Lebensraum des Steinhuhns an steilen, südexponierten Hängen der Schnee nicht rasch wegrutscht oder schmilzt, muss es tiefere Lagen aufsuchen und erscheint dann bei Maiensässen oder sogar in den noch wesentlich tiefer gelegenen Dörfern [4].

Bruterfolg stark wetterabhängig

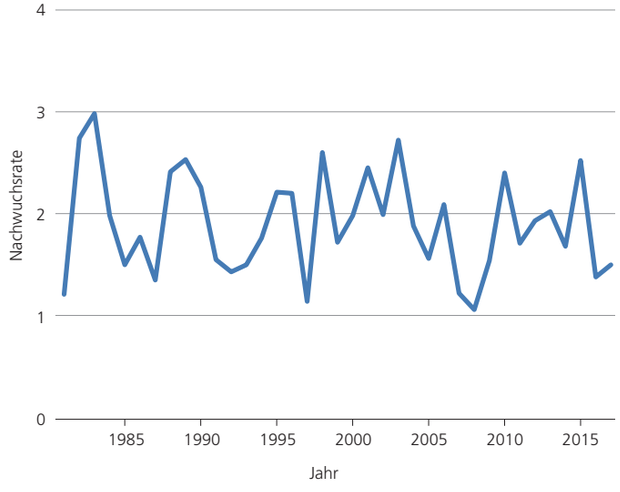
Charakteristisch für alle Hühnervögel sind einerseits die grossen Gelege (bis zu 14 Eier beim Steinhuhn), andererseits die Wetterabhängigkeit der Küken. In den ersten Tagen nach dem Schlüpfen können die Küken ihre Körpertemperatur nicht selbstständig aufrechterhalten und müssen sich immer wieder unter der Henne wärmen. Da bleibt bei kühlem, regnerischem Wetter nicht mehr viel Zeit für die Nahrungssuche [7]. Zudem sind Küken auf Wirbellose (Insekten, Spinnen) angewiesen. Hält schlechtes Wetter lange an, gehen die Küken rasch ein.

Der Fortpflanzungserfolg bei den Hühnervögeln ist deshalb stark vom Wetterverlauf während der Brut- und Aufzuchtzeit abhängig und kann von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich sein [15, 16]. Das wiederum kann zu grossen Bestandsschwankungen im Folgejahr führen, besonders ausgeprägt bei Birkhuhn und Steinhuhn.

Beim Alpenschneehuhn wächst der Bestand, wenn die Julitemperatur dem langjährigen Mittel entspricht. Ist der Juli indes zu kühl, ist der Bestand im folgenden Jahr kleiner. Aber auch sehr heisse Sommertemperaturen scheinen lokale Bestandsabnahmen zu verursachen [2].

Schwankungen des Bestands und teilweise auch des Areals

Die Bestandsentwicklung des Birkhuhns im Nordtessin verläuft parallel zur Nachwuchsrate im Vorjahr. Mit einer Nachwuchsrate von knapp 2 Küken pro Henne bleibt der Bestand von Jahr zu Jahr gleich [15]. Die Küken schlüpfen im Nordtessin in der zweiten Julihälfte, wenn die höchsten mittleren Tagestemperaturen erreicht werden. Von 1981 bis 2017 war die Nachwuchsrate im Nordtessin



Die Nachwuchsrate beim Birkhuhn (Anzahl Küken pro Henne) im Nordtessin (biogeografische Region «Südalpen» innerhalb des Kantons Tessin) von 1981 bis 2017 ist starken Schwankungen unterworfen, weist aber keinen langfristigen Trend auf. Quelle: Ufficio caccia e pesca Canton Ticino

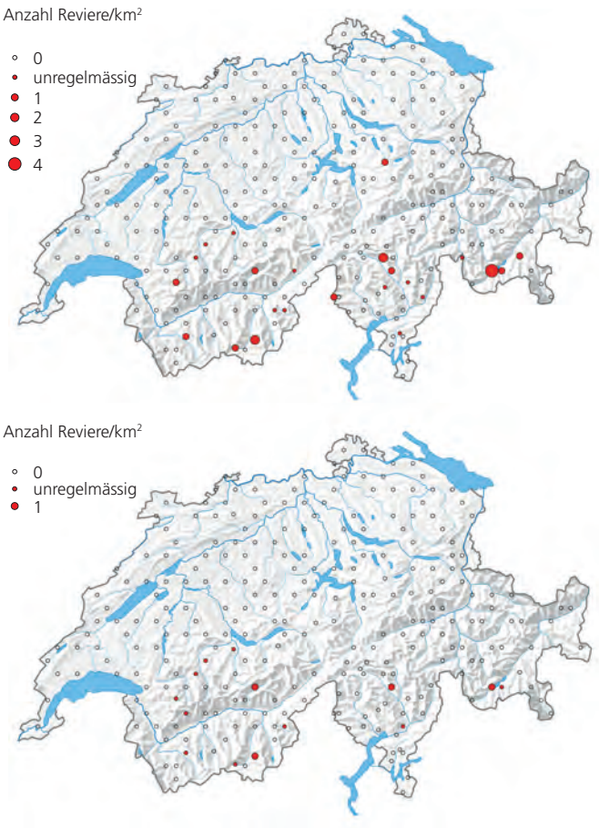


Christian Marti

Hühnerküken wie diese Alpenschneehühner können zu Beginn ihre Körpertemperatur nicht selbstständig aufrechterhalten. Sie müssen sich regelmässig im Gefieder der Henne aufwärmen. Bei kaltem Wetter können sie nur noch kurze Ausflüge unternehmen, wodurch sie zu wenig Nahrung aufnehmen und an Nahrungsmangel zugrunde gehen.

starken Schwankungen unterworfen, wies aber keinen langfristigen Trend auf [13, 15, 16]. Im Südtessin dagegen nahm der Fortpflanzungserfolg ab, wohl eine Folge der Aufgabe der Alpwirtschaft [15, 16]. Bei anhaltender Abnahme wird dies zu einem Arealverlust führen.

Auch der Bestand des Steinhuhns unterliegt markanten Schwankungen, die durch den jährlich unterschiedlichen Fortpflanzungserfolg hervorgerufen werden. Bestandsmaxima wurden in der Schweiz um 1945 und 1993 erreicht, unterbrochen von tiefen Beständen in den Jahren dazwischen [HVM, VdS, 3, 14]. In jüngster Zeit waren 2006–2008 und 2015–2016 Jahre mit hohen Beständen, wohingegen 2001–2003 und 2010–2012 tiefe Zahlen registriert wurden. Die Schwankungen zeigen sich auch in den Daten des «Monitorings Häufige Brutvögel» (MHB). So wurden in den Jahren 2006–2008 insgesamt 71 Reviere des Steinhuhns in 23 Kilometerquadraten kartiert. 2010–2012 waren es dagegen nur 26 Reviere in 14 Kilometerquadraten. Diese Bestandsschwankungen wirken sich auch auf die Grösse des Brutgebiets aus, weil das Steinhuhn in den Alpen den nördlichen Arealrand erreicht.



Die Daten des «Monitorings Häufige Brutvögel» (MHB) illustrieren die Bestandsschwankungen des Steinhuhns. In den Jahren 2006–2008 (oben) mit steigenden Beständen wurden fast dreimal so viele Reviere kartiert als in den Jahren 2010–2012 (unten) mit negativem Bestandstrend.

Herausforderungen für mehrere Arten gross

Die «Sorgenkinder» unter den Hühnervögeln der Berge sind Auerhuhn und Alpenschneehuhn. Beim Auerhuhn wurde die kritische Situation sowie der Handlungsbedarf schon vor vielen Jahren erkannt [5, 6], und die nötigen Massnahmen, Auflichtung zu dichter Waldbestände und Schutz vor Störung, werden im Rahmen eines nationalen Aktionsplans [8] sowie kantonaler Konzepte [11] umgesetzt.

Beim Alpenschneehuhn lassen regional unterschiedliche Trends vermuten, dass lokal unterschiedliche Faktoren für die negativen Trends verantwortlich sind [2]. Von 1995 bis 2013 resultierte eine Abnahme um 13 %. Diese Situation ist beunruhigend, vor allem auch, da das Verbreitungsgebiet wegen der Klimaerwärmung schrumpfen dürfte [10] und schon jetzt eine deutliche Verschiebung der Beobachtungen nach oben festzustellen ist [9].

Beim Haselhuhn gibt die Verkleinerung des Verbreitungsgebiets im zentralen Jura zur Sorge Anlass [1]. Birkhuhn und Steinhuhn sind neben den Folgen der Klimaerwärmung am stärksten durch die Veränderungen des Lebensraums bedroht. Sowohl die Nutzungsaufgabe als auch die Intensivierung der Nutzung und die verstärkte touristische Nutzung wirken sich negativ aus.

Pierre Mollet

[1] Blattner (1998); [2] Furrer et al. (2016); [3] Lüps (2004a); [4] Lüps (2004b); [5] Marti (1986); [6] Marti (1995); [7] Marti & Bossert (1985); [8] Mollet et al. (2008a–b); [9] Pernollet et al. (2015); [10] Revermann et al. (2012); [11] Stettler & Christen (2010); [12] Stüwe (1989); [13] Ufficio caccia e pesca Canton Ticino, schriftl.; [14] Zbinden & Salvioni (2003a–b); [15] Zbinden & Salvioni (2003c); [16] Zbinden & Salvioni (2010)

Species Seiten 96, 104, 106, 108, 112

Jagdfasan

Phasianus colchicus
Faisan de Colchide
Fagiano comune
fasan
Common Pheasant



Olivier Born

Rote Liste –
Bestand 40–60 Paare (2013–2016)

Focus Seite 124

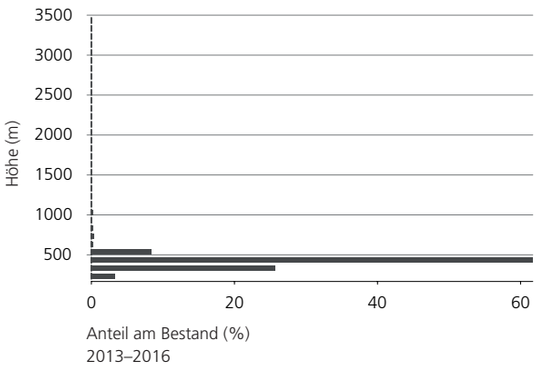
Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Jagdfasans liegt zwischen dem Schwarzen Meer und China. Seit der Antike werden Jagdfasane zu jagdlichen Zwecken fast weltweit ausgesetzt [VdS]. In der Schweiz beschränken sich die Vorkommen heute auf die Region Genf, die Ajoie JU, die Broyeebene FR/VD, Ramsen SH, das St. Galler Rheintal und das Südtessin. Die Bestände im Mittelland sind bis auf wenige Einzelbeobachtungen, die wahrscheinlich ausgesetzte Tiere betreffen, weitgehend erloschen. Der Jagdfasan besiedelt halboffenes und offenes Kulturland, oft in der Umgebung von Feuchtgebieten, wo er in Hecken, Feldgehölzen und Waldrändern Deckung findet. Während Bruten bis auf 850 m bekannt sind [ABE], bewohnt der Jagdfasan heutzutage in der Schweiz fast nur Gebiete unterhalb von 600 m.

Der Jagdfasan hat seit 1993–1996 weite Teile des Mittellands geräumt und kommt hauptsächlich nur noch in grenznahen Gebieten vor. Das grösste Vorkommen der Schweiz in der Region Genf ist von 106 Revieren 1998–2001 [AtGE] auf 23–31 Reviere 2013–2016 geschrumpft. In den umliegenden Ländern ist der Jagdfasan weit verbreitet, die Bestände werden aber stark von Aussetzungen und Winterfütterungen gestützt [AtD, 3]. In Vorarlberg und auch in Österreich insgesamt gehen die Bestände wegen abnehmender jagdlicher Bedeutung zurück [AtV, 5]. In Deutschland ist der Trend seit 1990 fluktuierend [AtD], in Frankreich sowie in der Lombardei leicht zunehmend [AtF, 1, 4].

Die Entwicklung in der Schweiz ist ein Abbild der stark rückläufigen Aussetzungen. 1972–1976 wurden im Mittel 16 583 Vögel pro Jahr ausgesetzt, 1993–1996 waren es noch 2090 Vögel pro Jahr. Danach gab es gemäss der eidgenössischen Jagdstatistik nur noch in drei Kantonen Aussetzungen: In Bern und Freiburg fanden sie noch bis 2002 bzw. 2008 statt. 2013–2016 wurden nur mehr in der Waadt total 147 Vögel ausgesetzt. Bezeichnenderweise liegen heute die regelmässigen Vorkommen im Bereich der Landesgrenze und betreffen wohl Jagdfasane, die aus dem grenznahen Ausland stammen. In Frankreich allein wurden 2007–2008 schätzungsweise 6 Millionen Vögel ausgesetzt [3]. Da schneereiche Winter und nasse Sommer die Bestände erheblich dezimieren [2], können sich bei uns Populationen aus eigener Kraft vermutlich nur in milden Lagen (Tessin, Genf) halten.

Dominik Hagist

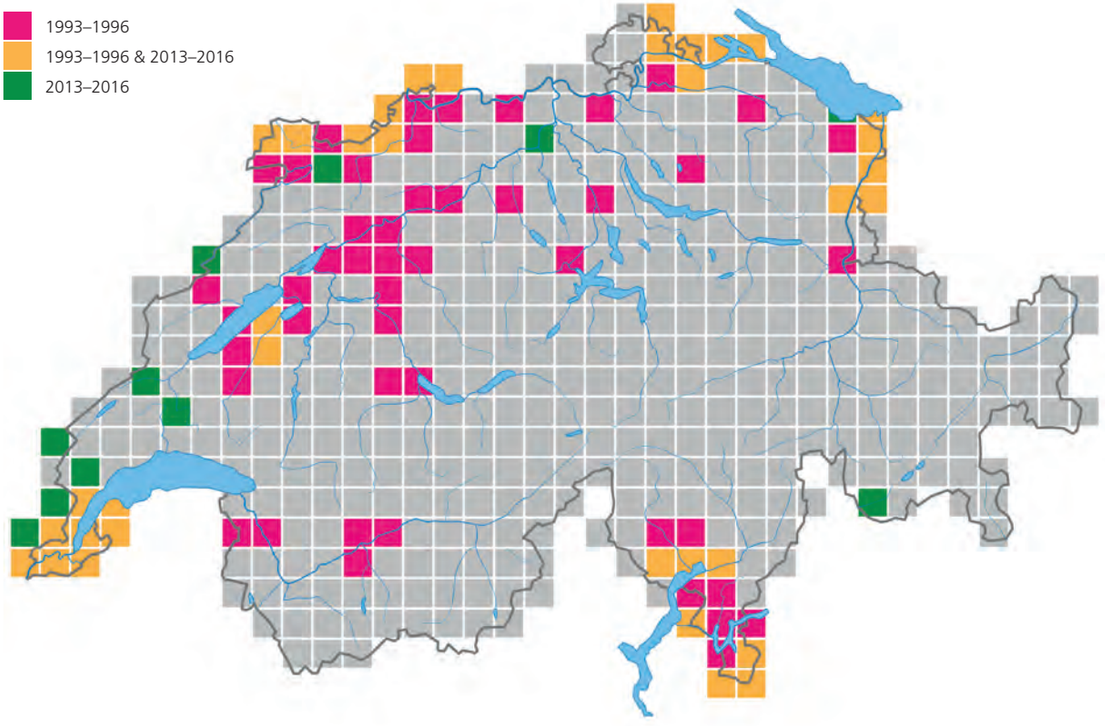
[1] Bani et al. (2014); [2] Bauer et al. (2005); [3] Mayot & Crosnier (2012); [4] Reitz & Mayot (2017); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)



Reviere 2013–2016

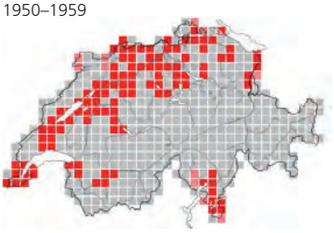


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

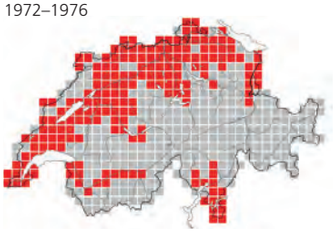


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

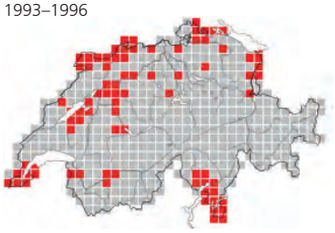
1950–1959



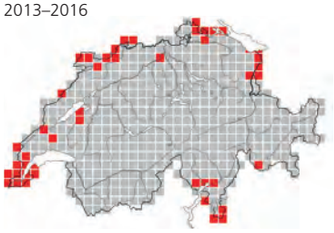
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Rebhuhn

Perdix perdix
Perdrix grise
Starna
pernisch (grischa)
Grey Partridge



Ralf Kistowski

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 5–10 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 234, 240, 362, 428

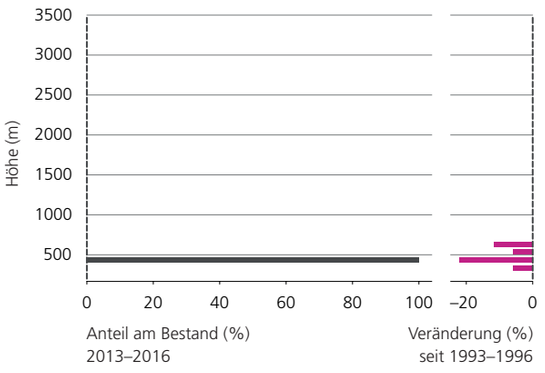
Das Rebhuhn besiedelt in der Schweiz strukturreiche Ackerbaugebiete mit einem hohen Anteil an Getreide in trockenwarmen Regionen. Wichtig ist ein hoher Anteil hochwertiger Biodiversitätsförderflächen wie Buntbrachen, extensiv genutzter Wiesen und Hecken[2, 5]. Die letzten Vorkommen beschränken sich auf zwei Gebiete. In den stark aufgewerteten Gebieten im Klettgau SH wurden von 1998 bis 2007 und in der Champagne genevoise von 2004 bis 2012 Rebhühner im Rahmen von Artenförderungsprojekten ausgesetzt[4, 8, 11]. Die Nachweise östlich von Genf sind durch Einwanderungen aus Frankreich zu erklären, wo Rebhühner zu jagdlichen Zwecken ausgesetzt werden.

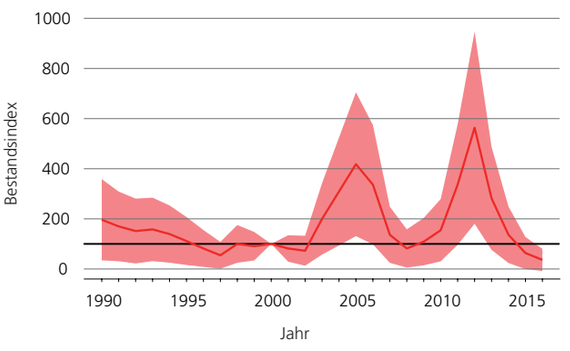
Um 1900 besiedelte das Rebhuhn in der Schweiz das ganze Mittelland und andere Tieflagen. Bis in die Dreissigerjahre bewohnte es auch Gebiete bis 1300 m[7]. 1972–1976 war es noch ein lokal verbreiteter Brutvogel[AtCH0]. Allerdings schrumpfte das Areal bis 1993–1996 markant. Während der Frühjahrsbestand in den Sechzigerjahren etwa 10 000 Individuen betrug, waren es 1993–1996 noch 10–15 Paare[AtCH2]. Im Seeland BE/FR erloschen die Vorkommen Ende der Neunzigerjahre[VdS]. Heute steht das Rebhuhn in der Schweiz kurz vor dem Aussterben. Trotz intensiver Bemühungen gelang es nicht, eine Trendwende herbeizuführen[4, 6, 8, 11]. 2013 wurden in der Region Genf 25–30 Paare geschätzt, 2016 noch mindestens 3 Paare (M. Lanz)[13, 14]. Infolge von Aussetzungen im Ausland wird es in grenznahen Gebieten vermutlich immer wieder Einzelbeobachtungen von eingewanderten Individuen geben.

Auch in Deutschland, Italien und Österreich nehmen die Bestände stark ab[AtD, 15, 18]. In Frankreich waren sie von 1998 bis 2008 zwischenzeitlich stabil, gehen nun aber ebenfalls zurück[AtF, 9, 17]. Gesamteuropäisch kam es seit 1980 zu einem Einbruch von über 90 %[EBCC]. Die heutige landwirtschaftliche Produktion bietet keine geeigneten Lebensräume für mehrere, untereinander vernetzte Populationen mehr. Die Intensivierung (Vergrösserung der Parzellen, Verlust an deckungsreichen Saumstrukturen und Brachflächen, Pestizid- und Herbizideinsatz, Zunahme des Maisanbaus) gilt als Hauptursache für den Niedergang des Rebhuhns[1, 3, 7, 10, 12, 16]. Harte Winter und Prädatoren können eine Population erheblich dezimieren, sind aber nicht für den langfristigen Rückgang verantwortlich[4, 7, 8].

Michael Lanz

[1] Aebischer & Ewald (2004); [2] Buner et al. (2005); [3] Donald et al. (2006); [4] Duplain et al. (2008); [5] Gottschalk & Beeke (2014); [6] Homberger et al. (2017); [7] Jenny et al. (2005a–b); [8] Jenny et al. (2010); [9] Jiguet (2017); [10] Kuijper et al. (2009); [11] Lanz et al. (2012); [12] Millot et al. (2011); [13] Müller (2017); [14] Müller & Volet (2014); [15] Nardelli et al. (2015); [16] Potts & Aebischer (1995); [17] Reitz & Mayot (2017); [18] Teufelbauer (2014)





Reviere 2013–2016

6–20
2–5
1



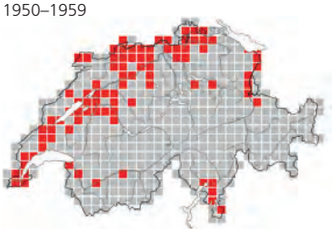
Veränderung der Anzahl Reviere seit 1993–1996

Zunahme
2–5
1
0
Abnahme
1
2–5

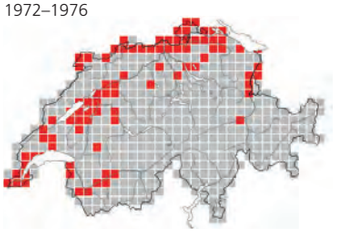


Patenschaft
Ursula Jappert

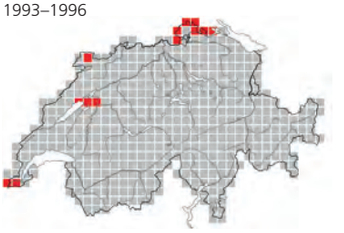
1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Haselhuhn

Bonasa bonasia
Gélinotte des bois
Francolino di monte
giaglina da guaud
Hazel Grouse



Dominique Nodin

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 3000–5500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 98, 164, 240

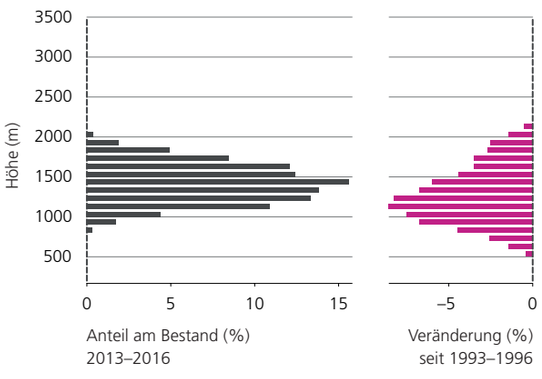
Das Haselhuhn kommt in den borealen Wäldern Eurasiens sowie in Bergregionen Mittel- und Südeuropas vor. In der Schweiz besiedelt es die Alpen und Voralpen sowie den westlichen und zentralen Jura. Die Höhenverteilung der Beobachtungen reicht von 500 bis 2360 m (Ergisch VS; G. Wyer)[1], mit einer Konzentration von 1000 bis 1900 m. Das Haselhuhn besiedelt reich strukturierte Nadel- und Mischwälder, in denen es ganzjährig gute Deckung findet. Seltener werden auch reine Laubwälder bewohnt, vor allem in den Südalpen. Entscheidend ist das Angebot an Weichholzarten, deren Knospen, Kätzchen und Triebe im Winter gefressen werden. Homogene Wälder mit geschlossener Baumschicht und nur spärlicher Strauch- und Krautschicht meidet das Haselhuhn. Im Neuenburger Jura wurden 1999–2001 auf rund 27 km² besiedelter Waldfläche 89–100 Reviere gefunden (3,3–3,7 Reviere/km²). In den besten Lebensräumen, zumeist beweidete Wälder, wurden 5,3–5,7 Reviere/km² erreicht[10]. Der tiefstgelegene Brutnachweis 2013–2016 gelang bei Trin GR auf 840 m (I. Cappelletti-Arnold), der höchstgelegene bei Visperterminen VS auf 2100 m (R. Zeiter). Frühere Rekordbruthöhen lagen bei 540 [AtCH1] und 2160 m [AtCH2].

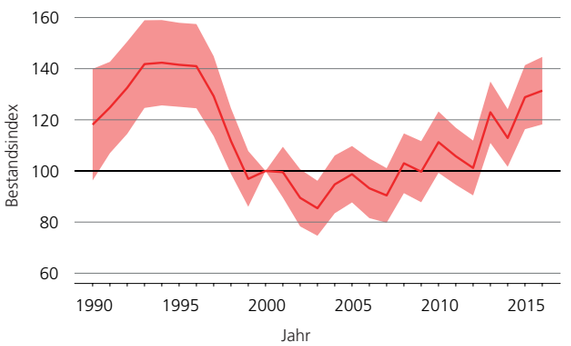
Das Brutgebiet hat sich seit 1993–1996 einzig im östlichen Jura verkleinert. Dieser negative Trend hält schon seit mehreren Jahrzehnten an[4]. Bei La Sagne NE schwankte der Bestand 2002–2013 deutlich, blieb aber auf demselben Niveau[7]. 2012–2013 wurden zwischen Strengelbach AG und Pfaffnau LU nach langer Abwesenheit wieder mehrere Haselhühner zur Brutzeit im Mittelland auf rund 500 m nachgewiesen (L. Stanca, A. Wullschleger, B. Siegrist)[9]. In den zahlreichen alpinen Atlasquadraten mit neuen Nachweisen dürfte die Art wegen ihrer heimlichen Lebensweise 1993–1996 übersehen worden sein.

Das Haselhuhn steht in den Ardennen und in Baden-Württemberg kurz vor dem Aussterben [ABW, AtF, 2]. In Deutschland wird die Entwicklung insgesamt als gleichbleibend angenommen [AtD]. Im französischen Jura und in den Vogesen wurden tiefergelegene Gebiete verlassen [AtF, 8]. In Österreich ist der Trend negativ[6]. Um die Art erfolgreich erhalten zu können, muss eine haselhuhnfreundliche Bewirtschaftung so weit wie möglich in die reguläre Forstpraxis integriert werden [3, 5, 11].

Pierre Mollet

[1] Antoniazza (2016b); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Bernasconi et al. (2001a–b); [4] Blattner (1998); [5] Blattner & Perrenoud (2001a–b); [6] Dvorak et al. (2017); [7] Mulhauser & Zimmermann (2014); [8] Muller et al. (2017); [9] Müller & Volet (2014); [10] Santiago et al. (2003); [11] Spaar et al. (2012a–b)





Vorkommen 2013–2016

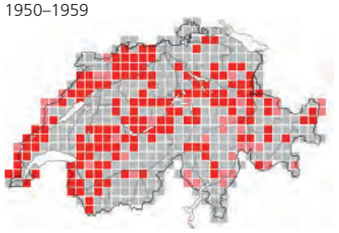


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

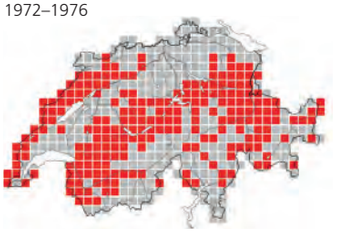


Patenschaft
Bernhard Herren
O. & V. Rosselet

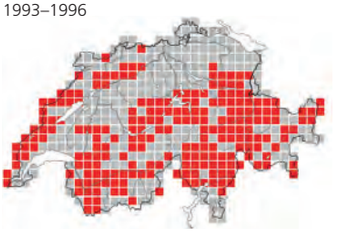
1950–1959



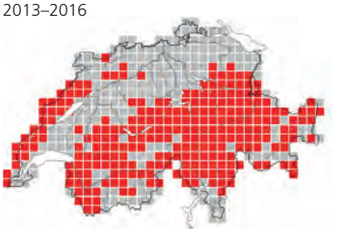
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Alpenschneehuhn

Lagopus muta
Lagopède alpin
Pernice bianca
urblauna
Rock Ptarmigan



Olivier Born

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 12 000–18 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 98, 110, 142, 414

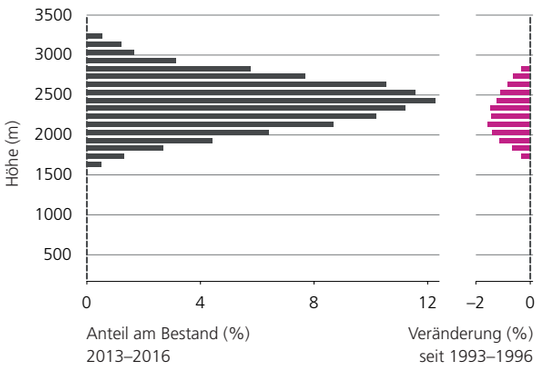
Die Populationen des Alpenschneehuhns in den Alpen, den Pyrenäen und in Schottland sind als Eiszeitrelikte von jenen in Nordeuropa und Sibirien isoliert. In der Schweiz werden von Felsbändern und Geröll durchsetzte Zwergstrauchheiden und alpine Rasen mit guten Deckungsmöglichkeiten besiedelt. Der Grossteil des Bestands lebt zwischen 2000 und 2800 m. Da Hähne nach dem Schlüpfen der Küken in höhere Regionen steigen, wohin ihnen die Hennen mit den Jungen später folgen, sind rufende Hähne ab Mitte Juli kein Beleg für eine Brut auf dieser Höhe (z.B. bei Randa VS auf 3380 m; E. Albegger). Während Nestfunde bis auf 2980 m bekannt sind [VdS], lagen die höchsten Nester 2013–2016 auf 2740 m bei Pontresina GR (A. Buchli) und auf 2710 m bei Vals GR (W. Schmid). Brutnachweise gelangen früher bis auf 1700 m hinunter [AtCH1] und 2013–2016 auf 1750 m bei Sörenberg LU (B. Herren); eine Familie wurde sogar auf 1560 m bei Innerthal SZ gesichtet (S. Diethelm). Frühmorgendliche Zählungen können 3–5 Reviere/km² ergeben. Im Aletschgebiet VS waren es in den Kerngebieten mindestens 10 Hähne bzw. 6,6 Paare/km² [1].

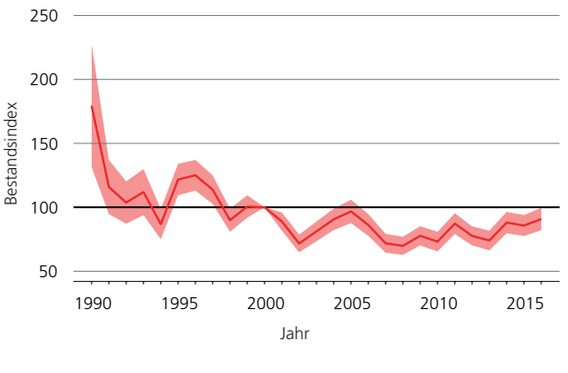
Am Arealrand sind seit 1993–1996 einzelne Lücken aufgetreten. Die mittlere Höhe der Beobachtungen hat sich regional unterschiedlich stark nach oben verschoben [7]. Erhebungen auf 40 Zählflächen im Alpenraum [4] zeigen zwischen 1995 und 2012 regional einen sehr uneinheitlichen Bestandsverlauf (–50 bis +6 %), insgesamt nahmen die Zahlen um 13 % ab [3]. Im Aletschgebiet sank der Bestand 1970–2015 in den tiefer gelegenen Teilen wegen des verstärkten Aufwachsens von Arven deutlich, wogegen er darüber konstant blieb [5].

In Deutschland und Vorarlberg scheint der Bestand stabil [AtD, AtV]. In Frankreich geht er in den Pyrenäen und den Alpen zurück [AtF]. Auch in Italien ist der Trend negativ [2, 6]. Klimamodelle lassen vermuten, dass ein Temperaturanstieg zur Arealverlagerung in höhere Gebiete und damit zur Abnahme der besiedelten Fläche und des Bestands in der Schweiz führen wird [8]. Die regional unterschiedlichen Trends zeigen indes, dass die Entwicklung nicht mit einem Einflussfaktor allein erklärt werden kann [3]. Weitere Faktoren wie die Witterungsverhältnisse zur Aufzuchtzeit, Sommer- und Wintertourismus, Störungen, Jagd sowie das Höhersteigen der Baumgrenze könnten ebenfalls eine Rolle spielen.

Christian Marti

[1] Bossert (1995); [2] Brichetti & Fracasso (2004); [3] Furrer et al. (2016); [4] Isler & Bossert (2015); [5] Marti et al. (2016); [6] Nardelli et al. (2015); [7] Pernollet et al. (2015); [8] Revermann et al. (2012)





Vorkommen 2013–2016

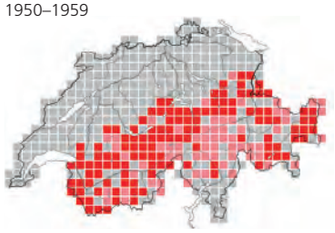


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

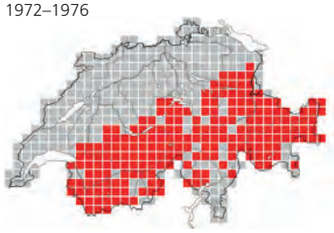


Patenschaft
Daniela Dubach

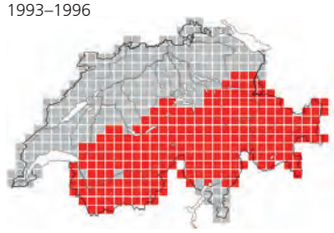
1950–1959



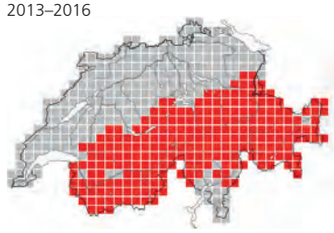
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Auerhuhn

Tetrao urogallus
Grand Tétras
Gallo cedrone
giaglina da taus
Western Capercaillie



Olivier Born

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 360–470 Männchen (2013–2016)

Focus Seiten 98, 110, 164, 212, 542

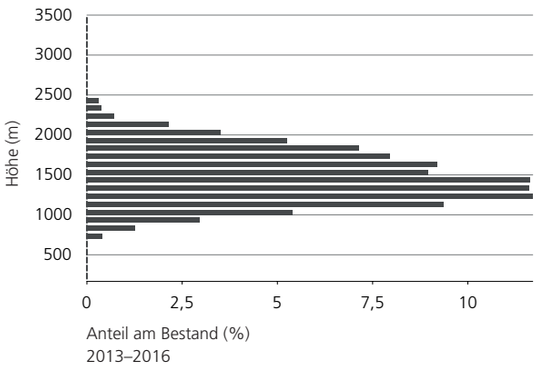
Das Auerhuhn brütet vor allem in den Wäldern von Nordeuropa bis Westsibirien. Ein wesentliches Vorkommen gibt es in den Alpen, einige kleinere in weiteren waldreichen Bergregionen Mittel- und Südeuropas. In der Schweiz besiedelt das Auerhuhn derzeit die nördlichen Voralpen, die Zentralalpen Graubündens und den westlichen Jura, mehrheitlich zwischen 1000 und 2000 m. In Graubünden kommt es bis zur oberen Waldgrenze vor. Bevorzugt werden locker-lückige, strukturreiche, nadelholzdominierte Wälder mit einer gut ausgebildeten, aber trotzdem nicht zu dichten Krautschicht und einer geringen Belastung durch Störungen [1, 2, 7]. Die höchsten Nestfunde wurden bei Zernez GR auf 2150 m erbracht (R. Strimer). Beobachtungen unter 1000 m stammen meist von balztollen Hähnen, von zahmen Hennen oder von Vögeln, die sich weit von ihren ständig besiedelten Lebensräumen entfernten und an Hindernissen verunfallten, so 2013 bei Birsfelden BL auf 260 m (P. Etter).

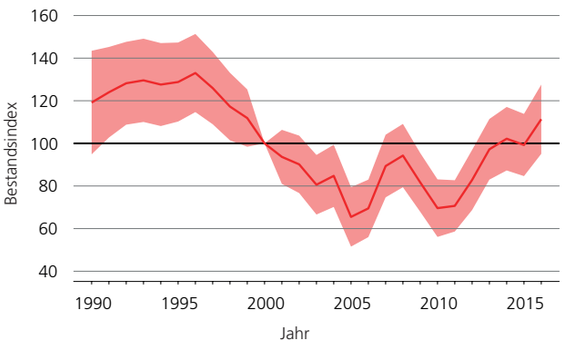
Nachdem das Areal schon von 1972–1976 bis 1993–1996 deutlich geschrumpft war, hat sich dieser Trend auch bis 2013–2016 fortgesetzt. Das Auerhuhn ist im zentralen Jura, am westlichen Alpennordrand und in den inneralpinen Tälern der Zentralschweiz mittlerweile fast verschwunden. Nur in Wäldern auf grossflächig unproduktiven Standorten, die natürlicherweise offen bleiben, konnten sich nennenswerte Bestände halten. Für das zentrale Gebiet im westlichen Jura zeigen kantonale Monitoringdaten, dass die Bestände seit der Jahrtausendwende zunahmen, und im Kanton Schwyz war die Siedlungsdichte 2009 mit 7–8 Vögeln/km² sehr hoch [12]. Diese positiven Einzelbeispiele ändern jedoch nichts daran, dass die Bestände auf kritisch tiefem Niveau liegen.

In Vorarlberg sind die Bestände stark rückläufig [AtV], ebenso im Schwarzwald [4]. In den italienischen Alpen ist der Trend negativ, lokal aber auch konstant [3]. In Frankreich ist für die Vogesen ein starker Rückgang belegt [8, 13], ebenfalls für den Jura bis 2004. Danach gab es im französischen Jura lokal auch Bestandszunahmen [9, 10]. Als Rückgangsursachen sind vor allem die Verdichtung und Verdunkelung der Wälder sowie Störungen zu nennen [5, 11, 17, 18]. Vielerorts sind Auflichtungen durch Holzschläge und Schutz gegen Störungen nötig, um das Auerhuhn als Brutvogel zu erhalten [2, 6, 11, 14, 15, 16].

Pierre Mollet

[1] Bollmann et al. (2008); [2] Bollmann et al. (2013); [3] Brichetti & Fracasso (2004); [4] Coppes et al. (2016); [5] Coppes et al. (2017); [6] Ehrbar et al. (2015); [7] Graf & Bollmann (2008); [8] Lefranc & Preiss (2008); [9] Leclercq (2008); [10] Montadert (2013); [11] Mollet et al. (2008a–b); [12] Mollet et al. (2015); [13] Muller et al. (2017); [14] Sachot et al. (2008); [15] Stettler & Christen (2010); [16] Suter & Graf (2008); [17] Thiel et al. (2008b); [18] Thiel et al. (2011)

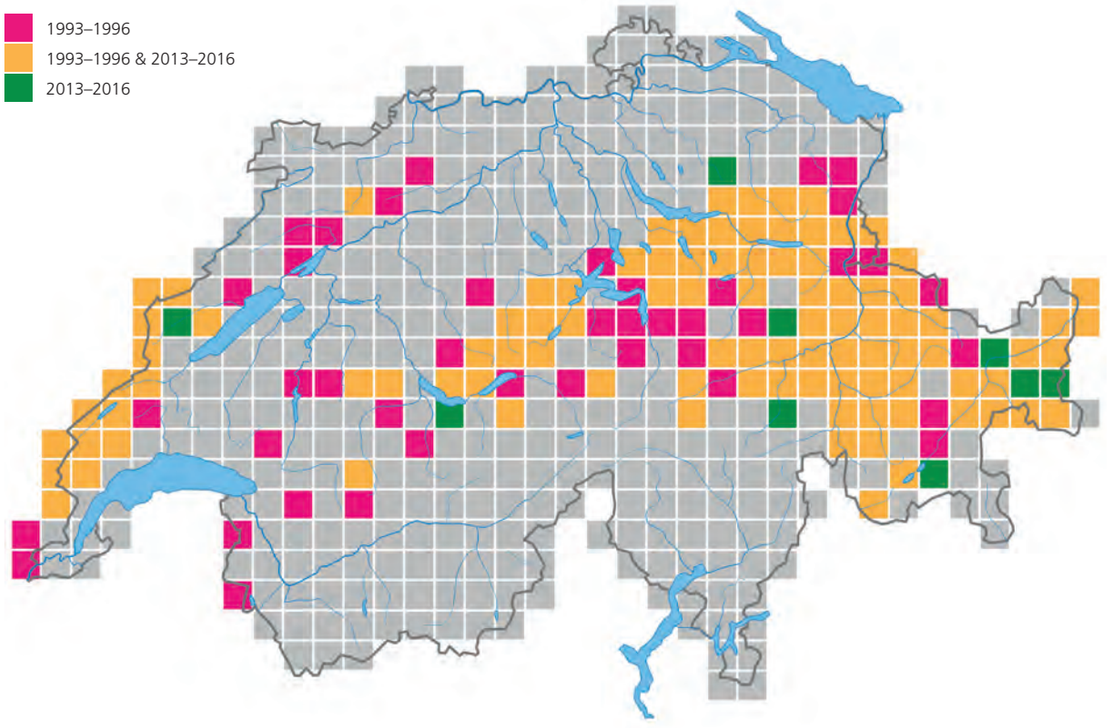




Vorkommen 2013–2016

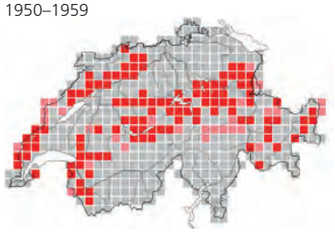


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

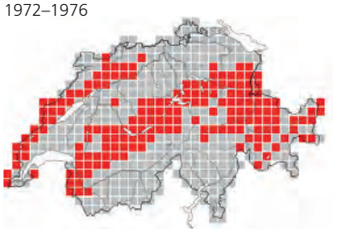


Patenschaft
Marcel Bärtsch, St. Gallen
Martin Kraft
Urs Treuthardt, Erlenbach im Simmental

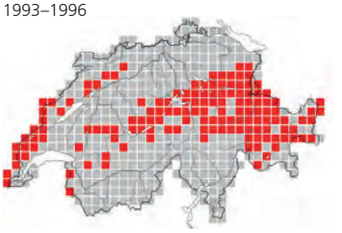
1950–1959



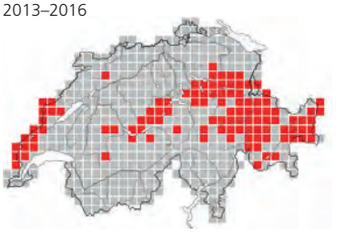
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Im Land der unbegrenzten Freizeitmöglichkeiten?

Viele Lebensräume von Vögeln werden auch von Erholungssuchenden und Freizeitsportlern genutzt. Dabei werden Vögel in unterschiedlichem Ausmass gestört, was zu einer Reduktion der Bestände gewisser Vogelarten führen kann. In der dicht besiedelten Schweiz mit vielen Erholungssuchenden in der Natur sind störungsempfindliche Arten besonders gefährdet.

Störungen sind Ereignisse, die zu plötzlichen Änderungen im Verhalten und/oder Stoffwechsel führen. Als Feldbeobachter erkennt man Störungen in der Regel am Fluchtverhalten, an Warnrufen, am aufmerksamen Sichern oder am Ablenkverhalten am Brutplatz. Doch Störungen festzustellen ist nicht immer einfach. Auch Vögel, die bei Störungen reglos verharren, können gestört sein. So wurde für Hühnervögel nachgewiesen, dass sie in solchen Situationen Stresshormone ausschütten und einen veränderten Herzschlagrhythmus aufweisen [9, 10], aber sonst keine der auffälligen Verhaltensweisen zeigen.

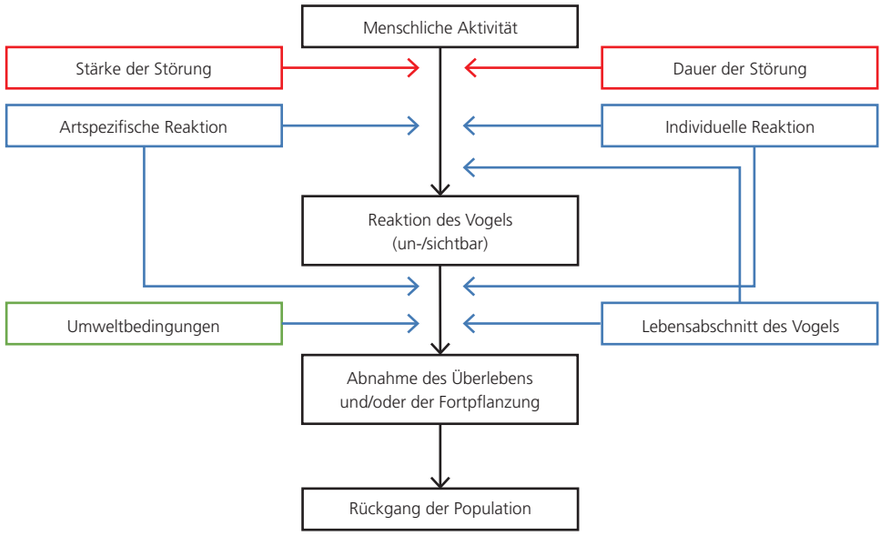
Die Auswirkungen von Störungen sind oft nur schwer erfassbar. Meist sind aufwändige Methoden nötig, da das gleiche Individuum je nach seiner Körperverfassung, den Umweltbedingungen sowie der Stärke und Dauer einer Störung unterschiedliche Reaktionen zeigen kann. Zudem wirken meist mehrere Faktoren in Kombination (z.B. Störungen mit Lebensraumveränderungen), so dass es oft schwierig ist abzuleiten, welchen Einfluss Störungen für sich genommen haben. Letztlich können aber Störungen Vögel aus gewissen Gebieten verdrängen oder die Lebensdauer oder die Fortpflanzungsrate eines Individuums reduzieren und so langfristig zum Rückgang einer Population führen. Für manche Vogelart gelten Störungen zusammen mit dem Verlust von Lebensräumen inzwischen als Hauptursachen für deren Rückgang.

Wann ist eine Störung besonders heikel?

Während der Zeit der Ansiedlung für die Brut sind Vögel besonders empfindlich auf Störungen, bei vielen Arten also im Frühling, da sie dann die Eignung eines Gebiets für ihre Brut testen. Doch auch zur eigentlichen Brutzeit wirken sich Störungen besonders stark aus, da sie nicht nur die jetzige, sondern auch die künftige Generation beeinträchtigen können. Wie gerne betrachten wir ein tolles Foto eines Steinadlers? Doch dieses gelingt oft nur in Nestnähe, was für den Nachwuchs fatale Auswirkungen haben und zu Brutverlusten führen kann [11]. Doch sind auch weniger spektakuläre Arten und sogar Kulturfolger betroffen: Leichte, menschliche Störungen wie auch angeleinte Hunde können die Siedlungsdichte und sogar die Artenvielfalt reduzieren [3, 5], starke Störungen sogar zum Brutabbruch führen [4, 15]. Auch die Qualität der Nachkommen kann durch moderaten und kurzfristigen Stress negativ beeinflusst werden, da Stresshormone während der Eiablage ins Ei eingelagert werden und die Eigenschaften der Nachkommen beeinflussen [1].

Besonders störungsgefährdet sind Vogelarten, deren Lebensräume im Fokus von Outdoor-Aktivitäten stehen. Flussuferläufer und Flussregenpfeifer, die auf den wenigen, verbliebenen Kiesbänken unserer Flüsse brüten, werden durch Paddelboote und Badegäste erheblich gestört, was bei diesen Arten regelmässig zu Brutabbrüchen führt. Auch Klettersport kann zu Konflikten mit felsbrütenden Arten wie Wanderfalke, Uhu und Steinadler führen. Und wer denkt schon daran, dass selbst Eiskletterrouten im Hochwinter brütende Bartgeier beeinträchtigen können?

Für Raufusshühner ist aber nicht nur die Brutzeit eine heikle Phase, für sie besteht im Winter ein energetischer Engpass. Zudem wird der potenziell verfügbare Lebensraum durch die diversen Freizeitaktivitäten erheblich verringert [7, 16]. Besonders Wintersportaktivitäten abseits der Piste (Skitouren, Schneeschuhwandern,



Von Menschen verursachte Störungen können zum Bestandsrückgang einer Vogelart führen. Die Auswirkung menschlicher Aktivitäten hängen dabei vom Ausmass der Störung (rot), den Eigenschaften des Individuums (blau) und den Umweltbedingungen (grün) ab.



Stephan Trösch

Ein einzelner Wassersportler kann Hunderte von Wasservögeln aufscheuchen (im Bild vor allem Kolbenenten). Auch hier ist mehr Sensibilisierungsarbeit nötig.



Raphaël Arlettaz

Hinweistafeln entlang der Piste informieren über Sinn und Zweck der Wildruhezone für Birkhühner. Noch zeigen sich nicht alle Sporttreibenden einsichtig.

Freeriding) finden in den Überwinterungshabitaten von Birk-, Auer- und Alpenschneehuhn statt. Das Aufscheuchen von Birk- und Auerhühnern führt zu einem erhöhten Energieverbrauch und einer vermehrten Ausschüttung von Stresshormonen [2, 16, 17]. Aber auch der Massenskitourismus auf der Piste kann negative Effekte haben: Die Anzahl balzender Birkhähne ist in Skigebieten geringer als ausserhalb [14]. Im Wallis ist nur knapp ein Viertel des Überwinterungsgebiets des Birkhuhns nicht durch Wintersport beeinträchtigt [6].

Outdoor-Aktivitäten – immer und überall

Freizeitaktivitäten im Grünen sind beliebt und der «Outdoor»-Sport wird auch in Zukunft weiter zunehmen [12]. Dabei dringen die Freizeitsportler immer mehr in entlegene Lebensräume vieler Vogelarten ein. Ein Beispiel für eine solche neue Freizeitaktivität ist Geocaching, eine Art Schnitzeljagd. Sie kann insbesondere im Bereich von Felsen, in denen sensible Arten nisten, zu erheblichen Störungen führen, da die Geocaches oft stundenlang in ansonsten ruhigen Gebieten gesucht werden [8]. Ein ebenfalls neuer Trend ist das Stand-up-Paddeln, bei dem Sporttreibende auf einer Art Surfbrett stehend auf dem Gewässer paddeln. Dabei halten sie sich – meist aus Unwissenheit – nicht an vorgeschriebene Abstände zu bestehenden Schutzgebieten, was oftmals zur Flucht von Wasservögeln führt; dies wiederum wird von den Sporttreibenden selbst in der Regel gar nicht bemerkt. Werden junge Wasservögel (z.B. Enten, Haubentaucher) von ihren Eltern getrennt, haben sie kaum eine Überlebenschance [20].

Und wer dachte noch vor fünf Jahren, dass Drohnen zum reinen Vergnügen benutzt und im zivilen Alltag allgegenwärtig sein werden? Heute sind sie im Bereich von grossen Vogelansammlungen und Felswänden mit sensiblen Brutvogelarten eine nicht tolerierbare Störung [13], und es gibt aus Naturschutzgründen bereits Flugverbotszonen in Wasser- und Zugvogelreservaten sowie in eidgenössischen Jagdbanngebieten.

Neben diesen und anderen Freizeitaktivitäten können auch Grossveranstaltungen zu erheblichen Störungen führen. Feuerwerke, Lichtshows und Konzerte unweit sensibler Gebiete können gravierende Folgen haben, zum Beispiel auf den Bruterfolg einiger Vogelarten, aber auch auf die Qualität des Lebensraums [18, 19].

Lösungen und Abhilfemöglichkeiten

Um die bestehenden Störungen durch Freizeitaktivitäten und deren negativen Auswirkungen zu beheben, müssen die Ansprüche der Vögel und der freizeitsuchenden Menschen entflochten werden – zeitlich oder räumlich. Dies wird durch Wegegebote oder durch das Einrichten von störungsfreien Schutzgebieten erreicht. Die Wirksamkeit solcher Schutzzonen ist aber nur bei klarer Signalisierung gewährleistet. Auf Basis von Empfehlungen kann auch in ungeschützten Gebieten das Risikopotenzial drastisch reduziert werden. Mit der Kampagne «Respektiere Deine Grenzen» wurden viele Gebiete zum Schutz von Wildtieren beruhigt. Sie sollte dringend weitergeführt und auch auf den Sommer ausgedehnt werden. Nach dem Vorsorgeprinzip sind für unsere Vögel Refugien zu schaffen – seien sie zeitlich und/oder räumlich. Nur wenn die Nutzergruppen Ruhezonen und -zeiten akzeptieren, Wege- und Pistengebote einhalten, ist ein langfristiger Schutz störungssensibler Arten in einem so dicht bevölkerten Land wie der Schweiz erreichbar.

Stefan Werner & Susanne Jenni-Eiermann

[1] Almasi et al. (2015); [2] Arlettaz et al. (2015); [3] Banks & Bryant (2007); [4] Bolduc & Guillemette (2003); [5] Bötsch et al. (2017); [6] Braunisch et al. (2011); [7] Coppes et al. (2017); [8] Geidel (2014); [9] Ingold et al. (1992); [10] Jenni-Eiermann et al. (2014); [11] Jenny & Schaad (2015a–b); [12] Lamprecht et al. (2014a–c); [13] Mulero-Pázmány et al. (2017); [14] Patthey et al. (2008); [15] Tablado & Jenni (2015); [16] Thiel et al. (2008a); [17] Thiel et al. (2011); [18] Weggler (2015); [19] Werner (2015); [20] Werner (2017a–c)

Species Seiten 106, 108, 112, 128, 148, 206, 218, 250, 254, 256, 306

Birkhuhn

Lyrurus tetrix
Tétras lyre
Fagiano di monte
giaglina da draussa
Black Grouse



Olivier Born

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 12 000–16 000 Männchen (2013–2016)

Focus Seiten 98, 110, 142, 314, 414, 542

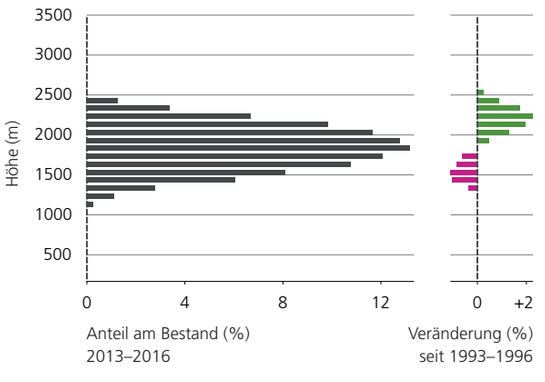
Das Birkhuhn kommt vor allem im Taigagürtel Eurasiens, in einigen Mittelgebirgen und den Alpen vor. In der Schweiz ist es auf die Voralpen und Alpen beschränkt. Hier besiedelt es vor allem den Bereich der oberen Waldgrenze. Über 90 % des Bestands finden sich in Höhen zwischen 1400 und 2300 m. Die höchsten Nestfunde 2013–2016 erfolgten auf 2190 m bei Brail GR (D. Godly) und auf 2170 m bei Fiesch VS (S. Schumacher), der tiefste auf 1500 m bei La Roche FR (E. Christinaz). Die Rekordwerte für die höchsten bzw. tiefsten Brutorte sind 2300 m bei Tschlin GR und 1120 m im Centovalli TI[VdS]. Die Dichte auf einer 5 km² grossen Fläche im Aletschgebiet VS schwankte 1970–2015 um einen Mittelwert von 5 Hähnen/km²[9]. Auf neun Zählflächen im Kanton Tessin waren es 1981–2002 im Schnitt 3,9 Hähne/km²[14].

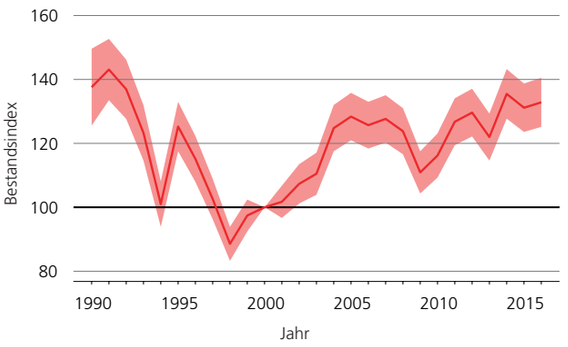
Seit 1993–1996 ist der Bestand an den Arealrändern mancherorts leicht gesunken, wohingegen für die Zentralalpen eine Zunahme ausgewiesen wird. Der Bestandsindex stützt sich auf die Erfassung der balzenden Hähne in 81 Gebieten im ganzen Alpenraum[8]. Nach einem Rückgang auf ein Minimum 1998 folgte bis 2016 ein Wiederanstieg bis fast auf den Ausgangswert von 1990. Im Vergleich zu 1993–1996 resultiert daraus eine leichte Zunahme. Diese macht sich in der Höhenverbreitung vor allem zwischen 1900 und 2500 m bemerkbar, darunter ist der Trend negativ. In 31 Zählflächen in Graubünden entwickelte sich der Bestand seit 1991 uneinheitlich[13], aber ohne rückläufigen Trend[AGR]. Im Tessin blieb der Bestand 1981–2009 im Norden stabil, während er im zentralen und südlichen Teil abnahm[15].

In Deutschland und Österreich ist der Bestand im Tiefland und in den Mittelgebirgen stark rückläufig, in den Alpen überwiegend stabil[AtA, AtD, AtV, 1, 6]. In Frankreich ist das Birkhuhn aus den Ardennen verschwunden und in den Alpen ist die Tendenz negativ[AtF], ebenso in den italienischen Alpen[4, 11]. Ob und wie stark das Areal des Birkhuhns wegen der Klimaerwärmung schrumpfen wird, ist schwierig vorauszusagen[17]. Einzelne Balzplätze haben sich in höhere Lagen verschoben[9]. In Wintersportgebieten sind Ruhezonen für das Birkhuhn wichtig[2, 3, 12]. Zu den potenziellen Gefährdungen des Birkhuhns zählen Erschliessungen, die touristische Nutzung, Störungen, die Intensivierung oder Aufgabe der Alpnutzung sowie die Jagd[5, 7, 10, 15, 16].

Christian Marti

[1] Albegger et al. (2015); [2] Arlettaz et al. (2007); [3] Arlettaz et al. (2015); [4] Brichetti & Fracasso (2004); [5] Grünschachner-Berger & Kainer (2011); [6] Feldner et al. (2006); [7] Immitzer et al. (2014); [8] Isler & Bossert (2015); [9] Marti et al. (2016); [10] Mollet et al. (2007a–b); [11] Nardelli et al. (2015); [12] Patthey et al. (2008); [13] Schmid & Jenny (2012); [14] Zbinden & Salvioni (2003c); [15] Zbinden & Salvioni (2010); [16] Zbinden et al. (2018); [17] Zurell et al. (2012)





Vorkommen 2013–2016

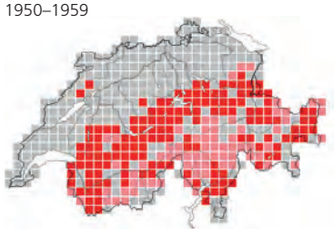


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

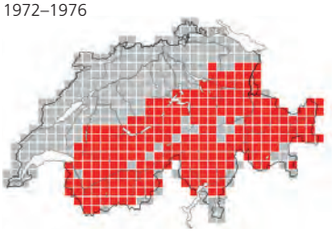


Patenschaft
Christian Marti

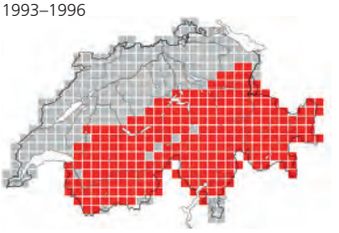
1950–1959



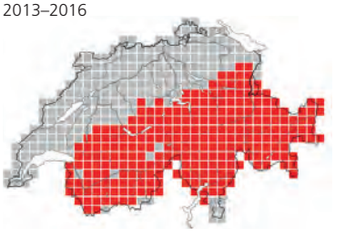
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Höckerschwan

Cygnus olor
Cygne tuberculé
Cigno reale
cign dumesti
Mute Swan



Fabien Chenaux

Rote Liste –
Bestand 590–720 Paare (2013–2016)

Focus Seite 124

Das europäische Verbreitungsgebiet des Höckerschwans ist durch häufige Aussetzungen geprägt. Die Wildvögel aus Nordosteuropa sind Teilzieher und erreichen im Winter selten auch die Schweiz[3].

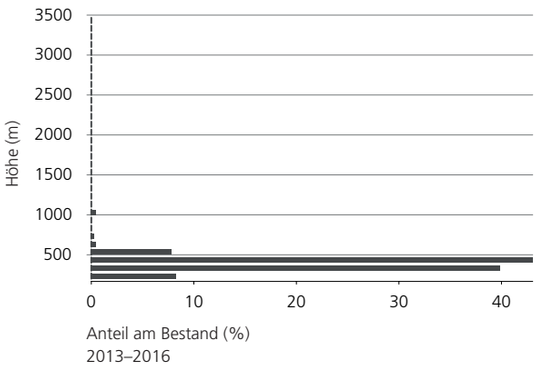
Die Brutvorkommen des Höckerschwans in der Schweiz gehen auf ausgesetzte Vögel zurück. Die erste Freilassung erfolgte 1690 in Luzern[6]. Vor allem im 19., aber auch noch im 20. Jahrhundert wurden Höckerschwäne vielerorts ausgesetzt. Heute sind sie unterhalb von 600 m weit verbreitet. Der Lac de Joux VD auf 1005 m war 2013–2016 der höchste Brutort in der Schweiz (C. Guex, U. Poltier, A. Croisier, Y. Menétrey). Frühere hohe Brutplätze wie Arosa GR auf 1730 m AGR, AtCH2 sind nicht mehr besetzt.

Der Höckerschwan kommt an Seen, grösseren Flüssen (v.a. Staustufen) und Kleingewässern vor. An den Seen und Flüssen wurden mittlere Dichten von 0,6 bzw. 0,4 Paaren pro Kilometer Uferlänge gefunden. Die höchsten Dichten werden an Seen mit einer reichen Unterwasservegetation oder einem gut zugänglichen Nahrungsangebot auf ufernahem Grünland erreicht. Die grossen Seen, insbesondere Genfer-, Neuenburger- und Bodensee, beherbergen 58 % aller Paare, die grossen Flüsse, vor allem Aare und Rhein, 23 %. Aussergewöhnlich ist eine Brutkolonie am deutschen Teil des Untersees auf einer 0,25 ha grossen Insel mit bis zu 56 Nestern[5]. Doch auch Fütterungen durch den Menschen können lokal zu höheren Dichten von Brutpaaren führen, so an der Rhone in Genf. Die grossen Konzentrationen in städtischen Gebieten setzen sich aber oft aus Nichtbrütern zusammen.

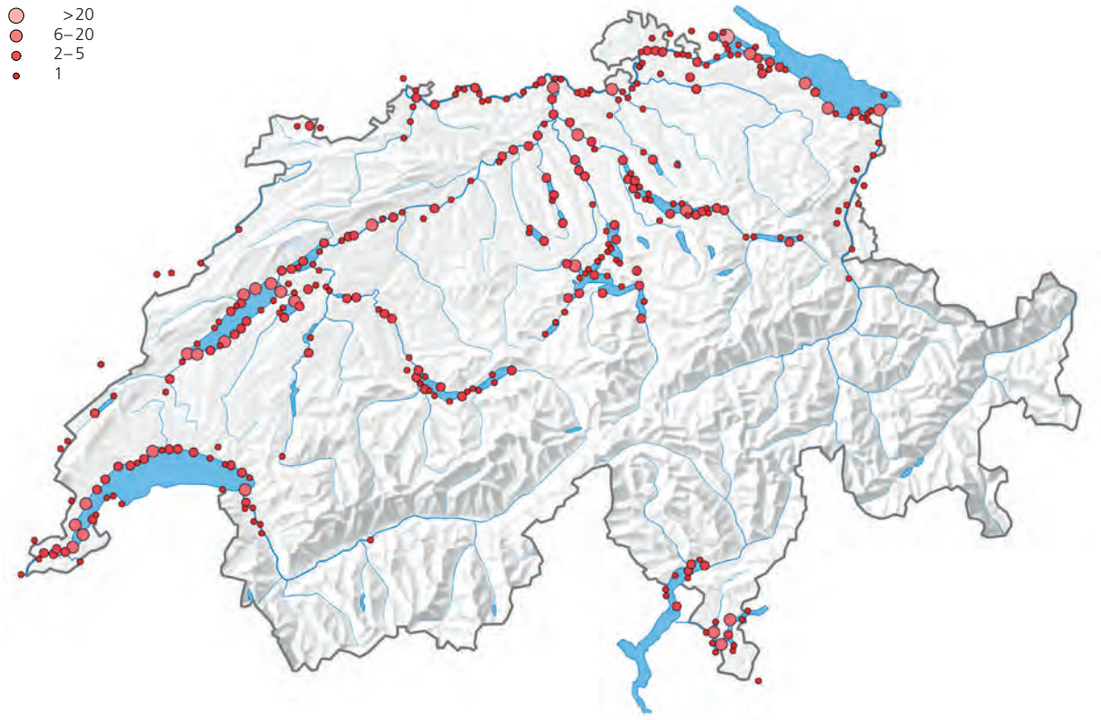
Der Brutbestand ist seit 1993–1996 angestiegen. Eine Zunahme seit den Neunzigerjahren zeigt sich auch bei den Wasservogelzählungen im Winter. Da die Brutvögel in der Schweiz Standvögel sind und sich höchstens zwischen nahe gelegenen Gewässern bewegen[2, 4], dürfte der Trend im Winter jenen zur Brutzeit gut widerspiegeln. Mildere Winter und die Wiederausbreitung von Unterwasserpflanzen in den grossen Seen infolge besserer Wasserqualität begünstigen den Höckerschwan. Die freiwillige oder durch Verbote erwirkte Reduzierung der Fütterung durch den Menschen bewirkte an einigen Gewässern einen Bestandsrückgang, der aber vor allem die Nichtbrüter betraf. In den Nachbarländern der Schweiz sind die Trends ebenfalls positiv AtD, AtF, 1.

Verena Keller & Isabelle Henry

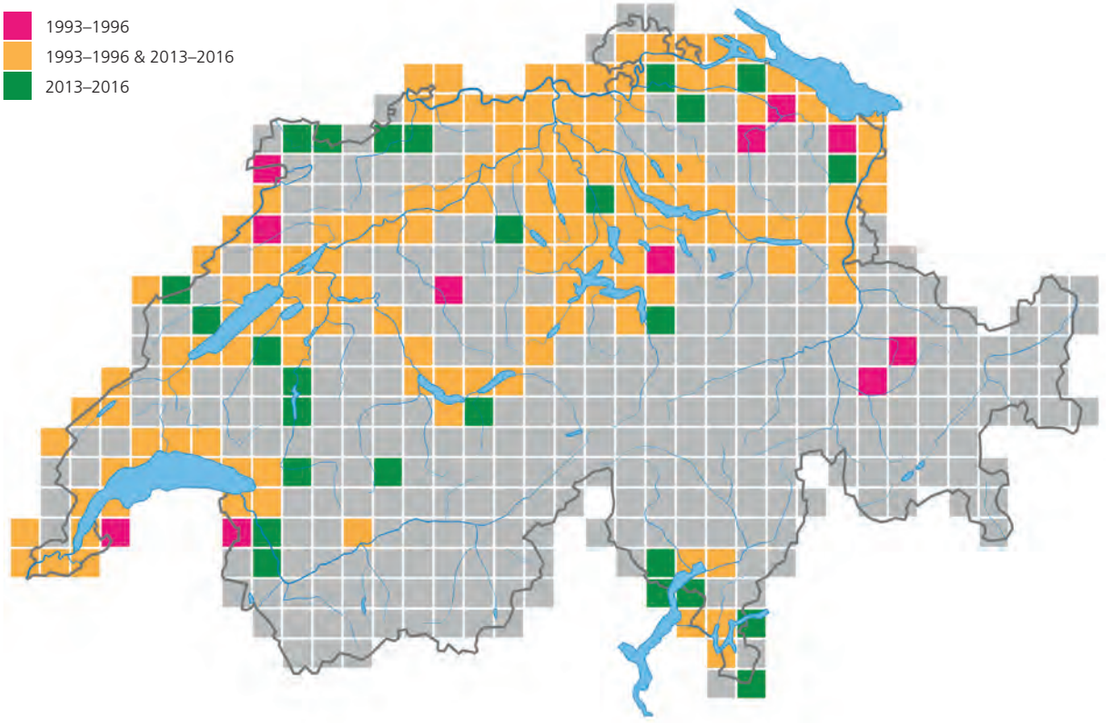
[1] Campedelli et al. (2012); [2] Forster & Wagner (1973); [3] Glutz von Blotzheim (1965); [4] Kaiser (1993); [5] Knaus et al. (2017); [6] Schaller (1938)



Reviere 2013–2016

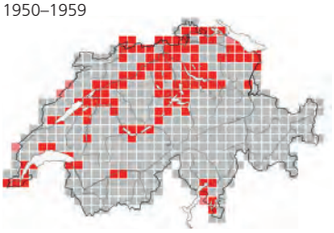


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

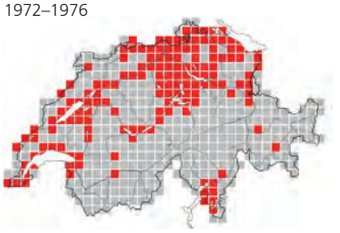


Patenschaft
Danielle Meyer, Birsfelden

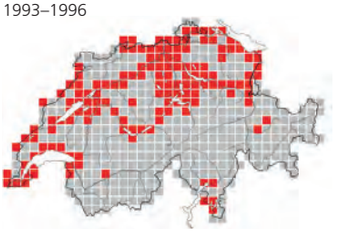
1950–1959



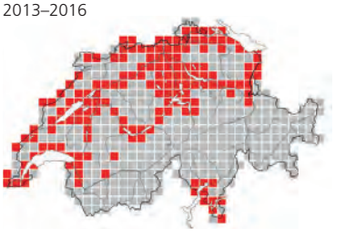
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Graugans

Anser anser
Oie cendrée
Oca selvatica
auca grischa
Greylag Goose



Mathias Schaf

Rote Liste –
Bestand 45–60 Paare (2013–2016)

Focus Seite 124

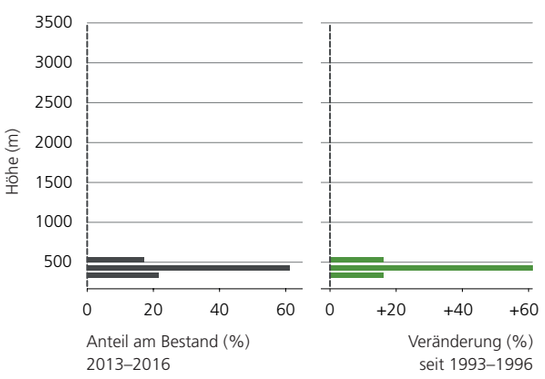
Die Schweiz liegt am Südrand des europäischen Brutgebiets der Graugans. In vielen Ländern wurden Graugänse absichtlich oder unabsichtlich freigesetzt. Es ist heute kaum mehr möglich, wilde und eingebürgerte Populationen auseinanderzuhalten, zumal sich diese auch mischen [1].

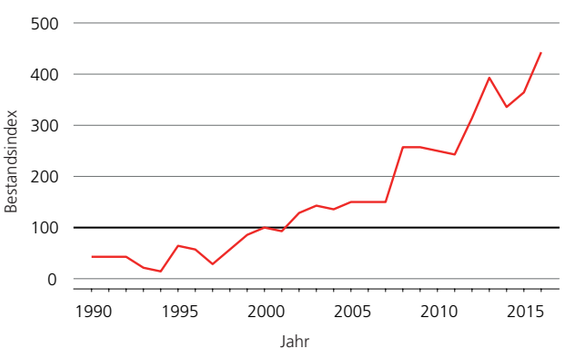
Die ersten Bruten am deutschen Bodenseeufer 1981 [ABo3] sowie in der Schweiz 1983 am Flachsee Unterlunkhofen AG [4, 5] gehen auf ausgesetzte Vögel zurück. Seither hat sich die Graugans in beiden Regionen vermehrt. Vom Aargauer Reusstal (jährlich 9–14 Bruten 2013–2016) aus hat sie sich zudem in angrenzende Regionen ausgebreitet. Am Sempachersee brütete die Graugans erstmals 1994. Der Bestand ist hier ebenfalls angestiegen, und Graugänse haben auch benachbarte kleinere Gewässer wie den Mauensee LU besiedelt. In der Region Sempachersee wurden 2013–2016 8–11 Bruten pro Jahr erfasst. Am Zugersee kam es im Jahr 2000 zur ersten Brut. 2013 wurde mit 11 erfolgreichen Bruten der höchste Bestand erreicht. Seither werden im Rahmen eines Managementplans Gelege zerstört, wie das bereits früher auch im Reusstal der Fall war. In der Folge wurden auch Zürichsee und Umgebung (ab 2009, 4–16 Bruten 2013–2016), Vierwaldstättersee (ab 2010, 1–4 Bruten), Baldeggersee (ab 2011, 2–4 Bruten) und Lauerzersee (ab 2014, 0–2 Bruten) besiedelt. In der Region der Jurarandseen, wo Graugänse bereits früher regelmässig als Wintergäste auftraten, wurden die ersten Bruten 1999 am Neuenburgersee registriert (9–18 Bruten 2013–2016), 2007 auch am Bielersee (1–2 Bruten). Die 1–2 Bruten an der Aare (Vogelroupfi/Bannwil BE) seit 2014 stehen etwas isoliert zwischen den Hauptbrutgebieten. Am Genfersee, im Rhonetal VS, am Thunersee sowie am Lac de la Gruyère wurden Bruten lediglich in den Jahren zwischen 1993–1996 und 2013–2016 entdeckt. Diese Gebiete eignen sich vermutlich weniger gut als die Flussebenen und Seengebiete im Mittelland, wo offenes Grasland direkt an Gewässer grenzt.

Der Gesamtbestand erreichte 2016 mit 62 Bruten den bisher höchsten Wert [2]. Der effektive Brutbestand dürfte höher sein, da nur Nester und Familien und damit meist erfolgreiche Bruten einbezogen werden. Der Bestand hat in Mitteleuropa generell zugenommen, wohl unter anderem aufgrund milderer Winter und einem zunehmenden Angebot an gedüngtem Grünland [RLEU, 3].

Verena Keller

[1] Kampe-Persson (2010); [2] Müller (2017); [3] Podhrázský et al. (2016); [4] Schelbert et al. (1995); [5] Thiel (2009)





Brutpaare 2013–2016

6–20
2–5
1



Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996

Zunahme
6–20
2–5
1
0

Abnahme
1
2–5
6–20



Patenschaft
Michael Götsch, Dübendorf

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Eiderente

Somateria mollissima
Eider à duvet
Edredone
anda loma
Common Eider



Markus Varesvuo

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 1–5 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 319, 369

Die Eiderente bewohnt die Küsten Nordeuropas, Ostsibiriens und Nordamerikas. Die Schweiz liegt weit südlich des geschlossenen Areals.

Als Folge von grossen Einflügen vor allem in den Wintern 1959/60 und 1971/72 sowie im Herbst 1988 kam es in der Schweiz zunehmend zu Übersommerungen [VdS]. 1988 erfolgte der erste Brutnachweis [1]. Seit 1992 werden jedes Jahr 1–5 Familien festgestellt (ausser 1998, 2000 und 2004). 2013–2016 kam es bei Rapperswil SG zu jährlich 1–4 Bruten und am Fanel BE/NE 2013 und 2014 zu je einem Brutversuch. An den früheren Brutplätzen am Vierwaldstätter- und Walensee gelangen seit 1996 bzw. 1997 keine Nachweise mehr. Die Bruthabitate in der Schweiz ähneln jenen an den Küsten und umfassen Inseln und felsig-steinige Ufer grosser, nährstoffarmer Seen.

Im mitteleuropäischen Binnenland brütete die Eiderente nur wenige Male [VdS]. Seit 2000 gab es nur Bruten am Möhnesee (Nordrhein-Westfalen D) und am Lac de Coiselet (Ain und Jura F) [AtD, AtF]. Gesamteuropäisch ist der Bestand seit 2000 rückläufig [RLEU, 3, 8]. Zu den vermuteten Ursachen zählen unter anderem die Verschmutzung der Küsten mit Öl, Krankheiten, die intensive Jagd und die Übernutzung von Muschelbänken [RLEU, 2, 3, 4, 5, 6, 7].

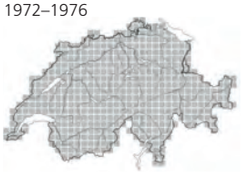
Samuel Wechsler

[1] Anderegg (1989); [2] Desholm et al. (2002); [3] Ekroos et al. (2012a); [4] Ekroos et al. (2012b); [5] Hario & Rintala (2006); [6] Kurvinen et al. (2016); [7] Lehikoinen et al. (2008); [8] Nagy et al. (2014)

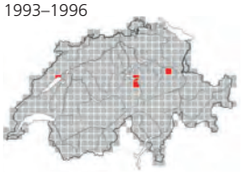
1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutpaare 2013–2016

2–5
1



Patenschaft
Jürg & Cornelia Albrecht-Pletscher, Schaffhausen

Mittelsäger

Mergus serrator
Harle huppé
Smergo minore
marel mesaun
Red-breasted Merganser



Markus Varesvuo

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 0–2 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 369

Der Mittelsäger besiedelt hauptsächlich die nördlich des 50. Breitengrads gelegenen Regionen Eurasiens und Nordamerikas. Sein Areal reicht weniger weit nach Süden als jenes des Gänsesägers. Im Unterschied zu diesem brütet er nicht nur an Seen und Flüssen, sondern auch an von Gezeiten geprägten Flussmündungen und Meeresküsten, und ausserhalb der Brutzeit ist er vor allem in marinen Lebensräumen zu finden. Dies ist vermutlich ein Grund, weshalb er als Brutvogel viel seltener im küstenfernen Binnenland auftritt als der Gänsesäger. Bruten im Binnenland weit südlich des zusammenhängenden Brutgebiets sind aus Tschechien und der Ukraine bekannt, aber sehr selten [EBBA1]. In Deutschland brüten mehrere Paare im Harzvorland [AtD].

Die erste in der Schweiz festgestellte Brut 1993 am Fanel BE/NE [1] war deshalb sehr aussergewöhnlich, obwohl der Mittelsäger hier regelmässig als Wintergast in geringer Zahl auftritt. Auf den künstlichen Inseln am Fanel brüten auch Gänsesäger, mit denen sich der Mittelsäger oft vergesellschaftet. Seit der ersten Brut wurden hier zur Brutzeit immer wieder Paare oder Einzelvögel beobachtet. Bis 2016 wurde in 8 Jahren je eine erfolgreiche Brut festgestellt, 2013 waren es sogar zwei [3]. 2011 wurde bei Yvonand VD im westlichen Teil des Neuenburgersees ebenfalls eine Familie entdeckt [2].

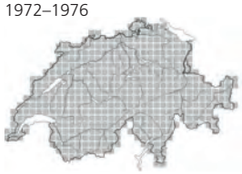
Verena Keller

[1] Monnier (1995); [2] Müller & Volet (2012); [3] Müller & Volet (2014)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

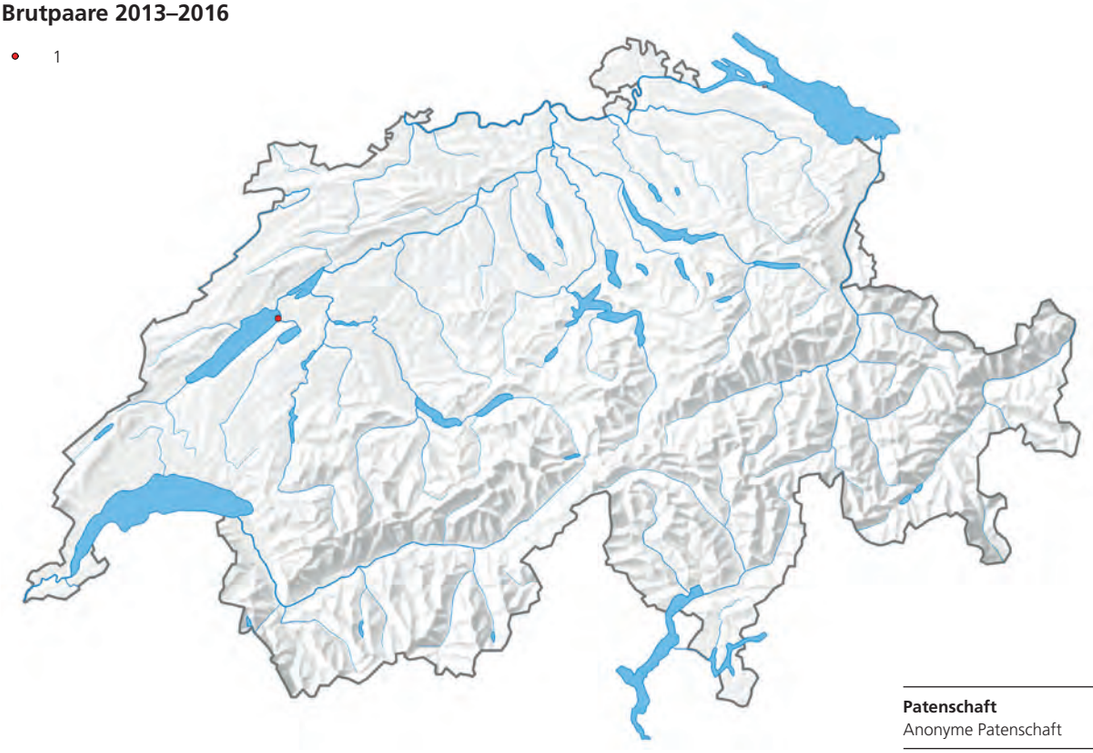


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Anonyme Patenschaft

Gänsesäger

Mergus merganser
Harle bièvre
Smergo maggiore
marel grond
Goosander



Andreas Volz

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 600–800 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 147, 170

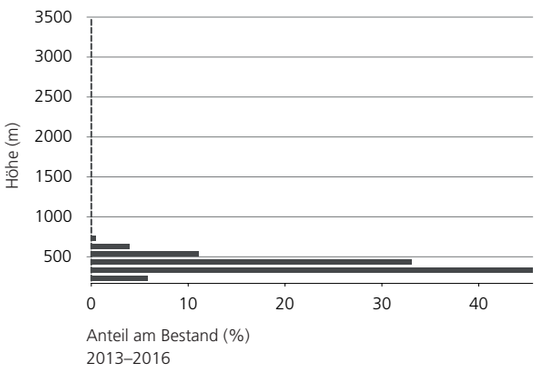
Die grössten Bestände des Gänsesägers in Europa befinden sich in Russland und Fennoskandien. Eine geografisch getrennte Population, die sich auch genetisch von der nordeuropäischen unterscheidet, brütet im Alpenraum [3, 4]. Ihr Areal erstreckt sich von der Genferseeregion bis nach Slowenien.

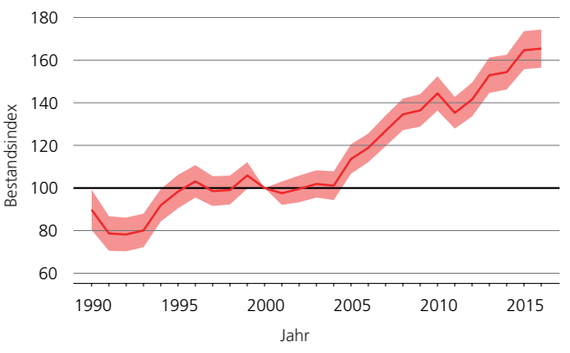
In der Schweiz hat der Gänsesäger von der Westschweiz aus sein Verbreitungsgebiet Richtung Nordosten ausgedehnt. Nach 1993–1996 hat sich diese Tendenz fortgesetzt, insbesondere entlang des Rheins, sowohl von der Aaremündung flussabwärts wie auch flussaufwärts, wo der Gänsesäger bei Stein am Rhein SH den Bodensee erreicht hat. Auch entlang der Thur und der Limmat hat er sich stark ausgebreitet. Die Reuss wurde vermutlich sowohl von der Aare wie vom Vierwaldstättersee her besiedelt, wo der Gänsesäger in der Stadt Luzern seit dem Jahr 2000 in zunehmender Zahl brütet. Die auffallendste Veränderung seit 1993–1996 betrifft die Besiedlung der Alpensüdseite. Nach der ersten Brut 1998 am Langensee bei Cannero I [1] folgte 2003 die erste auf der Schweizer Seite des Sees (P. Koch) [7] und daraufhin die Besiedlung der Zuflüsse [2]. An der Maggia erreichte der Gänsesäger im Jahr 2015 Bignasco TI (R. Lardelli).

Der Gänsesäger besiedelt grosse Seen und Flüsse. Während früher Brutnachweise auf 1005 m bei Le Chenit VD sowie auf 900 m oberhalb des Klöntaler Sees GL gelangen [VdS], lag der höchste Brutplatz 2013–2016 an der Sense unterhalb von Guggisberg BE auf rund 750 m (A. Aebischer, L. Favre). Als Brutplätze dienen natürliche Höhlen in Felsen und Bäumen, Nischen von Gebäuden und Mauern sowie Kamine. Die Familien sind sehr mobil und können sich vor allem flussabwärts über mehrere Kilometer bewegen, oft von Zuflüssen bis hinunter an einen See. Dies erschwert die Schätzung des Brutbestands. Die im Rahmen des Atlas durchgeführten Spezialzählungen 2015 deuten darauf hin, dass der Bestand an den grossen Seen in der Westschweiz rückläufig ist, landesweit aber mit 600–800 Paaren deutlich höher ist als die Schätzung 1998 von 490–670 Paaren [5]. Der Bestand der alpinen Brutpopulation dürfte insgesamt angestiegen sein, da sich der Gänsesäger auch in den Nachbarländern ausgebreitet hat [AtD, AtF, RLEU, 6].

Verena Keller

[1] Bordignon (1999); [2] Bordignon et al. (2010); [3] Hefti-Gautschi et al. (2009); [4] Keller (2009); [5] Keller & Gremaud (2003); [6] Teufelbauer (2014); [7] Volet & Burkhardt (2004)

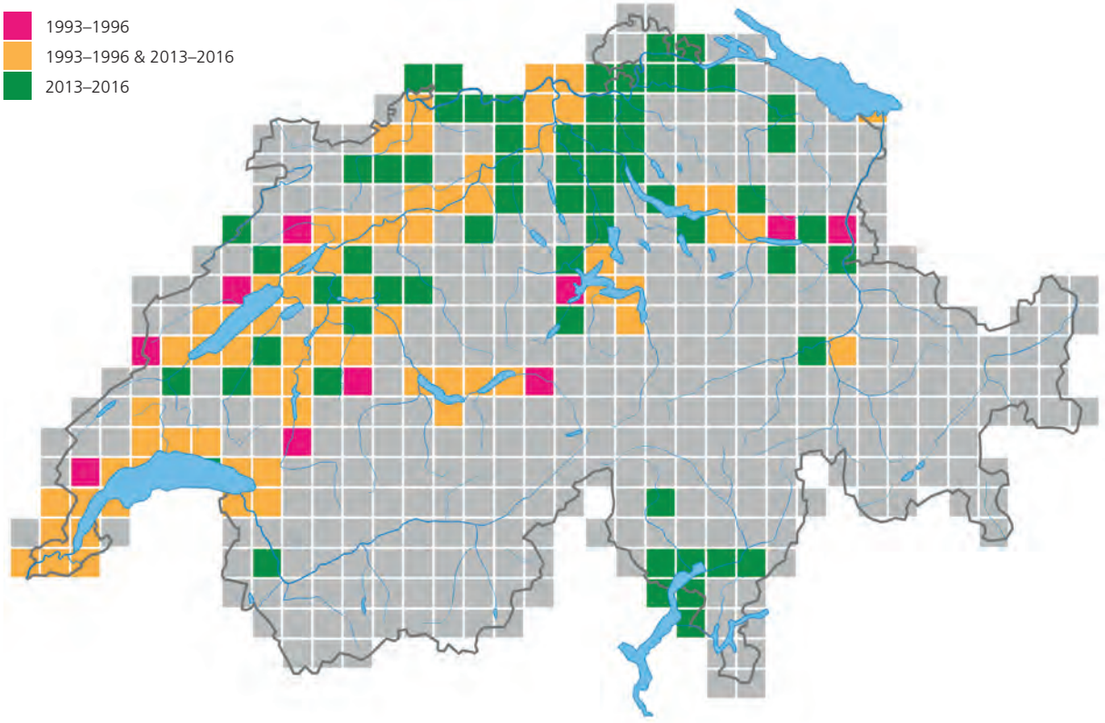




Reviere 2013–2016

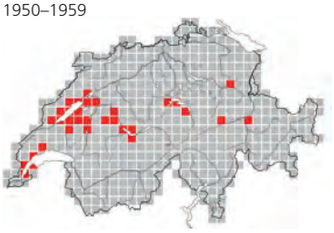


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

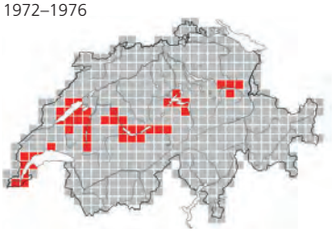


Patenschaft
Adrian Borgula, Luzern

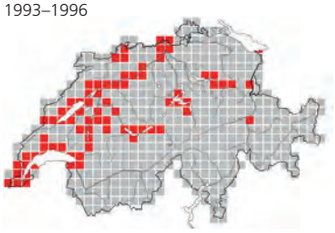
1950–1959



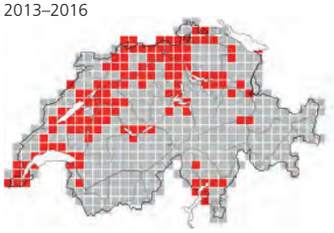
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Nilgans

Alopochen aegyptiaca
Ouette d'Égypte
Oca egiziana
auca egipziana
Egyptian Goose



Mathias Schäf

Rote Liste –
Bestand 8–13 Paare (2013–2016)

Focus Seite 124

Die Nilgans ist in Afrika weit verbreitet. Ihre Bestände in Europa gehen auf Gefangenschaftsflüchtlinge und ausgesetzte Vögel zurück. Das mittlerweile zusammenhängende Brutgebiet erstreckt sich von England über die Beneluxstaaten bis nach Ostdeutschland [AtD, 2]. Ausgehend von den Niederlanden breitete sich die Nilgans vor allem entlang der grossen Flüsse nach Süden und Osten aus [AtD, 5].

In der Schweiz wird die Nilgans seit 1995 regelmässig beobachtet, vor allem im Raum Basel und entlang des Hochrheins, wo 2003 die ersten Bruten festgestellt wurden [3]. Seither ist die jährliche Anzahl Bruten bis 2016 auf 13 angestiegen [4]. Die bisher bekannten Brutplätze liegen unterhalb von 550 m und schwerpunktmässig in der Nordschweiz. 2013–2016 wurden Bruten von fünf verschiedenen Golfplätzen gemeldet. Mit ihrem Angebot von Teichen, umgeben von kurzrasigem Grünland, sind sie ein idealer Lebensraum. Das gleiche gilt für Parkanlagen. Daneben brütet die Nilgans auch an Seen und Flussstaus.

Der Schweizer Brutbestand ist noch klein, dürfte aber weiter zunehmen. In Deutschland wurde der stark wachsende Bestand 2005–2009 auf 5000–7000 Paare geschätzt [AtD]. In Frankreich zeigt sich ebenfalls eine Ausbreitung nach Süden, der Bestand betrug 2014 215–290 Paare [AtF, 1].

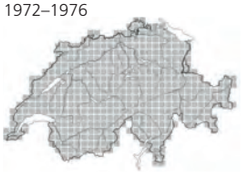
Verena Keller

[1] Dubois et al. (2016); [2] Gyimesi & Lensink (2012); [3] Kestenholz et al. (2005); [4] Müller (2017); [5] Schropp et al. (2016)

1950–1959



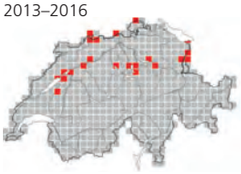
1972–1976



1993–1996

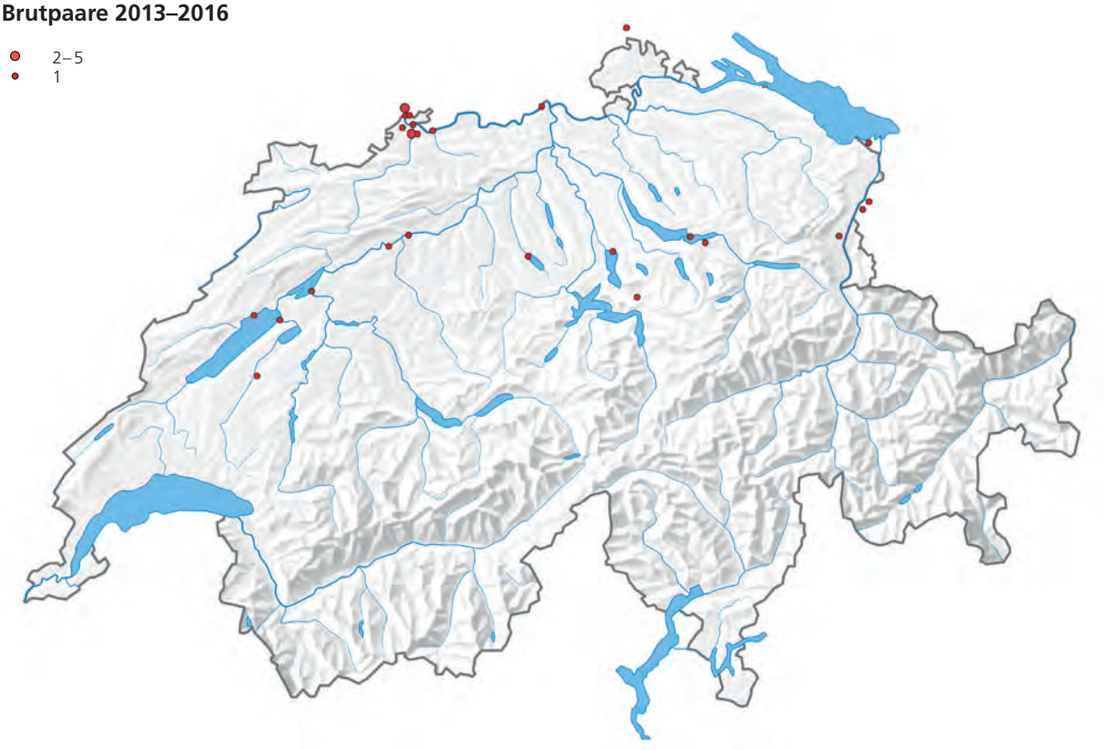


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

2–5
1



Rostgans

Tadorna ferruginea
Tadorne casarca
Casarca
auca cotschna
Ruddy Shelduck



Beat Rüegger

Rote Liste –
Bestand 10–15 Paare (2013–2016)

Focus Seite 124

Die Vorkommen der Rostgans in der Schweiz gehen auf entwichene Vögel zurück[2]. Die nächsten Vorkommen von Wildvögeln liegen in Südosteuropa.

Die Rostgans besiedelt verschiedene Gewässertypen, in der Schweiz sind es Flachwasserzonen von gestauten Flussabschnitten und Seen wie auch Kleingewässer, vorwiegend in der Nordschweiz unterhalb von 500 m. Sie brütet bei uns in Gebäuden oder in Nistkästen für Schleiereulen oder Turmfalken. Brutplätze können sich über 1 km vom nächsten Gewässer entfernt befinden.

Der Bestand in der Schweiz wies erstmals ab 1996 einen Anstieg auf. Die vorhandenen Daten in Europa zeigten, dass die Schweiz neben dem Grenzgebiet Deutschland/Niederlande ein Ausbreitungszentrum war[2]. Um eine weitere Ausbreitung zu verhindern, wurden in der Folge Rostgänse abgeschossen und Gelege entfernt[4, 5], was zum lokalen Verschwinden der Rostgänse führte. Wo nicht eingegriffen wurde, konnten sich Paare neu ansiedeln. Zur stärksten Ausbreitung und Bestandszunahme kam es daher auf deutscher Seite entlang des Hochrheins und des Untersees[1]. In der Schweiz wurden 2013–2016 pro Jahr 11–13 Bruten erfasst[3]. In Deutschland wurde der Brutbestand 2005–2009 auf 160–200 Paare geschätzt[AtD].

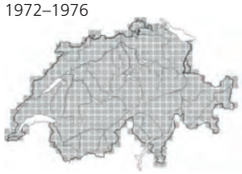
Verena Keller

[1] Bauer et al. (2011); [2] Kestenholz et al. (2005); [3] Müller (2017); [4] Stucki (2005); [5] Wittenberg (2006a–c)

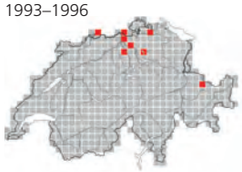
1950–1959



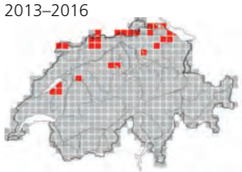
1972–1976



1993–1996

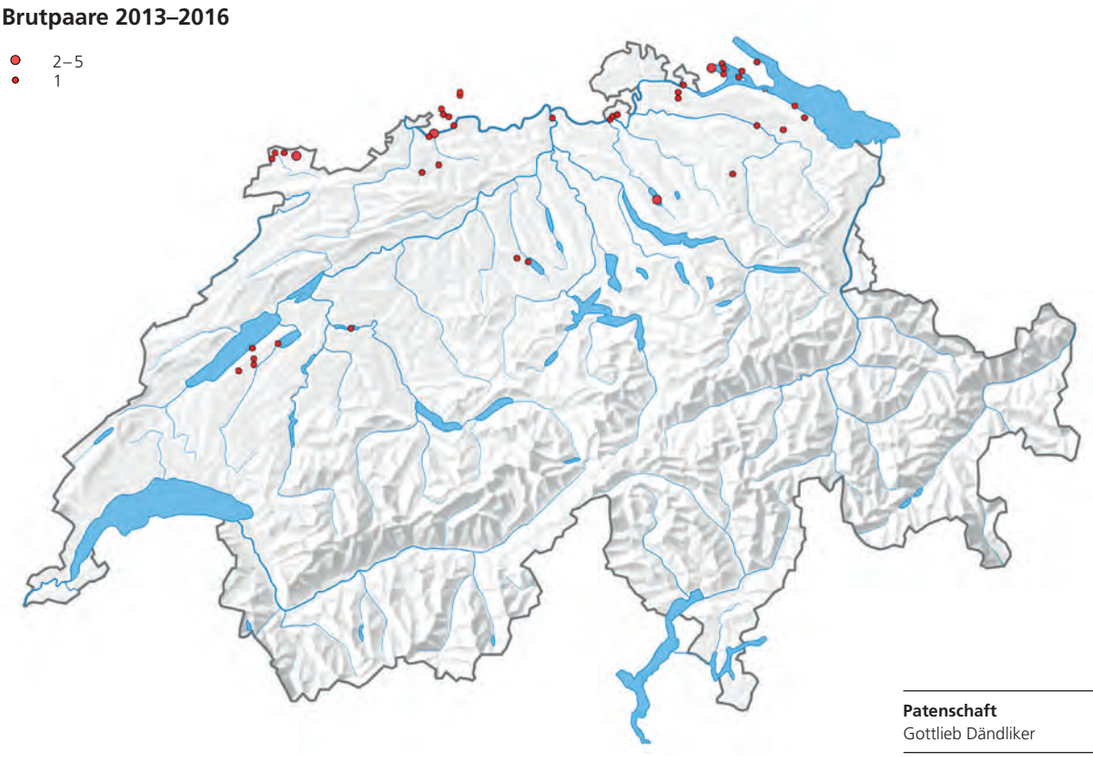


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

2–5
1



Patenschaft
Gottlieb Dändliker

Auf dem Vormarsch: gebietsfremde Vogelarten

Gebietsfremden Vögeln wurde lange wenig Beachtung geschenkt. Doch Neozoen gelten heute weltweit als Gefahr für die Biodiversität. Ihre Vorkommen zu dokumentieren, ist deshalb wichtig. Damit wird es erst möglich, eine allfällige Ausbreitung zu erkennen und wenn nötig Massnahmen gegen einzelne Arten zu ergreifen.

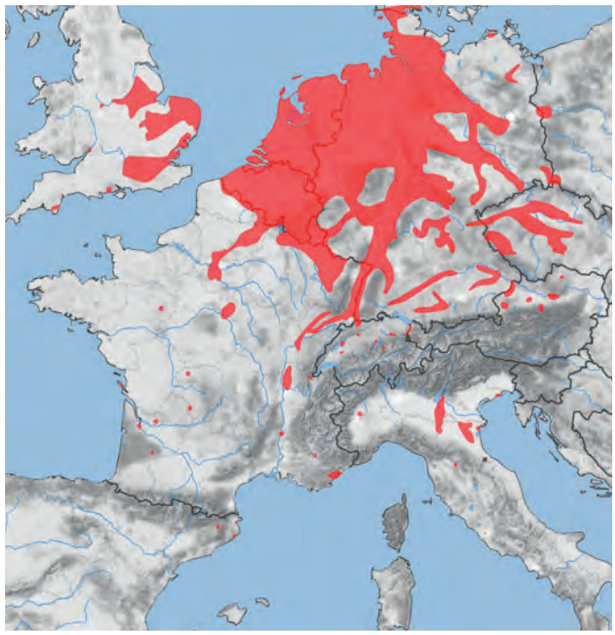
Von Neozoen oder gebietsfremden Tierarten spricht man dann, wenn sich Arten ausserhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets mit direkter oder indirekter Hilfe durch den Menschen ansiedeln. Einige Arten hat der Mensch aktiv ausgesetzt, insbesondere zu Jagdzwecken. In der Schweiz betrifft das in erster Linie den Jagdfasan, in Europa beispielsweise auch die Kanadagans. Wasservögel wurden ausgesetzt zur «Bereicherung» der Avifauna mit attraktiven Arten. Die ersten Höckerschwan- und Graugansbruten in der Schweiz gehen auf solche Aussetzungen zurück. Wilde Höckerschwäne und Graugänse sind in Europa heimisch und nutzen Schweizer Gewässer seit jeher als Winterquartier. Weil man heute nicht mehr unterscheiden kann, ob eine lokale Population auf ausgesetzte oder wilde Vögel zurückgeht, werden diese beiden Arten in der Schweiz nicht als Neozoen betrachtet und gelten gemäss eidgenössischem Jagdgesetz als einheimische Wildvögel. Häufiger als gezielte Aussetzungen sind solche aus Nachlässigkeit. Für zoologische Gärten ist es attraktiv, Vögel im Freiflug zu halten. Die Gefahr, dass sie den Zoo verlassen, wird in Kauf genommen. Private Tierhalter, die nicht genug Platz haben für die produzierten Jungvögel, lassen diese manchmal ebenfalls entweichen.

Exotische Wasservögel und Papageien

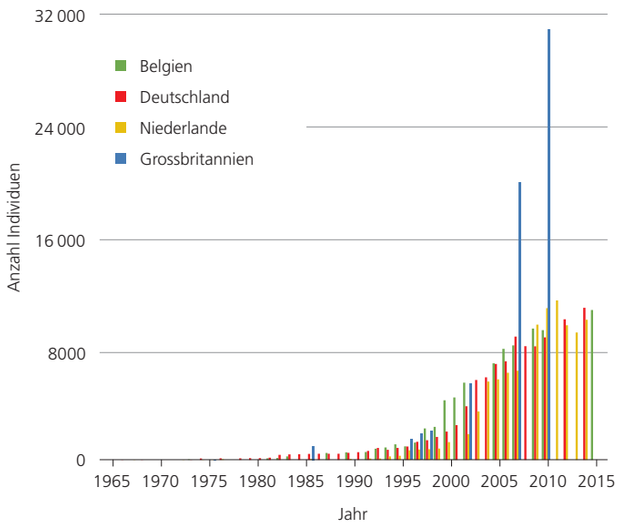
Die meisten Gefangenschaftsflüchtlinge überleben nicht über längere Zeit und finden keine Partner. Von den über 150 nicht-einheimischen Vogelarten, die seit 1997 in der Schweiz beobachtet worden sind, haben nur 17 seither gebrütet; nur vier von ihnen brüten regelmässig. Den Neozoen wurde von den Beobachterinnen und Beobachtern lange Zeit wenig Beachtung geschenkt, und die Vogelwarte setzte sie erst 1997 auf die Liste der obligatorisch zu meldenden Arten. Im Vergleich zu anderen europäischen Ländern sind die Bestände von Neozoen in der Schweiz klein [1, 5]. Es sind vor allem Wasservögel. Während die Ansiedlung von Rostgans und Mandarinente auf hier freigelassene oder entwichene Individuen zurückgeht, sind die Bruten der aus Afrika stammenden Nilgans eher die Folge der Ausbreitung der Art von den Niederlanden und Deutschland Richtung Süden. Papageien, insbesondere der Halsbandsittich, der beispielsweise in Obstplantagen grosse Schäden verursachen kann und mit anderen Vogelarten oder Fledermäusen um Höhlen konkurriert [3, 8, 10], haben bisher in der Schweiz nur ausnahmsweise gebrütet.

Neozoen bedrohen die Artenvielfalt

Nicht alle gebietsfremden Vogelarten müssen Probleme bereiten. Die Mandarinente brütet schon seit 1958 in der Schweiz, ohne dass bisher Konflikte bekannt geworden wären. Dagegen kann die Rostgans in Nistplatzkonkurrenz zu Schleiereulen und anderen Arten treten, was bei einer stärkeren Bestandszunahme problematisch sein könnte. In den letzten 20 Jahren ist das Bewusstsein generell



Die Nilgans ist vor allem in den Benelux-Ländern und im Nordwesten Deutschlands weit verbreitet und stellenweise häufig. Hintergrundkarte: Natural Earth, Stamen Design & OpenStreetMap.



Der Halsbandsittich hat sich in 10 Ländern Europas etabliert und sein Bestand steigt rasant an, wie die Entwicklung in den vier neben Spanien wichtigsten Ländern zeigt. Quelle: Pârâu et al. (2016).



Genf, Basel, Zürich, Rapperswil SG, Thun BE: Die Überlagerung der Bruten der nicht-einheimischen Wasservögel zeigt Häufungen in städtischen Gebieten und in der Nähe von zoologischen Gärten. Rost- und Nilgans sowie Mandarinente brüten auch im ländlichen Raum.

gestiegen, dass Neozoen eine Bedrohung der Artenvielfalt darstellen können. Als in England die ersten, aus Nordamerika stammenden Schwarzkopfruderenten ausserhalb der Ziergeflügelhaltungen zu brüten begannen, rechnete niemand damit, dass sich die Art später über Frankreich bis nach Spanien ausbreiten würde und dort die bereits wegen Lebensraumverlust bedrohte Weisskopfruderente bedrängen könnte. Die beiden Arten hybridisieren, was eine zusätzliche Gefahr im Artenschutz darstellt. Im Rahmen eines europäischen Aktionsplans zum Schutz der Weisskopfruderente wurden deshalb Schwarzkopfruderenten massiv bekämpft mit dem Ziel, sie in Europa möglichst auszurotten[4, 9]. Die Schweiz hat sich dem Aktionsplan angeschlossen, ist aber nur mit wenigen Beobachtungen von Einzelvögeln pro Jahr betroffen.

Prävention als wichtigste Massnahme

Das Beispiel der Schwarzkopfruderente zeigt exemplarisch, wie schwierig es ist, mögliche durch Neozoen verursachte Konflikte vorauszusehen und rechtzeitig die richtigen Massnahmen zu ergreifen. Solange nur wenige Paare brüten, gibt es meist keine Probleme, weshalb zu diesem Zeitpunkt keine Massnahmen ergriffen werden, obschon sie ohne grossen Aufwand möglich wären. Ist ein Bestand jedoch erst einmal stark angewachsen, sind Massnahmen aufwändig, teuer und oft nicht mehr zielführend. Eine wichtige Rolle kommt deshalb der Prävention zu. Die eidgenössische Jagdgesetzgebung verbietet das Aussetzen von gebietsfremden Tieren und sieht für die Schwarzkopfruderente ein Verbot und für weitere Arten eine Bewilligungspflicht für Einfuhr und Haltung vor. Die Tierschutzgesetzgebung verlangt, dass Tiere in Gehegen so gehalten werden, dass sie nicht entweichen können. Dies kann bei Vögeln in der Regel nur gewährleistet werden, wenn sie in geschlossenen Anlagen gehalten werden. Zur Prävention kann auch gehören, dass einzelne Bruten an neuen Orten entfernt werden. Dies ist besonders dann sinnvoll, wenn es sich um potenziell invasive Arten handelt[2, 7]. Gemäss Jagdgesetzgebung müssen die Kantone dafür sorgen, dass sich nicht-einheimische Tierarten nicht ausbreiten und müssen sie entfernen, wenn sie die einheimische Artenvielfalt gefährden.

Es ist zu erwarten, dass weitere nicht-einheimische Arten in der Schweiz auftauchen werden. Jüngstes Beispiel ist die Braunkopfpapageimeise aus China und Vietnam. Bei ihr bestand 2017 im Tessin Brutverdacht, nachdem sie sich im benachbarten Italien bereits etabliert hatte[HBW, 6].

Verena Keller



Fritz Sigg

Der Klingnauer Stausee AG hat sich zu einem Schwerpunktgebiet für Rostgänse und andere Neozoen entwickelt.

[1] Bauer et al. (2016b); [2] Bundesamt für Umwelt (2016)/Office fédéral de l'environnement (2016)/Ufficio federale dell'ambiente (2016); [3] Hernández-Brito et al. (2014); [4] Hughes et al. (2006); [5] Kestenholz et al. (2005); [6] Luoni et al. (2009); [7] Nentwig et al. (2016); [8] Pârâu et al. (2016); [9] Robertson et al. (2015); [10] Strubbe & Matthysen (2009)

Species Seiten 100, 114, 116, 122, 123, 127, 577, 578, 581, 582, 583, 584

Brandgans

Tadorna tadorna
Tadorne de Belon
Volpoca
anda faschada
Common Shelduck



Markus Varesvuo

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 1–4 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 319, 369

In Westeuropa besiedelt die Brandgans hauptsächlich die Küstenregionen, dringt aber entlang der grossen Flusstäler weit ins Binnenland vor. Sie sucht ihre Nahrung hauptsächlich auf Watt- und Schlickflächen. Im Binnenland findet sie entsprechende Flächen nur punktuell, in Deutschland und Frankreich zum Beispiel in Kies- und Sandabbauflächen oder an Klärteichen [AtD, AtF]. Solche Bedingungen gibt es in der Schweiz am ehesten an verlandenden Flussstaus wie dem Klingnauer Stausee AG oder dem Stau von Verbois GE, an dem bereits mehrmals Bruten entdeckt wurden.

Die ersten Bruten hierzulande wurden 1998 an der Rhone in Genf und am Klingnauer Stausee festgestellt [1].

Die Brandgans brütet erst seit 2011 jedes Jahr mit jährlich 1–5 Familien. Im Rekordjahr 2012 waren es 5 Bruten, die sich auf den Stau von Verbois und die Mündungsgebiete von Flüssen in den Genfersee bei Préverenges VD und St-Prex VD verteilten [2, 3]. Auch bei Sciez F am Genfersee hat die Brandgans 2009 gebrütet [AtF].

In den meisten Ländern Mitteleuropas hat der Bestand in den letzten Jahrzehnten zugenommen [RLEU]. Der Anstieg der Beobachtungen in der Schweiz zur Brutzeit dürfte eine Folge davon und der Arealerweiterung im Binnenland sein.

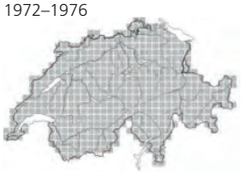
Verena Keller

[1] Knaus (2000); [2] Müller (2015); [3] Müller & Volet (2013)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

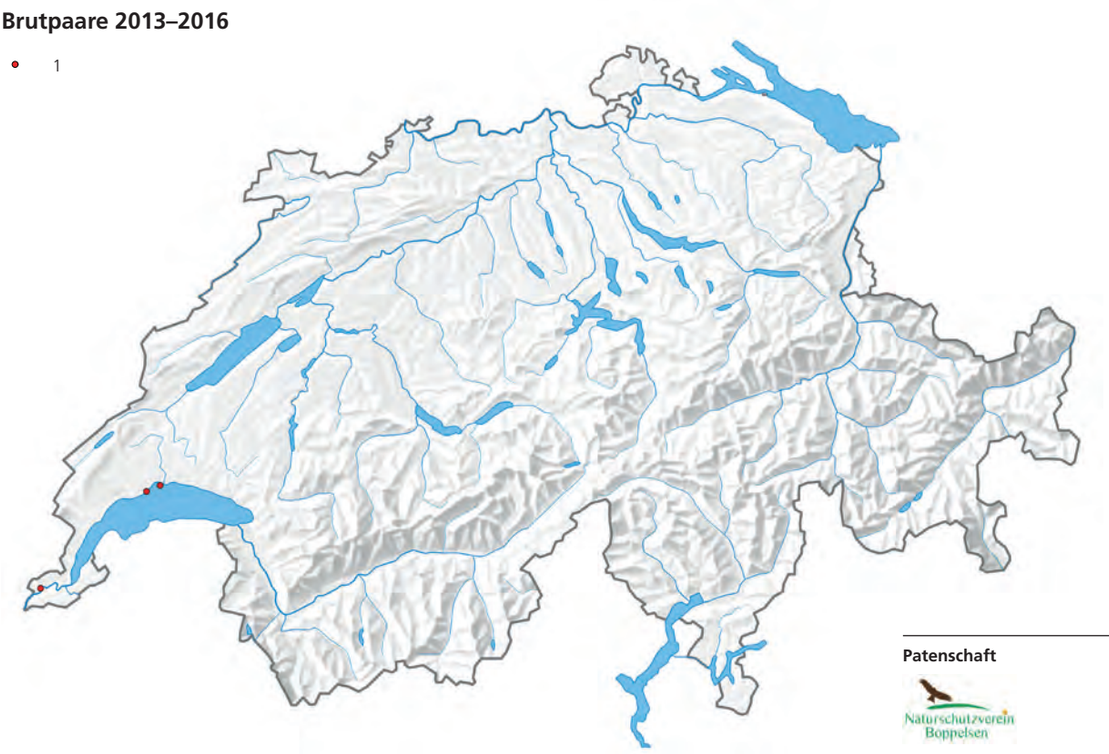


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft

Naturschutzverein Boppelsen

Mandarinente

Aix galericulata
Canard mandarin
Anatra mandarina
anda mandarina
Mandarin Duck



Christine Jung

Rote Liste –
Bestand 10–20 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 124, 130

Die Mandarinente stammt aus Ostasien. In Europa hat sie sich als Gefangenschaftsflüchtling in vielen Ländern etabliert. In Deutschland, Frankreich und Grossbritannien hat sie in den letzten Jahrzehnten Brutgebiet und Bestand vergrössert [AtD, AtF, AtGB]. Auch in der Schweiz, wo die ersten Bruten 1958 in Basel belegt sind[1], sind seit 1993–1996 neue Vorkommen vor allem in der östlichen Landeshälfte dazugekommen. Andere Orte waren nicht mehr besetzt. Von 2013 bis 2016 wurden pro Jahr 10–17 Bruten gemeldet, 1997–2012 waren es im Mittel 6,9 Familien pro Jahr. Viele Vorkommen befinden sich in städtischen Gebieten oder in der Nähe von Zoos oder Tierhaltungen. Wo Mandarinenten im Freiflug gehalten werden, ist die Abgrenzung zwischen verwilderten Vögeln und solchen in Gefangenschaft schwierig, wie das Beispiel des Giessenparks/Bad Ragaz SG zeigt.

Die Mandarinente brütet vor allem in Baumhöhlen. In Malters LU benutzte sie 2014 und 2016 einen Schleiereulenkasten (R. Bühler, R. Lüthi). Mit 690 m ist dies der höchste Brutplatz der Schweiz. Mandarinenten halten sich oft an Gewässerabschnitten mit ins Wasser hängenden Bäumen auf und sind deshalb nicht einfach zu erfassen. Der Winterbestand, der vermutlich hauptsächlich aus lokalen Vögeln besteht, betrug in den letzten zehn Jahren 50–100 Individuen.

Verena Keller

[1] Kestenholz (1997)

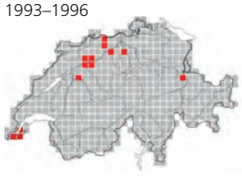
1950–1959



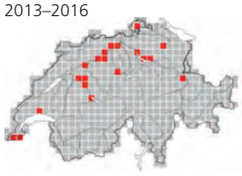
1972–1976



1993–1996

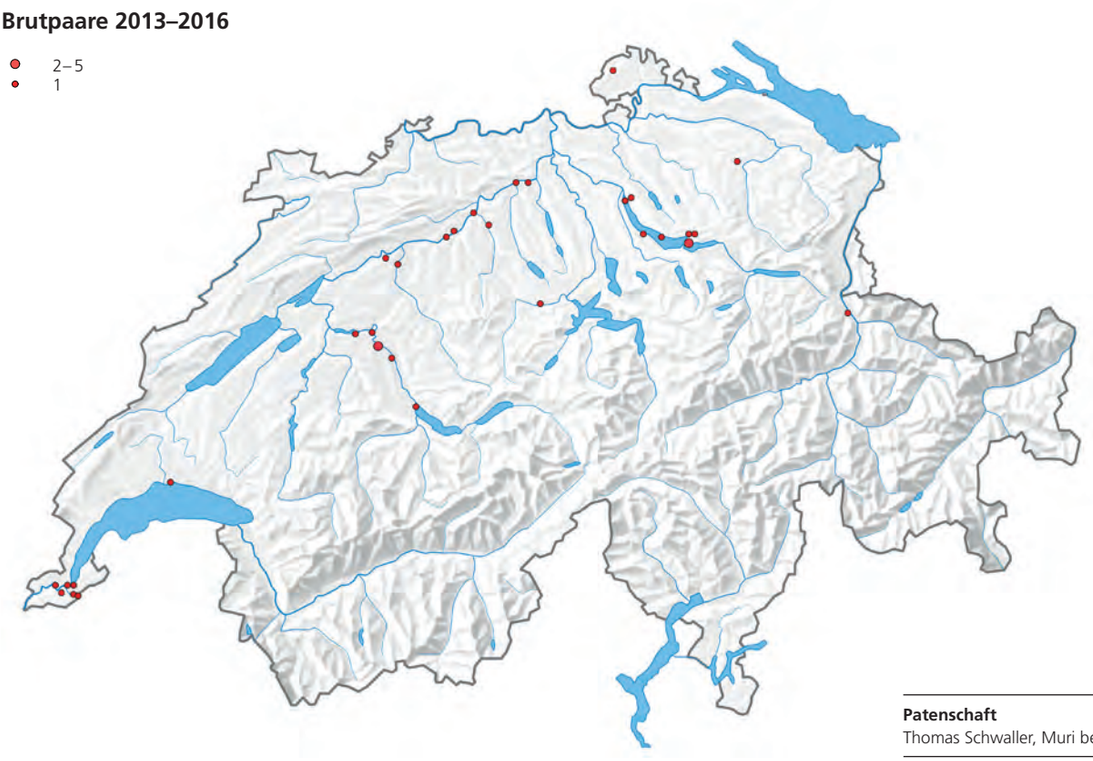


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

2–5
1



Patenschaft
Thomas Schwaller, Muri bei Bern

Kolbenente

Netta rufina
Nette rousse
Fistione turco
anda cotschna
Red-crested Pochard



Marcel Burkhardt

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 210–300 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 110, 130, 240, 319, 380, 402

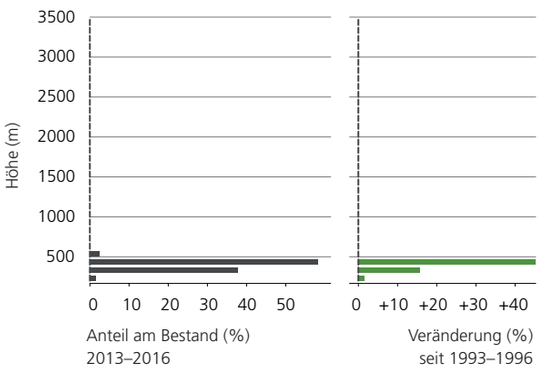
Die in der Schweiz brütenden Kolbenenten gehören zur südwest-/mitteleuropäischen Population, die sich geografisch und genetisch von der viel grösseren zentralasiatischen unterscheidet [1].

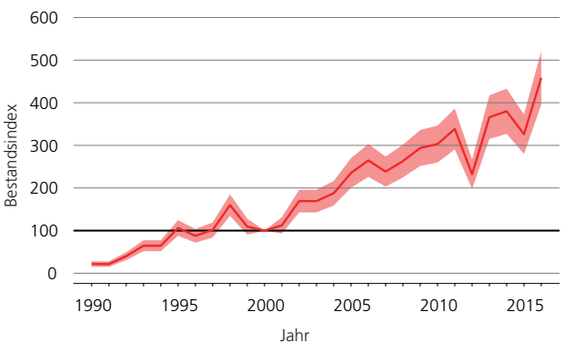
Die Kolbenente brütete 1927 zum ersten Mal am Schweizer Ufer des Untersees [6]. Bis in die Sechzigerjahre beschränkte sich ihr Vorkommen auf den Bodensee, und erst ab 1980 wurden in der Schweiz alljährlich Bruten bekannt [3]. Erst in den Neunzigerjahren stieg der Brutbestand an, parallel zum massiven Anstieg des Winterbestands [2]. Die nährstoffarmen grossen Seen mit dichten Beständen von Armleuchteralgen beherbergen sowohl im Winter wie auch zur Brutzeit die meisten Kolbenenten: Neuenburgersee, Bodensee, Vierwaldstättersee, Genfersee und Zürichsee. Seit etwa 2000 brütet die Kolbenente immer häufiger auch an Kleingewässern, Flussstaus und langsam fliessenden Flussabschnitten. Diese beherbergen jedoch nur einen kleinen Teil des Bestands. Bruten oberhalb von 600 m sind Ausnahmen, so die zwei Bruten 2006 am Lac de Joux VD auf 1005 m (Y. Menétrey) [7]. Auf der Alpensüdseite wurde bisher erst eine Familie 2014 bei Locarno TI beobachtet (J.-L. Ferrière, A. Hill, D. Crinari) [4].

Die Kolbenente hat sich als sehr anpassungsfähig erwiesen und brütet heute sowohl an sehr naturnahen Gewässern wie auch in städtischen Gebieten. Als Neststandorte wählt sie oft Inseln, wo sie hohe Dichten erreichen kann. So wurden 2016 auf der aufgeschütteten Insel vor Châble-Perron VD 53 Gelege und auf der Neuenburger Insel am Fanel BE/NE 29 Gelege gefunden (M. Antoniazza, P. Rapin). Dazu kamen noch Mischgelege, meist mit Stockenten. Das Angebot an Inseln erklärt neben dem guten Nahrungsangebot die Konzentration der Kolbenente auf den Neuenburgersee, der rund die Hälfte des Schweizer Brutbestands beherbergt. Dieser wurde 2014 auf rund 450 Paare geschätzt [3]. Die Anzahl sichere Bruten schwankte 2013–2016 zwischen 212 und 298 [5]. Am Bodensee beläuft sich der Bestand auf 330–340 Paare, der grösste Teil auf deutscher Seite [AtBo, AtD]. Die Zunahme des Bestands in der Schweiz reiht sich ein in positive Trends in Spanien, Frankreich, Deutschland und weiteren Ländern Mitteleuropas [RLEU]. Im Vergleich zum Winterbestand von über 30 000 Individuen ist der Schweizer Brutbestand jedoch immer noch sehr klein.

Verena Keller

[1] Gay et al. (2004); [2] Keller (2000); [3] Keller (2014); [4] Müller (2015); [5] Müller (2017); [6] Noll (1929); [7] Volet et al. (2007)





Brutpaare 2013–2016



Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996



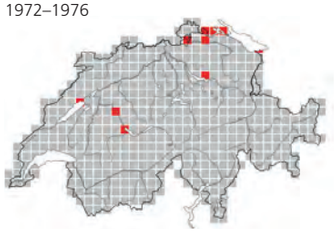
Patenschaft

Ornithologische Gesellschaft der Stadt Luzern

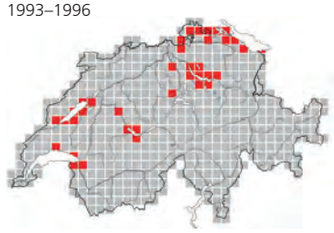
1950–1959



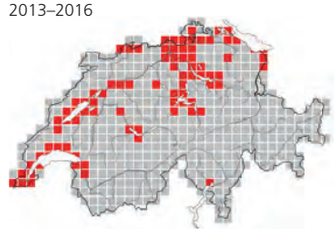
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutgebiete und Winterquartiere von Wasservögeln

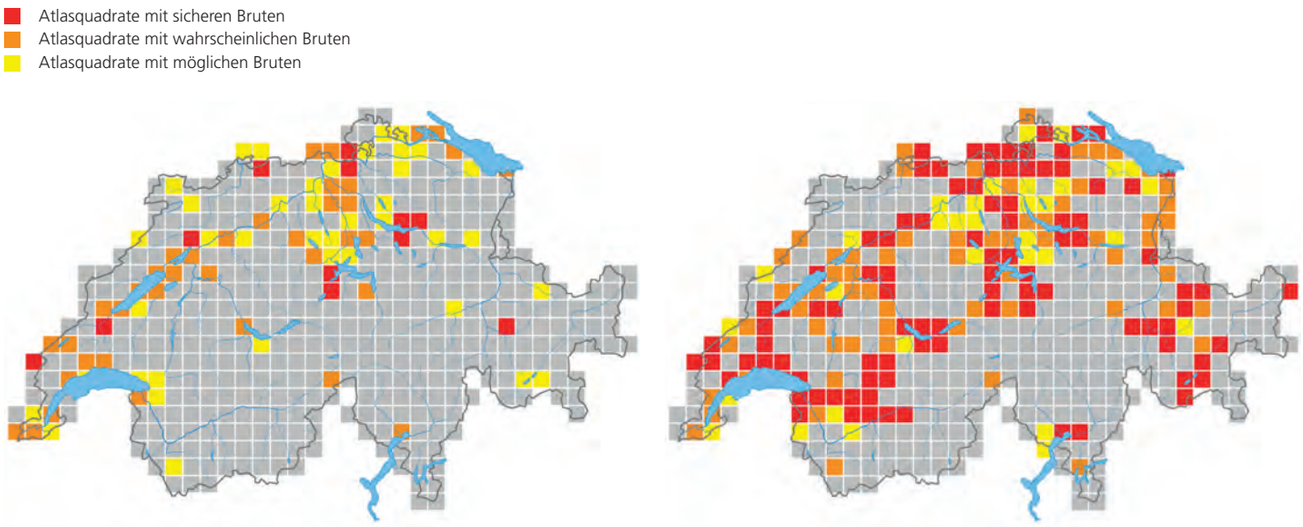
Die Schweiz beherbergt im Winter rund eine halbe Million Wasservögel. Zur Brutzeit sind es deutlich weniger, und nur wenige Arten brüten regelmässig in grösserer Zahl, denn Gewässer mit geeigneten Bruthabitaten gibt es in der Schweiz nicht allzu viele. Dies zeigt sich gut am Beispiel der Enten.

Die Schweiz ist ein gewässerreiches Land. Die Seen im Mittelland frieren selten zu und trocknen nie aus, so dass im Winter immer Nahrung für Wasservögel zugänglich ist. Deshalb ist die Schweiz für Wasservögel im Winter attraktiv. Ein gutes Überwinterungsgebiet für Enten ist aber nicht immer auch zum Brüten geeignet, da zum Brüten geschützte Nest- und Aufzuchtstandorte benötigt werden. Das sind beispielsweise Röhrichtflächen oder Inseln, die viele Arten gerne zum Brüten nutzen, weil sie dort vor Bodenfeinden besser geschützt sind als am Ufer. Diese sind aber wegen der oft grossen Gewässertiefen unserer Gewässer selten. Wie attraktiv sie für brütende Enten sind, zeigen die künstlichen Inseln am Neuenburgersee oder im Reussdelta UR[1, 4, 8], die von mehreren Entenarten zum Brüten genutzt werden. Schutz vor Feinden bieten auch Sumpfgebiete mit einem hohen Wasserstand und kleinen offenen Wasserflächen, wo Enten gerne ein in Seggenbülten verstecktes Nest bauen. Solche Lebensräume sind heute aufgrund der Trockenlegung von Sümpfen und Uferverbauungen selten geworden.

Es gibt nur wenige Gebiete, wo neben der Stockente gleich mehrere Entenarten brüten. Der obere Zürichsee mit dem benachbarten Kaltbrunner Riet SG fällt besonders auf. Hier brüteten 2013–2016 Eider-, Kolben-, Tafel-, Reiher-, Knäk- und Löffelente, sechs der zehn selteneren Entenarten. Im grenzüberschreitenden Gebiet Ermatinger Becken TG – Wollmatinger Ried D wurden Bruten von Kolben-, Moor-, Reiher-, Knäk- und Schnatterente nachgewiesen.

Vom Wintergast zum Brutvogel

In der Schweiz ist unter den Enten nur die bezüglich ihrer Habitatwahl sehr anpassungsfähige Stockente häufig und weit verbreitet. Die übrigen Entenarten sind seltene Brutvögel. Auf den Überwinterungsgewässern sind regelmässig einzelne Vögel oder kleine Trupps von Enten zu beobachten, die den Sommer bei uns verbringen. Oft sind es letztjährige Jungvögel, die noch nicht brüten, manchmal verletzte Individuen oder solche, deren Kondition zu schlecht ist, um ins Brutgebiet zurück zu fliegen. Ab und zu kommt es dann auch zu Bruten, meist aber nur einzelne wie bei der Eiderente[3]. Nur Kolben- und Reiherente haben es geschafft, sich in der Schweiz zu etablieren und Bestände von mehreren hundert Paaren aufzubauen[2, 6]. Die Tafelente hingegen, die sich im Winter oft mit den beiden Arten vergesellschaftet, ist ein seltener und lokaler Brutvogel geblieben. Weshalb dies so ist, bleibt unklar, denn in Gebieten wie der Doñana in Spanien, den Dombes in Frankreich oder den Fischteichen in Tschechien brüten Kolben- und Tafelenten nebeneinander. Möglicherweise spielt das Paarungssystem eine Rolle. Während sich Kolbenenten bereits im Winterquartier verpaaren und die Paare somit rasch neue Gebiete besiedeln können, ist dies bei Tafelenten oft erst auf dem Frühlingszug oder im Brutgebiet der Fall. Nicht nur Enten haben die Schweiz erst als Wintergäste besucht und sich dann als Brutvögel etabliert. Andere Beispiele unter den Wasservögeln sind Mittelsäger, Gänsesäger und Schwarzhalstaucher.



Atlasquadratkarte von Tafelente (links) und Reiherente (rechts) unter Berücksichtigung der möglichen und wahrscheinlichen Bruten (Stichdatum: 10. Mai). Bei der Tafelente kommen verhältnismässig viele zusätzliche Quadrate hinzu, in denen aber zum Teil noch nie eine Brut nachgewiesen wurde. Bei der häufigeren Reiherente bildet die Karte mit den sicheren Bruten die Verbreitung gut ab.

Rolf Hauri überwachte die Reiherentenpopulation am Lenkerseeli im Berner Oberland intensiv und konnte zeigen, dass oft nur die Hälfte der Weibchen Junge führt.



Verena Keller

Schwierige Erfassung des Brutbestands

Das zeitgleiche Auftreten später Wintergäste und früher Brutvögel erschwert die Erfassung der Brutbestände. Um die Gefahr zu verringern, dass übersommernde Individuen als Brutvögel gezählt werden, wurde bei selteneren Enten, aber auch bei anderen Wasservögeln die Schwelle für einen Nachweis in allen Schweizer Atlanten hoch gesteckt: Es braucht einen Brutnachweis. Da Nester nicht aktiv gesucht werden, sind dies in den meisten Fällen Familien (Atlascode 13); nur auf den künstlichen Inseln am Neuenburgersee werden systematisch auch Nester erfasst.

Für die Dokumentation der Bestandsentwicklung ist die konservative Herangehensweise mit einer Beschränkung auf sichere Bruten problematisch, da damit nur der Bruterfolg erfasst wird und dieser von Jahr zu Jahr stärker schwankt als der Bestand. Das Brutgeschäft kann aus verschiedenen Gründen scheitern. Gelege gehen aufgrund von Wasserstandsschwankungen und Prädation häufig verloren, und von den geschlüpften Jungen verschwinden viele rasch. Entenfamilien halten sich oft gut versteckt in der Vegetation auf und sind dann kaum zu entdecken. Erschwerend kommt hinzu, dass sich vor allem bei Reiherenten die Familien oft zusammenschliessen. Nestparasitismus, das Legen von Eiern in die Nester anderer Weibchen der gleichen oder einer anderen Art, ist besonders für die Kolbenente bekannt. Die daraus resultierenden gemischten Familien erschweren die Zählung ebenfalls. Der effektive Brutbestand wird aus diesen Gründen oft unterschätzt. Für Kolben- und Reiherente erscheint eine Verdoppelung der gemeldeten Anzahl sicherer Bruten für die Schätzung des Brutbestands realistisch [5, 6]. Die systematische Zählung der Paare zu Beginn der Brutsaison, wie dies beispielsweise in Finnland gemacht wird [7], könnte die Bestandsentwicklung besser abbilden.

Verena Keller

[1] Antoniazza (in Vorb.); [2] Birrer (1991); [3] Géroudet (1991); [4] Glutz von Blotzheim (2013); [5] Hauri (1997); [6] Keller (2014); [7] Pöysä (1996); [8] Schmid et al. (2016)

Species

Seiten 118, 119, 120, 127, 128, 132, 133, 134, 136, 137, 138, 140, 146



Jede der zehn selteneren Entenarten (Eiderente, Mandarinente, Kolbenente, Tafelente, Moorente, Reiherente, Knäkente, Löffelente, Schnatterente, Krickente) hat ihre spezifischen Ansprüche an den Lebensraum. Es gibt jedoch Überlappungen, da die meisten Entenküken auf Insekten und andere Wirbellose als Nahrung angewiesen sind. Die artenreichsten Regionen (Anzahl Entenarten ohne Stockente) in der Periode 2013–2016 zeichnen sich durch strukturreiche Feuchtgebiete an oder in der Nähe der grösseren Seen aus.

Tafelente

Aythya ferina
Fuligule milouin
Moriglione
anda fustga
Common Pochard



Dieter Wörlein

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 6–9 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 319

Die Schweiz befindet sich am Rand des Brutgebiets der Tafelente, dessen Schwerpunkt in den Steppenzonen Osteuropas und Zentralasiens liegt. Im Zuge einer Ausbreitungswelle ab Mitte des 19. Jahrhunderts gelang 1952 der erste Schweizer Brutnachweis[2]. Seit 1970 brütet die Tafelente regelmässig (ausser 1999 und 2001). 1993–1996 wurden im Mittel 6,8 Familien festgestellt. 1997–2012 waren es 6,1 und 2013–2016 7,5 Familien. Trotz des etwa gleich bleibenden Bestands änderte sich die Verbreitung: Noch 1993–1996 galten Bruten westlich der Reuss als Ausnahme[AtCH2], 2013–2016 waren es dort fünf Familien.

Die Tafelente brütet bevorzugt an nährstoff- und vegetationsreichen Seen mit ausgeprägten Verlandungszonen. Auch Flussstaus werden besiedelt. Höchster Brutplatz in der Schweiz ist seit 2003 (J. Jelen, C. Meier-Zwicky)[6] der Heidsee/Lenzerheide GR auf 1480 m.

Am ausländischen Teil des Bodensees wurden 1989 maximal 31 Familien festgestellt, doch nach zwei Bruten im Jahr 2000 gelang seither kein Brutnachweis mehr[ABW]. Europaweit sind die Brutbestände der Tafelente deutlich rückläufig[AtD, AtF, 1, 3, 5, 7]. Die vermuteten Ursachen sind regional unterschiedlich und reichen von Veränderungen im Nährstoffgehalt in Gewässern bis zu zunehmenden Störungen[1, 3, 4].

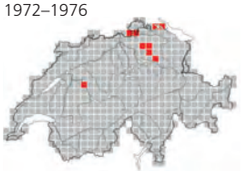
Stefan Werner

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Capt (1953); [3] Fox et al. (2016); [4] Maceda-Veiga et al. (2017); [5] Viksne et al. (2010); [6] Volet & Burkhardt (2004); [7] Wetlands International (2017)

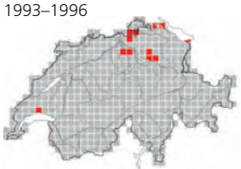
1950–1959



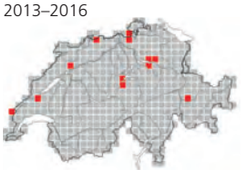
1972–1976



1993–1996

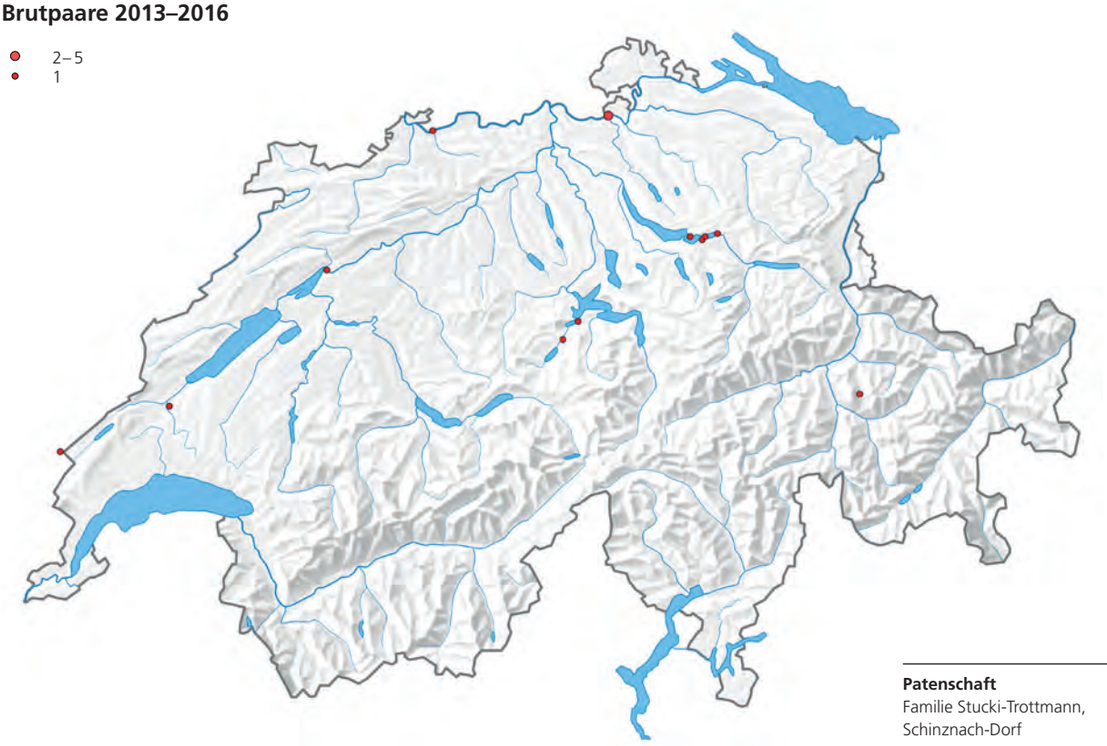


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

2–5
1



Patenschaft
Familie Stucki-Trottmann, Schinznach-Dorf

Moorente

Aythya nyroca
Fuligule nyroca
Moretta tabaccata
anda da palì
Ferruginous Duck



Marcel Burkhardt

Rote Liste –
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 369

Die Schweiz liegt am Nordwestrand des Brutgebiets der Moorente. Die ersten Brutnachweise gelangen 1991–1992 am Ägelsee TG, 1999 in den Bolle di Magadino TI[VdS] sowie 2011 im Nuolener Ried SZ (L. Hüppin, E. Weiss)[4]. 2013–2016 wurden zwei Brutnachweise erbracht: In Chavornay VD wurde 2014 die fünfte Schweizer Brut festgestellt[3]. 2013 gelang zudem eine Brut im Wollmatinger Ried D (S. Werner)[6]. Bevorzugte Bruthabitate der Moorente sind vegetationsreiche Verlandungsgebiete grösserer Seen und nährstoffreiche Kleingewässer der Niederungen.

Der Bestand Osteuropas steigt nach langjährigen Abnahmen teilweise wieder an[RLEU, 7]. Ausserdem brütet die Moorente seit 2003 in den Dombes F, möglicherweise in Zusammenhang mit dem Überwintern der Art am Genfersee[1]. Von 1995 bis 2009 wurden am Bodensee zehn Bruten auf deutscher Seite registriert[ABW, AtBo], seit 2010 nur noch die hier erwähnte. Die Moorente wird oft in Gefangenschaft gehalten und es bestehen Auswilderungsprojekte in einigen Nachbarländern (z.B. Niedersachsen ab 2012). Ein Zusammenhang mit den hier genannten Bruten ist nicht belegt und gilt als unwahrscheinlich[3]. Von etwa 20 italienischen Wiederansiedlungsprojekten verliefen nur zwei in Mittelitalien erfolgreich[5].

Stefan Werner

[1] Castanier & Lebreton (2016); [2] Maumary et al. (2015); [3] F. Melles, schriftl.; [4] Müller & Volet (2012); [5] Robinson & Hughes (2006); [6] Trösch et al. (2013c); [7] Wetlands International (2017)

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Jiri & Pien Hruby, Reinach BL

Reiherente

Aythya fuligula
Fuligule morillon
Moretta
anda mora
Tufted Duck



Patrick Donini

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 160–280 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 319

Die Schweiz liegt am südlichen Rand des Areals, welches das nördliche Eurasien umfasst. Im Zuge einer allgemeinen Arealausdehnung nach Südwesten seit Ende des 19. Jahrhunderts kam es 1958 zur ersten Schweizer Brut[6]. Seither hat die Reiherente viele Gewässer im Mittelland, in den Voralpen und seit den Neunzigerjahren auch zunehmend in den Alpen besiedelt[AtCH2, 1, 3]. Die Reiherente bewohnt meist seichte Bereiche von Gewässern mit dichter Ufervegetation[HVM, 10]. In den letzten 20 Jahren haben Flüsse, Flussstaus, Kleingewässer sowie vor allem subalpine und alpine Seen an Bedeutung gewonnen, während der Brutbestand an den grossen Seen rückläufig oder stabil ist.

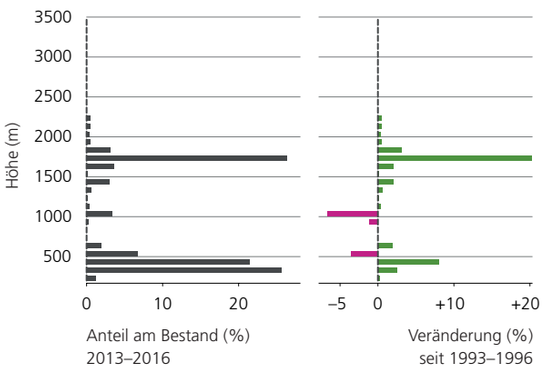
Die Bergseen beherbergen heute knapp die Hälfte des Bestands. Die höchsten Bruten gelangen auf der Alp Raschil/Almens GR auf 2300 m (E. Lüscher) und auf dem Grüensee/Conters im Prättigau GR auf 2110 m (J. Jelen, P. Knaus, W. Gabathuler, M. Gujan)[ID, 14]. Mit jährlich 29–120 Bruten (2013–2016) zählen die Oberengadiner Gewässer GR heute zu den bedeutendsten Brutgebieten der Schweiz[4]. Auch am Klingnauer Stausee AG, im Kaltbrunner Riet SG, im Reussdelta UR[8], in den Grangettes VD, am Heidsee/Lenzerheide GR und am Thunersee BE kam es im Schnitt zu mehr als fünf Bruten pro Jahr. Der effektive Brutbestand, also die Anzahl Brutpaare, ist auf der Basis von sicheren Bruten indes schwierig zu bestimmen. Zudem treten an zahlreichen Gewässern auch Nichtbrüter auf.

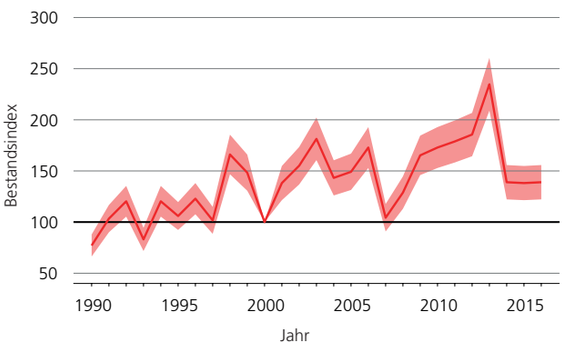
Die Gesamtzahl der Bruten ist von 128 (1993–1996) auf 194 (2013–2016) pro Jahr angestiegen. Markante Abnahmen wurden aber am Thunersee und am Lenkerseeli BE festgestellt. Auch am Bodensee geht die Anzahl Familien seit 1990 stetig zurück[ABW, 13]. Deutschland, Frankreich, Italien und Österreich weisen steigende Brutbestände auf[AtD, AtF, RLEU]. Auf europäischer Ebene sind sie stabil[RLEU].

Die Einwanderung der Wandermuschel in die Schweiz liess die Winterbestände der Reiherente seit den Sechzigerjahren stark ansteigen[ABo3, AVD, 5, 7, 11]. Dies begünstigte wohl auch die Ansiedlung der Reiherente als Brutvogel[1]. Die Besiedlung der weiter von den Überwinterungsgebieten entfernten inneralpinen Gewässern dauerte offenbar länger und könnte auch durch den im Vergleich zum Mittelland tieferen Prädationsdruck und das immer frühere Auftauen dieser Gewässer begünstigt worden sein[2, 9, 12].

Samuel Wechsler

[1] Birrer (1991); [2] Bundesamt für Umwelt (2017b)/Office fédéral de l'environnement (2017a); [3] Bürkli (2010); [4] Bürkli (2017); [5] Burla & Ribi (1998); [6] Fuchs (1960); [7] Géroudet (1966); [8] Glutz von Blotzheim (2013); [9] Hauri (2004); [10] Kear (2005); [11] Olney (1963); [12] Schuster (2004); [13] Trösch et al. (2013c); [14] Volet & Gerber (2009)





Brutpaare 2013–2016



Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996

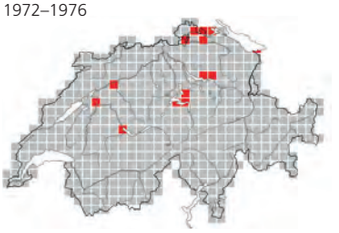


Patenschaft
Hansjürg Jenzer

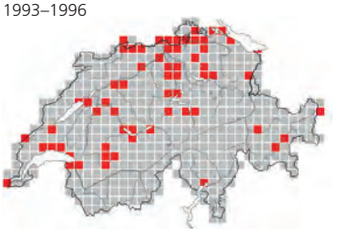
1950–1959



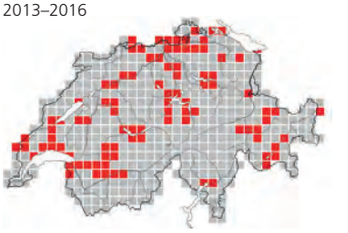
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Knäkente

Spatula querquedula
Sarcelle d'été
Marzaiola
anda da mars
Garganey



Beat Rüegger

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 369

Das Brutgebiet der Knäkente umfasst die gemässigte Klimazone Eurasiens. Nach Mittel- und Westeuropa hin wird es zusehends lückiger. 2013–2016 gelangen innerhalb des Atlasperimeters drei Nachweise von Familien: 2013 im Wollmatinger Ried D (S. Werner)[5], 2014 im Kaltbrunner Riet SG (K. Robin)[3] und 2015 bei Chevroux VD (P. Rapin)[1, 4]. Bruthabitate bilden röhrichtreiche Flachwasserbuchten grösserer Seen, Kleingewässer und überflutete Wiesen. Aufgrund der zurückgezogenen Lebensweise der Knäkente gelingen Brutnachweise nur selten.

Früher brütete die Knäkente regelmässig in unserem Land. 1972–1976 gelangen 6 und 1977–1992 17 Brutnachweise. 1993–1996 wurden noch 3 Bruten in der Schweiz festgestellt[AtCH2], doch seit 1991 ist die Knäkente kein regelmässiger Brutvogel mehr. Zwischen 1997 und 2012 wurden nur noch 4 Familien beobachtet.

Der weltweite Bestandstrend ist wahrscheinlich ein Grund für den Rückgang der Knäkente in der Schweiz. Der Bruterfolg dürfte oft durch Raubfische reduziert werden. Jagdeinflüsse und Umweltveränderungen im tropischen afrikanischen Winterquartier tragen zum generell negativen Bestandstrend der Knäkente in weiten Teilen Europas bei[RLEU, 2].

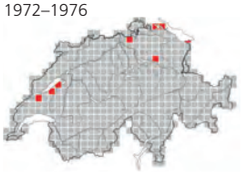
Stefan Werner

[1] Antoniazza (2016b); [2] BirdLife International (2016b); [3] Müller (2015); [4] Müller (2016); [5] Trösch et al. (2013c)

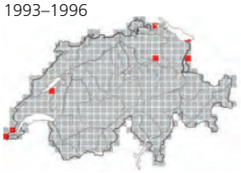
1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Peter Jascur-Stocker

Löffelente

Spatula clypeata
Canard souchet
Mestolone
anda da la palutta
Northern Shoveler



Tomi Muukkonen

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 369

Die Löffelente brütet in der gesamten nördlichen Hemisphäre und ist vorwiegend in borealen und gemässigten Klimazonen beheimatet. In Mittel- und Westeuropa ist sie nur zerstreut verbreitet. In unserem Land war die Löffelente stets ein unregelmässiger Brutvogel vor allem im Mittelland; stetige Brutorte gab es nicht. Bruthabitate sind nährstoffreiche Kleingewässer und Sümpfe sowie Röhrichtgebiete. 2013–2016 wurden drei Bruten festgestellt: 2014 im Kaltbrunner Riet SG (J. & A.-M. Trösch, K. & M. Robin, H. Geisser)[1], 2015 am Flachsee Unterlunkhofen AG (J. von Hirschheydt, P. Roth et al.)[2] und 2016 bei Sionnet GE (C. Meisser, C. Pochelon, A. Meisser, B. Kenzey)[3].

1972–1976 gelang nur ein Brutnachweis auf der Halbinsel Mettnau D[AtCH1]. Im Zeitraum 1977–1992 wurden 6 Familien beobachtet, davon 3 im Jahr 1987. Zwischen 1993 und 1996 glückte wiederum nur ein Brutnachweis im Marais de Grône VS[AtCH2]. 1997–2012 wurden 5 Familien entdeckt.

Der europäische Trend ist leicht negativ[RLEU], allerdings ist der Brutbestand in Frankreich stark angestiegen[AtF]. Dennoch ist auch künftig nicht mit einem regelmässigen Brutvorkommen in der Schweiz zu rechnen.

Stefan Werner

[1] Müller (2015); [2] Müller (2016); [3] Müller (2017)

1950–1959



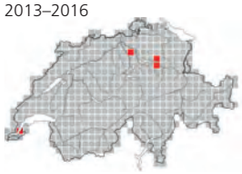
1972–1976



1993–1996

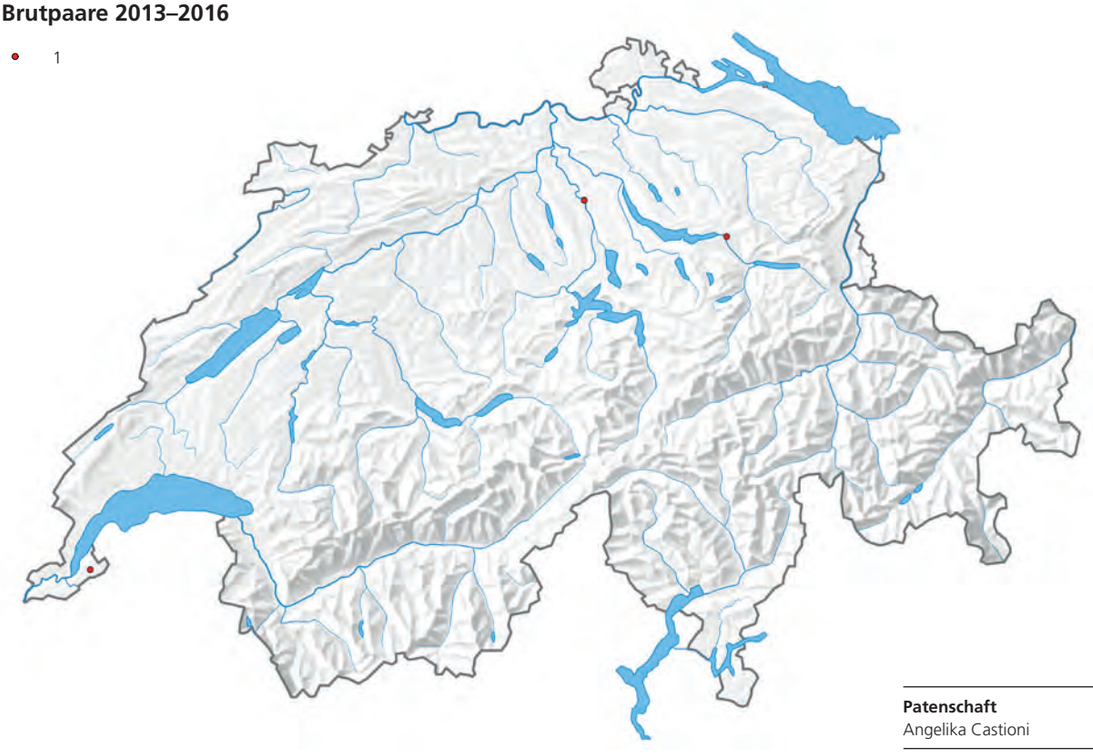


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Angelika Castioni

Schnatterente

Mareca strepera
Canard chipeau
Canapiglia
anda baterlunza
Gadwall



Marcel Burkhardt

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 5–10 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 319

Die Schnatterente brütet in Steppengebieten und in der gemässigten Zone der nördlichen Hemisphäre. In Mitteleuropa ist sie nur lückig verbreitet. 2013–2016 wurden im Atlasperimeter an fünf Gewässern insgesamt 54 Familien nachgewiesen: deutscher Teil des Untersees (23 Familien), Klingnauer Stausee AG (19), Südufer des Neuenburgersees (8), Flachsee Unterlunkhofen AG (3) und Greifensee (1). Bruthabitate sind ungestörte Röhrichtgebiete von flachgründigen Seen, Altläufen und Flussstaus.

Die Schnatterente weist hierzulande einen positiven Bestandstrend auf. Nach dem ersten Brutnachweis 1959 in der Schweiz[1] wurden 1972–1976 zwei Bruten festgestellt AtCH1. 1977–1992 waren es durchschnittlich 4,1 und 1993–1996 4,0 Familien pro Jahr (ohne Ausland). Von 1997 bis 2012 stieg das Mittel auf jährlich 6,1 Familien. Seit 1993 stetig besiedelt sind nur der Klingnauer Stausee und der deutsche Teil des Untersees.

Der deutsche wie auch der europäische Brutbestand nehmen derzeit ebenfalls zu AtD, RLEU, der französische ist stabil AtF. Wasserstandsschwankungen und Störungen durch Freizeitaktivitäten können Bruten in der Schweiz gefährden. Trotz inzwischen regelmässiger Brutvorkommen dürfte die Schnatterente bei uns habitatbedingt eine lokale und seltene Brutvogelart bleiben.

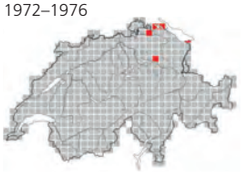
Stefan Werner

[1] Thönen (1959)

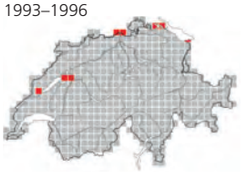
1950–1959



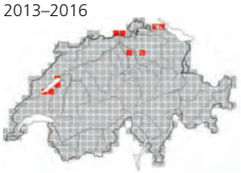
1972–1976



1993–1996

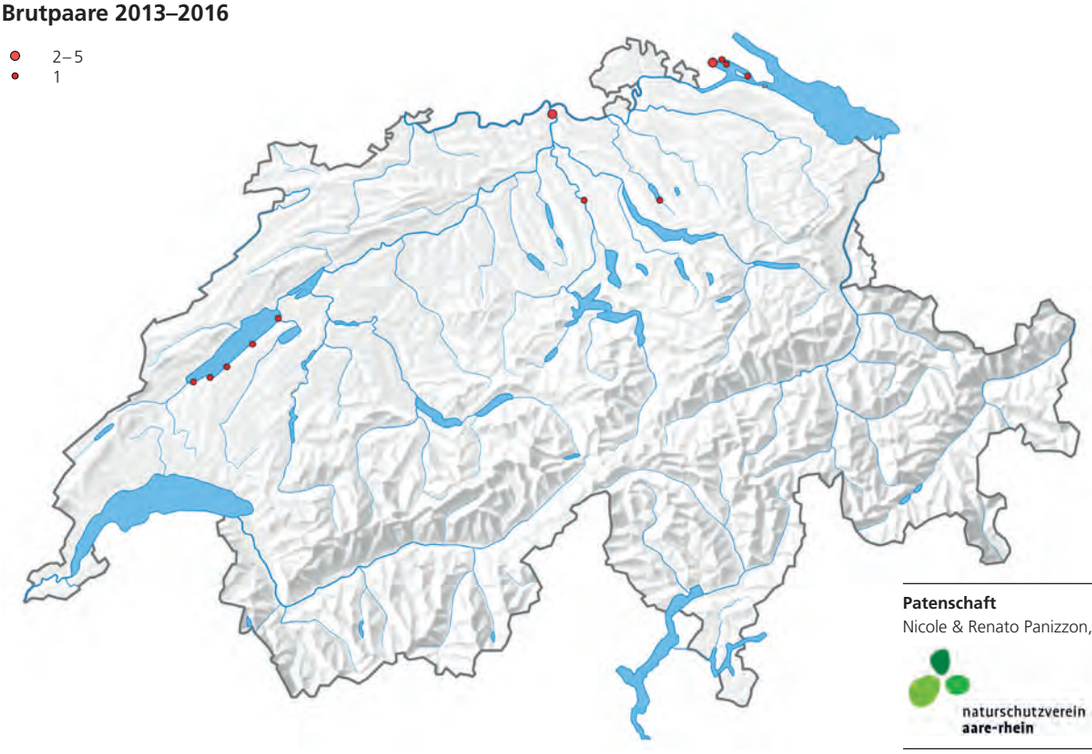


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

2–5
1



Patenschaft
Nicole & Renato Panizzon, Pully

naturschutzverein aare-rhein

Krickente

Anas crecca
Sarcelle d'hiver
Alzavola
anda crecca
Common Teal



Marcel Burkhardt

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 0–2 Paare (2013–2016)

Focus Seite 369

Die Krickente ist ein weit verbreiteter Brutvogel der nördlichen Hemisphäre. In West- und Mitteleuropa ist sie nur spärlich verbreitet. Von dieser zur Brutzeit sehr heimlich lebenden Entenart gelangen 2013–2016 drei Brutnachweise: Zwei Familien wurden 2015 in der Grande Cariçaie bei Chevroux VD (P. Rapin)[1, 2] und eine 2016 im Wauwilermoos LU (P. Wiprächtiger, S. Birrer)[3] festgestellt. Als Brutgebiete dienen vegetationsreiche Verlandungsgebiete grösserer Seen, verlandende Flussstaus und Kleingewässer.

1972–1976 gab es 12 und 1993–1996 noch 4 Brutnachweise[AtCH2]. Von 1977 bis 1992 wurden im Mittel jährlich 2,1 Familien beobachtet, von 1997 bis 2003 nur noch 1,4 Familien pro Jahr. Danach trat die Krickente nur mehr unregelmässig als Brutvogel in Erscheinung: Die nächsten Bruten konnten erst wieder 2012 mit je einer Familie am Wichelsee OW und bei Chavornay VD nachgewiesen werden[4].

Der Bestandstrend in Europa ist weitgehend unbekannt[RLEU]. Es gibt in der Schweiz nur wenige geeignete Lebensräume, die zudem störungsfrei sind. Beides ist eine Voraussetzung für erfolgreiche Bruten dieser bei uns wohl immer sehr selten bleibenden Art.

Stefan Werner

[1] Antoniazza (2016b); [2] Müller (2016); [3] Müller (2017); [4] Müller & Volet (2013)

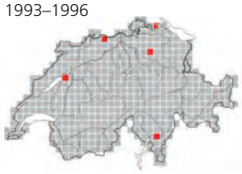
1950–1959



1972–1976



1993–1996

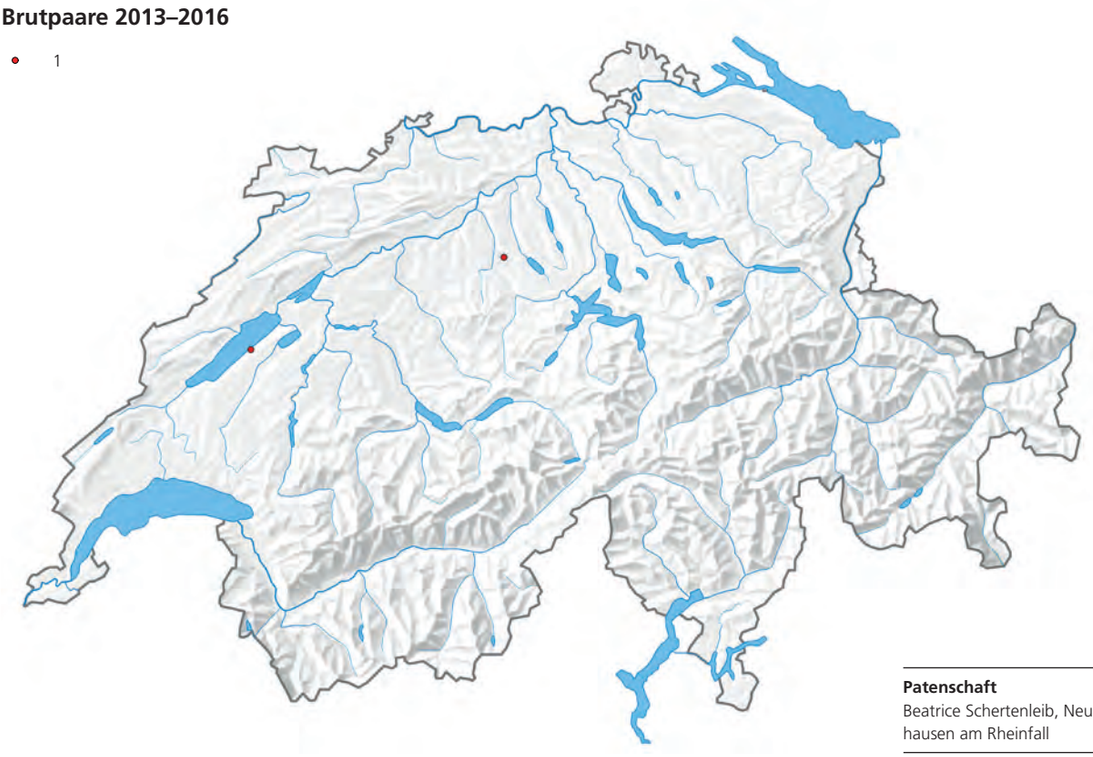


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Beatrice Schertenleib, Neuhausen am Rheinfall

Stockente

Anas platyrhynchos
Canard colvert
Germano reale
anda selvadia
Mallard



Daniele Occhiato

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 20 000–30 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 130

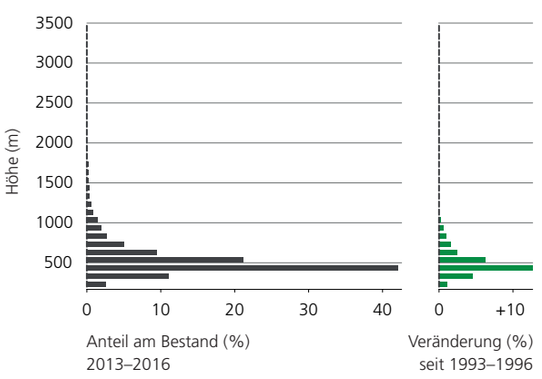
Die Stockente kommt in der Schweiz schwerpunktmässig an den grossen Flüssen und Seen zwischen 300 und 700 m vor. Bruthabitate sind diverse Gewässer; Bruten können auch bis 3 km abseits von diesen stattfinden. Dabei werden auch Siedlungen nicht gemieden. Lagen über 1000 m sind spärlich besiedelt. Brutnachweise oberhalb von 2000 m wurden zwischen 2013 und 2016 nur von sechs Orten gemeldet. Die höchsten Bruten wurden auf 2280 m bei Arosa GR (J. Jelen) und am Berninapass GR auf 2220 m (T. Wehrli) festgestellt. Der Höhenrekord einer Brut gelang 1997 auf dem Lai Grand/Casti-Wergenstein GR auf 2385 m [AGR]. Lokal werden im Tiefland Dichten von über 10 Paaren/km² erreicht. Vor allem in städtischen Bereichen könnten Nichtbrüter einen Einfluss auf die Dichtekarte haben, da bei dieser Art keine Brutnachweise erforderlich waren. Scheinbar geringe Dichten am Bodensee, am Hochrhein und am Neuenburgersee könnten auch an der Lage der dort kartierten Kilometerquadrate liegen, da diese oft keine Uferbereiche einschlossen.

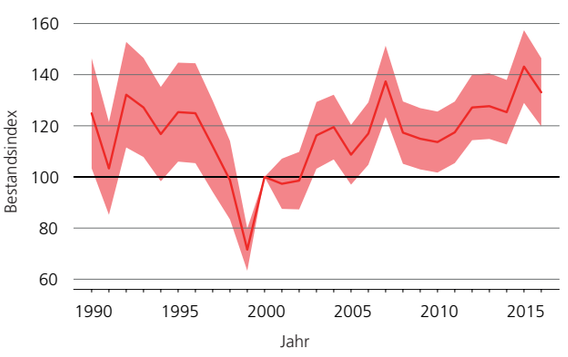
Die Stockente besiedelte nach den Fünfzigerjahren stetig das Rhonetal VS sowie das Vorderrheintal GR und den restlichen Kanton Graubünden. Die Dichte ist seit 1993–1996 vor allem im Bereich grosser Gewässer angestiegen. Der scheinbare Rückgang am Neuenburgersee beruht indes auf einem Artefakt, denn die Bestandserfassung in der Grande Cariçaie seit 2000 deutet auf stabile Verhältnisse [1]. Seit 1993–1996 hat der Bestand auf allen Höhenstufen proportional zum Bestand ähnlich stark zugenommen.

Verglichen mit 40 000–50 000 Wintergästen ist der Anteil des Brutbestands hoch. Trotz oder zum Teil wegen des Nährstoffrückgangs in allen Seen im Mittelland nimmt die Stockente zu. Die Bestände in Deutschland, Italien sowie Europa gelten als stabil [AtD, EBCC, 4], in Österreich nehmen sie ab [5]. In Frankreich ist der Trend dagegen seit 2000 leicht ansteigend [AtF], auch andernorts werden Zunahmen registriert [AtGB, 3]. Gründe für den Anstieg im Mittelland werden im allgemein positiven Bestandstrend gesehen. Ob der Rückgang der Jagdstrecke in der Schweiz um über 30 % seit 1993–1996 dazu beigetragen hat, ist unklar. Auch Gewässerrenaturierungen wirken sich positiv aus. Im Alpenraum dürfte das immer frühere Auftauen der Bergseen [2] zum Bestandsanstieg beitragen.

Stefan Werner & Verena Keller

[1] Antoniazza (2018); [2] Bundesamt für Umwelt (2017b)/Office fédéral de l'environnement (2017a); [3] Dalby et al. (2013); [4] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

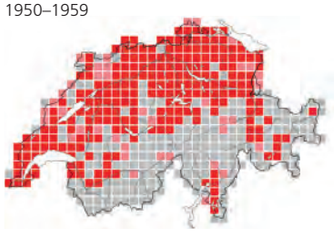


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

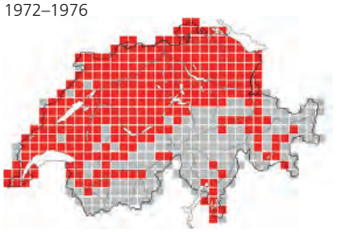


Patenschaft
Sonja & Gérard Bauer-Jordi,
St-Germain (Savièse)

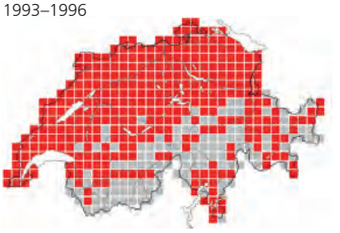
1950–1959



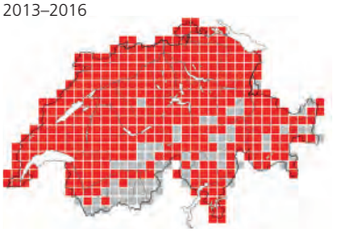
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Jagd und Verfolgung durch den Menschen

Seit jeher hat der Mensch Vögel als Ressource genutzt. Gleichzeitig dezimierte er unerwünschte Arten gezielt. In beiden Fällen werden Vögel aus einer Population entnommen oder durch Nebeneffekte beeinträchtigt. Dank des verbesserten Schutzes ging die direkte Verfolgung in der Schweiz zurück. Die Vogeljagd ist heute als Sport- und Freizeitaktivität einzustufen.

Für die Beurteilung der Auswirkungen der Vogeljagd sowie deren Regulierung muss sorgfältig geprüft werden, ob sich die Jagd auf Verbreitung, Bestandsentwicklung, demografische Kenngrössen und Sozialstruktur der betroffenen Arten negativ auswirkt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Kerngebiete mit grossen zusammenhängenden Populationen und hoher Jungenproduktion für die Erhaltung der Populationsstruktur insgesamt von grosser Bedeutung sind. Bei der Regulierung der Jagd ist zudem der Einfluss sich ändernder Umweltbedingungen zu beachten.

Nebeneffekte der Jagd: Bleivergiftungen und Störungen

Bleihaltige Munition ist eine Gefahr für Vögel. Von Bleivergiftungen, die zu Schwächung und Tod führen, sind insbesondere aasfressende Greifvögel sowie Wasservögel betroffen [8, 10, 12, 16]. In der Eurpäischen Union sterben jährlich schätzungsweise 400 000 bis 1 500 000 Vögel an Bleivergiftung [4]. Aasfresser (z.B. Bartgeier, Steinadler) nehmen das Blei auf, wenn sie von mit Bleimunition erlegten und liegen gelassenen Tieren oder deren Überresten fressen. Populationen von langlebigen Arten mit einer damit einhergehenden tiefen Reproduktionsrate sind gegenüber Ausfällen von Einzelvögeln besonders empfindlich. Wasservögel nehmen verschossenes Bleischrot bei der Nahrungssuche oder als Gritsteinchen auf. In der Schweiz ist der Einsatz von Bleischrot bei der Wasservogeljagd seit 2012 verboten.

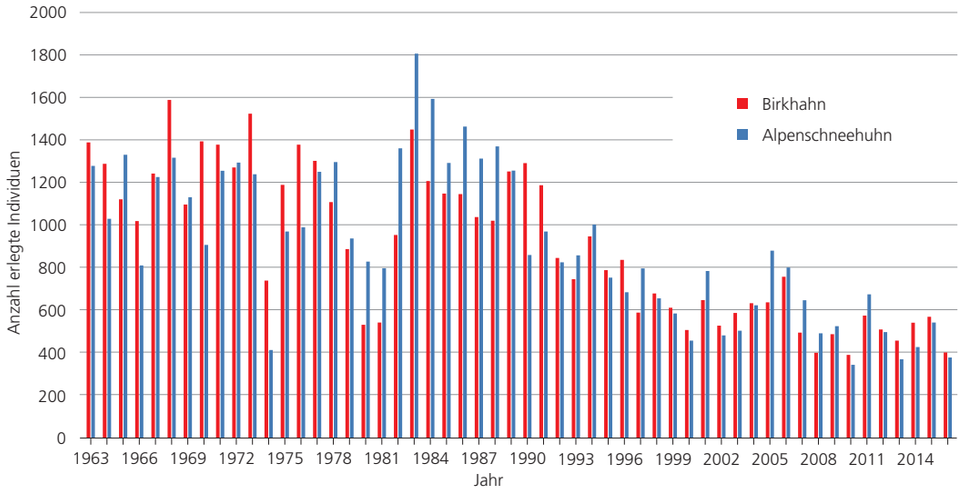
In vielen Fällen stellt die Jagd eine massive Störung dar, denn sie findet normalerweise in wenig begangenen Gebieten statt, und oft werden Hunde eingesetzt. Besonders gross ist die Störwirkung bei der Jagd auf Wasservögel, weil rastende Vögel kurz- oder auch längerfristig aus ihren Ruhe- und Nahrungsgebieten vertrieben werden [1, 14]. Dadurch können rastende Wasservögel ihr zeitliches und räumliches Aktivitätsmuster ändern oder abwandern [5, 6].

Dezimierung unerwünschter Arten

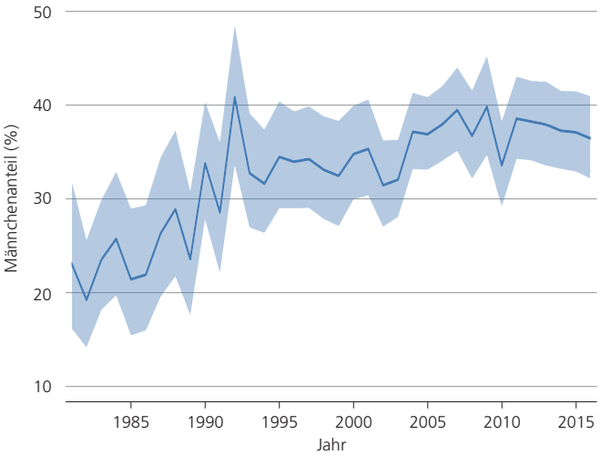
Früher unterlagen die Bestände von Vogelarten, die als Schädlinge betrachtet wurden, der unkontrollierten menschlichen Verfolgung durch Abschüsse und durch das Zerstören von Nestern. So wurden Haubentaucher, Graureiher, Steinadler, Habicht, Kolkrabe und Rabenkrähe stark dezimiert. Bartgeier und Fischadler wurden schweizweit und die Elster im Tessin ausgerottet [HVM]. Bei Rotmilan und Uhu stand die landesweite Ausrottung kurz bevor [AtCH0, HVM]. Seit dem ersten Bundesgesetz über die Jagd 1875 wurden Eingriffe am Nest eingeschränkt, Schonzeiten verlängert und die Liste der jagdbaren Arten stetig verkürzt. Dies hatte zur Folge, dass sich die Bestände vieler dezimierter Arten wieder erholten. Die Ansiedlung und Ausbreitung von Kormoran und Saatkrähe sind ein Resultat des besseren internationalen Schutzes. Der konsequente Schutz ist eine grundlegende Voraussetzung für den Erfolg von Wiederansiedlungen wie etwa jene des Bartgeiers.

Jagd auf Zugvögel im Ausland

In vielen Ländern werden Zugvögel intensiv legal oder illegal bejagt. Die Anzahl legal gejagter Zugvögel ist schwer quantifizierbar, weil Jagdstatistiken nur sehr beschränkt existieren [13]. Im Mittelmeerraum werden jährlich schätzungsweise 11 bis 36 Millionen Vögel illegal getötet [2]. Der Einfluss der Jagd im Ausland auf die Schweizer Brutvogelbestände ist kaum abzuschätzen. Die intensive Bejagung dürfte aber zum Rückgang beispielsweise unserer Turteltauben- und Ortolanbestände beigetragen haben [HBW, 7, 11]. Insbesondere die Frühlingsjagd betrifft unmittelbar Brutvögel.



Abschusszahlen von Birkhahn und Alpenschneehuhn in der Schweiz 1963–2016 gemäss der eidgenössischen Jagdstatistik. Für die Abnahme der Jagdstrecke sind auch Einschränkungen der Jagd verantwortlich (z.B. Reduktion der Anzahl erlegter Vögel pro Jahr und Jäger sowie Ausweitung der Schonzeit).



Der Männchenanteil in der Birkhuhnpopulation liegt im Tessin jagdlich bedingt weit unter 50 %. Die Reduzierung des Jagddrucks durch Verringerung der Anzahl Jagdpatente und Ausweitung der Schonzeit in den Neunzigerjahren hat zu einem ausgeglicheneren Geschlechterverhältnis geführt. Der Männchenanteil liegt aber nach wie vor rund 10 % tiefer als für unbejagte Populationen erwartet wird. Quelle: Zbinden et al. (2018).

Jagd auf Birkhahn, Alpenschneehuhn und Waldschnepfe in der Schweiz

Das Birkhuhn zeigt in der Schweiz regional unterschiedliche Entwicklungen und wird als potenziell gefährdet eingestuft. Der lokale Bestand wird hauptsächlich durch die Wetterbedingungen während der Brutzeit und durch die Intensität der Freizeitaktivitäten bestimmt [17, 19]. Vielerorts liegen die Bestände hauptsächlich wegen Störung durch Erholungssuchende unter dem Potenzial des Lebensraums [17]. Von 1997 bis 2016 wurden in der Schweiz jährlich rund 550 Hähne geschossen. Die Hennen sind geschützt. Aufgrund von Daten des Ufficio caccia e pesca Canton Ticino erhöht die Jagd die Mortalität der Birkhähne zusätzlich und führt zu einem unnatürlichen Geschlechterverhältnis [20].

Ob die Jagd zur negativen Bestandsentwicklung des ebenfalls als potenziell gefährdet eingestuften Alpenschneehuhns in der Schweiz beiträgt, ist nicht untersucht. In den letzten 20 Jahren wurden jährlich im Durchschnitt knapp 580 Individuen geschossen. Lokal könnte der Bestandsrückgang unter anderem die Folge einer zu hohen Jagdstrecke sein [9].

Jährlich wurden in der Schweiz von 1997 bis 2016 knapp 2000 Waldschnepfen erlegt, von denen die meisten aus Populationen Nord- und Osteuropas stammen dürften. Die Jagd in Frankreich führt bei nordosteuropäischen Populationen zu zusätzlicher Mortalität [18]. Auch die Jagd in der Schweiz dürfte dazu beitragen. Als Brutvogel ist die Waldschnepfe in der Schweiz seit 1993–1996 unterhalb von 900 m fast vollständig verschwunden. Mögliche Ursache für den negativen Bestandstrend ist neben Habitatverschlechterung, Prädation und Störung auch eine zusätzliche Mortalität durch die Jagd. Daten besenderter Vögel zeigen, dass zwar viele einheimische Waldschnepfen beim ersten Schneefall wegziehen, aber einige länger in der Schweiz verharren, teilweise sogar bis Mitte Dezember und damit weit über die gesetzliche Schonzeit hinaus [3, 15].



Rene Eller

Jährlich werden in der Schweiz knapp 2000 Waldschnepfen erlegt.

Fazit

Die Verfolgung durch den Menschen hatte in der Vergangenheit einen grossen Einfluss auf die Bestände vieler unserer Brutvögel. Mit der Verbesserung des rechtlichen Schutzes konnten sich dezimierte Arten erholen. Noch heute sind jedoch Bestrebungen zu beobachten, Bestände von als unerwünscht betrachteten Arten zu dezimieren. Das ist aus ökologischer Sicht abzulehnen.

Aufgrund der riesigen Zahl legal und illegal entnommener Vögel dürfte die Jagd und Verfolgung durch den Menschen im Ausland einen Einfluss auf die Brutbestände hierzulande haben. In der Schweiz stellt die Jagd heute nur noch regional und/oder für einzelne Arten einen bestandsbeeinflussenden Faktor dar. Aus ökologischer Sicht kann eine den jeweiligen Verhältnissen angepasste Jagd bei Arten mit stabilen oder zunehmenden Beständen verantwortet werden, wenn die Gefährdungssituation auf europäischer und nationaler Ebene berücksichtigt wird und sie keine messbaren negativen Auswirkungen auf die Verbreitung, die Bestände und die Sozialstruktur der betroffenen Arten hat. Eine regelmässige Überwachung der Bestände ist dazu Voraussetzung.

Michael Schaad

[1] Bregnballe et al. (2004); [2] Brochet et al. (2016); [3] Brüngger & Estoppey (2008); [4] European Chemicals Agency (2017); [5] Evans & Day (2002); [6] Ferrand et al. (2013); [7] Fisher et al. (2018); [8] Franson & Pain (2011); [9] Furrer et al. (2016); [10] Jenni et al. (2015); [11] Jiguet et al. (2016); [12] Madry et al. (2015); [13] Madsen et al. (2015); [14] Martínez-Abraín et al. (2013); [15] Mollet (2017a–c); [16] Pain et al. (2009); [17] Patthey et al. (2008); [18] Péron et al. (2011a); [19] Zbinden & Salvioni (2003c); [20] Zbinden et al. (2018)

Species Seiten 106, 112, 148, 158, 196, 202, 216, 250, 254, 256, 262, 266, 326, 332, 334, 336, 554, 572

Zwergtaucher

Tachybaptus ruficollis
Grèbe castagneux
Tuffetto
sfunsella nanina
Little Grebe



Mathias Schaf

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 800–1300 Paare (2013–2016)

Focus

Der Zwergtaucher ist in der Schweiz weit verbreitet, schwerpunktmässig unterhalb von 700 m. Er brütet bei uns sowohl an grossen Seen, bevorzugt an Uferabschnitten mit dichter, aber von offenen Wasserflächen durchsetzter Röhrichtvegetation, wie auch an natürlichen und künstlichen Kleingewässern. Ebenfalls besiedelt werden langsam fliessende Flussabschnitte und Altarme. Der Zwergtaucher besiedelt neu geschaffene Gewässer oft rasch, verschwindet aber auch bald wieder, wenn sich die Bedingungen beispielsweise wegen Fischbesatz (z.B. Hecht) verschlechtern.

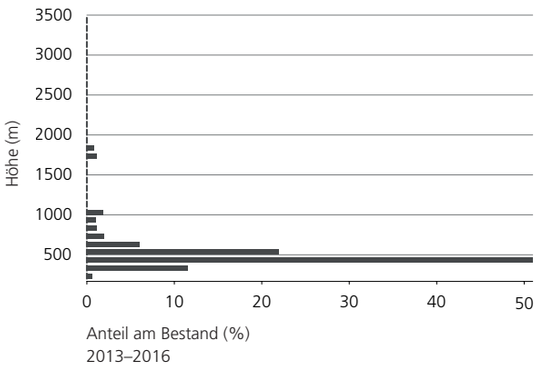
Bereits seit 1966 brütet der Zwergtaucher im Oberengadin GR auf rund 1800 m [AEn]. Mit dem auf 2110 m gelegenen Grüensee/Conters im Prättigau GR liegt nun ein noch höherer Brutort vor. Nachdem dort bereits 2011–2013 jeweils ein trillernder Vogel anwesend war, brütete 2014–2016 jedes Jahr ein Paar erfolgreich (P. Knaus, J. Jelen, T. Molinaro). In der gleichen Region liegt der Untere Prätschsee/Arosa GR auf 1910 m, wo der Zwergtaucher seit 2005 brütet [AGR].

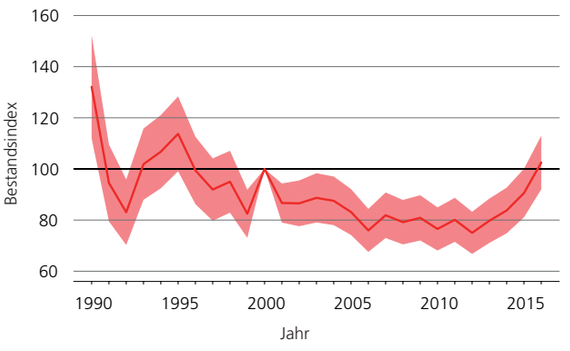
Seit 1993–1996 hat der Zwergtaucher weitere Atlasquadrate besiedelt, in denen neu angelegte Gewässer neue Brutmöglichkeiten bieten. An Kleingewässern brüten oft nur einzelne Paare. Mit 50–60 Revieren beherbergt das Südufer des Neuenburgersees einen bedeutenden Teil des Schweizer Bestands. Nach einem leichten Rückgang steigt der Bestand dort seit 2000 wieder an [2, 3]. Der in den letzten Jahren wieder positive nationale Trend dürfte auch auf die Neubesiedlung und Bestandszunahmen auf Kleingewässern beruhen. So brüten auf den Teichen neu geschaffener Golfplätze oft mehrere Paare, so bis zu 8 Paare auf dem Golfplatz Oberkirch LU [6]. Künstliche Gewässer können einen Ersatz für inzwischen ungeeignete natürliche Gewässer bilden, die beispielsweise durch Schilfrückgang beeinträchtigt sind. Damit sie für den Zwergtaucher günstig bleiben, muss speziell Raubfischbesatz vermieden und mit Pflegemassnahmen sichergestellt werden, dass immer genügend Ufervegetation vorhanden ist, die Teiche aber nicht vollständig verlanden.

In Frankreich schwankt der Bestand [7], in Deutschland nimmt er in jüngster Zeit infolge milderer Winter und der Besiedlung neuer Gewässer leicht zu [AtD, 8]. Regional werden in beiden Ländern wie auch in Österreich indes auch Abnahmen registriert [1, 4, 5]. Europaweit ist der Trend stabil [EBCC].

Verena Keller

[1] Albegger et al. (2015); [2] Antoniazza (2016a); [3] Antoniazza (2018); [4] Bauer et al. (2016a); [5] Dronneau & les observateurs de la LPO Alsace (2014); [6] Hagist & Graf (2013); [7] Jiguet (2017); [8] Rödl et al. (2012)

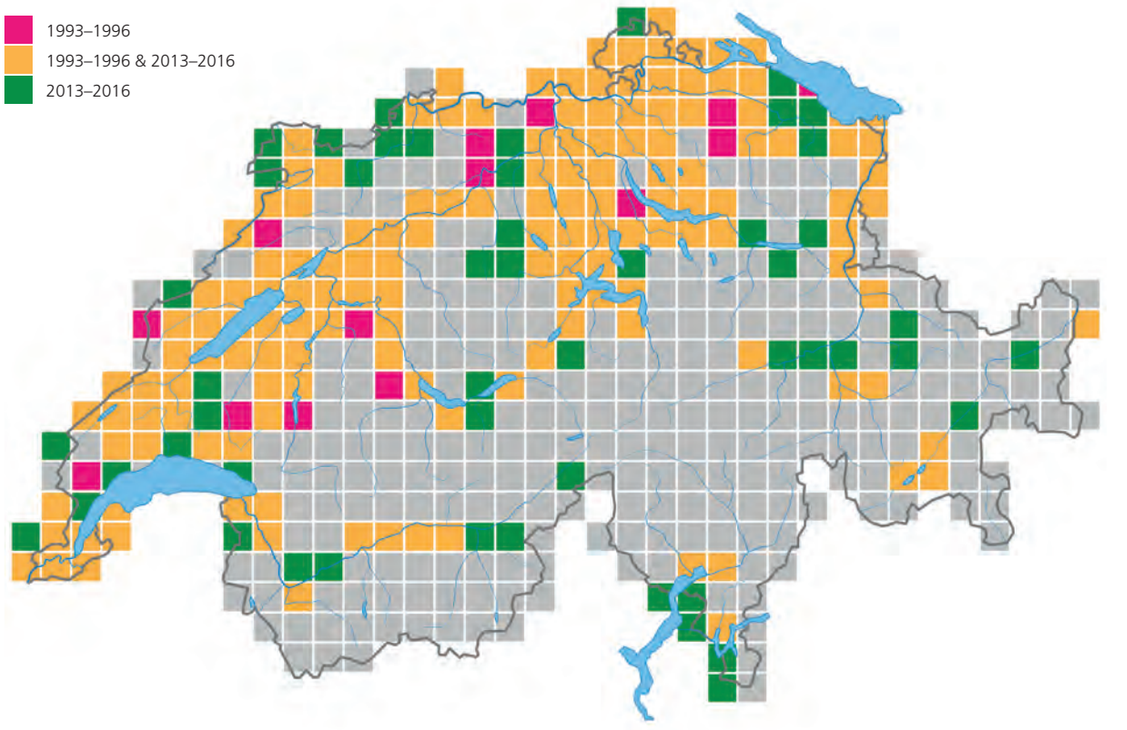




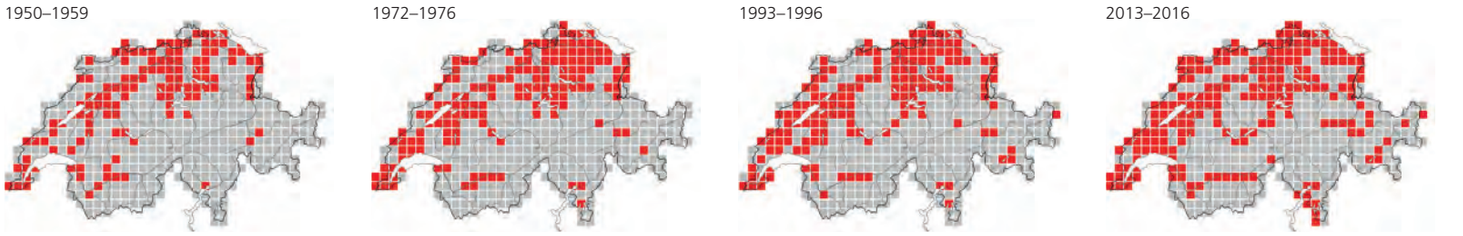
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Eva Wagner, Madulain



Schwarzhalstaucher

Podiceps nigricollis
Grèbe à cou noir
Svasso piccolo
sfunsella naira
Black-necked Grebe



Ralf Kistowski

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 3–4 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 130, 319

Der Schwarzhalstaucher brütet in Europa schwerpunktmässig in Osteuropa, gegen Westen wird das Areal zunehmend lückiger. Im Atlasperimeter ist hauptsächlich die deutsche Seite des Untersees besiedelt; 2013–2016 wurden hier pro Jahr 6–13 Bruten registriert[3]. In der Schweiz war der Schwarzhalstaucher immer selten. Das früher regelmässig besetzte Kaltbrunner Riet SG ist seit 2008 verlassen. Das könnte mit dem Verschwinden der Lachmöwenkolonie in Zusammenhang stehen, die eine gewisse Schutzfunktion ausübte[HVM]. 2013–2016 wurden schweizweit 3–4 Bruten pro Jahr bekannt, am regelmässigsten in den Grangettes VD und in der Grande Cariçaie. Der höchste Brutplatz liegt am Lac de Joux VD auf 1005 m, der letztmals 2007 besetzt war (C. Guex et al.)[4].

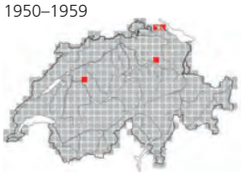
Vor allem am Genfersee hat der Winterbestand seit etwa 2000 wohl als Folge der Ausbreitung von nicht-einheimischen Süsswasser-Schwebegarnelen stark zugenommen[1, 2]. Ob dies auch die Brutvorkommen fördern wird, ist offen. Am Bodensee ist der Winterbestand vermutlich aus denselben Gründen ebenfalls angestiegen[5]. Der Brutbestand ist dort jedoch zurückgegangen, wohl wegen des zu tiefen Wasserstands im Frühling.

In Deutschland ist der Bestand stabil[AtD], in Frankreich nimmt er leicht zu[AtF]. Verlässliche Daten zum Trend in Europa fehlen[RLEU].

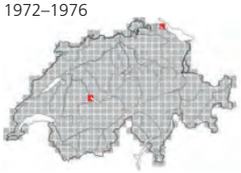
Verena Keller

[1] Golaz & Väinölä (2013); [2] Keller & Müller (2012); [3] Knaus et al. (2016a); [4] Volet & Gerber (2008); [5] Werner & Bauer (2012)

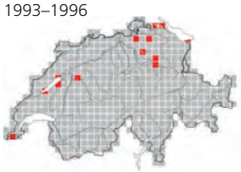
1950–1959



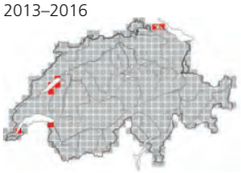
1972–1976



1993–1996

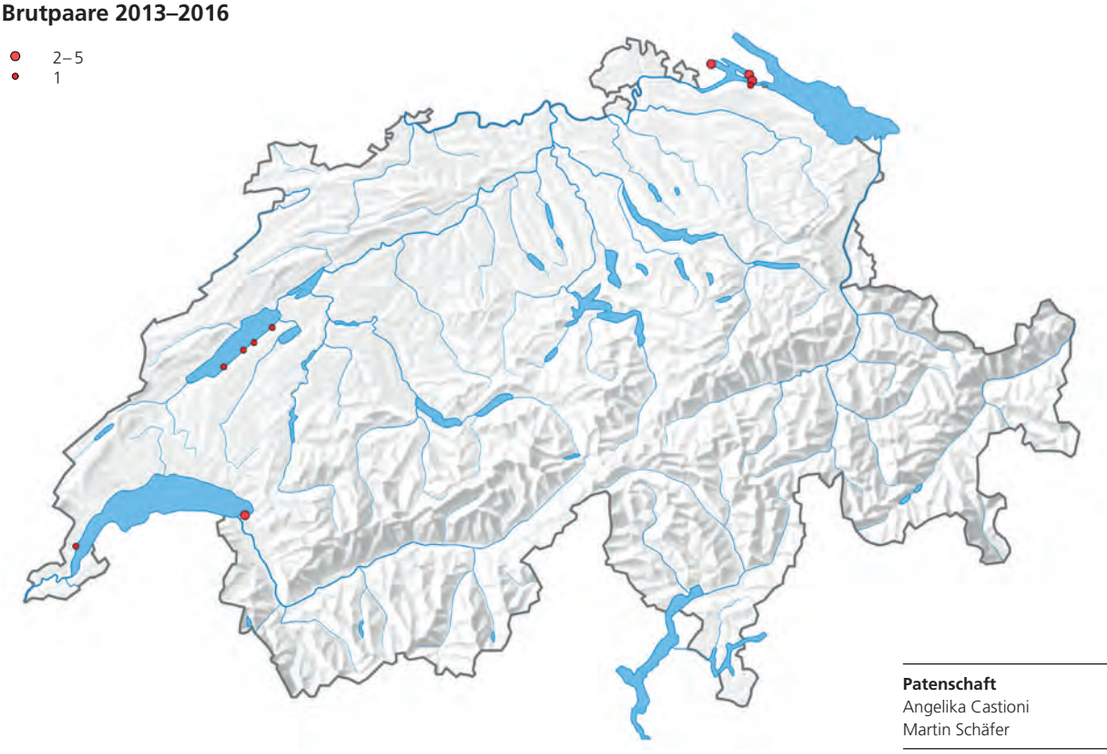


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

2–5
1



Patenschaft
Angelika Castioni
Martin Schäfer

Die Schweiz: ein Paradies für fischfressende Vögel?

Die Seen und Flüsse der Schweiz bieten fischfressenden Vogelarten einen guten Lebensraum. Seit 1993–1996 haben sich Verbreitung und Bestand der meisten grösseren Arten positiv entwickelt, doch könnte sich dies mit erneuter Verfolgung rasch ändern.

Fischfressende Vögel wurden bis ins 20. Jahrhundert hinein stark verfolgt. Noch 1931 zahlten Bund und Kantone zwei Franken Abschussprämie für einen erlegten Haubentaucher[3]. Die Einteilung in nützliche und schädliche Vögel wich allmählich der Einsicht, dass alle Arten ihre Nische im ökologischen Gefüge haben. Wissenschaftliche Studien haben gezeigt, dass Prädatoren die Bestände ihrer Beutetiere kaum steuern können, sondern dass das Umgekehrte der Fall ist. Dank dieser Erkenntnis nahm die Verfolgung ab. Die Einführung von Schonzeiten, die Unterschutzstellung einzelner Arten, so des Graureihers 1926, und die Schaffung jagdfreier Gebiete führten zu einer Trendwende. Der Schutz der Brutkolonien auf europäischer Ebene war entscheidend dafür, dass sich der Kormoran wieder ausbreiten konnte[8].

Auch die Veränderung der Wasserqualität spielte eine Rolle. Die meisten Schweizer Seen sind von Natur aus eher oligotroph, also nährstoffarm. Der Anstieg des Phosphoreintrags ab den Fünfzigerjahren durch Abwässer und der Eintrag von Nährstoffen aus dem gedüngten Kulturland in die Gewässer führten zu einer Veränderung der Fischfauna. Die Bestände von Weissfischen, also Karpfenartigen, und Flussbarschen nahmen zu. Fischarten wie Felchen, die für tiefe, nährstoffarme Seen typisch sind, wären vielerorts jedoch ohne künstliche Aufzucht verschwunden. Von den gestiegenen Weissfischbeständen profitierten die Haubentaucher zumindest auf manchen Seen anfänglich, allerdings nur bis zu einem gewissen Grad. In stark nährstoffhaltigen (eutrophierten) Gewässern führte das übermässige Algenwachstum zu einer Verringerung der Sichttiefe und vor allem zu Sauerstoffmangel, der die Fortpflanzung der Fische beeinträchtigte. In Extremfällen wie dem Sempachersee LU brachen als Folge davon zuerst der Fisch-, dann der Haubentaucherbestand ein. Beide erholten sich erst wieder, als sich die Gewässerqualität dank reduziertem Nährstoffeintrag, speziell von Phosphor, verbesserte[6].

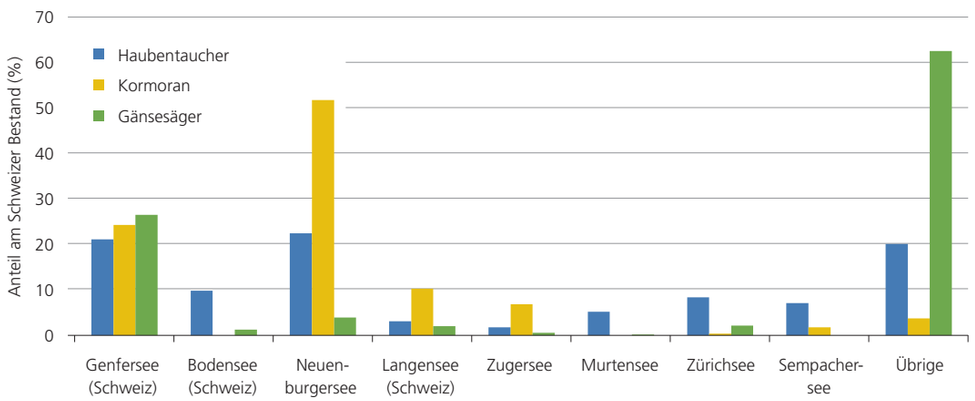
Generell sind die Gewässer der Schweiz für fischfressende Vögel attraktiv. Die drei grössten Seen, Genfer-, Boden- und Neuenburgersee, beherbergen drei Viertel aller Kormoranpaare und rund die Hälfte aller Haubentaucher, aber nur rund 30 % der Gänsesäger; letzterer brütet auch entlang vieler Flüsse. Für Haubentaucher und Gänsesäger, der im Alpenraum eine eigenständige Population bildet[4, 5], hat die Schweiz aufgrund des hohen Anteils am europäischen Gesamtbestand eine internationale Verantwortung[7].

Leider werden fischfressende Vogelarten wieder zunehmend als Konkurrenten für Freizeitangler oder als Fischereischädlinge betrachtet[1]. Für Fischbestände problematisch sind allerdings vor allem Gewässerverbauungen, Wasserkraftnutzung und Pestizide[2]. Auf Druck von Fischereikreisen wurden 2013–2016 im Jahresmittel 46 Graureiher und 19 Gänsesäger geschossen. Die Abschüsse dieser geschützten Arten – maximal 96 Gänsesäger im Jahr 2007 sowie 212 Graureiher 2003 – erfolgten, ohne dass ein Schaden ausreichend nachgewiesen war. Kormoran und Haubentaucher sind nur in einzelnen Kantonen geschützt. Mit jährlich 103 Individuen (Mittel 2013–2016) ist die Jagdstrecke für den Haubentaucher im Vergleich zum Kormoran mit 1313 Individuen gering. Sollte die Verfolgung der Fischfresser zunehmen, ist nicht auszuschliessen, dass dies lokale Vorkommen beeinträchtigen wird.

Verena Keller & Stefan Werner

[1] Escher & Vonlanthen (2005); [2] Fischnetz (2004a–b); [3] Hänni (1932); [4] Hefti-Gautschi et al. (2009); [5] Keller (2009); [6] Keller (2015); [7] Keller et al. (2010); [8] van Eerden & Gregersen (1995)

Species Seite 120, 148, 196, 202



Der Genfersee beherbergt als einziger See grössere Anteile von Haubentaucher, Kormoran und Gänsesäger. An den anderen Seen dominieren entweder Kormoran oder Haubentaucher. Am Bodensee liegen alle Kormorankolonien auf ausländischem Territorium.

Haubentaucher

Podiceps cristatus
Grèbe huppé
Svasso maggiore
sfunsella da la cresta
Great Crested Grebe



Sandra Schweizer

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 3500–5000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 110, 142, 147, 380

Der Haubentaucher ist in der Schweiz weit verbreitet und besiedelt schwerpunktmässig die grossen Seen, daneben auch langsam fliessende Flüsse und Kleinseen. Er kann grosse Reviere verteidigen, aber auch in Kolonien brüten. Kolonien finden sich oft an grossen Seen mit einem reichen Fischangebot, aber nur lokalen Nistmöglichkeiten. So konzentriert sich der Haubentaucher am Genfersee auf die wenigen Röhrichtgebiete (z.B. rund 300 Paare in den Grangettes VD). Die bedeutendsten Vorkommen befinden sich am Neuenburgersee mit 800–1100 Paaren sowie am Bodensee mit über 1000 Paaren, davon 360–460 Paaren am Schweizer Ufer.

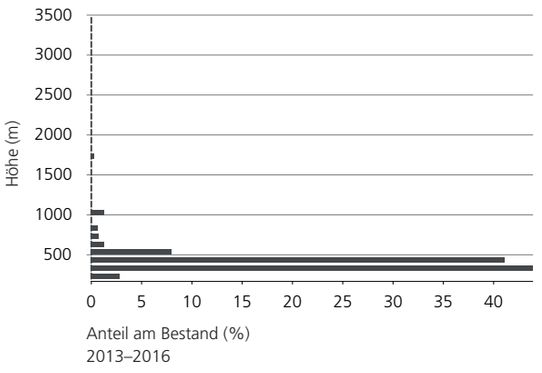
Im Mittelland hat sich die Verbreitung seit 1993–1996 kaum verändert. Die wenigen neu besiedelten Atlasquadrate sind meist nur durch Vorkommen einer Familie oder von Einzelvögeln belegt. Auch im Tessin waren es in den neu besetzten Atlasquadraten meist nur einzelne Bruten, dennoch deutet dies eine Ausbreitung an den beiden grossen Seen an. Am Walensee wurden neu ebenfalls einzelne Bruten gefunden. Die neuen Vorkommen im Mittelwallis gehen auf die Besiedlung von Kiesabbauseen zurück. Die markanteste Veränderung zeigt sich im Engadin GR. Mit der erfolgreichen Besiedlung der auf knapp 1800 m liegenden Oberengadiner Seen ab 2005 [AGR] gibt es nun Brutorte, die 800 m höher liegen als die höchsten im Zeitraum 1993–1996.

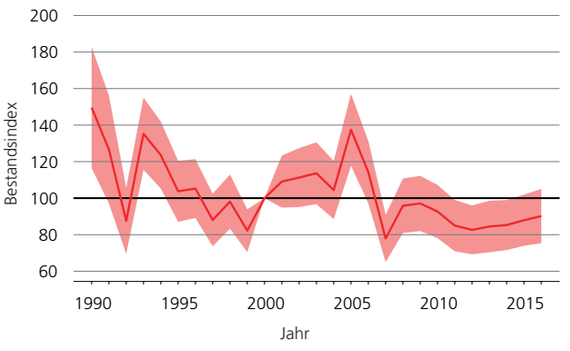
Der auf 3500–5000 Paare ermittelte Schweizer Bestand ist tiefer als die für 1993–1996 geschätzten 4500–5500 Paare. Die teils starke Reduktion des Phosphorgehalts und der damit verbundene Rückgang der Weissfischbestände dürfte ein wichtiger Grund für die Bestandsabnahme an einigen Seen sein, insbesondere am Neuenburgersee mit einem Rückgang von über 20 % seit den Achtzigerjahren [4]. An anderen Gewässern sind die Zahlen trotz Nährstoffrückgang hingegen angestiegen, so zwischen 1980 und 2010 am Bodensee [AtBo] oder wie am Sempachersee in der Phase nach der übermässigen Phosphorbelastung in den Achtzigerjahren [2]. Wichtig an den Seen ist, dass die Brutplätze auch vom Wasser her ungestört sind, beispielsweise durch gut markierte Uferschutzzonen [3, 5].

Uneinheitliche Tendenzen gibt es auch in den Nachbarländern mit einem Anstieg in Frankreich [AtF] und stabilen Verhältnissen in Deutschland und Italien [AtD, 1]. Der europäische Trend ist rückläufig [EBCC].

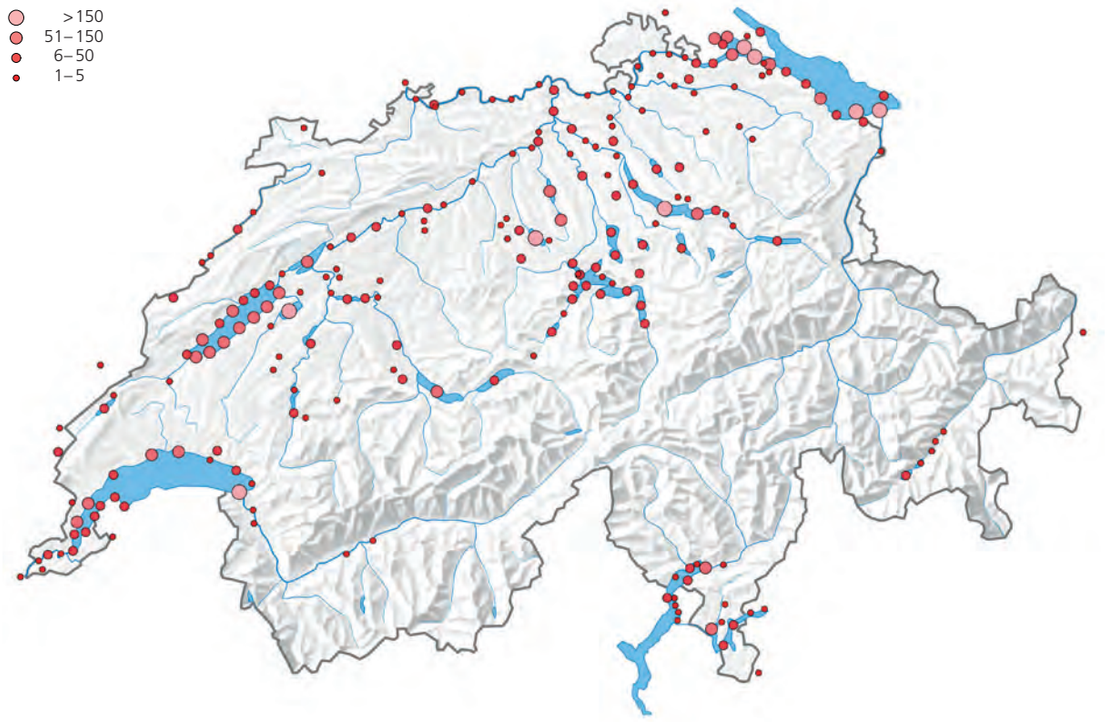
Verena Keller

[1] Campedelli et al. (2012); [2] Keller (in Vorb.); [3] Morard et al. (2007); [4] Renevey (1987); [5] Weggler et al. (2011)

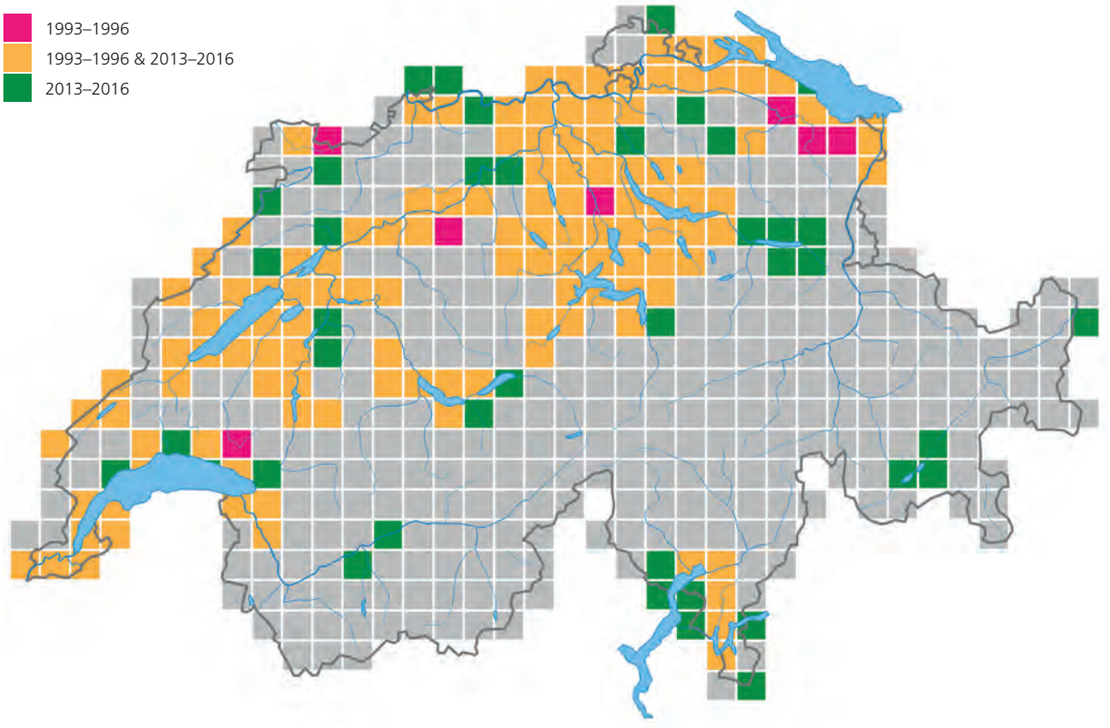




Reviere 2013–2016

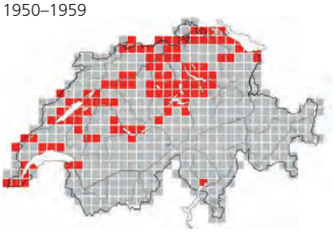


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

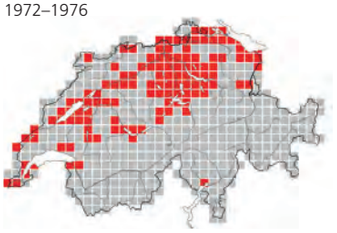


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

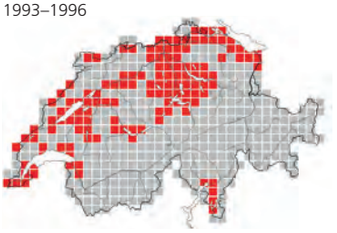
1950–1959



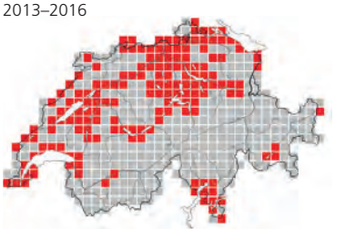
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Strassentaube

Columba livia forma *domestica*
Pigeon biset domestique
Piccione torraiolo
columba da chasa
Feral Pigeon



Heru Fathurohman

Rote Liste –
Bestand 20 000–35 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 156

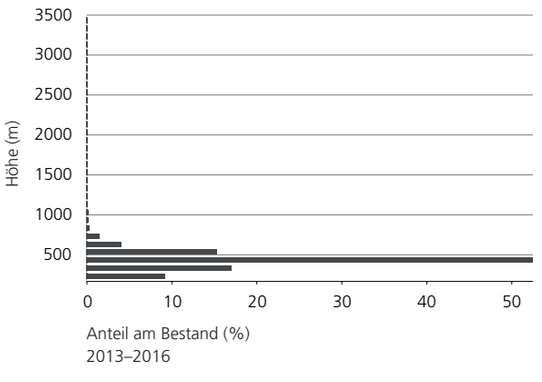
Die Strassentaube ist die domestizierte, aber wild lebende Form der Felsentaube. Sie ist in der Schweiz im Mittelland und im Jura weit verbreitet und dringt stellenweise in die grossen Alpentäler ein. In der Regel brütet sie unterhalb von 600 m; vereinzelt wurden jedoch Bruten über 1000 m bekannt, beispielsweise in Savognin GR auf 1240 m (V. Döbelin) und in Airolo TI auf 1170 m (J. Savioz). Als Kulturfolgerin ist die Strassentaube eng an die Präsenz des Menschen gebunden. Die Vorkommen konzentrieren sich auf die dicht bebauten Zentren von mittleren und grösseren Siedlungen. In Wohnquartieren mit mehr Vegetation ist die Strassentaube seltener[4]. In Luzern, Zürich und Lugano TI wurde sie an 25, 38 bzw. 69 % aller über das gesamte Stadtgebiet verteilten Standorte gefunden[2]. In der Stadt Bern wird der Bestand aktuell auf rund 1000 Vögel geschätzt[3], in Basel auf 5000–8000[6], in Luzern auf 2000–3000[7, 8] und in der Zürcher Innenstadt auf rund 6000[9].

Im Vergleich zu 1993–1996 scheint die Strassentaube ihr Verbreitungsgebiet weiter ausgedehnt zu haben. Methodische Unsicherheiten beeinträchtigen jedoch diese Einschätzung, da Strassentauben nicht immer zweifelsfrei von in Schlägen gehaltenen Haustauben zu unterscheiden sind. Zusätzlich war die Erfassung der Strassentaube früher wohl nicht vollständig[AtCH2]. Untersuchungen am Bodensee und im Kanton Zürich stellen jedoch ebenfalls eine Arealausdehnung fest[AtBo, AtZH]. Es gibt andererseits starke Hinweise, dass die Bestände in Städten (z.B. Lausanne VD, Bern, Basel, Luzern, Zürich) in den letzten drei Jahrzehnten erheblich abgenommen haben[AtZH, 4, 6, 7, 12, 13]. Rückgänge wurden auch in Baden-Württemberg, in ganz Deutschland und in Österreich festgestellt[AtD, 1, 11].

Die Arealerweiterung ist wohl eine Folge der Ausdehnung und Verdichtung von ursprünglich ländlich geprägten Siedlungen. Die Abnahmen in Städten sind auf behördliche Bestandsregulationen zurückzuführen. Diese umfassen vor allem eine Reduktion des Nahrungsangebots (weniger Fütterungen durch die Bevölkerung dank Informationskampagnen)[4, 10]. Solche Massnahmen wurden eingeführt, weil grosse Bestände zu erheblichen Verschmutzungen und Schäden an Gebäuden (Kot) führen. Auch gesundheitliche Bedenken (Tauben als Überträger von Krankheitserregern) spielen eine Rolle[4, 5].

Thomas Sattler

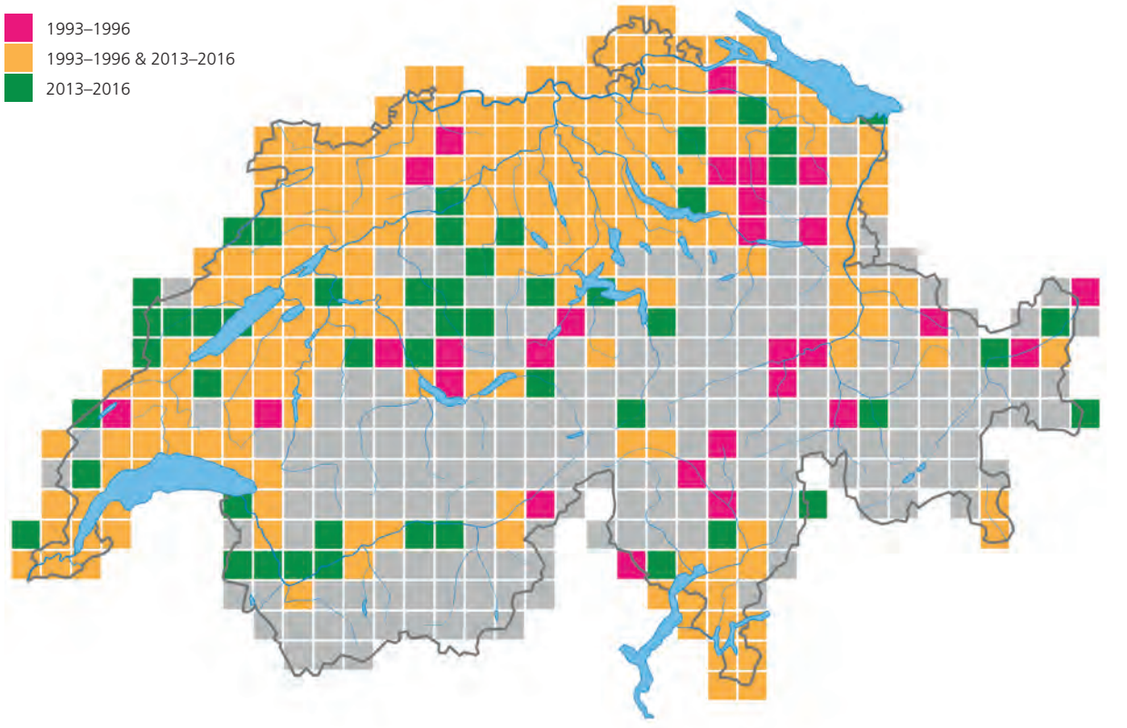
[1] Bauer et al. (2016a); [2] Fontana et al. (2011); [3] M. Frieden, pers. Mitt.; [4] Haag-Wackernagel (2003); [5] Haag-Wackernagel (2006); [6] Haag-Wackernagel (2016); [7] Keller (2007); [8] Stadt Luzern (2017); [9] Stadt Zürich (2011); [10] Stock & Haag-Wackernagel (2016); [11] Teufelbauer & Seaman (2017); [12] Tierpark Bern (2016); [13] Ville de Lausanne (2012)



Dichte 2013–2016

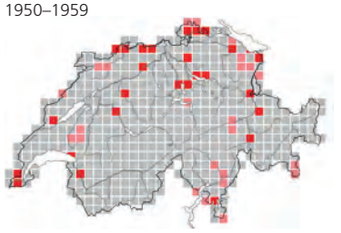


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

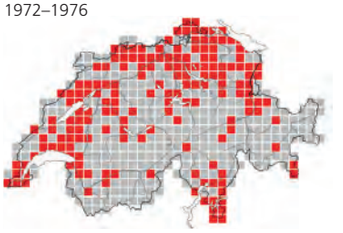


Patenschaft
Sandra Schweizer

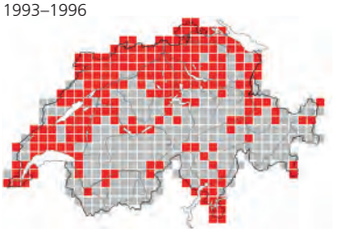
1950–1959



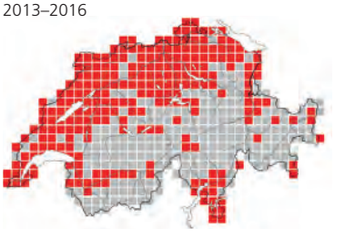
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Hohltaube

Columba oenas
Pigeon colombin
Colombella
columbella
Stock Dove



Marcel Burkhardt

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 2000–4000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 314, 414

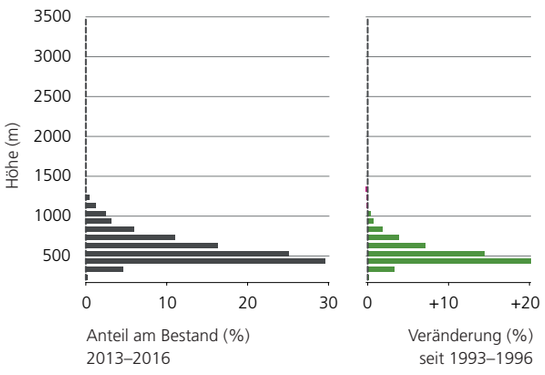
Die Hohltaube ist ein wenig auffälliger Brutvogel des Mittellands, des Juras und einiger Voralpenregionen. Ausser in der Region Genf, der Ajoie JU und in der nördlichen Hälfte des Kantons Schaffhausen sind die Dichten gering. Gegen 90 % des Bestands kommen unterhalb von 900 m vor. Über 1200 m erfolgten fast nur Einzelbeobachtungen. Der höchste Brutnachweis stammt von Noirmont JU auf 1450 m [BCH]; in den Jahren 2013–2016 wurde die höchste Brut bei Arzier VD auf 1400 m gefunden (P. Henrioux). Die höchste Brutzeitfeststellung in jüngerer Zeit gelang bei Habkern BE auf 1610 m (M. Hammel). Die Hohltaube brütet in Baumhöhlen in waldreichen Kulturlandschaften sowie in lichten Laub- und Mischwäldern [VdS]. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig bis zu 5 Reviere gezählt werden. Im Kanton Genf beträgt die mittlere Dichte 0,7 Reviere/km², wobei dort lokal auch bis zu 9 Reviere/km² vorhanden sind [AtGE].

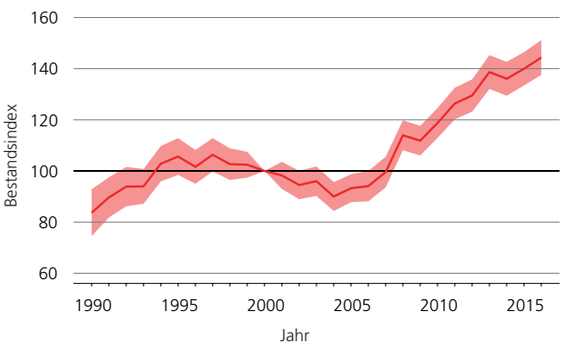
Der schweizerische Bestand hat seit 1993–1996 um fast 40 % zugenommen. Neben einer Verdichtung in den Kerngebieten erfolgte auch eine Arealausbreitung, was zu einer (Wieder-)Besiedlung des Wallis, des Rheintals, des Tessins und offenbar auch des Kantons Neuenburg führte; letzteres ist aber wohl eher der höheren Beobachtungsintensität zuzuschreiben [AtNE, 2]. In den letzten zwei Jahrzehnten wurde auch im Kanton Zürich und im Bodenseeraum ein deutlicher Zuwachs festgestellt [AtBo, AtZH]. Die kurzfristigen Trends in den Nachbarländern sind ebenfalls positiv [AtD, AtF, 5]. Dies trifft auch für den gesamteuropäischen Bestand zu, der seit 1993–1996 um mindestens 20 % zugenommen hat [EBCC]. Bei diesen jüngst positiven Entwicklungen gilt es indes zu bedenken, dass die Hohltaube etwa zwischen den späten Fünfziger- und den frühen Neunzigerjahren erhebliche Bestandsverluste erlitten hat [VdS, 1, 3].

Die Gründe für die historische Bestandsabnahme in der Schweiz sind kaum bekannt. Auch die kürzlich erfolgte Erholung ist noch wenig verstanden, dürfte aber ähnlich wie bei der Ringeltaube auf ein verbessertes Nahrungsangebot und die Verschiebung des Überwinterungsgebiets nach Norden zurückzuführen sein. Zudem könnte sich die Zunahme des Schwarzspechts sowie von dicken, alten Bäumen [4] positiv ausgewirkt haben, weil sich dadurch das Höhlenangebot verbessert hat.

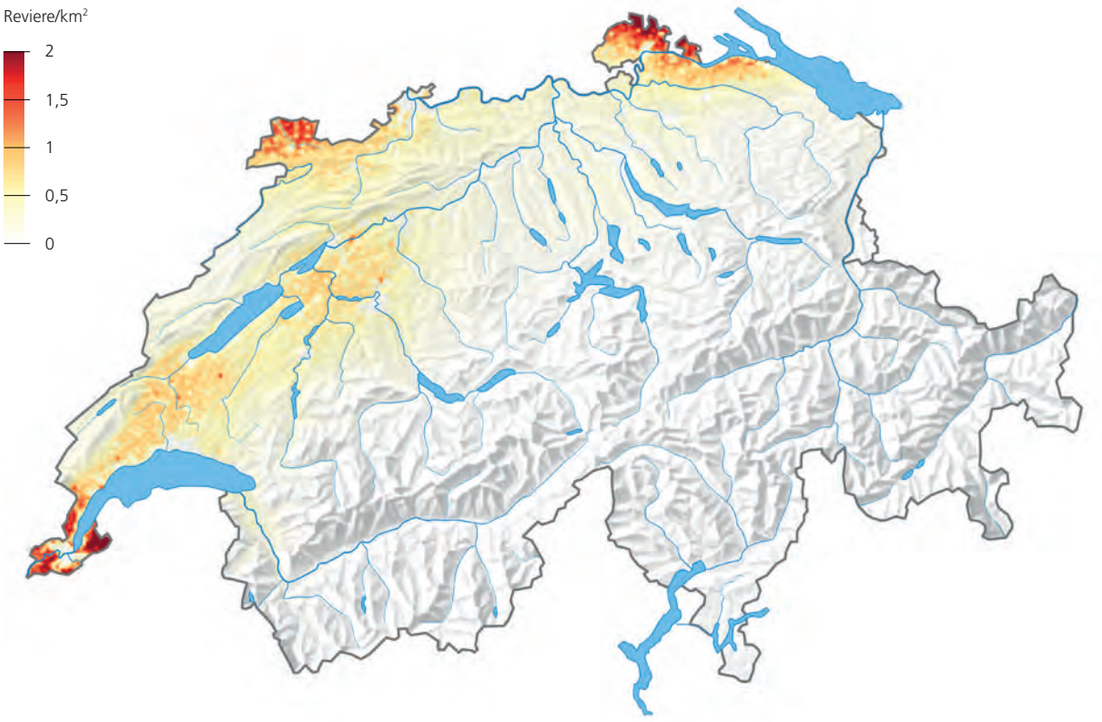
Sylvain Antoniazza

[1] Bauer et al. (2005); [2] J.-D. Blant, pers. Mitt.; [3] O'Connor & Mead (1984); [4] Rigling & Schaffer (2015a–d); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

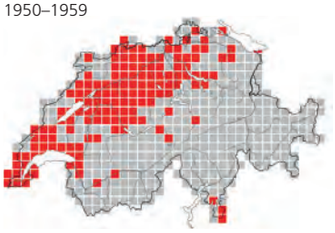


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

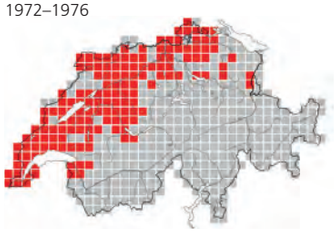


Patenschaft
Thomas Schwaller, Muri bei Bern

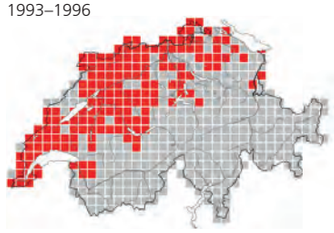
1950–1959



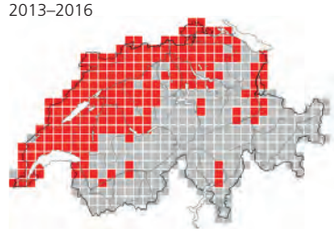
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Ringeltaube

Columba palumbus
Pigeon ramier
Colombaccio
tidun
Common Woodpigeon



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 130 000–150 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 156, 314, 414

Die Ringeltaube besiedelt die ganze Schweiz bis zur Baumgrenze. Hohe Dichten erreicht sie im Mittelland, insbesondere im Kanton Genf. Über 90 % des Bestands brüten unterhalb von 1100 m. Bruten sind bis 2000 m bekannt [BCH]. Vereinzelt werden Sänger über 2100 m festgestellt, etwa bei Zermatt VS auf 2160 m (2016; C. Huwiler). Bewohnt werden neben Wäldern und Feldgehölzen verbreitet auch Gärten und Parks in Siedlungen. In durchschnittlichen Dichten von über 6 Revieren/km² besiedelt die Ringeltaube nur Lagen zwischen 300 und 900 m. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 20 Reviere gezählt werden. Maximal wurden in Genf bis zu 60 Reviere/km² festgestellt [AtGE].

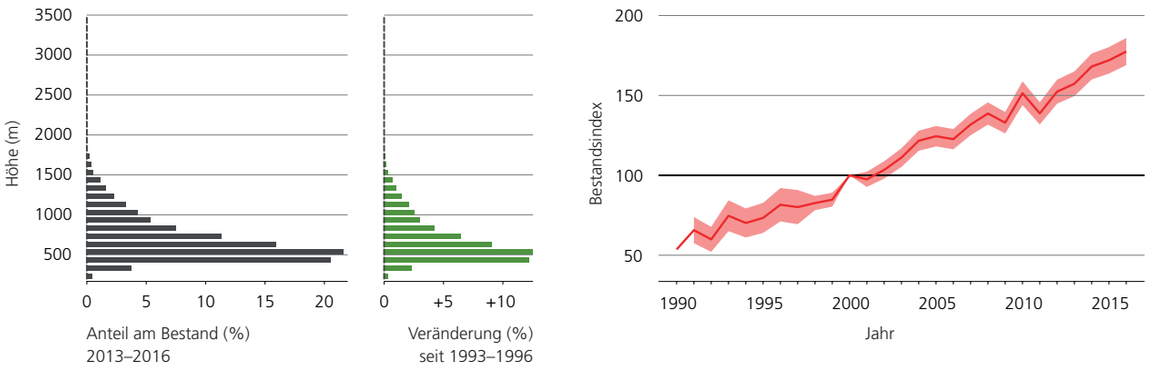
Seit 1993–1996 konnte die Ringeltaube ihren Bestand mehr als verdoppeln. Sie hat ihr Verbreitungsgebiet in den Alpen ausgedehnt. Bezüglich des Bestandsanstiegs bedeutender ist aber die markante und grossräumige Erhöhung der Dichte in bereits besiedelten Lebensräumen und die seit Beginn des 21. Jahrhunderts zu beobachtende Einwanderung in Siedlungsgebiete. 2007 hatte die Ringeltaube die Stadt Luzern zu 31 % und Zürich zu 9 % besiedelt, Lugano TI aber noch gar nicht [5]. Der Urbanisierungsprozess hat damit in der Schweiz Jahrzehnte später begonnen als in anderen europäischen Ländern [AtD, AtF, 6, 10]. Eine Ausnahme bildet Genf, wo die Art die Stadt schon ab 1970 besiedelte [AtGE].

Regional wurden in den letzten Jahrzehnten ebenfalls starke Bestandszunahmen festgestellt [AtBo, AtGE, AtZH, 4, 13], dazu deutlich mehr Überwinterungen [10, 11]. Die Brutbestände stiegen auch in den meisten Nachbarländern teils markant an [AtF, AtFL, 3, 9, 12], ebenso gesamteuropäisch [EBCC]. In Deutschland wird der Bestand als stabil eingestuft, wohingegen er in Baden-Württemberg stark ansteigt [AtD, 2].

Für die Entwicklung in Europa werden die Zunahme der Anbaufläche von Getreide, Mais und Gemüse, mildere Winter, eine längere Brutzeit und der höhere Bruterfolg in urbanen Lebensräumen als Ursachen diskutiert [AtD, AtF, 1, 7, 8, 11]. Der europäische Trend dürfte sich auch auf die Schweiz auswirken. Dass die Zunahmen hierzulande in den Tieflagen und in den durchschnittlich wärmeren Städten besonders ausgeprägt sind, legt einen Einfluss der Überwinterungsbedingungen und der Urbanisierung nahe.

Thomas Sattler

[1] Bauer et al. (2005); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Campedelli et al. (2012); [4] Draeger (2004); [5] Fontana et al. (2011); [6] Hewson & Noble (2009); [7] Lormée et al. (2011); [8] Møller et al. (2010b); [9] Roux et al. (2011); [10] Rüegg (2013); [11] Schuster (2017); [12] Teufelbauer & Seaman (2017); [13] Weggler & Widmer (2001)



Dichte 2013–2016

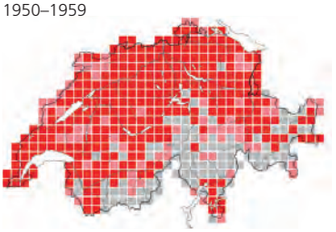


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

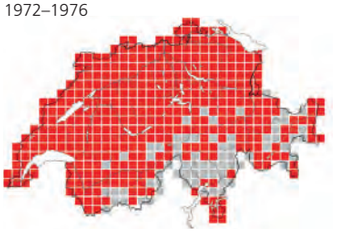


Patenschaft
Renate & Roland Luder, Lenk

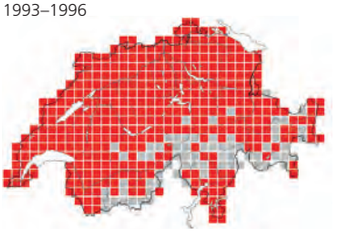
1950–1959



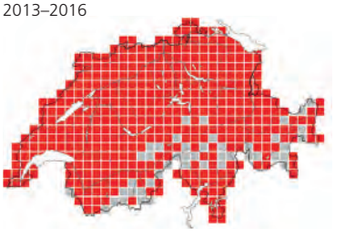
1972–1976



1993–1996



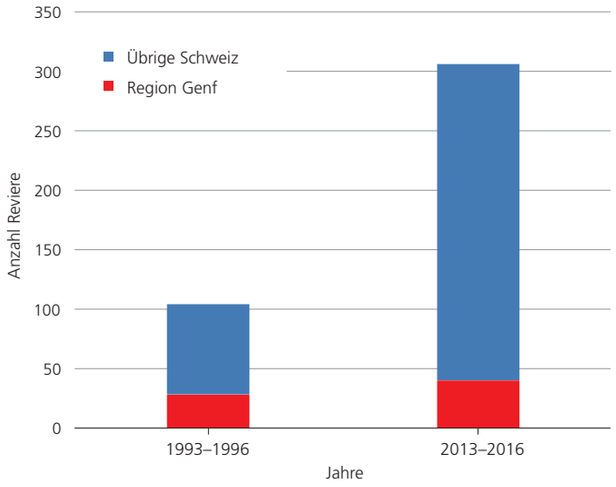
2013–2016



Neuankömmlinge in Siedlungen – auch heute noch!

Die überbaute Fläche nimmt in der Schweiz immer mehr Raum ein. Bewohner offener Lebensräume werden dadurch verdrängt. Einzelne Arten profitieren jedoch davon, weil sie sich das Siedlungsgebiet als neuen Lebensraum erschliessen können. Diese sogenannte Urbanisierung erfolgt auch heute noch – jüngste Beispiele sind Ringeltaube und Mittelmeermöwe.

Die wohlklingende Stimme der Amsel ist im Siedlungsraum weit verbreitet. Anfang des 19. Jahrhunderts war die Amsel jedoch noch ein reiner Waldvogel. Ab 1820 begann sie Städte zu besiedeln, zuerst in Deutschland, dann auch in weiteren Ländern. Dieser Urbanisierungsprozess erfolgte von Westeuropa nach Osten und ist im östlichsten Verbreitungsgebiet der Amsel auch heute noch nicht abgeschlossen [HVM, 4]. Andere Arten wie Hausrotschwanz sowie Mauer- und Alpensegler eroberten ebenfalls den Siedlungsraum, indem sie Gebäude als künstliche Felsen für ihre Bruten zu nutzen begannen. Heutzutage kommt ein Grossteil ihrer Schweizer Populationen in Siedlungsgebieten vor.



Vergleich der Revieranzahl von Ringeltauben in 85 Kilometerquadraten mit einem hohen Siedlungsgebietsanteil, die sowohl 1993–1996 wie auch 2013–2016 kartiert wurden. Die sieben Quadrate in der Region Genf umfassten in den Neunzigerjahren 27 % aller Reviere im Siedlungsgebiet, während es 20 Jahre später noch 13 % waren.

Urbanisierung als Anpassung und Neueroberung

Wer im Siedlungsraum zurechtkommen will, muss viele Herausforderungen meistern. Neben speziellen Habitatelementen, einer veränderten Artenzusammensetzung (z.B. neue Konkurrenten oder Beutegreifer, viele nicht-einheimische Pflanzen) und diversen Gefahrenquellen (z.B. Verkehr, Glas) bildet vor allem die hohe menschliche Präsenz mit ihren direkten und indirekten Störungen eine Herausforderung. Auch Lärm und Kunstlicht verlangen Anpassungen [2, 8]. Die Besiedlung von Städten kann unabhängig voneinander an mehreren Orten stattfinden (z.B. Elster) oder von einigen wenigen «Siedlungsgebietsspezialisten» einer bestimmten Art aus erfolgen, die sich mit ihren Nachkommen von einer Stadt in weitere Städte ausbreiten. So scheint es bei der Amsel einen eigentlichen Typ einer «Siedlungsamsel» zu geben [3, 11]. Solche Urbanisierungsprozesse erfolgen auch heute noch.

Das Phänomen «Stadtringeltaube»

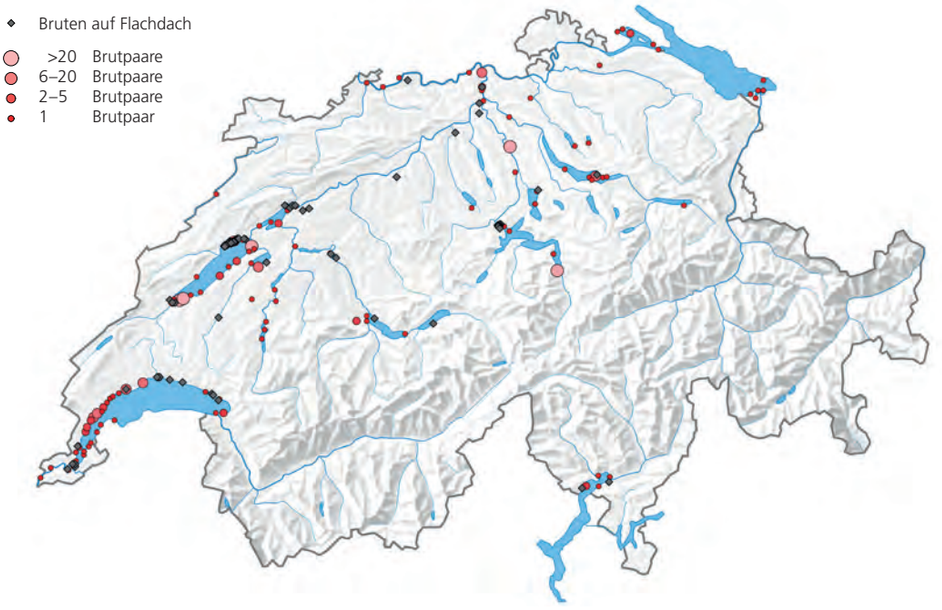
Die Ringeltaube kam 1993–1996 in den Schweizer Siedlungsgebieten ausser in Genf und Basel nur sehr lokal vor [AtCH2]. Die vermehrte Besiedlung von Städten und Dörfern hat erst mit der Jahrtausendwende eingesetzt. Um den Trend in Siedlungsgebieten zu eruieren, wurden 85 Kilometerquadrate (1 × 1 km) verglichen, die hauptsächlich im Siedlungsgebiet liegen und die 1993–1996 und 2013–2016 kartiert worden sind. In diesen Kilometerquadraten hat sich der Bestand der Ringeltaube verdreifacht. Somit ist die Zunahme in Siedlungsgebieten ungleich grösser als in den übrigen Lebensräumen (hauptsächlich Wald), wo sich der Bestand in derselben Periode «nur» verdoppelt hat. Zurzeit gibt es keine Hinweise, dass die Urbanisierung gesättigt ist – die Bestände in Siedlungsgebieten werden wohl noch weiter anwachsen.

Im Vergleich zu Europa erfolgte die Urbanisierung der Ringeltaube in der Schweiz erst spät. Bereits in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts hatte sie begonnen, Städte wie Paris und London zu besiedeln [HVM]. In Deutschland fand der Prozess der Urbanisierung zunächst zögernd statt. Erst ab den Sechzigerjahren stiegen die Bestände rapide an [AtD]. Bis in die Neunzigerjahre folgten auch viele schwedische und finnische Städte [5, 7]. In etlichen Städten kommt die Ringeltaube bis in die Zentren vor [5], teilweise in beachtlichen Dichten von bis zu 25 Paaren/10 ha [6]. Die Ringeltaube hat dabei ihre Scheu vor dem Menschen abgelegt und verhält sich ähnlich wie die Strassentaube [HBW, 2, 5]. Diese Anpassung des Verhaltens begünstigt die Eroberung des Siedlungsraums stark. Auch bei etlichen anderen Arten ist im Siedlungsraum eine viel geringere Fluchtdistanz zu beobachten als in anderen Lebensräumen [9].

Die Besiedlung der Städte durch die Ringeltaube wird von milden Wintern, vom günstigen Nahrungsangebot, von einem geringen Prädationsdruck und vom allgemeinen Bestandsanstieg begünstigt [2, 5]. In vielen Gegenden Deutschlands ist die Dichte der Ringeltaube in stark urbanisierten Regionen höher als in den umliegenden Wäldern [AtD].

Milde Winter führten in der Schweiz bereits in den Neunzigerjahren zu mehr Winterbeobachtungen. Ab dem Winter 2003/2004 gab es einen sprunghaften Anstieg der Meldungen – davon stammen viele aus dem Siedlungsgebiet. Vermutlich sind Überwinterungen in Städten nicht nur bei der Ringeltaube anschliessenden Bruten vorangegangen, sondern auch bei weiteren Arten wie der Amsel [2, 12]. Siedlungsgebiete in unseren Breitengraden sind vorteilhaft für überwinternde Vögel, weil die Temperatur etwas höher ist als in der Umgebung und weil durch den Menschen direkt oder indirekt Nahrungsressourcen bereitgestellt werden (z.B. Fütterung, Abfälle, Beerensträucher, Schneeräumung).

In der Nähe vieler Mittelmeermöwenkolonien finden auch Bruten auf Flachdächern (Rhomben) statt. Dachbruten weit weg von Vorkommen an natürlichen Standorten sind (noch) eher selten.



Mittelmeermöwen brüten auf Flachdächern

Auch weitere Arten haben in den Siedlungen Fuss gefasst. So steht die Besiedlung von Städten durch die Mittelmeermöwe ebenfalls im Zusammenhang mit einem starken Bestandsanstieg. 2016 brütete die Mittelmeermöwe in rund zehnmal mehr Paaren in der Schweiz als 1993–1996. Die ersten Dachbruten gab es zwar schon 1994 bei Versoix GE[1]. Die Anzahl Siedlungsbruten, meist auf Flachdächern, hat sich aber vor allem von 2013 bis 2016 vergrössert und in dieser Zeit fast verdreifacht. 2016 wurden 104 Bruten auf Gebäuden gefunden[10]. Im Vergleich zu natürlichen Brutstandorten dürfte der Prädationsdruck auf Flachdächern geringer sein. Hingegen macht die stärkere Erhitzung auf den Dächern den Vögeln wohl mehr zu schaffen. Die Vorteile überwiegen aber offensichtlich, denn Dachbrüter nehmen oft weite Strecken zu den Nahrungsgründen im Kulturland oder an den Gewässern in Kauf.

Welches ist die nächste «Siedlungsart»?

Gewisse Arten brüten in den Städten Europas schon seit Jahrzehnten. In der Schweiz aber haben sie länger gebraucht oder kommen da noch gar nicht vor. Aus Deutschland zum Beispiel sind weitere Arten wie Heckenbraunelle, Singdrossel, Eichelhäher, Haubenmeise, Zilpzalp und Zaunkönig, ja sogar Beutegreifer wie Sperber, Habicht, Uhu und Waldohreule als Brutvögel in Siedlungsgebieten bekannt[AtD, 13]. All diese Arten brüten in der Schweiz (noch) nicht in Gärten oder Parks oder höchstens punktuell. Die Gründe dafür sind unbekannt, doch könnten die grösseren Dimensionen von Parks und Gärten die Besiedlung im nördlichen Nachbarland begünstigt haben.

In jedem Fall dürfen wir gespannt sein, welche Art uns als nächstes in unseren Grünanlagen überraschen wird. Damit es soweit kommt, sollten bei uns auch bei einer verdichteten Bauweise grosse Bäume sowie weitere noch vorhandene naturnahe Lebensräume erhalten bleiben sowie Gärten und Parks möglichst naturnah gepflegt werden.

Thomas Sattler



Jürg Hostettler

Mittelmeermöwen als Brutvögel auf Flachdächern sind in der Schweiz ein neueres Phänomen.

[1] Albrecht (1996); [2] Evans (2010); [3] Evans et al. (2009); [4] Evans et al. (2010); [5] Fey et al. (2015); [6] Flade (1994); [7] Fredriksson & Tjernberg (1996); [8] Isaksson (2015); [9] Møller (2008); [10] Müller (2017); [11] Partecke et al. (2006); [12] Rabosée et al. (1995); [13] Rutz (2008)

Species Seiten 150, 154, 166, 172, 226, 326, 450, 468

Turteltaube

Streptopelia turtur
Tourterelle des bois
Tortora selvatica
turturella
European Turtle-dove



Markus Varesvuo

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 150–400 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 164, 357

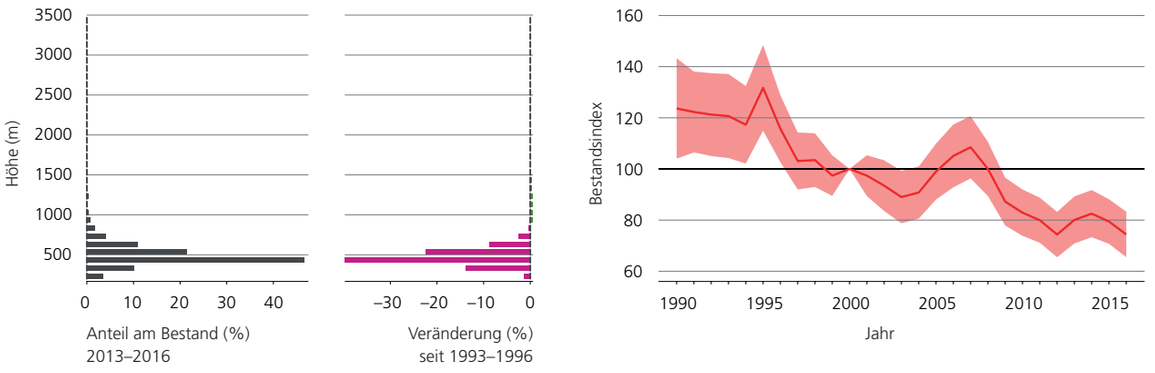
Die Turteltaube besiedelt in unserem Land fast ausschliesslich die tiefen Lagen, vor allem in der Westschweiz, im Rhonetal VS, im Südtessin und in der Nordschweiz. Infolge ihrer Vorliebe für hohe Sommertemperaturen brüten über 90 % des Bestands unterhalb von 700 m, auch wenn Bruten auf 780 m bei Menziken AG und auf 770 m bei Schlierbach LU nachgewiesen worden sind [AtCH1]. In Graubünden hingegen gibt es regelmässig Brutzeitfeststellungen oberhalb von 900 m, in den Jahren 2013–2016 beispielsweise ein Sänger auf 1690 m bei Chamues-ch (R. Vanscheidt). Allerdings bleibt unklar, ob es jeweils auch zu Bruten kommt. Turteltauben besiedeln Laubwälder, Feldgehölze, Hecken und Auengebiete, die nicht zu weit von Äckern und Krautfluren entfernt sind [VdS, 6]. Während in geeigneten Kilometerquadraten bis zu 5 Reviere gezählt werden können, erreichte die Turteltaube im Kanton Genf in den Jahren 1998–2001 Dichten von 1–6 Revieren/km² [AtGE]. Im Seeland BE/FR betrug die mittlere Dichte in den Jahren 1997–2009 0,2 Reviere/km² [4].

In der Schweiz ist der Gesamtbestand der Turteltaube seit 1993–1996 um 40 % geschrumpft. In den letzten Jahrzehnten wurden auch in mehreren regionalen Untersuchungen starke Rückgänge festgestellt [AtBo, AtGE, AtZH, 1, 4, 6, 9]. In den Nachbarländern ist die Entwicklung ebenfalls negativ [AtD, AtF, 12]. Gesamteuropäisch ist der Index seit den Achtzigerjahren sogar um fast 80 % gesunken [EBCC]. Nur in Italien blieb der Bestand stabil [10] und in der Lombardei wurde gar eine leichte Zunahme festgestellt [2].

Zu den Hauptursachen für den Rückgang gehören – in dieser Reihenfolge – die Lebensraumverluste durch die veränderte Landnutzung in den Brutgebieten, dann in den Durchzugsgebieten und in den Winterquartieren südlich der Sahara. Hinzu kommen die Jagd und die Wilderei [5, 7, 8, 11], denen schätzungsweise mindestens 2–3 Millionen Turteltauben pro Jahr zum Opfer fallen [8, 11]. Wichtig bei uns sind der Erhalt abwechslungsreicher Kulturlandschaften mit Hecken, Feldgehölzen und lichten Waldgebieten sowie die extensive Bewirtschaftung von Wiesen und Feldern (z.B. Verringerung des Pestizideinsatzes) [3].

Sylvain Antoniazza

[1] Antoniazza (2018); [2] Bani et al. (2014); [3] Bauer et al. (2005); [4] Birrer et al. (2013b); [5] Caruana-Galizia & Fenech (2016); [6] Di Emidio (2010); [7] Eraud et al. (2009); [8] Fisher et al. (2018); [9] Pochelon (2018); [10] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [11] Sheehan et al. (2014); [12] Teufelbauer & Seaman (2017)



Vorkommen 2013–2016

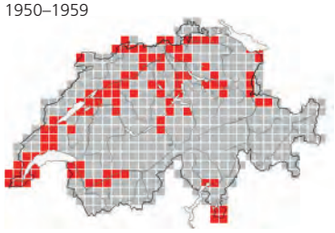


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

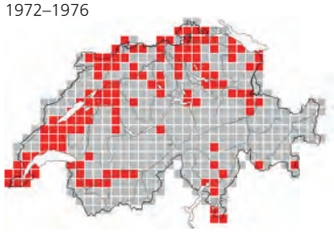


Patenschaft
Markus Hofmann, Zürich

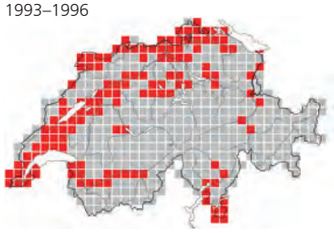
1950–1959



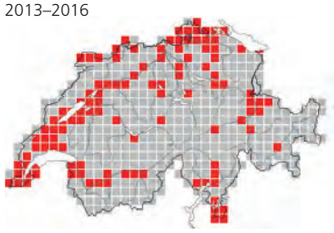
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Türkentaube

Streptopelia decaocto
Tourterelle turque
Tortora dal collare
columba tirca
Eurasian Collared-dove



Beat Rüegger

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 15 000–25 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 190, 319, 414, 420

Als Kulturfolgerin besiedelt die Türkentaube mittlerweile in allen Landesteilen Wohnquartiere mit einem guten Baumbestand. Baumfreie Zentren von Grossstädten werden gemieden[VdS]. Hohe Dichten erreicht die Türkentaube in Dörfern und Städten des Mittellands und des Südtessins. In geeigneten Kilometerquadraten können hier regelmässig über 8 Reviere gezählt werden. Lokal sind bedeutend höhere Dichten möglich, zum Beispiel 34 Reviere/km² in Lancy GE[AtGE]. Mehr als 90 % des Bestands finden sich unterhalb von 600 m. Der höchstgelegene Brutplatz der Schweiz liegt seit 2016 auf 1890 m bei Arosa GR (J. Jelen). Siedlungen in Alpentälern sind nicht durchgehend bewohnt; oftmals hat die Türkentaube sogar nur inselartige Vorkommen[8]. Hochgelegene Vorposten können nach ein paar Jahren, etwa infolge von harten Wintern, auch wieder aufgegeben werden[AGR, 4, 8].

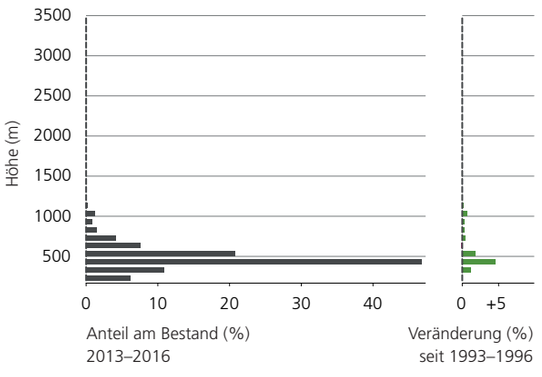
Die ursprünglich auf den asiatischen Raum beschränkte Türkentaube hat Europa ab 1930 innert weniger Jahrzehnte von der Türkei und vom Balkan her besiedelt. Im Mittelmeerraum dehnt sie ihre Verbreitung immer noch aus[3, 5, 6]. In der Schweiz erfolgten die ersten Feststellungen 1948. Schon um 1950 oder kurz darauf dürften die ersten Bruten stattgefunden haben[VdS].

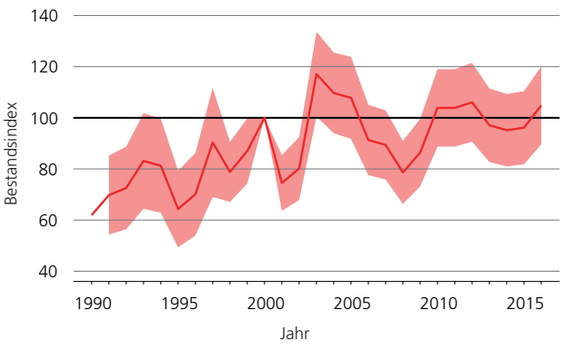
Die Ausbreitung der Türkentaube in der Schweiz war 1993–1996 noch nicht abgeschlossen. Seither hat sie auch höhere Lagen besiedelt und ist weiter in die Alpentäler vorgedrungen. Im westlichen Jura konnten letzte Verbreitungslücken geschlossen werden. In der Folge ist der Schweizer Bestand seit 1993–1996 angestiegen, insbesondere in Lagen unterhalb von 600 m. Wie auch die Dichteveränderungskarte zeigt, kann es sowohl lokal[7] wie auch regional[AtBo, AtFL, AtZH] zu bisweilen starken Populationsschwankungen oder gar Abnahmen kommen.

Unsere Nachbarländer weisen ebenfalls unterschiedliche Trends aus: Während der Bestand der Türkentaube in Baden-Württemberg stark rückläufig ist[1], nimmt er in einigen Gegenden Deutschlands sowie in Frankreich, Italien und Österreich zu[AtD, AtF, 2, 6, 9]. Europaweit hat sich der Bestand seit 2000 verdoppelt[EBCC]. Es ist unklar, ob die teils ausgeprägten Bestandsschwankungen noch immer eine Konsequenz der schnellen Kolonisierung oder eine typische Eigenschaft der Türkentaube sind.

Thomas Sattler

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Campedelli et al. (2012); [3] de Juana & Garcia (2015); [4] Eraud et al. (2011); [5] Rocha-Camarero & de Trucios (2002); [6] Roux et al. (2011); [7] Sattler & Tobler (2004); [8] Signorell Häusler et al. (2012); [9] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

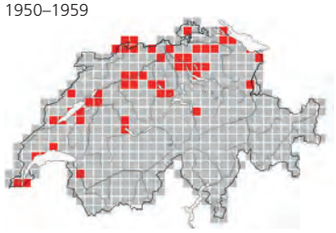


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

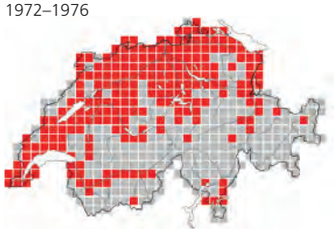


Patenschaft
Jean-Philippe Ruegger

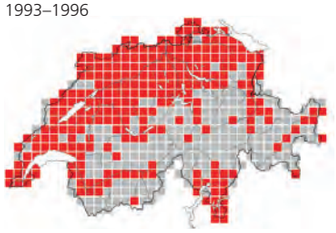
1950–1959



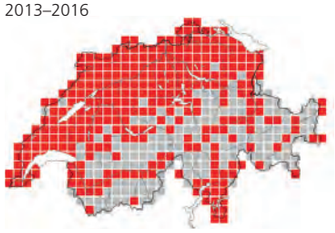
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Ziegenmelker

Caprimulgus europaeus
Engoulevent d'Europe
Succiacapre
chavret
European Nightjar



Jonas Landolt

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 40–50 Paare (2013–2016)

Focus Seite 164

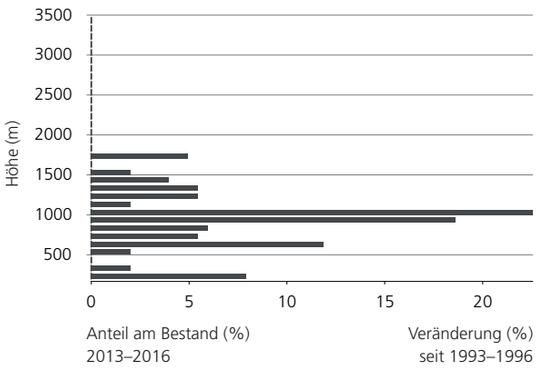
Der Ziegenmelker besiedelt unterschiedlichste Lebensräume von der Garrigue Südeuropas bis zu den Wäldern und Heiden auf sandigen Böden weiter im Norden. In der Schweiz war er einst ein regelmässiger Brutvogel im Mittel- und Oberwallis, am Jurasüdfuss, im westlichen Genferseebecken, an trockenen Mittellandhängen sowie in einigen Alpentälern der Ostschweiz [AtCH0]. Heute beschränkt sich das Brutgebiet auf das Oberwallis, das Tessin und einige Bündner Alpentäler und reicht bis auf 1800 m. Eine intensive Suche im Tessin [5] erklärt die grössere Verbreitung im Vergleich zu 1993–1996. Die Gründe für den gesamtschweizerischen Arealverlust trotz forstlicher Massnahmen zugunsten der Art [7, 8] sind jedoch unklar.

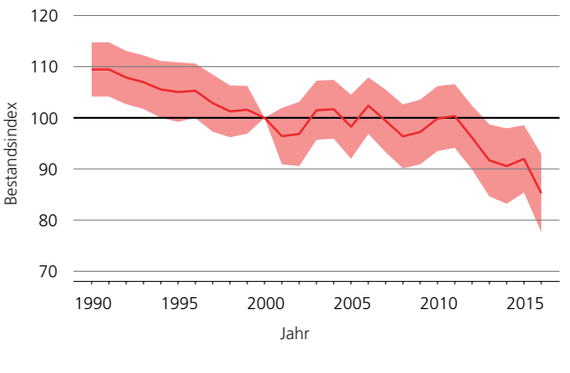
Mehrere Faktoren werden als Ursache für den Rückgang angesehen, allen voran der drastische Rückgang der Biomasse von Grossinsekten [2, 4, 10], die Verdichtung der Wälder [1, 6, 10] und das Verschwinden von Jagd- und Brutgebieten. Dieser Bewohner von Eichen-, Föhren und Kastanienwäldern bevorzugt Standorte mit vegetationsarmem, steinigem oder sandigem Boden in lichten Baumbeständen und Heiden [7, 11]. Wiesen mit starkem Vorkommen von Nachtfaltern sind die bevorzugten Jagdgebiete [3], doch werden diese oft zugunsten von Rebbauflächen oder Siedlungen zerstört. Eine dichte Vegetation beeinträchtigt die Nahrungssuche und das Angebot an geeigneten Brutplätzen. Die Entwicklung auf der Waldbrandfläche bei Leuk VS illustriert dies eindrücklich: Dank der Entstehung offener Flächen beim Waldbrand von 2003 stieg der Bestand von 1 Revier auf 8 Reviere sechs Jahre danach. Mit dem Aufwachsen des Waldes hat sich das Vorkommen bei 5 Revieren stabilisiert, wobei sie sich nun in den höher gelegenen Waldteilen befinden [7, 9].

Europaweit wird der Bestandstrend als stabil (Frankreich, Österreich, Deutschland) oder positiv (Grossbritannien, Schweden, Niederlande) beurteilt [AtD, AtF, RLEU]. In der Schweiz überleben die grössten Bestände in Trockengebieten mit Böden geringer Produktivität, wodurch Bäume kaum aufkommen und die halboffenen Lebensräume auf natürliche Art erhalten bleiben. Um erfolgversprechende Förderungsmassnahmen für den Ziegenmelker zu entwickeln, sind bessere Kenntnisse seiner Ansprüche im Alpenraum nötig, damit eine entsprechende Pflege der Brut- und Jagdgebiete umgesetzt werden kann.

Jean-Nicolas Pradervand

[1] Brändli (2010a–b); [2] Dirzo et al. (2014); [3] Evens et al. (2017); [4] Hallmann et al. (2017); [5] Lardelli & Scandolara (2014); [6] Sharps et al. (2015); [7] Sierro (2015); [8] Sierro (2016); [9] Sierro & Posse (2011); [10] Sierro et al. (2001); [11] Verstraeten et al. (2011)

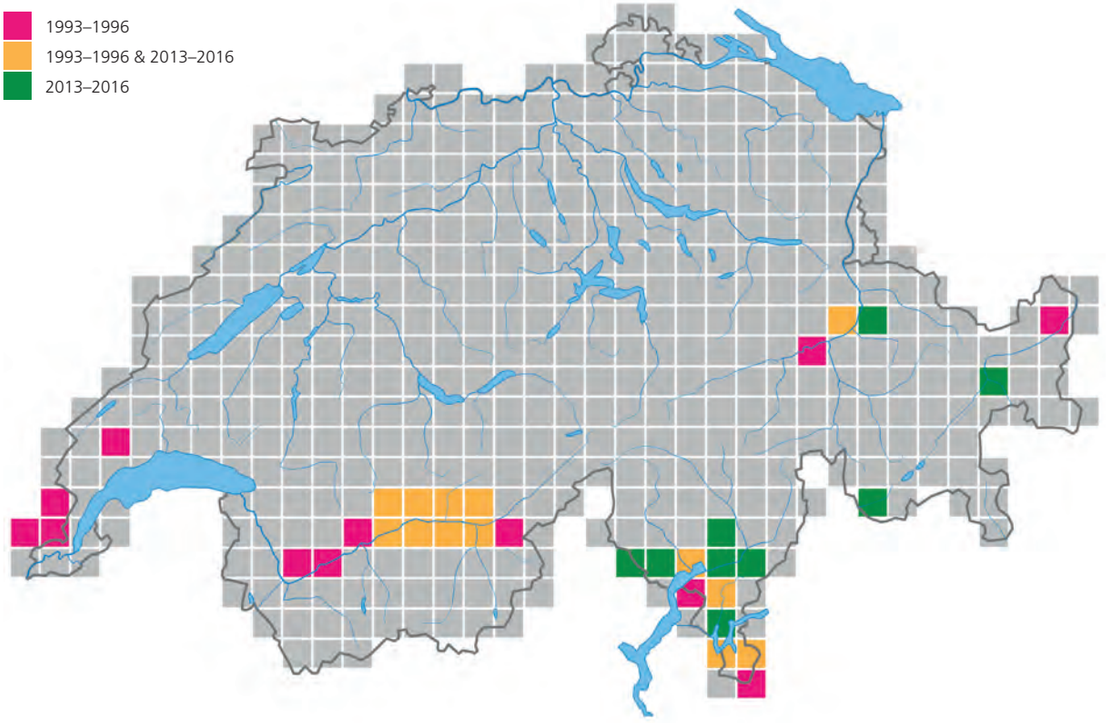




Reviere 2013–2016

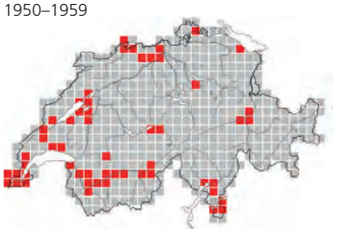


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

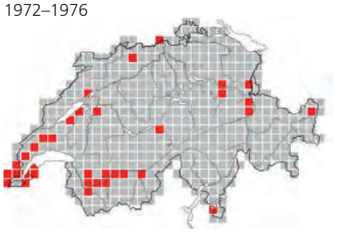


Patenschaft
Philippe Stroot

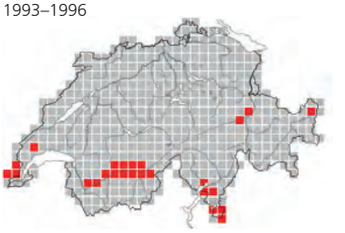
1950–1959



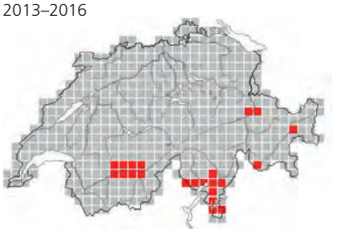
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Viele spezialisierte Arten in lichten Wäldern

Lichte Wälder sind offen in der Baumschicht und lassen viel Licht auf den Boden. Viele spezialisierte Arten brauchen lichte Wälder als Lebensraum, vor allem Pflanzen und Insekten, aber auch einige Vogelarten. Auffallend viele davon sind gefährdet und auf Schutz- und Fördermassnahmen angewiesen. Einige Förderprojekte laufen, aber es braucht weitere Anstrengungen.

Lichte Wälder bieten Lebensraum für viele heute seltene und gefährdete Pflanzen- und Tierarten. Solche Wälder haben einen geringen Kronenschluss, wodurch viel Licht auf den Boden oder auf die bodennahe Vegetation gelangt. Ohne menschliche Eingriffe kommen solche Wälder nur auf extrem unproduktiven Standorten vor, wo Bäume und Sträucher trotz viel Licht kaum wachsen können, weil es entweder zu trocken oder zu feucht ist oder nur sehr wenige Nährstoffe vorhanden sind. Beispiele dafür sind verschiedene Typen von wärmeliebenden Waldföhrenwäldern, Lärchenwälder an der oberen Waldgrenze in den Südalpen und Hochmoor-Bergföhrenwälder[3].

Lichte Wälder können aber auch durch den Menschen entstehen und waren früher viel weiter verbreitet als heute. Im Gegensatz zur aktuell üblichen geordneten forstlichen Nutzung, welche die Produktion von Stammholz zum Ziel hat, war die Nutzung der Wälder früher auf grossen Flächen äusserst vielfältig[2, 12, 13]. Praktisch alles nutzbare Material wurde dem Wald entnommen: Holz, Laubstreue oder frisches Laub, Beeren, Rinde, Koniferenzapfen und, durch Mahd oder Beweidung, auch der Unterwuchs. Durch diesen massiven Austrag von Biomasse und Nährstoffen entstanden mit der Zeit sehr magere Böden und damit Lebensräume für Pflanzen- und Tierarten, die auf etwas nährstoffreicheren Böden sofort von konkurrenzkräftigeren, «dominierenden» Arten verdrängt werden[10]. Im Grunde genommen kann man die Lebensräume, die durch jene vielfältigen und intensiven Nutzungen entstanden sind, gar nicht als «Wald» im eigentlichen Sinn bezeichnen. Es handelte sich in der Regel eher um parkähnliche Misch-Landschaften mit einzelnen Bäumen und Gruppen von Sträuchern sowie sehr kurz gehaltener Bodenvegetation. Im Lauf des 19. und 20. Jahrhunderts verloren solche vielfältige Nutzungsformen weitgehend ihre wirtschaftliche Bedeutung. Sie wurden alle aufgegeben, mit Ausnahme der Waldweide, die in den Alpen und im Jura bis heute betrieben wird. In einigen Regionen der Alpen ist das auch heute noch auf über 20 % der gesamten Waldfläche der Fall[7].

Lichte Wälder für Pflanzen und Insekten, aber auch für Vögel

Arten, die lichte Wälder an mageren Standorten als Lebensraum bevorzugen, gibt es Hunderte. Dazu gehören vor allem Pflanzen wie beispielsweise der Rundblättrige Hauhechel *Ononis rotundifolia* in Steppen-Föhrenwäldern inneralpiner Täler[3] oder der Flaumige Seidelbast *Daphne cneorum* als typische Pflanze kalkreicher Föhrenwälder[1]. Auch für viele Insekten sind lichte Wälder wichtige Lebensräume. Geiser[6] nennt für Deutschland 1343 holzbewohnende Käferarten, von denen die Mehrheit lediglich solche Alt- und Totholzbestände nutzen kann, die durch ihren lockeren, parkartigen Aufbau ein trockenwarmes Bestandsklima aufweisen[5], zum Beispiel der Grosse Eichenbock *Cerambyx cerdo* und der Schwarzkäfer *Bius thoracicus*. Auch unter den Vögeln gibt es einige Arten, die lichte Wälder besiedeln. Wälder, die beispielsweise als Lebensraum für Ziegenmelker,



Pierre Mollet

Bergföhrendominierter Wald mit einzelnen Fichten auf moorigem Boden – lichter Bestand und sehr wertvoller Auerhuhn-Lebensraum. Wegen der extrem geringen Wüchsigkeit bleibt dieser Wald langfristig von selbst offen und Fördermassnahmen braucht es nicht.



Gilberto Pasinelli

Lichter Eichen-Föhrenwald auf sandigem Boden im nördlichen Kanton Zürich. Die lichte Struktur muss mit Massnahmen wie regelmässiger Mahd aufrechterhalten werden. Damit entsteht ein wertvoller Lebensraum für zahlreiche Orchideenarten.



Antoine Sierro

Mit einem Holzschlag wurde in einem Föhrenwald bei Leuk VS Raum für den Ziegenmelker geschaffen.

Berglaubsänger, Mittelspecht, Turteltaube, Auerhuhn und Haselhuhn geeignet sind, unterscheiden sich zwar in mancher Hinsicht, doch haben sie als gemeinsames Merkmal den lückigen Kronenschluss.

Handlungsbedarf bei Schutz- und Förderprojekten

Angesichts der vielen Arten lichter Wälder, die zumindest regional gefährdet sind, haben entsprechende Schutz- und Förderprojekte eine hohe Priorität. Für einzelne Arten wie das Auerhuhn oder den Ziegenmelker gibt es solche Programme schon seit einigen Jahren. Beim Auerhuhn war es der Bund, der bereits 1988 die Vogelwarte mit dem Auerhuhn-Schutzprojekt betraute. Im Fall des Ziegenmelkers setzte der Kanton Wallis gemeinsam mit der Vogelwarte ab 2001 Fördermassnahmen um. In beiden Fällen gibt es zwar erste Erfolge, aber die Wende hin zu grossflächig positiven Bestandstrends ist bei beiden Arten noch nicht gelungen [4, 11].

Der Kanton Zürich verfolgt einen anderen Ansatz, der weniger auf einzelne Arten, sondern eher auf lichte Wälder als vielfältige Lebensräume zielt. Bereits zu Beginn der Neunzigerjahre wurde bei den Arbeiten für das kantonale Naturschutz-Gesamtkonzept die Bedeutung lichter Wälder hervorgehoben [9]. Der Kanton etablierte später einen speziellen Aktionsplan für die Förderung lichter Wälder [1]. Auch der Bund hat den Handlungsbedarf erkannt [8]. Ein «Aktionsplan lichte Wälder und Pionierstandorte für National Prioritäre Arten» ist gegenwärtig in Erarbeitung.

Unterschiedliche Massnahmen und regelmässige Pflege

Je nach Bodenverhältnissen, klimatischen Bedingungen und Zielarten können die Massnahmen zum Auflichten der Wälder sehr unterschiedlich sein. In einem Fall kann Beweidung mit Rindern, manchmal die Beweidung mit Schafen oder gar Ziegen nötig sein, in wieder anderen Fällen genügt eine regelmässige Mahd. Allenfalls reichen auch forstliche Eingriffe, sogenannte «Lichtungsschläge» aus, um Wälder aufzulichten. Gemeinsam ist allen Massnahmen, dass sie prioritär in Wäldern auf möglichst unproduktiven Böden umgesetzt werden sollen. Sind die Böden zu produktiv, wächst die Vegetation mit dem grossen Lichtangebot zu schnell wieder ein. Allerdings gibt es auch Wälder, zum Beispiel die eingangs erwähnten Hochmoor-Bergföhrenwälder, die derart unproduktiv sind, dass es für die Erhaltung der Lebensraumqualität in der Regel keine Massnahmen braucht.

Pierre Mollet & Gilberto Pasinelli

[1] Abegg et al. (2005); [2] Bürgi & Stuber (2003); [3] Delarze et al. (2015a–b); [4] Ehrbar et al. (2015); [5] Geiser (1989); [6] Geiser (1991); [7] Gotsch et al. (2002); [8] Imesch et al. (2015a–b); [9] Regierungsrat des Kantons Zürich (1995); [10] Schiess & Schiess-Bühler (1997); [11] Sierro (2016); [12] Stuber & Bürgi (2001); [13] Stuber & Bürgi (2002)

Species Seiten 104, 108, 158, 162, 292, 398

Alpensegler

Tachymarptis melba
Martinet à ventre blanc
Rondone maggiore
randurel grond
Alpine Swift



Sandra Schweizer

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 1800–2300 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 156, 170, 284, 392

Der Alpensegler erreicht in Süddeutschland den Nordrand seines Areals. Er war bei uns ursprünglich ein Bewohner der Felslandschaften, namentlich im Wallis, im Tessin und in Teilen Graubündens. Längst hat sich der Schwerpunkt der Verbreitung auf rund 70 Ortschaften, vorab im zentralen und östlichen Mittelland und im Tessin, verlagert (Gebäudebruten sind seit 1768 dokumentiert)[2]. Über 80 % der Vögel brüten heute an Gebäuden[5]. Meist handelt es sich dabei um markante Hochbauten oder Brücken.

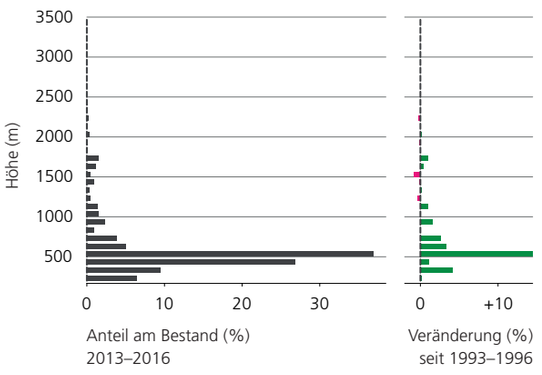
Seit 1993–1996 stieg der Bestand der Gebäudebrüter um rund 50 % und die langfristige Arealausweitung hat sich fortgesetzt. Erfolgreiche Schutzbemühungen, Langlebigkeit und eine relativ hohe Produktivität dürften für die Expansion zumindest mitverantwortlich sein. So haben sich Alpensegler unter anderem neu in Thun BE, Wasen im Emmental BE, Zug, Brugg AG, Uster ZH, Wil SG, Flawil SG, Herisau AR und Trogen AR angesiedelt. Für das Südtessin ergab eine umfangreiche Suche 2009–2010 389 besetzte Nester, davon allein 296 in Chiasso[3]. Diese Stadt beherbergt damit aktuell die grösste Population, gefolgt von Bern (ca. 250 Paare), Freiburg (ca. 130), Luzern (ca. 110) und Zürich (ca. 105). Nach wie vor untervertreten ist der Alpensegler in Orten der Westschweiz, wo es nur in Lausanne VD, Freiburg und Payerne VD Brutkolonien gibt.

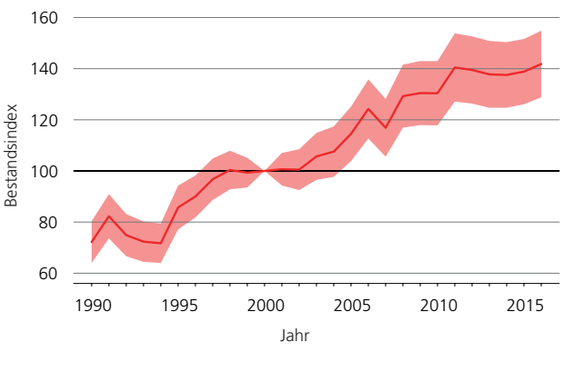
Die Überwachung der meist nur kleinen Felsbrüterkolonien ist schwierig. Im Jura beherbergt der Creux du Van NE eine aus wenigen Paaren bestehende Kolonie. In den Alpen konzentrieren sich die Vorkommen auf das Wallis, das Tessin, die Bündner Südtäler sowie auf wenige Stellen in Mittelbünden und im Churer Rheintal GR. Für das Unterengadin GR und das Bergell GR liegen 2013–2016 zahlreiche Brutzeitbeobachtungen vor; obwohl kein Nachweis gelang, der die Atlaskriterien erfüllt hätte, dürften dort dennoch Brutorte besetzt sein. Die höchsten Plätze mit Brutverdacht liegen bei Bedretto TI auf 2490 m (J. Mazenauer) und am Col de Fenestral/Fully VS auf 2440 m (C. Luisier) sowie auf der Alpennordseite auf 1960 m am Suggiture BE (M. Hammel).

Die Schweizer Mittelland-Population hat Austausch mit den Kolonien in mittlerweile 18 Ortschaften im Elsass, in Süddeutschland und in Bregenz A. Auch für diesen Raum ist eine stete Ausbreitung und Zunahme auf aktuell etwa 350 Brutpaare dokumentiert[AtD, AtF, 1, 4, 6, 7].

Hans Schmid

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Engeler (1995); [3] Mombelli (2010); [4] Puchta (2012); [5] Schmid (2012a–c); [6] Schmidt (2000); [7] M. Schmidt & J. Daniels-Trautner, schriftl.

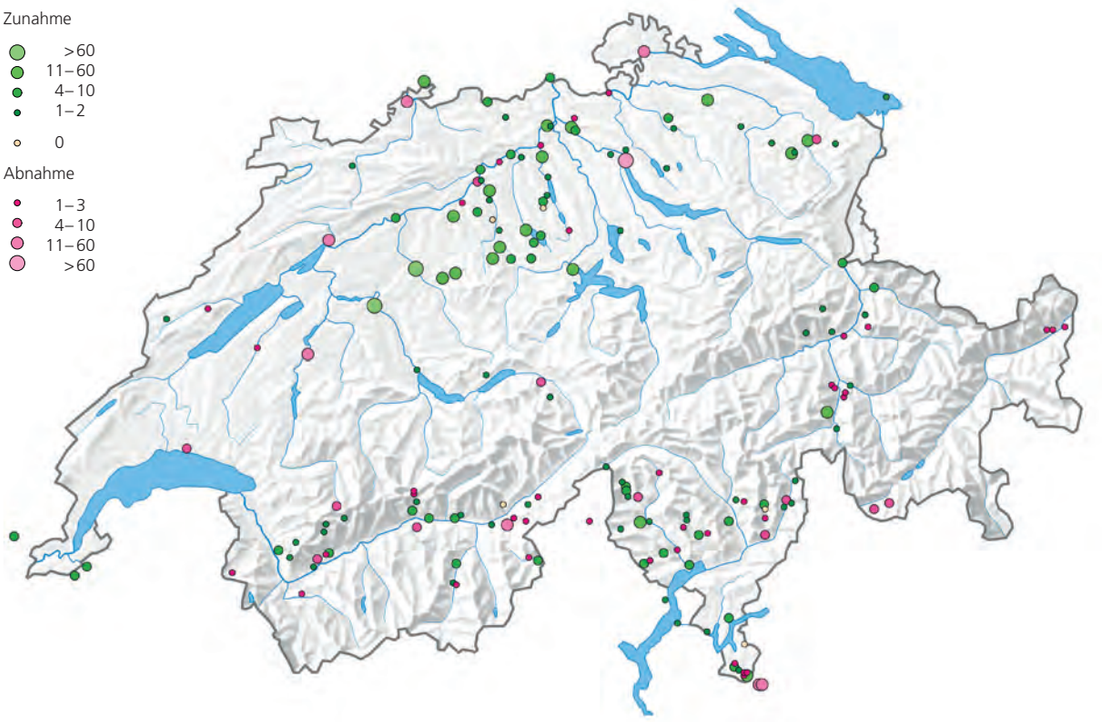




Brutpaare 2013–2016



Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996

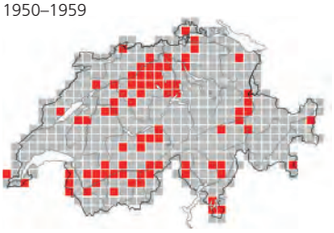


Patenschaft
Martin & Vreni Germann
Willi Witvliet, Niederlande

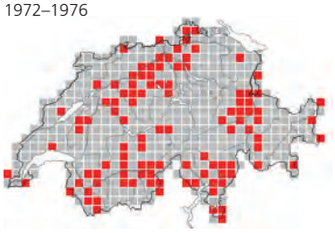
Ornithologische Gesellschaft der Stadt Luzern

Stiftung Pro Artenvielfalt
Foundation Pro Biodiversity

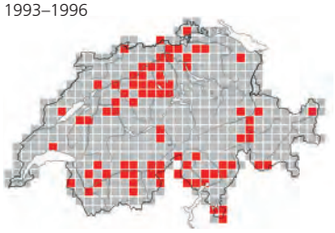
1950–1959



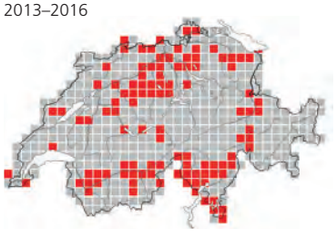
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Fahlsegler

Apus pallidus
Martinet pâle
Rondone pallido
randurel fustg
Pallid Swift



Daniele Occhiato

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 29–36 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 425

Der Fahlsegler erreicht im Tessin den Nordrand seines mediterranen Areals[3]. 1983 wurde in Domodossola I der erste Brutplatz im Alpenraum[7] und 1987 in Locarno TI der einzige Schweizer Brutplatz entdeckt[4]. Bis 2009 schwankte hier der Bestand zwischen 9 und 23 Paaren (Mittelwert 15 Paare). Zwischen 2010 und 2016 waren es dann 24–36 Paare (Mittelwert 31 Paare; R. Lardelli).

Eine weitere Kolonie innerhalb des Atlasperimeters wurde 1995 in Cannobio I gefunden[AtCH2]. Sie umfasste 2013–2016 45–57 Nester (Mittelwert 50 Paare; R. Lardelli). 2013 konnten in der italienisch-schweizerischen Voralpenregion von Domodossola bis Bozen über 108 besetzte Nester in 7 Orten erfasst werden[3]. Hier nistet der Fahlsegler meist in Ortschaften mit alten Gebäuden, Glockentürmen und historischen Ortskernen mit Steindächern, die zahlreiche Nischen aufweisen. Da ein Teil der Paare eine zweite Jahresbrut macht, kann sich die Brutzeit bis Ende Oktober hinziehen. In den letzten 20 Jahren wurde das Tessin im September nach dem Abzug der Mauersegler nach weiteren Brutplätzen des Fahlseglers abgesucht, aber erfolglos.

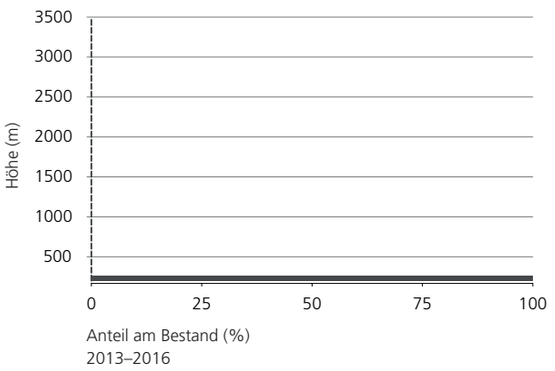
Der grösste Teil der Kolonie in der Kirche S. Antonio von Locarno befindet sich an der Nordfassade, besonders im unteren Teil. In den letzten 20 Jahren hat der Fahlsegler jedoch zunehmend den Glockenturm besiedelt. In Cannobio werden die Nischen im unteren Bereich des mittelalterlichen Glockenturms und des Palazzo Parasi bevorzugt.

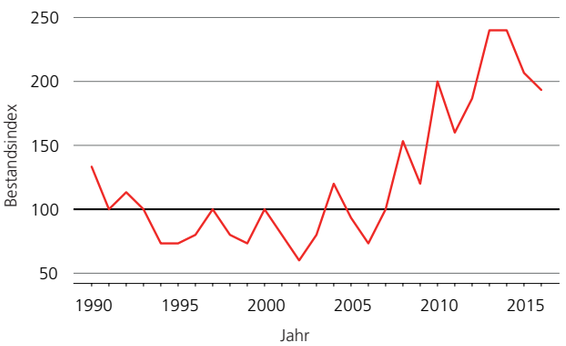
Seit 2013 gehen die Zahlen in beiden Kolonien leicht zurück, weil sich jeweils eine Dohlenkolonie am selben Ort etabliert hat und die Dohlen Jungvögel in den Nischen erbeuten. Auch Nebelkrähen wurden bei der Erbeutung von Fahlseglern beobachtet[2].

Aussergewöhnlich in mehrerer Hinsicht war ein Fahlsegler, der von 2009 bis 2012 in einer Mauerseglerkolonie im Berner Jura in Les Reussilles/Tramelan auf 1020 m erschien. In den letzten drei Saisons wurden jeweils Eier gelegt; 2012 wurden dann zwei Junge aufgezogen, vermutlich Mischlinge mit dem Mauersegler[6]. Diese Beobachtungen dürften im Zusammenhang mit einer Arealausweitung des Fahlseglers stehen, die etwa 1930 einsetzte und immer noch anhält[AtF, VdS, 3]. So brütet der Fahlsegler seit 2014 in Bordeaux F[1]. In Italien nimmt der Bestand ebenfalls zu[5], gesamteuropäisch gilt er als stabil[RLEU].

Roberto Lardelli

[1] Dubois et al. (2017); [2] Lardelli (2011); [3] Lardelli (2014); [4] Lardelli & Lardelli (1987); [5] Nardelli et al. (2015); [6] Oberli et al. (2013); [7] Pulcher & Boano (1984)





Brutpaare 2013–2016

45–57
29–36



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

1993–1996
1993–1996 & 2013–2016
2013–2016



Patenschaft
Claudia Spiess

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Schwierige Koexistenz mit Gebäudebrütern

Felsen, an denen typische Felsbrüter wie Greifvögel, Segler oder Schwalben nisten könnten, fehlen vielerorts ganz oder sind zumindest rar. Als der Mensch begann, «künstliche Felsen» zu bauen, wagten Felsbrüter bald den Sprung an die Gebäude. Heute gibt es viele Gebäudebrüter in Städten und Dörfern. Sie sind jedoch stark von der Toleranz der Menschen abhängig.

Die meisten unserer Gebäudebrüter nisteten früher ganz oder wenigstens zu einem sehr erheblichen Teil an Felsen. Mit dem Aufkommen erster grösserer Bauten im Altertum, etwa der Akropolis, Amphitheatern und Aquädukten, eröffneten sich für die Felsbrüter und andere Siedlungsbewohner neue Chancen. Rauchschwalben galten in der Antike mindestens in Griechenland und Italien schon als weit verbreitet[11]. Mit der Entstehung von Siedlungen konnten Felsbrüter aus Osteuropa und dem westasiatisch-mediterranen Raum in Mitteleuropa Fuss fassen[12]. Weite Gebiete Mitteleuropas waren grösstenteils bewaldet und boten – mit Ausnahme einzelner baumbrütender Dohlen und Mauersegler – diesen Arten zuvor keine Nistplätze. Heute sind in der Schweiz einige Arten praktisch vollständig oder zum grössten Teil auf Gebäude als Brutplätze angewiesen: Mauer-, Fahl- und Alpensegler, Rauch- und Mehlschwalbe, Haus- und Italiensperling. Bei anderen Arten, etwa Bachstelze, Hausrotschwanz, Grauschnäpper und Dohle, nutzt ein Teil der Population Gebäude zum Brüten. Gänsesäger, Wanderfalke, Mittelmeermöwe und Felsenschwalbe nisten immer häufiger in, auf bzw. an Gebäuden.

Anhaltende Entwicklung bei der Besiedlung von Gebäuden

Wann welche Vogelart wo zum ersten Mal an Gebäuden brütete, ist nicht bekannt. Beim Haussperling wird davon ausgegangen, dass er in Mitteleuropa mit dem Aufkommen der Agrarwirtschaft in frühgeschichtlicher Zeit zum steten Begleiter des Menschen geworden ist[HVM]. Auch haben Menschen die Ansiedlung von nischenbrütenden Vögeln teilweise schon vor Jahrhunderten bzw. Jahrtausenden kultiviert, wie Taubentürme aus dem Orient und speziell für Segler errichtete Türme in Italien belegen[7]. Die Menschen hatten rasch gelernt, dass sich Vögel auf diese Weise einfach anlocken und zu kulinarischen Zwecken verwenden liessen.

Verbürgt ist in der Schweiz einzig für den Alpensegler, dass dieser schon um 1768/1769 in Bern am Münster eine grosse Kolonie hatte, ferner eine am Christoffelturm, und dass die Jungen «ein niedliches Essen» wären[6]. Die Ausbreitung der Alpensegler in der Schweiz scheint allerdings zögerlich erfolgt zu sein. Erst mit dem Abbruch des Christoffelturms und den Bauarbeiten am Berner Münster um 1890, welche die Vögel von ihren Brutplätzen fernhielten, scheint eine Ausbreitungswelle in Gang gesetzt worden zu sein. So wurden 1892 erstmals Bruten in Luzern, 1911 in Zürich und 1922 in Schaffhausen gefunden[2]. Seit Beginn des 20. Jahrhunderts ging es mit den Gebäudebrütern unter den Alpenseglern aufwärts und nach und nach wurden rund 70 Ortschaften besiedelt.

Bei der Felsenschwalbe waren Gebäudebrüter im Kanton Wallis seit 1919 bekannt, galten aber bis 1970 als Ausnahmen und dann bis 1982 immer noch als selten. Deutlich häufiger geworden sind sie erst seit etwa 1994[8]. Die Felsenschwalbe hat ihren Schweizer Bestand seit 2003 um rund 60 % vergrössert. In Alpentälern scheint sie sowohl an Felsen wie auch an Gebäuden zuzunehmen. Gebäude als Kunstfelsen werden wohl hauptsächlich opportunistisch, meist in relativer Nähe von ursprünglichen Brutstandorten genutzt[9]. Zunehmend dringt die Felsenschwalbe auch ins Mittelland vor, wo sie neben Felsen und Brücken auch Hochbauten besiedelt[4, 10]. Doch insgesamt blieben neue Besiedlungen ausserhalb des alpinen Hauptverbreitungsgebiets bislang eine eher marginale Erscheinung.

Bei anderen Arten erfolgten die ersten Brutversuche an Gebäuden in der Schweiz erst ab den Neunzigerjahren, so beim Wanderfalken 1991 [AtCH2] und bei der Mittelmeermöwe 1994[1].

Moderne Bauweise – ein Problem

Baustile und Zusammensetzung der Bausubstanz sind je nach Region sehr verschieden. Mit Steinplatten bedeckte Häuser wie im



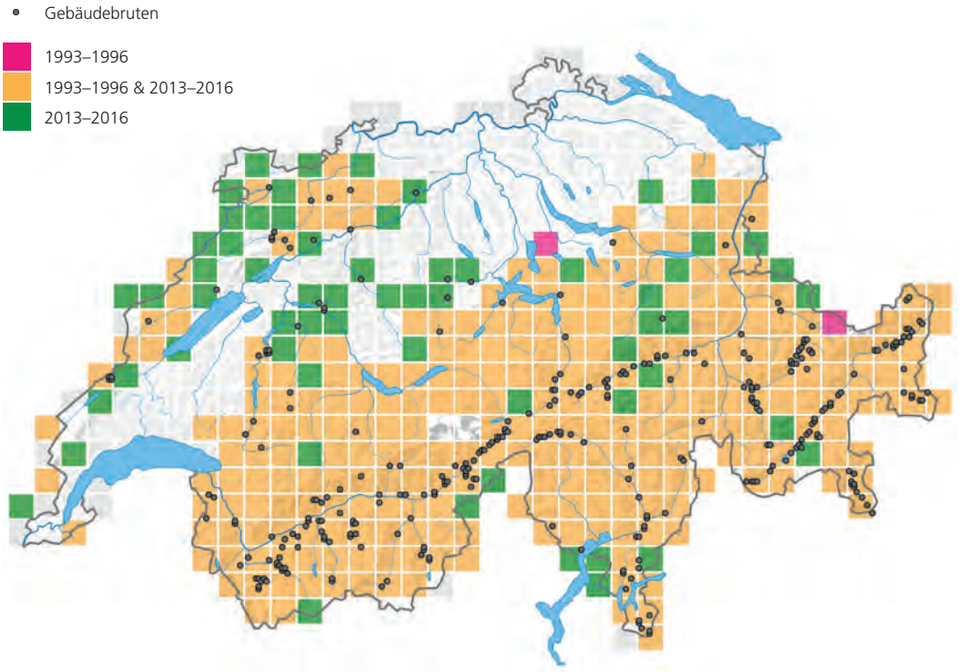
Marcel Burkhardt

Die Dohle brütet in Höhlungen von alten Bäumen, Felswänden und Gebäuden. Sie ist abhängig von Fördermassnahmen an Gebäuden und rücksichtsvollen Sanierungen.



Sandra Schweizer

Renovationen bieten auch Chancen: Mit temporären Nistmöglichkeiten lassen sich Seglerkolonien am traditionellen Brutplatz halten. Nach der Renovation stehen idealerweise mehr und besser geeignete Nistplätze zur Verfügung.



Felsenschwalben, die an Gebäuden brüten (schwarze Punkte), sind vor allem im bisherigen Brutgebiet im Alpenraum verbreitet. Ausserhalb davon sind sie deutlich seltener.

Tessin oder Engadin GR bieten Mauerseglern zahlreiche Brutmöglichkeiten. In der Zentralschweiz hingegen ist die Konstruktion vieler Gebäude ungünstig, so dass Mehlschwalben Mühe bekunden, ihre Nester anzubringen. Und die in den letzten Jahren aufgekommenen Offenställe behagen der Rauchschwalbe nicht.

Die Alpensegler haben das Glück, dass sie meist an prominenten Gebäuden in Kolonien brüten und eine gewisse Popularität in der Bevölkerung geniessen. Deshalb werden geplante Renovationen und Gebäudesanierungen oft frühzeitig als mögliches Problem für die Alpensegler erkannt. So lassen sich in der Regel zeitig Lösungen für eine Schonung und Erhaltung einer solchen Kolonie finden. Die Brutstandorte des Mauerseglers in unseren Städten und Dörfern hingegen sind zahlreich und auf verschiedenste Gebäude verteilt. Sie bei Renovationen zu bewahren oder genügend neue zu schaffen, ist eine Daueraufgabe[15]. Daher gibt es mancherorts kommunale Seglerinventare.

Für Mauersegler und die meisten übrigen Gebäudebrüter entstehen als Folge der heutigen «perfekten» Bauweise kaum neue Nischen. Wegen hoher ästhetischer Ansprüche, der verwendeten Baumaterialien und möglicher Probleme mit der Isolation ist es oft auch schwierig, hier Nistplätze einzubauen.

Urbanisierung und fehlende Toleranz verdrängen Gebäudebrüter

Die landesweit intensive Bautätigkeit bringt für Gebäudebrüter weitere Schwierigkeiten mit sich: Durch das verdichtete Bauen verschwinden Nahrungsplätze beispielsweise für Turmfalke, Dohle, Gartenrotschwanz, Grauschnäpper und Haussperling. Die verfügbare Nahrung im urbanen Raum ist knapp, teilweise zu wenig eiweissreich oder muss über grössere Distanz herangeschafft werden. Deshalb haben Dohlen in städtischen Gebieten einen schlechten Bruterfolg[3, 13, 14]. Auch die Bestände der Haussperlinge gehen in vielen Städten Mitteleuropas zurück[HBW, HVM, 5]. Weil die meisten Wege und Vorplätze geteert sind, findet die Mehlschwalbe nicht genügend Nistmaterial. Mit der Errichtung grosser Glasflächen steigt für viele Arten das Risiko für tödliche Kollisionen.

Für die traditionellen Gebäudebrüter sind die Bedingungen – auch wegen fehlender Toleranz durch den Menschen – vielerorts schwierig geworden. Dass ihre Bruten gemäss dem Bundesgesetz über die Jagd und den Schutz wildlebender Säugetiere und Vögel geschützt wären, bleibt dabei (zu) oft unbeachtet.

Hans Schmid

[1] Albrecht (1996); [2] Arn-Willi (1960); [3] Biondo (1998); [4] Christen (2001); [5] De Laet & Summers-Smith (2007); [6] Engeler (1995); [7] Genton & Jacquat (2014); [8] Glutz von Blotzheim (2005); [9] Glutz von Blotzheim et al. (2012); [10] Hauri (2006); [11] Ineichen (1997); [12] Ineichen et al. (2012); [13] Kneubühl (1998); [14] Meyrier et al. (2017); [15] Scholl (2016a–b)

Species

Seiten 120, 166, 168, 172, 226, 302, 306, 330, 388, 390, 394, 456, 468, 470, 494, 496, 518

Mauersegler

Apus apus
Martinet noir
Rondone comune
randurel pitschen
Common Swift



Daniele Occhiato

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 40 000–60 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 156, 170, 212, 308

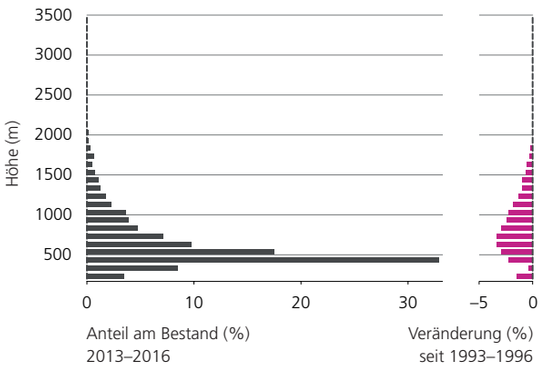
In der Schweiz ist der Mauersegler in allen Landesteilen verbreitet, mit einem Schwergewicht in Lagen bis 700 m und bedeutendsten Beständen im Bereich der grossen Städte und Agglomerationen. Er stösst weit in viele Alpentäler vor (z.B. Juf/Avers GR auf 2120 m) und besiedelt auch isolierte Gebäude. Die höchsten Brutplätze befinden sich auf dem Furkapass UR auf 2430 m und dem Berninapass GR auf 2310 m [AGR, AtCH2]. 2013–2016 wurden auch hochgelegene Felsbrutplätze entdeckt, so am Augstmatthorn BE auf 2000 m (M. Hammel), bei der Glecksteinhütte/Grindelwald BE auf rund 2250 m (K. Jakob) und am Marscholhorn GR auf rund 2400 m (E. Bader). Felsbruten waren für tiefere Lagen dokumentiert [1], aber in der alpinen Zone bislang unbekannt. Etliche Gebäude beherbergen 50–80 Paare [3]. Die aktuell grössten Kolonien umfassen 159 Paare an der Alten Kantonsschule in Aarau AG (2014; B. Zeller), 104 Paare am Complexe scolaire du Belvédère in Lausanne VD (2016; B. Genton) und 94 Paare am Morillonschulhaus in Wabern BE (2016; A. Engeler, Stadtgrün Bern).

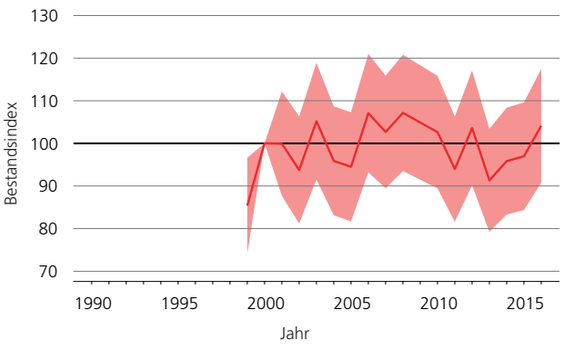
Für die Kleinstädte Aarau, Baden AG, Bremgarten AG, Lenzburg AG und Thalwil ZH (jeweils 7500–20 000 Einwohner) ergaben Inventare jeweils 50–590 Paare an 33–160 Standorten; etwa 3–6 % aller Gebäude wiesen Brutplätze auf [7, 9]. Grundsätzlich sind Bestandserhebungen aber schwierig, weil viele Kolonien unzugänglich und Brutpaare oft heimlich sind, hingegen die noch nicht brütenden, 1–2 Jahre alten Tiere mit ihren Flugspielen auffallen [2].

Zwar deutet der – von gut überwachten und betreuten Kolonien geprägte – Bestandsindex auf stabile Verhältnisse, doch der Vergleich seit 1993–1996 offenbart schleichende Rückgänge vorab in ländlichen Gebieten. Solche wurden ebenfalls im Bodenseeraum und im Kanton Zürich festgestellt [AtBo, AtZH]. Auch in den städtischen Gebieten verschwinden zwar viele Kolonien im Zuge von Renovationen und Neubauten, doch werden dort eher Fördermassnahmen ergriffen, so dass die Vögel mehr Ausweichmöglichkeiten haben. Angesichts sinkender Bestandsdichten bleibt die Erhaltung und Neuschaffung von Nistplätzen eine Daueraufgabe. Sonst drohen Einbrüche wie in Grossbritannien, wo sich der Bestand innert 20 Jahren halbiert hat [4]. Der Trend ist auch in einigen Nachbarländern negativ [AtD, 5, 8], in Italien scheint sich der Bestand hingegen zu halten [6].

Hans Schmid

[1] Beaud (2010); [2] Genton (2010); [3] Genton & Jacquat (2014); [4] Harris et al. (2017); [5] Jiguet (2017); [6] Nardelli et al. (2015); [7] Scholl (2015); [8] Teufelbauer & Seaman (2017); [9] B. Zeller, schriftl.





Dichte 2013–2016



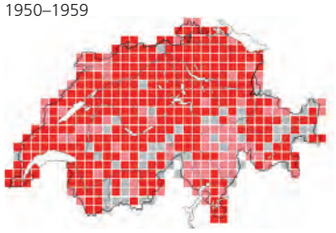
Veränderung der Dichte seit 1993–1996



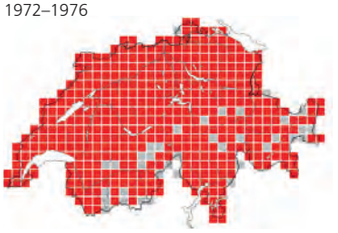
Patenschaft
Eric Adam
Bernard Genton
Elisabeth & Markus Graf-Meyer
Geneviève Loup

Langnauer Vogelschutz LVS

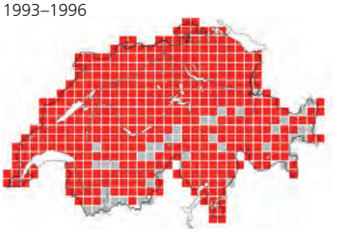
1950–1959



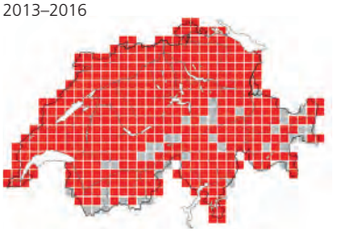
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Kuckuck

Cuculus canorus
Coucou gris
Cuculo
cucu
Common Cuckoo



Daniele Occhiato

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 15 000–25 000 Männchen (2013–2016)

Focus Seiten 319, 362, 414, 506

Der Kuckuck besiedelt in unserem Land die unterschiedlichsten Lebensräume, so Flusstäler und Feuchtgebiete, Kultur-, Park-, Busch- und Waldlandschaften sowie Weidegebiete in der alpinen Stufe. Damit gehört er zu den Arten mit der weitesten Verbreitung. Er gilt als guter Indikator für Landschaften mit hoher Artenvielfalt [3, 6]. Bachstelze, Berg- und Baumpieper, Hausrotschwanz, Teichrohrsänger und Grauschnäpper zählen in der Schweiz zu seinen häufigsten Wirtsvögeln [AtCH1, VdS]. Während Brutzeitbeobachtungen bis 2700 m bekannt sind [VdS], werden heute Sänger regelmässig bis in Höhen um 2500–2600 m festgestellt, so im östlichen Graubünden und in Walliser Südtälern. Der höchste Brutnachweis gelang bei Lavin GR auf 2650 m (S. Werner, H. Werner, K. Varga).

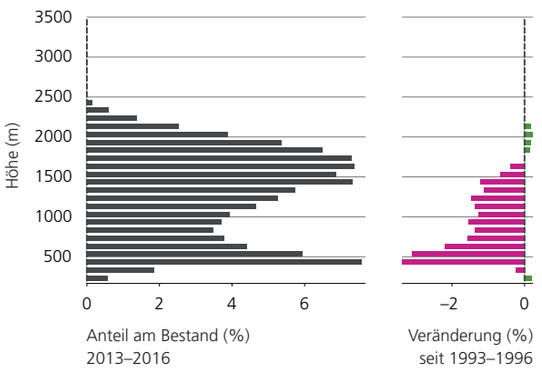
In den tieferen Lagen beschränkt sich das Vorkommen aktuell vorab auf die markantesten Flussläufe und Feuchtgebiete. In weiten Teilen des Mittellande und des zentralen und östlichen Juras kommt der Kuckuck nur noch punktuell vor und hat die früher üblichen Vorkommen in Wäldern und im Kulturland weitgehend geräumt. So betrug der Rückgang im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 rund 40 % [AtZH]. Etwas häufiger ist der Kuckuck noch im westlichen Mittelland und im Bodenseeraum, doch sind auch hier markante Rückgänge belegt [AtBo, AtGE]. Der Bestand in den Feuchtgebieten blieb seit mindestens 1990 stabil.

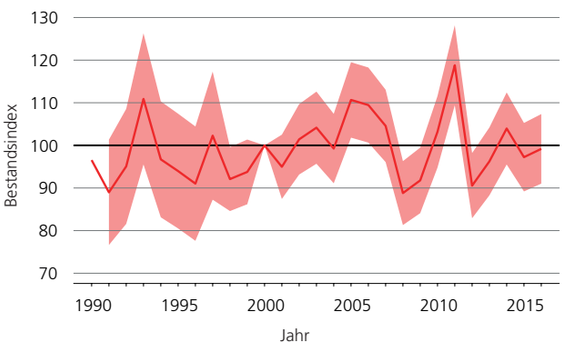
Den Schwerpunkt seiner Verbreitung hat der Kuckuck heute in den Voralpen und Alpen, wo er namentlich in Höhen zwischen 1000 und 2000 m nach wie vor fast flächig und in recht guten Dichten vorkommt. Allerdings zeigt sich auch hier gebietsweise eine leichte Abnahme, vor allem im Oberwallis, in Mittelbünden und im Alpstein. Der nationale Bestandsindex ist trotz grösserer Schwankungen stabil, weil die Stichprobe vorab auf den sich mehr oder weniger haltenden Beständen in den Voralpen und Alpen basiert.

Das Ausdünnen der Bestände vorab in den tieferen Lagen wird der Ausräumung der Landschaft und dem Insektizideinsatz zugeschrieben; beides reduziert die Anzahl Schmetterlingsraupen, die Hauptnahrung des Kuckucks [AtGE, VdS]. Der Bestandsrückgang verschiedener Langstreckenzieher (Wirtsvögel) dürfte den negativen Trend mitverantworten. Auch im grenznahen Ausland nehmen die Bestände ab [1, 2, 4, 5], europaweit ebenfalls [EBCC].

Hans Schmid

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Jiguet (2017); [3] Morelli et al. (2017); [4] Nardelli et al. (2015); [5] Teufelbauer & Seaman (2017); [6] Tryjanowski & Morelli (2015)

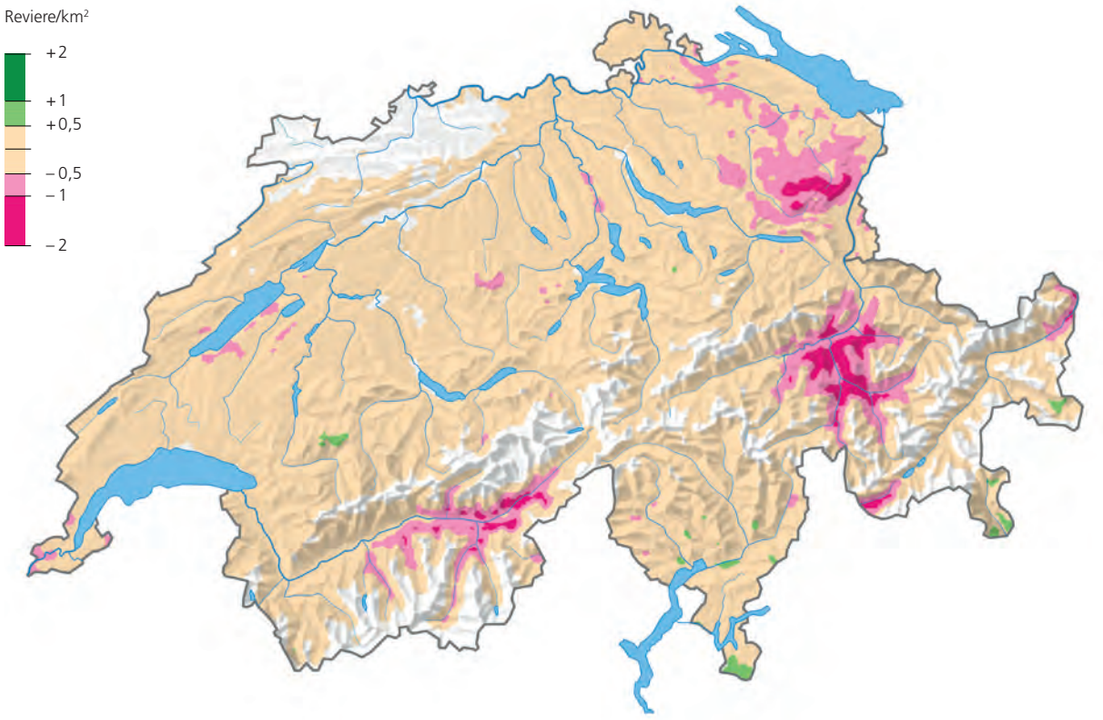




Dichte 2013–2016

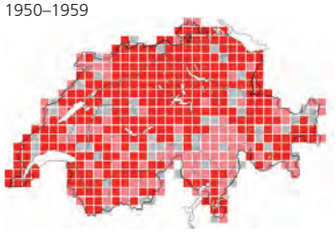


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

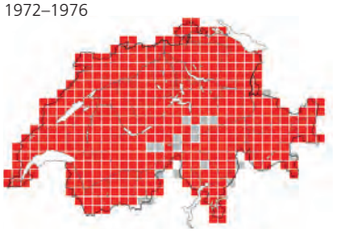


Patenschaft
Annette Huwyler-Van der Haegen
Peter Jucker

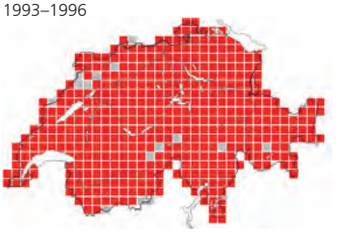
1950–1959



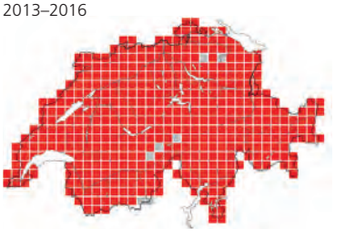
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Wasserralle

Rallus aquaticus
Râle d'eau
Porciglione
ralla da l'aua
Western Water Rail



Markus Varesvuo

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 500–800 Paare (2013–2016)

Focus Seite 380

In der Schweiz brütet die Wasserralle in schilfbestandenen Verlandungszonen im Mittelland und Tessin sowie lokal im Jura und in den grösseren Alpentälern unterhalb von 800 m. Die höchsten Brutnachweise wurden wie schon früher [AtCH2] am Lac de Joux VD auf 1005 m (Y. Menétrey, É. Bernardi)[1] erbracht. Brutzeitfeststellungen gelangen bei Samedan GR und Bever GR auf 1690–1700 m (C. Foletti, D. Jenny; hier bereits frühere Nachweise [AEn, AGR]), am Lag Grond/Laax GR auf 1020 m (S. Dubach) sowie 2011 am Geschinersee VS auf 1340 m (U. Marti, P. Huguenin et al.)[6]. In besonders günstigen Gebieten wie der Grande Cariçaie werden in guten Jahren maximale Dichten von bis zu 25 Revieren/10 ha erreicht, so 2016 bei Chevroux VD[2].

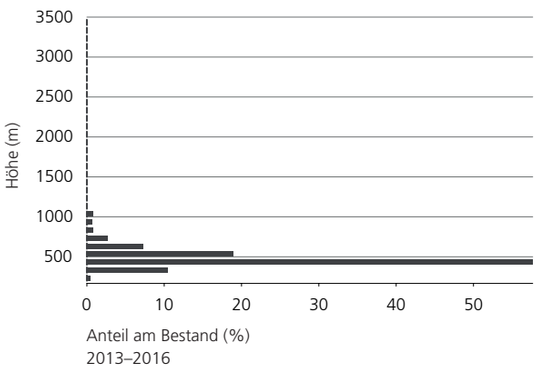
Seit 1993–1996 wurden vor allem im Jura und in der Nordostschweiz mehrere neu besetzte Atlasquadrate festgestellt. Ob dies tatsächliche Neubesiedlungen sind oder ob diese allenfalls nur sporadisch besetzten Vorkommen dank der höheren Beobachtungsintensität entdeckt worden sind, ist offen. Andererseits fehlen Nachweise aus einigen peripheren Atlasquadraten.

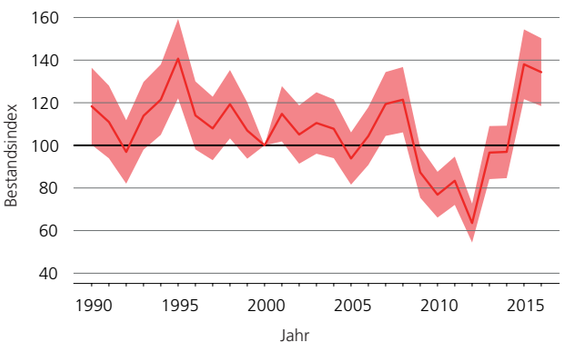
Der Bestand ist relativ stabil, wobei Fluktuationen auch durch Schwankungen des Wasserstands verursacht werden. Ein stärkerer Einbruch zwischen 2008 und 2012 wurde vermutlich durch teilweise kalte und schneereiche Winter ausgelöst[2]. Anschliessend erholte sich der Bestand sehr rasch wieder. Regionale Aufnahmen ergaben teilweise starke Einbussen, so am Bodensee zwischen 1980 und 2010 (Halbierung des Bestands) [AtBo] und im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 (Rückgang um ein Viertel) [AtZH]. In Europa gilt der Bestand mehrheitlich als stabil [RLEU], in Frankreich und Deutschland hat er aber langfristig abgenommen [AtD, AtF].

Nebst hoher Sterblichkeit in strengen Wintern führen auch Lebensraumbeeinträchtigung und -zerstörung zu Bestandsabnahmen [ABW]. Die Wasserralle profitiert von Aufwertungen in schilfbestandenen Feuchtgebieten mittels der Schaffung von Wasserflächen[5, 7], aber auch von der Wiedervernässung trockengelegter Riedgebiete. Eine alljährliche grossflächige Schilfmahd sollte unterbleiben, da die Art die Parzellen erst im zweiten bis vierten Jahr nach der Mahd in besonders hohen Dichten besiedelt[3, 4].

Martin Spiess

[1] Antoniazza (2016b); [2] Antoniazza (2018); [3] Antoniazza & Maillefer (2001); [4] Antoniazza et al. (2018); [5] Graf (2014); [6] Posse (2012); [7] Weggler et al. (2004)

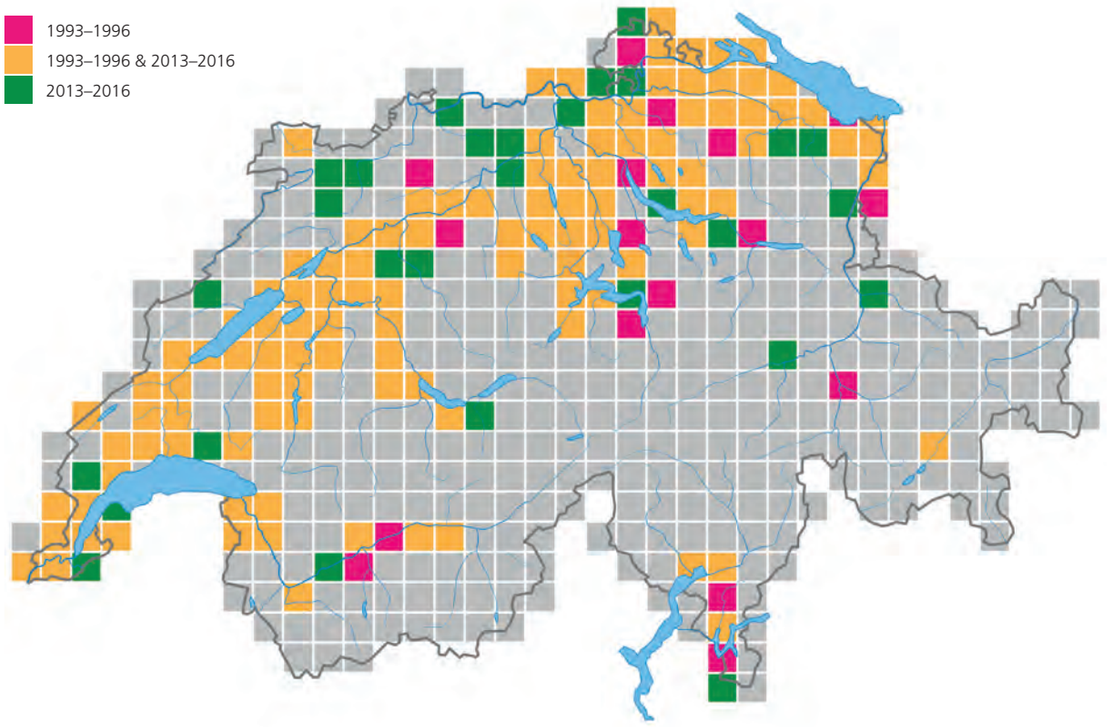




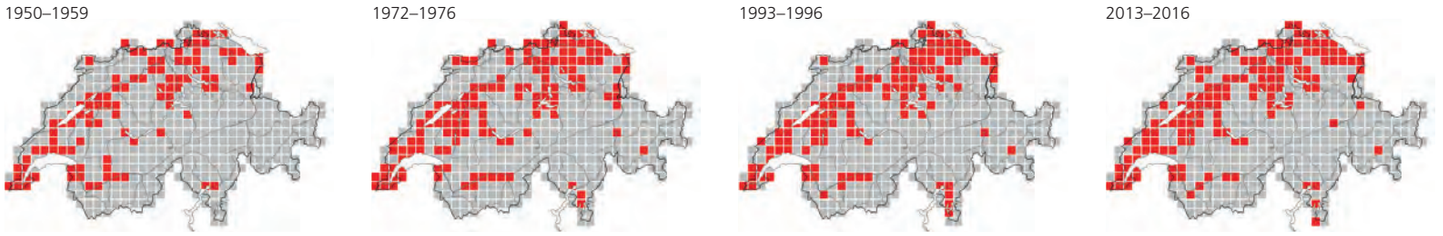
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

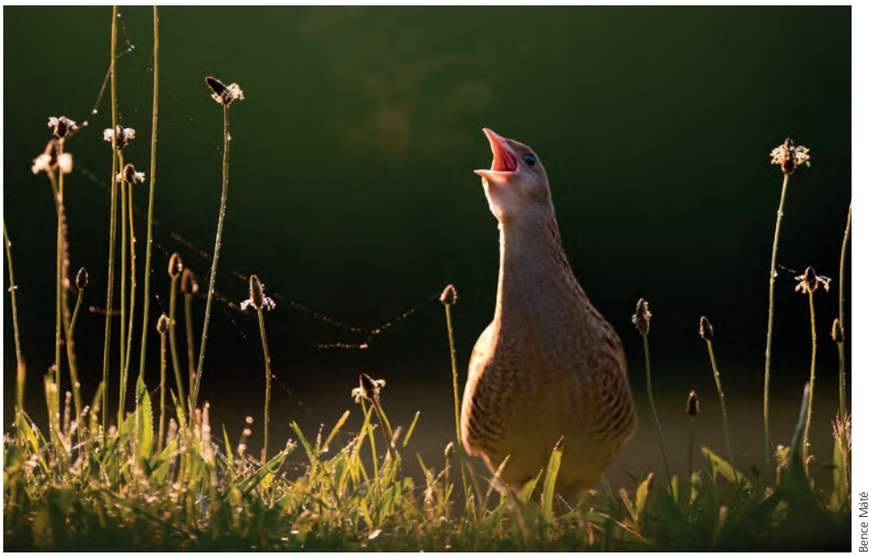


Patenschaft
Manfred Steffen



Wachtelkönig

Crex crex
Râle des genêts
Re di quaglie
quaglia
Corncrake



Bence Máté

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 15–40 Männchen (2013–2016)

Focus Seiten 212, 478

Bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts war der Wachtelkönig in der Schweiz vorab in den Niederungen weit verbreitet [VdS]. Ab den Dreissigerjahren begann ein starker Rückgang, der Tiefststand wurde 1980 erreicht [12]. 2013–2016 traten rufende Männchen hauptsächlich in Graubünden auf, lokal auch andernorts in den Alpen, im westlichen Jura und im Mittelland. Für diese sehr mobile Art gibt die Verbreitungskarte ein zu optimistisches Bild wieder, auch wenn nur Nachweise von Vögeln berücksichtigt sind, die mindestens fünf Nächte lang anwesend waren. Das Bild wird auch durch die stark intensivierte Suche geprägt, zudem waren manche Gebiete nur in einem Jahr besetzt.

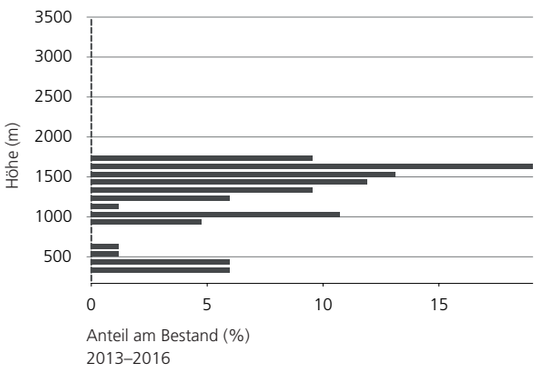
Männchen riefen im Unterengadin GR in Höhen bis 2000 m (Ftan, 1990 m, G. Andry; Samnaun, 1970 m, M. Kern) und auf der Alpennordseite auf über 1900 m (Hahnenmoos BE, 1940 m, R. Luder). Die höchsten jüngeren Brutnachweise gelangen bei Tujetsch GR (1830 m, M. Cavegn) und bei Silvaplana GR (1800 m, T. Giovanoli, R. Roganti).

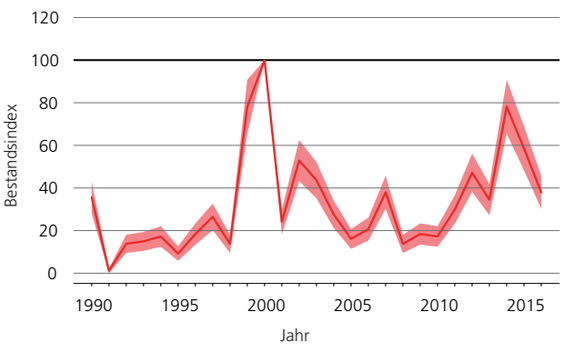
Der Wachtelkönig bewohnt meist feuchte, langgrasige Wiesentypen von den Tieflagen bis in die alpine Zone. Diese bieten von oben eine gute Deckung, sind im unteren Bereich aber lückig und beherbergen ein reiches Angebot an Insekten, Schnecken, Würmern und Sämereien [3]. Je nach Ankunft der Wachtelkönige dürfen die Wiesen nicht vor Anfang oder sogar Mitte August gemäht werden.

Die weltweite Gefährdungssituation des Wachtelkönigs wird heute weit weniger negativ taxiert als um 2000, denn seither scheinen sich die grossen Bestände Russlands und Kasachstans stabilisiert zu haben [2]. Da jedoch die Lage in einigen Ländern Europas kritisch bleibt, wurden diverse nationale Aktionspläne gestartet [1, 4, 5, 10, 11]. BirdLife Schweiz initiierte 1996 ein Artenförderungsprogramm [9]. Hauptziel ist es, Bruten rechtzeitig zu orten und – über Verträge mit den Landwirten – vor dem Mähtod zu bewahren. Trotz diesen Fördermassnahmen bleibt die Situation für den Wachtelkönig in unserem Land sehr schwierig [7, 8]. In den tieferen Lagen fehlen grössere Schutzgebiete mit ausgedehnten Feuchtwiesen, und in den höheren Lagen hält der Trend zur Intensivierung der Mähwiesen und zu früherem Schnitt an [6]. So kommt es zwar heute fast jedes Jahr wieder zu Bruten, doch es ist bislang nicht gelungen, auch nur ein Gebiet zu etablieren, wo die Art alljährlich nisten würde.

Hans Schmid & Eva Inderwildi

[1] Bellebaum et al. (2016); [2] BirdLife International (2016a); [3] Borgo (2010); [4] Deceuninck (2011); [5] Frühauf (2016); [6] Graf et al. (2014c); [7] Inderwildi (2016); [8] Inderwildi & Müller (2015); [9] Inderwildi et al. (2017a–b); [10] Koffijberg et al. (2016); [11] Pedrini et al. (2016); [12] Schmid & Maumary (1996)

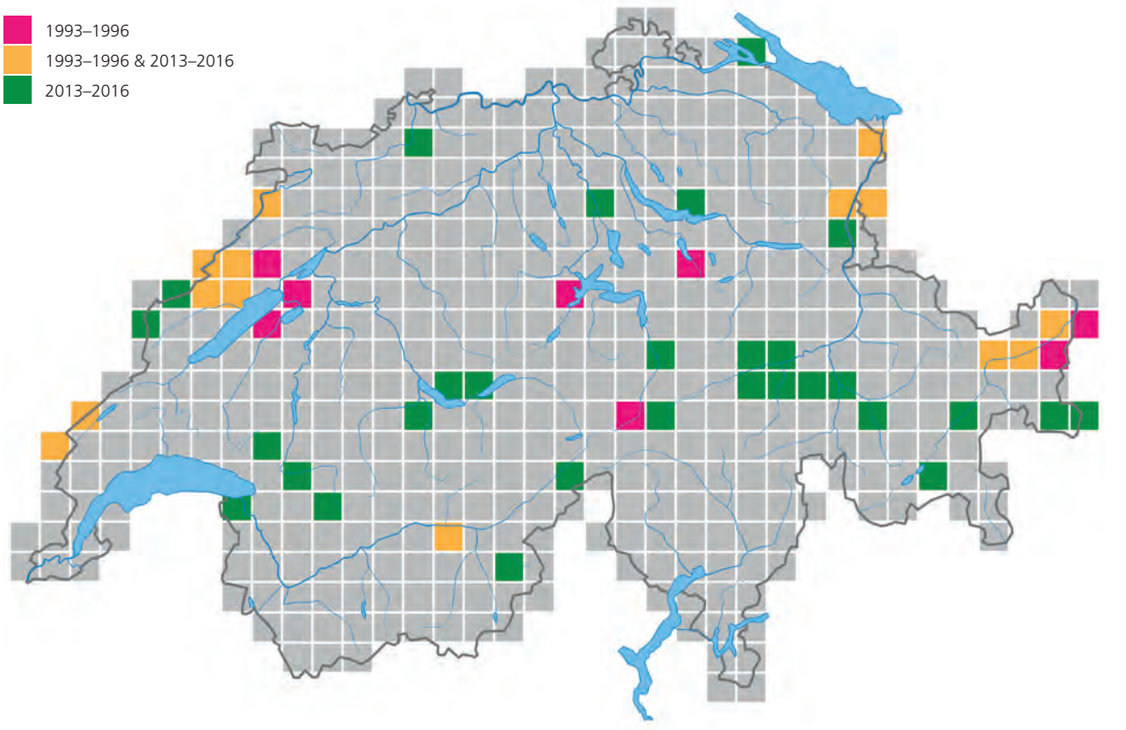




Reviere 2013–2016

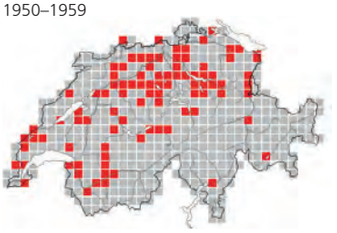


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

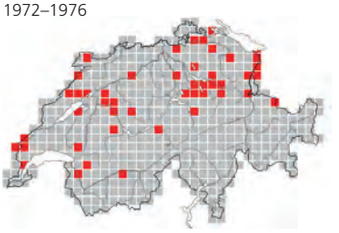


Patenschaft
Christoph Klopfenstein

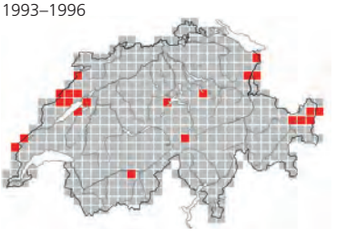
1950–1959



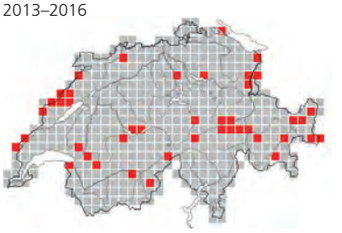
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Tüpfelsumpfhuhn

Porzana porzana
Marouette ponctuée
Voltolino
pulsauna da palì
Spotted Crake



Jonas Landolt

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 10–20 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 181, 319

In Mittel-, West- und Südeuropa ist die Verbreitung des Tüpfelsumpfhuhns oft lückenhaft. In der Schweiz wurden 2013–2016 jährlich 13–17 Reviere in zumeist grösseren Feuchtgebieten der Tieflagen gefunden. Jedes Jahr besetzt waren nur die Grande Cariçaie und das Neeracherried ZH. Die höchsten Brutzeitfeststellungen stammen aus dem Oberengadin GR um 1700 m (letztmals 2001 bei Bever) [AEn, VdS].

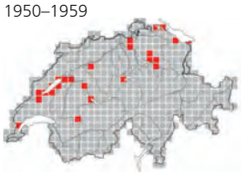
Das Tüpfelsumpfhuhn benötigt dauerhaft niedrig unter Wasser stehende Seggen- und Schilfröhrichte [1, 2, 4]. Das Ansiedlungsverhalten wird besonders vom Wasserstand in potenziellen Bruthabitaten beeinflusst. Entsprechend kann die Anzahl Sänger von Jahr zu Jahr stark schwanken. So wurden im Wollmatinger Ried D 2013 bei optimalem Wasserstand 14 Reviere kartiert (S. Werner, H. Mehrgott, K. Schäfer) [5]; 2014 gelang dagegen keine einzige Feststellung. Auch im Neeracherried wurde 2013 mit 6 Revieren der höchste Wert erreicht (W. Müller, D. Marques) [ID, 3], 2014–2016 waren es nur jeweils 1–2.

Die etwas höhere Zahl besetzter Atlasquadrate im Vergleich zu 1993–1996 dürfte auf die vermehrte Suche zurückzuführen sein. Insgesamt fluktuiert der Bestand in der Schweiz seit 1990. Dies trifft auch auf die meisten Länder Europas zu, wobei der gesamteuropäische Bestand insgesamt als stabil betrachtet wird [AtD, AtF, RLEU].

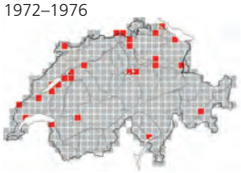
Roman Graf

[1] Antoniazza (in Vorb.); [2] Müller (1977); [3] Müller & Volet (2014); [4] Schäffer (1999); [5] Trösch et al. (2013c)

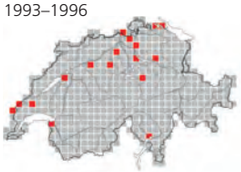
1950–1959



1972–1976



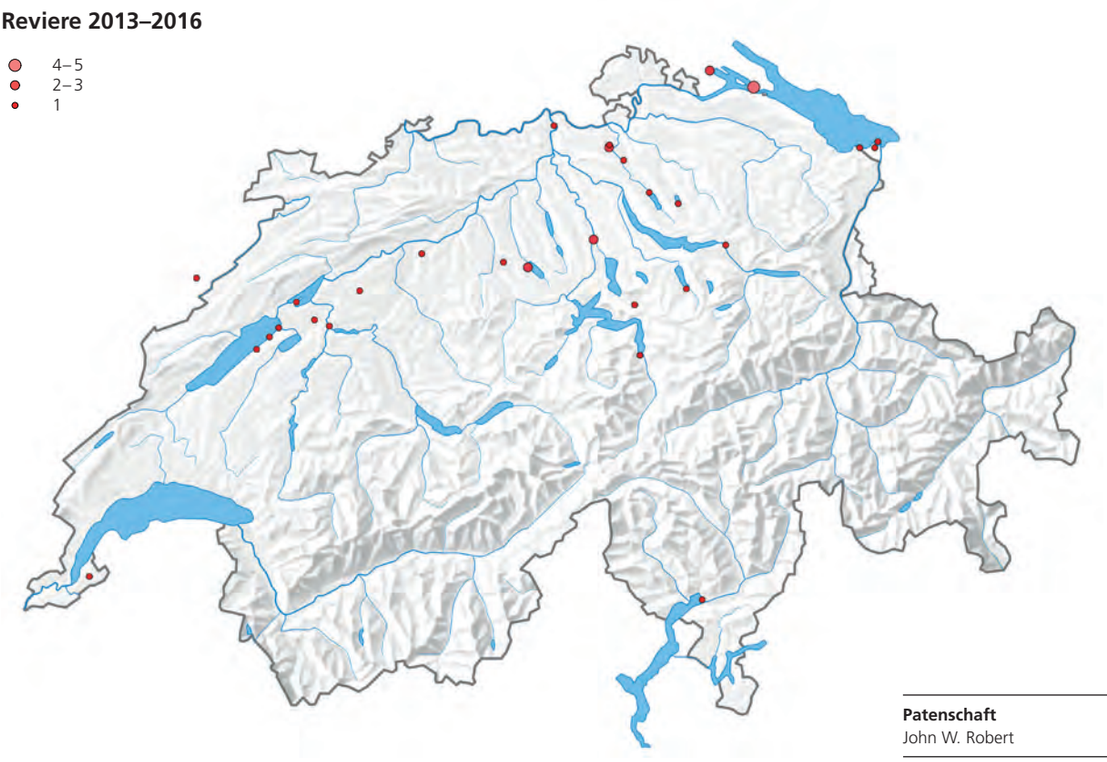
1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016



Patenschaft
John W. Robert

Rallen: heimliches Leben zwischen Wasser und Land

Rallen oder Sumpfhühner kommen in Flachwasser- und Verlandungszonen vor. Sie bewegen sich hier meist in dichter Vegetation, weshalb die akustische Kommunikation wichtig ist. In der Schweiz sind die drei kleinen Rallenarten selten. Ihre nächtliche Gesangsaktivität und die heimliche Lebensweise machen die Erfassung schwierig.

Die drei kleinen Rallenarten Tüpfelsumpfhuhn, Kleines Sumpfhuhn und Zwergsumpfhuhn kommen in Mitteleuropa nur lückenhaft vor, der Verbreitungsschwerpunkt liegt jeweils weiter östlich. Ihr Lebensraum – Feuchtgebiete wie Sümpfe, überschwemmte Riedwiesen und Verlandungszonen – wurde in den letzten 200 Jahren massiv verkleinert und entwässert. So haben die Moore der Schweiz zwischen 1900 bis 2010 82 % und die Auen 36 % ihrer ursprünglichen Fläche eingebüsst[3]. Die letzten Reste sind zerstreut und vielen negativen Einflüssen ausgesetzt[1]. Zu niedrige Wasserstände zur Brutzeit durch Drainagegräben und andere Entwässerungsmassnahmen führen auch heute noch zur Entwertung vieler potenzieller Lebensräume in der Schweiz. Geeignete Habitate müssen an sich nicht sehr gross sein, denn alle drei Arten können unter günstigen Bedingungen auch Feuchtgebiete von weniger als 1 ha Grösse besiedeln.

Die Gesangsaktivität in geeigneten Lebensräumen deutet meist auf brutwillige Individuen hin, da Sumpfhühner auf dem Zug kaum singen. In den Jahren 2013–2016 wurden in der Schweiz jährlich 9–13 Reviere des Tüpfelsumpfhuhns und 1–2 Reviere des Kleinen Sumpfhuhns gefunden. Beim Zwergsumpfhuhn war es nur 2012 und 2017 je ein Revier; 2016 glückte zudem ein einzelner Brutzeitnachweis. Wie gross ist wohl die Zahl der übersehenen Reviere?

Diese heimlichen Sumpfbewohner sind einerseits selten und im Auftreten unstet, andererseits ist ihre optische oder akustische Erfassung schwierig. Sichtbeobachtungen gelingen fast ausschliesslich in der Zugzeit, wenn alle drei Arten mitunter an Schilfrändern von Gewässern rasten. Zur Brutzeit bleiben alle drei Arten in der Regel inmitten dichter Vegetation gut versteckt. Ihre Gesangsaktivität konzentriert sich auf die Dämmerung und die Nacht[HBW, HVM]. In einigen grösseren Feuchtgebieten mit regelmässigeren Feststellungen erfolgen heutzutage jedes Jahr 1–2 Abendkontrollen ab der Dämmerung. In den anderen der rund 90 systematisch kartierten Feuchtgebiete und an weiteren potenziellen Brutplätzen fehlen solche Kontrollen oft ganz. Erschwerend kommt hinzu, dass die Männchen meist nur regelmässig singen, bis sie verpaart sind oder die Eiablage erfolgt ist[2, 4, 5].

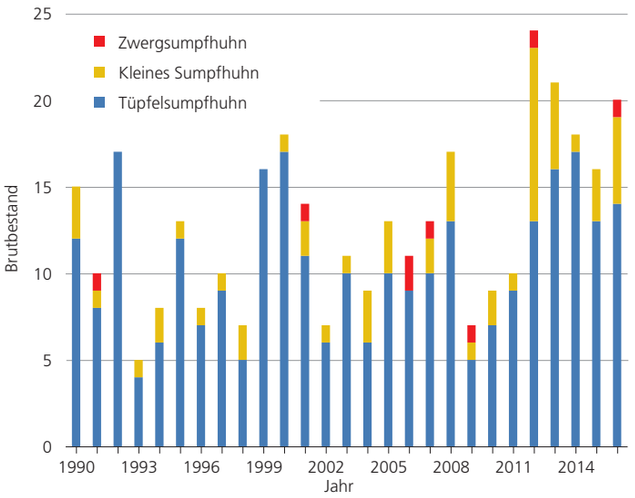
Mit den aktuellen Methoden wird vermutlich nur ein Teil der Reviere dieser Arten gefunden. Eine Intensivierung des Monitorings, etwa durch standardisierte nächtliche Kontrollen oder durch ein Monitoring mit Tonaufnahmegeräten, würde eine bessere Kenntnis der Vorkommen dieser Arten ermöglichen.



Martin Schuck

Typischer Lebensraum der Sumpfhühner mit dichtem, von Seggen dominiertem Bewuchs und Wassertiefen bis zu rund 40 cm. Der gesamte Lebensraum steht fast flächendeckend unter Wasser.

Claudia Müller & Martin Schuck



Anzahl pro Jahr nachgewiesener Reviere des Tüpfelsumpfhuhns, des Kleinen Sumpfhuhns und des Zwergsumpfhuhns in der Schweiz 1990–2016.

[1] BAFU (2017a)/OFEV (2017b)/UFAM (2017)/FOEN (2017); [2] Fox et al. (2014); [3] Lachat et al. (2010–2011); [4] Schäffer (1999); [5] Taylor & van Perlo (1998)

Species Seiten 180, 182, 183

Kleines Sumpfhuhn

Zapornia parva
Marouette poussin
Schiribilla
pulsauna pitschna
Little Crake



Markus Varesvuo

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 1–5 Paare (2013–2016)

Focus Seite 181

Das Kleine Sumpfhuhn ist in Europa nur lückenhaft verbreitet. In der Schweiz wurden erst fünfmal Bruten nachgewiesen (zuletzt 1971)[2]. Dennoch dürfte die schwer erfassbare Art bis in die Achtzigerjahre regelmässig am Südufer des Neuenburgersees gebrütet haben[VdS].

1972–1976 waren 14 Atlasquadrate besetzt, während es 1993–1996 nur 5 waren. Von 1997 bis 2012 gibt es 25 Brutzeitfeststellungen. Allein 9 davon erfolgten 2012, darunter 4 Reviere mit Brutverdacht in den Bolle di Magadino TI (R. Lardelli)[3]. Von 2013 bis 2016 wurden Sänger in 10 Gebieten festgestellt; in den meisten davon gelangen Nachweise nur in einem oder zwei Jahren. Einzig die Bolle di Magadino und das Wollmatinger Ried D waren in drei Jahren besetzt; in letzterem Gebiet wurden 2013 bei gezielten Erhebungen und optimalem Wasserstand 5 Reviere kartiert (S. Werner, H. Mehrgott, K. Schäfer)[5]. Bevorzugtes Bruthabitat sind ausgedehnte, überflutete Altschilfbestände, primär an grossen Seen in den Niederungen.

Die gesamteuropäische Entwicklung ist dank dem Hauptverbreitungsgebiet Russland wieder positiv[RLEU], obwohl der Bestand am Neusiedlersee stark abgenommen hat[1]. In Deutschland steigt er nach langfristigen Verlusten wieder an[AtD], während der Trend in Frankreich und Italien negativ ist[AtF, 4].

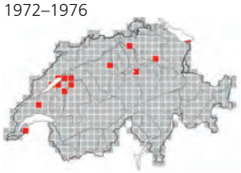
Stefan Werner & Claudia Müller

[1] Dvorak et al. (2016); [2] Glayre & Magnenat (1977); [3] Müller & Volet (2013); [4] Nardelli et al. (2015); [5] Trösch et al. (2013c)

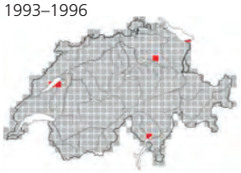
1950–1959



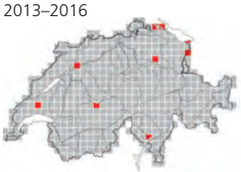
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

2–5
1



Patenschaft
Georg Borer-Tuor

Zwergsumpfhuhn

Zapornia pusilla
Marouette de Baillon
Schiribilla grigiata
pulsauna nanina
Baillon's Crake



Christoph Meier-Zwicky

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seite 181

Das Zwergsumpfhuhn besiedelt Europa nur lückenhaft, in Mitteleuropa brütet es sehr selten. Aus der Schweiz liegen 15 zumeist historische Brutnachweise vor; die letzten gelangen 1970–1971 und 1982 [AtCH2, VdS]. Die heimliche Lebensweise und der leise, an Froschrufe erinnernde Gesang machen die Erfassung extrem schwierig. Nachdem 1993–1996 Bruthinweise gefehlt hatten, wurden von 1997 bis 2012 insgesamt sechs Sänger nachgewiesen: im Neeracherried ZH (2001, 2006 zwei Sänger, 2007), am Greifensee (2009) und im Reusstal AG (2012) [1, 2, 4, 6, 7]. 2016 gelang ein Brutzeitnachweis bei Gwatt BE (M. Gerber) [3]. 2017 wurde zudem ein Sänger im Auried/Kleinbösingen FR festgestellt (M. Schweizer et al.).

Bevorzugtes Bruthabitat des Zwergsumpfhuhns sind wenig überschwemmte Seggenwiesen, Binsen- und gelegentlich auch Rohrkolbenbestände in den Niederungen, oft am Ufer grösserer Seen.

Trotz besserer Kenntnisse und höherer Beobachtungsintensität nahm die Anzahl Nachweise in der Schweiz nach 1950 deutlich ab [VdS]. Die gesamteuropäische Bestandsentwicklung galt lange als rückläufig [EBBA1]. Allerdings steigt der russische Bestand derzeit offenbar an [RLEU]. In Deutschland gelangen nach 1983 erst ab 2006 wieder Brutnachweise infolge umfangreicher Renaturierungsmassnahmen [AtD, 5].

Stefan Werner & Claudia Müller

[1] Marques et al. (2013a–b); [2] Maumary & Gysel (2002)/Maumary (2002); [3] Maumary & Mosimann-Kampe (2017)/Maumary (2017); [4] Schweizer (2007)/Schweizer & Vallotton (2007); [5] Stübing & Sacher (2012); [6] Vallotton et al. (2008)/Vallotton & Piot (2008); [7] Vallotton et al. (2010)/Vallotton & Piot (2010)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

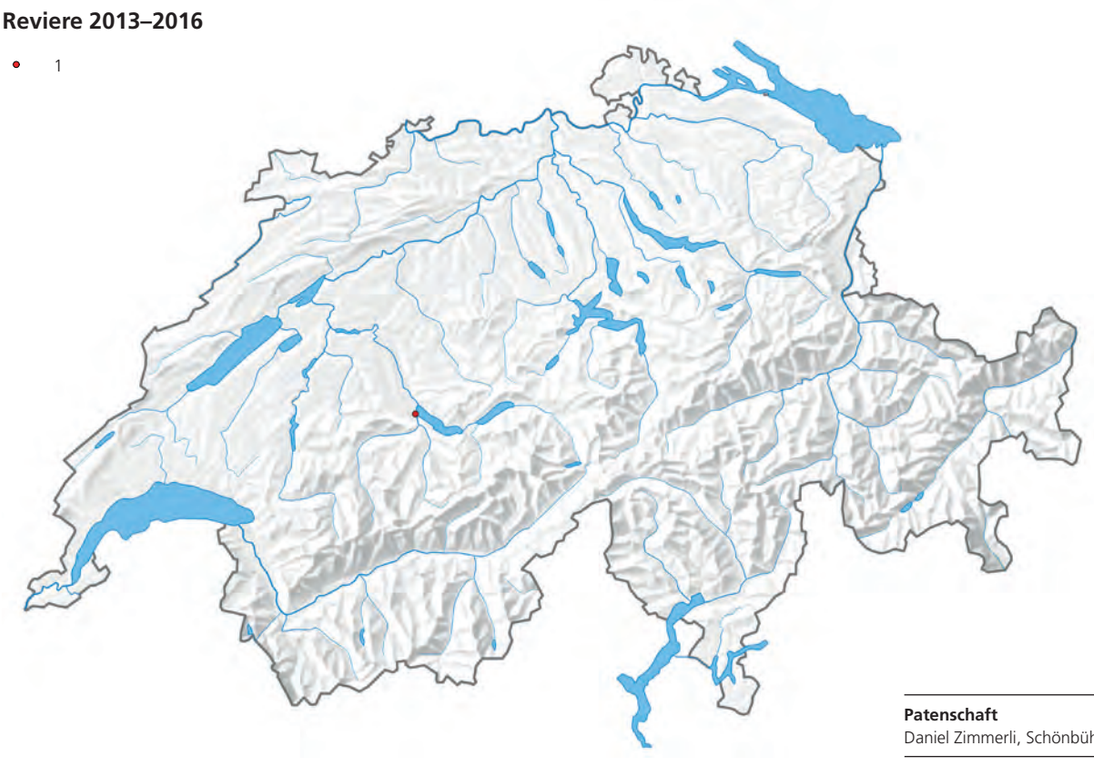


2013–2016



Reviere 2013–2016

1



Patenschaft
Daniel Zimmerli, Schönbühl

Teichhuhn

Gallinula chloropus
Gallinule poule-d'eau
Gallinella d'acqua
pulsauna da l'aua
Common Moorhen



Frédéric Demeuse

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1000–2000 Paare (2013–2016)

Focus –

In der Schweiz ist das Teichhuhn ein weit verbreiteter, aber oft nur lokaler Brutvogel. Der Schwerpunkt der Vorkommen liegt in den gewässerreichen Regionen des Mittellands unterhalb von 700 m. Entlang der Täler dringt das Teichhuhn in den Alpenraum vor, beschränkt sich aber auf die tieferen Lagen. Bruten oberhalb von 1000 m sind nach wie vor selten, mit Ausnahme des Oberengadins GR, wo das Teichhuhn bis auf 1800 m brütet [AEn, ID]. Der höchste Nachweis ausserhalb des Engadins liegt auf 1530 m bei Selva/Tujetsch GR, wo sich 2016 ein Vogel längere Zeit auf dem Golfplatz aufhielt (J. Savioz). Erfolgreich brütete das Teichhuhn 2016 auf 1340 m am Geschinersee VS (T. Wirthner, U. Marti). Im Jura liegen die höchsten Brutnachweise auf 1000 m [ID, VdS]. Das Teichhuhn brütet an Teichen, Seen und langsam fliessenden oder gestauten Flüssen mit dichter Ufervegetation und besiedelt auch neu geschaffene Kleingewässer (z.B. auf Golfplätzen).

Die bereits 1993–1996 erwähnte Tendenz, in städtischen Gebieten zu nisten, scheint sich verstärkt zu haben. Die zunehmende Toleranz Menschen gegenüber erlaubt es dem Teichhuhn, neue Gewässer zu besiedeln und führt wohl auch dazu, dass Bruten leichter erfasst werden.

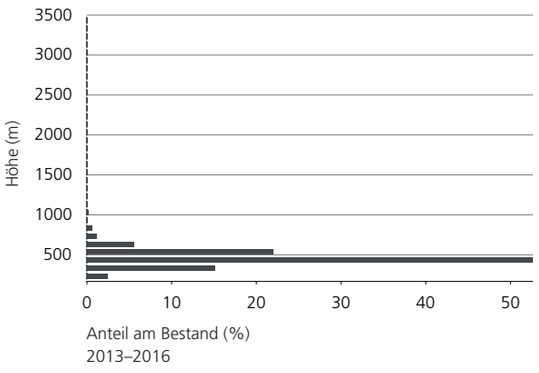
In den Schilfgürteln der grossen Seen, die oft auch grosse, nicht zugängliche Schutzgebiete enthalten, ist die Erfassung schwieriger.

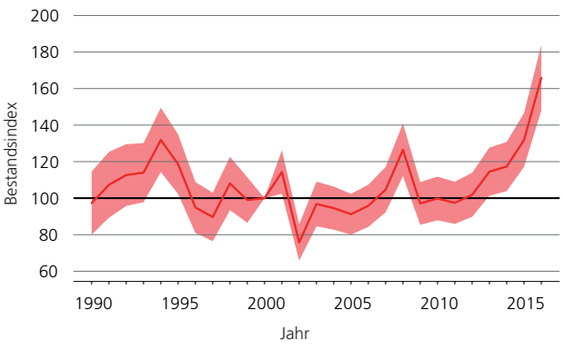
Der Bestandstrend schwankt stark, da das Teichhuhn nach kalten Wintern Einbrüche erleiden kann. In mehreren Feuchtgebieten im Mittelland ging der Bestand von 1976 bis 2003 zurück [3], ebenso zwischen 1988 und 2008 im Kanton Zürich [AtZH]. Gesamtschweizerisch steigt der Trend in den letzten Jahren deutlich an. Der Bestandsindex wird stark geprägt von der Entwicklung in einigen grossen Feuchtgebieten: In den Bolle di Magadino TI wuchs der Bestand zwischen 2008–2010 und 2014–2016 von 2–8 auf 18–28 Reviere, wohl dank Renaturierungen. Auch in der Grande Cariçaie nahm das Teichhuhn von 2000 bis 2016 leicht zu [1].

In Deutschland und Frankreich schwanken die Bestände ebenfalls stark, mit einer tendenziellen leichten Zunahme, die unter anderem auf die Schaffung neuer Gewässer zurückgeführt wird [AtD, AtF]. In Italien ist der Trend negativ [2], gesamteuropäisch stabil [EBCC].

Verena Keller

[1] Antoniazza (2018); [2] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [3] Weggler (2005)

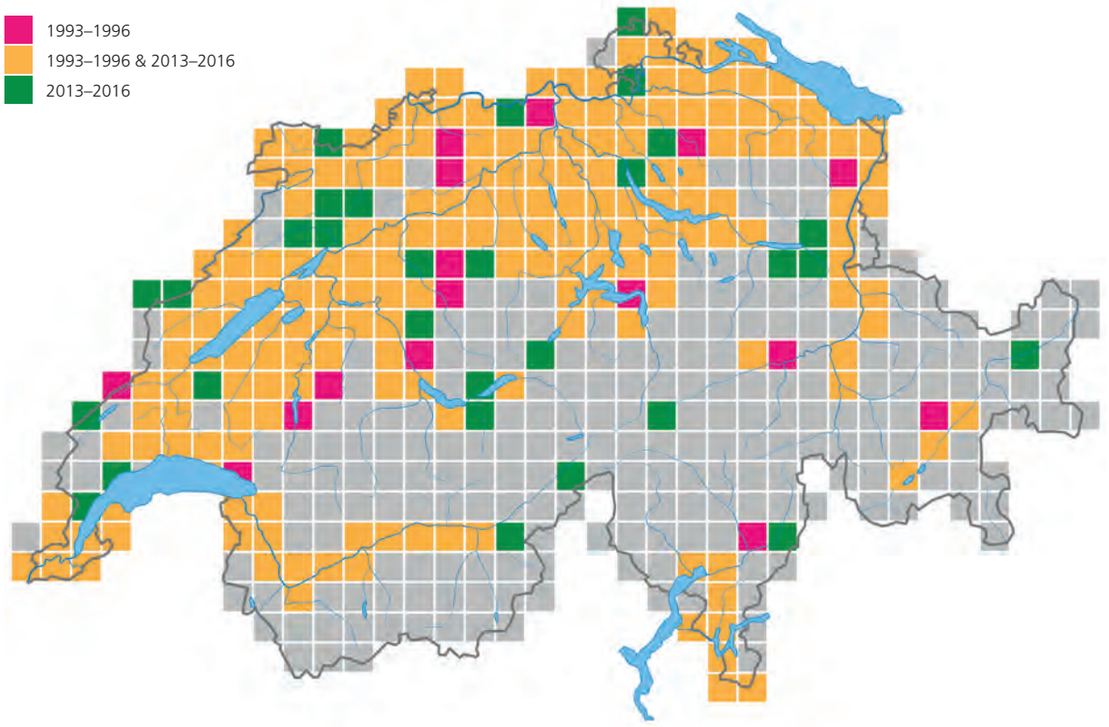




Vorkommen 2013–2016

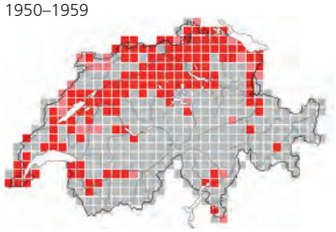


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

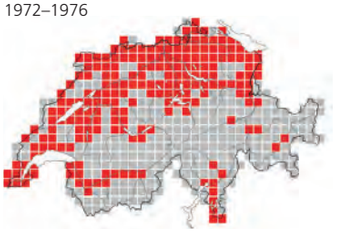


Patenschaft
Anselmo Fandino

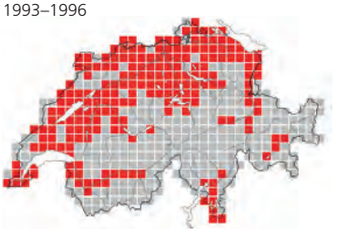
1950–1959



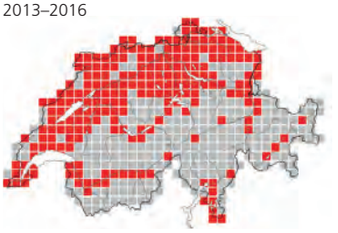
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Blässhuhn

Fulica atra
Foulque macroule
Folaga
fulca
Common Coot



Sandra Schweizer

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 5000–8000 Paare (2013–2016)

Focus

Das Blässhuhn ist in der Schweiz weit verbreitet mit Schwerpunkt in den gewässerreichen Regionen des Mittellands unterhalb von 700 m. Es ist wenig anspruchsvoll, sowohl bezüglich Nahrung als auch bezüglich der Wahl der Neststandorte. Zur Brutzeit konzentriert es sich weniger stark auf Gewässer mit einer reichen Unterwasservegetation oder Vorkommen von Wandermuscheln als im Winter und sucht seine Nahrung oft auch auf gewässernahen Grünflächen. Dementsprechend bewohnt das Blässhuhn neben den grossen Seen auch viele Kleingewässer und langsam fliessende oder gestaute Flüsse. Allerdings brütet es an vielen Uferabschnitten nur vereinzelt, weil über weite Strecken geeignete Uferstrukturen fehlen (z.B. am Genfersee).

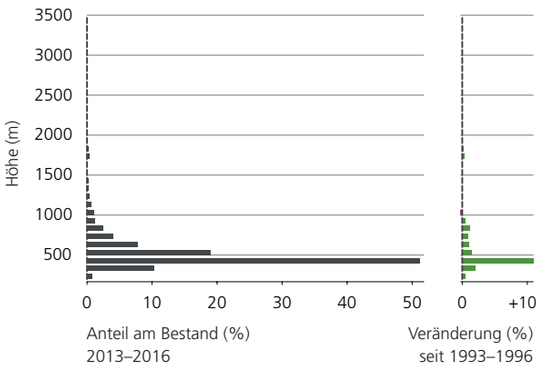
Seit 1993–1996 hat das Blässhuhn zunehmend auch Gewässer oberhalb von 1000 m besiedelt. In den neu besetzten Atlasquadraten wurden meist Einzelpaare an Bergseen, neu geschaffenen Teichen auf Golfplätzen oder anderen künstlichen Kleingewässern gefunden. Auf den auf 1700–1800 m gelegenen Oberengadiner Seen GR ist das Blässhuhn seit rund 50 Jahren ein regelmässiger Brutvogel [AEn]. Die höchsten Brutplätze sind neuerdings der Lai da Vons/Andeer GR auf 1990 m (seit 2004 besiedelt) [AGR, ID] und der Lai da Palpuegna/Preda GR auf 1920 m (seit 2008; V. Oswald). Die Besiedlung hoch gelegener Gewässer wurde möglicherweise durch das heute zeitigere Auftauen begünstigt [3].

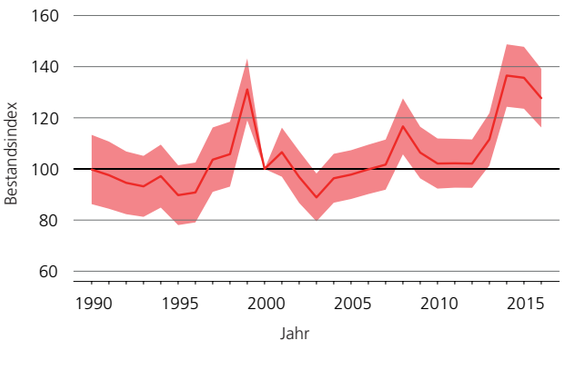
Der schweizweite Brutbestand hat seit dem Jahr 2000 um gut die Hälfte zugenommen, möglicherweise vor allem bedingt durch viele Gewässer mit kleinen Beständen. Am Südufer des Neuenburgersees ist die Anzahl Familien angestiegen [1, 2], die Werte der Wasservogelzählungen im Mai jedoch kaum. Im Kanton Zürich war der Bestand zwischen 1988 und 2008 stabil mit Fluktuationen [AtZH], am Bodensee stieg er dagegen von 1980 bis 2010 leicht um 13 % an [AtBo].

In Frankreich zeigt der Bestand seit 1990 eine steigende Tendenz, in Deutschland starke Schwankungen, regional aber auch Zunahmen. Letztere werden in beiden Ländern unter anderem auf die Schaffung neuer Gewässer zurückgeführt [AtD, AtF]. In Italien ist der Bestand rückläufig [4].

Verena Keller

[1] Antoniazza (2016a); [2] Antoniazza (2018); [3] Bundesamt für Umwelt (2017b)/Office fédéral de l'environnement (2017a); [4] Campedelli et al. (2012)

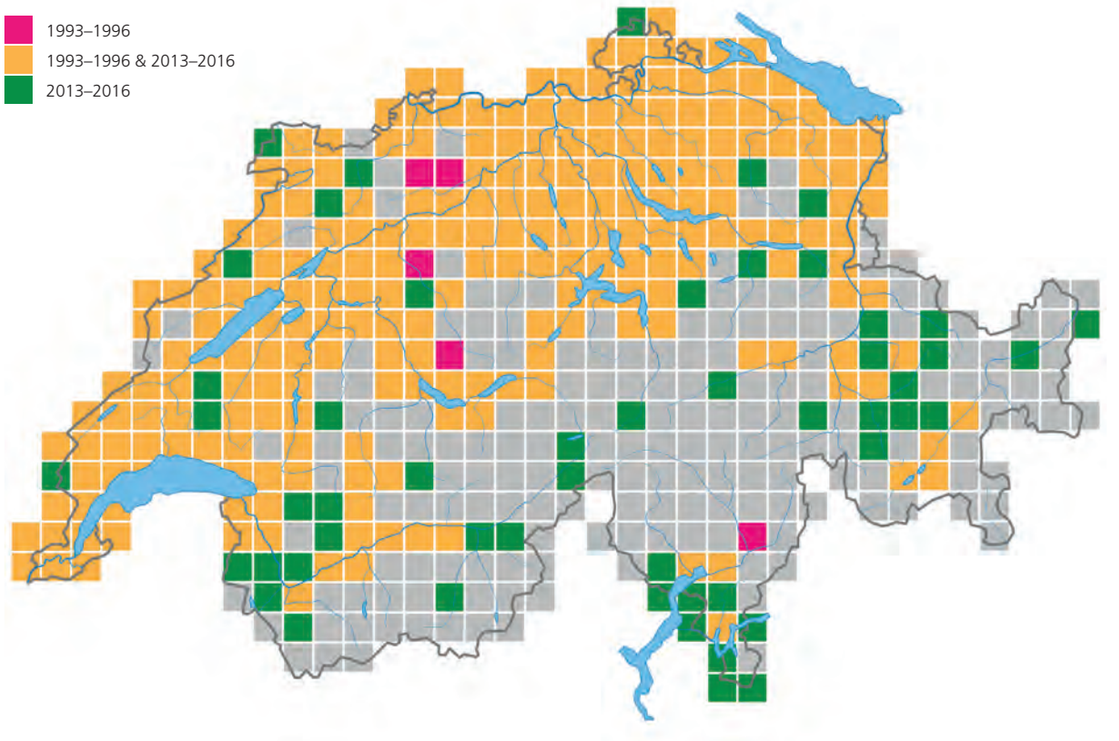




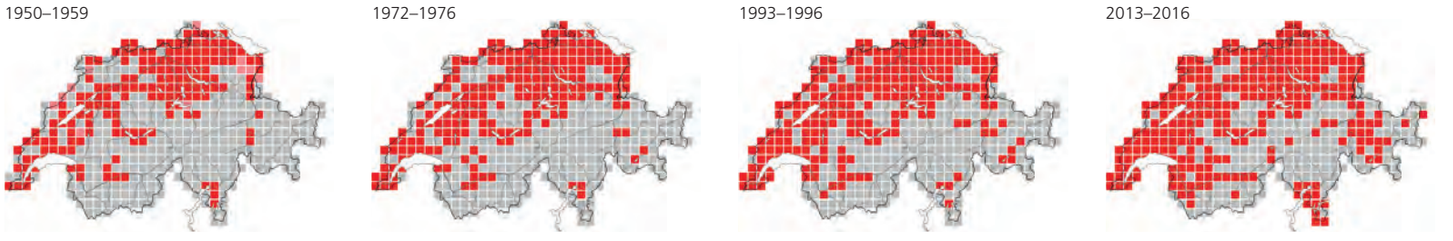
Dichte 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Angelika Wiedersheim



Weissstorch

Ciconia ciconia
Cigogne blanche
Cicogna bianca
cicogna alva
White Stork



Mathias Schaf

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 370–460 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 240, 392

Der Weissstorch besiedelt in der Schweiz vor allem das zentrale und östliche Mittelland und die niederen Lagen des Juras. Die höchst gelegenen Bruten erfolgten auf 620 m in Watterdingen/Tengen D (H.-P. Bieri) sowie auf 610 m im Zoo Zürich (A. Weiss, M. Zumbühl) und bei Kleindietwil BE [AtCH2]. Der Weissstorch bewohnt Flussauen und Landwirtschaftsland mit angrenzenden Feuchtgebieten, wo genügend Nahrung vorhanden ist (z.B. Mäuse, Amphibien, Insekten, Regenwürmer). Als Brutstandort wählt er hohe Strukturen wie Bäume, Hausdächer oder Masten. Die am dichtesten besiedelten Gebiete liegen in der Umgebung ehemaliger Aufzuchtstationen. Die grössten Kolonien befanden sich 2016 in Altreu SO mit 42 Paaren, im Murimoos AG mit 41 Paaren und in Uznach SG mit 35 Paaren.

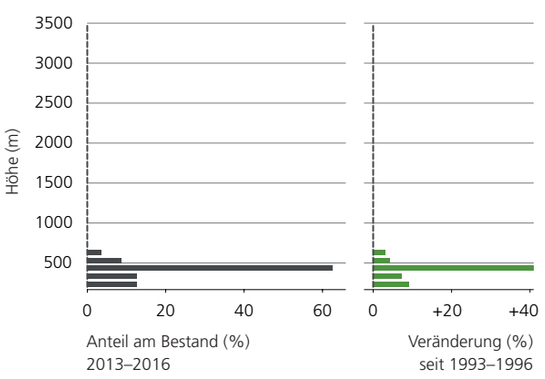
In der Schweiz brütete 1949 das letzte Weissstorchpaar. Bereits 1948 startete Max Bloesch die Wiederansiedlung in Altreu SO. 1960 nistete erstmals wieder ein freifliegendes Paar. Von da an wuchs die Population kontinuierlich. Vor allem zwischen 1980 und 1990 stieg der Anteil an Wildstörchen stark an [2]. Dies ist vor allem auf die hohe Überlebensrate adulter Tiere zurückzuführen [7], obwohl viele an Freileitungen zu Tode kommen [5, 6]. So kamen seit 1993–1996 ausgehend von den traditionellen Kolonien laufend neue Standorte hinzu [4]. Das Verbreitungsmuster gleicht damit immer mehr jenem um 1900 [BCH]. Insgesamt brüteten 2016 456 Paare in der Schweiz [8], was fast eine Verdreifachung des Bestands von 1996 bedeutet.

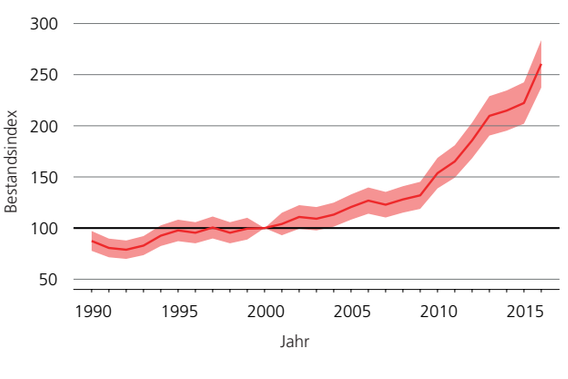
Auch in anderen Ländern West- und Mitteleuropas nahm der Bestand ähnlich markant zu wie in der Schweiz. Bei der internationalen Weissstorchzählung 2004–2005 wurde für die Population auf der Iberischen Halbinsel eine Zunahme um 105 % und für jene in Frankreich gar um 210 % seit 1994–1995 festgestellt [9].

Für die positive Entwicklung des Weissstorchs in West- und Mitteleuropa sind neben den Wiederansiedlungen und den damit einhergehenden Winterfütterungen wohl auch die verkürzten Zugwege mitverantwortlich [1, 3]. Immer mehr Weissstörche überwintern statt in Westafrika auf der Iberischen Halbinsel, wo sie von Roten Amerikanischen Sumpfkrebsen in Reisfeldern und vom Nahrungsangebot auf offenen Mülldeponien profitieren [3].

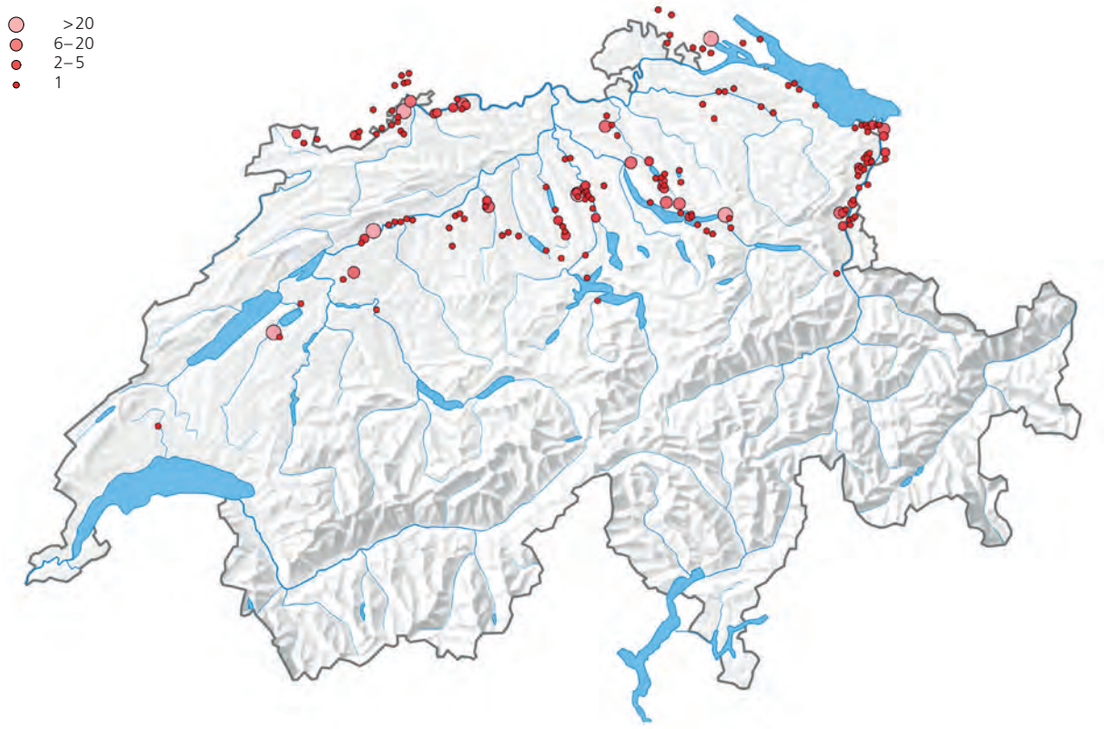
Stephanie Michler

[1] Aebischer & Fasel (2010); [2] Biber et al. (2003); [3] Kaatz et al. (2017); [4] Kestenholz et al. (2010a–b); [5] Moritzi et al. (2001); [6] Schaub & Pradel (2004); [7] Schaub et al. (2004); [8] Storch Schweiz/Cigogne Suisse (2017); [9] Thomsen (2013)

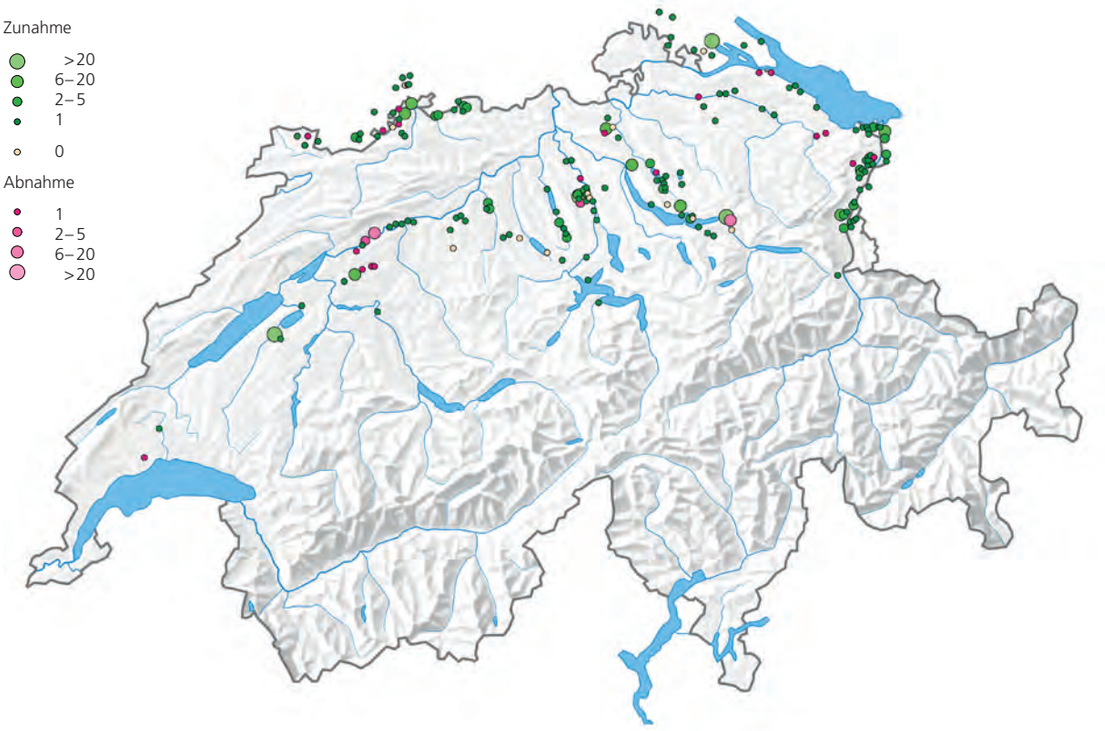




Brutpaare 2013–2016



Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996

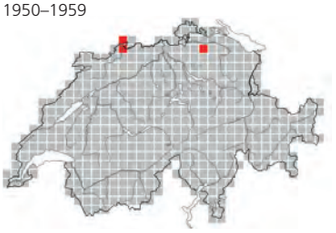


Patenschaft

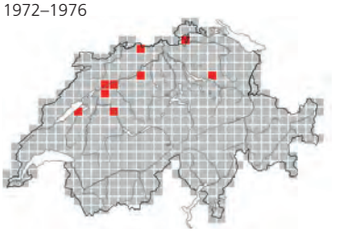




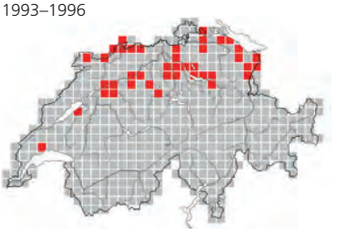
1950–1959



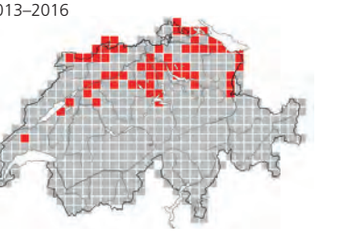
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutvögel vor den Toren der Schweiz

Mehrere Vogelarten dehnen derzeit ihr Brutgebiet in Mitteleuropa aus. Einige von ihnen haben die Schweiz fast schon erreicht. Damit sie bei uns als Neulinge oder Rückkehrer eine Heimat finden, ist es unabdingbar, dass ihre Lebensräume auch hierzulande ausreichend geschützt werden.

Es ist heute kaum vorstellbar, dass der erste Brutnachweis der Saatkrähe in der Schweiz erst 1963 erfolgt ist und dass die Türkentaube vor 1950 bei uns noch kein Brutvogel war [VdS]. Insgesamt ist die Verbreitung einer Art ein Abbild der Dynamik ihrer Teilpopulationen, die je nach Zeitraum starken Veränderungen unterworfen sein kann und deren Gründe nicht immer bekannt sind. Einige der Arten, welche die Schweiz erreichen, profitieren davon, dass sich ihr Nahrungsangebot aufgrund von Lebensraumveränderungen verbessert hat. Ähnlich kann sich auch die Klimaerwärmung auswirken und den Bestand und die Verbreitung beeinflussen. In Einzelfällen haben internationale Artenschutzprogramme mit Sensibilisierungskampagnen und Managementmassnahmen der Lebensräume solche Ausbreitungsphasen eingeleitet oder zumindest unterstützt. Bei anderen Arten liegen die massgeblichen Faktoren noch im Dunkeln.

Die jüngsten Neuzugänge unter den Schweizer Brütvögeln

Oft lässt sich die baldige Ansiedlung einer Art als Brutvogel an gewissen Vorzeichen erkennen, wie etwa an steigenden Durchzugszahlen oder am Näherrücken grenznaher Vorkommen. So standen am Ende des Atlas 1993–1996 einige Vogelarten mit Ausbreitungstendenz vor den Toren der Schweiz. Dazu gehörten der Weissrückenspecht und der Zwergschnäpper, die dann 1999 und 2003 im Prättigau GR als Brutvögel entdeckt worden sind [VdS]. Deutlich eindrucksvoller als diese eher zögerlichen Vorstösse war ab 2001 der Auftritt des Kormorans unter den Schweizer Brutvögeln: 15 Jahre nach der ersten Brut am Fanel BE/NE und nach einer starken Ausbreitungsperiode waren es 2016 bereits 11 Kolonien und nicht weniger als 2099 Brutpaare in unserem Land [12]. In jüngster Zeit ist schliesslich noch der Schlangenadler auf die Liste der Brutvögel der Schweiz gelangt, wohl als Folge der Bestandszunahme in den Mittelmeerländern [10, 13].

Zukünftige Neuankömmlinge bzw. Rückkehrer?

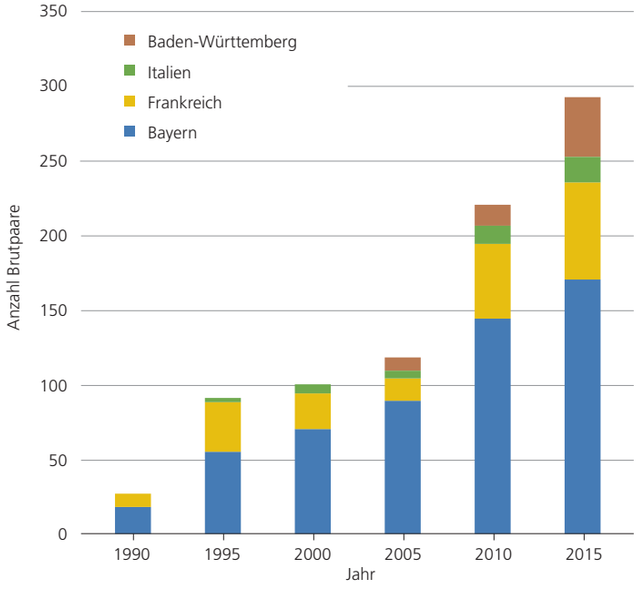
Nach dem praktisch vollständigen Verschwinden des Schwarzstorchs in ganz Mitteleuropa, unter anderem wegen direkter Verfolgung und intensiverer Waldbewirtschaftung, haben sich seine Bestände in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts europaweit gut erholt [VdS], vor allem im Osten. Grundlage für diesen Aufschwung sind der nachlassende Jagddruck und verschiedene Artenförderungsprogramme, in deren Rahmen die Neststandorte wie auch die Winterquartiere südlich der Sahara geschützt wurden [5, 6]. Seit 2003 liegen die nächsten deutschen Brutplätze nur etwa 20 km vom Bodensee entfernt [16]. Auch wenn im Schweizer Mittelland grossflächige, ungestörte Waldgebiete weitgehend fehlen, deuten Sommerbeobachtungen des Schwarzstorchs in den letzten Jahren doch an, dass eine Ansiedlung in naher Zukunft möglich ist. Unterstützt werden könnte dies durch raumplanerische Massnahmen, insbesondere durch den Verzicht auf den Bau von weiteren Waldstrassen.

Auch der Kranich dehnt sein Brutgebiet seit den Sechzigerjahren allmählich wieder nach Südwesten aus. Er profitiert von der Schaffung von Schutzgebieten und von Kampagnen zur Sensibilisierung

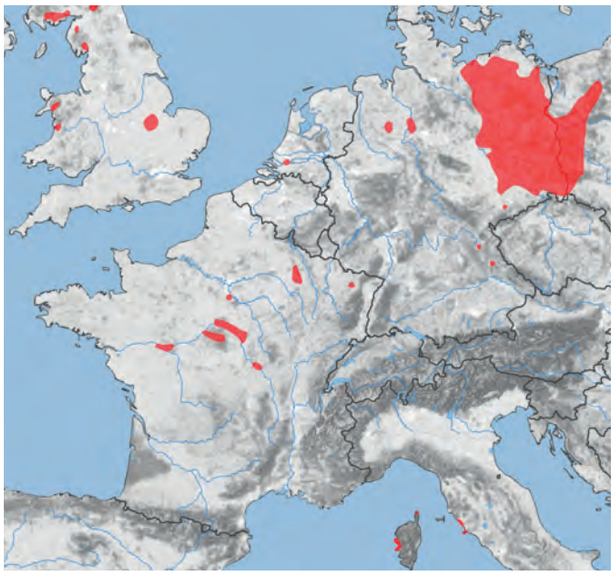


Arterra Picture Library/Alamy Stock Photo

Während der Brutzeit benötigt der Schwarzstorch ausgedehnte, störungsarme Laub- und Mischwälder mit eingestreuten Lichtungen und Gewässern.



Bestandsentwicklung des Schwarzstorchs im grenznahen Ausland.



Verbreitung des Fischadlers in Mitteleuropa. Hintergrundkarte: Natural Earth, Stamen Design & OpenStreetMap.

der Öffentlichkeit. Ab mindestens dem 19. Jahrhundert wurde sein Lebensraum in zahlreichen Regionen Europas infolge der Entwässerung der grossen Ebenen und der darauffolgenden Umwandlung in Kulturland beeinträchtigt und immer kleiner [VdS]. Seit 1995 brütet der Kranich aber wieder in Frankreich (Lothringen), seit 2002 in Bayern und seit 2016 in Baden-Württemberg, 45 km vom Bodensee entfernt [AtF, 1, 7, 11]. Obwohl in der Schweiz gelegentlich einzelne Vögel übersommern, könnte eine Ansiedlung über den Rhein hinaus angesichts des geringen Angebots an ausreichend grossen Feuchtgebieten, Mooren und Sumpfwäldern gebremst werden.

Der Fischadler hat in der Schweiz bis 1911 gebrütet und gehört ebenfalls zu den potenziellen zukünftigen Brutvögeln. Seit den Siebzigerjahren wird er ebenfalls weniger verfolgt als früher und profitiert zudem von neu geschaffenen Naturschutzgebieten, vom gezielten Horstschutz, vom Angebot an Nestplattformen und von Wiederansiedlungsprojekten in mehreren Ländern Europas [14]. In Bayern breitet er sich langsam wieder aus, ebenso in Frankreich, wo er in Lothringen nur 140 km von der Schweiz entfernt brütet. Hierzulande kam es in den letzten Jahren zu mehreren Sommerbeobachtungen. Im Seeland BE/FR läuft zurzeit ein von Nos Oiseaux betreutes Wiederansiedlungsprojekt mit Jungvögeln aus Schottland, Deutschland und Norwegen [14, 15]. Die Zukunft wird zeigen, ob diese Bemühungen zusammen mit der natürlichen Bestandsdynamik zu einem dauerhaften Bestand des Fischadlers in der Schweiz führen.

Schliesslich könnten in naher Zukunft auch Seidenreiher und Kuhreiher die einheimische Brutvogelwelt bereichern. Beide breiten sich im grenznahen Frankreich und Italien aus [AtF, 8], und der Seidenreiher hat 2014 bei Zug bereits einen Brutversuch unternommen [9].



Markus Varesvuo

Für eine erfolgreiche Jungenaufzucht ist der Kranich auf ungestörte Feuchtgebiete, Moore und Sumpfwälder angewiesen.

Hochwertige Lebensräume für eine vielfältige Vogelwelt

Es ist schwierig vorauszusagen, welche Vogelarten der Schweizer Brutvogelliste als nächstes hinzugefügt werden können. Die folgende, nicht vollständige Aufzählung enthält einige weitere Kandidaten, wobei auch der nächste Brutplatz erwähnt ist, der in den Jahren 2013–2016 mindestens einmal besetzt gewesen ist: Purpurhuhn (Dombes, 75 km), Gänsegeier (Vercors, 160 km), Seeadler (Moselle, 150 km), Samtkopfgrasmücke (Aostatal, weniger als 20 km), Kappenammer (Lombardei, 110 km) [AtD, AtF, 2, 3, 4].

Wann diese Arten allenfalls in der Schweiz brüten, hängt auch davon ab, welche Lebensraumqualität wir ihnen anbieten. Entscheidend ist daher, dass unsere Naturräume intakt und vielfältig bleiben. Grossräumig sind die Schutzbemühungen der Brutgebiete, der Zugwege und der Winterquartiere essenziell. Sie müssen weitergeführt und verstärkt werden, damit sich diese und auch andere Arten wieder ausbreiten können.

Jérémy Savioz

[1] Arbeitsgruppe Seltene Brutvögel Baden-Württemberg (2017); [2] Bocca & Maffei (2010); [3] Brambilla (2015); [4] Crouzier (2017); [5] Diagana et al. (2006); [6] Gendre et al. (2016); [7] Hansbauer (2010); [8] Nardelli et al. (2015); [9] Martinez & Maumary (2016a–b); [10] Maumary et al. (2013); [11] Mewes (2010); [12] Müller (2017); [13] Rampazzi & Pagano (2017); [14] Strahm & Landenbergue (2013); [15] Strahm & Landenbergue (2018); [16] Trösch et al. (2013b)

Species Seiten 160, 201, 202, 258, 296, 332, 572, 576

Zwergdommel

Ixobrychus minutus
Blongios nain
Tarabusino
tarbegl pitschen
Common Little Bittern



Marcel Burkhardt

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 90–120 Paare (2013–2016)

Focus Seite 380

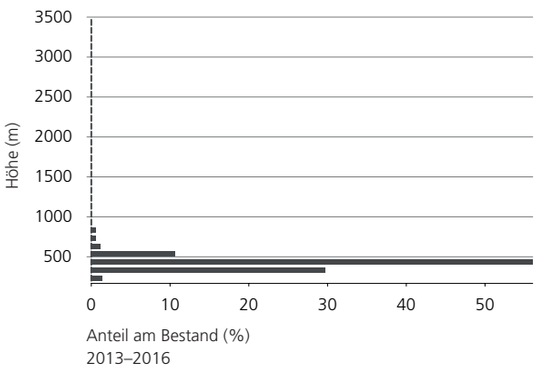
Der Verbreitungsschwerpunkt der Zwergdommel in Europa liegt im Osten, in Mittel- und Westeuropa sind die Vorkommen zerstreut. In der Schweiz brütet sie in Schilfbeständen der Tieflagen, normalerweise unterhalb von 600 m. Bewohnt werden Ufer von Seen, Teichen sowie von Altwässern und Flussmündungen im Mittelland, Wallis und Tessin. Die wichtigsten Vorkommen befinden sich am Südufer des Neuenburgersees (16–23 Reviere 2013–2016)[ID, 2, 3] und in weiteren grösseren Feuchtgebieten im Mittelland. In die Zentralalpen dringt die Zwergdommel einzig im Rhonetal VS vor (bis Leuk). Der höchste Brutnachweis gelang 2016 am Lac de Bret VD auf 675 m (G. Rochat), wo die Zwergdommel schon 1997 brütete[VdS]. Rufende Männchen wurden zudem bei Villaraboud VD auf 760 m (G. Schaub) und bei La Rogivue VD auf 840 m (J. Trüb)[6] gehört.

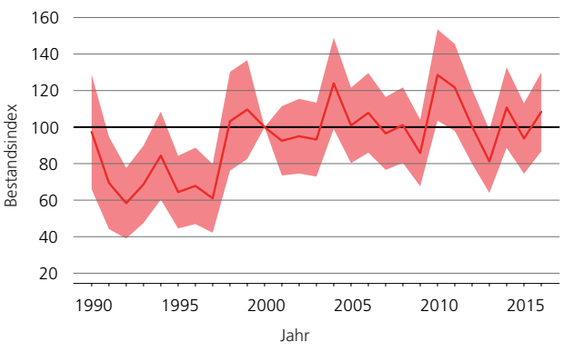
Im Vergleich zu 1993–1996 fallen einige verwaiste Atlasquadrate in der West- und Nordostschweiz auf. Auf der anderen Seite konnte die Zwergdommel in etlichen Quadraten neu nachgewiesen werden. Dies dürfte auf eine leichte Ausbreitung und die Besiedlung meist kleinerer oder neu geschaffener Feuchtgebiete zurückzuführen sein. Dank der höheren Beobachtungsintensität wurden allenfalls auch einzelne Vorkommen entdeckt, die nur sporadisch besetzt sind. Regional zeigen Bestandserfassungen ebenfalls einen Anstieg, so im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 (Verdreifachung des Bestands)[AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 (Zunahme um über 150 %)[AtBo]. In der Grande Cariçaie blieb der Bestand der Zwergdommel seit 2000 stabil[2, 3]. In Frankreich und Italien geht er stark zurück[AtF, 4]. In Deutschland und anderen Ländern Mitteleuropas entwickelt er sich demgegenüber seit etwa 2000 positiv[AtD, RLEU, 1].

Ein Grund für Zunahmen und Neubesiedlungen dürften verbesserte Schutzbestimmungen (z.B. im Kanton Zürich)[7] sowie Pflege- und Renaturierungsmassnahmen (z.B. Chrümmi/Kerzers FR, Marais d'Ardon VS) sein. Modellierungen lassen erwarten, dass sich die Zwergdommel aufgrund der Klimaerwärmung nach Norden ausbreiten wird[ClimAt]. Gleichzeitig stellen Dürrejahre[5] und Lebensraumveränderungen in Afrika eine latente Bedrohung für die Zwergdommel dar.

Peter Knaus

[1] Albegger et al. (2015); [2] Antoniazza (2016a); [3] Antoniazza (2018); [4] Campedelli et al. (2012); [5] Marion et al. (2006); [6] Posse (2014); [7] Weggler et al. (2011)

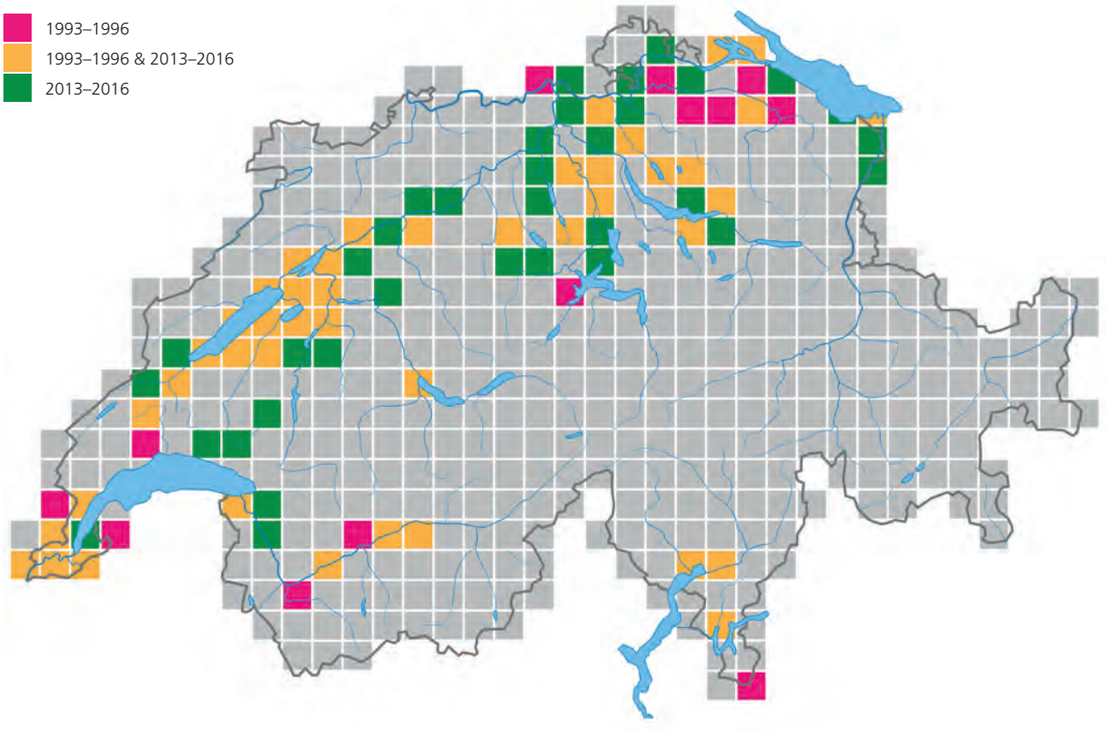




Reviere 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

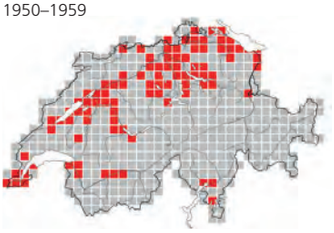


Patenschaft
Familie Häller-Völgi

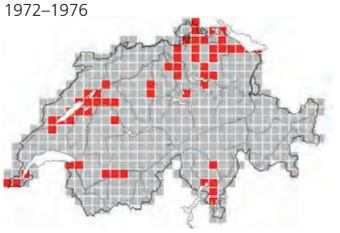


Natur- und Vogelschutzverein Etziken

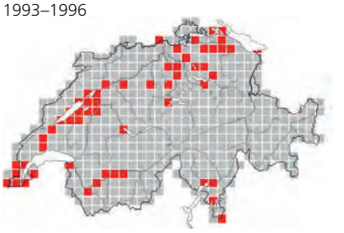
1950–1959



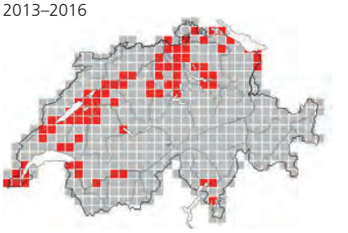
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Nachtreiher

Nycticorax nycticorax
Bihoreau gris
Nitticora
irun stgarvunà
Black-crowned Night-heron



Marcel Burkhardt

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seite 195

Trotz einer rezenten Ausbreitung Richtung Norden nistet die Art nur sporadisch bei uns. 2013–2016 gelangen Brutnachweise einzig im grenznahen Ausland: 2013 im Rheindelta A (D. Bruderer)[6] und 2014–2015 am Étang de Veyrier/Étrembières F (G. Dändliker, J.-P. Matérac). Es wurden jeweils nach einer Serie von Brutzeitmeldungen frisch flügge Jungvögel festgestellt. Flugfähige Junge, zum Teil noch mit Dunenfedern am Kopf, können schon ab Juni aus dem Ausland einwandern. Das lässt regelmässig Brutverdacht aufkommen. Solche Beobachtungen werden jedoch nur als Brutnachweis gewertet, wenn sie zusätzliche Bedingungen erfüllen.

2011–2012 (J. Jeanmonod, F. Schneider, P. Rapin, J.-N. Pradervand)[4, 5] nistete der Nachtreiher bei Payerne VD. Zuvor bestand 1994 der letzte Brutverdacht bei Estavayer-le-Lac FR. Von 1967 bis 1970 brüteten 2–8 Paare im Häftli BE und 1971 3 Paare bei Avenches VD[AtCH1, VdS]. Der Nachtreiher nistet gerne in gemischten Kolonien mit anderen Reiherarten und bevorzugt störungsarme Fluss- und Weiherlandschaften in den Niederungen.

In Frankreich ist der Bestand ab 1974 stark angestiegen, seit 2000 sinkt er wieder leicht[AtF, 3]. In anderen Regionen, so in Italien, den Niederlanden und Deutschland, ist der Trend positiv[AtD, 1, 2].

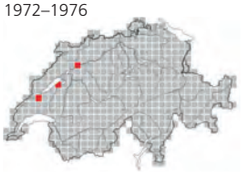
Peter Knaus

[1] Boele et al. (2015); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Marion (2009); [4] Müller & Volet (2012); [5] Müller & Volet (2013); [6] Trösch et al. (2013c)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

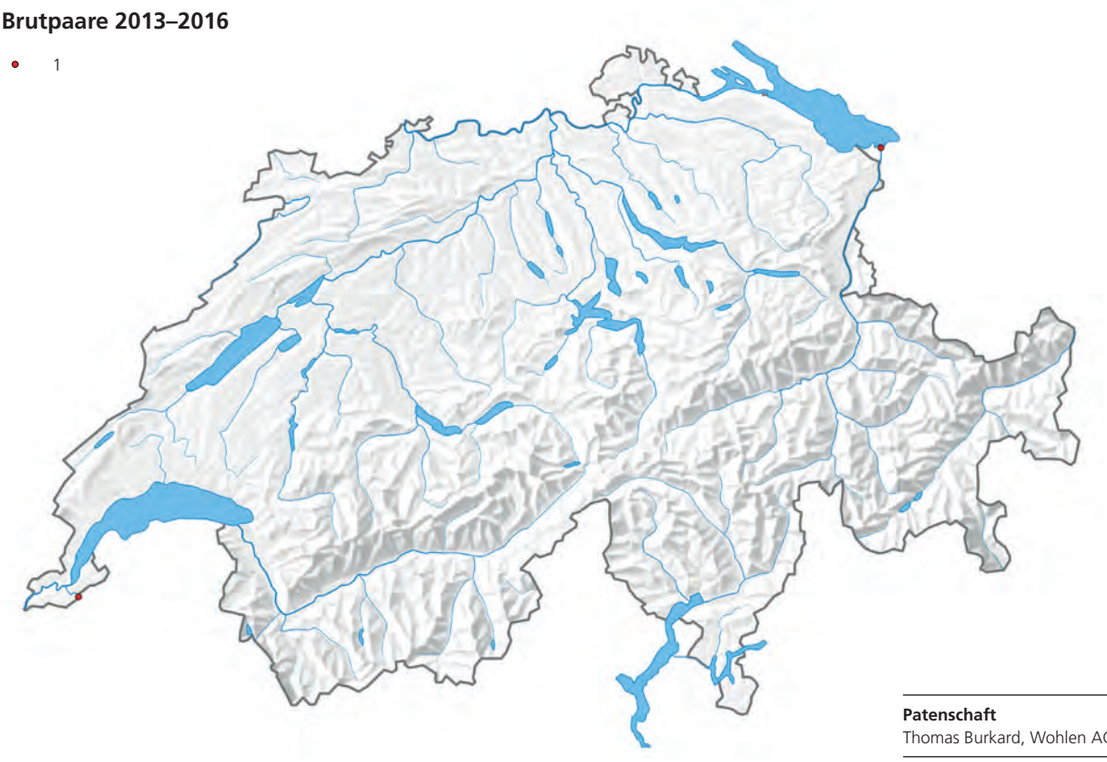


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Thomas Burkard, Wohlen AG

Neuer Aufschwung der Schreitvögel

Der Atlas 2013–2016 dokumentiert nicht nur die Bestandszunahme des Graureihers, sondern auch den Wiederaufschwung des Purpurreihers, die erste Brut des Silberreihers und den ersten Brutversuch des Seidenreihers in der Schweiz. Diese Ereignisse waren vor wenigen Jahren noch unvorstellbar und widerspiegeln einen positiven Trend auf europäischer Ebene.

Bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts erlitten die Bestände der europäischen Reiherarten durch das Trockenlegen von Feuchtgebieten und die Jagd nach Schmuckfedern massive Verluste. In einzelnen Nachbarländern hat bereits das Ende des Federnbooms in der Mode und das Nachlassen des jagdlichen Drucks – seit 1975 stehen die Reiher in Frankreich unter Schutz – dazu geführt, diesen negativen Trend zu stoppen [AtF]. Neu geschaffene, weitgehend ungestörte Schutzzonen mit ausgedehnten Schilfbeständen haben zudem den lokalen Aufschwung bzw. die Neuansiedlung von Reiherarten unterstützt. Mit dem Aufkommen des Reisanbaus in der Camargue und der Poebene sind seichte Überschwemmungsflächen mit einem reichen Angebot an Wirbellosen und Amphibien entstanden, was bei den Reihern für einen besseren Bruterfolg und einen höheren Anteil an Überwinterern sorgte [4, 11].

Der Kuhreiher brütet beispielsweise seit 1969 in Frankreich; der Bestand nimmt seither stark zu. In Frankreich und Italien zusammen waren es 2014 bereits mehr als 20 000 Brutpaare [AtF, 3, 10]. Der Rallenreiher breitet sich ebenfalls stark aus. Auch der Löffler ist seit 1981 Brutvogel in Frankreich, und seit 2006 brütet dort auch der Sichler regelmässig [AtF]. Demgegenüber fluktuieren die europäischen Bestände des Purpurreihers und des Nachtreihers: Trotz der eher negativen langfristigen Perspektiven gibt es seit 2000 lokal auch positive Trends [AtF, EBBA1, 1, 5].

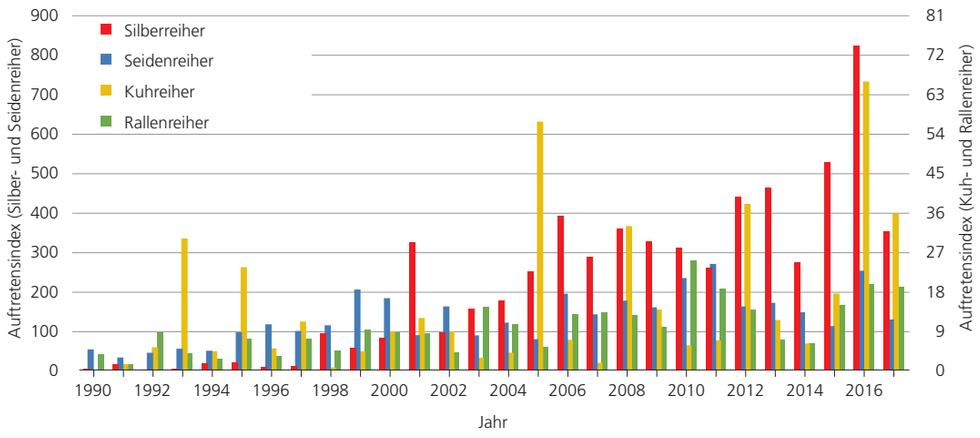
Die Situation in der Schweiz ist damit jedoch nicht vergleichbar, denn Bruten von Silber- und Nachtreiher waren hier in den letzten Jahren Einzelfälle, und beim Seidenreiher blieb es bei einem erfolglosen Brutversuch 2014 bei Zug [7]. Abgesehen vom Graureiher hat bei uns nur der Purpurreiher im Bestand zugelegt; 2016 erreichte dieser mit 17 Brutpaaren den Höchststand seit 1965 [9]. Dass die Schweiz für die Ansiedlung grosser Reiherkolonien eher ungeeignet ist, liegt vor allem am beschränkten Vorkommen ausgedehnter und weitgehend störungsfreier Feuchtgebiete. Die Zunahme der Reiherbestände jenseits der Landesgrenzen macht sich bei uns deshalb in erster Linie durch wachsende Zahlen bei Durchzüglern und Wintergästen bemerkbar. Das gilt besonders für den aus den Ebenen Mittel- und Osteuropas stammenden Silberreiher, von dem durchgehende Überwinterungen erst seit 1994/1995 regelmässig sind [12]. Auf dem Vormarsch ist zudem der Seidenreiher, der seit 2009 an mehreren Orten im grenznahen Frankreich und in der Provinz Varese brütet [2, 6, 8]. Auch der Kuhreiher nähert sich mehr und mehr der Landesgrenze.

Die Geschichte der Reiher in Europa ist mit grossflächig umgesetzten Schutzanstrengungen und einem positiven Wandel im Bewusstsein der Menschen verbunden. Die Bestandszunahme im Ausland könnte sich auf die Lage in der Schweiz in zweierlei Hinsicht positiv auswirken: Für Silber-, Seiden- und Nachtreiher ist sie eine Chance, zu regelmässigen Brutvögeln zu werden, und bei anderen Arten könnte es neu zu Brutansiedlungen kommen. Der langfristige Schutz der Reiher und aller anderen ans Wasser gebundenen Arten steht und fällt mit einem europaweit dichten Netz gut unterhaltener, störungsfreier Feuchtgebiete.

Jérémy Savioz

[1] BirdLife International (2017a); [2] Culat (2009); [3] Dubois et al. (2017); [4] Fasola & Cardarelli (2015); [5] Fasola et al. (2010); [6] R. Lardelli, pers. Mitt.; [7] Martinez & Maumary (2016a–b); [8] Muller et al. (2017); [9] Müller (2017); [10] Nardelli et al. (2015); [11] Pernollet et al. (2018); [12] Sattler et al. (2017e–h)

Species Seiten 194, 196, 198, 200, 201



Entwicklung der Auftretensindizes im Frühling (15. März – 30. Juni) bei den vier Reiherarten mit der stärksten Bestandszunahme in der Schweiz: Silber- und Seidenreiher (Skala links) sowie Kuh- und Rallenreiher (Skala rechts).

Graureiher

Ardea cinerea
Héron cendré
Airone cenerino
irun grisch
Grey Heron



Mathias Schäf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1600–1800 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 147, 195

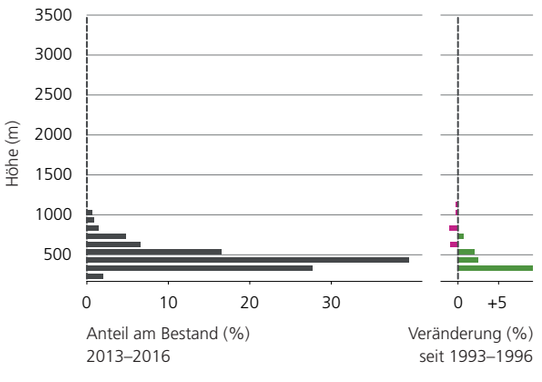
In der Schweiz besiedelt der Graureiher vor allem das Mittelland und den Jura unterhalb von 600 m, wo er meist in Gewässernähe brütet, manchmal auch nahe von Siedlungen. Bei der Nahrungssuche ist er regelmässig im Kulturland anzutreffen. Seit 1993–1996 ist eine leichte Ausbreitung in den Alpentälern und im Südtessin feststellbar. Bemerkenswert war die erste Brut 2016 im Engadin GR bei Scuol (C. Müller, C. Florineth, M. Ernst, N. Pua)[6]. Auch das Wallis abseits des Genfersees wurde verstärkt besiedelt[6]. Die Tessiner Population könnte von Zunahmen in Norditalien profitiert haben[3]. Mit der Ausbreitung in höhere Lagen liegt der höchste Brutplatz nun bei Sigriswil BE auf 1370 m (M. Hammel).

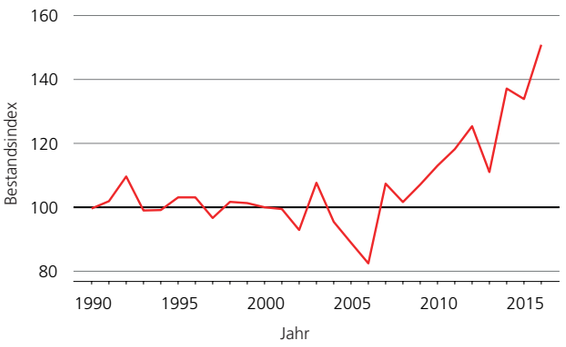
Der Bestand des Graureihers stieg seit 1993–1996 um rund 30 % an (v.a. seit 2008), ebenso die Anzahl Kolonien, die von 275 auf rund 340 anwuchs. Während einzelne Kolonien über Jahrzehnte besetzt sind, gibt es bei anderen eine grössere Dynamik, so dass viele Kolonien neu gegründet und andere verlassen wurden, jedoch ohne erkennbares Muster[2]. Starke Stürme können lokal zur Auflösung von Kolonien und zur Umsiedlung führen, wie dies nach dem Sturm «Lothar» Ende 1999 beobachtet wurde[7].

Der Graureiher reagiert empfindlich auf längere Frostperioden und forstliche Massnahmen in Horstnähe und profitiert von höheren Wintertemperaturen[VdS, 3, 5]. Am stärksten wird die Bestandsentwicklung jedoch durch die direkte Verfolgung durch den Menschen beeinflusst[5]. Seit der Unterschutzstellung des Graureihers und der Einschränkung der Jagd Mitte des 20. Jahrhunderts nimmt der Bestand in Europa insgesamt[EBCC] wie auch in den meisten Nachbarländern wieder zu[AtD, AtF, RLEU, 3]. In den letzten Jahren fand jedoch in Europa wieder ein leichter Rückgang statt[EBCC]. In Österreich sank der Graureiherbestand von 1998 bis 2016 um fast 40 %[8]. Zumindest gebietsweise sind Abschüsse und Zerstörung von Brutkolonien dafür verantwortlich[1, 4]. Der Einfluss der wieder zunehmenden Abschüsse und Störungen an den Kolonien in Österreich weist darauf hin, dass eine Lockerung des Schutzes in der Schweiz ebenfalls zu einem Bestandsrückgang führen könnte.

Livio Rey

[1] Albegger et al. (2015); [2] Christen (2017a); [3] Fasola et al. (2010); [4] Feldner et al. (2006); [5] Kushlan & Hancock (2005); [6] Müller (2017); [7] Schmid et al. (2004a); [8] Teufelbauer & Seaman (2017)

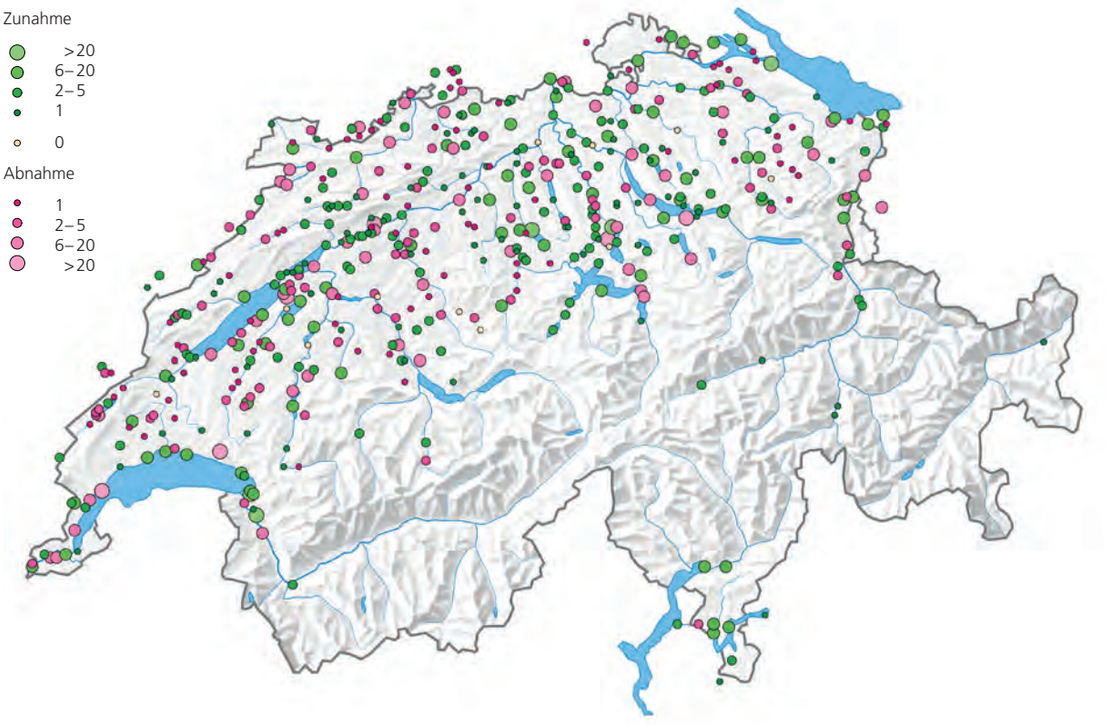




Brutpaare 2013–2016

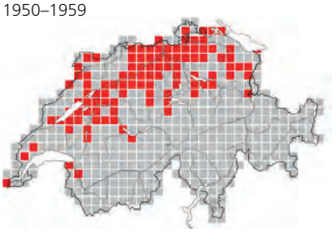


Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996

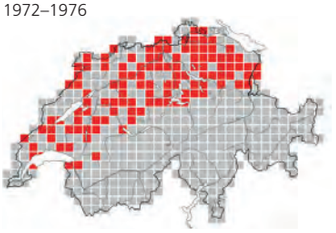


Patenschaft
Regina Ebner
Christoph Ledermann
Barbara Sigrist

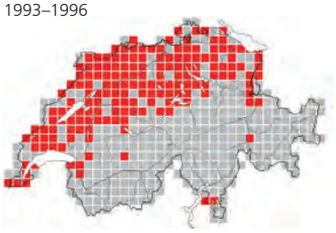
1950–1959



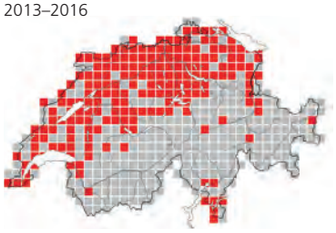
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Purpurreiher

Ardea purpurea
Héron pourpré
Airone rosso
irun cotschen
Purple Heron



Mathias Schaf

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 6–17 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 195, 319, 380

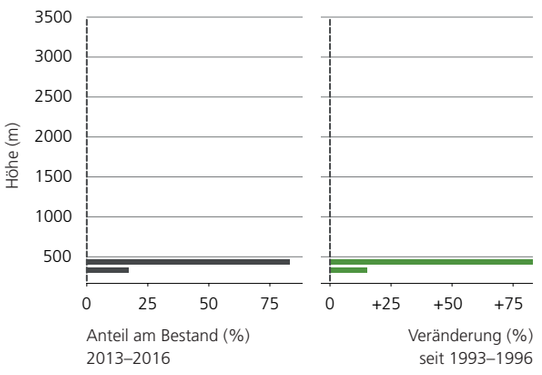
Die Schweiz liegt am nordwestlichen Rand des Areals des Purpurreihers. Hierzulande nistet er am regelmässigsten in der Grande Cariçaie. 2013–2016 brüteten dort jeweils 4–11 Paare [1, 2, 6]. In dieser Zeit ebenfalls regelmässig besetzt war Chavornay VD mit 2–4 Paaren. 2016 nistete zudem ein Paar im Kanton Genf (P. Marti, A. Barbalat, P. Albrecht) [6] und im Meienriedloch BE bestand Brutverdacht [3, 6]. Im grenznahen Ausland waren das Rheindelta A (2013–2015 1–3 Paare) und die Hegnebucht D (2013–2015 1 Paar) besiedelt. Der Purpurreiher benötigt grössere, überflutete Schilfkomplexe. Er bewohnt störungsarme Feuchtgebiete und seichte Uferbereiche von Seen, die einen breiten Schilfgürtel, kleine Weiher und Tümpel sowie ruhige Buchten aufweisen. Wichtig ist, dass der Wasserstand während der Brutzeit einigermassen konstant bleibt.

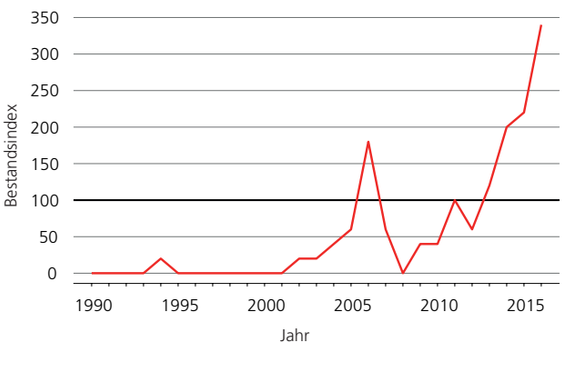
Der Purpurreiher wurde 1941 erstmals in der Schweiz als Brutvogel nachgewiesen. Ab 1949 bildeten sich in der Grande Cariçaie mehrere Kolonien; der höchste Bestand wurde 1955 mit 54 und 1961 mit 40–45 Brutpaaren erreicht [AtCH1, VdS]. Danach kam es auch zu Bruten ausserhalb des Neuenburgersees. Infolge der zweiten Juragewässerkorrektion sowie Dürreperioden im Sahel ging der Bestand in der Grande Cariçaie aber schnell zurück, und 1980–1983 lagen keine Bruthinweise mehr vor. Nach 1987 bestand nur noch in wenigen Jahren Brutverdacht [1, 2]. Erst seit 2002 ist dies wieder alljährlich der Fall (ausser 2008). Seither ist auch die Anzahl Bruten wieder deutlich angestiegen, und 2013–2016 wurden landesweit 6–17 Paare erfasst.

Ein Grund für die Wiederbesiedlung des Südufers des Neuenburgersees dürfte in der Ausweisung von Naturschutzgebieten und Bootsfahrverbotszonen sowie weiteren Schutz- und Pflegemassnahmen liegen. Diese bedeuten weniger Störungen im Uferbereich, wo der Purpurreiher häufig auf Nahrungssuche geht [1, 2]. Daneben begünstigt wohl auch der positive Trend in anderen Ländern Europas die Entwicklung in der Schweiz. Vor allem im westlichen Europa steigt der Bestand an, so in Norditalien, Frankreich, Deutschland und den Niederlanden [AtD, RLEU, 4, 5]. Aufgrund der Klimaerwärmung dürfte sich das Areal des Purpurreihers zudem nach Norden verschieben [ClimAt].

Peter Knaus

[1] Antoniazza (2018); [2] Antoniazza (in Vorb.); [3] Christen (2017b); [4] Fasola et al. (2010); [5] Jiguet (2017); [6] Müller (2017)





Brutpaare 2013–2016

6–20
2–5
1

Einzelne Punkte auf den Karten sind aus Schutzgründen verschoben



Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996

Zunahme
6–20
2–5
1
0

Abnahme
1
2–5
6–20



Patenschaft
Claudia Bauer

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Silberreiher

Ardea alba
Grande Aigrette
Airone bianco maggiore
irun alv
Great White Egret



Daniele Occhiato

Rote Liste –
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seite 195

Der Silberreiher kommt in Europa vor allem in der östlichen Hälfte vor, weiter westlich brütet er nur zerstreut. In der Schweiz nimmt die Anzahl Durchzügler und Überwinterer seit 1995 markant zu[9]. 2013 gelang der erste Brutnachweis bei Chevroux VD[5, 10]. Im Folgejahr gab es dort erneut Nestbauaktivitäten (P. Rapin)[7], ebenso bei Chavornay VD (D. Cosandier)[1]. 2015 wurde erneut bei Chevroux ein Paar mit Brutaktivitäten an einem Nest entdeckt (M. Zimmerli, P. Rapin)[2, 8]. 2016 blieben Bruthinweise aus. Der Silberreiher bevorzugt zur Brutzeit geschützte und seichte Uferbereiche, die von einem breiten Schilfgürtel umgeben sind.

Ab 1980 stieg der Brut- und Winterbestand in Europa massiv an. Seither hat sich der Silberreiher west- und nordwärts ausgebreitet und in 14 Ländern erstmals gebrütet[6]. In Frankreich gelang 1994 der erste Brutnachweis; 2016 waren es dort bereits gegen 500 Paare[3]. Auch am Neusiedlersee nahm der Silberreiher deutlich zu[4]. Zu den Gründen für diese Entwicklung zählen bessere Schutzmassnahmen, die verbesserte Nahrungsverfügbarkeit infolge von Eutrophierung, veränderter Fischereiwirtschaft und vermehrtem Reisanbau sowie die Verlagerung des Nahrungserwerbs auf Felder im Herbst und Winter (Kleinsäuger)[6].

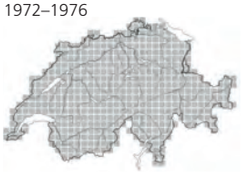
Peter Knaus

[1] Antoniazza (2015); [2] Antoniazza (2016b); [3] Dubois et al. (2017); [4] Dvorak et al. (2016); [5] Jeanmonod & Rapin (2014); [6] Ławicki (2014); [7] Müller (2015); [8] Müller (2016); [9] Sattler et al. (2017e–h); [10] Vallotton et al. (2014a–b)

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Gerda M. Tobler, Lengnau AG

Seidenreiher

Egretta garzetta
Aigrette garzette
Garzetta
irun da saida
Little Egret



Mathias Schäf

Rote Liste –
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 190, 195

In Europa hat der Seidenreiher seinen Schwerpunkt in der Region des Mittelmeers, des Schwarzen und des Kaspischen Meers. Er tritt in der Schweiz in stark schwankender Zahl auf. Seit 1990 häufen sich aber die Meldungen und es kommt vermehrt zu Brutzeit- und Herbstbeobachtungen sowie ersten Überwinterungen [10]. 2014 fand in einer Graureiherkolonie bei Zug der erste Brutversuch statt: Am 27. April trug ein Vogel Nistmaterial ein, dann war vom 10. Mai bis 7. Juni ein Paar an einem schwer einsehbaren Horst anwesend (D. & J. Kronauer, A. Huber, C. Monigatti, B. Walser) [8, 9].

Der Seidenreiher hat in Frankreich in den letzten 50 Jahren deutlich zugenommen und sein Areal nach Norden und ins Landesinnere (z.B. entlang der Loire) erweitert [AtF]. Im Elsass fand 2005 die erste Brut statt; seither brütet der Seidenreiher wenige Kilometer nördlich von Basel alljährlich mit 4–9 Paaren [4, 7]. Auch in Norditalien ist der Bestand stark angestiegen [6]. Seit 1998 brütet der Seidenreiher zudem in Österreich [1, 5]. In den Niederlanden fand die erste Brut 1978 statt, ein deutlicher Anstieg folgte dann in den Neunzigerjahren; kalte Winter führten neuerdings wieder zu einem Rückgang [2, 3]. Kurz- bis mittelfristig ist mit weiteren Brutversuchen in der Schweiz zu rechnen.

Peter Knaus

[1] Billinger (2004); [2] Boele et al. (2011); [3] Boele et al. (2015); [4] Dronneau & les observateurs de la LPO Alsace (2016); [5] Dvorak et al. (2016); [6] Fasola et al. (2010); [7] Leuzinger (2011); [8] Martinez & Maumary (2016a–b); [9] Müller (2015); [10] Sattler et al. (2017e–h)

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Kormoran

Phalacrocorax carbo
Grand Cormoran
Cormorano
cormoran
Great Cormorant



Christoph Meier-Zwicky

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1200–2100 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 147, 190, 319

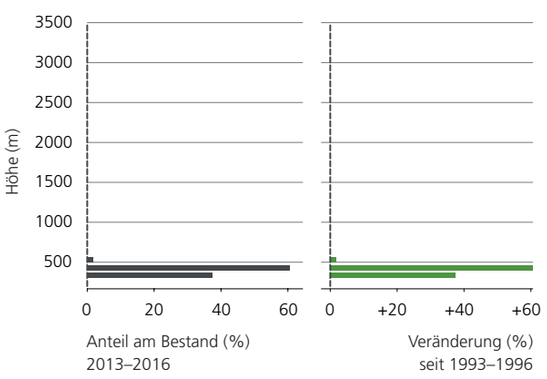
Die in der Schweiz vorkommenden Kormorane gehören zur im Binnenland brütenden Unterart *P. c. sinensis*. Der europäische Bestand des zuvor als Schädling verfolgten Fischfressers hat sich seit Mitte des 20. Jahrhunderts aufgrund von Schutzmassnahmen stark erholt. Gleichzeitig dehnte der Kormoran sein Areal immer stärker Richtung Süden aus [1].

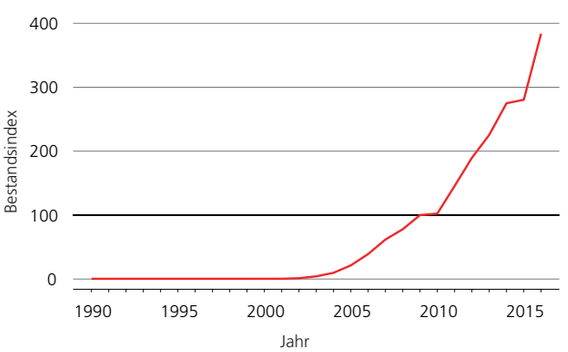
Der Bestandsanstieg insbesondere in Dänemark und den Niederlanden liess in den Achtzigerjahren in der Schweiz den Winterbestand stark zunehmen [5]. 2001 installierten sich dann die ersten Brutpaare auf den Inseln am Fanel BE/NE [4]. Rasch bildeten sich an Seen neue Kolonien in Baumgruppen, die bis heute existieren: 2005 am Zugersee und in den Bolle di Magadino TI, 2007 am Greifensee und die zweite Kolonie am Neuenburgersee in Champ-Pittet VD [3]. Seither ist die Dynamik grösser geworden. Die Kolonie am Baldeggersee bestand nur von 2007 bis 2013. Am Sempachersee (seit 2010 besiedelt) und am Zürichsee (seit 2011) wechselte der Kormoran die Koloniestandorte oder sie waren unregelmässig besetzt. Auch am Genfersee gab es mehrere Wechsel. Die erste Kolonie bestand von 2011 bis 2015 bei Bursinel VD. Neben der 2012 gegründeten Kolonie in den Grangettes VD gab es kleinere Ansiedlungen am Nordufer [2]. Im benachbarten Ausland siedelte sich der Kormoran ebenfalls an, insbesondere am Bodensee (seit 1997) [AtBo, AtD].

Von 2013 bis 2016 waren von den insgesamt 19 Koloniestandorten pro Jahr 11–13 besetzt. Mittlerweile brüten alle Kormorane auf Bäumen. Der Bestand stieg bis 2016 auf 2099 Paare an. Davon brütete die Hälfte (1171 Paare) am Neuenburgersee, 463 Paare nisteten am Genfersee. Die Wachstumsrate ist jedoch deutlich gesunken. Das höchste Potenzial für eine weitere Zunahme besteht wohl an den grossen Seen in Gebieten, wo der Zugang am Ufer für Menschen eingeschränkt ist und Seeschutzzonen Boote auf Distanz halten [2]. Es ist davon auszugehen, dass das Nahrungsangebot in den Schweizer Seen aufgrund der Nährstoffentwicklungen sowie die Verfügbarkeit an ungestörten Nistmöglichkeiten die Anzahl Brutpaare begrenzen wird. Europaweit breitet sich die Unterart *sinensis* in Mittel- und Südeuropa weiter aus. Insgesamt hat sich der Bestand dieser Unterart von 2006 bis 2012 aber kaum verändert [1].

Verena Keller

[1] Bregnballe et al. (2014); [2] Keller & Müller (2015); [3] Keller et al. (2012); [4] Rapin (2003); [5] Schifferli et al. (2005)

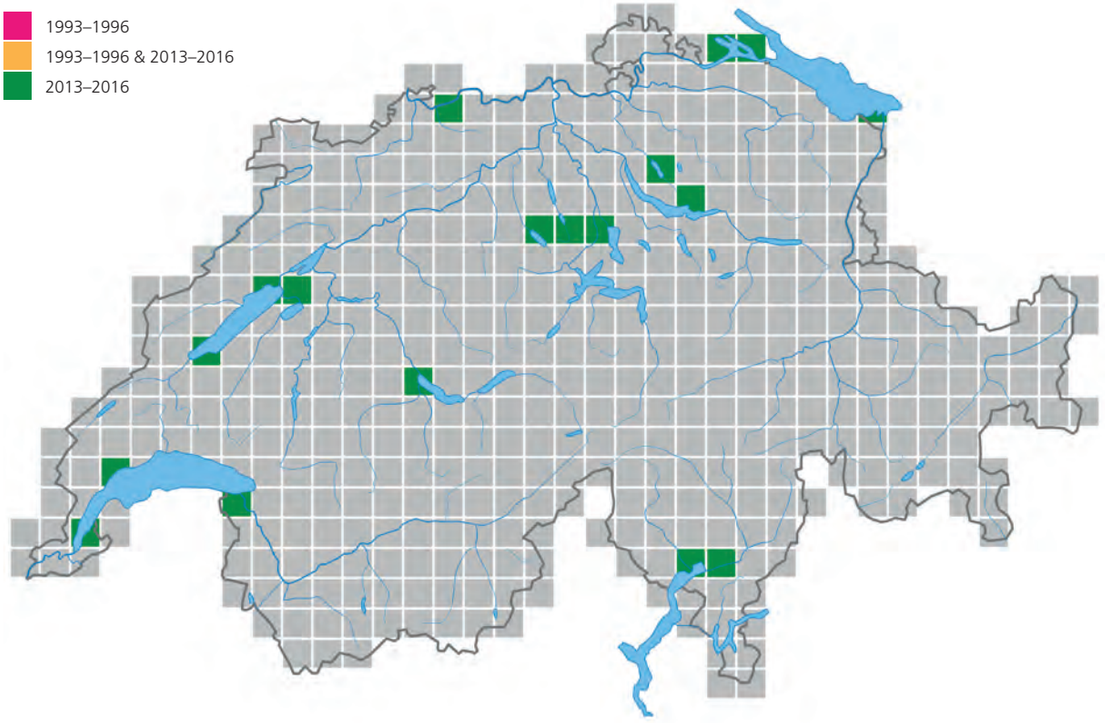




Brutpaare 2013–2016

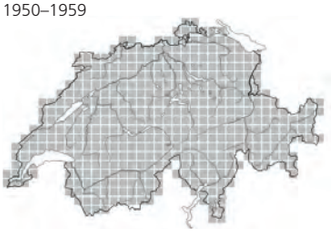


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

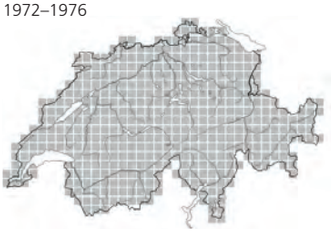


Patenschaft
Jürg Rohner, Reinach BL

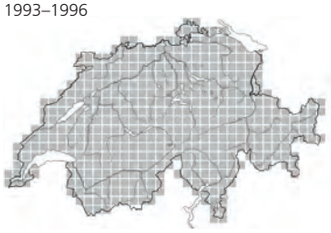
1950–1959



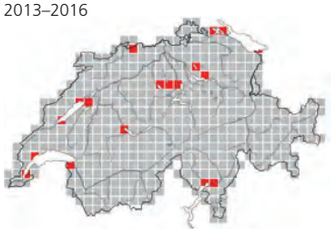
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Stelzenläufer

Himantopus himantopus
Échasse blanche
Cavaliere d'Italia
gambun pitschen
Black-winged Stilt



Mathias Schäf

Rote Liste –
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seite 369

Der Stelzenläufer kommt in Europa schwerpunktmässig im Süden vor. In der Schweiz gelang 2013 der erste Brutnachweis: Ab dem 15. Mai balzten am Flachsee Unterlunkhofen AG zwei Paare, und am 30. Mai wurde bei einem Paar ein Ei in einem Nest auf einer Insel entdeckt. Bereits am Folgetag wurde das Gelege vom Hochwasser überspült (M. Hüsler, A. Storensten, P. Roth et al.)[4, 6]. Ein ähnlicher Brutversuch fand schon 1965 am Fanel BE statt. Hier ging das Nest ebenfalls durch einen abrupten Pegelanstieg verloren, jedoch bevor ein Ei gelegt worden war[5]. Dieser Versuch galt daher nicht als Brut.

Der Stelzenläufer zeigt ein opportunistisches Brutverhalten und kann bei ungünstigen Bedingungen im traditionellen Brutgebiet auch abseits davon vorübergehend geeignete Habitate (z.B. vegetationsreiche Flachwasserzonen) besiedeln[3]. In jüngster Zeit hat er sein Brutgebiet in West- und Mitteleuropa ausgeweitet. So ist er in Österreich und in den Niederlanden mittlerweile ein regelmässiger Brutvogel[1, 2]. In Frankreich hat sich der Bestand seit 2000 mehr als verdoppelt und es kommt zu vermehrten Ansiedlungen im Binnenland[AtF]. Wenn der positive Bestandstrend in den Nachbarländern anhält, ist mit weiteren Brutversuchen in der Schweiz zu rechnen.

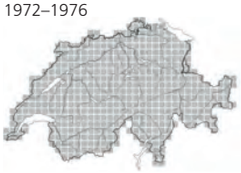
Peter Knaus

[1] Boele (2012); [2] Dvorak et al. (2016); [3] Figuerola (2007); [4] Müller & Volet (2014); [5] Thönen & Haueter (1969); [6] Vallotton et al. (2014a–b)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

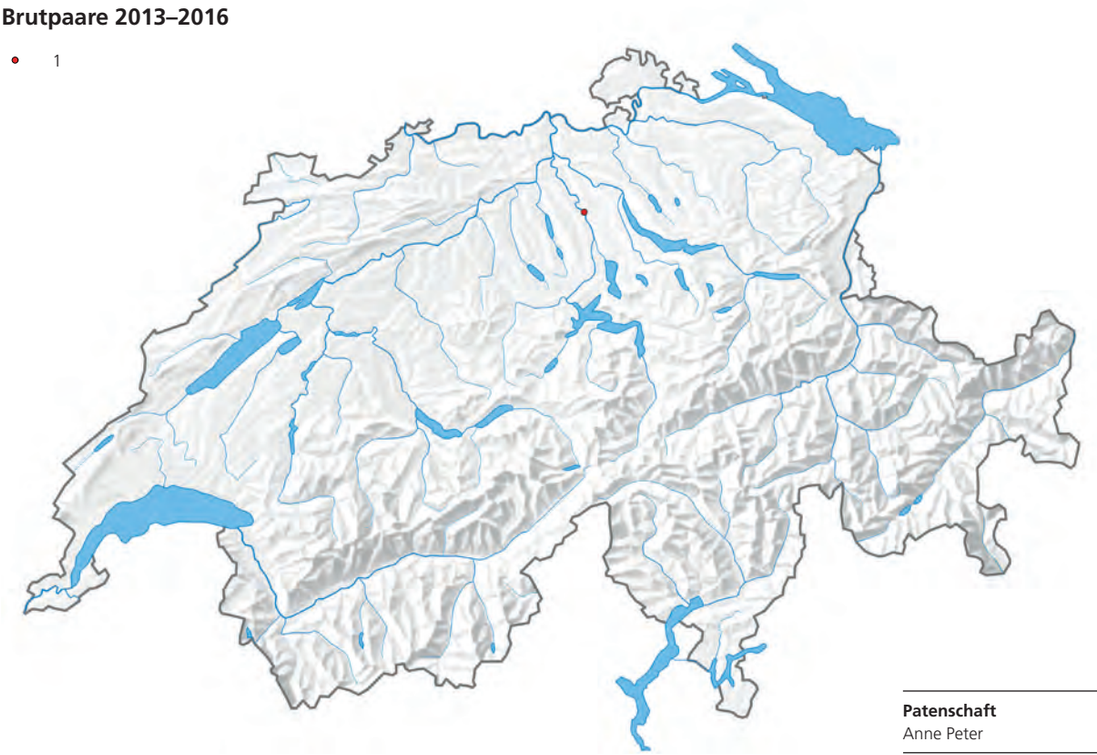


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Anne Peter

Mornellregenpfeifer

Eudromias morinellus
Pluvier guignard
Piviere tortolino
gravarel brin
Eurasian Dotterel



Markus Varesvuo

Rote Liste –
Bestand 1–3 Männchen (2013–2016)

Focus Seite 369

Der Mornellregenpfeifer besiedelt vor allem die Tundraregion. In kleiner Zahl brütet er auch in mittel- und südeuropäischen Gebirgen [11]. In der Schweiz gab es bis 2017 9 Brutnachweise in Graubünden. Die ersten gelangen 1965 auf dem Cassonsgrat [3] und 1998 bei S-chanf [6]. Ab 2012 wurden jährlich Bruten registriert: in der Region Flims 2012 [10], im Unterengadin 2012 [10], im Grenzgebiet Unterengadin – Österreich 2013 1 Familie, 2014 3–4 Familien (auf österreichischer Seite) und 2015 1 Familie [5, 7, 8] sowie im Grenzgebiet Oberengadin – Italien 2014 1 Familie (auf italienischer Seite), 2015 1 Familie, 2016 2–3 Familien (davon 1–2 auf italienischer Seite) und 2017 1 Familie [2, 7, 8, 9]. Zudem bestand 2015 Brutverdacht im Schweizerischen Nationalpark GR (M. Hammel) [8].

Die Brutplätze liegen zwischen 2600 und 2900 m auf steinigen breiten Kreten oder Hochebenen, die von lückiger Vegetation wie alpinen Rasen, Polsterfluren und Flechten durchsetzt sind. Die Abgeschiedenheit der Brutplätze und das heimliche Verhalten der Art lassen vermuten, dass nicht alle Bruten entdeckt werden [1].

Der europäische Bestand geht leicht zurück, womöglich wegen der Verfolgung in den nordafrikanischen Winterquartieren [RLEU]. Die Klimaerwärmung könnte sich ebenfalls negativ auswirken [RLEU, 4].

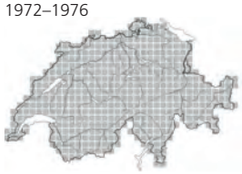
Claudia Müller

[1] Albegger et al. (2015); [2] Bassi et al. (2014); [3] Burnier (1965); [4] Hayhow et al. (2015); [5] Lentner (2016); [6] Meier-Zwicky (1999); [7] Müller (2015); [8] Müller (2016); [9] Müller (2017); [10] Müller-Derungs et al. (2014); [11] Valle & Scarton (1999)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

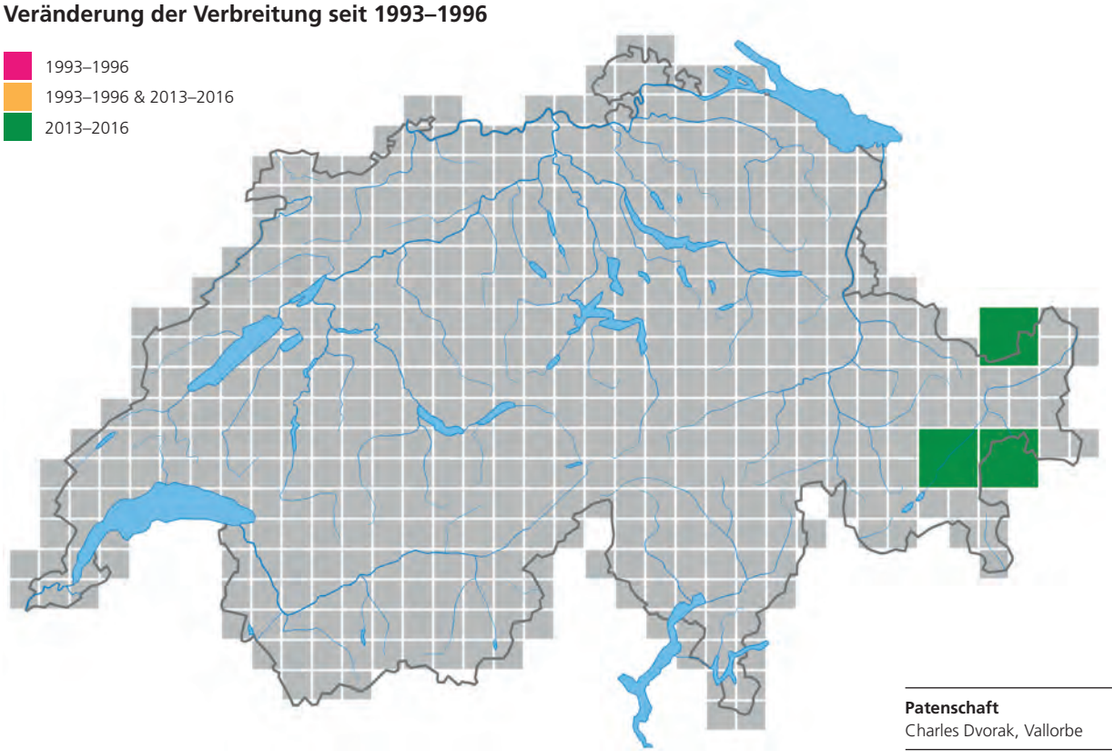


2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

1993–1996
1993–1996 & 2013–2016
2013–2016



Patenschaft
Charles Dvorak, Vallorbe

Flussregenpfeifer

Charadrius dubius
Petit Gravelot
Corriere piccolo
gravarel pitschen
Little Ringed Plover



Marcel Burkhardt

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 90–120 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 110, 208, 276

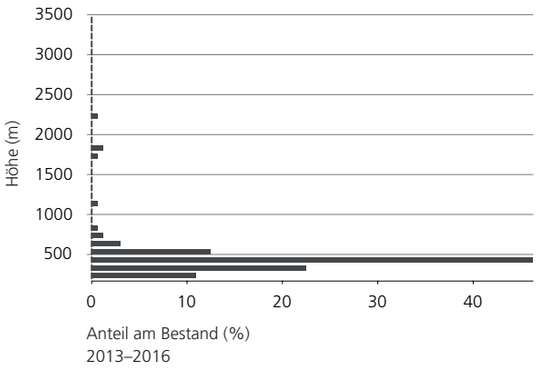
Der Flussregenpfeifer ist in der Schweiz ursprünglich ein Bewohner von Flussauen, lokal auch von Deltas und Seen und benötigt vegetationsarme Kies-, Sand- und Schlickinseln und -ufer. Diese Pionierart brütet auch auf anthropogen geprägten Flächen mit Rohböden wie Kiesgruben, Steinbrüchen, Deponien, Truppenübungsplätzen, Baustellen, feuchten Äckern sowie gelegentlich auch Flachdächern [VdS, 5, 7]. Aufgrund der starken Veränderungen, denen diese Habitate ausgesetzt sind, kommt es oft zu erheblichen kurzfristigen Fluktuationen der Vorkommen. So gingen die Anzahl offener und für die Art geeigneter Kiesgruben und die Fläche der Grubenböden seit 1993–1996 zurück. Diese instabile Situation widerspiegelt sich auf der Vergleichskarte. Aktuell lebt rund die Hälfte der Population an Flüssen, ein Drittel in Kiesgruben. Der Schwerpunkt liegt unterhalb von 600 m. Die Schweiz beherbergt wohl die höchstgelegenen Brutplätze Europas. Lange galt die Ova da Bernina oberhalb von Pontresina GR auf 1860 m als höchster Brutplatz [VdS]. Er wurde zwischenzeitlich abgelöst vom Lago Bianco GR auf 2240 m, wo es ab 2007 mehrfach zu Bruten kam [ID, 6].

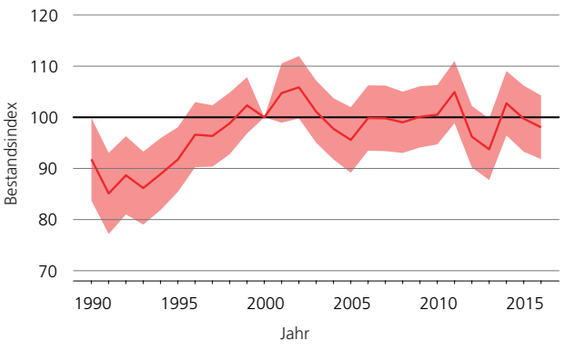
Die grösste Population lebt an einem rund 30 km langen Abschnitt des Alpenrheins zwischen Trübbach SG und Rüthi SG. In günstigen Jahren umfasst sie bis zu 30 Paare. Durch die Kanalisierung des Rheins sind die meisten Kiesbänke vom Ufer her zugänglich. Die vielen Hochwasser bewirken ein rascheres Ansteigen des Wasserpegels und die häufigere Überflutung der Kiesflächen als in einem Fluss mit natürlicher Breite. Die zahllosen Störungen durch Erholungssuchende, Prädation und Hochwasser führen zu einem massiv schwankenden Bestand und zu hohen Brutausfällen [2].

Dank der Anpassungsfähigkeit der Art dürfte sich der Bestand auch künftig in etwa halten, doch sind angesichts des hohen Erholungsdrucks entlang der Gewässer lokale Schutzzonen und andere Fördermassnahmen angezeigt. Verkürzte Umlaufzeiten in Kiesgruben, fehlende Pflege von Schutzgebieten oder zu wenig natürliche Dynamik an den Flüssen wegen Staustufen und Kanalisierung machen zusammen mit den vielen Hochwassern die Gesamtsituation schwierig. Flussrevitalisierungen führen nur dann zur langfristigen Ansiedlung des Flussregenpfeifers, wenn sie grosszügig konzipiert werden [1, 3, 4].

Hans Schmid

[1] Arlettaz et al. (2011); [2] Baiker (2015); [3] Baumann (2003); [4] Baumann (2005); [5] Savioz (2013); [6] Suter & Suter (2008); [7] Weber (2002)

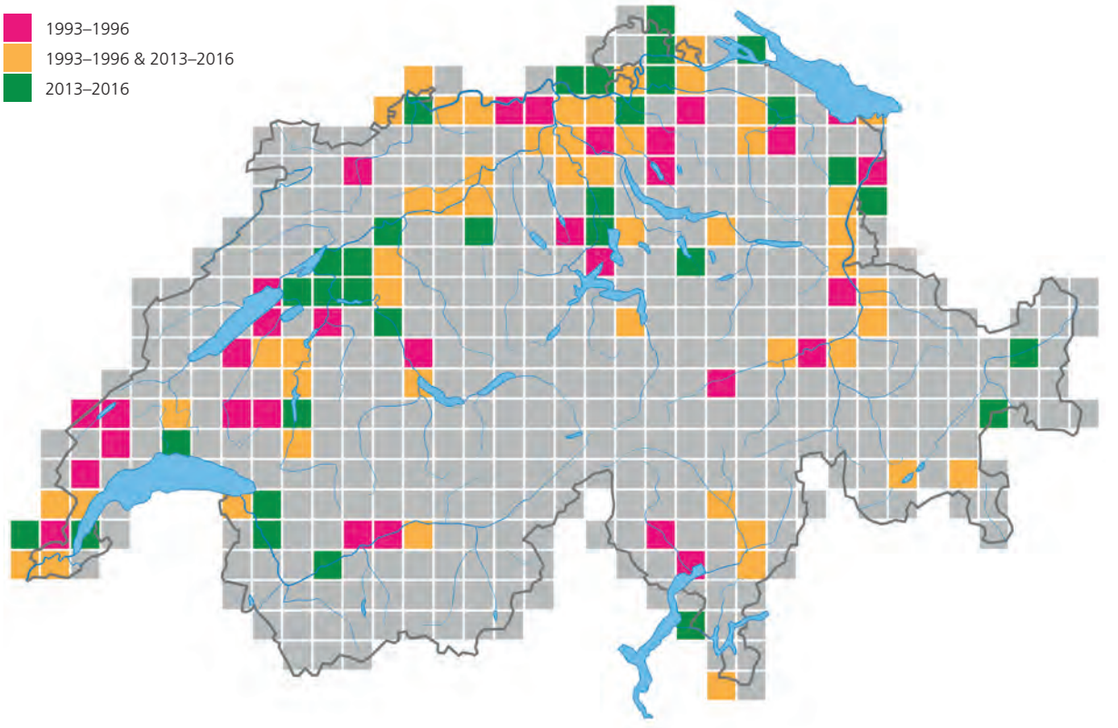




Reviere 2013–2016

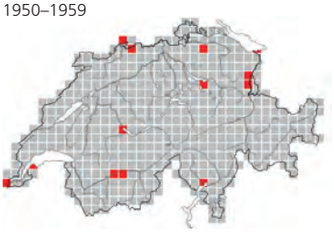


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

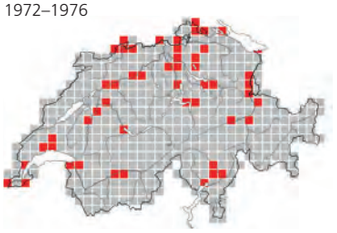


Patenschaft
André Schenker-Nay, München-stein

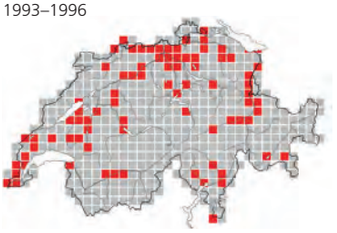
1950–1959



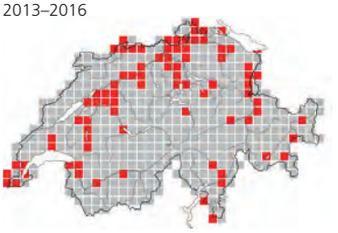
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Mit den Kiesbrütern geht es bachab

Flussregenpfeifer und Flussuferläufer, beides typische Auenarten, haben bei uns einen schweren Stand. Mit diversen Eingriffen hat der Mensch die Flüsse gezähmt und sie für die beiden Limikolenarten entwertet. Revitalisierungen allein garantieren noch keinen Erfolg, denn oft vereiteln Störungen durch Freizeitaktivitäten sowie Hochwasser Brutversuche.

Auf grösseren Kiesbänken unserer Flüsse finden Flussuferläufer und Flussregenpfeifer ihre Brutplätze. Der Flussuferläufer ist auf weitläufige, möglichst störungsarme, naturnahe Auen angewiesen. An Abschnitten mit geringer Fliessgeschwindigkeit werden feinere Sedimente wie Kies, Sand oder Schlick abgelagert, und in der aufkommenden Vegetation kann der Flussuferläufer sein Nest verstecken. Weil der heutige Zustand der Fliessgewässer seinen Ansprüchen mehrheitlich nicht mehr gerecht wird, kann er seinen Bestand kaum halten. Im Mittelland sind sämtliche Brutplätze längst verlassen.

Der Flussregenpfeifer hingegen ist als Pionierart in der Lage, nur kurzfristig bestehende, weitgehend vegetationsfreie Kiesflächen zu besiedeln und auf verschiedene, von menschlichen Aktivitäten stark geprägte Lebensräume auszuweichen (z.B. Kiesgruben, militärische Übungsplätze, Baustellen). Ursprünglich war auch er an natürliche, freifliessende Flüsse gebunden. Wegen menschlichen Eingriffen sind geeignete Kiesflächen zu einem grossen Teil verloren gegangen. So brütet nur noch etwa die Hälfte des Schweizer Bestands an Flüssen. In Bayern sind es gar weniger als 10 %, der Rest brütet in Ersatzlebensräumen[4, 7]. Auch wegen der geringen Bestände figurieren beide Arten in der Schweiz als «stark gefährdet» (EN) auf der Roten Liste[RLCH].

Massive Lebensraumverluste

Für typische Auenarten sind die Voraussetzungen an unseren Flüssen und ihren Mündungsgebieten in die Seen eher schwierig. Die Auen sind aufgrund der Topografie mehrheitlich eher klein und aufgrund der Fliessgeschwindigkeit wird vielerorts feineres Geschiebe mitgerissen statt abgelagert. Hohe Niederschlagsmengen, wie sie etwa bei Juni-Gewittern in den Bergen fallen, werden zu dieser Zeit oft durch die Schneeschmelze verstärkt. Dies fällt just in jene Zeit, die für das Brutgeschäft der Kiesbrüter entscheidend ist.

Zu diesen naturräumlich bedingten Schwierigkeiten kommen seit den ersten Flusskorrektionen im 18. Jahrhundert immer mehr Eingriffe durch den Menschen dazu: Kanalisierungen der Flussläufe, Bau von Kraftwerken und Infrastrukturanlagen, Einbau von Schwellen, Kiesabbau, Beeinflussung der Geschiebeablagerungen[5, 8]. Zu den Eingriffen ins Flussbett addiert sich die Problematik von Schwall und Sunk hinzu[10]. Diese kurzfristigen und erheblichen Schwankungen der Wasserstände, die durch die Nutzung der Wasserkraft entstehen, gefährden die Bruten zusätzlich. Spülungen zur Freihaltung des Gerinnes und der Prädationsdruck (z.B. durch Krähen und Füchse) stellen zusätzliche Bedrohungen dar. Nicht zuletzt sind Kiesbrüter häufig Opfer der zahllosen Störungen durch menschliche Freizeitaktivitäten verschiedenster Art.

Der Rhein, ein Eldorado für den Flussregenpfeifer?

Beispielhaft ist die Situation am Rhein zwischen Chur GR und Bodensee. Einst berüchtigt für die vielen Überschwemmungen wurde der Rhein ab 1861 in mehreren Etappen begradigt und eingedämmt. Heute ist er auf der ganzen Länge kanalisiert. In der Zwischenzeit haben sich zwischen Sargans SG und Rüthi SG viele Halbinseln gebildet. Während der Flussuferläufer wegen der fehlenden schützenden Vegetation auf den Kiesbänken hier höchstens ausnahmsweise einen Brutversuch wagt, sind diese Flächen attraktiv für den Flussregenpfeifer. Bei günstigem Wasserstand siedeln sich im April rund 30 Paare an[2]. Die Kanalisierung hat jedoch auch für den Flussregenpfeifer diverse Nachteile. Weil das Flussbett verengt ist, schwillt der Pegel schneller an, und mit der beginnenden Schneeschmelze werden rasch die ersten Kiesbänke überschwemmt. Und es können sich kaum Inseln bilden, die einen besseren Schutz vor menschlichen Störungen und vor Landraubtieren bieten würden. Der einzige Vorteil für den Flussregenpfeifer ist, dass die Kiesbänke durch die häufigen Überschwemmungen



Paul Hürlimann

Die Brutplätze an den Bergflüssen sind besonders hochwassergefährdet. Obwohl dieser Flussregenpfeifer im Kanderdelta BE lange auf seinem Gelege ausharrte, ging dieses letztlich doch verloren.



Hans Schmid

Die Kiesflächen des kanalisierten Rheins zwischen Trübbach SG und Rüthi SG beherbergen die grösste Brutpopulation des Flussregenpfeifers der Schweiz. Der Druck durch Erholungssuchende ist indes besonders gross. Wegen starker Wasserstandsschwankungen werden die Kiesbänke zudem häufig überflutet.

und durch reissendes Hochwasser weitgehend vegetationsfrei bleiben. Bestandsaufnahmen seit 1989 von H. Aemisegger lassen darauf schliessen, dass längst nicht in allen Jahren ausreichend Junge produziert werden können, um die natürlichen Abgänge auszugleichen.

Revitalisierungen könnten sich positiv auswirken

Seit der Jahrtausendwende wurden in der Schweiz in erster Linie aus Gründen des Hochwasserschutzes zahlreiche Flussabschnitte revitalisiert. In den nächsten Jahrzehnten soll den Gewässern zumindest ein Teil des Raums wieder zurückgegeben werden, der ihnen zuvor genommen wurde. Dies schreibt das 2011 revidierte Gewässerschutzgesetz vor. Von einzelnen solchen Revitalisierungen konnten die Kiesbrüter bereits profitieren[1, 3]: An den revitalisierten Abschnitten des Inn im Oberengadin GR hat sich der Flussuferläufer rasch eingestellt. Auch an der Moesa GR, am Rhein bei Felsberg GR, an der Kander BE und der Rhone VS (Pfynwald) hat der Flussuferläufer an revitalisierten Abschnitten mindestens in einzelnen Jahren gebrütet. Im Reussdelta UR und im Kanderdelta BE profitiert er ebenfalls von Renaturierungen. Hingegen reichten die bisherigen Bemühungen nicht, die Art wieder ins Mittelland zurückzubringen. Eine meist relativ geringe flächige Ausdehnung und ungenügende Besucherlenkung sind mitverantwortlich für die durchzogene Bilanz verschiedener Revitalisierungsprojekte. Wo es – wie etwa an der Thur – gelang, den Flussregenpfeifer anzusiedeln, muss ein hoher Aufwand zum Schutz der Brutplätze vor menschlichen Störungen betrieben werden[6]. Zudem erwiesen sich verschiedene Brutinseln für den Flussregenpfeifer nach wenigen Jahren als unbenutzbar, weil wegen mangelnder Pflege und zu geringer Dynamik rasch viel Vegetation aufkam[9]. Daher braucht es bei künftigen Revitalisierungsprojekten zusätzliche Anstrengungen, damit Kiesbrüter und weitere typische Auenbewohner wirklich profitieren und in Ruhe ihre Jungen aufziehen können.



Verena Döbelin

Bei Heustrich BE bildete die Kander ursprünglich eine grössere Aue. Sie wurde rigoros verbaut, doch ein Hochwasser 2005 riss den Damm weg. Im Winter 2010/2011 erfolgte eine grosszügige Revitalisierung. 2017 brütete hier der Flussuferläufer erfolgreich.

Hans Schmid

[1] Ayé et al. (2017); [2] Baiker (2015); [3] Baumann (2003); [4] Bezzel et al. (2005); [5] Fischer et al. (2015b–c); [6] Jaquier & Meyer (2013); [7] Ranftl (1994); [8] Schmid et al. (2010a–b); [9] Schmid et al. (2016); [10] Tonolla et al. (2017a–c)

Species Seiten 206, 218

Kiebitz

Vanellus vanellus
Vanneau huppé
Pavoncella
vanel
Northern Lapwing



Marcel Burkhardt

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 140–180 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 240, 284, 428

Der Kiebitz nutzt bei uns weithin offene, baumarme Landschaften, ursprünglich Feuchtgebiete wie Seggenriede, Feuchtwiesen oder Hochmoore. Sekundär besiedelt er auch Landwirtschaftsgebiete, vor allem Ackerland[3]. Charakteristisch für die Brutflächen ist eine niedrige, lückige Vegetation.

In der Schweiz besiedelt der Kiebitz punktuell die Niederungen des Mittellands. Den Alpenraum erreicht er in der unteren Rhoneebene VD/VS und im Rheintal, wo die Vorkommen in Vorarlberg[2, 7, 8] und Liechtenstein[AtFL] liegen.

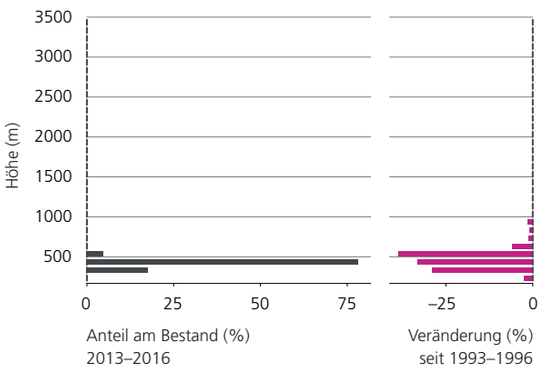
Zwei Drittel der 1993–1996 besetzten Atlasquadrate sind heute verwaist. Während Bruten bis 1690 m bekannt sind[AEn], liegen die aktuell höchsten Brutplätze auf 560 m im Ostergau LU und bei Rubigen BE. Der Bestand wurde 1972–1976 auf mindestens 1000 Paare[1] und 1993–1996 auf rund 450 Paare geschätzt[AtCH2]. 2005 erreichte er mit 83 Paaren seinen Tiefststand[15]. Dank Fördermassnahmen wuchs er bis 2015–2016 auf 175–180 Paare an[11, 12]. Die heutigen Vorkommen konzentrieren sich auf Acker- und Gemüseanbaugebiete (Wauwiler Ebene LU, Nuolener Ried SZ, Zürcher Oberland, Grosses Moos BE/FR, Rhoneebene), einige renaturierte Flächen (bernisches Mittelland, Reusstal AG) und wenige Feuchtgebiete (Neeracherried ZH, Frauenwinkel SZ). Einige Paare brüten auf Flachdächern[13, 15, 18].

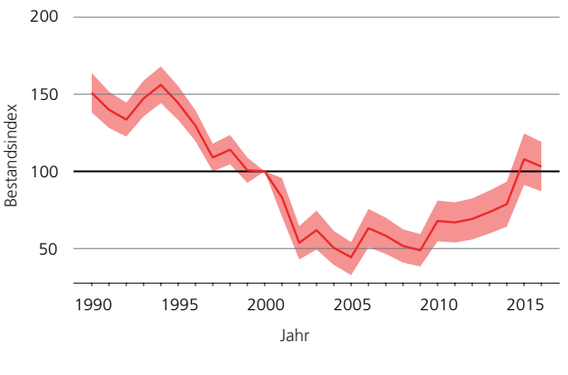
Auch regionale Erhebungen im Kanton Zürich (1988–2008)[AtZH] und am Bodensee (1980–2010)[AtBo] zeigen einen Bestandseinbruch von 70–85 %. Der Trend ist in weiten Teilen Mitteleuropas negativ[AtD, AtF, 17], was vor allem auf den für eine Bestandserhaltung ungenügenden Bruterfolg zurückzuführen ist[5, 8, 14]. Im Grün- und Ackerland gehen viele Gelege und Küken wegen der intensiven Bewirtschaftung der Flächen verloren. Auch Prädatoren verursachen bedeutende Verluste[16].

Der Kiebitz ist bei uns auf Fördermassnahmen angewiesen[4, 6, 9, 10, 12]. Im Landwirtschaftsland kann er sich nur erfolgreich fortpflanzen, wenn seine Nester und Küken bei der Bewirtschaftung der Felder und gegen Bodenprädatoren geschützt werden. Aber auch in den Feuchtgebieten sind Massnahmen gegen das Vegetationswachstum eine Voraussetzung für eine Ansiedlung, denn durch den hohen Nährstoffeintrag und aus klimatischen Gründen wächst die Vegetation vielerorts schnell und dicht auf.

Petra Horch

[1] Birrer & Schmid (1989); [2] Burtscher et al. (2017); [3] Glutz von Blotzheim (1959); [4] Horch et al. (2017); [5] Matter (1982); [6] Müller et al. (2009); [7] Puchta et al. (2009); [8] Puchta et al. (2011); [9] Puchta et al. (2012); [10] Rehsteiner & Spaar (2009); [11] Ritschard (2015b); [12] Ritschard (2017); [13] Ritschard & Villiger (2017); [14] Roodbergen et al. (2012); [15] Sattler et al. (2009); [16] Schifferli et al. (2009); [17] Teufelbauer & Seaman (2017); [18] Weggler (2009)

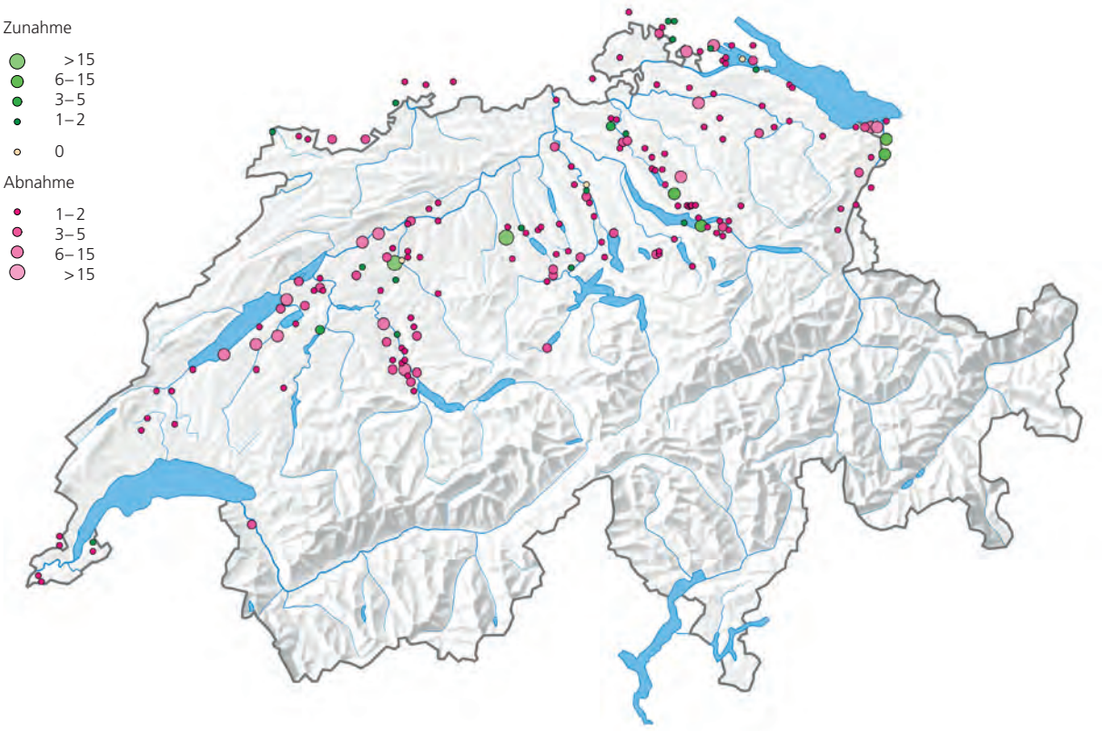




Brutpaare 2013–2016



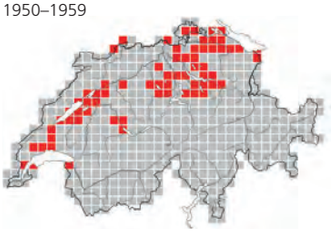
Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996



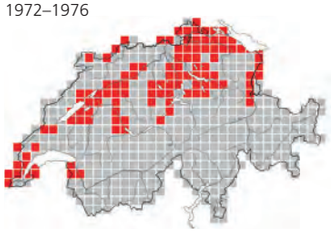
Patenschaft
Karin & Stefan Feller-Eichholzer
Steffen Gysel
Geneviève Loup

Ala
Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz

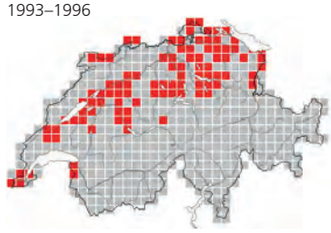
1950–1959



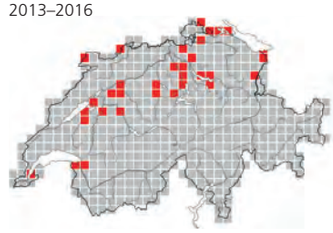
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Artenförderung ist nötig und lohnt sich!

Eine ganze Reihe gefährdeter Arten kann nur mit spezifischen, auf ihre ökologischen Ansprüche zugeschnittenen Massnahmen und Projekten erhalten werden. Seit 2003 verstärkt das Programm «Artenförderung Vögel Schweiz» die Anstrengungen zum Schutz ausgewählter Vogelarten. Die Resultate zeigen: Die Bemühungen zeitigen Erfolge!

Schon seit Längerem hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass erfolgreicher Naturschutz auf drei Ebenen angegangen werden muss:

1. Die Ebene «Habitate» umfasst die flächendeckende Förderung des Lebensraums, wie beispielsweise den naturnahen Waldbau oder die Biodiversitätsförderflächen in der Landwirtschaft.
2. «Gebiete» fokussiert auf Flächen mit einem Schutzstatus, wie die klassischen Naturschutzgebiete oder die geschützten Auen.
3. «Artenförderung» kommt dann ins Spiel, wenn Lebensraumförderung und Schutzgebiete allein nicht ausreichen, um eine Art zu erhalten [20].

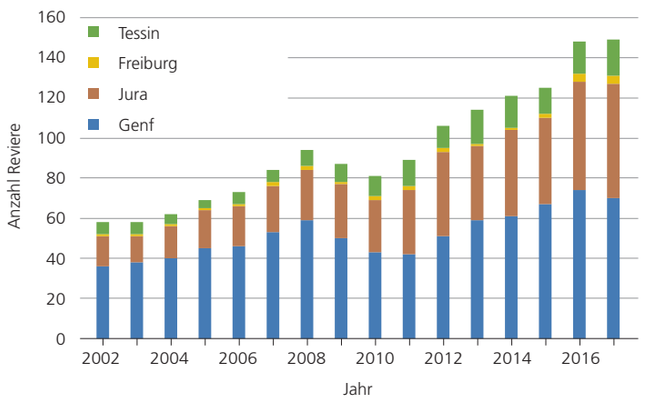
In der Artenförderung sollen spezifisch für jede Art Massnahmen zur Beseitigung der bestandslimitierenden Faktoren ergriffen werden. Viele der auf Artenförderung angewiesenen Arten kommen heute nur noch in kleinen, oft isolierten Beständen vor. Diese müssen erhalten und wenn möglich vergrössert werden. Auch eine Wiederbesiedlung von Potenzialgebieten ist anzustreben.

50 unserer regelmässig in der Schweiz brütenden Vogelarten sind auf Artenförderungsmassnahmen angewiesen [21]. Das 2003 von BirdLife Schweiz und der Schweizerischen Vogelwarte in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt BAFU gestartete Rahmenprogramm «Artenförderung Vögel Schweiz» entwickelt die Förderaktivitäten für diese sogenannten «Prioritätsarten Artenförderung» weiter und verstärkt die Umsetzung zusammen mit Partnern [19].

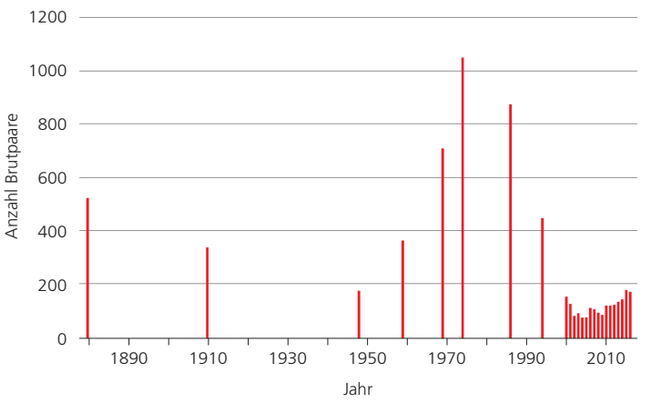
Artenförderung ist mehr als Nisthilfen anbieten!

Die klassische und einfachste Massnahme der Artenförderung besteht darin, das Angebot an geeigneten Brutplätzen zu erhöhen und zu unterhalten. Sie ist dort sinnvoll, wo genügend geeigneter Lebensraum für die Art vorhanden ist, aber das Brutplatzangebot nicht ausreicht. Nisthilfen werden beispielsweise zur Förderung von Schleiereule, Wiedehopf, Mauersegler, Mehlschwalbe und Dohle bereitgestellt [1, 9, 10, 18, 22]. Für Flussseeschwalbe und Lachmöwe helfen Brutflösse, Brutplattformen und Kiesinseln [2, 15]. Und vielerorts werden Brutplattformen für den Weissstorch angeboten [6].

Häufig mangelt es aber an ausreichender Lebensraumqualität. Für viele Prioritätsarten sind gezielte Massnahmen zur Aufwertung des Lebensraums nötig. So ist zur Förderung des Braunkehlchens die Erhaltung von ausgedehnten und spät geschnittenen Blumenwiesen wichtig. In Zusammenarbeit mit den Kantonen Wallis und Graubünden wurden wichtige Flächen als Wiesenbrüterfördergebiete ausgeschieden [4, 5]. Dem Kiebitz mangelt es im Ackerland an günstigen Flächen für das Brutgeschäft, und zudem sind die Prädation sowie die intensive landwirtschaftliche Bearbeitung verantwortlich für den ungenügenden Bruterfolg. Dank gezielten Massnahmen in verschiedenen Gebieten erholt sich der Kiebitzbestand seit 2009 wieder [14]. Den Obstgarten-Bewohnern wie Steinkauz, Wendehals und Gartenrotschwanz fehlt es oft weniger an Bäumen als an nährstoffarmen, insektenreichen Wiesen mit Kleinstrukturen und einer kleinparzellierten Nutzung zwischen den Bäumen, die auch offenen Boden für den Beutefang zulässt [8, 17]. In mehreren Projekten werden diese Lebensräume gefördert. Dem Auerhuhn fehlen störungsarme, offene und zwergstrauchreiche Bergwälder, dem Mittelspecht Wälder mit ausreichend grossen Eichen, anderen grobborkigen Bäumen und stehendem Totholz. Im Rahmen der Aktionspläne für diese beiden Arten wurden vielerorts



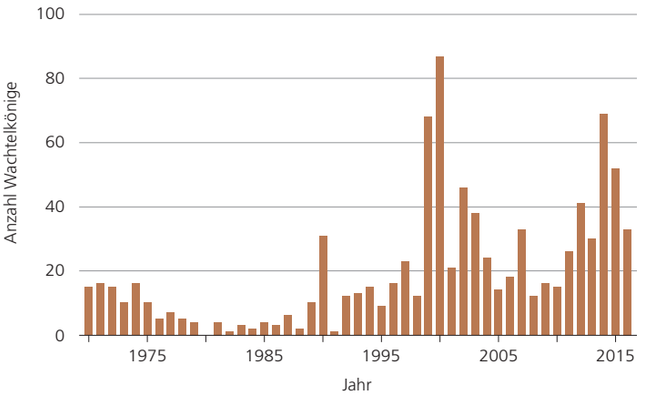
Entwicklung des Steinkauzbestands in den verschiedenen Regionen der Schweiz 2002–2017. Der Bestandsrückgang konnte um die Jahrtausendwende gestoppt werden. Dank intensiver Artenförderung und günstiger klimatischer Bedingungen hat der Steinkauz seither wieder deutlich zugelegt – wenn auch auf tiefem Niveau.



Die Entwicklung des Kiebitzbestands in der Schweiz 1880–2016 illustriert die wechselvolle Geschichte dieser Brutvogelart. Seit Mitte der Siebzigerjahre ging der Bestand massiv zurück. In den letzten Jahren wurde jedoch eine Trendumkehr erreicht.



Oliver Richter



Anzahl zur Brutzeit beobachteter Wachtelkönige in der Schweiz 1970–2016. Seit Beginn des Artenförderungsprojekts 1996 kann der Wachtelkönig wieder erfolgreich in der Schweiz brüten. Die höheren Bestände sind zum Teil aber auch auf andere Faktoren wie die erhöhte Suchtätigkeit und die Situation der Art in Europa zurückzuführen.

Arten wie der Wendehals brauchen offenen Boden, um an ihre Insektennahrung zu gelangen. In verschiedenen Förderprojekten werden deshalb lückige Vegetationsstrukturen geschaffen.

forstliche Eingriffe und Sonderwaldreservate realisiert, die den Lebensraum in prioritären Regionen fördern [11, 12]. Wichtige Auerhuhngebiete wurden dank Wildruhezonen mindestens im Winterhalbjahr beruhigt.

Partnerschaften sind entscheidend

Die Artenförderung ist mittlerweile gut in der Naturschutzpolitik der Schweiz verankert. Die Kantone haben auf der Basis der nationalen Konzepte ihre kantonalen Prioritäten abgeleitet. Die Kantone Wallis und Tessin erarbeiteten gemeinsam mit der Vogelwarte und BirdLife Schweiz kantonale Artenförderungskonzepte [13, 16]. Andere Kantone setzen kantonale Aktionspläne für einzelne Vogelarten um [7, 23, 24].

Ein zentraler Pfeiler der Artenförderung sind die unzähligen Freiwilligen und viele lokale Naturschutzvereine, die sich mit grossem Engagement und Fachwissen für Natur- und Artenschutzprojekte einsetzen. Diese regionale Verankerung der Förderprojekte über Personen, Institutionen und Behörden ist ein Schlüsselfaktor für den Erfolg.

Künftige Herausforderungen

Im Rahmen des Programms «Artenförderung Vögel Schweiz» wurden bis dato sieben nationale Aktionspläne für Brutvogelarten publiziert. Dank diesen Aktionsplänen sollen die Kantone und weitere Partner verstärkt für die Artenförderung gewonnen werden.

Die Resultate des Atlas 2013–2016 machen deutlich, dass die Artenförderung auch künftig eine wichtige Rolle im Schweizer Naturschutz einnehmen wird. Insbesondere die Vogelarten des Landwirtschaftsgebiets und der Fliessgewässer haben stark abgenommen. Trotz wichtiger Erfolge bei Auerhuhn, Kiebitz, Steinkauz, Wiedehopf und weiteren Arten bleiben die Bestände dieser Arten weiterhin verletzlich. Um sie langfristig zu sichern, muss die Artenförderung weitergeführt werden. Andere Arten werden in Zukunft neu in die Artenförderung aufgenommen werden müssen, da sie nach Bestandsrückgängen die entsprechenden Kriterien erfüllen. Im Aktionsplan «Strategie Biodiversität Schweiz» ist die Artenförderung als wichtige Sofortmassnahme vorgesehen [3]. Um diese dringenden Herausforderungen zu meistern, braucht es die nötigen finanziellen Mittel sowie gegenseitiges Verständnis und eine enge Zusammenarbeit zwischen Behörden, Naturschützern, Landbesitzern und Landnutzern. Weil Erfolge in der Artenförderung meist Zeit und viele Ressourcen brauchen, sind Artenförderungsprojekte umsichtig zu planen und mit einer Erfolgskontrolle zu begleiten.

Reto Spaar & Raffael Ayé

[1] Arlettaz et al. (2010c); [2] Beaud (2017); [3] Bundesamt für Umwelt (2017a)/Office fédéral de l'environnement (2017b)/Ufficio federale dell'ambiente (2017)/Federal Office for the Environment (2017); [4] Graf et al. (2014d); [5] Horch et al. (2015); [6] Kestenholz et al. (2010a–b); [7] Martinez (2016); [8] Meisser et al. (2016a–b); [9] Michler et al. (2015a–b); [10] Michler et al. (2016a–b); [11] Mollet et al. (2008a–b); [12] Pasinelli et al. (2008b–c); [13] Posse et al. (2011); [14] Ritschard (2017); [15] Robin (2014); [16] Scandolara & Lardelli (2007); [17] Schaub et al. (2010b); [18] Scholl (2016a–b); [19] Spaar & Ayé (2016a); [20] Spaar & Ayé (2016b–c); [21] Spaar et al. (2012a–b); [22] Strebel et al. (2012a–b); [23] Weggler (2004a); [24] Weggler (2004b)

Species

Seiten 108, 172, 178, 188, 210, 220, 230, 232, 238, 272, 280, 292, 330, 388, 470, 476

Grosser Brachvogel

Numenius arquata
Courlis cendré
Chiurlo maggiore
fliaun grond
Eurasian Curlew



Ralf Kistowski

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 0 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 319, 380

Die Schweiz liegt am südwestlichen Rand des Brutgebiets des Grossen Brachvogels. Dessen Bestand wurde 1960–1962 auf knapp 40 Paare beziffert[HVM], 1993–1996 waren es noch 3–4 Paare[AtCH2]. 2006 gelang schliesslich der letzte Brutnachweis am Südende des Sihlsees SZ[2]. Regelmässig kommt es noch zu Brutzeitbeobachtungen in ehemaligen Brutgebieten, Brutversuche bleiben aber aus. Im Vorarlberger Rheintal A hält sich noch ein kleiner Bestand, von dem 2013–2016 jährlich 2–3 Paare im Atlasperimeter brüteten[1]. Auch hier sinken aber die Zahlen[1]: 2016 waren es noch 13 Paare, von denen aber nur 8 brüteten[4].

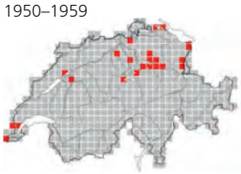
Der Grosse Brachvogel bevorzugt offene Streuwiesen und feuchte Mähwiesen mit Wasserlachen in grossen Riedgebieten der Niederungen. Auch wenn es bei uns heute noch einige grössere Riedflächen gibt, haben diese vielfach ein relativ dichtes Wegnetz, was immer wieder zu Störungen führt. Wie beim Kiebitz[1, 3] dürfte zudem der Prädationsdruck zu hoch gewesen sein. So war der Bruterfolg zuletzt sehr gering, aber die hohe Lebenserwartung und die Brutortstreue verzögerten die Aufgabe von Brutplätzen.

Das Areal des Grossen Brachvogels ist in Mittel- und Westeuropa mittlerweile sehr lückenhaft. Vielerorts haben die Bestände seit 1950 dramatisch abgenommen[RLEU].

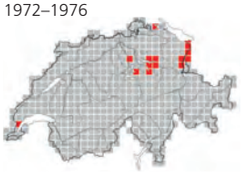
Peter Knaus

[1] Burtscher et al. (2017); [2] Glutz von Blotzheim (2007a); [3] Horch et al. (2016); [4] Knaus et al. (2016a)

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

1



Patenschaft
Ursula Jappert
Stephan Trösch, Schaffhausen

Bekassine

Gallinago gallinago
Bécassine des marais
Beccaccino
becassina da palì
Common Snipe



Marcel Burkhardt

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 380

Die Schweiz befindet sich am Südrand des Areals der Bekassine. Um 1960 dürfte der Bestand noch mindestens 80 Paare betragen haben [AtCH0]. Nach 1987 beschleunigte sich der Rückgang [7]. Auch am Bodensee kam es seit 1980 zu einem drastischen Bestandseinbruch von 98 % [AtBo].

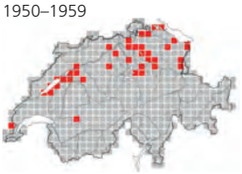
Seit 1993–1996 besetzt die Bekassine hierzulande bloss noch unregelmässig Reviere an jährlich 0–3 Orten. 2013–2016 waren es nur je ein Revier 2013 im Chablais de Cudrefin VD (P. Walser, P. Mosimann-Kampe, P. Lustenberger, F. Müller, M. Bowman) [6] und 2014 am Pfäffikersee ZH (W. Hunkeler) [5]. Im grenznahen Ausland traten meckernde Bekassinen im Wollmatinger Ried D (I. Stützle) [4], im Rheindelta A (seit 2015 verschwunden) und im Vorarlberger Rheintal A auf [2]. Die Bekassine brütet in grossen Feuchtgebieten mit von Schlenken, Gräben und Tümpeln durchsetzten Seggenriedbeständen.

Die verbleibenden Riedflächen in unserem Land weisen kaum mehr einen genügend hohen Grundwasserpegel auf, Nährstoffeinträge haben die Vegetation verändert und das recht dichte Wegnetz führt regelmässig zu Störungen [1, 3]. Weil auch die Bestände in den Nachbarländern [AtD, AtF] wie ebenso in vielen Ländern Europas [RLEU] abnehmen, besteht kaum Hoffnung, dass sich die Bekassine als Brutvogel in der Schweiz halten kann.

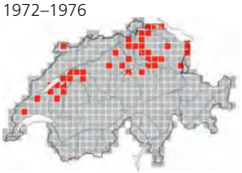
Peter Knaus

[1] BirdLife Schweiz & Stiftung Landschaftsschutz Schweiz SL (2017); [2] Burtscher et al. (2017); [3] Klaus (2007a–b); [4] Knaus et al. (2014); [5] Müller (2015); [6] Müller & Volet (2014); [7] Sattler et al. (2017e–h)

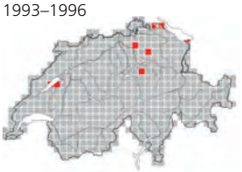
1950–1959



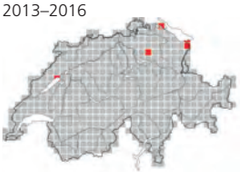
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

1



Patenschaft
Malima-Martha Vetsch, Lutzenberg

Waldschnepfe

Scolopax rusticola
Bécasse des bois
Beccaccia
becassa
Eurasian Woodcock



Jean-Lou Zimmermann

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 1000–4000 Männchen (2013–2016)

Focus Seite 142

Die Schweiz liegt am südlichen Arealrand der Waldschnepfe. Hierzulande besiedelt sie den zentralen und westlichen Jura, den Alpennordrand, Graubünden und, wenn auch lückiger, die westlichen Zentral- und die Südalpen. Balzende Männchen wurden von den tieferen Lagen um 500 m bei Niederbipp BE (M. Hammel) bis auf 2230 m bei Zernez GR (J. von Hirschheydt) beobachtet. Der höchstgelegene Brutnachweis stammt von Ennenda GL auf 1780 m (J. Marti).

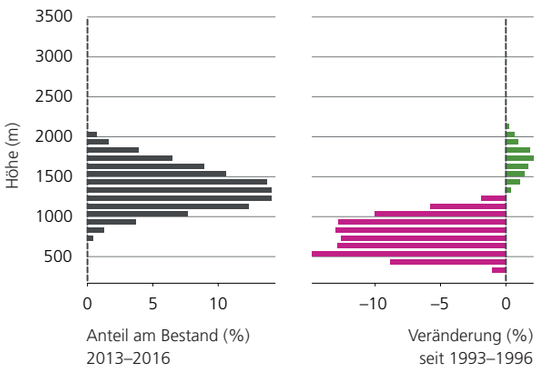
Die Waldschnepfe besiedelt grossflächig zusammenhängende Wälder und bevorzugt Bestände mit offener Baum-, aber gut entwickelter Strauchschicht [1]. Ausserdem scheint es eine Bevorzugung feuchterer, in der Regel nördlich exponierter Wälder zu geben [AtNE]. Allerdings beruhen solche Erkenntnisse bis heute ausschliesslich auf den Habitatpräferenzen der Männchen.

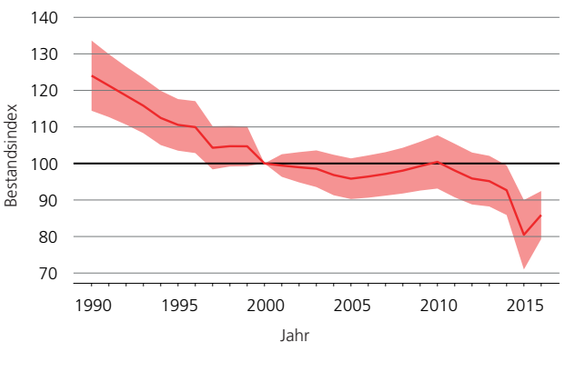
Seit 1993–1996 ist die Waldschnepfe aus Wäldern unterhalb von 900 m fast vollständig verschwunden, namentlich im Mittelland [7], aber auch im östlichen und nördlichen Jura [3]. Dagegen wurde die Waldschnepfe in einigen Atlasquadraten der Zentral- und Südalpen neu nachgewiesen. Diese erstmaligen Nachweise dürften eher auf eine artspezifische Suche in dieser Atlasperiode zurückzuführen sein als auf eine effektive Arealerweiterung [6]. Eine detaillierte Studie im Neuenburger Jura 1998–2000 erlaubte es, die Anzahl balzender Männchen für den Kanton Neuenburg auf 33–77 zu schätzen [4]. Im selben Gebiet wurde von 2000 bis 2010 ein rückläufiger Trend festgestellt und mehrere Balzplätze wurden verlassen [5].

In Frankreich und Deutschland scheinen die Bestände stabil zu sein [AtD, AtF], in Grossbritannien gehen sie stark zurück [2]. In Baden-Württemberg wurde ähnlich wie in der Schweiz ein deutlicher Rückgang in Wäldern der Tieflagen beobachtet, aber eine stabile Entwicklung in höher gelegenen Wäldern, vor allem im Schwarzwald [ABW]. Die Gründe für die starke Abnahme in den Tieflagen, die schon mindestens seit den Siebzigerjahren dokumentiert ist, sind im Wesentlichen unbekannt. Mögliche Ursachen sind negative Veränderungen der Wälder (z.B. Verdichtung durch Holzvorratszunahme), mehr Störungen, Prädation durch natürliche Feinde, additive Mortalität durch die Jagd sowie Abnahme der verfügbaren Nahrung (Regenwürmer) wegen Bodenversauerung durch sauren Regen [3].

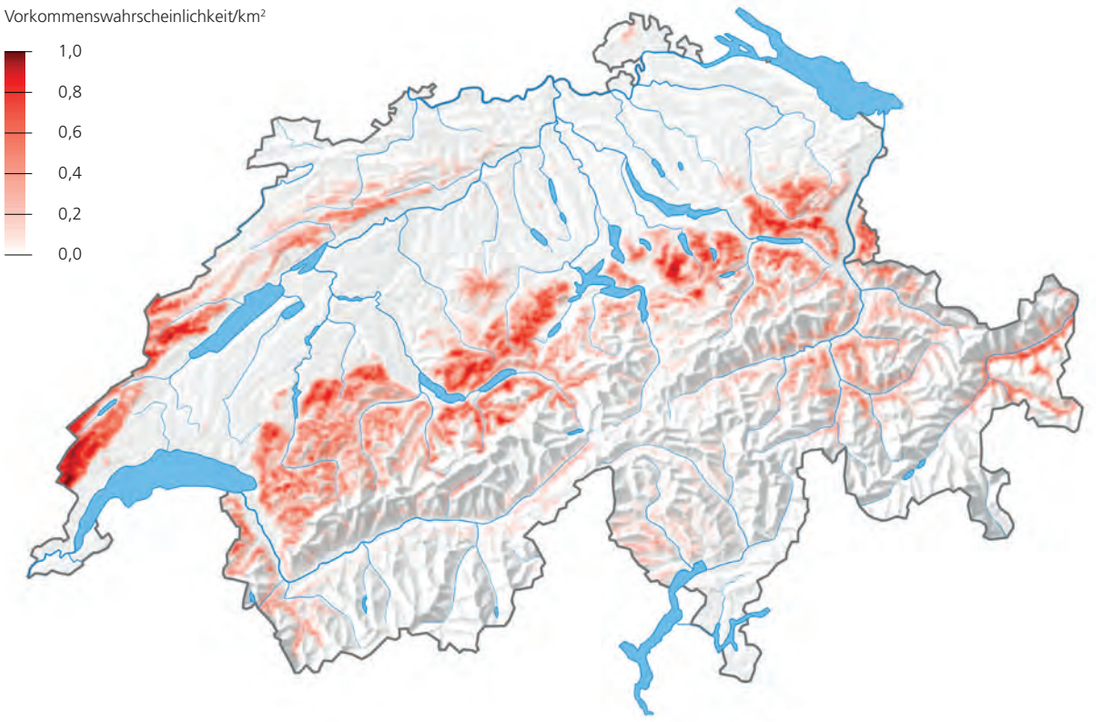
Pierre Mollet

[1] Brüngger & Estoppey (2008); [2] Heward et al. (2015); [3] Mollet (2015); [4] Mulhauser (2001); [5] Mulhauser & Zimmermann (2015); [6] Sattler & Strebel (2016); [7] Thiel (2013)

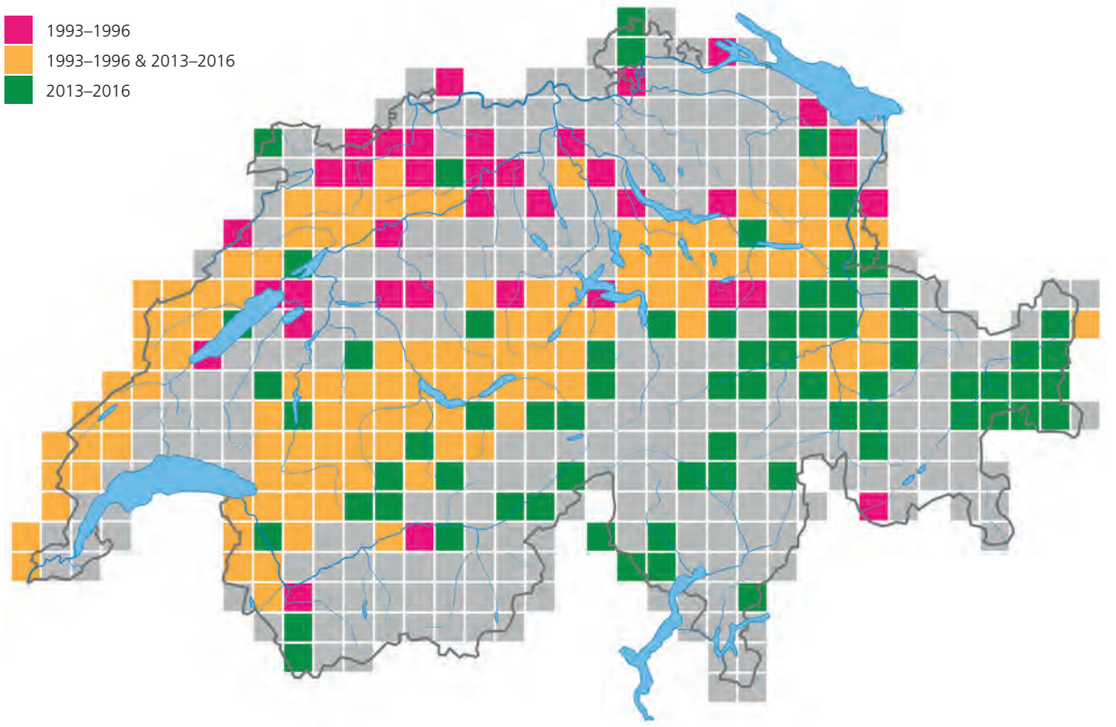




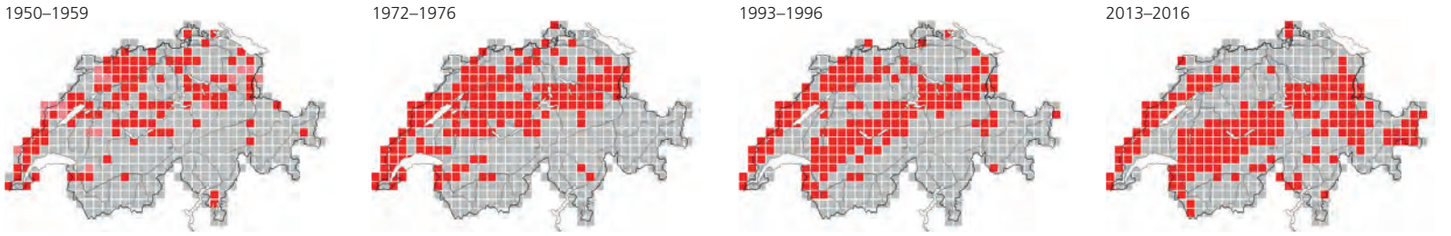
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Werner Schwaller, Olten



Flussuferläufer

Actitis hypoleucos
Chevalier guignette
Piro piro piccolo
rivaun cumin
Common Sandpiper



Beat Rüegger

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 70–90 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 110, 208, 319

Der Flussuferläufer hat seinen Verbreitungsschwerpunkt in Europa in der nördlicheren Hälfte. In der Schweiz besiedelte er bis in die Siebzigerjahre ausgedehnte Flussauen im Mittelland und in den Alpen. Seither wurde er aus dem Mittelland als Brutvogel verdrängt, und auch im Alpenraum zeigen sich deutliche Rückgangserscheinungen [5, 7].

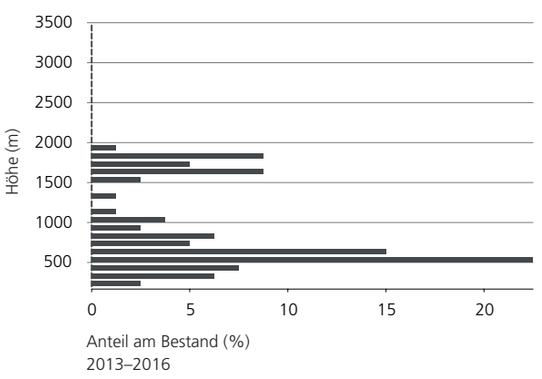
Im Vergleich zu 1993–1996 konnte der Flussuferläufer in den besten Gebieten zwar bestätigt werden, jedoch zeigt sich ein Rückgang in den weniger guten Auenlandschaften. Dies ist aber zu relativieren, weil frühe Hochwasser die Ansiedlung in den Jahren 2015 und 2016 teilweise verhindert und die Kontrollen erschwert haben dürften. Der Kanton Graubünden beherbergt aktuell mehr als die Hälfte des Bestands. Das höchstgelegene regelmässig besetzte Brutgebiet ist die Ova da Bernina GR auf etwa 1860 m. Die höchsten Brutnachweise gelangen beim Berninapass GR auf 2090 m [AEn, VdS]. Ausserhalb des Engadins GR und seiner Nebentäler brütet der Flussuferläufer kaum oberhalb von 1200 m; nur im Goms VS und an der Furkareuss UR nistet er regelmässig in Höhen um 1300 bzw. 1500 m.

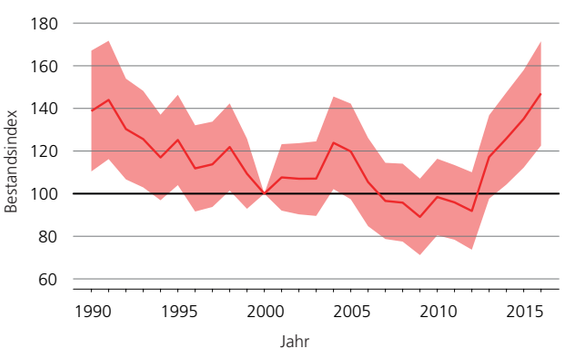
Der Flussuferläufer benötigt grossflächige Flussauen mit eher langsam fliessenden Flussarmen. Hier lagern sich Kies-, Sand- und Schlickbänke mit einem höheren Anteil von feinerem Material ab, und es entwickelt sich eine Pioniervegetation, die für den Neststandort und als Rückzugsgebiet für die Jungen entscheidend ist. An geeigneten Flussabschnitten finden wir ungefähr 1 Paar/km, mit einem Maximum von etwa 2,5 Paaren/km. An speziell geeigneten Stellen kann es auch zu fast kolonieartigem Brüten kommen [4].

Natürliche Gefahren wie Hochwasser und Prädation sowie vom Menschen verursachte Probleme wie ein grosser Druck durch Erholungssuchende, Flusskanalisierungen, Schwall- und Sunkbetrieb der Kraftwerke sowie Kiesausbeutung beeinträchtigen das Brutgeschäft des Flussuferläufers [5]. Einen Hoffnungsschimmer bedeuten Revitalisierungen an grösseren Flüssen, vorausgesetzt die Besucherlenkung und die Schaffung störungsarmer Räume werden genügend berücksichtigt. Mehrere Beispiele an Kander BE, Rhone VS, Reuss UR, Rhein GR, Moesa GR und Inn GR zeigen, dass Flussuferläufer solche Abschnitte rasch besiedeln und dort wieder erfolgreich brüten können [AGR, 1, 2, 3, 6].

Hans Schmid

[1] Arlettaz et al. (2011); [2] Ayé et al. (2017); [3] Baumann (2003); [4] Müller (1975); [5] Schmid et al. (2010a–b); [6] Schmid et al. (2016); [7] Zanini et al. (2009)





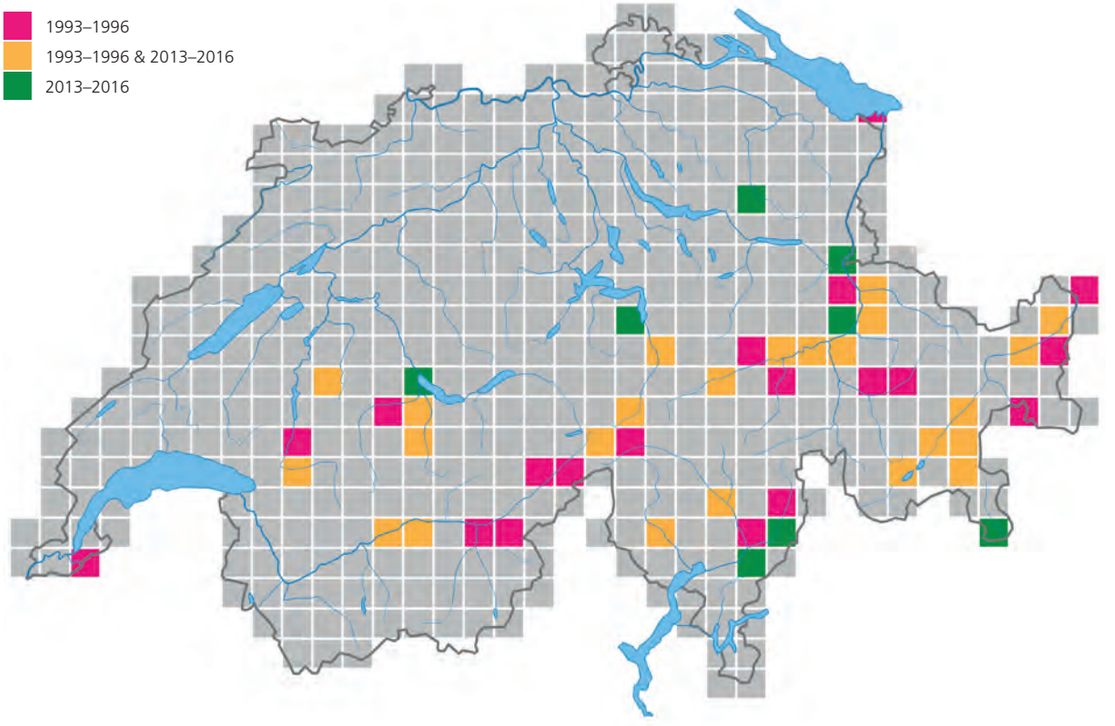
Reviere 2013–2016

2–5
1



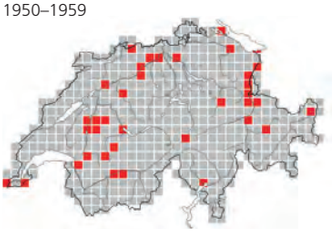
Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

1993–1996
1993–1996 & 2013–2016
2013–2016

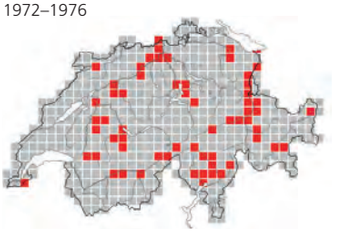


Patenschaft
Malima-Martha Vetsch, Lutzenberg

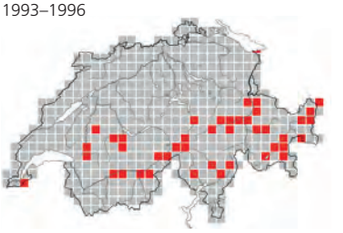
1950–1959



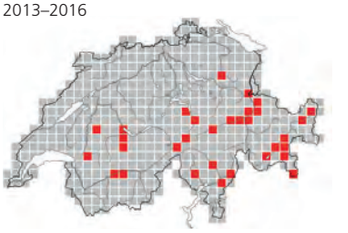
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Lachmöwe

Larus ridibundus
Mouette rieuse
Gabbiano comune
muetta rienta
Black-headed Gull



Markus Varesvuo

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 560–800 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 229, 380

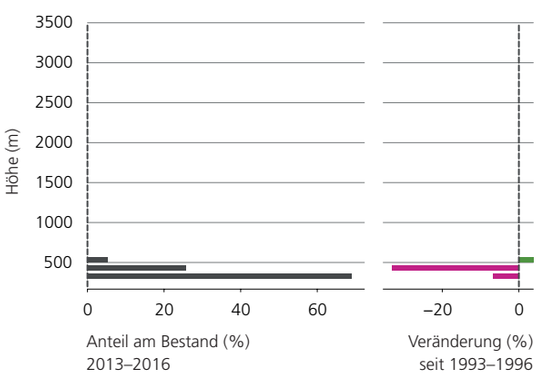
Die Lachmöwe brütet in der Schweiz an wenigen Seen und Feuchtgebieten im Mittelland. Die aktuellen Brutplätze liegen auf Flössen und Plattformen, aber auch auf künstlich angelegten Inseln, Molen, Dämmen und selten in überspülten Riedwiesen. 2013–2016 waren es jährlich 563–800 Paare in 14–16 Kolonien[8, 9]. Die grössten Kolonien 2013–2016 befanden sich am Greifensee, in den Grangettes VD, bei Cheseaux-Noréaz VD und bei Rapperswil SG. Im Rheindelta A brüteten überdies insgesamt 930–1450 Paare (D. Bruderer)[6]. Die meisten Brutplätze liegen unterhalb von 500 m. Bemerkenswert ist ein Brutversuch 1999 am Lac de Joux VD auf 1005 m[VdS].

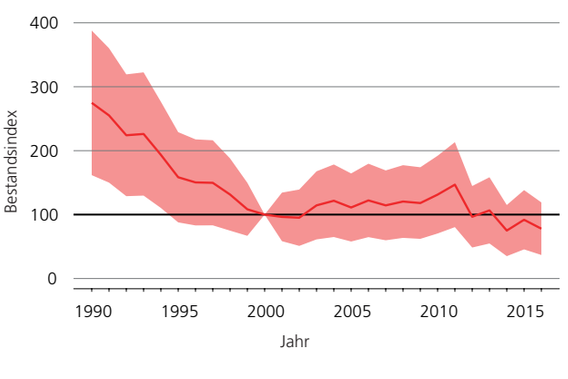
Der Bestand in unserem Land nahm im 20. Jahrhundert stetig zu und kulminierte 1980 mit 3800 Paaren[HVM]. Danach ging er wieder zurück, lag 1993–1996 bei 1300–1800 Paaren[AtCH2] und stabilisierte sich ab 2000 bei etwa 800 Paaren[9]. Ein Teil der grössten Kolonie von 1993–1996 am Fanel BE/NE verlagerte sich seither zuerst auf die Wellenbrecher bei Cheseaux-Noréaz (maximal 270 Paare 2004) und dann auf die Kiesinseln bei Vaumarcus NE (maximal 536 Paare 2011). In der Ostschweiz wurde der Brutplatz im Kaltbrunner Riet SG 2010 aufgegeben, während die Kiesinsel bei Rapperswil (maximal 285 Paare 2007) und die Flösse am Greifensee besiedelt wurden (maximal 194 Paare 2013). Am Bodensee haben sich die Bestände zwischen 1980 und 2010 halbiert[AtBo]. In Europa sind sie bis etwa 1990 stark angestiegen, haben seither aber wieder um knapp 50 % abgenommen[AtD, AtF, EBCC, RLEU, 3].

Eine dynamische Entwicklung mit Kolonieaufgaben, Neugründungen und Umsiedlungen ist für die Lachmöwe charakteristisch[AtD, HVM, 4]. Brutplatzkonkurrenz mit der Mittelmeermöwe scheint die Bestände lokal zu beeinflussen[1, 2, 5, 7, 10, 11]. So haben sich die Brutplätze in den letzten 20 Jahren zunehmend von Kiesinseln auf Plattformen und Flösse verschoben, wo der Bruterfolg meist besser ist als an anderen Brutorten. Die Lachmöwe ist damit in der Schweiz zunehmend auf künstliche Bruthilfen angewiesen, die regelmässig unterhalten werden müssen. Der europaweite Rückgang seit den Achtzigerjahren, der sich auch auf die Schweiz auswirken dürfte, wird mit dem Mangel an Jungvogelnahrung infolge der landwirtschaftlichen Intensivierung in Verbindung gebracht[3, 4].

Claudia Müller

[1] Antoniazza (in Vorb.); [2] Beaud (2017); [3] Bellebaum (2002); [4] Francesiaz et al. (2017); [5] Keller & Zbinden (1998); [6] Knaus et al. (2016a); [7] Monnier (1998); [8] Müller (2017); [9] Sattler et al. (2015a–d); [10] Skórka et al. (2012); [11] Spiess et al. (2008)





Brutpaare 2013–2016



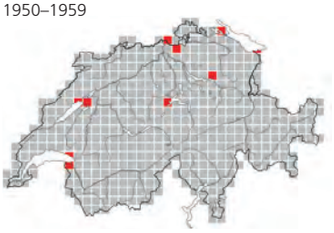
Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996



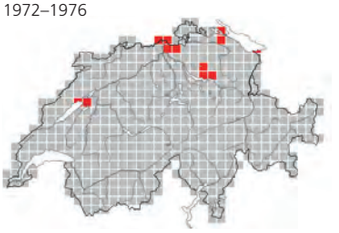
Patenschaft



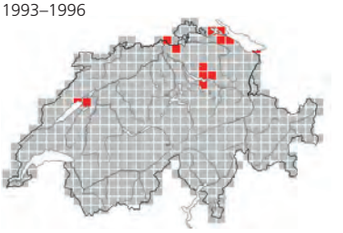
1950–1959



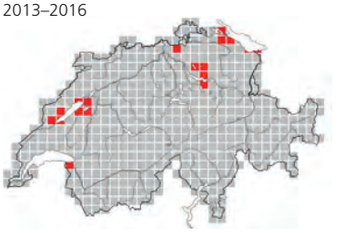
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Schwarzkopfmöwe

Larus melanocephalus
Mouette mélanocéphale
Gabbiano corallino
muetta dal chau nair
Mediterranean Gull



Markus Varesvuo

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 0–5 Paare (2013–2016)

Focus Seite 319

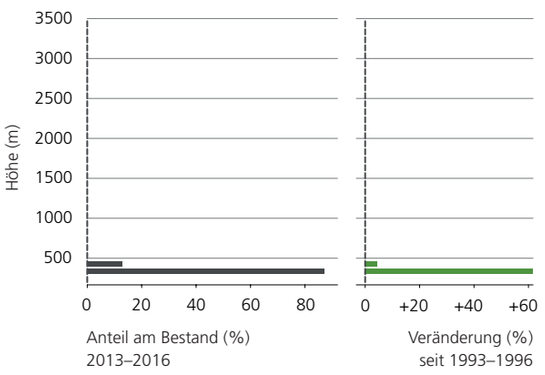
Der Verbreitungsschwerpunkt der Schwarzkopfmöwe liegt am Schwarzen und Asowschen Meer. Zerstreut brütet sie zudem über ganz Europa bis zur Nord- und Ostsee. Infolge einer Arealausweitung Richtung Norden und Westen ab den Fünfzigerjahren von der Schwarzmeerküste und Südosteuropa her[2, 12] wurde 1969 auch die Schweiz besiedelt (erster Brutnachweis im Kaltbrunner Riet SG)[1]. In der Folge gab es vereinzelte und ab 1993 ziemlich regelmässige Bruten, stets in oder am Rand von Lachmöwenkolonien. Zwischen 1973 und 2008 brüteten in 11 Jahren jeweils 1–3 Paare am Fanel BE/NE, zwischen 2003 und 2012 (ausser 2011) waren es jährlich 1–4 Paare bei Rapperswil SG sowie 2007 und 2009 2–4 Paare bei Vaumarcus NE[AtCH2, VdS, 8, 9, 13]. 2013–2016 nisteten 2013 2 Paare am Fanel (P. Mosimann-Kampe, J. Hassler)[10] und 3 Paare bei Cheseaux-Noréaz VD (M. Antoniazza)[10] sowie 2016 1 Paar am Greifensee (H. Hächler, P. J. Brändli, H.-U. Dössegger)[7]. Zudem bestand 2014 Brutverdacht bei 2 Paaren in den Grangettes VD (M. Peterz, D. Landenbergue, W. Strahm). 2017 brütete dann 1 Paar wieder bei Vaumarcus (H. Joly, M. Antoniazza).

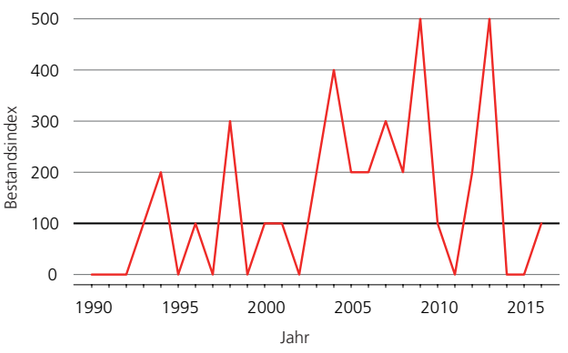
Am Bodensee gelang 1988 im Rheindelta A der erste Brutnachweis auf den Kiesinseln[ABo3]. Danach gab es hier mit Ausnahme von 2001, 2010 und 2012 jährlich jeweils 1–8 Bruten. 2013 nistete 1 Paar, 2014 waren es 7 Paare, 2015 11 Paare, 2016 sogar 24 Paare und 2017 noch 14 Paare (D. Bruderer)[4, 5, 11]. Auf der deutschen Bodenseeseite erfolgten bisher zwei Bruten: 1988 im Wollmatinger Ried[ABo3] und 2001 an der Radolfzeller Aachmündung (S. Schuster)[3].

Der zukünftige Bestandstrend der Schwarzkopfmöwe dürfte auch von der weiteren Entwicklung der Lachmöwe abhängen. Europaweit ist die Tendenz seit 2000 negativ. Der Grund liegt im Rückgang der Bestands in der Ukraine, der im Jahr 2000 fast 90 % der europäischen Population beherbergte, und anderer Länder in Osteuropa mit kleineren Beständen (Russland, Weissrussland, Griechenland)[RLEU]. In Mittel- und Westeuropa nehmen die vergleichsweise kleinen Bestände seit 1980 teils deutlich zu[AtD, AtF, AtGB, RLEU, 6]. Die Verfügbarkeit von Brutplätzen, der Schutz der Möwenkolonien vor Störungen und Prädatoren wie Ratten und Füchse ist entscheidend für den Fortbestand der Schwarzkopfmöwe, ebenso die Ernährungsmöglichkeiten in der Umgebung der Kolonien, insbesondere im Grünland.

Claudia Müller

[1] Anderegg (1969); [2] Boschert (2002); [3] Jacoby et al. (2001); [4] Knaus et al. (2015); [5] Knaus et al. (2017); [6] Laber et al. (2016); [7] Müller (2017); [8] Müller & Volet (2010); [9] Müller & Volet (2013); [10] Müller & Volet (2014); [11] Trösch et al. (2013c); [12] van Impe (2005); [13] Volet & Gerber (2009)





Brutpaare 2013–2016

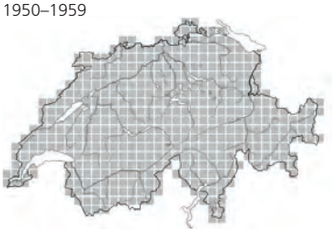


Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996



Patenschaft
Daniel Bruderer, Egnach

1950–1959



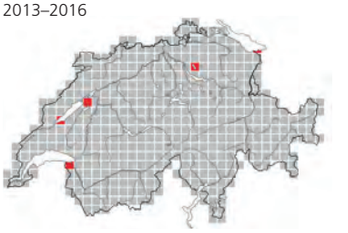
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Sturmmöwe

Larus canus
Goéland cendré
Gavina
muetta da tschendra
Mew Gull



Mathias Schäf

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 0–3 Paare (2013–2016)

Focus –

Infolge einer Bestandszunahme in Nordeuropa im 20. Jahrhundert breitete sich die Sturmmöwe Richtung Mitteleuropa aus, und es entstanden kleinere Vorkommen an Feuchtgebieten im Binnenland [HVM, VdS]. 1966 gelang der erste Brutnachweis in der Schweiz am Fanel BE/NE [10]. In der Folge brüteten dort jährlich bis 1996 (ausser 1988) und nochmals 2000 1–5 Paare, nur 1971–1987 waren es stets jeweils 3–7 Paare [AtCH2, 4]. 2007–2011 nisteten 1–3 Paare bei Vaumarcus NE, wo auch 2013–2014 1–2 Paare brüteten (H. Joly) [5, 8]. 2012–2013 wurde ein Brutpaar bei Cheseaux-Noréaz VD festgestellt (M. Antoniazza) [7, 8]. Zudem nistete 2011 ein Paar vor Steinach SG (F. Portala, C. Thielen, R. Jenni) [6]. Seit 2015 wurden keine Bruten mehr bekannt. Auch der Winterbestand in der Schweiz ist deutlich rückläufig [9].

Am Bodensee gab es im Rheindelta A seit dem ersten Brutnachweis 1959 [AtCH1] regelmässig 1–4 Brutpaare [ABo3, VdS]. 2013 brüteten in diesem Gebiet 4 Paare, 2015–2017 war es jeweils ein Paar (D. Bruderer) [2, 3, 11]. In Deutschland nahm der Bestand bis 2000 zu, seither ist er konstant [AtD]. Die kleine Population in Frankreich war in den letzten Jahrzehnten stabil. Seit 1966 gibt es ein kleines Vorkommen an der Dransemündung am Genfersee [AtF, 1]. Europaweit überwiegen eher die Bestandsabnahmen [RLEU].

Claudia Müller

[1] Camberlein (2010); [2] Knaus et al. (2015); [3] Knaus et al. (2017); [4] Monnier (1998); [5] Müller (2015); [6] Müller & Volet (2012); [7] Müller & Volet (2013); [8] Müller & Volet (2014); [9] Sattler et al. (2015a–d); [10] Thönen & Roux (1967)/Roux & Thönen (1967); [11] Trösch et al. (2013c)

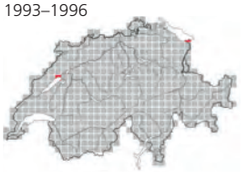
1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Claudia Geiger

Heringsmöwe

Larus fuscus
Goéland brun
Zafferano
muetta fustga
Lesser Black-backed Gull



Mathias Schäf

Rote Liste –
Bestand 0 Paare (2013–2016)

Focus –

Das Brutgebiet der Heringsmöwe erstreckt sich vornehmlich entlang der Küsten Europas von Portugal und Island bis zur Kola-Halbinsel. In der Schweiz brütete sie bisher nur in Mischbruten mit der Mittelmeermöwe, bis auf den Nestbau ohne Gelege eines Heringsmöwenpaars 1985 am Fanel BE/NE [10]. Solche Mischbruten fanden erstmals 2006–2007 und 2009–2010 in der Mittelmeermöwenkolonie am Fanel statt (P. Rapin, B. Monnier, M. Antoniazza) [5, 6, 14, 15]. 2012 folgte eine Mischbrut in der Mittelmeermöwenkolonie im Reussdelta UR (H. Schmid) [7]; 2013–2015 gab es hier nur Hinweise auf eine Mischbrut (H. Schmid, B. Volet) [3, 4, 8]. Am Bodensee fanden Mischbruten 2010 und 2012–2015 vor Bad Schachen/Bodholz D statt, zuerst auf einem Badefloss, dann auf einem Seezeichen [2, 9, 11, 13]. Auch vor Lindau D kam es 2011 und 2016 zu Mischbruten auf einem Seezeichen [9, 12].

Infolge der Bestandszunahme an der niederländischen und deutschen Wattenmeerküste hat die Heringsmöwe ihr Areal in den Neunzigerjahren ins deutsche Binnenland ausgedehnt [AtD]. Mischbruten traten dabei jeweils am Arealrand auf und verschwanden mit zunehmender Häufigkeit wieder [AtD]. In Frankreich hat die Heringsmöwe in den letzten 30 Jahren ebenfalls einige Orte im Binnenland besiedelt [AtF, 1]. Weltweit ist der Trend in jüngster Zeit positiv [RLEU].

Claudia Müller

[1] Dubois et al. (2017); [2] Knaus et al. (2014); [3] Müller (2015); [4] Müller (2016); [5] Müller & Volet (2010); [6] Müller & Volet (2011); [7] Müller & Volet (2013); [8] Müller & Volet (2014); [9] A. Puchta, schriftl.; [10] Thönen (1986); [11] Trösch et al. (2010); [12] Trösch et al. (2011); [13] Trösch et al. (2012); [14] Volet & Gerber (2008); [15] Volet et al. (2007)

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Mittelmeermöwe

Larus michahellis
Goéland leucophée
Gabbiano reale
muetta d'argient mediterrana
Yellow-legged Gull



Daniele Occhiato

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1240–1430 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 156, 170, 229, 284, 319

Das Areal der Mittelmeermöwe (im Atlas 1993–1996 noch unter «Weisskopfmöwe» behandelt) umfasst vor allem Nordwestafrika und den Mittelmeerraum, zunehmend auch Teile des Binnenlands in West-, Mittel- und Südeuropa. In der Schweiz brütet die Mittelmeermöwe mittlerweile an fast allen grösseren Gewässern der Niederungen. 2013–2016 waren es 1243–1431 Paare an 49–77 Orten[4, 9]. Der Neuenburgersee ist das bedeutendste Gewässer und beherbergt 80 % des Bestands, darunter ungefähr 660 Paare am Fanel BE/NE und rund 350 Paare bei Cheseaux-Noréaz VD. Weitere grosse Kolonien befinden sich im Reussdelta UR (rund 90 Paare) und am Flachsee Unterlunkhofen AG (etwa 55 Paare). Der höchste Brutplatz liegt seit 2005 am Greyerzersee FR auf 670 m (M. Beaud)[10].

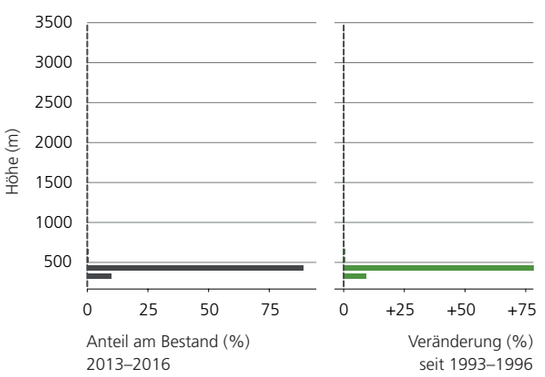
Die Mittelmeermöwe ist bei der Brutplatzwahl flexibel. Sie brütet auf Inseln, Plattformen, Flössen und Molen, selten auch auf Pfosten, Sprungtürmen, Bojen und Booten sowie neuerdings in Felswänden (G. Banderet, M. Beaud)[7] und Baumhorsten (H. du Plessix)[5]. 1994 wurden bei Versoix GE erstmals zwei Dachbruten nachgewiesen[1]. Diese Dachbruten haben vor allem in den letzten Jahren deutlich zugenommen, von 37 Bruten auf 25 Gebäuden 2013 auf 104 Bruten auf 66 Gebäuden 2016[4]. Meist waren es Einzelbruten auf bekiesten Flachdächern (teils mit Vegetation); auf einem Dach bei Allamann VD brüteten 2016 allerdings 36 Paare (D. Morel, J. Duplain)[4].

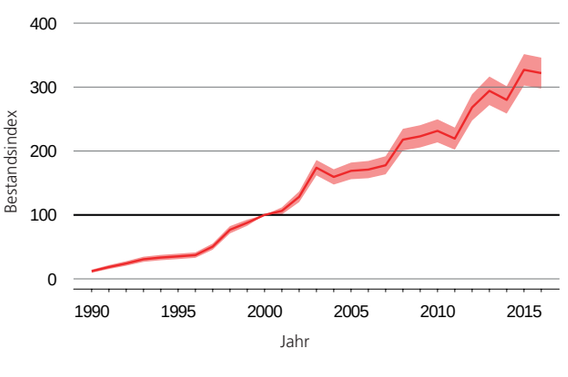
Die Schweiz wurde infolge eines starken Bestandsanstiegs im Mittelmeerraum über das Rhonetal besiedelt. 1968 erfolgte der erste Brutnachweis am Fanel[3, 8]. Bis 1993–1996 wurden vor allem der westliche Genfersee und die Rhone besiedelt. Seither ging die Ausbreitung weiter. 1997 kam der Langensee hinzu, 2000 der Vierwaldstättersee, 2003 der Greifensee und der Zugersee[VdS], 2004 der Thunersee, 2005 der Brienzersee und der Pfäffikersee, 2010 der Walensee, 2011 der Zürichsee und 2016 der Sempachersee. Der Brutbestand war 2016 fast zehnmal so hoch wie 1993–1996.

Der europäische Trend steigt ebenfalls an[RLEU]. In Frankreich hat sich die Art seit 1985 stark ins Binnenland ausgebreitet, während der Bestand 2001–2012 vor allem am Mittelmeer etwas rückläufig war[AtF]. In Deutschland und Österreich nehmen Verbreitung und Bestand auf tiefem Niveau zu[AtD, 2]. Auch in Italien ist der langfristige Trend positiv[6].

Claudia Müller

[1] Albrecht (1996); [2] Dvorak et al. (2017); [3] Géroudet (1968); [4] Müller (2017); [5] Müller & Volet (2013); [6] Nardelli et al. (2015); [7] Posse (2014); [8] Roux & Thönen (1968); [9] Sattler et al. (2015a–d); [10] Volet & Burkhardt (2006)





Brutpaare 2013–2016



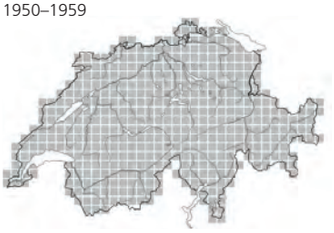
Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996



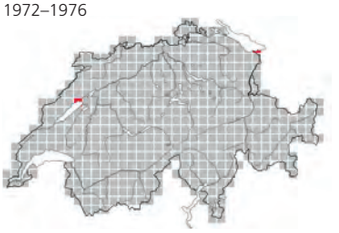
Patenschaft



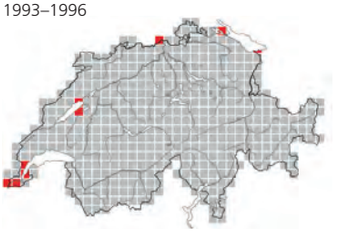
1950–1959



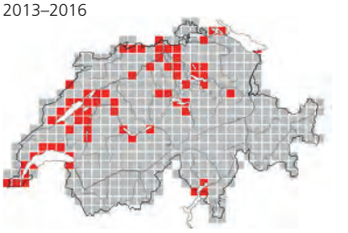
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Küstenseeschwalbe

Sterna paradisaea
Sterne arctique
Sterna codalunga
pestgarel arctic
Arctic Tern



Marcel Burkhardt

Rote Liste –
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seite 369

Die Küstenseeschwalbe brütet in der nördlichen Hemisphäre, in Europa unter anderem auf den Britischen Inseln, an der Nord- und Ostsee sowie in Fennoskandien. Bereits 1988 übersommerten bis zu drei adulte und zwei diesjährige Küstenseeschwalben im Rheindelta A[5]. 1992 wurde die erste Mischbrut mit einer Flussseeschwalbe im mitteleuropäischen Binnenland am Ammersee D entdeckt[2]. 2011–2013 fanden im Rheindelta ebenfalls Mischbruten statt. Nach einer erfolglosen Brut 2011 glückten die Bruten 2012 und 2013[1]. 2014 und 2015 nistete erstmals ein Küstenseeschwalbenpaar in der Schweiz im Chablais de Cudrefin VD und am Fanel BE: 2014 kam es zu drei erfolglosen Brutversuchen, 2015 wurden zwei Nestlinge nur rund 10 Tage alt (C. Jaberg, P. Mosimann-Kampe et al.)[3, 4]. 2017 folgte hier dann eine erfolgreiche Mischbrut mit einer Flussseeschwalbe (C. Jaberg et al.).

Der deutsche Bestand betrug 2005–2009 4000–4900 Paare und ist seit 1985 rückläufig[AtD]. In Frankreich gibt es nur noch unregelmässig Brutversuche[AtF]. Welt- und europaweit ist der Trend negativ, wobei die Bestände Nordeuropas eher stabil oder zunehmend sind[RLEU]. Zu den Bedrohungen zählen ein abnehmendes Nahrungsangebot, vermutlich bedingt durch Überfischung und die Klimaerwärmung, sowie lokal erhöhte Prädation und Störungen[AtD, HBW, 6].

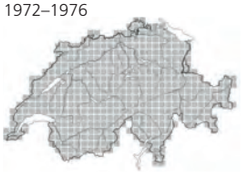
Claudia Müller

[1] Bruderer (2014); [2] Deutsche Seltenheitenkommission (1994); [3] Marques & Thoma (2015)/Marques et al. (2015); [4] Martinez & Maumary (2016a–b); [5] Ranner et al. (1995); [6] Vigfusdottir et al. (2013)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

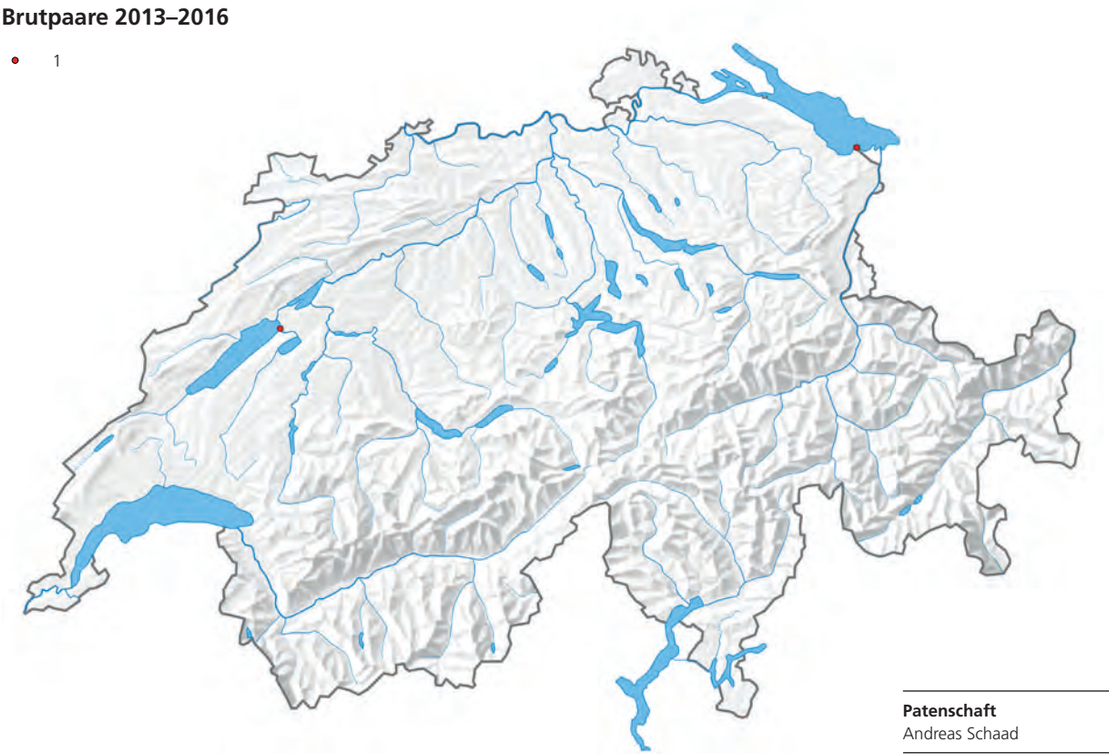


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Andreas Schaad

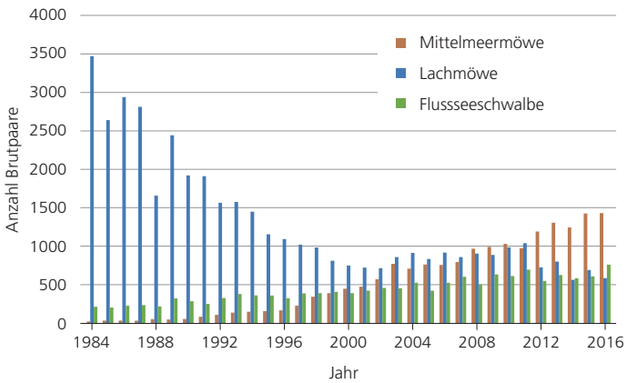
Brutplätze für Möwen und Seeschwalben

Möwen und Seeschwalben nisten in der Übergangszone vom Wasser zum Land. Das Brüten in Kolonien auf Inseln ermöglicht eine gemeinsame Abwehr von Prädatoren aus der Luft oder die gemeinsame Verteidigung des Platzes gegenüber Brutplatzkonkurrenten. Heute sind die meisten Möwen und Seeschwalben auf künstliche Nisthilfen angewiesen.

Die Ufer der Flüsse und Seen in der Schweiz wurden in den letzten Jahrhunderten durch Gewässerkorrektionen enorm verändert. Die Flussseeschwalbe brütete zu Beginn des 20. Jahrhunderts noch an über 30 Orten auf Kiesbänken. Danach gingen diese Brutplätze verloren. Auf dem Tiefpunkt 1952 bestand nur noch eine Kolonie am Fanel BE/NE [BCH, 4]. Mit dem Bau künstlicher Kiesinseln (ab 1929 am Fanel) sowie dem Anbieten von Brutflössen und Plattformen (ab den Siebzigerjahren in allen Teilen des Mittellands) konnten zunehmend Ersatzbrutplätze geschaffen werden [3]. Der Bestand wuchs darauf von 47 Paaren 1948 [4] bis auf 218 Paare 1976. Mit dem weiteren Ausbau des Brutplatzangebots ab 1990 stieg er auf das heutige Niveau von 600–700 Paaren an [3, 5, 6]. 2015 gelang es zudem, die Flussseeschwalbe erfolgreich auch auf einem Flachdach am Zürichsee anzusiedeln [8].

Die erste Schweizer Kolonie der Lachmöwe wurde 1865 im Kaltbrunner Riet SG auf Seggenbülten entdeckt [VdS, 7]. Zwischen 1925 und 1974 besiedelte sie weitere natürliche Verlandungszonen in der Nordostschweiz und am Fanel. Ab 1965 verlagerten sich die Kolonien zunehmend auf die neu geschütteten Kiesinseln. Der Bestand wuchs stark an und erreichte 1980 ein Maximum von 3800 Paaren [HVM]. Ähnlich wie im grenznahen Ausland ging er darauf markant zurück und stabilisierte sich ab 2000 bei etwa 500–1000 Paaren.

Nachdem die Population der Mittelmeermöwe, die ab 1968 die Schweiz neu besiedelt hatte, lange auf tiefem Niveau verharrte, wuchs sie ab 1997 stark und kontinuierlich auf heute etwa 1400 Paare an, und die Art breitete sich übers ganze Mittelland aus. 1994 wurden am Genfersee die ersten zwei Dachbruten der Mittelmeermöwe in der Schweiz nachgewiesen [1]. Ab 2002 wurden auch andernorts Dachbruten gefunden. Meist waren es Einzelpaare pro Gebäude, doch bei Allaman VD wuchs eine Kolonie auf einem Flachdach bis 2017 auf 45 Paare an (J. Duplain), und in Neuenburg brütete die Art 2016 auf 35 verschiedenen Gebäuden (M. Zimmerli) [5].



Lachmöwe, Flussseeschwalbe und Mittelmeermöwe brüten heute fast nur noch auf künstlichen Strukturen, zeigen seit 1984 aber ganz unterschiedliche Bestandsentwicklungen.

Heute brüten fast alle Möwen und Seeschwalben auf künstlichen Strukturen, auf Dächern oder auf speziell für diese Arten bereit gestellten Brutmöglichkeiten. Um die Brutplatzkonkurrenz zwischen den Arten zu entschärfen, gibt es verschiedene Massnahmen. So lässt sich eine Ansiedlung der konkurrenzstärkeren und früh brütenden Mittelmeermöwe verhindern, indem Flösse erst bei der Ankunft von Lachmöwe und Flussseeschwalbe eingewassert oder Plattformen erst dann und sukzessive von einer winterlichen Abdeckung befreit werden [2].

Die Arten sind an dynamische Lebensräume angepasst und in der Ansiedlung flexibel. Damit alle Arten nebeneinander brüten und bei grossem Prädationsdruck auf andere Plätze ausweichen können, ist ein genügend grosses Netz von Brutplätzen notwendig, so wie das ursprünglich an den natürlichen Flüssen vorhanden war.

Claudia Müller



Pascal Rapin

Plattform bei Salavaux VD am Murtensee mit brütenden Lachmöwen (und einer Flussseeschwalbe).

[1] Albrecht (1996); [2] Beaud (2017); [3] Bruderer & Schmid (1988); [4] Knopfli (1955–1956); [5] Müller (2017); [6] Müller & Volet (2012); [7] Noll-Tobler (1909); [8] Ritschard (2015a)

Species Seiten 220, 226, 230

Flussseeschwalbe

Sterna hirundo
Sterne pierregarin
Sterna comune
pestgarel da flum
Common Tern



Marco Sarvoldelli

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 580–760 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 229, 380

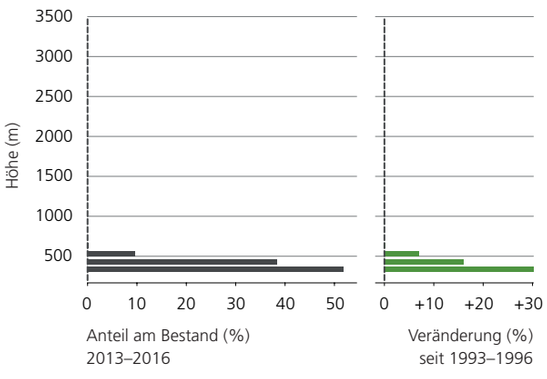
Die Flussseeschwalbe nistet im Mittelland an einigen Seen und Flussstaus. Zum Brüten werden heute fast ausschliesslich künstliche Kiesinseln, Plattformen und Brutflösse benützt, selten auch Flussmündungen, Pfosten und seit 2015 Kiesdächer. 2013–2016 brütete die Flussseeschwalbe mit 583–760 Paaren in 17–21 Kolonien[9, 13]. Die grössten Kolonien lagen am Fanel BE/NE, am Lengwiler Weiher TG und am Murtensee. Am Bodensee existieren überdies grosse Kolonien im Rheindelta A mit jährlich 257–319 Paaren (D. Bruderer)[6, 7] und im Wollmatinger Ried D mit 56–67 Paaren (H. Jacoby, S. Werner)[6, 7]. Der höchste Brutort befindet sich seit 1996 am Greyerzersee auf 670 m[VdS, 1].

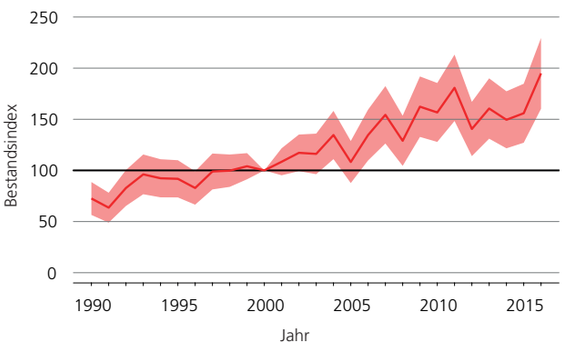
Die über 30 bekannten Vorkommen auf Kiesbänken anfangs des 20. Jahrhunderts erloschen in den Dreissiger- und Vierzigerjahren[AtCH0]. 1952 existierte in der Schweiz nur noch eine Kolonie am Fanel, die durch das Aufschütten einer künstlichen Insel 1929 erhalten blieb[BCH]. Seither stiegen die Bestände wieder an: 1976 waren es 218 Paare in 3 Kolonien und 1993–1996 340–380 Paare in 10–15 Kolonien[AtCH2]. Mit dem Bau weiterer Plattformen und Flösse hat sich danach der Bestand verdoppelt und es kam zu etlichen Neubesiedlungen am Genfer-, Neuenburger-, Murten-, Greifen- und Pfäffikersee sowie im Neeracherried ZH[10]. In Horgen ZH (seit 2015) und Zollikon ZH (2016) fanden erstmals Bruten auf Flachdächern statt[12]. Andererseits wurden seit 1993–1996 nur 5 Standorte aufgegeben. Am Bodensee haben sich die Bestände zwischen 1990 und 2010 mehr als verdreifacht[AtBo]. In den letzten zwei Jahrzehnten waren auch die Trends in Frankreich, Österreich und gesamteuropäisch positiv[AtF, RLEU, 4]. In Deutschland blieb der Bestand stabil[AtD], in Italien ist er dagegen rückläufig[11].

Der Bestandseinbruch bis in die Fünfzigerjahre ist eine Folge des Verlusts natürlicher Brutplätze infolge von Gewässerkorrektionen. Mit dem Bau künstlicher Kiesinseln ab 1929 sowie kiesbedeckter Plattformen und Brutflössen ab den Siebzigerjahren gelang es, Ersatznistplätze anzubieten[AtCH0, 3]. In der Schweiz ist die Flussseeschwalbe heute auf ein ausreichendes Angebot an künstlichen, störungsfreien und regelmässig gepflegten Bruthilfen angewiesen, das auch ein Ausweichen bei hohem Prädationsdruck oder Nistplatzkonkurrenz erlaubt[2, 5, 8, 14].

Claudia Müller

[1] Beaud (2001); [2] Beaud (2017); [3] Bruderer & Schmid (1988); [4] Dvorak et al. (2017); [5] Keller & Zbinden (1998); [6] Knaus et al. (2014); [7] Knaus et al. (2016a); [8] Monnier (1998); [9] Müller (2017); [10] Müller & Volet (2012); [11] Nardelli et al. (2015); [12] Ritschard (2015a); [13] Sattler et al. (2015a–d); [14] Zintl & Gehrold (2016)





Brutpaare 2013–2016

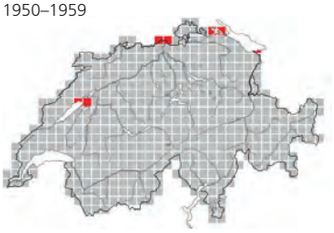


Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996

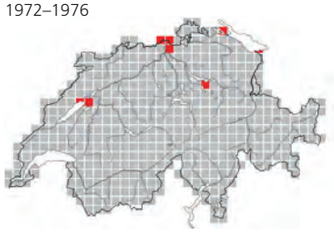


Patenschaft
Familie Kobel-Wehinger, Bolligen
Anonyme Patenschaft

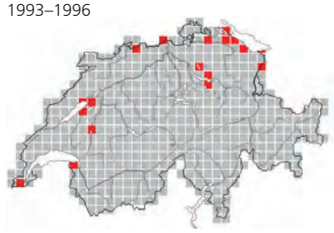
1950–1959



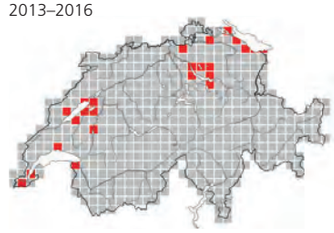
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Schleiereule

Tyto alba
Effraie des clochers
Barbagianni
tschuetta velada
Common Barn-owl



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 200–1000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 264

In der Schweiz kommt die Schleiereule hauptsächlich im Mittelland, in der Ajoie JU und im nordöstlichen Jura vor. Als Kulturfolgerin besiedelt sie offenes Kulturland. Der Grossteil des Bestands kommt unterhalb von 600 m vor. Während Bruten bis 1020 m bekannt sind [VdS], gelangen die höchsten aktuellen Brutnachweise auf 800 m bei Steinenbrünnen/Schwarzenburg BE (S. Scherz) und bei Müswangen LU (M. Koller) sowie auf 790 m bei Lignerolle VD (Y. Menétrey). Da sich die Schleiereule hauptsächlich von Kleinsäugern ernährt, bevorzugt sie eine kleinstrukturierte Landschaft mit Hecken, Obstbäumen und Krautsäumen. Sie brütet in Nistkästen oder in Gebäuden [1].

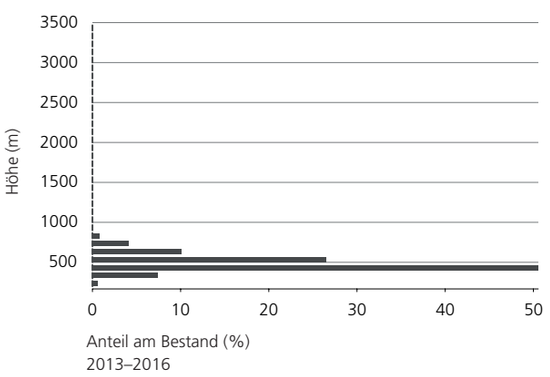
Die Siedlungsdichte der Schleiereule hängt stark vom Winterwetter und von der Kleinsäugerdichte ab. In kalten, schneereichen Wintern kommt es zu markanten Bestandsrückgängen [3, 7]. So wurden in der Region Payerne VD 2012 131 und im Folgejahr nur gerade 12 Bruten festgestellt; der Bestand stieg danach wieder kontinuierlich an (2016 143 Bruten; A. Roulin). Die höchsten Dichten finden sich in der westlichen Genferseeregion, der Broye-Ebene und der Ajoie. Bestandsrückgänge können durch einen hohen Bruterfolg rasch wieder wettgemacht werden. In mäusereichen Jahren ziehen 14 % der Männchen und 50 % der Weibchen zwei Bruten pro Jahr auf [6].

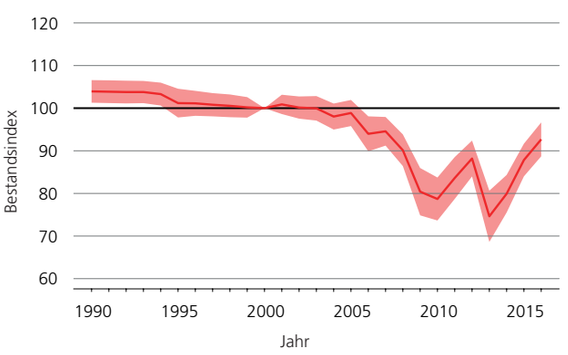
Gesamtschweizerisch gesehen scheinen die Bestände seit den Neunzigerjahren in etwa stabil zu sein – abgesehen von kurzfristigen Fluktuationen [2, 3, 7, 8]. Auch in Frankreich und Deutschland sind ähnliche Entwicklungen erkennbar [AtD, AtF]. Nach winterbedingten Bestandseinbrüchen kann die Schleiereule lokal vorübergehend verschwinden. Dies zeigt sich im Vergleich zu 1993–1996: Bei den aktuellen Erhebungen fehlte die Schleiereule mancherorts, hauptsächlich in den etwas höheren Lagen (Voralpen, Jura). Auch aus dem Rhonetal VS ist sie verschwunden. Die harten Winter 2009 und 2013 hatten sich europaweit negativ auf den Bestand in den Folgejahren ausgewirkt [AtD, AtF, 7, 8]. Dank der Wanderfreudigkeit und dem Austausch mit weniger betroffenen Populationen [2] können verwaiste Gebiete wieder besiedelt werden.

Die Schleiereule profitiert vom Anbringen von Nistkästen und vom Anlegen von Brachflächen, Krautsäumen und Hecken [4, 5], was die Nahrungsverfügbarkeit ganzjährig verbessert.

Bettina Almasi

[1] Almasi et al. (2015); [2] Altwegg et al. (2003); [3] Altwegg et al. (2006); [4] Arlettaz et al. (2010a); [5] Aschwanden et al. (2007); [6] Béziers & Roulin (2016); [7] Chausson et al. (2014); [8] Michler et al. (2016a–b)

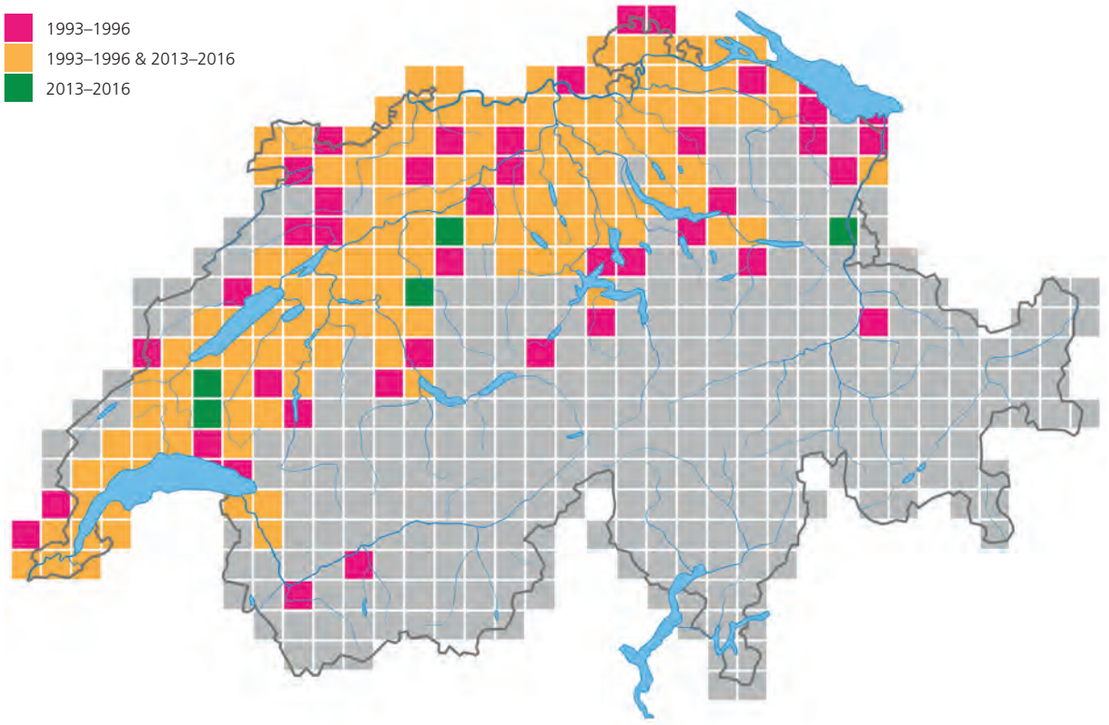




Vorkommen 2013–2016

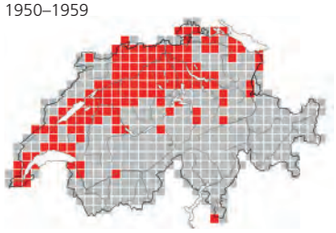


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

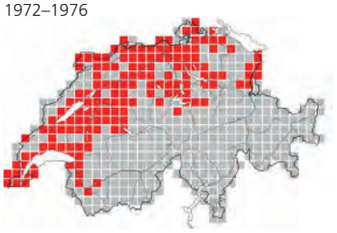


Patenschaft
Verena Buser, Wädenswil
Erich & Claudia Voggensperger, Schönenbuch

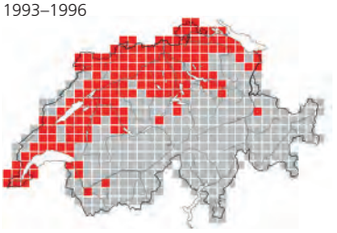
1950–1959



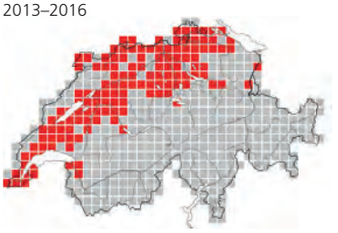
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Landwirtschaft trägt Verantwortung

Der Bund hat Leit- und Zielarten bestimmt, für welche die Landwirtschaft eine besondere Verantwortung trägt und die gefördert werden sollen. Trotzdem sind diese Arten deutlich zurückgegangen. Die zur Verfügung stehenden Instrumente wie Biodiversitätsförderflächen und Vernetzungsprojekte sind zwar geeignet, müssten aber viel konsequenter umgesetzt werden.

Wie fast überall in Europa ist auch in der Schweiz die Biodiversität im Kulturland besonders stark unter Druck. Viele Arten sind hierzulande seit den Fünfzigerjahren massiv zurückgegangen, so dass der Anteil an Brutvogelarten auf der Roten Liste im Kulturland besonders hoch ist[RLCH]. Mit Raub- und Rotkopfwürger sind seit damals zwei typische Kulturland-Brutvogelarten sogar ganz verschwunden und Rebhuhn und Ortolan stehen kurz vor dem Verschwinden.

Biodiversitätsförderflächen zur Förderung der Artenvielfalt

Der Bund hat in den letzten Jahrzehnten verschiedene Instrumente bereitgestellt, um den Rückgang zu stoppen und wieder positive Entwicklungen zu ermöglichen. Seit den Neunzigerjahren erhalten Landwirte nur noch dann Direktzahlungen, wenn sie den ökologischen Leistungsnachweis erbringen. Dieser schreibt unter anderem vor, dass Landwirte mindestens 7 % ihrer landwirtschaftlichen Nutzfläche als Biodiversitätsförderflächen (BFF) bewirtschaften müssen (auf Spezialkulturen wie Reb- oder Gemüseflächen hingegen nur 3,5 %). BFF sind extensiv genutzte Flächen, die der Artenvielfalt dienen sollen. Die häufigsten BFF sind extensiv bewirtschaftete Wiesen (kein Dünger, später Schnitt), Hochstamm-Obstbäume und Hecken. Der Bund unterscheidet zwei Qualitätsstufen, die je nach Typ über das Vorkommen gewisser Zeigerpflanzen (z.B. bei extensiv genutzten Wiesen) oder über die vorhandenen Strukturen (z.B. bei Hochstamm-Obstbäume und Hecken) definiert sind.

Der Landwirt erhält Direktzahlungsbeiträge für die BFF. Seit 2000 kann er zusätzliche Beiträge erwirtschaften, wenn er seine BFF gemäss einem regionalen Konzept anlegt. In solchen Vernetzungsprojekten werden quantitative Ziele betreffend Menge und Qualität der einzelnen BFF-Typen festgelegt. 2016 haben Landwirte durchschnittlich 17,6 % ihrer landwirtschaftlichen Nutzfläche als BFF angemeldet[7]. Im Mittelland entspricht dies 20 000 ha hochwertige BFF (Qualitätsstufe II plus Bunt- und Rotationsbrachen). Im Landschaftskonzept Schweiz wurde jedoch schon 1995 das Ziel von 65 000 ha hochwertigen Lebensräumen im Mittelland formuliert[8]. Noch heute fehlen somit zwei Drittel der angestrebten qualitativ wertvollen Flächen.

Typische Kulturlandarten unter Druck

Die BFF haben das Ziel, die Biodiversität zu fördern. Welche Arten konkret im Kulturland zu fördern sind, hat der Bund in den «Umweltzielen Landwirtschaft» (UZL)[2] festgelegt. Bei den Brutvögeln werden 29 Arten als Zielarten und 18 Arten als Leitarten definiert. Die Bestände der Zielarten sollen in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet «erhalten und gefördert» werden – die direkte Förderung der Art steht also im Zentrum. Die Bestände der Leitarten «werden gefördert, indem geeignete Lebensräume in ausreichender Fläche und in der nötigen Qualität und räumlichen Verteilung zur Verfügung gestellt werden»[2] – die Leitarten stehen somit als Vertreter einer Lebensgemeinschaft.



Verbreitung 2013–2016 der 47 Brutvogelarten der Umweltziele Landwirtschaft. Die Karte ist eine Kombination der Artkarten.

Die kombinierte Verbreitungskarte 2013–2016 aller UZL-Arten zeigt, dass die grösste Zahl von UZL-Arten im westlichen Mittelland zu finden ist, insbesondere in der Champagne genevoise und im Seeland BE/FR. Dass die BFF lokal einen positiven Einfluss auf die Biodiversität haben können, wurde inzwischen mehrfach nachgewiesen [11, 13, 17]. Auch Vögel reagieren positiv, vor allem auf hochwertige BFF [1, 2, 4, 14, 15, 16, 19, 20]. Zwar haben seit 1990 einzelne Arten wie Rotmilan, Grünspecht, Turmfalke oder Schwarzkehlchen grossflächig zugenommen. Wie die Karte zur Veränderung der Vorkommen seit 1993–1996 zeigt, sind heute jedoch grossflächig weniger UZL-Arten zu finden als noch 1993–1996. Zunahmen sind nur kleinräumig zu erkennen, beispielsweise in der Orbeebene VD oder in der Ajoie JU. Auffallend ist, dass die Ackerbaugebiete, in denen in den letzten Jahrzehnten grossflächige Aufwertungsprojekte stattfanden, wie die Gegend um Genf [3, 12], das Seeland [5, 6] oder das Klettgau SH [16], ebenfalls eine positive Bilanz aufweisen. Von solchen Aufwertungen profitierten unter anderen Arten wie Dorngrasmücke, Schwarzkehlchen, Neuntöter oder Goldammer. Hingegen schneiden die Aufwertungsgebiete im Grünland (z.B. die Wauwiler Ebene LU [9, 10] oder das St. Galler Rheintal [18]) auf der Veränderungskarte nur leicht besser ab als die Umgebung.



Lukas Pfiffner

Buntbrachen haben sich für die Vogelwelt als besonders förderliche Biodiversitätsförderflächen erwiesen. Im Vordergrund sieht man einen vierjährigen, strukturreichen Abschnitt. Die überstehenden Pflanzen werden beispielsweise vom Schwarzkehlchen gerne als Singwarten genutzt. Dahinter dominiert Mohn den einjährigen, noch lückiger bewachsenen Bestand.

Weitere Anstrengungen notwendig

Insgesamt hat sich der Rückgang der Kulturlandvögel flächig fortgesetzt. Damit wird das vom Bund gesetzte Wirkungsziel, wonach die UZL-Arten gefördert werden sollen, weit verfehlt. Diverse positive Beispiele zeigen aber, dass mit den vorhandenen Instrumenten (BFF, Vernetzungsprojekte usw.) eine Förderung der UZL-Arten machbar wäre. Dass dies flächig nicht der Fall ist, liegt daran, dass zu wenig Gewicht darauf gelegt wird, die Qualitätsstufe II zu erreichen und dass die Vernetzungsprojekte zu wenig auf die Bedürfnisse der Zielarten ausgerichtet sind.

Simon Birrer

[1] Aschwanden et al. (2005); [2] BAFU & BLW (2008)/OFEV & OFAG (2008); [3] Birrer & Oppermann (2012); [4] Birrer et al. (2013a); [5] Birrer et al. (2013b); [6] Birrer et al. (2016); [7] BLW (2016)/OFAG (2016)/UFAG (2016); [8] BUWAL (1995); [9] Graf (2016); [10] Graf (2017); [11] Herzog et al. (2005); [12] Jenny et al. (2002a–b); [13] Kampmann et al. (2012); [14] Martinez & Birrer (2017); [15] Martinez et al. (2017); [16] Meichtry-Stier et al. (2014); [17] Roth et al. (2008); [18] Rudin et al. (2010); [19] Zellweger-Fischer et al. (2018); [20] Zollinger (2017); [21] Zollinger et al. (2013)

Species Seiten 102, 266, 286, 302, 312, 317, 318, 426, 480, 554, 558



Schweizweit gehören Vögel des Kulturlands zu den grossen Verlierern: Änderung der Verbreitung seit 1993–1996 der Arten der Umweltziele Landwirtschaft. Die Karte entstand durch die Kombination der Veränderungskarten von 35 Arten (ohne Wachtelkönig, Grosser Brachvogel, Bekassine, Schleiereule, Zwergohreule, Waldohreule, Wiedehopf, Rotkopfwürger, Sumpfrohrsänger, Halsbandschnäpper, Schafstelze und Ortolan, für die keine entsprechenden Karten vorliegen).

Sperlingskauz

Glaucidium passerinum
Chevêchette d'Europe
Civetta nana
tschuetta nanina
Eurasian Pygmy-owl



Marcel Burkhardt

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 800–2000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 264, 542

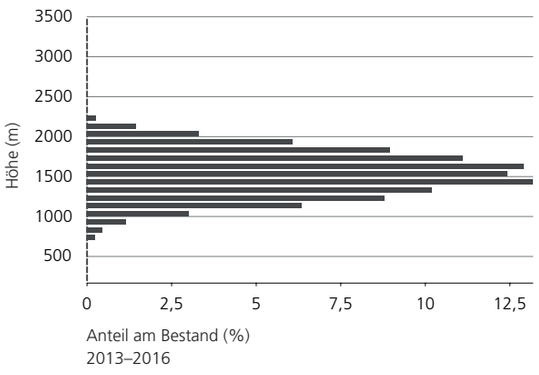
Der Sperlingskauz bewohnt den Nadelwaldgürtel Eurasiens und ist in vielen Gebirgen Europas zu Hause. In Deutschland gibt es aber auch Populationen im Tiefland [AtD], ebenso im Elsass [AtF]. In der Schweiz beschränkte sich das Brutgebiet bisher auf den Alpenbogen und den westlichen Jura. Seit 1993–1996 zeigt sich eine deutliche Arealausdehnung. Diese ist vor allem im nordwestlichen Jura sichtbar und nicht auf verstärkte Kontrollen zurückführen. Neu sind auch einige Nachweise im Zürcher Unterland und im Kanton Schaffhausen. Diese liegen zwischen den Populationen in den Alpen und im Schwarzwald [AtD]. Arealausdehnungen wurden auch in den benachbarten Regionen festgestellt [1]. So sind im französischen Jura jetzt auch Gebiete nordöstlich des bisher bekannten Areals besetzt [4]. In den Alpen wurde der Sperlingskauz im Vergleich zu 1993–1996 ebenfalls in deutlich mehr Atlasquadraten gefunden. Das dürfte indes vor allem eine Folge der verstärkten Beobachtertätigkeit sein.

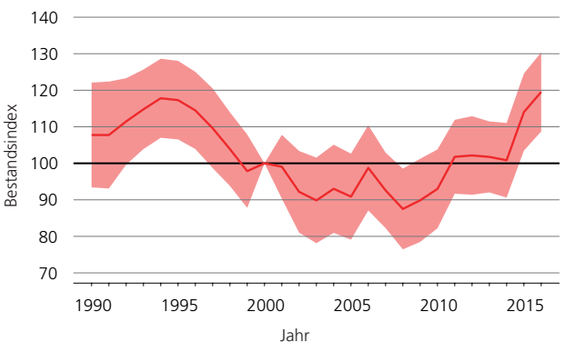
In der Schweiz brüten die meisten Paare zwischen 1100 und 2000 m im hochmontanen und subalpinen Nadelwald. Der höchste Bruthinweis stammt von 2016 von 2180 m bei S-charl GR (M. Ernst). Die tiefst gelegene Brut erfolgte 2013 auf 560 m bei Winterthur ZH (H. von Rohr, A. Weiss, R. Furrer, L. Morf, L. Hübscher et al.) [9], die tiefsten Reviere wurden 2014–2015 auf 370 m bei Rheinau ZH festgestellt (S. Baumann, H.-U. Dössegger, P. Mächler, P. Nietlisbach, B. Vögeli) [7, 8]. Gleichzeitig mit der Arealausdehnung im französischen Jura wurden dort ebenfalls tiefere Lagen besiedelt und Sänger auch auf 520 m gehört [4]. In den Vogesen besteht heute ein kleiner Bestand von 60–120 Revieren [5]. Hier brütet der Sperlingskauz auch in Eichenmischwäldern auf 245–280 m [6]. In der Schweiz werden hingegen vorwiegend vielfältig strukturierte Nadelholzbestände bewohnt [2].

Die Siedlungsdichte zeigt beträchtliche jährliche Schwankungen. Auf 126 km² im Waadtländer Jura, wovon 85 km² Wald waren, fand man zwischen 1 und 53 Sänger pro Jahr. Kleinräumig waren maximal 4 Paare auf 3,8 km² vorhanden [3]. Der nationale Bestandsindex zeigt keine Tendenz. Für den Sperlingskauz wichtig ist der Erhalt grossflächiger, extensiv genutzter, strukturreicher Wälder mit Altholzbeständen.

Simon Birrer

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Henrioux et al. (2003); [3] Henrioux et al. (2016); [4] Michelat & Gauthier-Clerc (2016); [5] Muller (2011a); [6] Muller (2014b); [7] Müller (2015); [8] Müller (2016); [9] Müller & Volet (2014)

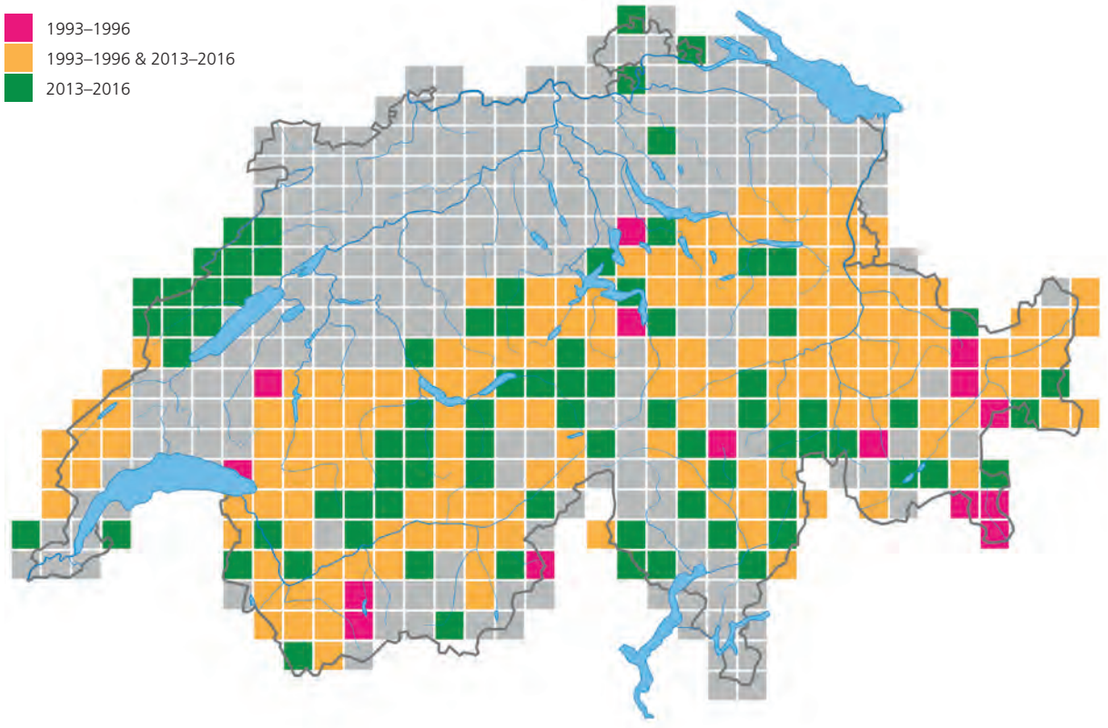




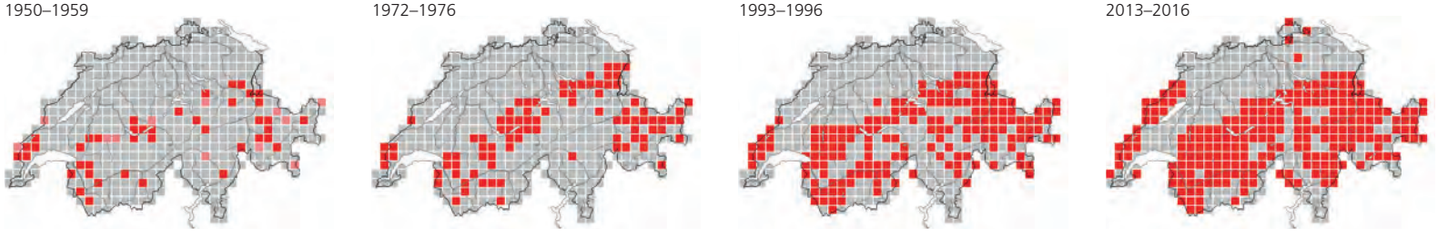
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Peter Wittker, Unterägeri



Steinkauz

Athene noctua
Chevêche d'Athéna
Civetta
tschuetta da la mort
Little Owl



Ralf Kistowski

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 115–150 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 240, 264, 319, 560

In Europa liegt der Verbreitungsschwerpunkt des Steinkauzes im Mittelmeerraum. In der Schweiz sind derzeit vier Brutpopulationen bekannt: Im Kanton Genf waren es 2013–2016 59–78, in der Ajoie JU 37–54, im Tessin 13–17 und im Seeland BE/FR 1–4 Reviere[9, 12]. Die drei erstgenannten Populationen sind mit Beständen im nahen Ausland verbunden[18]. Weitere Vorkommen bestehen im angrenzenden Ausland bei Basel. Während frühere Bruten bis 1260 m bekannt sind[BCH], liegt die Höhenverbreitung des Steinkauzes mittlerweile unterhalb von 600 m.

Nach einer starken Bestandsabnahme zwischen 1950 und 2000 sind die Zahlen in den letzten 15 Jahren wieder deutlich angestiegen[9], von rund 60 auf 115–150 Reviere. Dies geht insbesondere auf die Zunahme in der Ajoie und lokal im Kanton Genf zurück. Der Bestand ist aber immer noch sehr gering. Das neue Vorkommen im Seeland wurde durch die Einwanderung eines Genfer Brutvogels gegründet. Höchste Revierdichten werden im Kanton Genf und der Ajoie mit 4–6 Revieren/km² erreicht[3, 8].

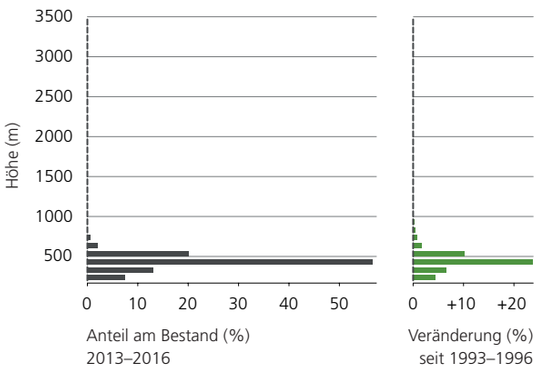
Als Kulturfolger besiedelt der Steinkauz offene, wenig intensiv bewirtschaftete, reich strukturierte und oft grünland-dominierte Kulturlandschaften, die heute nur noch als Inseln in einer intensiv genutzten Landschaft vorhanden sind[1, 11, 16, 20, 21]. Dort nistet der Steinkauz in grösserem Abstand zum Waldrand[10] meist in Obst- und Alleebäumen oder in wenig genutzten Gebäuden.

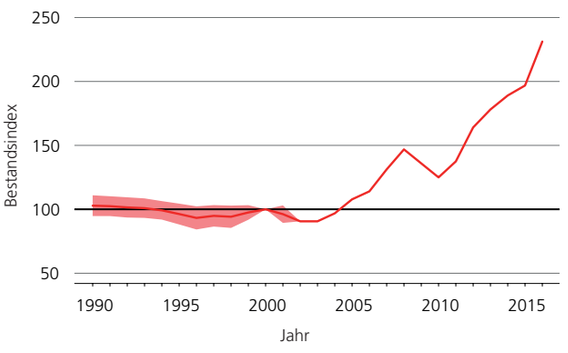
Die Zunahme in der Schweiz hat verschiedene Ursachen. Der Steinkauz profitiert von den Schutzbemühungen durch Anbringen und Erhalten von Nistplätzen sowie der Förderung seines Lebensraums[2, 5, 7, 9]. Zusätzlich sind die Abnahme der winterlichen Schneebedeckung in Tieflagen[6] und die Einwanderung aus den grenznahen Beständen wohl wichtige Gründe. In Frankreich und Deutschland haben sich die Bestände stabilisiert[AtD, AtF] und nehmen in einigen Gebieten mit Nistkastenprogrammen stark zu[4, 17]. Allerdings ist der Bestand in Italien rückläufig[13].

Trotz erfolgreicher Schutzbestrebungen stellt die Intensivierung der Landwirtschaft und die Ausdehnung von Siedlungen immer noch eine starke Bedrohung für den Steinkauz in der Schweiz dar. Der Mangel an Bruthöhlen und die Abnahme des Nahrungsangebots[14, 15, 19] haben sich auch in den letzten 20 Jahren grossflächig verstärkt.

Martin Grüebler & Nadine Apolloni

[1] Apolloni et al. (2018b); [2] Brahier et al. (2012); [3] D. Crelier, pers. Mitt.; [4] Grüebler & Naef-Daenzer (2014); [5] Lardelli & Scandolara (2014); [6] Marty (2008); [7] Meisser (2017); [8] C. Meisser, schriftl.; [9] Meisser et al. (2016a–b); [10] Michel et al. (2016); [11] Michel et al. (2017); [12] Müller (2017); [13] Nardelli et al. (2015); [14] Perrig et al. (2014); [15] Perrig et al. (2017); [16] Šálek et al. (2016); [17] Scaar (2017); [18] Schaub et al. (2006); [19] Staggenborg et al. (2017); [20] Sunde et al. (2014); [21] van Nieuwenhuyse et al. (2008)





Vorkommen 2013–2016



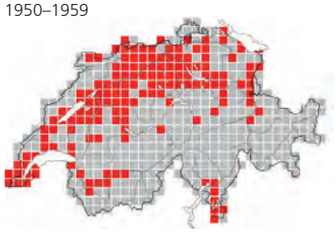
Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996



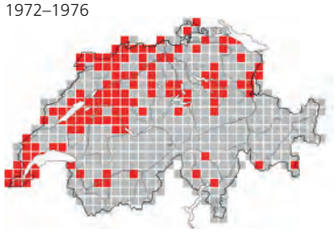
Patenschaft
Elsbeth Zurcher

Ornithologischer Verein Olten (OVO)

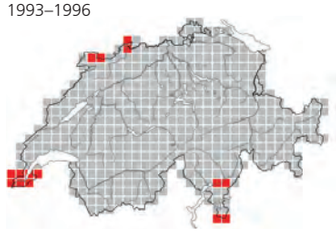
1950–1959



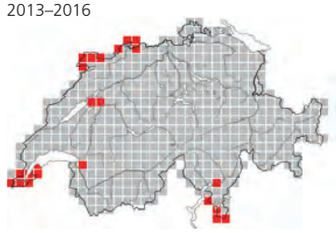
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Weiterer Rückgang der Arten der Roten Liste

Gefährdete Arten sind am ehesten im Jura, den inneralpinen Tälern und in den Feuchtgebieten des Mittellands zu finden. Im intensiv genutzten Kulturland brüten meist nur noch sehr wenige gefährdete Arten. Seit 1993–1996 sind die Arten der Roten Liste vielerorts seltener geworden. Ihr verstärkter Schutz ist dringend und muss artspezifisch angegangen werden.

Rote Listen beurteilen gemäss Vorgaben der Weltnaturschutzunion (IUCN) das Risiko, dass eine Art aus einem Gebiet verschwindet [1]. Sie haben sich als wichtiges Instrument im Naturschutz erwiesen und werden für die Schweiz vom Bund (Bundesamt für Umwelt BAFU) herausgegeben. Die Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten der Schweiz umfasst seit ihrer letzten Revision im Jahr 2010 78 Vogelarten [RLCH]. 41 Arten gelten als «verletzlich» (VU), 21 Arten als «stark gefährdet» (EN) und 9 Arten als «vom Aussterben bedroht» (CR). Ebenfalls auf der Roten Liste sind 7 ehemalige Brutvogelarten, die seit mehr als 20 Jahren nicht mehr bei uns brüten (Kategorie «in der Schweiz ausgestorben», RE). Nicht als Arten der Roten Liste gelten jene der Kategorien «potenziell gefährdet» (NT, 32 Arten) und «nicht gefährdet» (LC, 89 Arten).

Bei der Revision 2010 wurden 12 Arten von der Roten Liste von 2001 [2] entlassen. Von diesen zeigen unter anderem Kolbenente, Wanderfalke, Mittelspecht und Zaunammer eine deutliche Zunahme im Vergleich zu 1993–1996. Auch einige auf der Roten Liste verbliebene Arten zeigen positive Trends, so Weissstorch, Bartgeier, Zwergohreule, Steinkauz und Wiedehopf. Auf grossen Flächen überwiegen allerdings die negativen Entwicklungen. Insbesondere mussten bei der Revision 2010 10 Arten neu in die Rote Liste aufgenommen werden [RLCH]. Die ehemals weit verbreiteten Arten Rotkopfwürger und Grosser Brachvogel verschwanden vor der Periode 2013–2016 vollständig als Brutvögel. Von Rebhuhn, Bekassine und Ortolan verbleiben nur noch einzelne Reviere und das Verschwinden dieser Arten aus der Schweiz ist absehbar.

Im Mittelland nur in Feuchtgebieten noch mehrere gefährdete Arten

Überlagert man die Verbreitungskarten aller Arten der Roten Liste 2010, lassen sich die Hotspots ihrer Vorkommen erkennen. Heute brüten im Jura und in den Alpen noch relativ viele Arten der Roten Liste. Im Mittelland sollten gemäss ihrem Verbreitungspotenzial noch deutlich mehr Arten vorkommen als in den Berggebieten. Tatsächlich wurden im intensiv genutzten Mittelland nur noch sehr wenige gefährdete Arten nachgewiesen. Ausnahmen sind die wenigen verbliebenen grösseren Feuchtgebietskomplexe wie die Grangettes VD, das Südufer des Neuenburgersees, Teile des Grossen Mooses BE/FR und die Feuchtgebiete im Aargauer Reusstal, wo auch heute noch verhältnismässig viele Arten der Roten Liste anzutreffen sind. Auch weniger ausgedehnte Feuchtgebiete, zum Beispiel Chavornay VD, Wauwilermoos LU, Neeracherried ZH, Greifen- und Pfäffikersee, Kaltbrunner Riet SG oder Bolle di Magadino TI, erscheinen in der Karte mit einer höheren Zahl gefährdeter Arten.

Starke Abnahme in tiefen und mittleren Lagen

Werden die Verbreitungsänderungen aller Arten der Roten Liste kombiniert, zeigt sich ein deutlicher Rückgang seit 1993–1996.



Verbreitung 2013–2016 von 77 Arten der aktuellen Roten Liste. Die Karte ist eine Kombination der Artkarten.

Bei diesem Vergleich wurden sowohl die Arten der Roten Liste 2010 [RLCH] als auch jene der Ausgabe von 2001 [2] berücksichtigt. Selbst im Mittelland sind deutliche Verluste zu verzeichnen, obwohl dort schon 1993–1996 nur noch wenige dieser Arten vorkamen. Ebenfalls deutliche Rückgänge zeigen sich im Jura und in den Voralpen ab, kaum Veränderungen hingegen im Tessin und in weiten Teilen Graubündens. Zunahmen sind nur lokal erkennbar, so in der Region Genf und der Ajoie JU. Dort wirken sich unter anderem die Bestandsanstiege von Steinkauz, Mittelspecht und Dorngrasmücke aus. Zudem sind dort die Bestände von Waldlaubsänger und Wacholderdrossel im Gegensatz zu weiten Teilen der Schweiz nicht rückläufig.

Viele gefährdete Feuchtgebiets- und Kulturlandbewohner

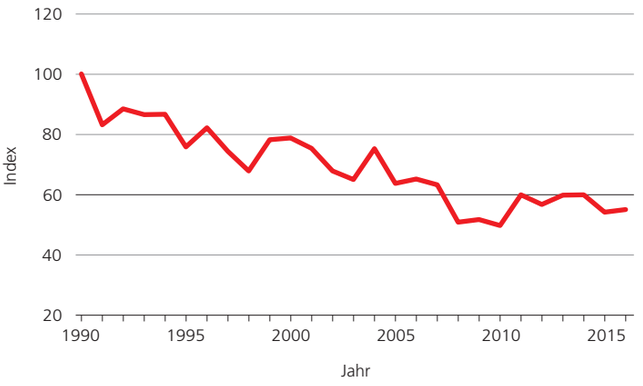
Arten der Roten Liste brüten in allen Lebensräumen. Mit 36 Arten sind die Arten der Feuchtgebiete und Gewässer am stärksten vertreten. Die meisten dieser Arten hatten bereits 1993–1996 ein recht kleines Brutgebiet, das sich im Wesentlichen auf die verbliebenen Feuchtgebiete beschränkt. Unter den weiter verbreiteten Arten zeigte nur die Kolbenente einen deutlichen Bestandsanstieg.

Die Kulturlandvögel sind in der Roten Liste mit 19 Arten die zweitgrösste Gruppe. Davon zeigen Weissstorch und Steinkauz seit 1993–1996 deutliche Bestandszunahmen. Hingegen erlitten 4 Arten starke Verluste (Kiebitz, Braunkehlchen, Wacholderdrossel und Grauammer). Waldvögel sind auf der Roten Liste mit nur 9 Arten vertreten. Trotzdem gibt es 5 Arten mit grossen Veränderungen. Eine starke Zunahme erfuhr nur der Mittelspecht, während Haselhuhn, Ringdrossel, Waldlaubsänger und Fitis teils grosse Bestandsverluste aufweisen.

Verstärkte Förderung der gefährdeten Arten dringend

Auch die Roten Listen zeigen, dass die Probleme für die Vögel der Landwirtschafts- und der Feuchtgebiete besonders akut sind. Ein verstärkter Schutz für die gefährdeten Arten ist dringend. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Bedürfnisse und Lebensräume dieser Arten muss deren Schutz artspezifisch angegangen werden. Erfreulich ist, dass sich unter den Arten der Roten Liste mit positiver Entwicklung auffallend viele befinden, für die Artenförderungsprojekte laufen, beispielsweise Steinkauz, Wiedehopf und Kiebitz.

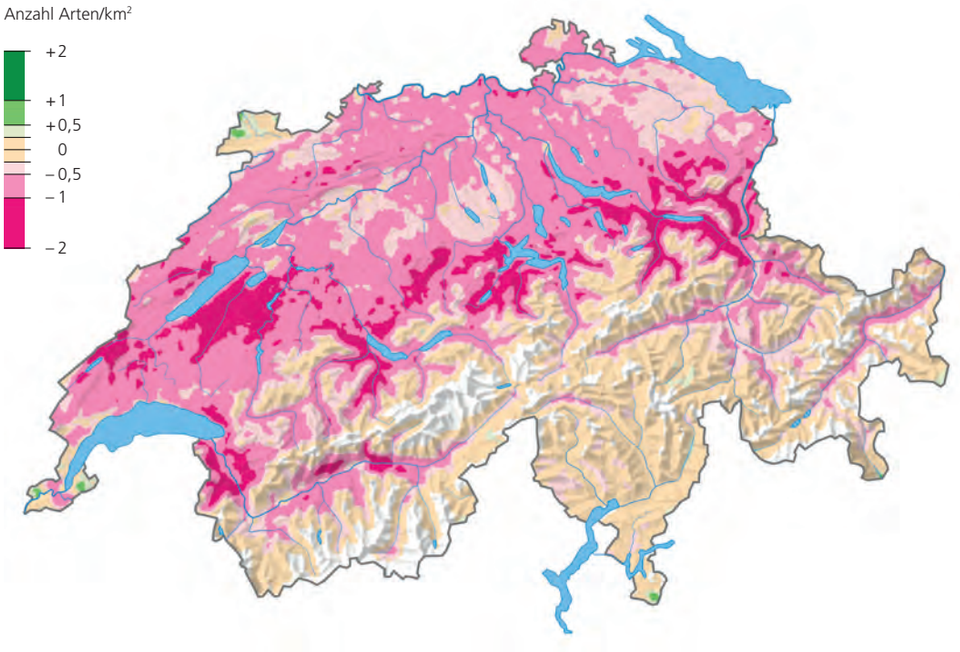
Simon Birrer



Nach einem lange ungebremsten Rückgang seit 1990 scheint sich der Teilindex des Swiss Bird Index SBI® für Arten der aktuellen Roten Liste auf einem tiefen Wert von 55 % einzupendeln.

[1] IUCN (2003); [2] Keller et al. (2001a–c)

Species Seiten 102, 104, 128, 188, 210, 214, 215, 238, 244, 254, 272, 292, 306, 318, 400, 404, 426, 452, 454, 476, 548, 554, 556



Änderung der Verbreitung seit 1993–1996 der Arten der Roten Listen. Die Karte entstand durch die Kombination der Veränderungskarten von 27 Arten, von denen die Vorkommenswahrscheinlichkeit für beide Perioden modelliert werden konnte (die meisten der übrigen 50 Arten sind sehr selten) und die entweder auf der Roten Liste 2010 und/oder auf jener der Ausgabe von 2001 stehen.

Raufusskauz

Aegolius funereus
Chouette de Tengmalm
Civetta capogrosso
tschuetta dal pe pailus
Boreal Owl



Marcel Burkhardt

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1000–3000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 264, 542

Der Raufusskauz brütet in Mitteleuropa vor allem in Gebirgslagen. In der Schweiz beschränkt sich sein Areal auf den Jura, die Voralpen und Alpen. Die dargestellten unterschiedlichen Vorkommenswahrscheinlichkeiten dürften zu einem Teil auf unterschiedliche Beobachtungsaktivitäten zurückzuführen sein. Gerade im Engadin GR kommt der Raufusskauz tatsächlich in erheblichen Dichten vor[AGR]. Er besiedelt montane und subalpine Buchen-, Misch- und Nadelwälder. Entsprechend dem Angebot an Schwarzspechthöhlen brütet er im Jura vorwiegend in alten Rotbuchen[5], in den Voralpen und Alpen mehrheitlich in Nadelbäumen. Da der Raufusskauz gerne Nistkästen annimmt, ist er auch in anderen Waldtypen anzutreffen, selbst auf bestockten Weiden[VdS]. Mehr als 90 % der Bruthinweise stammen aus Höhen zwischen 1000 und 2000 m. Die höchsten Brutnachweise gelangen auf 2140 m bei Arolla VS (P. Nijman) und auf 2070 m bei S-chanf GR[AEn].

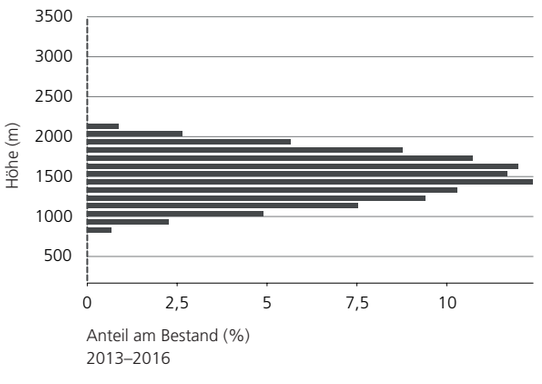
Seit 1993–1996 haben etliche Atlasquadrate ihren Status geändert, wobei die neu besetzten Quadrate leicht häufiger sind als nicht mehr bestätigte Quadrate. Dies deutet auf einen etwas höheren, aber weiterhin ungenügenden Erfassungsstand hin. Neu gibt es einen Brutnachweis von 2015 auf 770 m bei Bargen SH (M. Widmer, F. Schär), der als Vorposten der Population im benachbarten Schwarzwald gesehen werden kann. Die tiefst gelegenen Bruten wurden 1975 auf 700 m bei Burg im Leimental BL[AtCH1] und 2000 auf 660 m bei Beringen SH[VdS] gefunden.

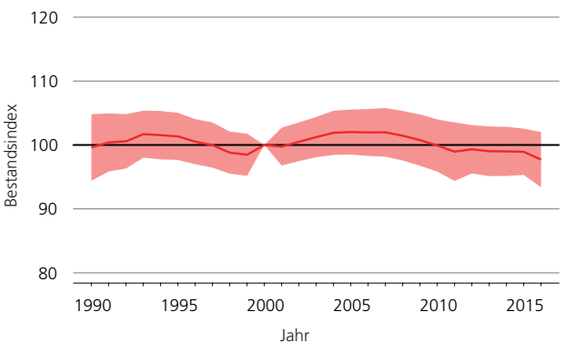
Lokal unterliegt der Bestand des Raufusskauzes grossen Schwankungen von Jahr zu Jahr, die durch das wechselnde Angebot an Mäusen hervorgerufen werden[6, 7]. Langfristig zeichnet sich im Jura ein starker Rückgang ab, besonders am Jurasüdhang zwischen 1000 und 1200 m[2, 6, 8]. Bestandsveränderungen aus den Alpen sind kaum dokumentiert. In den Vogesen war die Population zwischen 2007 und 2013 bei starken Fluktuationen ebenfalls rückläufig[3, 4]. Im Gegensatz dazu nahm der Bestand in Deutschland zu und der Raufusskauz besiedelte dort neue Gebiete[AtD, 1].

Die Forstwirtschaft kann dem Raufusskauz zusetzen, wenn Höhlenbäume und Altholzbestände gefällt werden[6, 8]. Umgekehrt kann ein Bestand durch das Anbieten von Nistkästen lokal stark erhöht werden. Mittel- bis langfristig ist der Schutz von Altholzflächen und Höhlenbäumen wichtig.

Simon Birrer

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Henrioux (2017); [3] Muller (2011b); [4] Muller (2014a); [5] Ravussin et al. (1994); [6] Ravussin et al. (2015); [7] Ravussin et al. (2016); [8] Ravussin et al. (2017)

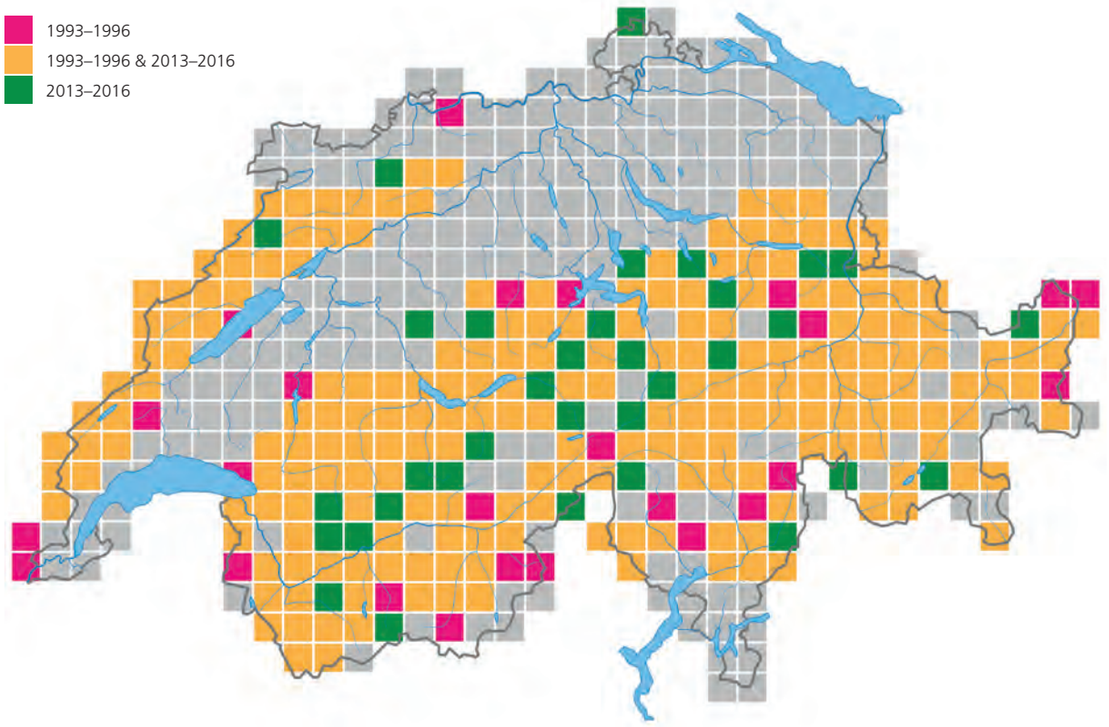




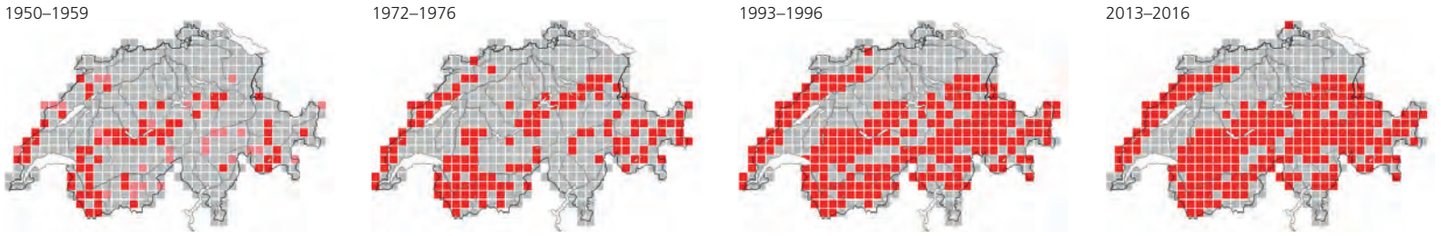
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Christian Bachmann, Mittelhäusern
Lea Berni



Zwergohreule

Otus scops
Petit-duc scops
Assiolo
piv nanin
Eurasian Scops-owl



Marcel Ruppen

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 30–40 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 264, 284, 425

In Mitteleuropa bilden die schweizerischen und österreichischen Alpen die nördliche Arealgrenze der Zwergohreule [AtD, 3]. Nördlich davon gibt es nur vereinzelte Bruten, so etwa im Elsass, im Burgund oder in Deutschland [AtD, AtF, 2, 4].

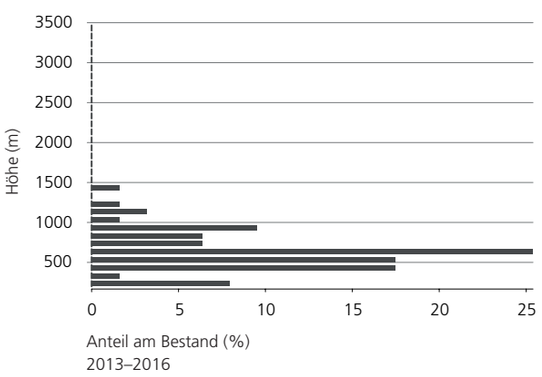
In der Schweiz brütet die Zwergohreule regelmässig nur im Wallis und im Tessin zwischen 200 und 1500 m. Auch wenn in der Region Genf, der Ajoie JU und einigen Bündner Alpentälern regelmässig Sänger erscheinen, kommt es nördlich der Alpen nur selten zu Bruten, so wie 2012 bei Meinier GE [5] und 2012–2013 bei Kleinlützel SO [6, 7]. Mit im Schnitt rund 20 Revieren beherbergt das Wallis 2013–2016 den grössten Bestand, gefolgt vom Tessin (7 Reviere) und anderen Regionen (5). In sehr günstigen Jahren wie 2015 [10] treten viele Sänger auf, oft einzeln und ausserhalb der traditionellen Gebiete. Diese sehr mobilen und aktiven Individuen singen ausdauernd und können zu einer Überschätzung des lokalen Bestands führen.

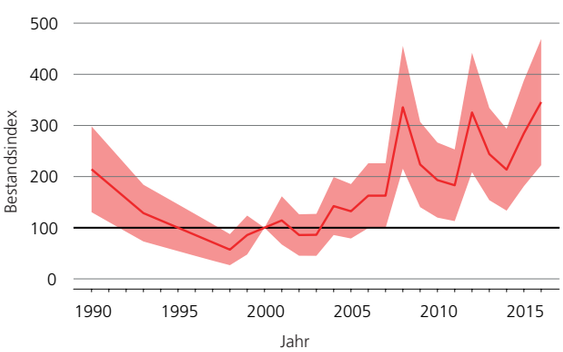
Wie zahlreiche andere auf eine extensive Landwirtschaft angewiesene Arten hat die Zwergohreule in Europa bis in die Neunzigerjahre abgenommen [AtF, RLEU, 8]. In der Schweiz war der Rückgang drastisch: Vor den Fünfzigerjahren war die Art noch ein regional häufiger Brutvogel, in den Siebzigerjahren waren es noch etwa 20 Sänger und schliesslich verblieben zu Beginn des 21. Jahrhunderts nur noch ein Paar und einige unverpaarte Sänger [1, 11].

Der Rückgang der Zwergohreule ist verbunden mit der Banalisierung der Landschaft, der Ausdehnung der für Reb- und Ackerbau genutzten Flächen sowie der Siedlungsausdehnung. Allerdings können auch am Siedlungsrand Bruten vorkommen, wie etwa in Martigny VS [10] und Sion VS. Mit der andauernden Intensivierung der Landnutzung verschwinden in den Tälern und auch an den Talflanken bis auf 1500 m extensiv genutzte Wiesen sowie mit Bäumen und Sträuchern bestockte Flächen. Hier würde die Zwergohreule ein reiches Angebot ihrer Hauptnahrung – dem Grünen Heupferd – finden [3, 11, 12]. Sie bleibt wohl trotz des aktuellen positiven Trends, dessen Ursachen nicht geklärt sind, eine verletzliche Art mit nur lokalen Vorkommen. Die Klimaerwärmung begünstigt die Häufigkeit der Beutetiere [9] und könnte zusammen mit Zuwanderungen aus starken Populationen in Italien oder Frankreich [AtF, 8] eine Schlüsselrolle bei der Erstarkung des Schweizer Bestands einnehmen.

Jean-Nicolas Pradervand

[1] Arlettaz (1990); [2] Dronneau & les observateurs de la LPO Alsace (2016); [3] Malle & Probst (2015); [4] Mebs & Nicklaus (2014); [5] Meisser et al. (2013); [6] Müller & Volet (2013); [7] Müller & Volet (2014); [8] Nardelli et al. (2015); [9] Netherer & Schopf (2010); [10] Pradervand & Posse (2016); [11] Sierro & Arlettaz (2013); [12] Šotnár et al. (2008)

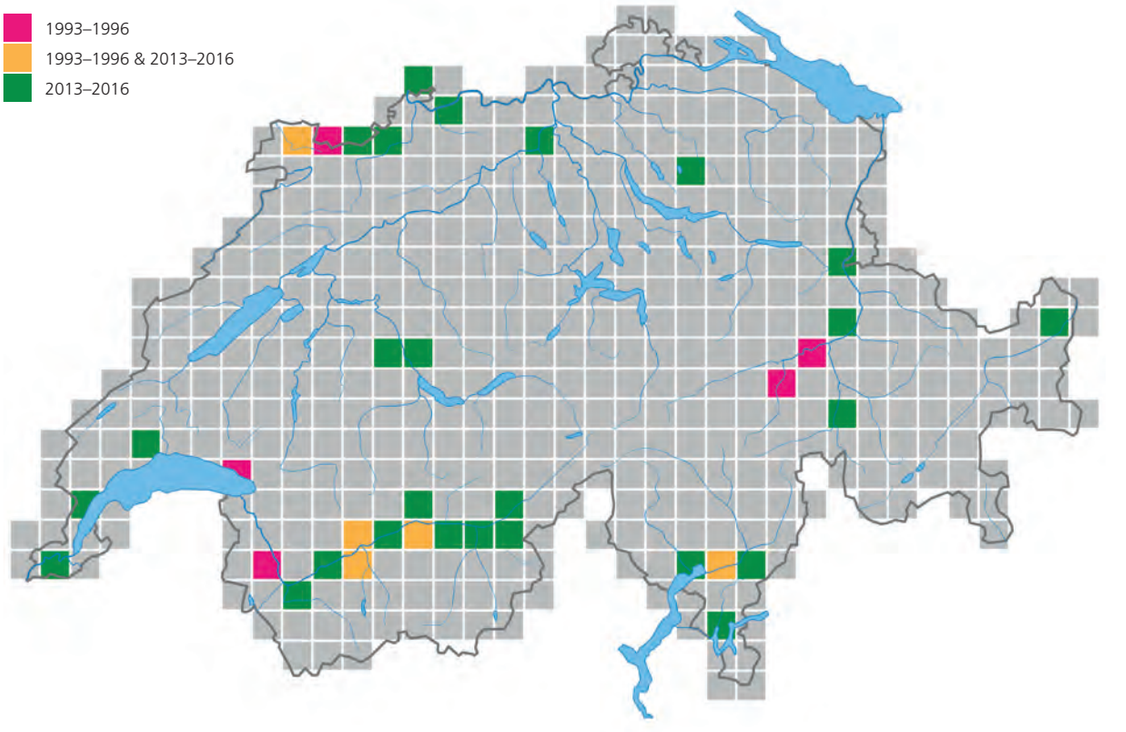




Reviere 2013–2016

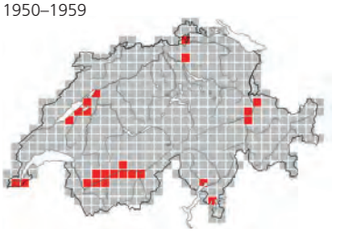


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Anicia Berney
Martina Thürig Arnold &
Peter Arnold

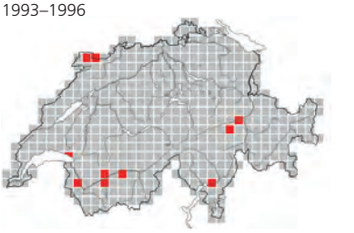
1950–1959



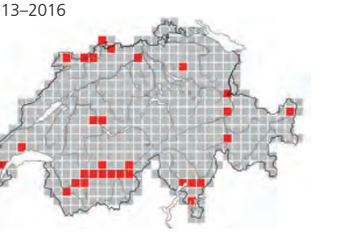
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Waldohreule

Asio otus
Hibou moyen-duc
Gufo comune
piv mesaun
Northern Long-eared Owl



Patrick Donini

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 2000–3000 Paare (2013–2016)

Focus –

Die Waldohreule kommt in der Schweiz in sehr unterschiedlichen Dichten im ganzen Land vor. Jura, Mittelland, nördliche Voralpen und die grossen Alpentäler (Rhonetal VS, Vorderrheintal GR, Engadin GR) werden praktisch flächig besiedelt. Anderswo in den Alpen ist die Verbreitung recht lückig. Der Verbreitungsschwerpunkt der Waldohreule liegt unterhalb von 1100 m. In höher gelegenen Gebieten sind die Dichten geringer. An der Waldgrenze sind in guten Mäusejahren regelmässig Waldohreulen zu finden. Die höchsten Brutnachweise gelangen bei St-Martin VS auf 2180 m [VdS] und bei Arolla VS auf 2160 m (P. Nijman).

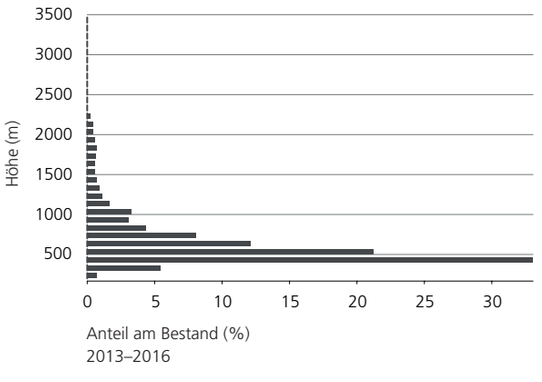
Als Lebensraum bevorzugt die Waldohreule flache oder leicht hügelige, halboffene Landschaften, wo sie im Grünland und auf den Ackerflächen jagt und in Baumhecken oder im Waldrandbereich ihre Brut grosszieht. Die höchste Siedlungsdichte erreicht sie in den grossen Flusstälern des Mittellands. So waren in der Umgebung der Wauwiler Ebene LU jährlich 1,8–8,2 Reviere/10 km² besetzt [3, 4], im Reusstal AG wurden 4,0 Reviere/10 km² [2], in der Region Payerne VD 1,4–2,8 Reviere/10 km² [6] und im westlichen Genferseegebiet 0,2–1,0 Reviere/10 km² kartiert [7].

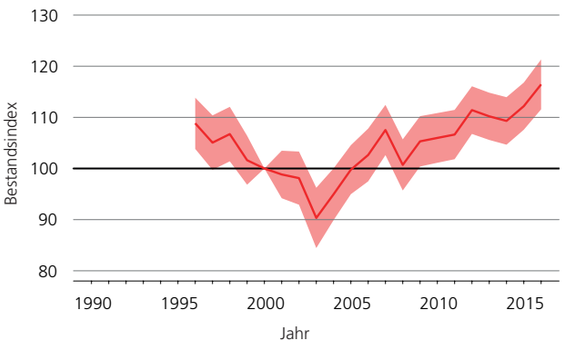
Im Vergleich zu 1993–1996 konnten in tiefen und mittleren Lagen praktisch alle Verbreitungslücken gefüllt werden. Einzig im östlichen Mittelland ist noch eine Verbreitungslücke erkennbar. In den zentralen und südlichen Teilen der Alpen gibt es nun ebenfalls etwas mehr besetzte Atlasquadrate, was wohl mancherorts dem höheren Beobachteraufwand zuzuschreiben ist.

Die Waldohreule dürfte in der Schweiz leicht zugenommen haben, der Trend wird aber von starken jährlichen, durch das Mäuseangebot bestimmten Bestandsschwankungen überlagert. Allerdings wurde am Bodensee zwischen 1980 und 2010 ein kontinuierlicher leichter Rückgang festgestellt [AtBo], ebenso in Vorarlberg [AtV]. In Deutschland wird der Bestand als stabil eingestuft [AtD]. Die Waldohreule profitiert von Buntbrachen im Landwirtschaftsgebiet, die zu einem höheren Nahrungsangebot führen [1]. Ebenfalls positiv wirken sich die Förderung vielfältiger Wiesenlandschaften mit eingestreuten Feldgehölzen und Hecken aus. Rückgänge werden vor allem auf die Intensivierung der Landwirtschaft zurückgeführt [AtV, 5, 8].

Simon Birrer

[1] Aschwanden et al. (2005); [2] Birrer (2001); [3] Birrer (2014); [4] S. Birrer, unveröff.; [5] Feldner et al. (2006); [6] Henrioux (1999); [7] Henrioux & Henrioux (1995); [8] Mebs & Scherzinger (2008)

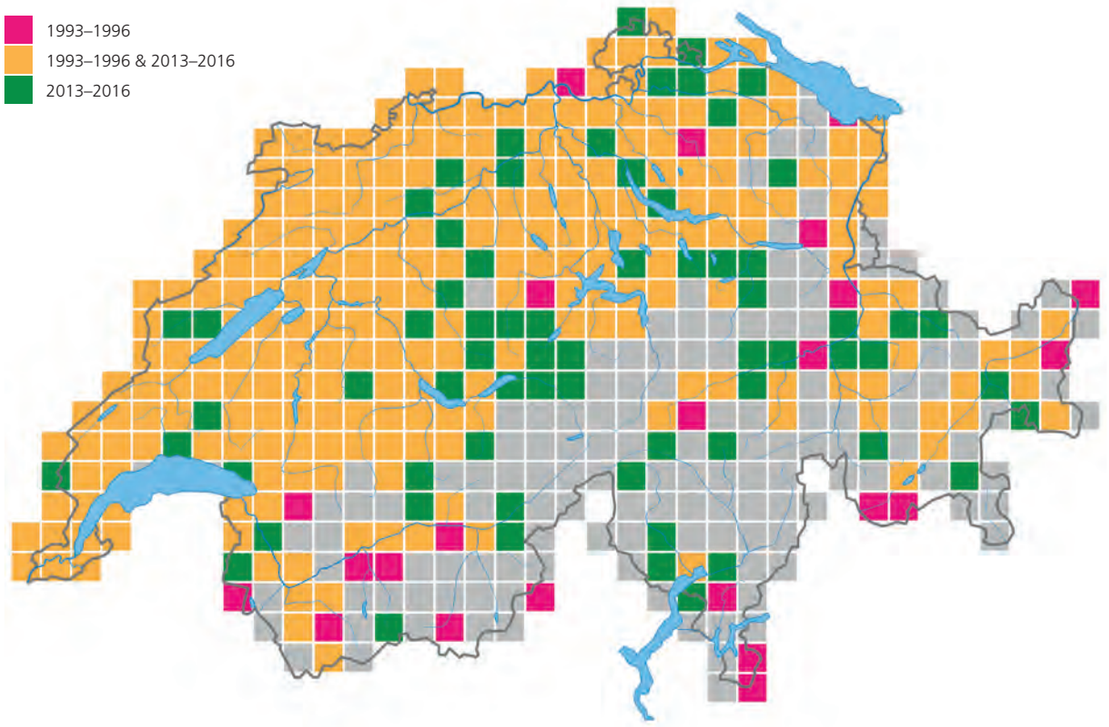




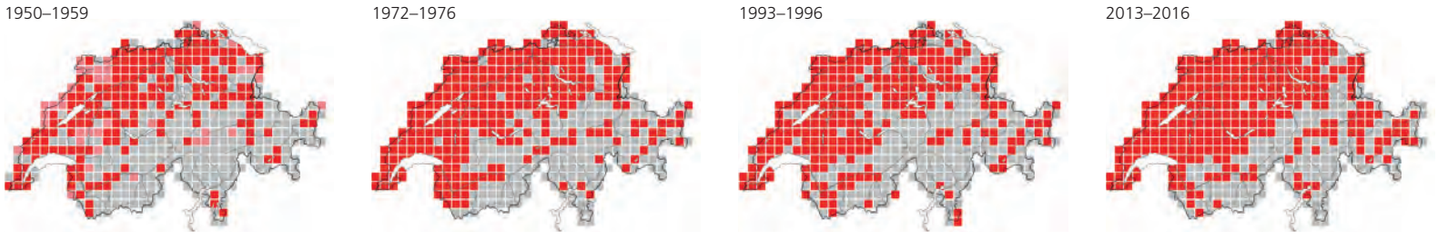
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Gieri Battaglia, Rorschach
Sabine Herzog
Martina Thürig Arnold &
Peter Arnold



Waldkauz

Strix aluco
Chouette hulotte
Allocco
tschuetta (da guaud)
Tawny Owl



Denis Girard

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 6000–8000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 264, 314

Der Waldkauz ist in der Schweiz weit verbreitet. Lücken bestehen in hoch gelegenen Gebieten, insbesondere in den Walliser Alpen und im Engadin GR. Der Waldkauz lebt in Wäldern aller Art hauptsächlich unterhalb von 1500 m, dringt aber mancherorts auch in baumbestandene Flächen von Städten und Dörfern vor. Die höchsten Dichten erreicht er in lichten Laub- und Mischwäldern, sofern genügend Höhlenbäume oder Nistkästen vorhanden sind. Kleinere Feldgehölze im Kulturland werden in der Regel nicht besiedelt, doch können in guten Jahren auch in solchen Habitaten rufende Waldkäuze oder gar Bruten festgestellt werden.

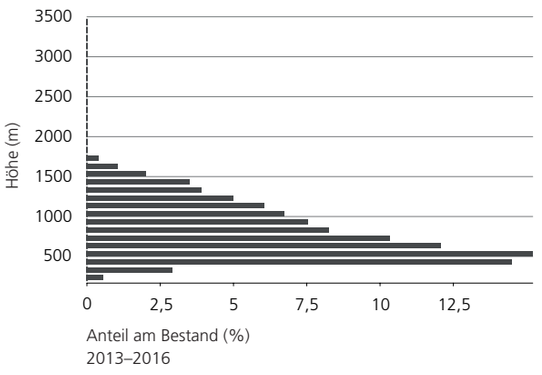
Die höchsten Bruthinweise stammen von 1940 m im Wallis [VdS], von 1900 m im Engadin GR (M. Hammel) sowie von 1740 m in den Nordalpen (J. Erard). Die höchste aktuelle Brutzeitfeststellung gelang auf 2060 m bei Soglio GR (R. Roganti), bei Zermatt VS wurde früher eine Familie mit flüggen Jungen sogar auf 2080 m angetroffen [AtCH2].

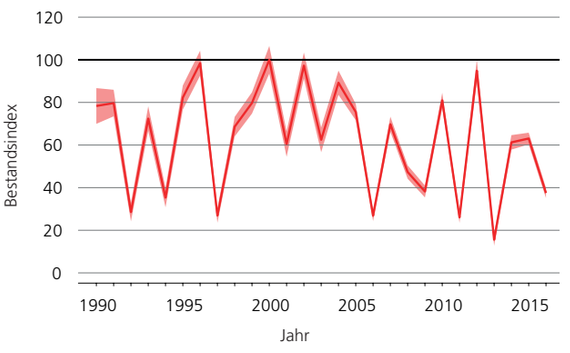
Wohl dank vermehrter Beobachteraktivität konnte der Waldkauz im Vergleich zu 1993–1996 in einigen Atlasquadraten neu nachgewiesen werden. Kurzfristig scheint der Bestand sehr stark zu variieren, mit Höchstwerten alle zwei bis vier Jahre. Dies ist eine Folge des schwankenden Nahrungsangebots. Bei geringem Nahrungsangebot balzen viele Paare nicht und beginnen keine Brut [4, 6] und sind somit schlecht nachweisbar. Langfristig ist der Bestand stabil. Regionale Erfassungen zeigen ebenfalls stark schwankende Bestandszahlen: Im Züricher Weinland besetzten zwischen 2007 und 2017 auf 28 km² Waldfläche 5–21 Paare einen Nistkasten [7, 8] und in der Region Morges VD zwischen 2006 und 2017 auf 107 km² Fläche 9–30 Paare [2, 3]. Auch in den angrenzenden Regionen sind keine gravierenden langfristigen Bestandsveränderungen erkennbar [AtD, AtF, AtV, RLEU].

Lokal kann der Bestand durch Anbringen von Nistkästen in Wäldern ohne Höhlenangebot gefördert werden. Auf solche Massnahmen sollte aber in Gebieten verzichtet werden, wo kleinere Eulenarten vorkommen [1], da diese die Nähe des Waldkauzes meiden [5]. Altholzbestände und Höhlenbäume im Wald sollten vermehrt erhalten werden, was auch anderen Arten zugutekommt.

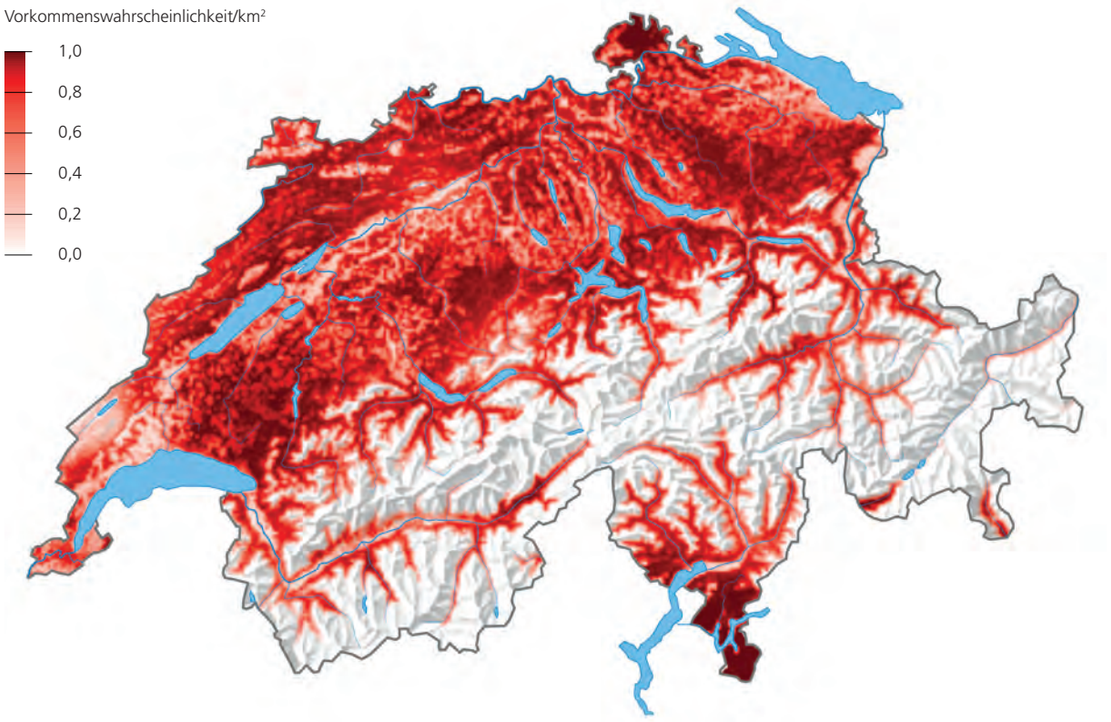
Simon Birrer

[1] AG Eulen (2017); [2] Cretegny et al. (2017); [3] Henry (2016); [4] Mebs & Scherzinger (2008); [5] Michel et al. (2016); [6] Roulin et al. (2009); [7] Studler (2014); [8] D. Studler, schriftl.

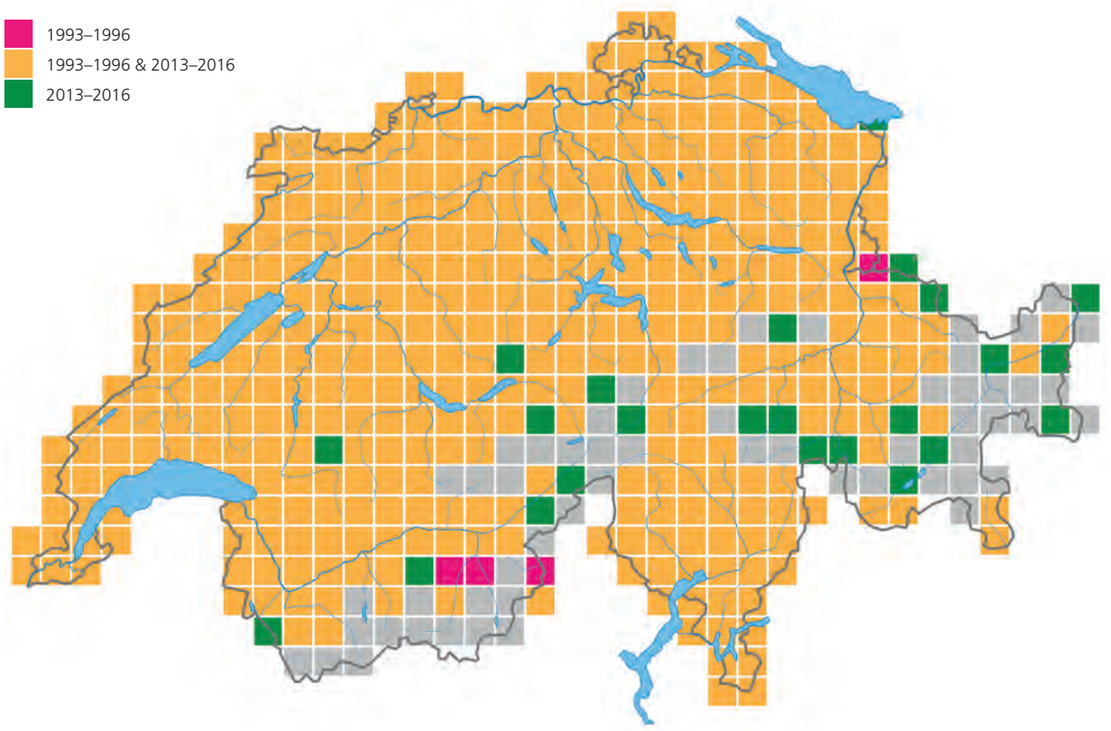




Vorkommen 2013–2016

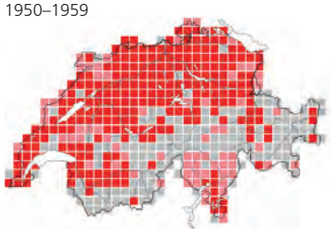


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

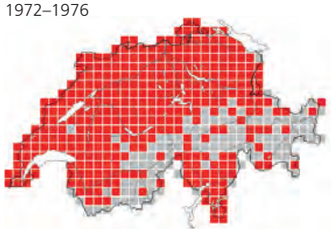


Patenschaft
Bernhard & Rosmarie Stähli, Ostermundigen
Anonyme Patenschaft

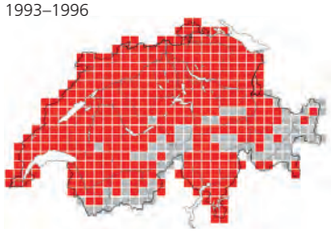
1950–1959



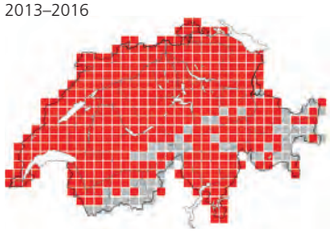
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Uhu

Bubo bubo
Grand-duc d'Europe
Gufo reale
piv (grond)
Eurasian Eagle-owl



Ralf Kistowski

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 200–230 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 110, 142, 264, 308

In der Schweiz bewohnt der Uhu die Alpen, den Jurabogen und Teile des Mittellands. Er bevorzugt reich gegliederte Landschaften mit hohen Anteilen an offenen Flächen, die er zur Jagd auf Säugetiere oder Vögel mittlerer Grösse nutzt. Brutplätze befinden sich in oft unscheinbaren Felsen, die meist ans Kulturland und manchmal an Gewässer grenzen. Sie liegen mehrheitlich unterhalb von 1000 m. Während Brutplätze bis 2020 m bekannt sind [AGR], gelang der höchste aktuelle Brutnachweis auf 1900 m bei Silvaplana GR [4]. Auch in der alpinen Stufe leben vereinzelt Uhus, meist handelt es sich dabei aber nicht um Brutvögel.

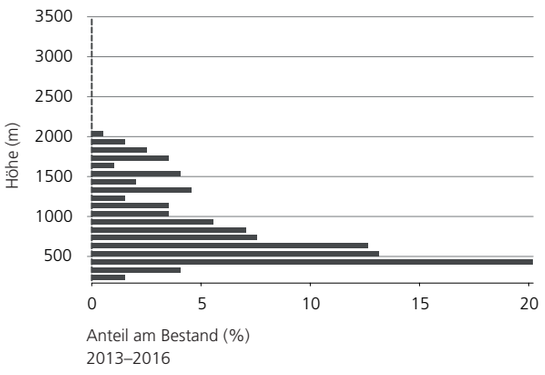
Im Jura und Mittelland zeigt sich seit 1993–1996 eine gebietsweise markante Zunahme an besetzten Revieren, während im Alpenraum der Bestand stagnierte oder gar zurückging [3, 4, 6, 9, 11]. Nach wie vor existieren dort neben Regionen mit guten Beständen wie im Engadin GR oder im Churer Rheintal GR unbesiedelte oder verwaiste Gebiete, insbesondere in den Bündner und den Tessiner Bergen. Ein von Frankreich und Deutschland ausgehendes Anwachsen der Population lässt sich bis in die Nordalpen hinein erkennen. Für eine Bestandserfassung erschwerend ist neben der Unauffälligkeit vieler Paare auch die für Uhus typische Unstetigkeit bezüglich Revierbesetzung und Brutaktivität. Neben über Jahre hinweg regelmässig besetzten Revieren existieren auch nur temporär oder sogar einmalig bewohnte Brutplätze [4].

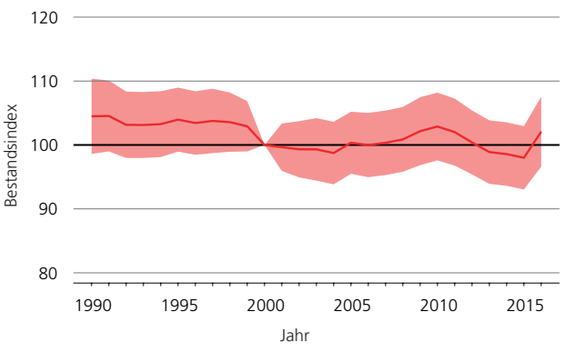
Gründe für die unterschiedliche Bestandsentwicklung in der Schweiz liegen vermutlich in einem unterschiedlichen Immigrationsdruck aus Norden und Südwesten. Früher wurden insbesondere im grenznahen Ausland zeitweise Uhus in grosser Zahl ausgesetzt [ABW, 2, 8]. Zudem dürfte die hohe Unfallmortalität, unter der Uhus europaweit leiden [1, 5, 7, 9], in engen Alpentälern mit ihren stark kanalisierten Verkehrsachsen und Stromträgern stärker zum Tragen kommen als im Flach- oder Hügelland.

Die schwächelnden Bestände in den Alpen unterstreichen die Notwendigkeit von Schutzmassnahmen. Dazu gehören die Entschärfung gefährlicher Stromleitungen (Mittelspannungsmasten, Fahrleitungsmasten der Bahn) [5] sowie das Überwachen und Absperren exponierter Brutplätze (z.B. Klettern, Fotografieren, Holzschlag, Feuerwerk) [10, 11].

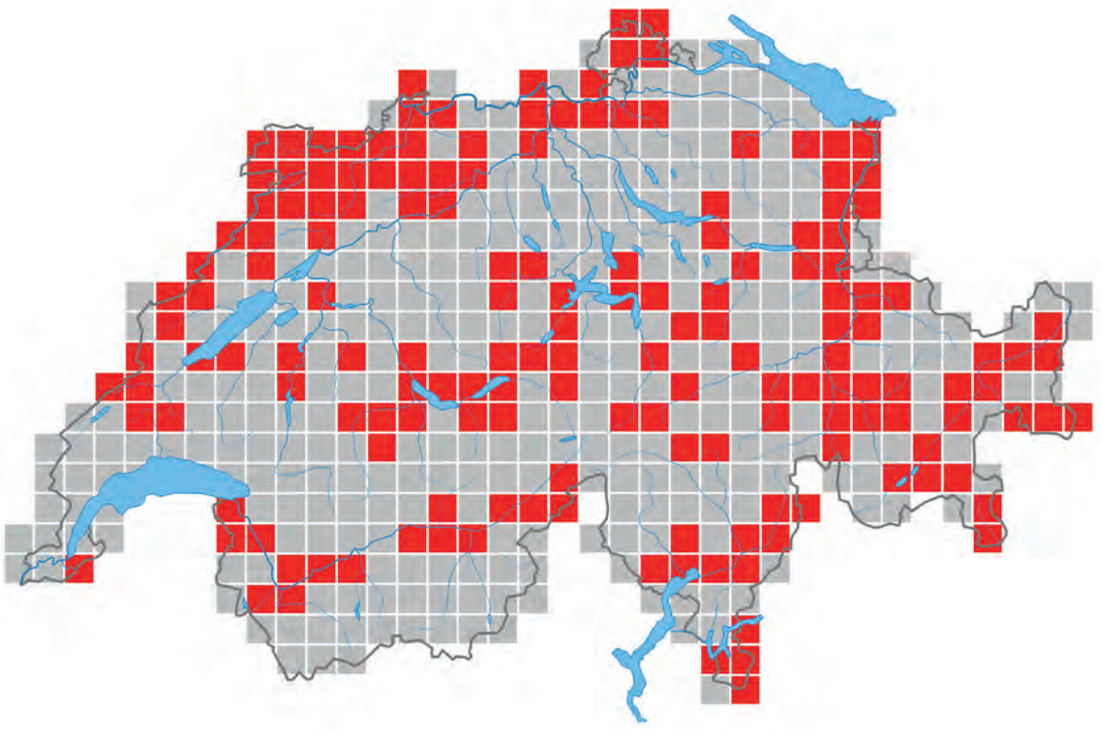
David Jenny

[1] Aebischer et al. (2005); [2] Förstel (1990); [3] Haller (1978); [4] Jenny (2011a); [5] Jenny (2017); [6] Lardelli & Zbinden (2017); [7] Martinèz et al. (2006); [8] Rau (2015); [9] Schaub et al. (2010a); [10] Werner et al. (2018); [11] Willenegger (2017)

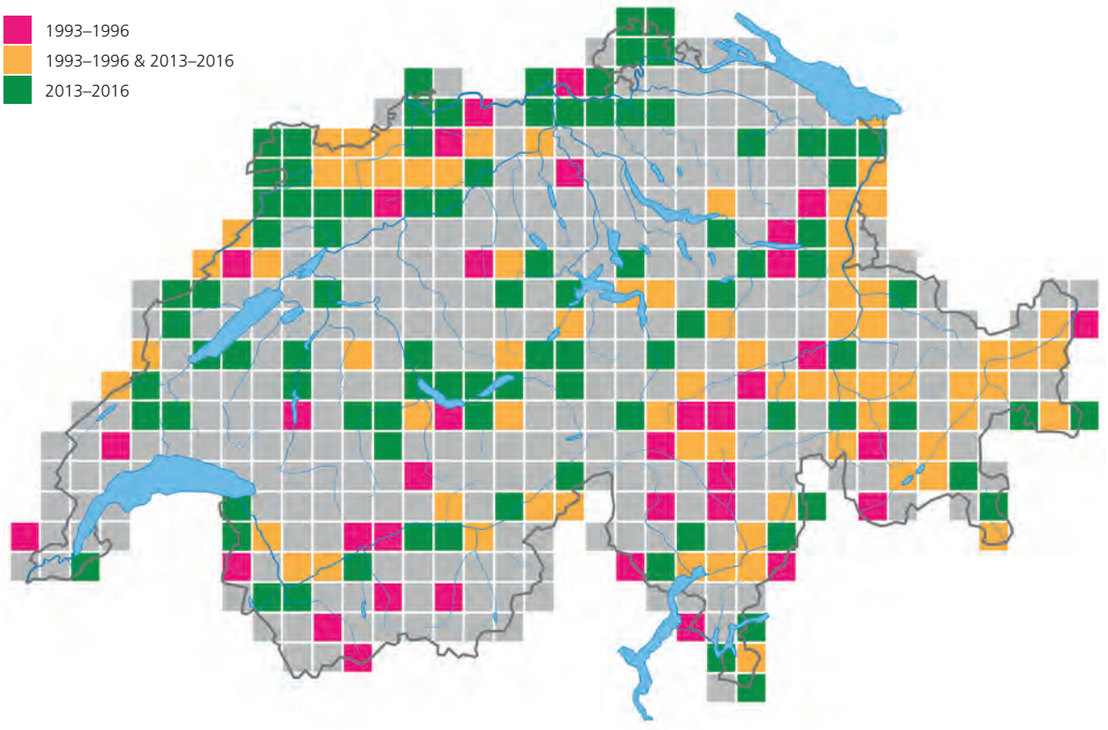




Verbreitung 2013–2016

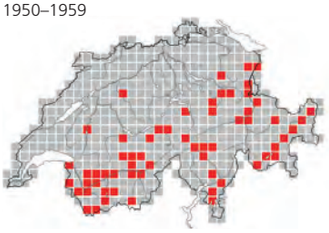


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

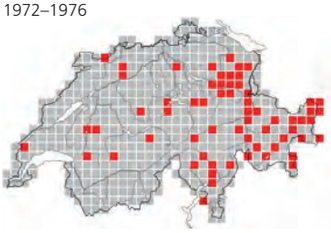


Patenschaft
Sandy Bonzon
Eduard Schnider

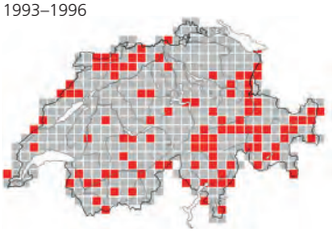
1950–1959



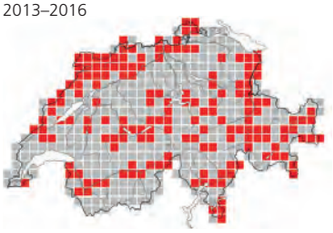
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Wespenbussard

Pernis apivorus
Bondrée apivore
Falco pecchiaiolo
girun apivor
European Honey-buzzard



Daniele Occhiato

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 500–1000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 264

Die Hauptverbreitung des Wespenbussards in der Schweiz liegt unterhalb von 1200 m. Auf Nahrungs- und Balzflügen sucht er auch öfters Gebiete bis über der Waldgrenze auf. Bruten sind bis in Höhen von 1500 m belegt [VdS]. Beobachtungen im Wallis und in Graubünden lassen einzelne Bruten in höheren Lagen vermuten, aber Nachweise fehlen ebenso wie neuere Untersuchungen zur Siedlungsdichte. Die oftmals sehr heimliche Lebensweise des Wespenbussards und die grossen, sich überlappenden Reviere stellen eine methodische Herausforderung dar [5].

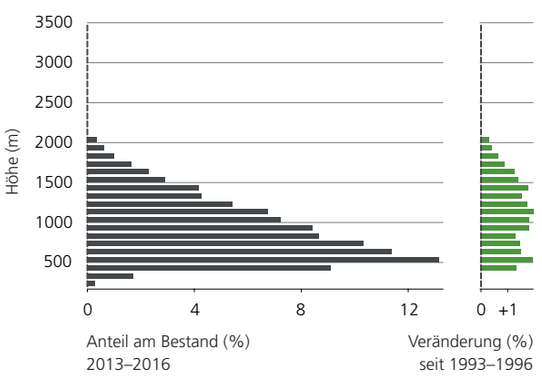
Optimale Habitate bestehen aus grossflächigen, naturnahen und wenig begangenen Wäldern, gut besonnten Lichtungen, Heckenlandschaften, ausgedehnten Trockenwiesen und eingestreuten Feuchthabitaten, die ein reiches Angebot an Insekten, Kleinvögeln und Fröschen bieten. Die praktisch flächendeckende Verbreitung in den Niederungen zeigt, dass der Wespenbussard auch mit Normallandschaften zurechtkommt. Grössere Dichten erreicht er im Jura, Napfbergland, Wallis, Tessin und in Teilen Graubündens.

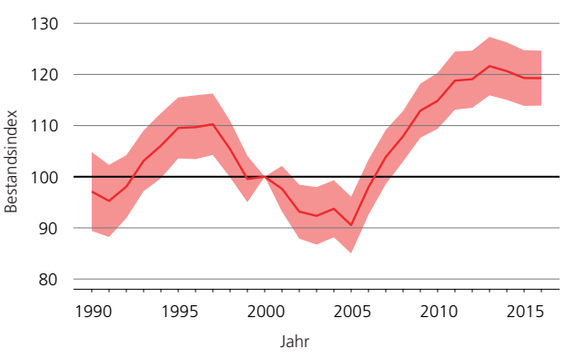
Seit 1993–1996 ergibt sich keine grundlegende Veränderung des Brutgebiets. Während Nachweise in einigen wenigen Atlasquadraten ausblieben, fällt eine Serie von scheinbar neu besetzten Quadraten im Mittelland, im Wallis und im Nordtessin auf. Es sind Gebiete mit eher geringen Siedlungsdichten. Die Unterschiede sind daher wohl auf bessere Kenntnisse und verstärkte Suche zurückzuführen.

Während der Einfluss von Abschüssen im Mittelmeerraum für die nach Westen ziehenden Populationen reduziert wurde, bleibt unklar, inwiefern die Abholzung des Regenwalds die Überwinterung im tropischen Afrika erschwert. Im Brutgebiet drohen Gefahren wie Überbauung, Stickstoffeintrag in Wiesen, intensivere landwirtschaftliche Nutzung, Störungen (u.a. durch Forstarbeiten auch in den Sommermonaten) und die Errichtung von Windenergieanlagen [4]. Andererseits dürften Nutzungsaufgabe in Grenzertragslagen, Wiederbewaldung, Windwürfe und kleine Kahlschläge dem Wespenbussard entgegenkommen. Veränderungen in verschiedenen Lebensräumen mögen erklären, weshalb sich quer durch Mitteleuropa regional unterschiedliche Trends zeigen, die Situation gesamthaft aber doch als recht stabil gilt [AtD, AtF, AtV, 1, 2, 3].

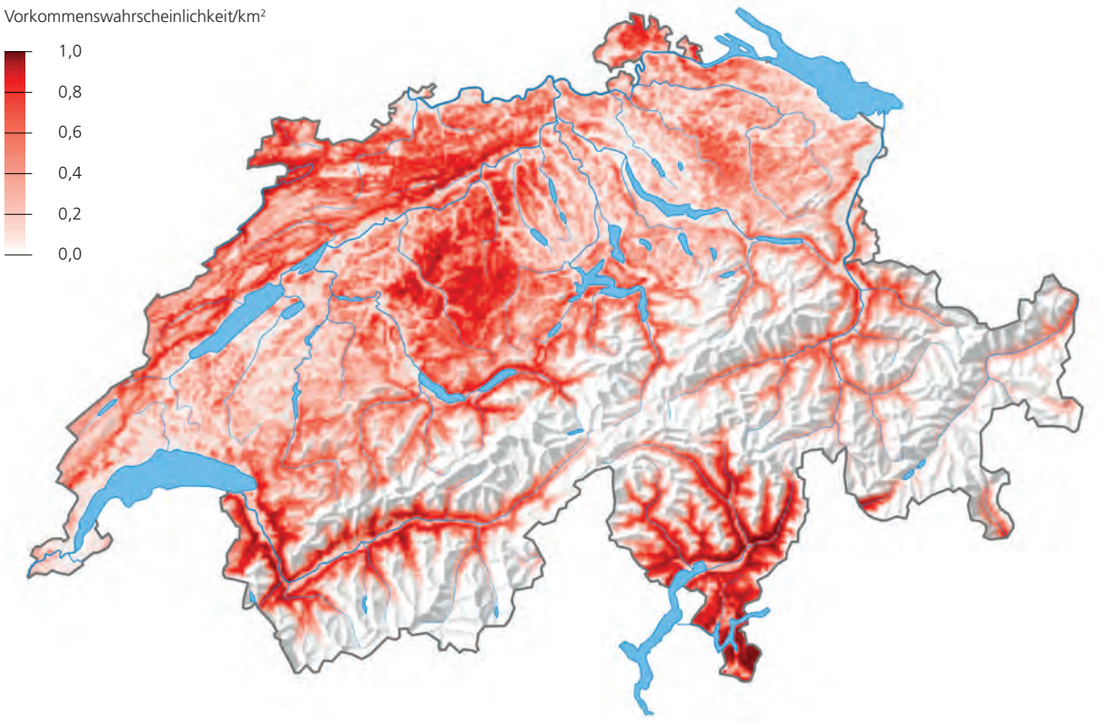
Hans Schmid

[1] Albegger et al. (2015); [2] Bezzel et al. (2005); [3] Martín et al. (2016); [4] Werner et al. (2018); [5] Ziesemer & Meyburg (2015)





Vorkommen 2013–2016

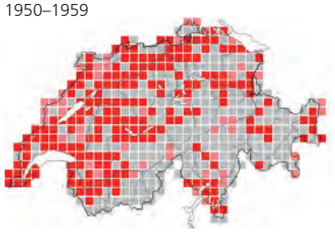


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

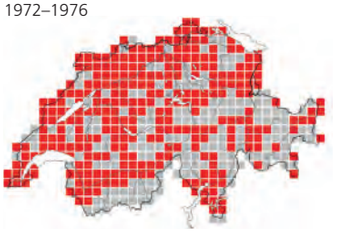


Patenschaft
Claudine Burkhard

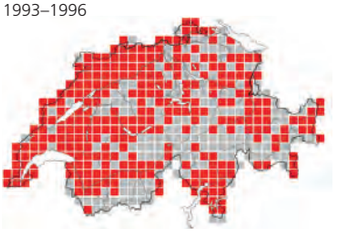
1950–1959



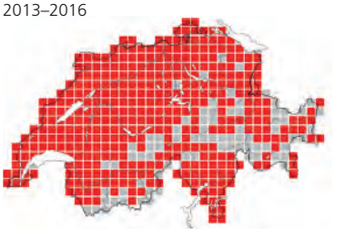
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Bartgeier

Gypaetus barbatus
Gypaète barbu
Gipeto
tschess barbet
Bearded Vulture



Marcel Burkhardt

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 9–15 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 110, 142, 240, 255, 264, 319

Die Rückkehr des Bartgeiers in die Alpen geht auf ein gross angelegtes Wiederansiedlungsprojekt zurück[8, 9]. Zu ersten Bruten in der Schweiz kam es 2007 im Ofenpassgebiet GR[4] und im Wallis bei Derborence[2]. Ausgehend von den Freilassungsorten im Schweizerischen Nationalpark GR und in Hochsavoyen bildeten sich Populationskeime im Engadin GR und im Wallis. Der Bestand wuchs bis 2017 kontinuierlich auf 17 Brutpaare an (12 in Graubünden und 5 im Wallis). Im Kerngebiet im Nationalpark wird heute eine hohe Siedlungsdichte von 1,9 Paaren/100 km² erreicht[7].

Der aasfressende, auf die Verwertung von Knochen spezialisierte Bartgeier besiedelt vorwiegend alpine Gebiete mit hohen Huftierbeständen (Steinböcke, Gämsen, Rothirsche, Schafe). Brutplätze liegen in der Schweiz zwischen 1250 m (Ardon VS; S. Denis) und 2560 m (Val Mora GR; D. Jenny). Eine hohe Nachwuchsrate von 0,7 Jungvögeln pro Paar und Jahr (2007–2016)[1, 5] belegt, dass Ressourcen ausreichend vorhanden sind. Dazu gehören neben dem Nahrungsangebot auch geeignete, unzugängliche Felswände für Brutplätze. Die Gefährdungsrisiken für den nach wie vor kleinen und fragilen Bestand[10] liegen bei (Blei-)Vergiftungen[3, 6], illegalen Abschüssen, Kollisionen mit Kabeln und Windenergieanlagen sowie Störungen am Brutplatz.

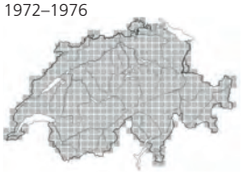
David Jenny

[1] Biollaz & Schaad (2017a–b); [2] Biollaz et al. (2011); [3] Jenni et al. (2015); [4] Jenny (2007); [5] Jenny (2016a); [6] Jenny et al. (2016); [7] Jenny et al. (in Vorb.); [8] Robin et al. (2003); [9] Robin et al. (2004); [10] Schaub et al. (2009)

1950–1959



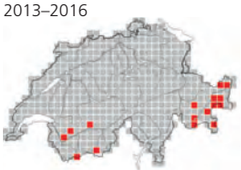
1972–1976



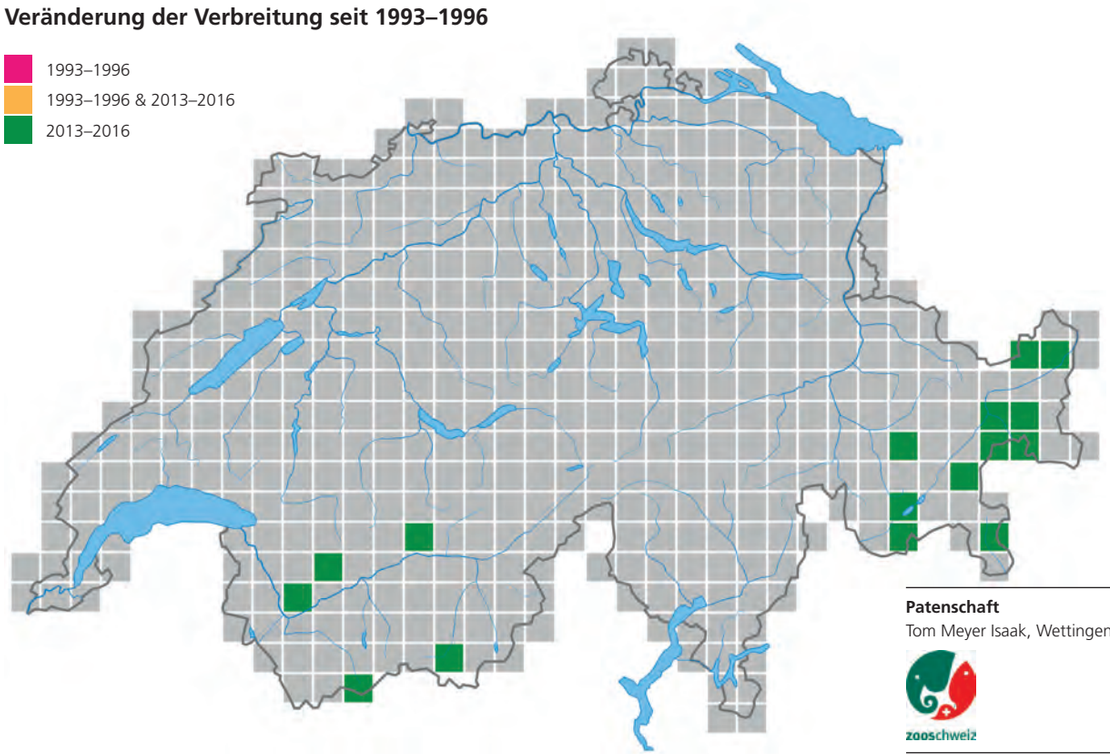
1993–1996



2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Tom Meyer Isaak, Wettingen

zooschweiz

Die Rückkehr des Bartgeiers

Einst im ganzen Alpenbogen ausgerottet, besiedelt der Bartgeier heute wieder weite Teile der Walliser und Bündner Alpen. Die geglückte Wiederansiedlung des grössten Greifvogels der Schweiz steht stellvertretend für grenzüberschreitende Zusammenarbeit beim Schutz und bei der Förderung von Greifvögeln.

Die Situation der Geier weltweit ist besorgniserregend[2]. Die Rückkehr des Bartgeiers in den Alpen ist hingegen eine Erfolgsgeschichte und gehört damit zu den positiven Ausnahmen unter den Geiern.

Noch um 1850 war der Bartgeier in weiten Teilen der Alpen verbreitet. Aufgrund direkter, durch Abschussprämien geförderter Verfolgung schrumpfte die Population rasch und starb gegen Ende des 19. Jahrhunderts aus. Der letzte Brutnachweis in der Schweiz stammt von 1886 bei Vrin GR[HVM]. Heute ist der Bartgeier in den Alpen dank eines internationalen Wiederansiedlungsprojekts wieder präsent.

Die Wiederansiedlung einst verschwundener Arten ist ein letztes Mittel im Naturschutz[8], aber nur unter strengen Voraussetzungen umzusetzen. Die folgenden Grundbedingungen sind beim Bartgeier für den Alpenraum erfüllt: Die Ursachen für dessen Verschwinden sind bekannt (direkte Verfolgung) und heute weitgehend behoben, die Habitatqualität ist gut (Nahrungsangebot, Brutplätze) und die Chance für eine natürliche Wiedereinwanderung besteht kaum.

1986 wurden die ersten Bartgeier aus einem europaweiten Zuchtprogramm in den Hohen Tauern A ausgesetzt. Es folgten alljährliche Freilassungen in Hochsavoyen F, in den Meeralpen F/I und im Schweizerischen Nationalpark GR (1991–2007). In der Schweiz koordiniert die Stiftung Pro Bartgeier die Auswilderungen. Bis 2017 wurden an drei Orten insgesamt 45 Jungvögel aus dem Zuchtprogramm freigelassen.

Erste Freilandbruten gelangen 1997 in Hochsavoyen[4], 1998 in den Zentralalpen bei Bormio I[5] und ab 2007 auch in der Schweiz, als drei erfolgreiche Bruten stattfanden[1, 6]. Seither kommen alljährlich meist 1–2 neue Paare hinzu. Ein intensives Monitoring der Brutpaare durch die Stiftung Pro Bartgeier liefert die Grundlagen für weitere Schutzmassnahmen. Der schweizerische Bestand umfasste 2017 rund 40 % der Alpenpopulation. Trotz positivem Trend bleibt der kleine Bestand fragil[7]. Illegale Abschüsse sind selten geworden, kommen aber noch vor (1997 bei Crans-Montana VS[VdS], 2008 bei Samnaun GR[3]).

Ansiedlungen neuer Brutpaare erfolgen meist in der näheren Umgebung ihrer Herkunft (Freilassungsort, Geburtshorst).



David Jenny

Dieser junge Bartgeier stammt aus einem Horst im Oberengadin GR.

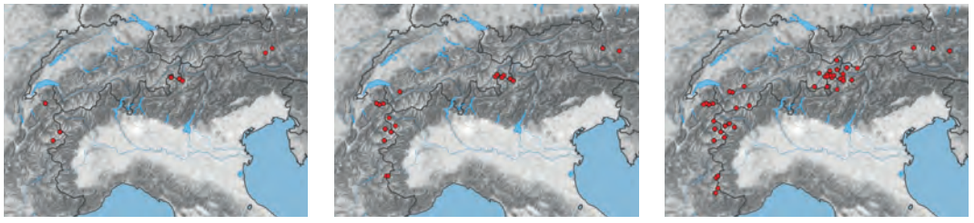
Aufgrund ihrer Ferne zu den Kerngebieten sind andere Alpenregionen wie die Innerschweiz und das Tessin bisher unbesiedelt geblieben. Mit den Aussetzungsorten in den östlichen (Calfeisental SG, 2010–2014) und in den Zentralschweizer Alpen (Melchsee-Frutt OW, ab 2015) werden hier Grundsteine für neue Populationskeime gelegt. Das Ziel des Wiederansiedlungsprojekts ist eine flächige Besiedlung der Alpen und eine Vernetzung mit der vitalen Pyrenäenpopulation, aber auch mit den kritischen Beständen auf Korsika und Kreta.

David Jenny

[1] Biollaz et al. (2011); [2] Buechley & Şekercioğlu (2016); [3] Hegglin & Müller (2009); [4] Heuret & Rouillon (1998); [5] Jenny (1999); [6] Jenny (2007); [7] Schaub et al. (2009); [8] Seddon et al. (2007)

Species Seite 254

1997–2003 2004–2010 2011–2017



Der Schweiz kommt durch ihre zentrale Lage im Alpenraum eine wichtige Rolle bei der Wiederansiedlung des Bartgeiers zu, wie die Lage der Brutplätze zeigt. Quelle: International Bearded Vulture Monitoring, Hintergrundkarte: Natural Earth, Stamen Design & OpenStreetMap.

Steinadler

Aquila chrysaetos
Aigle royal
Aquila reale
evla (da la pizza)
Golden Eagle



Patrick Donini

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 350–360 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 110, 142, 264, 308

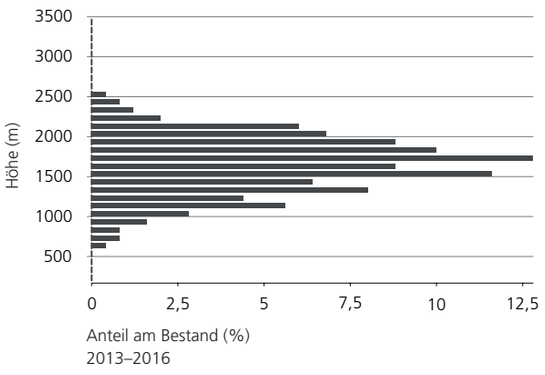
In der Schweiz gilt der Steinadler als Charakterart der Gebirge. Er dringt aber auch in tiefere Lagen vor, sofern er halboffene, wenig intensiv bewirtschaftete Landschaften vorfindet[1]. Die Schweizer Alpen sind heute vollständig besiedelt. Seit 1993–1996 kamen knapp 50 Reviere dazu, so dass der Bestand heute 350–360 Brutpaare umfasst. Darin enthalten sind auch vier Reviere am Rand des Mittellands (Kantone Bern und St. Gallen) und zwei im Jura. Dort brütete der Steinadler 2009 erstmals wieder im Kanton Solothurn, nach fast 200 Jahren Abwesenheit[8]. Seit 2014 gibt es auch einen Brutplatz im Berner Jura[7]. Hier und auch im westlichen Jura sind künftig weitere neue Paare zu erwarten. Im französischen Jura nistet der Steinadler bereits seit 1994 wieder regelmässig [VdS]. Seit 1993–1996 wurde lediglich die Aufgabe eines einzigen Reviers bekannt (Buchholterberg BE, ab 2004).

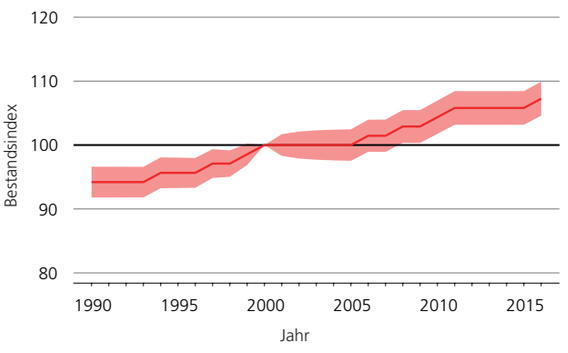
Steinadlerpaare beanspruchen Reviere von meist 20–80 km² Fläche. Heute werden teilweise hohe Dichten von bis zu 2,5 Paaren/100 km² erreicht. Insgesamt verteilen sich die Paare recht homogen, was unter anderem auf ein grossflächig gutes Nahrungsangebot zurückgeht. Brutplätze liegen meist zwischen 1100 und 2200 m in Felsen, selten auch auf Bäumen. Die Höhenextreme für erfolgreiche Bruten liegen bei 2630 m im Juliergebiet GR (1991; H. Haller) und 670 m bei Avegno TI (2017; L. Pagano).

Die alpine Population ist heute einer ausgeprägten Dichteregulation unterworfen[2, 4]. Konkurrenz zwischen Artgenossen wirkt sich auf eine verminderte Fortpflanzungsrate aus und erhöht deren Sterblichkeit durch mitunter heftige territoriale Auseinandersetzungen. Die Nachwuchsraten variieren stark und liegen heute im Mittel im Engadin GR und in den Westschweizer Alpen bei rund 0,3 Jungvögeln pro Paar und Jahr (D. Jenny, G. Banderet), im westlichen Wallis sind sie noch tiefer (S. Denis). Zusätzlich wirken verstärkt auch menschliche Einflüsse wie Störungen am Brutplatz oder Vergiftungen auf die Population ein. In mehreren Kantonen wurden bei Steinadlern in den Knochen hohe Belastungen durch giftiges Blei nachgewiesen, das grösstenteils auf bleihaltige Jagdmunition zurückgeht[3, 5, 6]. Die Schweiz trägt für den Erhalt des Steinadlers im Alpenbogen eine besondere Verantwortung, beherbergt sie doch etwa ein Viertel dieser Population.

David Jenny, Serge Denis & Gaby Banderet

[1] Haller (1994); [2] Haller (1996); [3] Jenni et al. (2015); [4] Jenny (1992); [5] Jenny et al. (2016); [6] Madry et al. (2015); [7] Müller (2015); [8] Müller & Volet (2010)





Brutpaare 2013–2016

1

Einzelne Punkte auf den Karten sind aus Schutzgründen verschoben



Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996

Zunahme

1

0

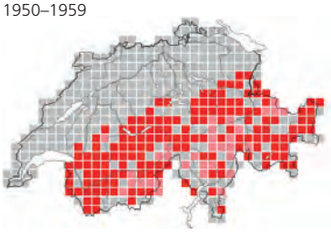
Abnahme

1

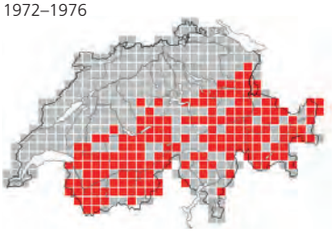


Patenschaft
Claudia Kamber
Erich & Claudia Voggensperger, Schönenbuch

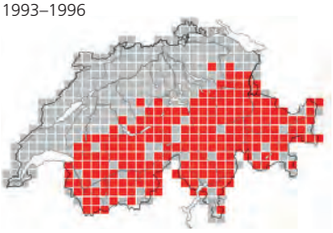
1950–1959



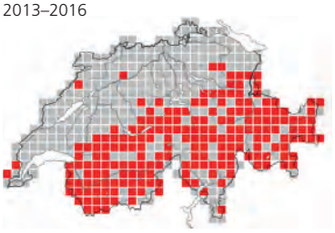
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Schlangenadler

Circaetus gallicus
Circaète Jean-le-Blanc
Biancone
evla alva
Short-toed Snake-eagle



Daniele Occhiato

Rote Liste –
Bestand 3–5 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 190, 264, 425

Die spezielle Nahrungsvorliebe für Schlangen engt das Brutgebiet des Schlangenadlers auf den Mittelmeerraum und die Umgebung des Schwarzen Meeres ein. In Westrussland reicht es im Norden allerdings bis zur Ostsee[3]. Im westlichen Europa bildet der Alpenbogen die nördliche Verbreitungsgrenze, wobei es in Norditalien[1] und in den französischen Departementen Hochsavoyen, Ain und Jura[AtF] regelmässig zu Bruten kommt.

Auch wenn in der Schweiz schon früher ein Brüten des Schlangenadlers vermutet wurde[AtCH1, VdS], gelang der erste Brutnachweis erst 2012 in der Region Leuk VS[2]. Nach einer Pause von zwei Jahren brütete dasselbe Paar 2015 und 2016 erneut in zwei verschiedenen Atlasquadraten im Oberwallis (J. Cloutier, L. Maumary)[4, 5]. Die erste Brut auf der Alpensüdseite wurde 2016 im Zentraltessin entdeckt[7]. Eine intensive Suche im Jahr 2017 ergab zwei zusätzliche Brutpaare im Wallis (R. Arlettaz, L. Maumary) und ein weiteres im Tessin (L. Pagano, F. Rampazzi, M. & N. Spinelli).

Der Ansiedlung des Schlangenadlers in der Schweiz ging seit 1991 ein markanter Anstieg der Beobachtungszahlen voraus[VdS, 2, 7]. Auch die Bestände in Frankreich und Italien nehmen derzeit zu[AtF, 6].

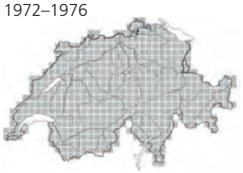
Lionel Maumary

[1] Campora & Cattaneo (2006); [2] Maumary et al. (2013); [3] Mebs & Schmidt (2014); [4] Müller (2016); [5] Müller (2017); [6] Premuda et al. (2015); [7] Rampazzi & Pagano (2017)

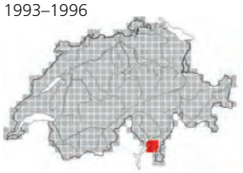
1950–1959



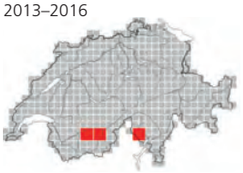
1972–1976



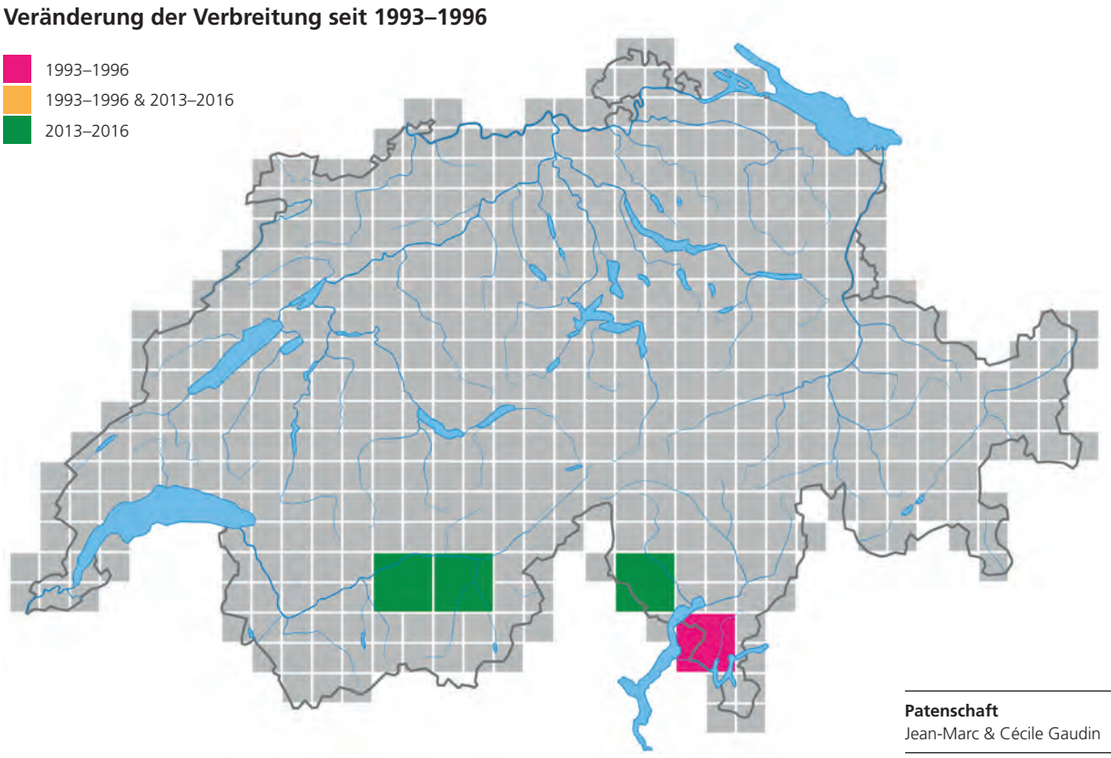
1993–1996



2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Jean-Marc & Cécile Gaudin

Rohrweihe

Circus aeruginosus
Busard des roseaux
Falco di palude
melv da channa
Western Marsh Harrier



Mathias Schäf

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 0–3 Paare (2013–2016)

Focus –

Obwohl die Rohrweihe in den Nachbarländern auch in eher kleinen Feuchtgebieten brütet, sind Bruten in der Schweiz die Ausnahme. Für das 20. Jahrhundert sind nur sieben Brutnachweise belegt[VdS]. Recht regelmässig nistet die Rohrweihe seit 1980 am Bodensee im Wollmatinger Ried D (bis zu drei Paare)[ABo3]; hier brütete 2014–2016 jeweils ein Paar (H. Jacoby, S. Werner, J. Urban et al.). Zudem bestand 2014 Brutverdacht an der Radolfzeller Aachmündung D (C. Stauch, A. Brall)[6].

In der Schweiz kam es im Neeracherried ZH nach 1975 erstmals wieder 2007–2009 zu Brutversuchen (S. Heller et al.)[8, 11, 12]. Weitere Brutversuche gab es in der Grande Cariçaie (2015–2016)[1, 2, 7], am Fräschelsweiher BE (2016; P. Tröndle)[7] und im Meienriedloch BE (2016)[4, 7] sowie im Wengimoos BE (2017; D. Friedli, R. Bearda, A. Stähli). Ein Nistmaterial eintragendes Weibchen wurde ferner 2013 bei Chavornay VD festgestellt (D. Landenbergue)[9]. Da auch unverpaarte Vögel Nestbautätigkeit zeigen können[HVM], lässt sich daraus jedoch nicht zwingend auf Brutversuche schliessen.

Der europaweite Bestand ist seit 1995 stabil[EBCC]. In den Nachbarländern der Schweiz wurden indes unterschiedliche Trends festgestellt[AtD, AtF, RLEU, 3, 5, 10].

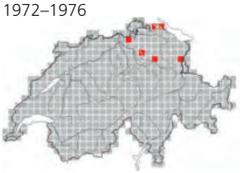
Hans Schmid

[1] Antoniazza (2016a); [2] Antoniazza (2016b); [3] Bauer et al. (2016a); [4] Christen (2017b); [5] Dronneau & les observateurs de la LPO Alsace (2016); [6] Knaus et al. (2014); [7] Müller (2017); [8] Müller & Volet (2010); [9] Posse (2014); [10] Rödl et al. (2012); [11] Volet & Gerber (2008); [12] Volet & Gerber (2009)

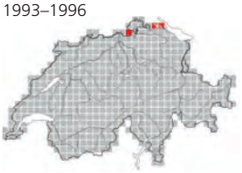
1950–1959



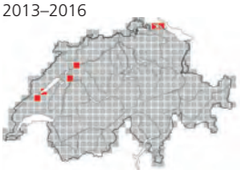
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

1



Patenschaft
Marianne Schläpfer-Meyer

Sperber

Accipiter nisus
Épervier d'Europe
Sparviere
sprer (pitschen)
Eurasian Sparrowhawk



Markus Varesvuo

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 3500–6000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 264

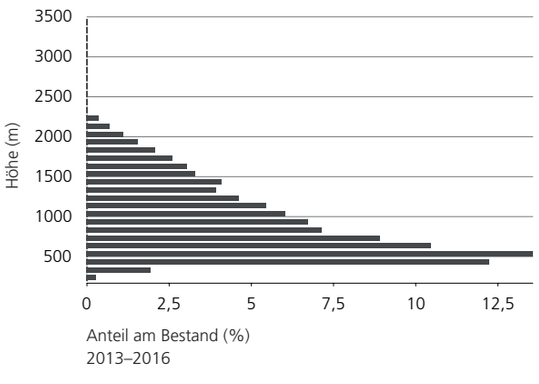
In der Schweiz brütet der Sperber von den Tieflagen bis in den Bereich der Baumgrenze. Verbreitungsschwerpunkte sind Nadel- und Mischwälder in Höhenlagen um 400–800 m. Die höchsten Dichten erreicht er in den waldreichen Gebieten im Übergang vom Mittelland zu den Voralpen sowie im Jura. Auf der Nahrungssuche sind Sperber in der Brutzeit auch im Bereich der Baumgrenze oder sogar darüber anzutreffen. Während Bruten bis auf 1950 m bekannt sind [AtCH2, VdS], stammt der höchste aktuelle Brutnachweis von 1920 m im Schweizerischen Nationalpark GR (R. Wüst-Graf).

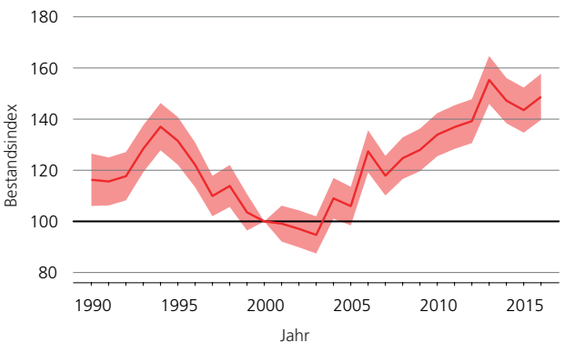
Seit 1993–1996 wurde der Sperber in einigen Atlasquadraten im Alpenraum neu nachgewiesen, was auch an einer intensiveren Bearbeitung liegen dürfte. Im Vergleich zu 1993–1996 scheint die Höhenverbreitung unverändert. Der Brutbestand in der Schweiz nimmt seit etwa 1975 wieder zu. Regionale Bestandserhebungen zeigen ebenfalls eine Erholung, so im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 (Verdoppelung des Bestands) [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 (Vervierfachung des Bestands und der Anzahl besetzter Raster) [AtBo]. Auch in Frankreich nahm der Sperberbestand langfristig zu, seit 2000 ist aber wieder leicht rückläufig [AtF, 5]. In Deutschland blieb er lange stabil, nimmt aber aktuell ebenfalls leicht ab [AtD, 4]. In Italien gilt der Bestand als stabil [6], europaweit ist der Trend negativ [EBCC].

Die Bestandsänderungen dürften primär eine Folge des Verbots von chlorierten Kohlenwasserstoffen (z.B. DDT) und Quecksilberverbindungen sein, mit denen der Sperber stark belastet war. Schadstoffbelastungen wirkten sich in der Schweiz noch bis mindestens 1994 reduzierend auf den Bruterfolg aus [3]. Um die aktuelle Belastung mit Schadstoffen zu eruieren, sollten die Untersuchungen von Bühler [3] wiederholt werden. Die immer intensiveren Forstarbeiten und die zunehmenden Freizeitaktivitäten während der Brutzeit könnten den Bruterfolg durch Störungen und direkte Ausfälle betreffen [1, 2, 4]. Kollisionen (z.B. Glasscheiben, Fahrzeuge) sind die häufigsten bekannten Todesursachen [7]. Angesichts eines leichten Rückgangs in den Nachbarländern wäre eine bessere Überwachung einzelner Brutpopulationen wünschbar.

Stefan Werner & Hans Schmid

[1] L. Broch, schriftl.; [2] Broch et al. (2017b); [3] Bühler (2000); [4] Interessengemeinschaft Sperber (2008); [5] Jiguet (2017); [6] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [7] Werner et al. (2018)

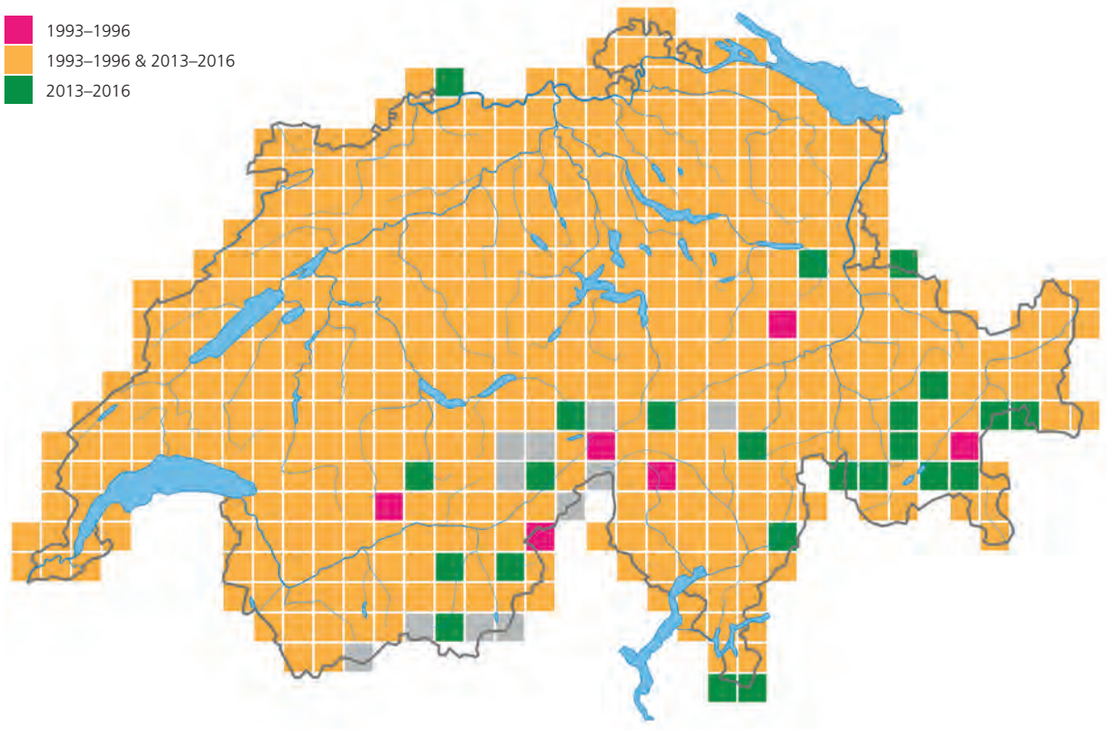




Vorkommen 2013–2016

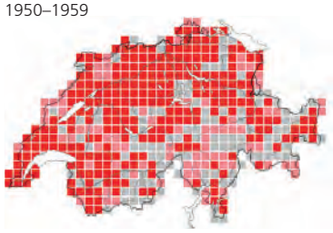


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

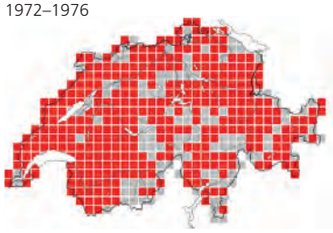


Patenschaft
Forrer & Abderhalden GmbH, Unterwasser

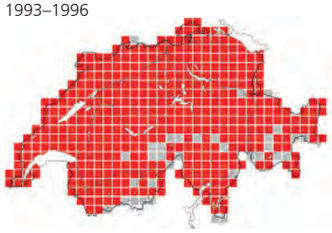
1950–1959



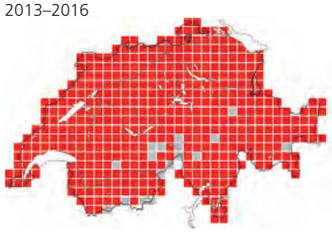
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Habicht

Accipiter gentilis
Autour des palombes
Astore
sprer grond
Northern Goshawk



Reto Ricci

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1300–1700 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 264, 314

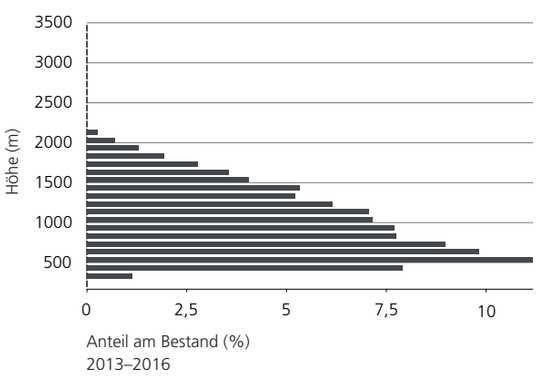
In der Schweiz besiedelt der Habicht bevorzugt Wälder zwischen 400 und 1500 m. Auch zur Brutzeit jagt er aber bis zur Baumgrenze oder sogar darüber. Der höchstgelegene Brutplatz in der Schweiz wurde früher bei Zermatt VS auf 2040 m gefunden [AtCH2], in jüngerer Zeit gelang der höchste Brutnachweis auf 1830 m beim Stazersee GR (T. Wehrli, P. Walser Schwyzer). Im Vergleich zu 1993–1996 scheint sich die Höhenverbreitung nicht verändert zu haben.

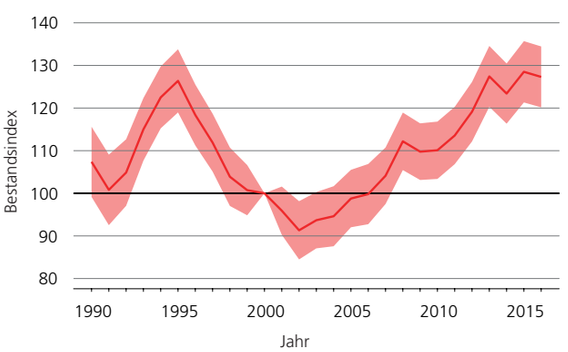
Nach 1972–1976 hat sich der Bestand des Habichts in der Schweiz erholt und viele Areale im Mittelland und Jura wurden wiederbesiedelt, die bereits 1950–1959 besetzt waren [AtCH0]. Seit 1993–1996 dürfte der Bestand wohl mehr oder weniger konstant geblieben sein. Auffällig sind die beiden Spitzen in den zwei Atlasperioden, die beobachterbedingt sein dürften. In einem 1121 km² grossen Gebiet in der Nordostschweiz dauerte der Aufwärtstrend bis 1985. Anschliessend wurde bis 1999 ein stabiler Bestand festgestellt [7]. Derzeit ist der Trend zumindest in einigen Regionen negativ [1, 3]. Der Bruterfolg einzelner Populationen ist schwach [3, 8]. Zudem beginnen viele Paare gar nicht erst mit einer Brut [8]. Im Bodenseegebiet sank der Bestand von 2000 bis 2010 um rund 20 % [AtBo]. In den Nachbarländern stieg der Bestand zunächst langfristig an [AtD, AtF]. Seit 2000 gilt er in Frankreich als konstant [AtF], wohingegen er in Deutschland und Teilen Österreichs wohl aufgrund direkter Verfolgung seit 1998 abnimmt [AtD, 2]. In der Mehrzahl der europäischen Staaten mit bekanntem Trend geht der Bestand des Habichts zurück [RLEU].

Die Zunahme nach 1972–1976 dürfte primär eine Folge des Verbots schwer abbaubarer Biozide gewesen sein, die sich zuvor stark negativ auswirkt hatten [VdS, 4]. Das Ausmass illegaler Nachstellungen durch Abschüsse und Fallen ist kaum abschätzbar [6]. Mit Gift präparierte Tauben treffen nicht nur den Wanderfalken, sondern auch den Habicht [5, 9]. Durch die zunehmenden Forstarbeiten in der Brutzeit kommt es zudem vermehrt zu Brutausfällen [7]. Um einen erneuten Rückgang zu verhindern, sollten diese Gefährdungen unterbunden sowie Altholzbestände erhalten und umfassend vor Störungen geschützt werden.

Stefan Werner

[1] A. Aebischer & M. Kéry, pers. Mitt.; [2] Albegger et al. (2015); [3] Broch et al. (2017a); [4] Bühler & Oggier (1987); [5] Inderwildi et al. (2016a–b); [6] Mebs & Schmidt (2014); [7] Schlosser & Bühler (2010); [8] Schlosser & Schlosser (2013); [9] Werner et al. (2018)

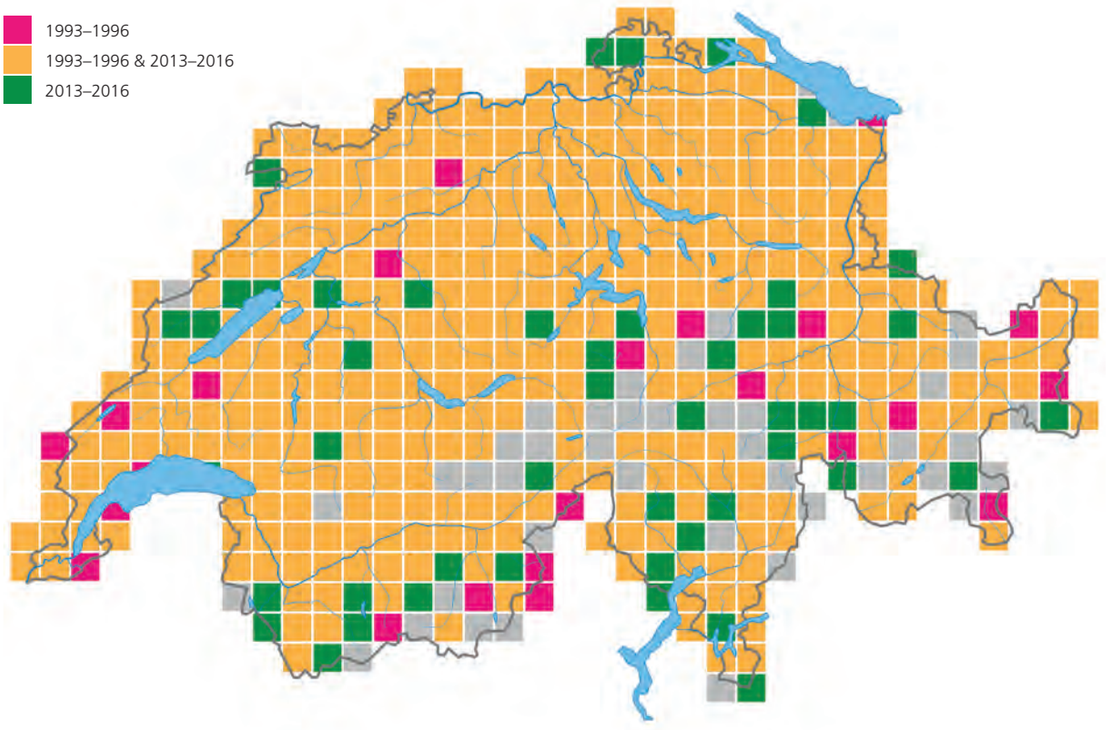




Vorkommen 2013–2016

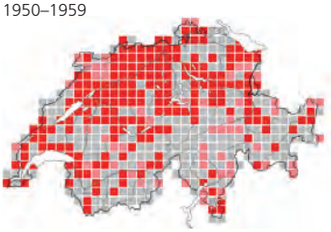


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

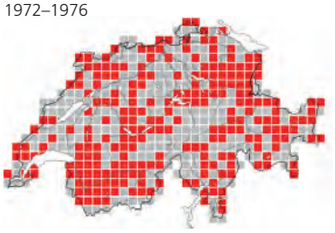


Patenschaft
Simon Müller, Möriken
Odile Niederhauser

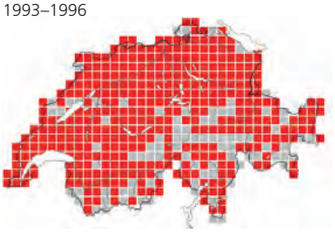
1950–1959



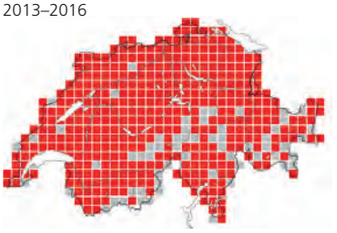
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Goldene Zeiten für Greifvögel und Eulen?

Greifvögel und Eulen wurden über Jahrhunderte verfolgt. Ab 1926 waren die meisten Arten zwar geschützt, doch Umweltgifte setzten den sich langsam erholenden Beständen vor allem in den Sechziger- und Siebzigerjahren stark zu. Dank diverser Schutzmassnahmen kam es seither zu einem erfreulichen Aufschwung, aber einige Gefahren sind nach wie vor nicht beseitigt.

Jahrhundertelang litten Greifvögel und Eulen unter direkter menschlicher Verfolgung. Der letzte Bartgeier im Alpenbogen wurde 1913 erlegt, und die letzte Fischadlerbrut in der Schweiz fand 1911 statt. Die Bestände von Rotmilan und Uhu standen kurz vor dem Aussterben. Auch die Anzahl Steinadlerpaare war stark dezimiert [VdS]. Trotz des schon seit 1926 bestehenden Jagdschutzes für mehrere Arten erholten sich viele Greifvogel- und Eulenbestände nur zögerlich. Steinadler, Baum- und Wanderfalke sind erst seit 1953 geschützt, Habicht und Sperber sogar erst seit 1963 [10, 19].

Verhängnisvolle Pestizide

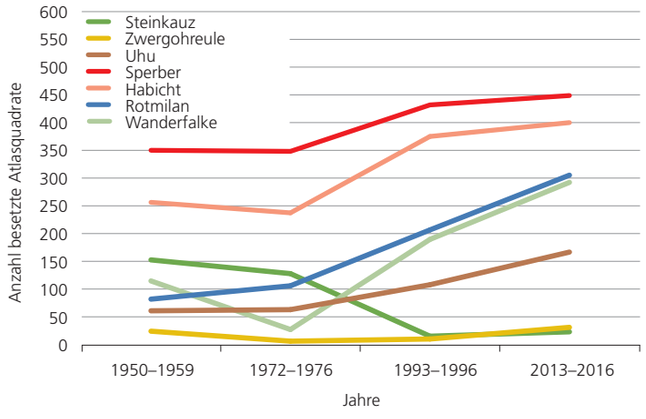
Neben illegaler Verfolgung, die vereinzelt auch heute noch vorkommt, kam die Bedrohung auch vom Einsatz diverser Pestizide wie DDT, das seit etwa 1940 flächig angewendet wurde. Es reichert sich an der Spitze der Nahrungspyramide an – und traf daher besonders die Greifvögel, deren Eischalen brüchig wurden. Als Folge davon brütete in der Schweiz 1971 ausserhalb des Alpenraums nur noch ein einziges Wanderfalkenpaar erfolgreich [AtCH1]. Nachdem in den Siebzigerjahren persistente chlorierte Kohlenwasserstoffe (u.a. DDT, PCB) in den meisten westlichen Ländern verboten wurden, erholten sich die Bestände der betroffenen Arten allmählich. Doch auch danach kam es in Ackerbaugebieten bis in die Neunzigerjahre regelmässig zu Vergiftungen von Mäusebussard, Rot- und Schwarzmilan mit Carbofuranen [6], deren Anwendung in der Schweiz erst seit 2013 untersagt ist. Doch nicht nur diese zuvor unbekannten Effekte von Umweltgiften, sondern auch die beabsichtigte Dezimierung der Insekten hatte einschneidende Konsequenzen. Die reduzierte Nahrungsgrundlage betrifft diverse Arten – und als letztes Glied in der Kette auch Greifvögel und Eulen, die entweder selbst Insekten jagen oder Insektenfresser wie Spitzmäuse erbeuten.

Greifvögel und Eulen wurden in vielen europäischen Ländern erst in den Siebzigerjahren geschützt [12]. Bis dahin waren deshalb auch die Zugvögel unter unseren Greifvögeln direkter Verfolgung ausgesetzt. Andere menschliche Einflüsse hatten einen positiven Effekt auf bestimmte Greifvögel: So scheint die intensivierte Grünlandbewirtschaftung mit mehreren Mahdterminen im Jahr wenig spezialisierte Greifvogelarten zu begünstigen (z.B. Rot- und Schwarzmilan, Mäusebussard). Gezielte Schutzmassnahmen förderten einige Greifvögel und Eulen [13, 17]. Für Turmfalke, Schleiereule, Zwergohreule und Steinkauz werden die Lebensräume aufgewertet und zusätzliche Nistplätze angeboten. In den letzten Jahren scheint die Klimaerwärmung mit zunehmend wärmeren Frühlings- und Sommermonaten mediterrane Arten wie Schlangenadler und Zwergohreule zu begünstigen.

Heute weisen fast alle Greifvogel- und Eulenarten wieder vergleichsweise hohe Bestände auf – in Einzelfällen wie beim Rotmilan vermutlich sogar die höchsten jemals erreichten.

Wissensdefizite und aktuelle Gefahren

Trotz diverser Erfassungsprogramme bestehen noch immer Kenntnislücken über die Bestandsentwicklung, insbesondere von Habicht und Wespenbussard als heimlichen Waldbewohnern. Noch bis mindestens Mitte der Neunzigerjahre dürften sich schwer abbaubare Pestizide negativ auf die Nachwuchsrate des Sperbers

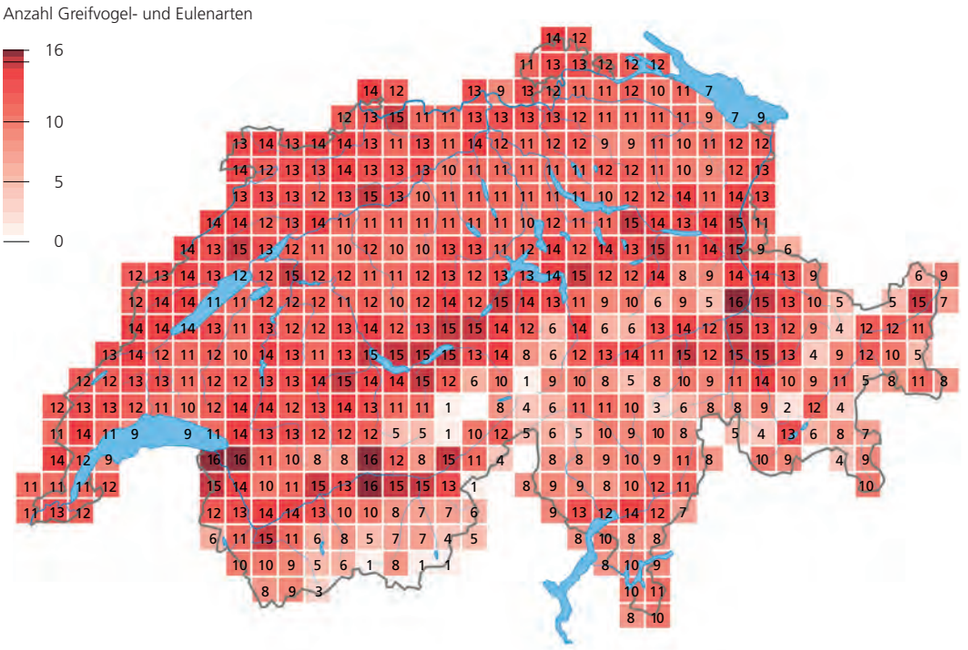


Die Entwicklung der Zahl besetzter Atlasquadrate (10 × 10 km) durch verschiedene Greifvogel- und Eulenarten illustriert die wechselhafte Geschichte dieser Arten in der Schweiz. Allerdings ist zu beachten, dass der Beobachteraufwand von Atlas zu Atlas zugenommen hat.



Adrian Aebischer

Greifvögel und Eulen nutzen Strommasten oft als Sitzwarte. Handelt es sich dabei um gefährlich konstruierte Mittelspannungsmasttypen, besteht akute Lebensgefahr. Der Uhubestand ist regional durch die hohe Anzahl von Stromtodopfern gefährdet. Eine umgehende schweizweite Sanierung der gefährlichen Masten ist dringend nötig.



Anzahl Greifvogel- und Eulenarten 2013–2016 pro Atlasquadrat (10 × 10 km). Besonders im Jura, am Alpennordhang und in grösseren Alpentälern ist die Vielfalt am höchsten.

ausgewirkt haben[3]. Ob diese Effekte auch den aktuellen Bruterfolg unserer Greifvögel beeinflussen, ist unbekannt. Unser Wissen über die höhlenbrütenden «Waldeulen» Raufusskauz, Sperlingskauz und Waldkauz stammt von Gebieten, in denen engagierte Ehrenamtliche Bruthilfen installieren und kontrollieren. Über Bestände und deren Entwicklung in Wäldern ohne Nisthilfen wissen wir zu wenig. Letztlich ist auch das Wissen über das Ausmass der Mortalität an zivilisatorischen Einrichtungen und Verkehrsträgern beschränkt.

Auch wenn die Trends bei den meisten Greifvögeln und Eulen in der Schweiz aktuell positiv sind, gibt es Arten mit abnehmenden Beständen. Besonders kritische Fälle sind der Wanderfalke (mitverursacht durch illegale Verfolgung)[5] und regional auch der Uhu (Stromtod an Mittelspannungsmasten und Bahnleitungen, Kollisionen, Verkehrsopfer)[7, 8, 15]. Aber auch der Steinkauz findet trotz einsetzender Bestandserholung in intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen kaum genügend Nahrung für seine Jungen[14].

Die meisten Greifvogel- und einige Eulenarten sind langlebig, sie werden spät geschlechtsreif und weisen eine niedrige Fortpflanzungsrate auf. Daher kann selbst eine geringfügig erhöhte Mortalität die Bestandsentwicklung beeinträchtigen. Aktuelle Gefährdungen sind Habitatverlust, zunehmende Störungen, Stromschläge an Leitungsmasten, Kollision mit Stromleitungen, Strassen- und Bahnverkehr sowie Glasscheiben, Vergiftungen durch weitere Pestizide, Bleivergiftungen bei Aasfressern durch Munitionsrückstände in erlegten Tieren sowie direkte illegale Verfolgung[11, 16].

Neben direkten Habitatverlusten durch Überbauungen führt die intensive landwirtschaftliche Nutzung zu Nahrungsengpässen bei Kulturlandarten (z.B. Steinkauz, Schleiereule). Zunehmend beeinträchtigen Freizeitaktivitäten (z.B. Felsklettern, Gleitschirme, Nestfotografie) Bruten verschiedener Arten[2, 9, 16]. Die immer stärker aufkommende Windenergienutzung wird an konfliktreichen Standorten künftig zu Verlusten von Brutvögeln führen. So ist bei Rotmilan und Mäusebussard davon auszugehen, dass die Windenergienutzung in einzelnen Regionen Deutschlands bereits heute zu Bestandsverlusten führt[1, 4]. Betroffen sind jedoch auch ziehende Greifvögel infolge von Kollisionen an Windenergieanlagen in südlichen Durchzugsgebieten und Winterquartieren.

Handlungsbedarf

Diverse Gefahren sind schwer «fassbar». Im Inland sind dies die intensive Landnutzung, der hohe Dünger- und Pestizideinsatz, das dichte Wegenetz usw. Bei ziehenden Arten werden die Probleme noch komplexer. Sie reichen von direkter Verfolgung über Dürreperioden bis hin zu Regenwaldabholzungen. In der Schweiz direkt umsetzbar ist hingegen die längst überfällige Sanierung gefährlicher Strommasten. Für sensible Felsbrüter liesse sich auch ein besserer Schutz der Brutstandorte realisieren. Die Holzernte in Wäldern müsste ausserhalb der Brutzeit erfolgen (September bis Februar). Zum Schutz ziehender Greifvögel sind wichtige Durchzugsgebiete wie Pässe und Kreten von Infrastrukturen freizuhalten. Zudem wäre eine Überwachung der Brutbestände und des Bruterfolgs wünschbar, insbesondere von heimlichen Waldbewohnern[18].

Stefan Werner

[1] Bellebaum et al. (2013); [2] Brambilla et al. (2004); [3] Bühler (2000); [4] Grünkorn et al. (2016); [5] Inderwildi et al. (2016a–b); [6] Jenni-Eiermann et al. (1996); [7] Jenny (2011a); [8] Jenny (2017); [9] Jenny & Schaad (2015a–b); [10] Lüps (2003); [11] Madry et al. (2015); [12] Mebs & Schmidt (2014); [13] Meisser et al. (2016a–b); [14] Perrig et al. (2017); [15] Schaub et al. (2010a); [16] Schmid (2009a–c); [17] Spaar & Ayé (2016a); [18] Werner et al. (2018); [19] Zbinden (1989)

Species Seiten 232, 236, 238, 242, 244, 248, 250, 252, 254, 256, 258, 260, 262, 266, 268, 270, 302, 304, 306, 572

Rotmilan

Milvus milvus
Milan royal
Nibbio reale
milan cotschen
Red Kite



Marcel Burkhardt

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 2800–3500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 234, 264, 319, 392

Der Rotmilan brütet im Wesentlichen nur in den südlichen und gemässigten Breiten Europas. Deutschland, Spanien, Frankreich, Schweden und die Schweiz beherbergen einen Grossteil des Weltbestands von 25 000–33 000 Paaren[4].

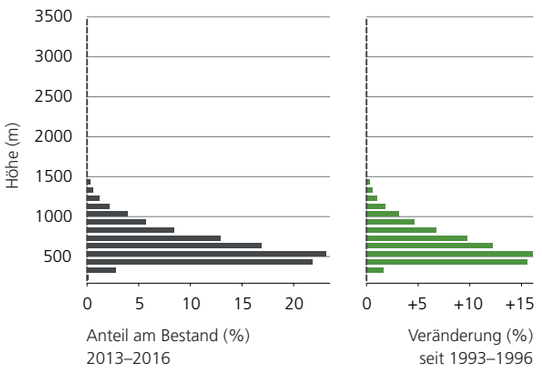
Diese Greifvogelart bewohnt offene, reich strukturierte Landschaften und tritt regelmässig auch in den Siedlungen auf. Zum Nisten werden hohe Bäume bevorzugt, gerne an Waldrändern, an Lichtungen oder in Feldgehölzen[1]. Der Rotmilan hat sein Areal in der Schweiz über die letzten Jahrzehnte kontinuierlich ausdehnen können. Seit 1993–1996 ist er in die grösseren Alpentäler vorgerückt und hat begonnen, regelmässig auch Jagdgebiete bis in die alpine Stufe zu nutzen. Er fehlt heute einzig in den Kantonen Genf und Tessin als Brutvogel. 2008 gelang bei Maladers der erste Brutnachweis für Graubünden (F. Koch, C. Meier-Zwicky)[8]. Seither hat sich der Rotmilan dort markant ausgebreitet und ab 2014 bei Davos auf 1550 m zu brüten begonnen (H. Jacobs)[5]. Im Wallis gelang 2012 der erste Brutnachweis im Val d'Illiez (G. Borrat-Besson, M. Chesaux)[6], 2014 ein solcher im Goms (S. Zurschmitten) und 2015 ein weiterer bei Bürchen (R. Imstepf, P. Salzgeber)[3]. 2013 wurde erstmals eine Brut im Kanton Uri entdeckt (B. Küng). Dieser wurde seither weiter besiedelt und das Areal wuchs mit jenem im Glarnerland (Bruten ab etwa 2005; J. Marti, R. Meier) zusammen[7].

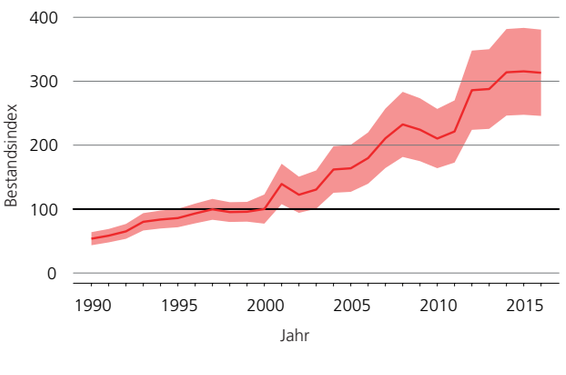
Die Ausbreitung ging einher mit einer Verdichtung der Bestände in Höhen von 400 bis 900 m. Hier finden sich heute bemerkenswerte Dichten mit 20 Brutpaaren und mindestens 9 weiteren Paaren 2013 im Seetal AG/LU auf rund 150 km² (R. Ristig). Die Bestandsdichte im Kanton Freiburg beträgt grossflächig über 20 Paare/100 km²[2]. Auf 350 km² im Raum Sensebezirk FR – Schwarzenburg BE wurden 2017 124 Paare ermittelt, kleinräumig in einem 6,25 km² grossen Quadrat waren es sogar 11 Bruten (P. Scherler).

Dem Rotmilan kommt das Landschaftsmosaik der Schweiz sehr entgegen. Er ist punkto Nahrung wenig wählerisch und profitiert von den häufigen Grasschnitten ebenso wie von Fütterungen und von Futterquellen in den Siedlungen. Der auf über 3000 Individuen angewachsene Winterbestand (A. Aebischer) besteht grösstenteils aus Altvögeln, die beim Ausharren im Brutgebiet vermutlich höhere Überlebensraten aufweisen als wenn sie ziehen würden.

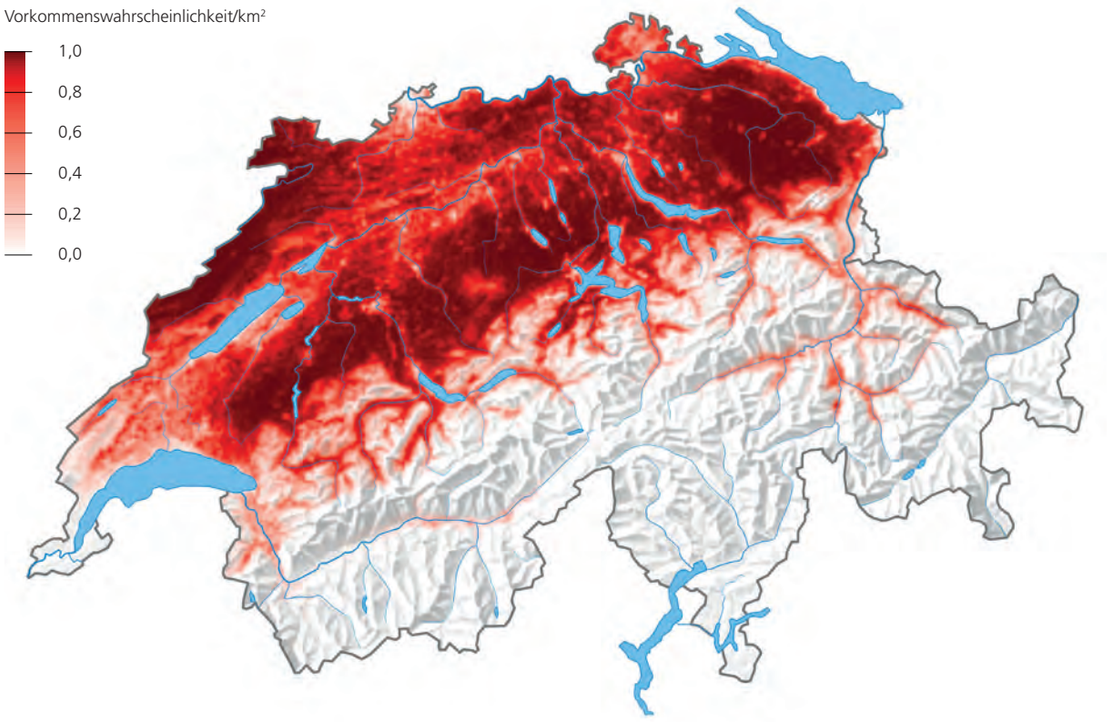
Hans Schmid, Patrick Scherler & Adrian Aebischer

[1] Aebischer (2009); [2] Aebischer & Broch (in Vorb.); [3] Antoniazza (2016b); [4] BirdLife International (2017a); [5] Müller (2015); [6] Posse (2013); [7] Schmid & Aebischer (in Vorb.); [8] Volet & Gerber (2009)

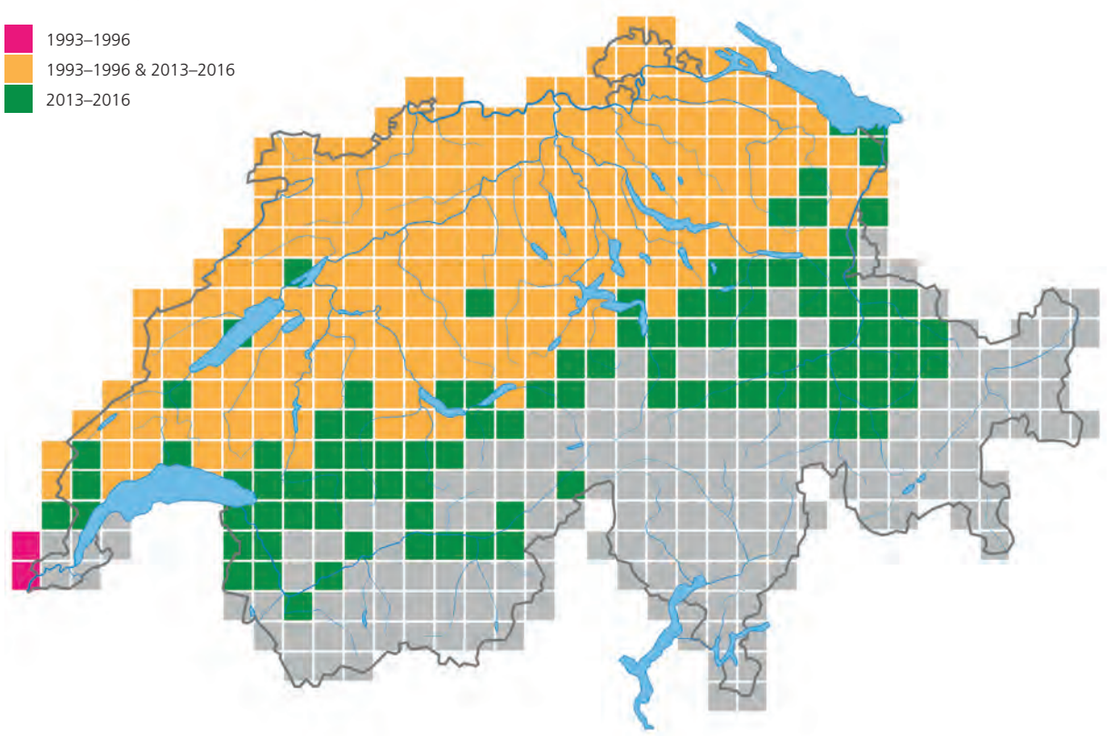




Vorkommen 2013–2016

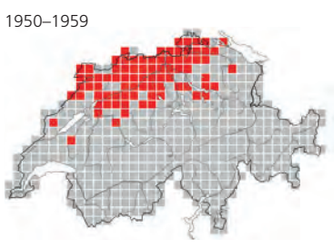


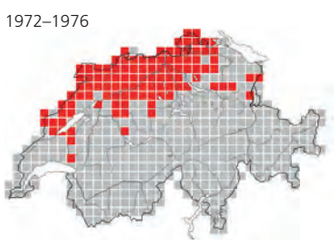
Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

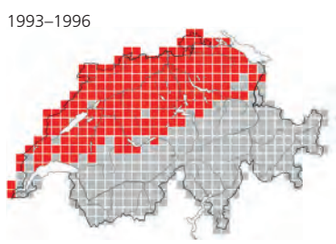


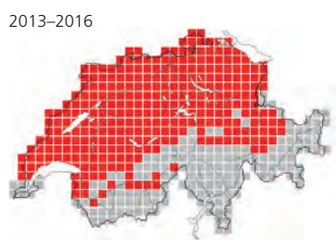
Patenschaft

BirdLife
BirdLife Aargau









Schwarzmilan

Milvus migrans
Milan noir
Nibbio bruno
milan stgir
Black Kite



Pascal Ergler

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 2000–3000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 264, 362

In der Schweiz ist der Schwarzmilan vorab im Mittelland häufig, namentlich im Bereich von Seen und Flüssen. Auch der Jura sowie Teile der Voralpen, des Wallis und des Tessins sind besiedelt. Einzelne Paare dringen tief in Alpentäler vor, wie Bruten bei Waltensburg GR (880 m; M. Signorell), Filet VS (890 m; S. Zurschmitten), Zweisimmen BE (1130 m; D. Zeller), Gsteig BE (1150 m; M. Hammel) und Château-d'Œx VD (1210 m; V. & O. Rosselet)[1] zeigen. Die höchsten Brutnachweise gelangen 2015 und 2017 bei Ormont-Dessous VD auf 1300 m (A. Meister).

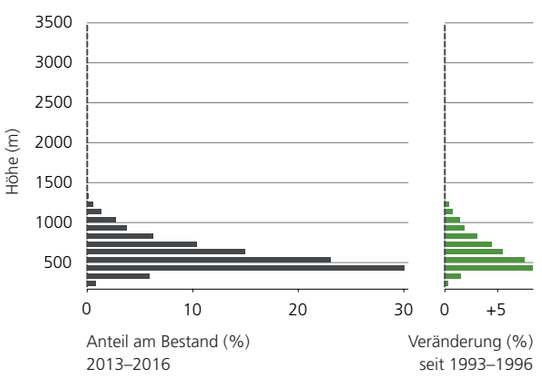
Der Schwarzmilan bewohnt verschiedene Habitate und ist ein Nahrungsopportunist. Gerne sucht er über Gewässern nach verendeten Fischen und über Wiesen nach Regenwürmern und Kleinsäugern. Letztere werden ihm durch die häufigen Wiesenschnitte leicht zugänglich gemacht. Er brütet in Wäldern, Baumgruppen und Ufergehölzen, stellenweise auch in Hochhecken oder Parks.

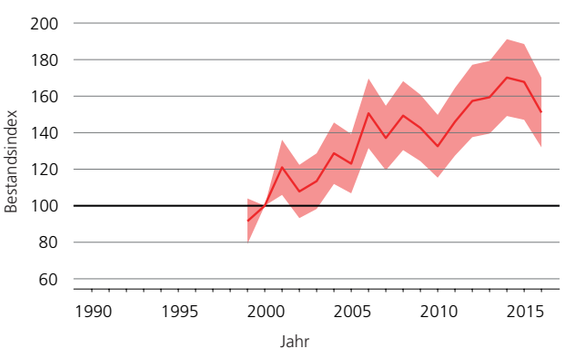
Im Vergleich zu 1993–1996 fällt auf, dass Areale im Berner Oberland und in Graubünden neu besiedelt wurden. Heute streift der Schwarzmilan in den Alpen weit in den Seitentälern umher und dringt bis in die subalpine Stufe vor, ohne dort jedoch zu brüten. In Graubünden gelang 1998 bei Domat/Ems der erste Brutnachweis[AGR]. Seither hat er sich im unteren Teil des Vorderrheintals und in der Bündner Herrschaft zum regelmässigen Brutvogel entwickelt[AGR] und fasste ab 2002 auch im Domleschg Fuss (H. U. Tinner).

Im westlichen Genferseebecken ist die Dichte aktuell am höchsten. Geringer ist sie an den Jurarandseen, die früher auch im europäischen Vergleich rekordhohe Bestände aufwiesen[AN1]. Der dortige Rückgang ist eine Folge der geringeren Nährstoffbelastung in den Seen, die zu massiv geschrumpften Weissfischbeständen führte, und der starken Präsenz der Mittelmeermöwe[2]. Trotz solcher Einbussen ist der landesweite Trend positiv, den auch regionale Erhebungen bestätigen[AtBo, AtZH]. Auch Deutschland, Frankreich und Italien verzeichnen steigende Bestände[AtD, AtF, 3]. Da sich die Nahrungssuche des Schwarzmilans weg von den Gewässern hin ins Kulturland verlagert hat, wird für dessen künftige Verbreitung entscheidend sein, wie sich dort die Kleinsäugerbestände entwickeln. Damit bewegt sich dieser Greifvogel heute stärker in einer Nische, in der er auf diverse Konkurrenten trifft.

Hans Schmid

[1] Antoniazza (2015); [2] Antoniazza (2016a); [3] Campedelli et al. (2012)





Vorkommen 2013–2016

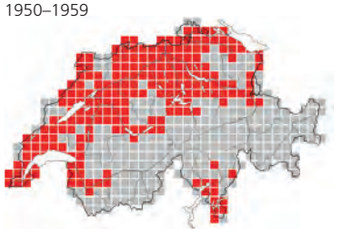


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

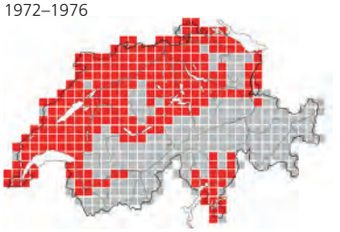


Patenschaft
Thomas Pfister, Sissach
Jean-Philippe Ruegger

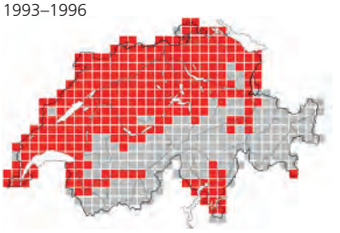
1950–1959



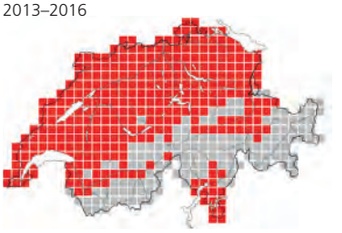
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Mäusebussard

Buteo buteo
Buse variable
Poiana
girun da mieurs
Eurasian Buzzard



Patrick Donini

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 15 000–20 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 264

In der Schweiz brütet der Mäusebussard von den Tieflagen bis in die subalpine Stufe. Verbreitungsschwerpunkte sind Mittelland und Jura unterhalb von 1000 m, wo der Mäusebussard sein bevorzugtes Habitat vorfindet: ein Mosaik aus Äckern, Wiesen und Wäldern. Die höchsten Dichten erreicht er im zentralen und östlichen Mittelland; im Tessin und Wallis sind sie gering. Obwohl nahrungssuchende Vögel auch oberhalb der Baumgrenze auftreten, bleiben Brutnachweise oberhalb von 1500 m selten; die höchstgelegene Brut erfolgte bei Chamues-ch GR auf 1850 m [AEn]. Aus jüngerer Zeit liegen Nachweise von bettelnden Jungen bis gegen 1750 m vor, doch lässt sich dabei nicht ausschliessen, dass diese andernorts erbrütet wurden.

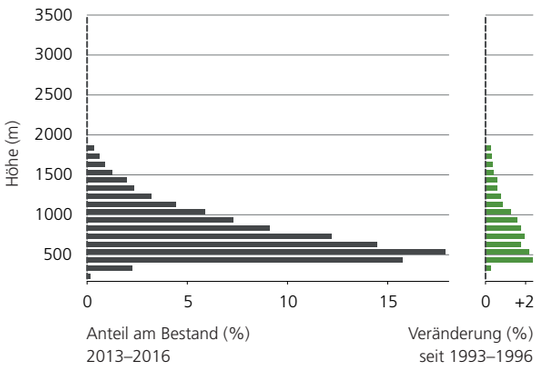
Im Vergleich zu 1993–1996 nahm der Bestand aus unbekannten Gründen vor allem in der Ostschweiz zu. Auch regionale Bestandserhebungen zeigen einen positiven Trend [AtBo, AtGE, AtZH]. Seit 1993–1996 stieg die Dichte in allen besiedelten Höhenstufen an, die Zunahme in den mittleren und höheren Lagen war aber proportional etwas stärker. Neu wurde der Mäusebussard in einzelnen Atlasquadraten im inneralpinen Bereich nachgewiesen.

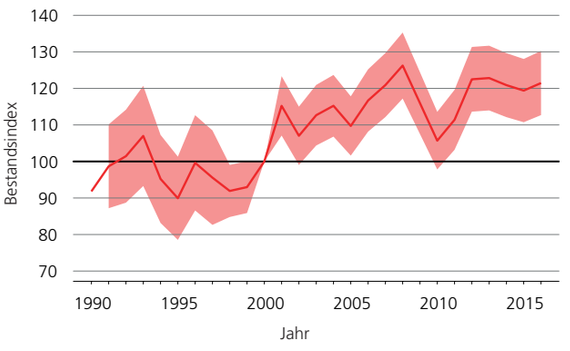
Die stete Zunahme dürfte die Folge des Verbots von Pestiziden wie Carbofuran (2013), das früher zu zahlreichen Todesfällen führte [2], sowie von Nutzungsänderungen im Grünland sein. Der Mäusebussard profitiert wie die beiden Milanarten von den häufigen Grasschnitten, wodurch er Regenwürmer und Kleinsäuger leichter erbeuten kann. Sein Bestand ist in der Schweiz seit 2001 recht konstant. Zyklische Mäusegradationen können für deutliche Bestandsfluktationen des Mäusebussards verantwortlich sein [3], doch scheinen diese Schwankungen heute weniger ausgeprägt zu sein als früher [5]. Dies deutet auf ein permanent hohes Nahrungsangebot für den Mäusebussard hin. Künftig dürfte er sich in höher gelegenen Gebieten weiter ausbreiten.

Im angrenzenden Ausland nimmt der Bestand langfristig zu [AtD, AtF, 4] oder ist stabil [6]; letzteres ist auch europaweit der Fall [EBCC]. Aktuelle Bestandsrückgänge in Norddeutschland werden auf die mit der intensiven Windenergienutzung einhergehenden Kollisionen zurückgeführt [1].

Stefan Werner & Hans Schmid

[1] Grünkorn et al. (2016); [2] Jenni-Eiermann et al. (1996); [3] Mebs (1964); [4] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [5] Schuster et al. (2012); [6] Teufelbauer & Seaman (2017)





Vorkommen 2013–2016

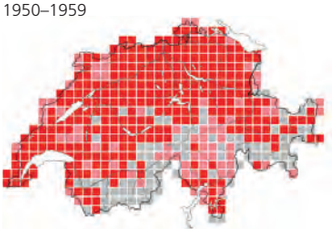


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

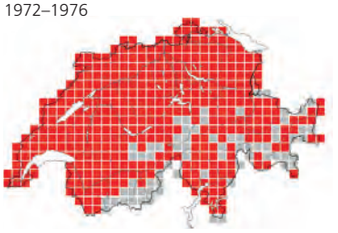


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

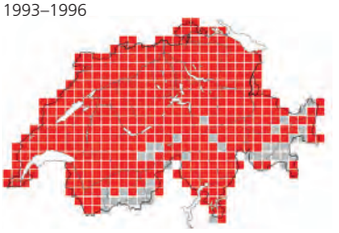
1950–1959



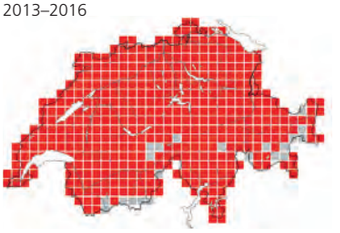
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Wiedehopf

Upupa epops
Huppe fasciée
Upupa
cot da matg
Common Hoopoe



Daniele Occhiato

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 180–260 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 240, 392, 532

Nach dem starken Rückgang des Wiedehopfs in ganz Europa im 20. Jahrhundert wurde die Schweiz fast zu einer Verbreitungslücke im mitteleuropäischen Brutgebiet. Aktuell besiedelt der Wiedehopf bei uns die grössten Alpentäler, das westliche Genferseebecken sowie wenige Stellen am Jurasüdfuss und im Mittelland. Andernorts kommt es nur sporadisch zu Bruten. Mehr als 90 % des Bestands kommen unterhalb von 1000 m vor. Die höchste Brut fand 2013 bei Samedan GR auf 2100 m statt (R. Vanscheidt, T. Wehrli).

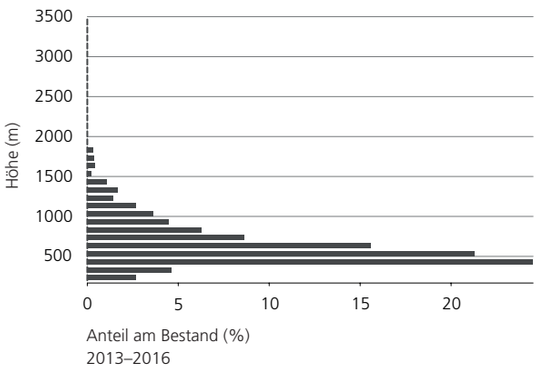
Der Wiedehopf ernährt sich hauptsächlich von Arthropoden, die er am Boden an Stellen mit niedriger, lückiger oder gar keiner Vegetation erbeutet, beispielsweise in Obstgärten, Rebbergen und kurzgrasigen Weiden [VdS, 1, 7, 14, 15]. Die Nähe zu geeigneten Höhlen für die Brut ist entscheidend [2, 6]. Derzeit konzentriert sich die Hälfte des Schweizer Bestands im Wallis, wo die Siedlungsdichte in der Rhoneebene etwa 80 Paare/64 km² beträgt [8]. In anderen Gebieten ist die Dichte geringer und viele Brutplätze werden nicht jedes Jahr besetzt.

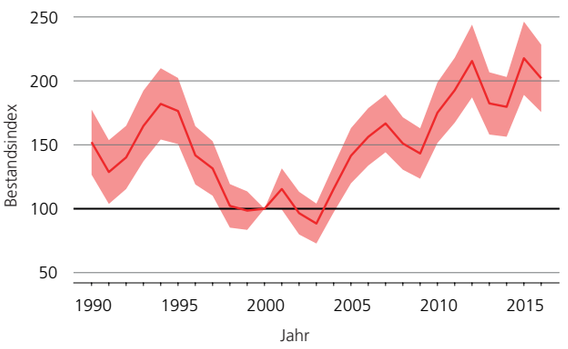
Zwischen 1950 und 1980 erfolgte in der Schweiz ein starker Bestandsrückgang [AtCH0]. Nach dem Erreichen eines besorgniserregenden Tiefststands begann sich die Population etwa ab 2000 zu erholen. Seitdem hat sich der nationale Bestand verdoppelt. Ab 2002 nahmen die Zahlen im Wallis zu [2] – obwohl sie dort zurzeit wieder rückläufig sind [13] – und ab 2004 auch in Graubünden [11]. Von dort aus erfolgte ab 2012 eine Besiedlung des St. Galler Rheintals. Im Mittelland hat der Wiedehopf ab 2006 wieder im Kanton Genf Fuss gefasst [12] und später auch in der Waadt [4, 5]. Im Tessin ist der Bestand seit mindestens 2006 konstant [9]. In Frankreich, Deutschland und Italien sind die Trends des Wiedehopfs ebenfalls positiv [AtD, AtF, 3].

Die seit etwa 2000 beobachtete Zunahme ist auf Schutzmassnahmen, die 1998 im Wallis begannen [2] und dann auch in anderen Regionen der Schweiz durchgeführt wurden, und die Umsetzung des nationalen Aktionsplans [11] zurückzuführen. Die durch die Klimaerwärmung höheren Sommertemperaturen [10] dürften den Erfolg der Schutzmassnahmen begünstigt haben [1], ebenso die zunehmend umweltfreundlichere Bewirtschaftung, namentlich in Rebbergen. Die Verfügbarkeit von grossen Beutetieren und von geeigneten Bruthöhlen ist weiterhin von grosser Bedeutung für den Wiedehopf.

Jérôme Duplain

[1] Arlettaz et al. (2010b); [2] Arlettaz et al. (2010c); [3] Campedelli et al. (2012); [4] Daenzer et al. (2016); [5] Duplain et al. (2015); [6] Guillod et al. (2014a–b); [7] Guillod et al. (2016); [8] Hoffmann et al. (2015); [9] Lardelli & Scandolara (2014); [10] MeteoSchweiz (2017)/MétéoSuisse (2017)/MeteoSvizzera (2017); [11] Mühlethaler & Schaad (2010a–b); [12] Ruchet (2017); [13] Schaub & Arlettaz (2016); [14] Schaub et al. (2010b); [15] Tagmann-Ioset et al. (2012)

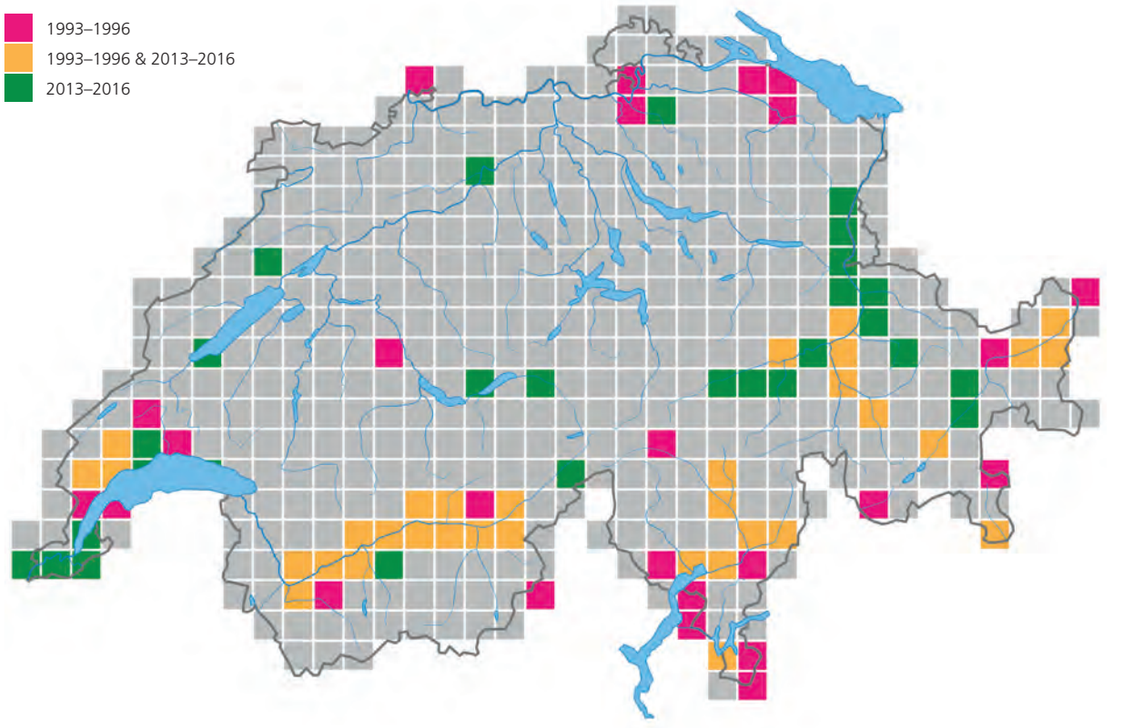




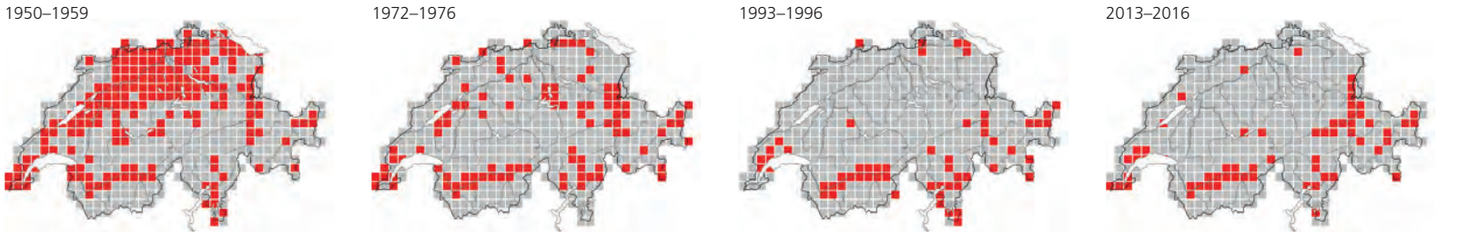
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Tassos & Marianne Chatzigeorgiou
Nathalie, Raúl & Lina Mil
Anonyme Patenschaft



Bienenfresser

Merops apiaster
Guêpier d'Europe
Gruccione
maglia-avieuls
European Bee-eater



Beat Rüegger

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 53–72 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 276, 284, 319, 392, 425

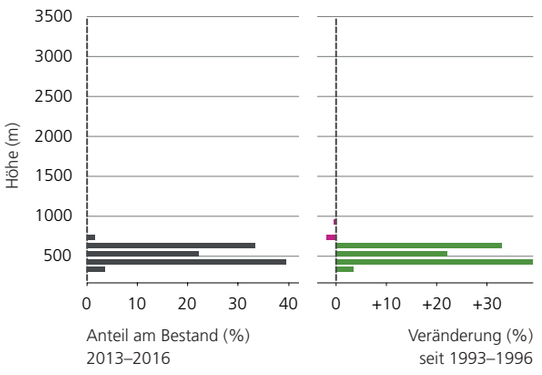
Das Areal des Bienenfressers ist im westlichen Europa lückig und praktisch auf den Mittelmeerraum beschränkt, erstreckt sich östlich davon aber weiter nach Norden. In der Schweiz, wo der Bienenfresser seit 1991 brütet [AtCH2, 13], ist er schnell zu einem regelmässigen Brutvogel geworden [5, 6]. Seine Lebensraumansprüche sind bescheiden. Ihm genügen sogar kleinere freistehende Erdwände, wenn er in der Nähe fliegende Grossinsekten wie Schmetterlinge, Hautflügler oder Libellen in ausreichender Menge fangen kann. Der Bienenfresser ist eine Art der Tieflagen; die höchsten Brutplätze lagen 1992 bei Eriswil BE auf 820 m [AtCH2] sowie 2007 und 2015 im Val de Ruz NE auf 790 m (D. Gobbo, J.-M. Gobat, C. Sinz).

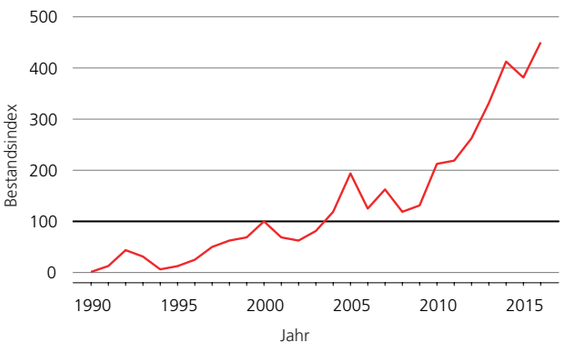
Der Bienenfresser kommt vor allem in der Westschweiz vor, ist jedoch noch immer ein seltener und lokaler Brutvogel. Im Vergleich zu den wechselhaften Pionierjahren haben Verbreitung und Bestand aber zugenommen [5, 6]. Die Veränderungen nach 20 Jahren sind markant: 1993–1996 waren es 1–5 Brutpaare an 2–3 Standorten [AtCH2], 2013 schon 53 Paare in 8 Kolonien [11] und 2016 72 Paare an 15 Standorten [10]. Die Zunahme hat sich in den letzten Jahren also beschleunigt. Möglicherweise ist dies so, weil die Bestandsentwicklung bei uns mittlerweile nicht mehr nur aus Kolonien gespeist wird, die als Folge grossräumiger, aber schwer vorhersehbarer Bestandszunahmen entstehen, sondern auch aus regionalen «Filialen», die ihre Gründung Vögeln der beiden Hauptbrutplätze der Schweiz verdanken. Es sind dies die Kolonie von Penthaz VD (von 1 Paar 1996 auf maximal 26 im Jahr 2011) [8] und jene von Leuk VS (von 3 Paaren 2010 auf 35 im Jahr 2017) [7].

Der Höhenflug des Bienenfressers in der Schweiz dürfte anhalten. Er passt zum prognostizierten Vorstoss des Brutgebiets nach Norden [ClimAt], der auch in den Nachbarländern zu beobachten ist. Dieser Vorstoss sorgt in Deutschland, Österreich und Italien für eine markante Bestandszunahme [AtD, RLEU, 2, 4, 12, 14], überdeckt aber gewisse Verluste in Südfrankreich [AtF] und unsichere Perspektiven auf europäischer Ebene [EBCC]. Höchstwahrscheinlich werden sich die steigenden Frühlings- und Sommertemperaturen [9] und ihre vermutete Wirkung auf das Nahrungsangebot [1, 3, 6] auch weiterhin auf die Bestandsentwicklung in der Schweiz auswirken.

Bertrand Posse

[1] Arbeiter et al. (2016); [2] Bastian et al. (2013); [3] Bauer et al. (2005); [4] Brichetti & Fracasso (2007); [5] Gerber & Posse (2009); [6] Gerber et al. (2011); [7] Jacot & Posse (2018); [8] Maumary (2016); [9] MeteoSchweiz (2017)/MétéoSuisse (2017)/MeteoSvizzera (2017); [10] Müller (2017); [11] Müller & Volet (2014); [12] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [13] Schelbert (1992); [14] Teufelbauer (2014)





Reviere 2013–2016

>20
6–20
2–5
1

Einzelne Punkte auf den Karten sind aus Schutzgründen verschoben



Veränderung der Anzahl Reviere seit 1993–1996

Zunahme

>20
6–20
2–5
1

0

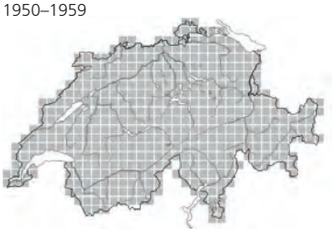
Abnahme

1
2–5
6–20
>20

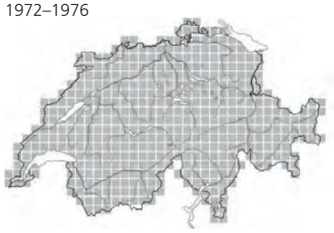


Patenschaft
Dr. Reto Dürler
Marianna & Eugen Schneider
Walter & Evelyn Thierstein-Calboli, Wettswil am Albis

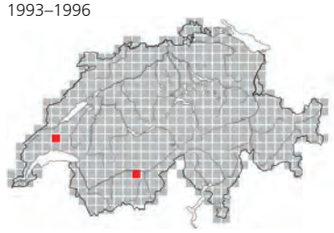
1950–1959



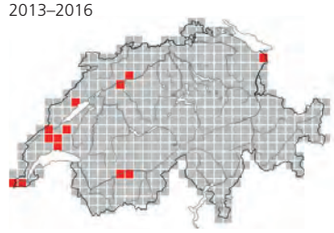
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Kiesgruben – Zufluchtsorte für vertriebene Arten

Kiesgruben sind eine Bereicherung in der Agrarlandschaft und als Pionierstandorte für Vögel oft von grosser Bedeutung. Uferschwalbe und Flussregenpfeifer haben wegen des Fehlens oder des Verlusts ihrer ursprünglichen Lebensräume eine enge Bindung an diese künstlichen Habitate entwickelt, deren Existenz allerdings ebenfalls in Gefahr ist.

Unsere Kiesgruben verdanken ihr verstärktes Aufkommen der Zwischenkriegszeit, als der Bedarf an Beton und Baumaterial für das Strassennetz spürbar zunahm. Ihre Blütezeit erlebten sie in den Sechziger- und Siebzigerjahren[6]. Kiesgruben bestehen im Prinzip zuoberst aus einer Schicht Feinerde und darunter aus einem Kieshorizont, der mit dem fluktuierenden Grundwasserspiegel in Kontakt steht.



Bertrand Posse

Die Kombination aus vegetationsfreien Kiesflächen und offenem Wasser bildet trotz Baumaschinen einen geeigneten Ersatzlebensraum für den Flussregenpfeifer.



Bernard Lugrin

Eine Kiesgrube mit einer offenen Wasserfläche und einer sandigen Steilwand mit einer Uferschwalbenkolonie. Darüber liegt eine steile Böschung mit Brachvegetation für Pionierarten des Kulturlands wie Schwarzkehlchen oder Dorngrasmücke.

Oasen für die Biodiversität

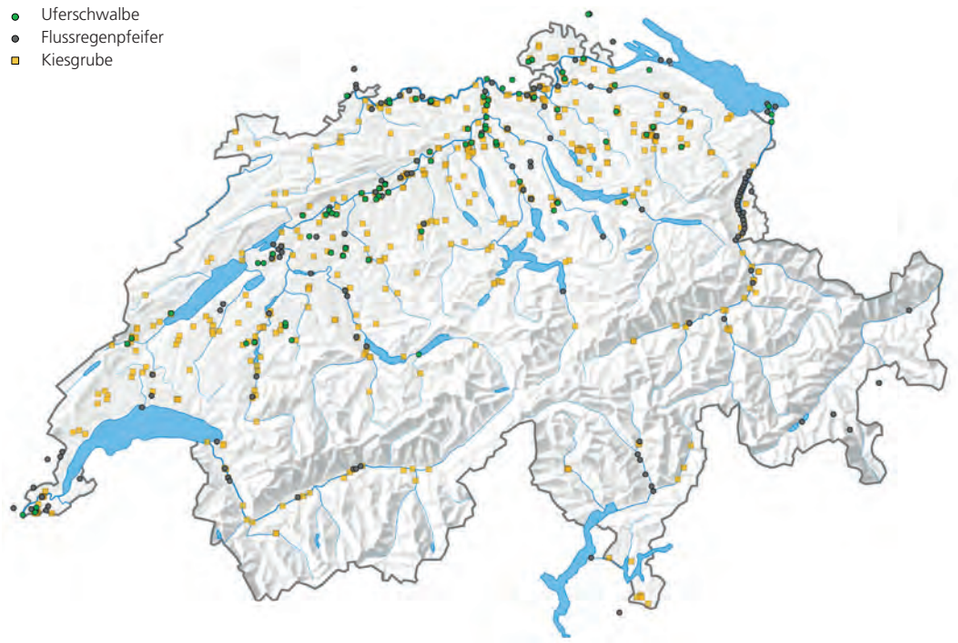
Vielen Auen- und Feuchtgebietsarten unter den Vögeln, Amphibien, Libellen, Heuschrecken und Pflanzen war durch die umfangreichen Meliorationsprojekte in der zweiten Hälfte des 19. und der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ein grosser Teil ihrer Lebensräume genommen worden. Für sie war daher das Aufkommen dieser künstlichen Habitate von grosser Bedeutung. Die Ausbeutung der Kiesgruben mit Baumaschinen sorgt für eine periodische Umgestaltung des Bodens und verhindert das Verlanden. Die obersten Hangpartien aus kiesfreiem Bodenmaterial werden dagegen in Ruhe gelassen. Dort können sich deshalb Brachflächen, Büsche, Nieder- und Baumhecken entwickeln, die nach wenigen Jahren das Strukturangebot und den Wert dieses Landschaftsmosaiks auf mehreren Hektaren Fläche zusätzlich bereichern. Der oft enorme Kontrast zur Agrarlandschaft ringsum macht aus den Kiesgruben wahre Lebensraumoasen.

Bedeutung für die Vögel

Diese Oasen dienen nicht nur als Rastplätze von regionaler Bedeutung für zahlreiche Durchzügler (v.a. Limikolen)[4], sondern bedrohte Brutvogelarten finden hier auch Ersatzlebensräume für die Jungenaufzucht. Weil unseren Flüssen vom Hochwasser freigelegte Kiesbänke fehlen, konzentriert sich in Kiesgruben ein Drittel der Brutplätze des Flussregenpfeifers[3]. Bei der Uferschwalbe sind es sogar praktisch alle, denn wegen der fehlenden Gewässerdynamik können heute an den Flüssen keine natürlichen sandigen Steilwände mehr entstehen. Mehrere Kiesgruben dienen sogar als Brutplätze für den Eisvogel oder den noch seltenen Bienenfresser, der sich in der Schweiz seit seiner ersten Brut 1991 AtCH2 aber immer mehr ausbreitet. Je nach Region und örtlichen Umständen kann das Artenspektrum auch durch Spezialisten von Brachen und niedrigem Gestrüpp erweitert werden, die sonst eher offene Lebensräume vorziehen, wie etwa Schwarzkehlchen, Dorngrasmücke, Orpheusspötter, Neuntöter oder Bluthänfling. Mangels besserer Alternativen sind die Kiesgruben so zu Ersatzlebensräumen für Pionierarten von Auen- und Ackerlandschaften geworden.

Gefahren und Schutzmassnahmen

Sicherheit gehört nicht zwangsläufig zum Angebot dieser Oasen für ihre Gäste. Einerseits finden die Ausbeutungsarbeiten das ganze Jahr über statt, andererseits tragen die seit den Neunzigerjahren verschärften Sicherheitsvorschriften und der erhöhte wirtschaftliche Druck zu verkürzten Konzessionsperioden und zur rascheren Wiederherstellung der ursprünglichen Landschaft bei. Ohne ausdrückliche Absprachen mit den Abbauunternehmen und ohne umfassende Begleitung der Arbeiten im Gelände ist die Gefahr gross, dass Bruten von Flussregenpfeifer, Uferschwalbe oder Bienenfresser durch den täglichen Maschineneinsatz oder den Vortrieb von



Kiesgruben (gelb) sind zwar in der Schweiz recht zahlreich, aber nur wenige von ihnen beherbergen Flussregenpfeifer (schwarz) oder Uferschwalben (grün). Von diesen zwei Arten ist die Uferschwalbe heutzutage am stärksten an Kiesgruben gebunden. Der Flussregenpfeifer brütet gerne auch in anderen Lebensräumen. Quelle: swisstopo.

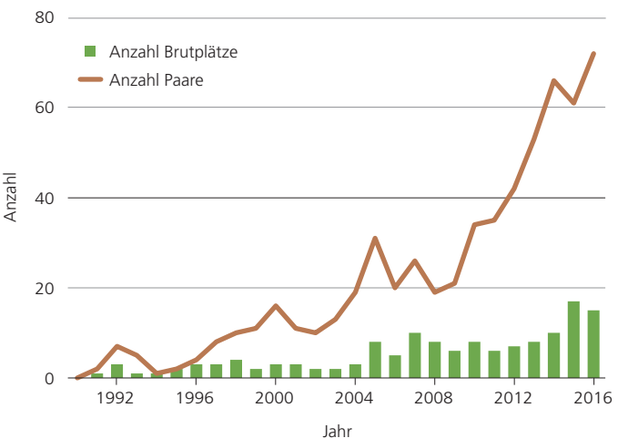
Abbaufronten zerstört werden. Im Gespräch mit den Kiesgrubenbetreibern ist es dagegen möglich, für Uferschwalben geeignete Sandsteilwände zu schützen oder sogar zu schaffen[1]. Schwieriger ist die Situation bei den Nestern des Flussregenpfeifers, weil sie im Kies praktisch unsichtbar sind und durch den Betrieb auch noch stark gestört werden. Selbst wenn man diese Verluste durch Schutzzonen und gute Information der Arbeiter verhindern kann, gehen die Bruten dann doch häufig durch Fressfeinde verloren, vor allem auf planierten Kiesflächen. Deshalb dürfte der Bruterfolg des Flussregenpfeifers in Kiesgruben eher gering ausfallen.

Wie sieht die Zukunft dieser bedrohten Oasen aus?

Mit dem Ende der Ausbeutung verbessert sich die Situation leider nicht unbedingt. Früher blieb eine Kiesgrube dann meist brach liegen, verbuschte und verlor so ihren Wert als Lebensraum für Pionierbesiedler. Einige Kiesgruben wurden allerdings zugunsten der Artenvielfalt weiterhin unterhalten oder als Naturschutzgebiete ausgewiesen. Heute werden sie systematisch «renaturiert» und wieder an die land- oder forstwirtschaftliche Nutzung zurückgegeben. Die aufgefüllten Flächen büssen ihren Reiz meist sehr rasch ein. In den Fünfzigerjahren gab es in der Schweiz unterhalb von 900 m ungefähr 2000 bewirtschaftete Kiesgruben; 2016 waren es nicht einmal mehr 500[2]. Vor allem die Uferschwalbe hat dafür einen hohen Preis bezahlt.

Deshalb stellt uns der Schutz der von Kiesgruben abhängigen Arten vor neue Herausforderungen. Speziell geht es dabei um die Uferschwalbe, etwas weniger auch um den Flussregenpfeifer. Kiesgruben, in denen diese Arten vorkommen, sollten nicht wieder oder höchstens teilweise aufgefüllt werden, sofern genügend Lebensraum erhalten bleibt. Weiter sollte ihr Unterhalt gemäss den ökologischen Ansprüchen der bedrohten Arten sichergestellt werden. Ausserdem müssen ergänzende Massnahmen eingeleitet werden, um die Abhängigkeit dieser Arten von Kiesgruben zu vermindern. Das könnten massgeschneiderte Ersatzbrutplätze wie Sandhaufen mit passender Materialqualität für die Uferschwalbe[1, 5] oder Gewässerrevitalisierungen sein, die auch dem Schutz anderer gefährdeter Arten dienen.

Bertrand Posse



Entwicklung der Anzahl Brutplätze (Säulen) und Brutpaare (Linien) des Bienenfressers in der Schweiz 1990–2016.

[1] Bachmann et al. (2008a–b); [2] Fachverband der Schweizerischen Kies- und Betonindustrie/Association suisse de l'industrie des graviers et du béton/Associazione Svizzera dell'industria degli Inerti e del Calcestruzzo, pers. Mitt.; [3] Rnjakovic (2014); [4] Schmid et al. (1992a–b); [5] Schmit (2016); [6] Sticher (1984a–b)

Species Seiten 206, 274, 278, 312, 370, 396, 426, 480, 530

Eisvogel

Alcedo atthis
Martin-pêcheur d'Europe
Martin pescatore
pestgaderin
Common Kingfisher



Olivier Born

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 400–500 Paare (2013–2016)

Focus Seite 276

Der Eisvogel besiedelt langsam fliessende Flüsse, grössere Bäche, Seen und grössere Weiher mit ausreichender Sichttiefe und reichem Angebot an Kleinfischen und Sitzwarten. Zum Graben seiner Bruteröhre ist er auf abgerutschte Steilufer angewiesen; vereinzelt brütet er auch im Wurzelteller umgekippter Bäume und in Nisthilfen[8]. Zu den wichtigsten Brutgebieten in der Schweiz zählen der Neuenburgersee, die Saane, die Aare unterhalb von Bern, die Reuss ab Luzern, die Thur unterhalb von Frauenfeld TG und der Hochrhein. Nur vereinzelt dringt der Eisvogel entlang grösserer Flüsse in die Alpen ein, 95 % der Reviere befinden sich unterhalb von 620 m. Der höchste Brutnachweis stammt von 1976 bei Saanen BE auf 990 m[ABE]. Die höchsten aktuellen Bruten gab es am Doubs bei Montbenoît F auf 780 m (V. Tardy) und am Lac des Brenets NE auf 760 m (P. Aeby, D. Jeandupeux)[1].

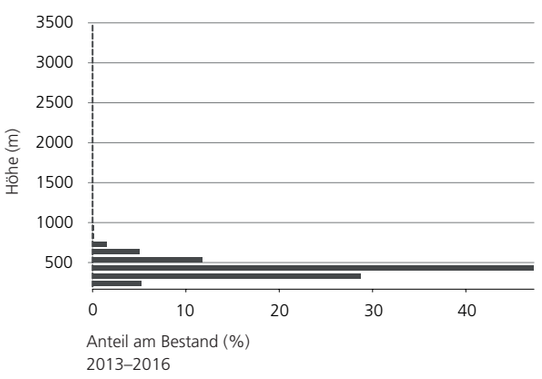
2002–2016 brüteten an der 18 km langen zürcherischen Thur durchschnittlich 4,7 (1–9) Paare pro Jahr, am Hochrhein auf 31 km zwischen Rheinfall und Glattfelden ZH 6,0 (4–7) Paare und in der Grande Cariçaie 8,2 (2–16) Paare[2, 4, 5, 10]. In den Bolle di Magadino TI waren es 2008–2013 im Mittel 6,5 (3–10) Reviere[6]. Lokal erreicht der Eisvogel deutlich höhere Dichten: So nisteten 2016 an der revitalisierten Thur bei Niederneunforn TG gleichzeitig 4 Paare auf 1 km Flussstrecke[4].

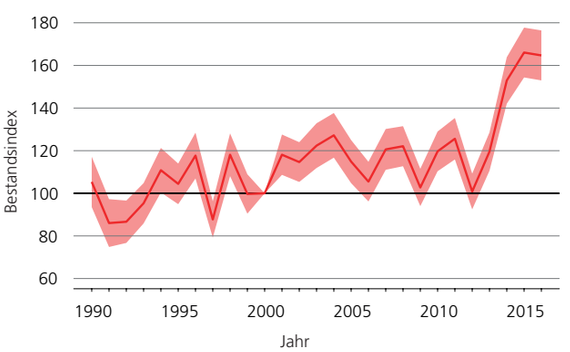
Die Verbreitung hat sich seit 1993–1996 nicht wesentlich verändert. Der Bestand in der Schweiz fluktuierte bis 2013, stieg aber 2014–2016 stark an; dies wurde auch an der Thur und in der Grande Cariçaie festgestellt[2, 4]. Im Kanton Zürich und am Bodensee nahmen die Bestände seit 1990 zu[AtBo, AtZH]. Am östlichen Hochrhein blieben sie seit 2002 stabil[5, 10]. In Deutschland ist der Trend positiv, in Italien und Österreich konstant und in Frankreich negativ[AtD, AtF, RLEU]. Gesamteuropäisch gelten die Bestände in den letzten 20 Jahren als stabil[EBCC].

Bestandseinbrüche gehen primär auf winterliche Kälteperioden und Hochwasser zur Brutzeit zurück[3]. Der starke Anstieg ab 2013 dürfte auf eine günstige Kombination aus milden Wintern und gutem Bruterfolg zurückzuführen sein[4]; der kalte Januar 2017 führte wieder zu empfindlichen Einbussen. Lokal profitiert der Eisvogel von Gewässerrenaturierungen und Artenförderungsmassnahmen[4, 7, 9].

Samuel Wechsler

[1] Antoniazza (2015); [2] Antoniazza (2018); [3] Bauer et al. (2005); [4] Griesser (2016); [5] M. Müller, schriftl.; [6] Scandolara et al. (2014); [7] Spaar et al. (2012a–b); [8] Boschert (2016); [9] Weggler (2004a); [10] Weggler et al. (2015)

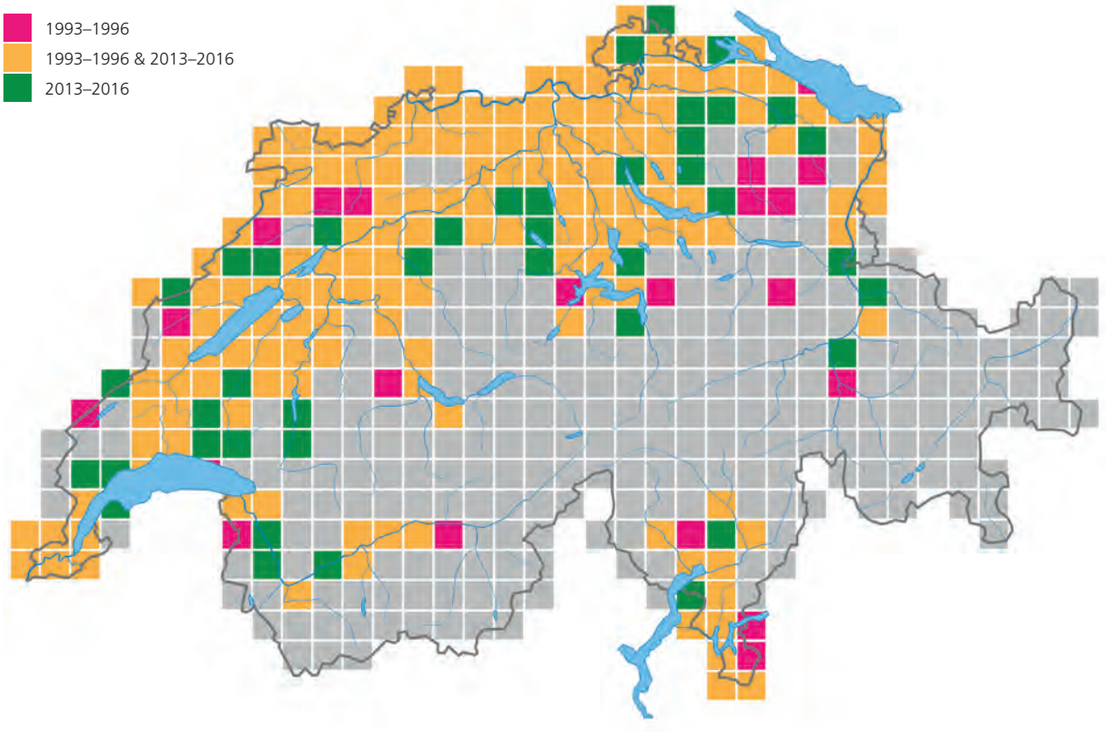




Reviere 2013–2016

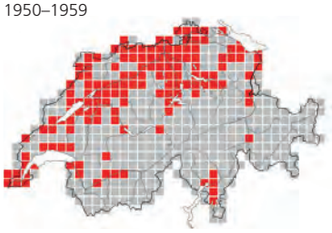


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

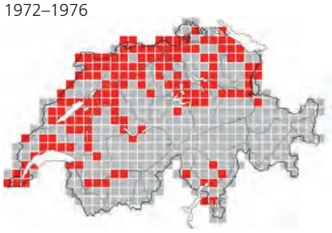


Patenschaft
Lenya Heinzer
Elsbeth Schmid, Forch
Pietro Teichert

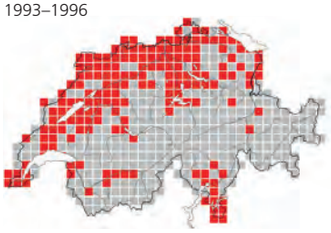
1950–1959



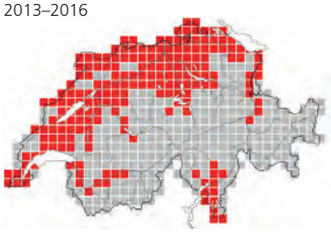
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Wendehals

Jynx torquilla
Torcol fourmilier
Torcicollo
volvachau
Eurasian Wryneck



Markus Varesvuo

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 1000–2500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 362, 392, 402, 414, 532

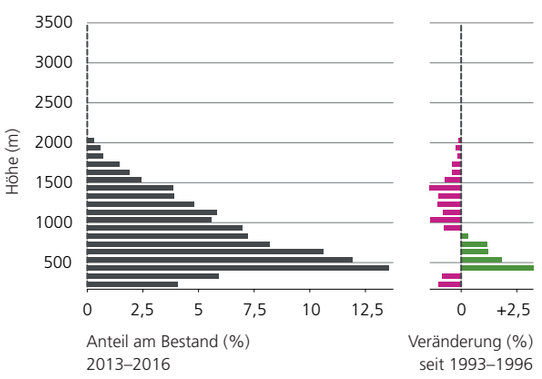
Der Wendehals ist in der Schweiz recht weit verbreitet, kommt in vielen Landesteilen aber nur in geringer Dichte oder unregelmässig besetzten Einzelrevieren vor. Die höchsten Dichten erreicht er in den grösseren Alpentälern sowie im westlichen Genferseebecken. Dichter besiedelt sind auch die Rebbaugebiete Schaffhausens und entlang des westlichen Jurasüdfusses. 70 % des Bestands kommen unterhalb von 1000 m vor. Die höchsten Sänger wurden auf 2300 m bei Zermatt VS [VdS] und Tschierv GR (M. Hofer) festgestellt. Die höchsten Orte mit Brutverdacht sind S-charl GR auf 2220 m (R. Strimer) sowie La Punt GR und Val Fex GR auf 1980 m [AEn]. Verschiedene, halboffene Landschaften bilden den Lebensraum des Wendehalses in der Schweiz. So werden Hochstamm-Obstgärten, Rebflächen, lichte Wälder, Parks und selbst Niederstammanlagen besiedelt. Kennzeichnend sind stets hohe Dichten von Ameisennestern, die durch geringe Vegetationshöhe oder spärlichen Bodenbewuchs gut zugänglich sind, sowie ein hohes Angebot an Bruthöhlen [2, 4, 8, 10, 13, 14]. Klimatisch begünstigte Lagen wie Südhänge werden bevorzugt.

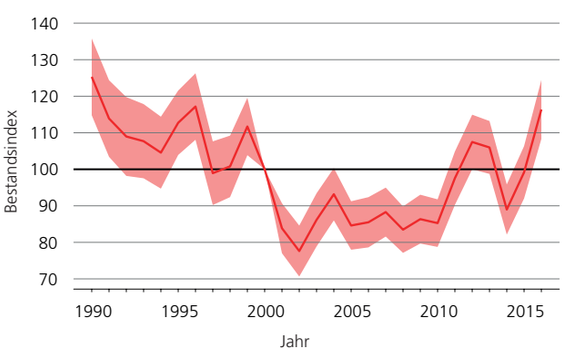
Der Schweizer Bestand ist bis 2002 stark zurückgegangen. Danach folgte auf tiefem Niveau eine stabile Phase und seit 2010 ist eine tendenzielle Zunahme erkennbar. Während die Dichte in Teilen des Wallis und des Südtessins seit 1993–1996 deutlich sank, nahm sie im Genferseebecken zu. Negative Trends wurden auch im Mittelland, im Jura und in den Voralpen festgestellt [AtBo, AtZH, 1, 6, 7]. Auffällig ist die positive Entwicklung der Bestände im mittleren Höhenbereich von 400 bis 800 m. Gesamteuropäisch sind die Trends uneinheitlich. Generell blieben die Bestände in Osteuropa konstant, wogegen sie in West- und Nordeuropa langfristig abnahmen [RLEU]. Die Trends in den Nachbarländern sind ebenfalls negativ, teilweise sind die Bestände in den jüngsten Jahren aber stabil [AtD, AtF, AtFL, 3, 5, 9].

Die Gründe für die Bestandsabnahme liegen in der intensiveren landwirtschaftlichen Nutzung, wodurch sich die Verfügbarkeit von Ameisen und Bruthöhlen reduziert. Der Wendehals kann gefördert werden durch eine Kombination aus totholzreichen Feldgehölzen, Ruderalflächen und lückigen Brachen, die Förderung von Hochstamm-Obstgärten mit lückiger Vegetation und die Erhöhung des Brutplatzangebots [10, 11, 12].

Michael Schaub

[1] Beaud & Beaud (2018); [2] Coudrain et al. (2010); [3] Dvorak et al. (2017); [4] Freitag (1996); [5] Jiguet (2017); [6] Lüthy & Weber (2005); [7] Martinez & Birrer (2017); [8] Mermod et al. (2009); [9] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [10] Schaub et al. (2010b); [11] Schuck & Lanz (2017); [12] Spaar et al. (2012a–b); [13] Weisshaupt et al. (2011); [14] Zingg et al. (2010)





Dichte 2013–2016

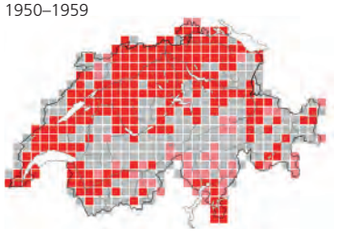


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

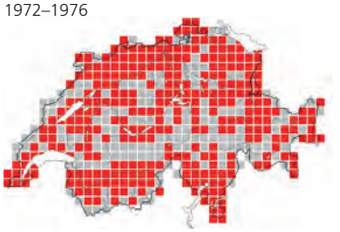


Patenschaft
Irene Ribbe

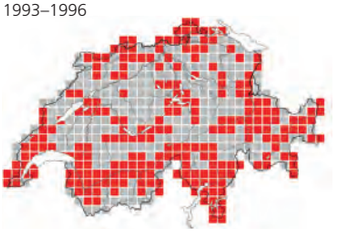
1950–1959



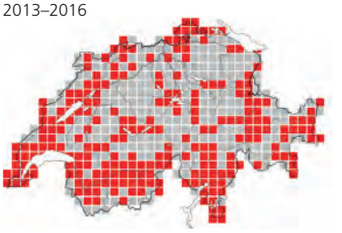
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Grauspecht

Picus canus
Pic cendré
Picchio cenerino
pitgalain grisch
Grey-faced Woodpecker



Hendrik Fuchs

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 300–700 Paare (2013–2016)

Focus Seite 284

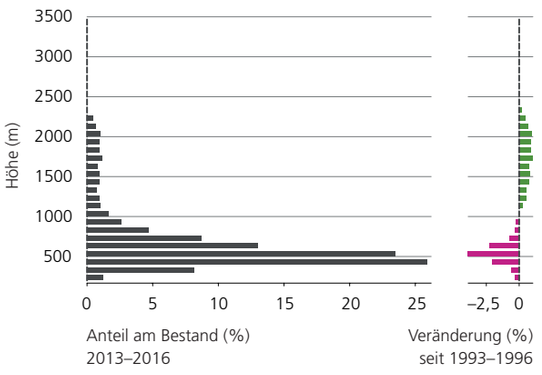
Die Schweiz liegt im Bereich des westlichen Arealrands des Grauspechts. Hierzulande hat er seinen Verbreitungsschwerpunkt in der Nordschweiz, etwas weniger ausgeprägt sind auch das Rheintal, das Engadin GR und das Münstertal GR besiedelt. Gut 80 % des Bestands konzentrieren sich in Lagen zwischen 300 und 800 m. Der Grauspecht bewohnt strukturreiche, nicht zu dichte Laubmischwälder mit viel Totholz, wie etwa alte Buchen- und Eichenwälder, Auenwälder sowie gelegentlich halboffene Kulturlandschaften und in höheren Lagen lichte Nadelwälder mit Lärchen und Föhren. Die höchsten Brutnachweise auf 1700 und 1880 m datieren aus den Fünfzigerjahren[BCH]. In neuerer Zeit liegen aus diesen Höhen keine sicheren Bruten mehr vor. Allerdings stellte E. Sonnenschein 2015 zwei warnende Grauspechte bei Taufers im Münstertal I auf 2140 m fest. Die höchste Brutzeitbeobachtung eines Rufers gelang bei Tschierv GR auf 2180 m (D. Muff).

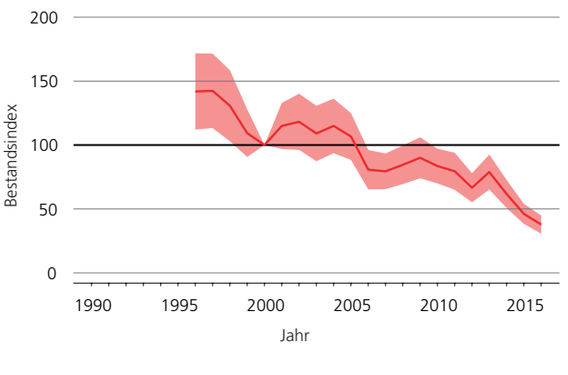
Seit 1993–1996 wurde der Grauspecht in einigen Atlasquadraten in den östlichen Landesteilen neu nachgewiesen. Dagegen ist er vor allem im Westen aus mehreren Gebieten verschwunden. Seltener geworden ist er seit 1993–1996 zwischen 400 und 600 m, während eine leichte Zunahme oberhalb von 1000 m festzustellen ist, insbesondere zwischen 1500 und 2000 m. Insgesamt ist der Bestand deutlich rückläufig. Im Kanton Zürich hat er sich zwischen 1988 und 2008 fast halbiert[AtZH]. Auch in der Grande Cariçaie und am Jurasüdfuss bei Solothurn gab es deutliche Verluste[1, 3]. Dagegen ist der Bestand am Bodensee zwischen 1980 und 2010 stabil geblieben[AtBo].

Auf europäischer Ebene sind die Bestände in Frankreich, Belgien, Deutschland und Österreich rückläufig[AtD, AtF, RLEU, 7]. In Italien sowie vielen ost- und nordeuropäischen Ländern sind sie hingegen stabil oder gar (seit längerem) zunehmend[RLEU, 6]. Diese Entwicklungen passen zu den Modellierungen, die basierend auf klimatischen Faktoren bis gegen Ende des 21. Jahrhunderts eine Arealverlagerung in nordöstlicher Richtung und einen Rückgang der Vorkommen in Mitteleuropa vorhersagen[ClimAt]. Als weitere Gründe für die Abnahmen werden Lebensraumbeeinträchtigungen durch die Zunahme des Holzvorrats und damit der Abnahme lichter Wälder, die Eutrophierung der Waldböden und die Verdrängung durch den von milderen Wintern profitierenden Grünspecht diskutiert[2, 4, 5].

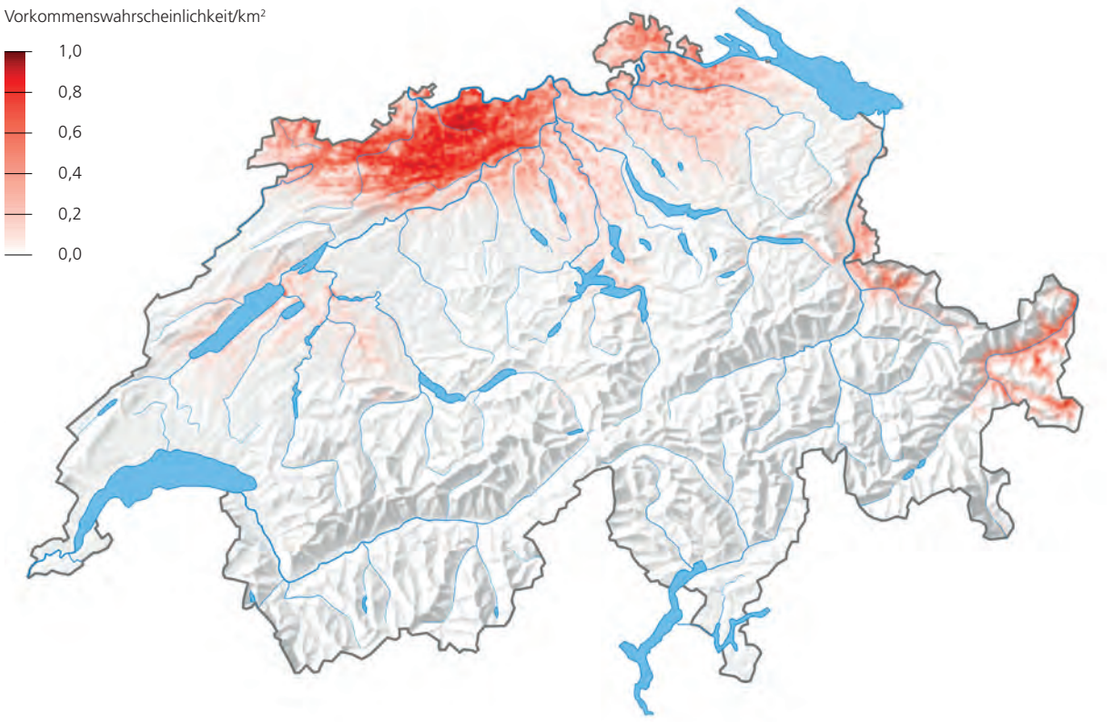
Gilberto Pasinelli

[1] Antoniazza (2018); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Christen (2017b); [4] Liesen (2012); [5] Müller (2011); [6] Nardelli et al. (2015); [7] Teufelbauer & Seaman (2017)

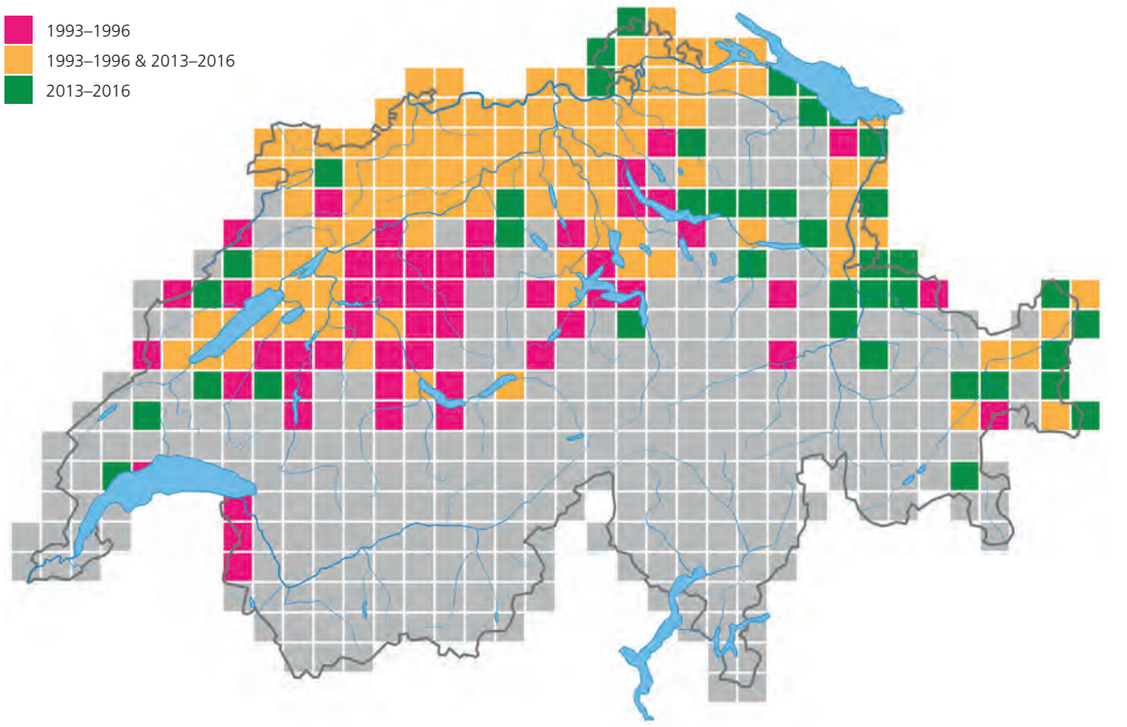




Vorkommen 2013–2016

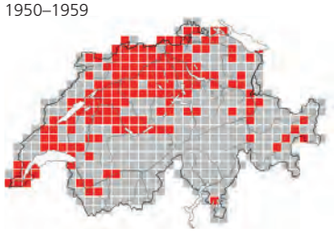


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

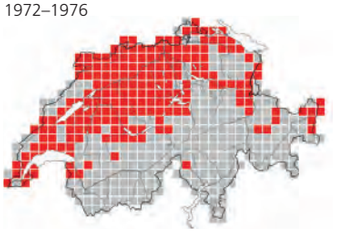


Patenschaft
André & Pia Müller, Münchenstein
Anonyme Patenschaft

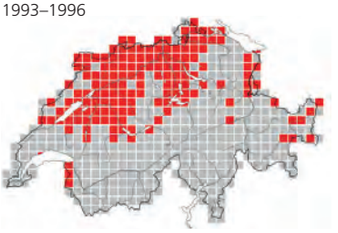
1950–1959



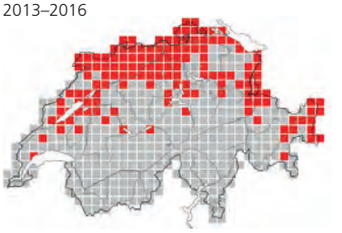
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Südliche Arten breiten sich Richtung Norden aus

Arten, die eine mediterrane Verbreitung haben und in der Schweiz an ihre nördliche Verbreitungsgrenze stossen, haben ihre Areale seit 1993–1996 nach Norden ausgedehnt. Dagegen sind mittel- und nordeuropäische Arten, die in der Schweiz ihre südliche Arealgrenze haben, eher rückläufig. Die Klimaerwärmung ist wohl ein wichtiger Treiber dieser Trends.

Die grossräumige Verbreitung einer Art wird oft durch das Klima und damit durch grossräumige Vegetationstypen (z.B. Laubwald, Gebirge) bestimmt. Mit der Klimaerwärmung sind Arealverschiebungen von Pflanzen und Tieren in den Fokus der Wissenschaft gerückt[7, 9, 12, 18]. Modelle, welche die Klimaerwärmung berücksichtigen, sagen für viele Vogelarten Europas eine meist nach Norden oder Nordosten gerichtete Verschiebung des aktuellen Areals voraus[ClimAt].

Südliche Arten erobern die Schweiz

Um anhand der Atlasdaten zu überprüfen, ob es in der Schweiz zu Arealveränderungen gekommen ist, wählten wir 17 Arten aus, deren gesamteuropäische Arealgrenze durch die Schweiz führt. Es wurden nur Arten berücksichtigt, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Schweiz unterhalb von 900 m haben. Neun «nördliche» Arten haben ihren gesamteuropäischen Schwerpunkt in Mittel- und Nordeuropa, acht «südliche» Arten in Südeuropa. Für alle Arten wurde der Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der Schweiz für 2013–2016 berechnet, d.h. die mittlere Lage der besiedelten Atlasquadrate (10 × 10 km). Diesen verglichen wir mit dem Schwerpunkt von 1993–1996.

Demnach dehnten alle acht «südlichen» Arten zwischen 1993–1996 und 2013–2016 ihre Verbreitung in der Schweiz aus, wurden also in mehr Atlasquadraten nachgewiesen als noch vor 20 Jahren. Bei sechs Arten verschob sich der Schwerpunkt ihrer Verbreitung nach Norden oder Nordosten. Die Verschiebung in nördlicher Richtung betrug bei diesen acht «südlichen» Arten im Durchschnitt 9,4 km. Bei vier der neun «nördlichen» Arten kam es zu einer Ausdehnung, bei fünf Arten zu einer Verkleinerung des Brutgebiets in der Schweiz. Auch die Verschiebung der Arealschwerpunkte der «nördlichen» Arten folgte keinem klaren Muster. Während sie sich von Grauspecht und Gelbspötter stark nach Nordosten und somit den Voraussagen entsprechend verschoben, haben sich die Schwerpunkte der im Bestand zunehmenden Saatkrähe nach Südosten und des Weissrückenspechts nach Südwesten verlagert.

Nur bei wenigen «nördlichen» Arten war demnach ein substanzieller Arealrückgang feststellbar. Das hängt auch damit zusammen, dass das Aussterben von Arten ein langwieriger Prozess ist, während es für Neubesiedlungen nur einzelne Individuen braucht.

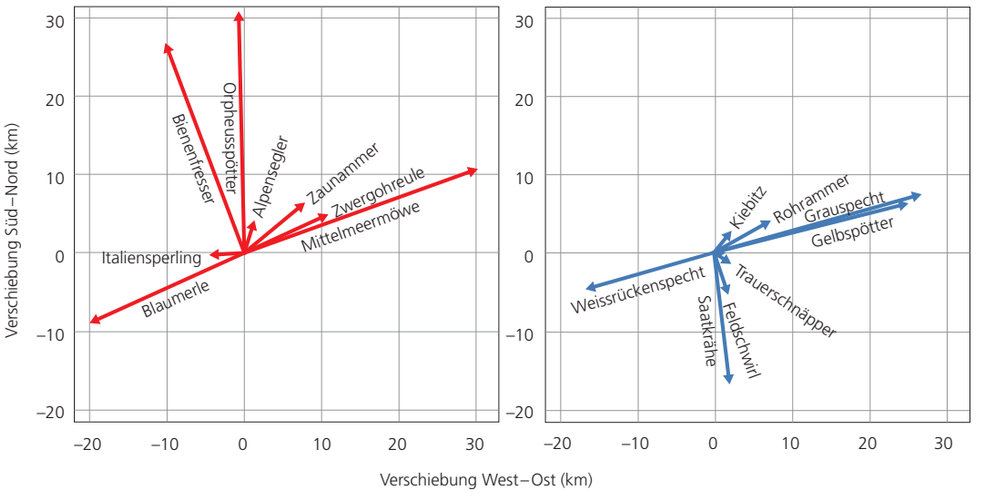
Ähnliche Trends auch anderswo

Durch ihre geringe Grösse ist die Schweiz kein ideales Land, um grossräumig ablaufende Arealveränderungen zu untersuchen. Erschwerend kommt hinzu, dass in den Alpen ein ausgeprägter Klimagradient existiert, der von der reinen geografischen Nord-Süd-Lage unabhängig ist und allfällige grossräumige Arealverschiebungen maskieren kann.

Veränderung der Anzahl Atlasquadrate der 8 «südlichen» Arten und 9 «nördlichen» Arten zwischen 1993–1996 und 2013–2016 sowie Umfang der Verschiebung des Verbreitungsschwerpunkts in nördliche Richtung. Bei den Bestandstrends wird ein positiver (+), negativer (–) oder kein Trend (=) angegeben, wobei kein Trend bedeutet, dass keine statistisch signifikante Veränderung festgestellt wurde. Für Weissrückenspecht und Italiensperling kann wegen zu geringer Stichprobe keine Einschätzung vorgenommen werden.

«Südliche Arten»	Veränderung der Anzahl Atlasquadrate 1993–1996 vs. 2013–2016	Verschiebung in nördliche Richtung (km)	Bestandstrend in der Schweiz 1990–2016
Alpensegler	+29	+4	+
Mittelmeermöwe	+61	+11	+
Zwergohreule	+21	+5	+
Bienenfresser	+11	+27	+
Blaumerle	+4	–9	=
Orpheusspötter	+29	+31	+
Italiensperling	+7	0	?
Zaunammer	+18	+7	+

«Nördliche Arten»	Veränderung der Anzahl Atlasquadrate 1993–1996 vs. 2013–2016	Verschiebung in nördliche Richtung (km)	Bestandstrend in der Schweiz 1990–2016
Kiebitz	–61	+3	–
Grauspecht	–11	+8	–
Weissrückenspecht	+12	–4	?
Saatkrähe	+87	–17	+
Gelbspötter	–25	+6	–
Feldschwirl	+10	–5	=
Wacholderdrossel	–3	0	–
Trauerschnäpper	+15	–1	+
Rohrammer	–29	+4	–



Verschiebung des Verbreitungsschwerpunkts der 8 «südlichen» (links) und der 9 «nördlichen» Arten (rechts) zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Die Areale der meisten «südlichen» Arten haben sich erwartungsgemäss Richtung Norden und Nordosten verschoben, wohingegen sich bei den Arealverschiebungen der «nördlichen» Arten kein klares Muster zeigt.

Eine deutliche Verschiebung von südlichen Vogelarten in Richtung Norden, aber keine oder nur eine geringfügige Verschiebung von nördlichen Arten nach Norden wurde auch andernorts festgestellt[5, 6, 8, 10, 18]. In Finnland breiten sich südliche Arten um etwa 1,2 km pro Jahr nach Norden aus, wohingegen sich die Verbreitung der nördlichen Arten nur halb so schnell verschiebt[6]. In Grossbritannien haben sich die Arealgrenzen von südlichen Arten innerhalb von 20 Jahren um 18,9 km nach Norden verschoben; dagegen kam es bei nördlichen Arten zu keiner Verschiebung[18].

Die Klimaerwärmung als Ursache?

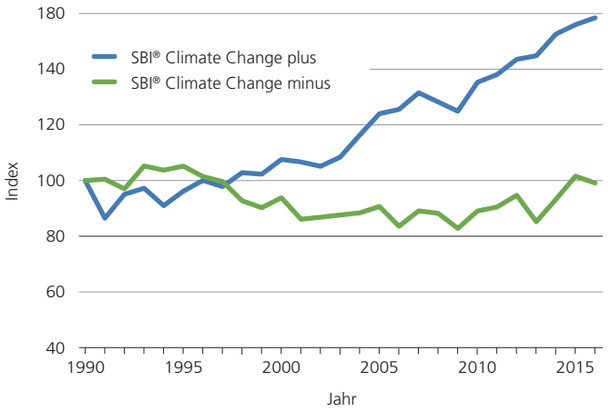
Dass in vielen Untersuchungen Arealverschiebungen und Veränderungen des Klimas parallel ablaufen, legt nahe, dass die Klimaerwärmung einen substanziellen Beitrag zu Arealverschiebungen leistet. Modellierungen basierend auf Klimafaktoren sagen entsprechend auch für mehrere Arten deutliche Rückgänge ihres Areals in unserem Land voraus[2, 4, 14, 19]. Auch für die Schweiz konnte gezeigt werden, dass sich Vogelbestände gemäss den klimabezogenen Voraussagen entwickeln[11, 16, 20]. Der Swiss Bird Index SBI® «Climate Change» beispielsweise fasst die Bestandsentwicklung für jeweils 20 Arten zusammen, die gemäss Voraussagen von der Klimaerwärmung am stärksten beeinflusst werden sollten. Der Klimaindex zeigt ein ähnliches Bild wie die Veränderungen der Arealgrenzen: Prognostizierte Profiteure der Klimaerwärmung legten tatsächlich zu, wohingegen die vermutlichen Verlierer (noch) nicht mit Bestandsabnahmen reagierten[15, 20]. Es zeigt sich aber auch, dass Arealveränderungen selten ausschliesslich durch die Klimaerwärmung erklärt werden können[1, 3, 11, 13, 17]. Weitere Einflussfaktoren wie Lebensraumveränderungen oder auch Schutzbemühungen können ebenfalls einen Einfluss haben.

Langfristige Aussichten wenig rosig

Zukünftig dürften sich Arealveränderungen verstärken. Aber diese sind nicht einfach vorherzusagen, da neben des Temperaturanstiegs viele Faktoren eine Rolle spielen, so etwa Regenfälle zur Brutzeit, Extremereignisse, zunehmende Trockenheit, verzögerte Wirkung über Vegetationsveränderungen (z.B. Wald) und Lebensraumveränderungen durch den Menschen, die auch mit dem Klima zusammenhängen können.

Auf längere Zeit gesehen sind in der Schweiz die «nördlichen» und kälteliebenden Arten sowie die Feuchtgebietsarten am meisten bedroht[11]. Auf europäischer Ebene wird vorausgesagt, dass sich das Areal von 409 Arten bis 2050 wegen der Klimaerwärmung und veränderter Landnutzung im Mittel um 335 km verschieben wird. Es wird erwartet, dass sich das Areal von 71 % der 409 untersuchten Arten verkleinert[1].

Thomas Sattler



Entwicklung der Teilindizes des Swiss Bird Index SBI® «Climate Change». Während für die Gruppe der Arten mit vorausgesagter starker Schrumpfung des Verbreitungsgebiets kein eindeutiger Trend zu erkennen ist (grün), nimmt der Index der Artengruppe mit vorausgesagter starker Ausdehnung des Verbreitungsgebiets stark zu (blau).

[1] Barbet-Massin et al. (2012); [2] Bollmann & Braunisch (2016a–b); [3] Bradshaw et al. (2014); [4] Braunisch et al. (2014); [5] Brommer & Møller (2010); [6] Brommer et al. (2012); [7] Chen et al. (2011); [8] Devictor et al. (2008); [9] Devictor et al. (2012); [10] Lehikoinen & Virkkala (2016); [11] Maggini et al. (2014); [12] Møller et al. (2010a); [13] Ram et al. (2017); [14] Revermann et al. (2012); [15] Sattler et al. (2017a–d); [16] Stephens et al. (2016); [17] Tayleur et al. (2015); [18] Thomas & Lennon (1999); [19] von dem Bussche et al. (2008); [20] Zbinden et al. (2012)

Species Seiten 166, 210, 226, 244, 274, 282, 296, 332, 370, 372, 386, 452, 464, 474, 496, 556, 562

Grünspecht

Picus viridis
Pic vert
Picchio verde
pitgalain verd
Eurasian Green Woodpecker



Beat Rüegger

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 10 000–17 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 234, 298, 314, 414, 506

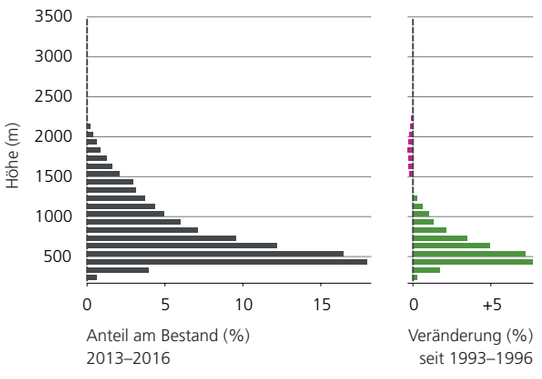
Der Grünspecht ist in der Schweiz unterhalb von 1500 m weit verbreitet. Die höchsten Dichten erreicht er im westlichen Genferseebecken, in der Nordschweiz, in den tiefen Lagen Graubündens und des Wallis sowie im Südtessin. Der höchste Brutnachweis stammt von Zermatt VS auf 2240 m; dort wurden zudem drei kürzlich ausgeflogene Jungvögel auf 2300 m beobachtet [VdS]. Der Grünspecht bewohnt den Waldrandbereich sowie gut strukturierte, halboffene Landschaften wie Streuobstwiesen, mit Feldgehölzen und Baumhecken durchzogene Gebiete sowie gelegentlich auch Siedlungsgebiete mit alten Bäumen und Wiesenflächen. Im Vergleich zum Grauspecht ist er deutlich weniger an den Wald gebunden, brütet aber durchaus auch in eher lichten Laub-, Misch- und Auenwäldern.

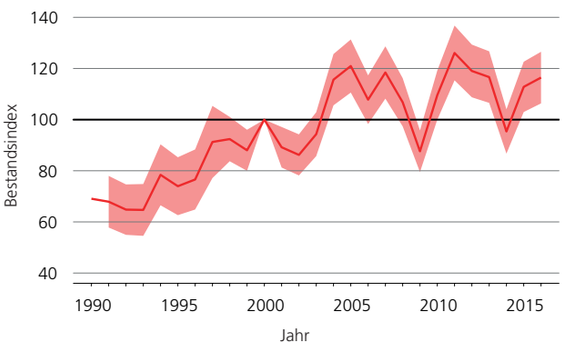
Seit 1993–1996 ist der Grünspecht in weiten Teilen des Mittellands und besonders im Südtessin häufiger geworden. Lokale Rückgänge gab es im Oberwallis, Domleschg GR und Unterengadin GR. Auffallend ist, dass der Grünspecht auf allen Höhenstufen bis 1200 m mehr oder weniger proportional zum jeweiligen Bestand zugenommen hat. Darüber hat sich die Häufigkeit kaum verändert. Der Bestand ist seit 1990 um etwa 40 % angestiegen und seit 2004 trotz gelegentlicher starker Fluktuation stabil. Auch regionale Erhebungen zeigen deutliche Zunahmen, so im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 (fast Verfünffachung des Bestands) [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 (Verdoppelung des Bestands) [AtBo]. Langfristig zunehmende und kurzfristig stabile bzw. fluktuierende Bestände überwiegen in Westeuropa, wohingegen die Trends in Ost- und Nordeuropa teilweise negativ sind [AtD, AtF, RLEU, 5, 7]. Gesamteuropäisch ist der Trend positiv [EBCC].

Da sich kalte, schneereiche Winter negativ auf den Grünspechtbestand auswirken [HVM], könnten die vermehrt milderen Winter den Bestandsanstieg in der Schweiz wohl teilweise erklären. Zur positiven Entwicklung dürfte auch die Zunahme extensiv genutzter Flächen im Rahmen der Biodiversitätsförderflächen im Kulturland beitragen [2, 8], in denen der Ameisenspezialist vermehrt günstige Nahrungsgründe vorfinden dürfte [1, 6]. Denkbar ist wie bei Bunt- und Mittelspecht auch eine Verringerung der Höhlenkonkurrenz durch den Bestandsrückgang des Stars und ein positiver Einfluss der generellen Zunahme des Alters der Waldbestände [3, 4].

Gilberto Pasinelli

[1] Alder & Marsden (2010); [2] Birrer et al. (2007a); [3] Gatter (2000); [4] Mollet et al. (2009); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Rolstad et al. (2000); [7] Teufelbauer & Seaman (2017); [8] Weggler & Schwarzenbach (2011)





Dichte 2013–2016

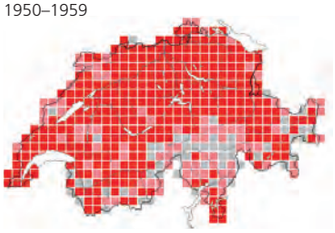


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

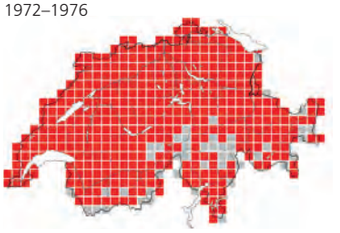


Patenschaft
Thomas Vonwil, Zürich

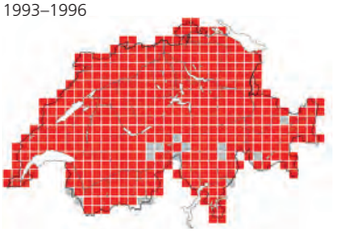
1950–1959



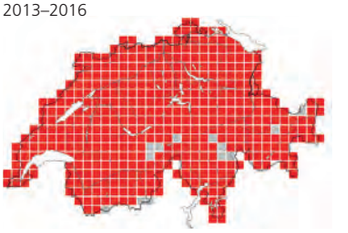
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Schwarzspecht

Dryocopus martius
Pic noir
Picchio nero
pitgalain nair
Black Woodpecker



Gebhard Thibault

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 6000–9000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 298, 314

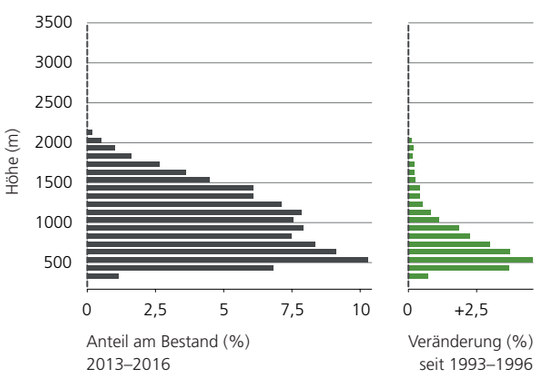
Der Schwarzspecht ist in der Schweiz zwischen 400 und 1700 m weit verbreitet, besiedelt in höherer Dichte aber nur Lagen zwischen 900 und 1500 m. Am häufigsten ist er im Jura, entlang der Voralpen und in einigen Alpentälern. Der höchste Brutnachweis gelang auf 2200 m im Ofenpassgebiet GR[HVM]. Die höchste Brutzeitfeststellung stammt von Tschierv GR auf 2260 m (M. Müller). Der Schwarzspecht kommt in allen Waldtypen vor, sofern für die Nahrungssuche tote und absterbende Bäume sowie Baumstümpfe, oft auch in Jungwüchsen[8], und als Brutbäume geeignete grosse Bäume (v.a. Buchen) in ausreichender Zahl vorhanden sind[HVM].

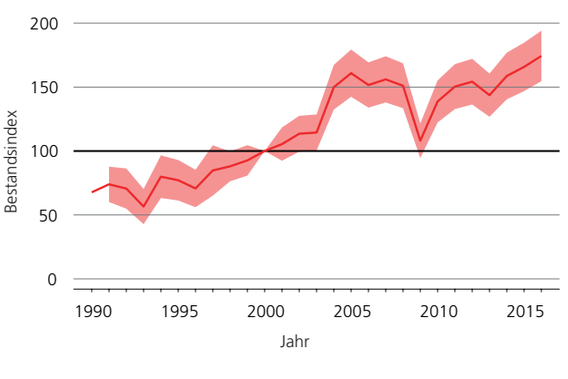
Seit 1993–1996 wurden das Mendrisiotto TI und einige Gebiete im Genferseebecken neu besiedelt. Im Kanton Genf gelang 1996 der erste Brutnachweis[AtGE] und im Mendrisiotto 2003[VdS]. Der schweizerische Bestand des Schwarzspechts hat sich seit 1990 fast verdoppelt. Zugelegt haben die Vorkommen in allen Höhenstufen, am stärksten aber zwischen 400 und 1000 m. Regionale Erhebungen zeigen ebenfalls eine Verdoppelung bis sogar Verdreifachung des Bestands, so am Südufer des Neuenburgersees von 2000 bis 2016[1], im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008[AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010[AtBo]. Die Arealausdehnung im Mendrisiotto dürfte auch im Zusammenhang mit der aktuellen Bestandszunahme und der Neubesiedlung etlicher Regionen in Norditalien stehen[6, 9]. In fast allen Ländern Europas ist die kurz- und langfristige Bestandsentwicklung entweder stabil oder positiv[AtD, AtF, RLEU, 10].

Als Gründe für den Bestandsanstieg des Schwarzspechts seit Ende des 19. Jahrhunderts in Europa und ab etwa 1945 auch in der Schweiz werden die vermehrte (Wieder-) Aufforstung mit Nadelbäumen ab Mitte des 19. Jahrhunderts[2, 3] vermutet, was über die Zeit eine Zunahme von nadelwaldbewohnenden Ameisenarten, die der Schwarzspecht bevorzugt frisst, bewirkt haben könnte[11]. Auch dürften sich aktuell die Alterung der Wälder[3], die Zunahme von Alt- und Totholz in der Schweiz[5, 7] und die wohl damit einhergehende stärkere Vernetzung geeigneter Habitate[4] positiv auf die Bestandsentwicklung auswirken. Harte Winter bewirken immer wieder deutliche Verluste (z.B. 2009), so dass auch ein positiver Einfluss der Klimaerwärmung auf das Überleben der Art im Winter denkbar ist.

Gilberto Pasinelli

[1] Antoniazza (2018); [2] Bürgi (1998); [3] Gatter (2000); [4] Gil-Tena et al. (2013); [5] Mollet et al. (2009); [6] Nardelli et al. (2015); [7] Rigling & Schaffer (2015a–d); [8] Rolstad et al. (1998); [9] Saporetti et al. (2016); [10] Teufelbauer & Seaman (2017); [11] Wimmer & Zahner (2010)





Vorkommen 2013–2016

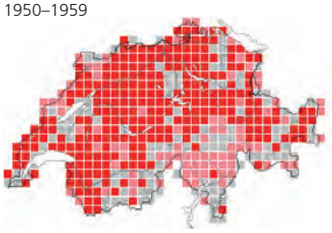


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

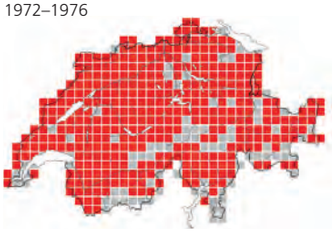


Patenschaft
Christoph Altermatt, Zürich

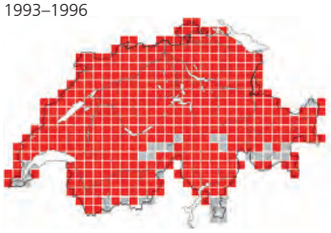
1950–1959



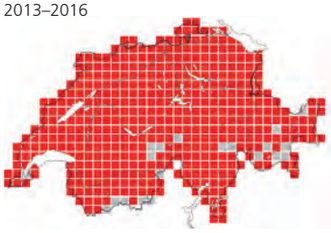
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Dreizehenspecht

Picoides tridactylus
Pic tridactyle
Picchio tridattilo
pitgalain traidet
Three-toed Woodpecker



Christoph Meier-Zwicky

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1000–2500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 298, 542

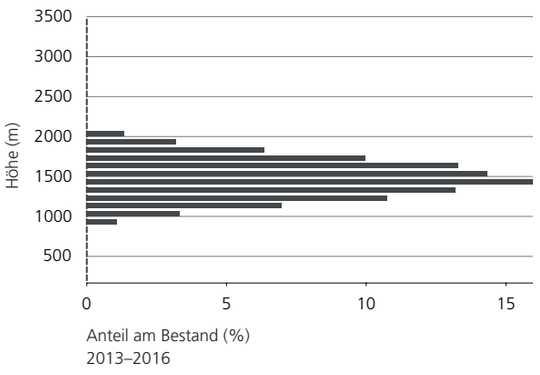
Das Brutgebiet des Dreizehenspechts beschränkt sich in Mitteleuropa auf die Alpen, den Jura, den Schwarzwald, den Böhmerwald und die Karpaten. In der Schweiz kommt er heute in den Voralpen und Nordalpen weitgehend flächig vor. Die höchsten Dichten erreicht der Dreizehenspecht hier in den zentralen Nordalpen und in Graubünden. Er besiedelt bei uns primär alte subalpine Nadelmischwälder, in denen die Fichte vorherrscht, daneben auch Nadel-Laubmischwälder der oberen montanen Stufe. Entscheidend ist ein hohes Angebot an stehenden toten und absterbenden Bäumen [4, 9]. Als Nahrungsspezialist ernährt sich der Dreizehenspecht hauptsächlich von Borken- und Bockkäfern [10] und kann Käfergradationen eindämmen [3, 6]. Brutnachweise unterhalb von 1000 m gelangen nur wenige, so bei Bäretswil ZH auf 780–890 m [ID, 14] und bei Unterägeri ZG auf 860 m [AtCH2, VdS]. Die höchsten Bruten wurden auf 2180 m bei Valchava GR [VdS] und auf 2050 m bei Guttet VS (B. Posse) nachgewiesen.

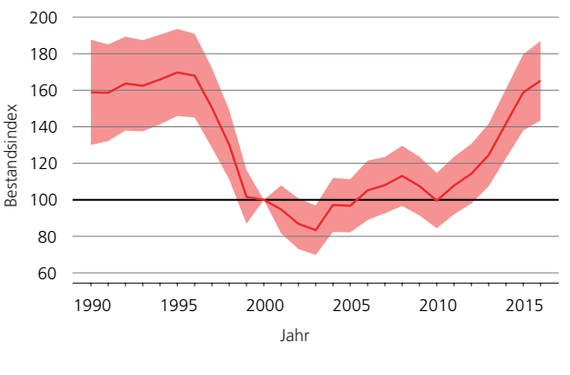
Seit 1993–1996 hat der Dreizehenspecht vor allem im Wallis und im Misox GR neue Gebiete besiedelt. Auch andernorts deutet sich eine Arealexpansion an, so im Gebiet von Haut-Intyamon FR [2] und im westlichen Jura [11, 13]. Zudem gelang 2005 der erste Brutnachweis im Zürcher Oberland [14], wo seither regelmässige Feststellungen erfolgen. Inwiefern diese neuen Nachweise auch eine Folge der höheren Beobachtungsintensität sind, ist unklar.

Der Bestandstrend war aus unbekannten Gründen von 1996 bis 2002 markant negativ, anschliessend setzte eine bis heute anhaltende positive Entwicklung ein. In Frankreich, Italien und Österreich scheinen die Bestände stabil zu sein [AtF, RLEU, 5, 8]. In Deutschland nehmen sie zu [AtD]; allerdings ist der Trend in Baden-Württemberg [1] neuerdings offenbar wieder negativ, ebenso wie in Liechtenstein [AtFL]. Zur Erhaltung des Dreizehenspechts sollte stehendes Totholz mindestens 5 % der Bäume ausmachen und über 15 m³/ha auf mindestens 100 ha Wald umfassen [3, 4]. Aufgrund von Modellierungen werden infolge der Klimaerwärmung Zunahmen der Anzahl Borkenkäfergenerationen pro Jahr in tieferen Lagen [7] und der durch Borkenkäfer beeinträchtigten Wälder prognostiziert [12]. Ob der Dreizehenspecht davon (vielleicht auch nur kurzfristig) profitieren wird, bleibt abzuwarten.

Gilberto Pasinelli

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Beaud & Beaud (2018); [3] Bütler & Wermelinger (2014); [4] Bütler et al. (2004); [5] Dvorak et al. (2016); [6] Fayt et al. (2005); [7] Jakoby et al. (2016a–b); [8] Nardelli et al. (2015); [9] Pechacek (2004); [10] Pechacek & Kristin (2004); [11] Posse (2012); [12] Seidl et al. (2014); [13] Walder & Henrioux (2008); [14] Zollinger-Göpfert et al. (2006)

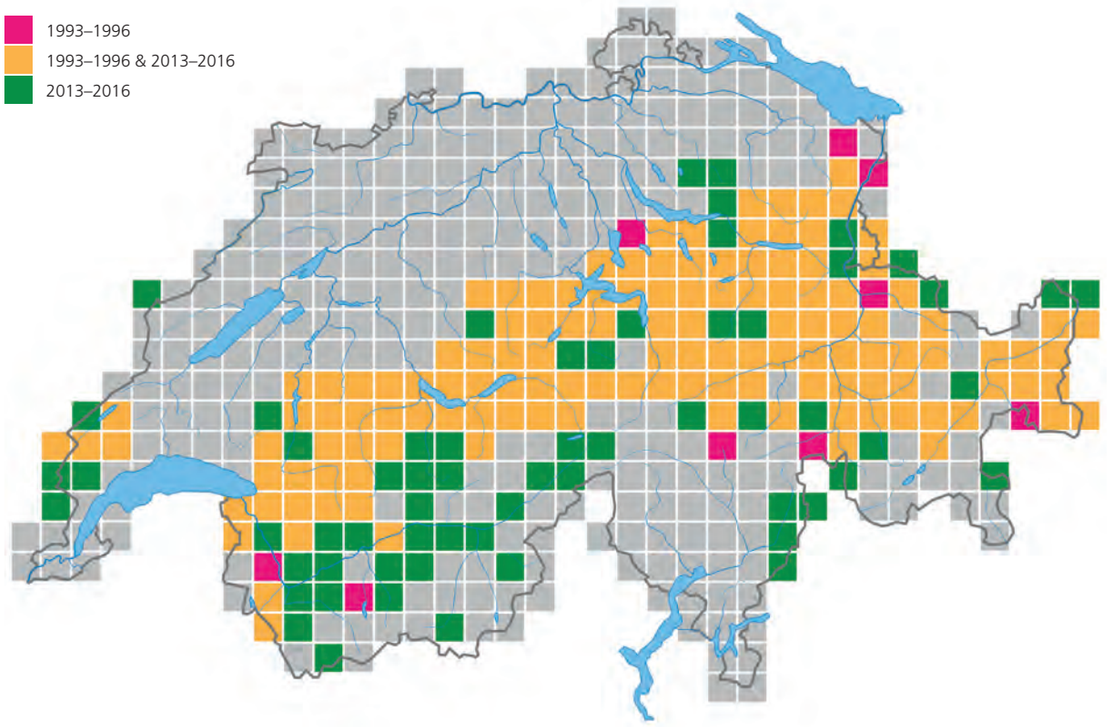




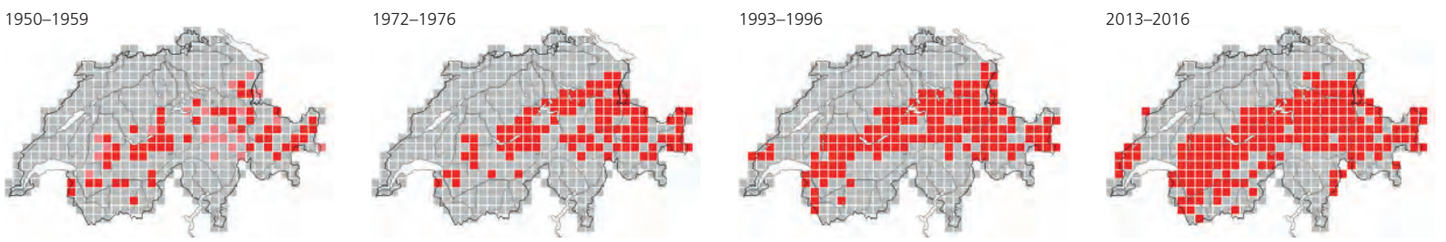
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Christine Hepperle, Bubikon



Mittelspecht

Leiopicus medius
Pic mar
Picchio rosso mezzano
pitgalain mesaun
Middle Spotted Woodpecker



Beat Rüegger

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 1700–2100 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 164, 212, 240, 298, 314

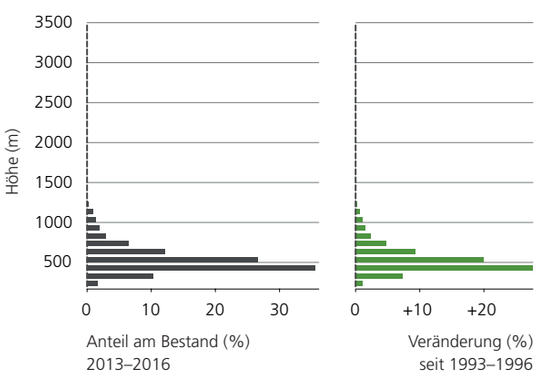
Die Schweiz liegt am westlichen Rand des vergleichsweise kleinen, grösstenteils europäischen Brutgebiets. Die Verbreitungsschwerpunkte hierzulande befinden sich in den Kantonen Neuenburg, Basel-Landschaft, Zürich und Thurgau zwischen 300 und 600 m. Dazu kommen die in den letzten Jahren nachgewiesenen grossen Bestände in den Kantonen Genf, Waadt, Jura, Solothurn, Aargau und Schaffhausen. Bevorzugt besiedelt werden Wälder mit einem hohen Anteil an alten grobborkigen Laubbäumen, wie etwa Auen- und Eichenwälder, und gelegentlich auch Hochstamm-Obstgärten in Waldnähe. In anderen Ländern kommt der Mittelspecht zudem in sehr alten Buchenwäldern und in Erlenwäldern mit hohem Totholzanteil vor [10]. Die höchsten Bruten 2013–2016 wurden im Forêt de Risoux VD auf 1100 m (C. Fosserat) [12] und am Col de Montvoie JU bei 810 m (D. Berthold) festgestellt; alle anderen früheren Brutnachweise lagen unterhalb von 800 m.

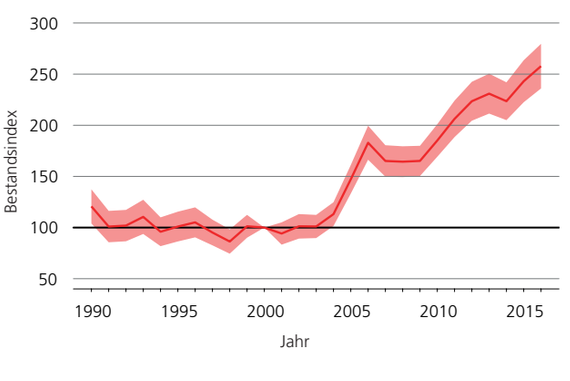
Nachdem sich das Areal ab den Fünfzigerjahren mancherorts verkleinert hatte [AtCH0, 4], dehnt es sich seit 1993–1996 wieder aus. Verbreitungslücken in der Nordschweiz wurden geschlossen und Gebiete entlang der südlichen Arealgrenze sowie im Jura neu besiedelt [1, 5, 7, 8, 13, 15]. Die Zunahmen erfolgten in allen Höhenstufen etwa proportional zum Bestand, waren aber zwischen 400 und 600 m am stärksten. Seit etwa 2004 verläuft die Bestandsentwicklung in der Schweiz positiv. Aus Kantonen, in denen Mittelspechte ab 2002 in etwa 10-jährigem Abstand mit derselben Methode auf den gleichen Flächen kartiert wurden, liegt der Bestandszuwachs bei rund 5 % (Neuenburg), 57 % (Thurgau), 108 % (Zürich) bzw. 950 % (Genf) [13].

Der Bestand des Mittelspechts steigt auch in zahlreichen anderen europäischen Ländern an (z.B. Frankreich, Deutschland, Österreich) [AtD, AtF, RLEU, 6], wobei die Zunahmen vielerorts ab Ende des 20. Jahrhunderts einsetzten [2]. Als Gründe für die positiven Trends werden geringere Wintersterblichkeit, höherer Bruterfolg und grösseres Nahrungsangebot infolge des Klimawandels, Zunahme von Totholz und älterer Eichen durch Eichenförderungsprogramme sowie geringere Nisthöhlenkonkurrenz aufgrund des Rückgangs des Stars diskutiert [3, 9, 11, 13, 14, 15]. Die Erhaltung der Eichenwaldfläche ist die wichtigste Massnahme für den Schutz des Mittelspechts.

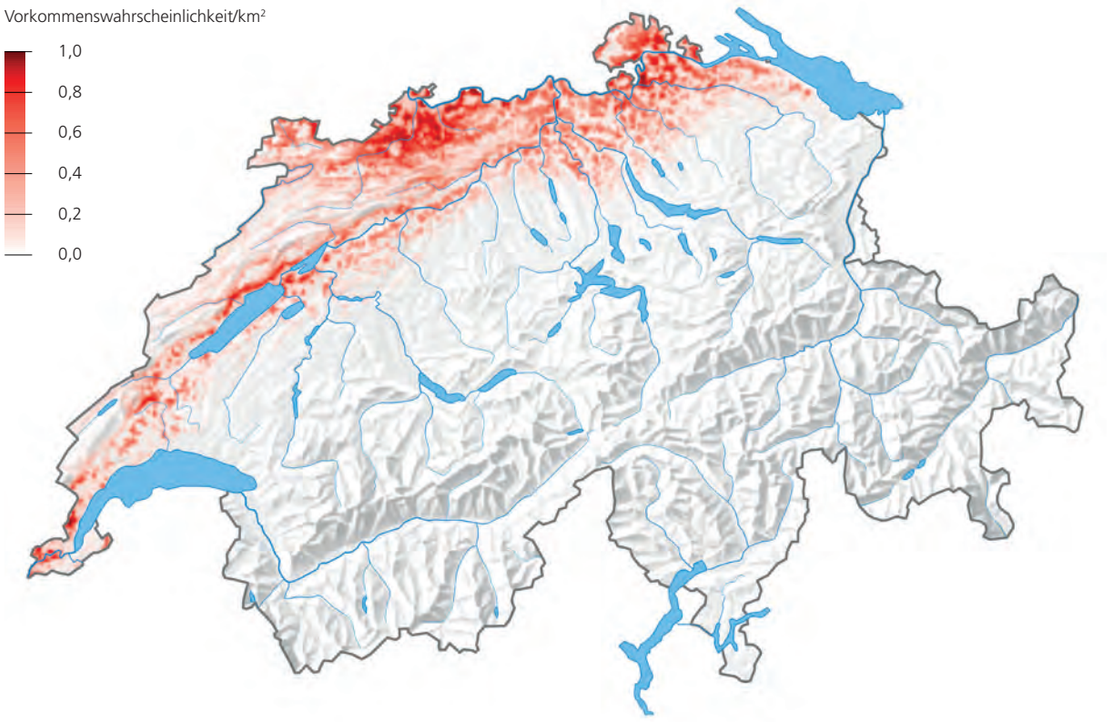
Gilberto Pasinelli

[1] Barbalat & Piot (2009); [2] Bauer et al. (2005); [3] Bühlmann (2016); [4] Bühlmann & Pasinelli (2012); [5] Bühlmann et al. (2018); [6] Dvorak et al. (2017); [7] Horisberger (2017); [8] Martinez et al. (2013); [9] Mattes & Gatter (2011); [10] Pasinelli (2003); [11] Pasinelli et al. (2008b–c); [12] Posse (2014); [13] Schuck et al. (2018); [14] Spühler et al. (2015); [15] Weggler et al. (2013)





Vorkommen 2013–2016

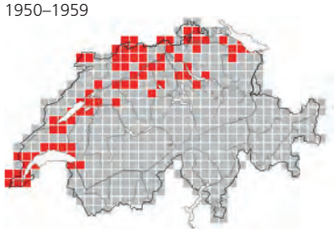


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

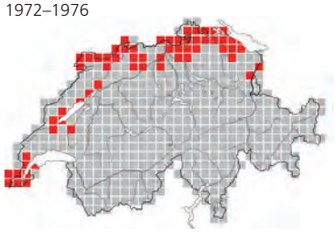


Patenschaft
Edith & Bernhard Herzog, Villnachern

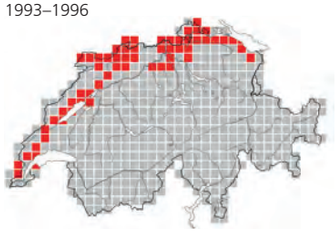
1950–1959



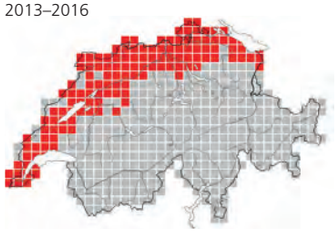
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Kleinspecht

Dryobates minor
Pic épeichette
Picchio rosso minore
pitgalain pitschen
Lesser Spotted Woodpecker



Patrick Donini

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1500–3000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 298

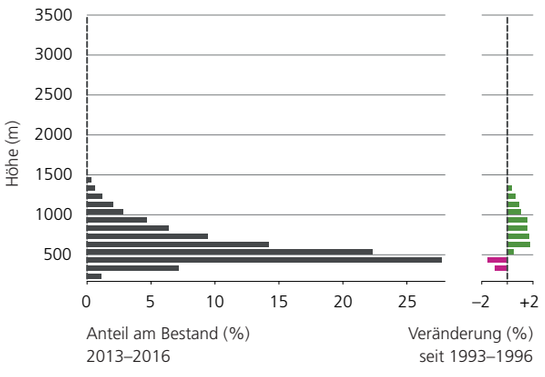
In der Schweiz ist der Kleinspecht unterhalb von 1000 m weit verbreitet, aber nirgends häufig, was mit den grossen Aktionsgebieten zusammenhängt[4, 10]. Gut besiedelt sind das östliche, zentrale und südwestliche Mittelland, die Ufer grösserer Flüsse wie etwa Rhone, Rhein und Maggia sowie das Südufer des Neuenburgersees. Der Kleinspecht bevorzugt ältere, eher lichte Laubwälder, in denen Weichhölzer und/oder (dünnes) stehendes Totholz zahlreich vorkommen, wie zum Beispiel Auen- und Eichenwälder[VdS, 6]. Zudem brütet er in Streuobstwiesen, Feld- und Ufergehölzen sowie in Erlenbruch- und Moorbirkenwäldern. Der höchste Brutnachweis gelang früher bei Fieschertal VS auf 1340 m[AtCH2] sowie aktuell bei Münster VS auf 1320 m (D. Heldner). Umherstreifende Sänger hielten sich auch über 1900 m auf, so bei Mase VS auf 2020 m (M. Thélin)[1] und bei Dorénaz VS auf 1940 m (P.-A. Pochon).

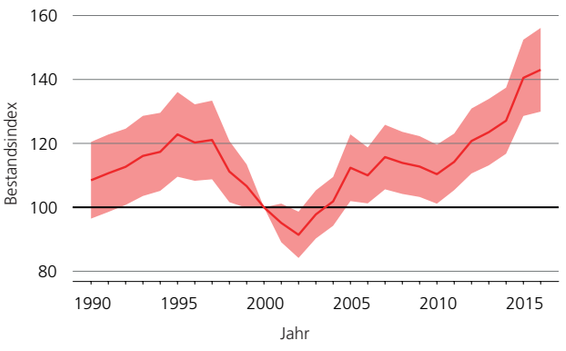
Seit 1993–1996 hat der Kleinspecht sein Areal leicht vergrössert, insbesondere im Tessin. Leichte Dichtezunahmen sind in der Ostschweiz, im Vorderrheintal GR und rund um den Neuenburgersee zu verzeichnen. Dagegen ist der Kleinspecht im zentralen Mittelland und in der Region Basel etwas seltener geworden. Regionale Erhebungen belegen einen leichten Bestandsanstieg am Südufer des Neuenburgersees von 2000 bis 2016[2] sowie einen leichten Rückgang am Bodensee zwischen 1980 und 2010[AtBo]. Bei der Höhenverbreitung fällt im Vergleich zu 1993–1996 eine Zunahme der Dichte in Lagen zwischen 500 und 1200 m auf. Hingegen ist sie unterhalb von 500 m etwas zurückgegangen. Bis etwa 2002 fluktuierte der schweizerische Bestand markant, nahm danach aber stetig zu.

In etlichen europäischen Ländern sind die Bestände stabil[AtD, RLEU]. In anderen wurden jedoch Rückgänge verzeichnet (z.B. in Frankreich)[AtF, 5], wohingegen der Trend in Italien positiv ist[8]. Als Gründe für Abnahmen gelten allgemein eine zu intensive Forstwirtschaft und der Rückgang von Streuobstwiesen sowie in England zu geringer Bruterfolg möglicherweise infolge Nahrungsmangel[3]. Ob der Anstieg in der Schweiz mit der durch die Eschenwelke hervorgerufenen Zunahme toter Äste in Eschenkronen oder mit der generell gestiegenen Totholzmenge[7, 9] zusammenhängt, bleibt ebenso abzuklären wie ein möglicher Einfluss der Klimaerwärmung.

Gilberto Pasinelli

[1] Antoniazza (2016b); [2] Antoniazza (2018); [3] Charman et al. (2012); [4] Höntsch (2005); [5] Jiguet (2017); [6] Miranda & Pasinelli (2001); [7] Mollet et al. (2009); [8] Nardelli et al. (2015); [9] Rigling & Schaffer (2015a–d); [10] Wiktander et al. (2001)





Vorkommen 2013–2016

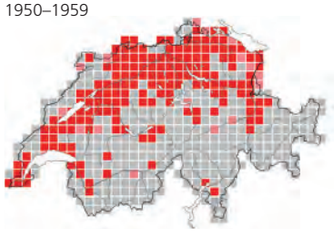


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

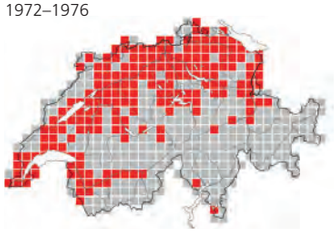


Patenschaft
Birgit Busch

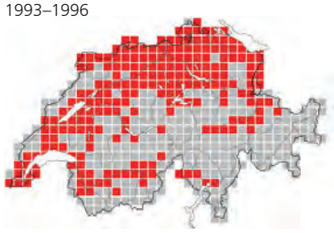
1950–1959



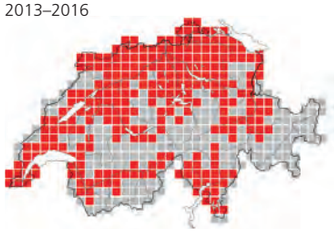
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Weissrückenspecht

Dendrocopos leucotos
Pic à dos blanc
Picchio dalmatino
pitgalain strivlà
White-backed Woodpecker



Marcel Burkhardt

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 20–30 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 190, 284, 298, 420

Innerhalb Europas liegt die Hauptverbreitung des Weissrückenspechts im Osten. Vorposten gibt es in den Pyrenäen, im Apennin und in den östlichen Alpen. Die Schweiz bildet heute die westliche Arealgrenze im Alpenraum. Der Schwerpunkt in unserem Land befindet sich mit 15–20 Paaren im Prättigau GR und entlang des Rheintals. Im Zürcher Oberland und angrenzenden Toggenburg SG, wo der Weissrückenspecht seit 2008 nachgewiesen ist, dürften es 3–5 Paare sein. Nur vereinzelte, vermutlich unregelmässig besetzte Reviere gibt es in den Kantonen Glarus (seit 2000 nachgewiesen) und Schwyz (erstmals 2014). Bemerkenswert sind Nachweise auf dem Brünigpass BE (2002; R. Graf)[12], im Oberhalbstein GR (2014; P. & B. Giacometti)[7] und in der Petite Camargue alsacienne F nördlich von Basel (2015)[9].

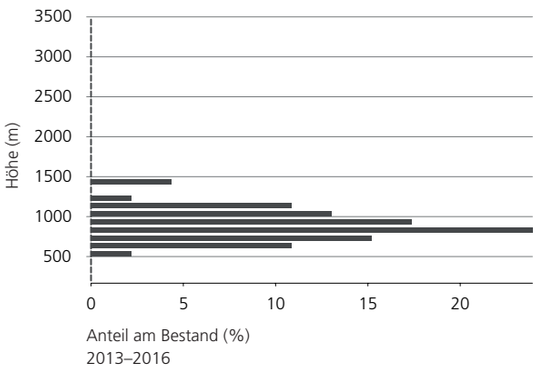
Der Weissrückenspecht bevorzugt alte, totholzreiche Laub- und Mischwälder (v.a. Buchen- und Buchen-Tannenwälder), mehrheitlich zwischen 600 und 1200 m. Besiedelte Wälder sind durch viel stehendes und liegendes Alt- und Totholz mit totholzbewohnenden Insekten charakterisiert[2, 3, 4]. Die höchsten Brutzeitfeststellungen gelangen auf 1650 m im Schanfigg GR (1996)[6] und auf 1450 m im Weisstannental SG (2014; A. Good)[7].

Erst 1996 wurde der Weissrückenspecht zum ersten Mal sicher in der Schweiz im Schanfigg dokumentiert[6]. Der erste Brutnachweis gelang 1999 im Prättigau[1]. Seither hat er sich weiter nach Westen ausgebreitet, wobei ein Teil der neuen Beobachtungen wohl auch auf die verstärkte Suche zurückzuführen ist. In Süddeutschland und in Liechtenstein weisen neue Nachweise ebenfalls auf eine Arealausdehnung bzw. eine leichte Bestandszunahme hin[AtD, AtFL, 11]. Diese Entwicklung steht im Gegensatz zu den teils starken Rückgängen in Nord- und Osteuropa[RLEU].

In der Schweiz profitiert der Weissrückenspecht von der extensiven Waldnutzung in schwer zugänglichen Gebieten und einer generellen Totholzzunahme[8, 10]. Der konsequente Aufbau eines Netzes von Naturwaldreservaten, Altholzinseln und Habitatbäumen sowie die allgemeine Förderung von Alt- und Totholz sind entscheidend für die Festigung der Population. Diese Massnahmen sind Bestandteil der Biodiversitätsförderung im Schweizer Wald[5]. Wie erfolgreich sie sind, wird sich nicht zuletzt beim Weissrückenspecht zeigen.

Michael Lanz & Ueli Bühler

[1] Bühler (2001); [2] Bühler (2008); [3] Bühler (2009); [4] Ettwein (2016); [5] Imesch et al. (2015a–b); [6] Knaus (1997); [7] Marques & Thoma (2015)/Marques et al. (2015); [8] Mollet et al. (2009); [9] Reeber et al. (2016); [10] Rigling & Schaffer (2015a–d); [11] Rödl et al. (2012); [12] Schweizer (2003)/Schweizer & Maumary (2003)



Reviere 2013–2016

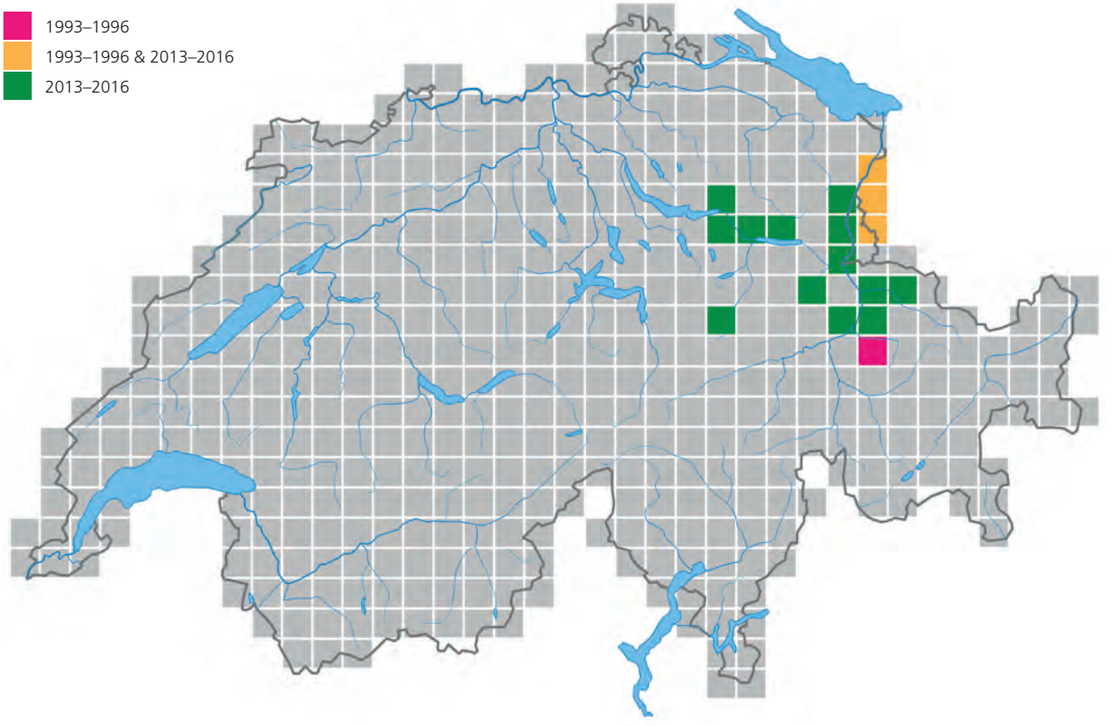
3
2
1

Einzelne Punkte auf der Karte sind aus Schutzgründen verschoben



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

1993–1996
1993–1996 & 2013–2016
2013–2016



Patenschaft
Martin Spiess

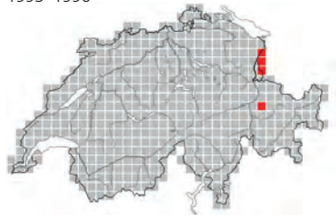
1950–1959



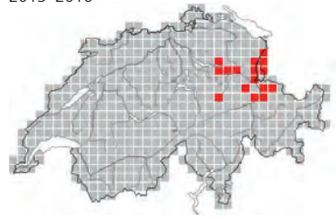
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Tot- und Altholz sind essenziell für Vögel

Tot- und Altholz sind für unzählige Artengruppen entscheidende Ressourcen. Beides ist in Wäldern in wirtschaftlichen Grenzlagen häufiger geworden. Entsprechend positiv verlaufen die Bestandstrends von Vogelarten, die auf Tot- und Altholz angewiesen sind. Insbesondere in Wäldern der Tieflagen mangelt es jedoch an Tot- und Altholz sowie an Naturwaldreservaten.

Unter Totholz werden viele verschiedene Formen abgestorbenen Baummaterials zusammengefasst: stehende und liegende Bäume oder Baumteile, einzelne tote Äste und andere tote Stellen auf alten, aber noch lebenden Bäumen, aber auch Wurzelteller oder Baumstümpfe [14]. Totholz entsteht vor allem durch Alterung, Windwurf, Feuer, Pilz- oder Insektenbefall. In den allermeisten Wäldern sind Alterungsprozesse die treibenden Kräfte. Alte Waldbestände sind darum viel reicher an Totholz als junge. Besonders wertvoll sind zudem auch alte Einzelbäume mit dicken Stämmen und Ästen sowie grossen Kronen.

Der Abbauprozess von Totholz wird vor allem von Pilzen und Insekten verursacht: Die Rinde eines toten Baums fällt ab, und das harte Holz wird allmählich weicher, bis es letztlich zu Humus wird. Wie rasch dieser Prozess abläuft, hängt von der jeweiligen Baumart, der Luftfeuchtigkeit, der Wind- und Sonnenexposition, der Sommertemperatur und dem Kontakt zur Bodenvegetation bzw. zum feuchten Waldboden ab [14].

Lebensraum für zahllose spezialisierte Organismen

In seiner Formenvielfalt, die sich zudem im Lauf des Abbauprozesses laufend verändert, bietet Totholz eine riesige Anzahl unterschiedlicher Nischen, an die sich eine ebenso grosse Zahl spezialisierter Organismen angepasst hat [7, 17]. Etwa ein Viertel der bei uns im Wald lebenden Arten benötigt Totholz, unter anderem über 1700 Käfer und über 2700 Grosspilze [8].

Sind keine massiven Ereignisse wie Feuer oder Stürme beteiligt, entsteht Totholz nur sehr langsam [18], und die Bildung grosser Mengen braucht entsprechend viel Zeit. In forstlich genutzten Wäldern, wo regelmässig Holz entfernt wird, ist deshalb die Menge an Totholz mit einigen wenigen m^3/ha viel geringer als in nichtbewirtschafteten Wäldern. Hier kann die Totholzmenge gegen 200 m^3/ha erreichen und fast die Hälfte der gesamten Holzmenge eines Waldes ausmachen [2, 9, 15]. Weil es in Europa nach Jahrhunderten mehr oder weniger intensiver Waldnutzung kaum noch unbewirtschaftete Wälder gibt, sind sehr viele totholzbewohnende Organismen, vor allem Insekten, selten geworden und gelten als gefährdet [11, 16].

Bedeutend auch für zahlreiche Vogelarten

Auch für etliche Vogelarten ist Totholz von grosser Bedeutung. Tote Stämme und grössere tote Äste erleichtern oder ermöglichen höhlenbrütenden Arten (Spechte, Hauben- und Mönchsmeise) den Bau der Bruthöhle. Natürliche Höhlen oder Spalten und Hohlräume unter abstehender toter Rinde sind gute Nistgelegenheiten für Arten wie den Waldbaumläufer. In absterbendem und totem Holz leben viele Gliederfüsser und deren Larven, von denen sich verschiedene Spechtarten ernähren. Der Schwarzspecht etwa frisst gern Rossameisen, die ihre Nester bodennah in stammfaulen Fichten haben. Der Dreizehenspecht ist ein Nahrungsspezialist, der bevorzugt Borken- und Bockkäfer erbeutet [12]. Insbesondere der Weissrückenspecht hat aufgrund seiner bevorzugten Nahrung – Larven



Änderung der Verbreitung seit 1993–1996 von acht häufigen Arten, für die Tot- und Altholz von grosser Bedeutung sind (Grünspecht, Schwarzspecht, Buntspecht, Mittelspecht, Kleinspecht, Haubenmeise, Mönchsmeise, Waldbaumläufer). Die Karte entstand durch die Kombination der Veränderungskarten der acht Arten.



Pierre Mollet

Liegendes Totholz ist vor allem in Bergwäldern auch für die Waldverjüngung sehr wichtig. Auf diesem vermodernden Fichtenstamm, auf dem der Schnee im Frühjahr schneller wegschmilzt als auf dem Boden daneben, kommen junge Fichten hoch.



Gilberto Pasinelli

Alte und totholzreiche Wälder sind für das Vorkommen von spezialisierten Arten nötig, fehlen aber in vielen Regionen, insbesondere in den gut erschlossenen Lagen des Mittellands und des Juras. Hier ist die Dringlichkeit für entsprechende Verbesserungen gross.

von Totholzinsekten – sehr hohe Ansprüche an die Totholzmenge. Zwei typische Lebensräume dieser Art im nördlichen Graubünden enthielten Totholz im Umfang von 107 bzw. 163 m³/ha[4].

In den Wäldern der Schweiz hat sich das Totholzvolumen zwischen 1993–1995 und 2009–2013 von 11 auf durchschnittlich 26 m³/ha mehr als verdoppelt[1, 3]. Die Bestandszunahmen mehrerer totholzabhängiger Vogelarten sind wohl zumindest teilweise damit erklärbar[10]. In den tiefergelegenen, gut erreichbaren Wäldern des Mittellands und des Juras beträgt die durchschnittliche Totholzmenge aber auch heute noch deutlich unter 20 m³/ha. Die Dringlichkeit für entsprechende Verbesserungen, beispielsweise das Einrichten von Naturwaldreservaten, wo die Eingriffe auf ein Minimum beschränkt werden und das Ziel eine natürliche Waldentwicklung ist, ist in diesen Regionen dafür umso grösser[6].

Förderung von Tot- und Altholz dringlich

Der Mangel an alten Beständen und damit an Tot- und Altholz gilt als eines der grössten ökologischen Defizite bewirtschafteter Wälder. Die Förderung von Tot- und Altholz ist denn auch eines der wichtigen Ziele des Bundes, und zwar vor allem im Mittelland und im Jura[8]. Naturwaldreservate spielen dabei die Hauptrolle und sollen zu Kerngebieten totholzabhängiger Arten werden. Wegen der geringen Mobilität vieler totholzbewohnender Organismen wären ihre Populationen in den meist weit auseinanderliegenden Naturwaldreservaten jedoch kaum vernetzt. Daher sollen Tot- und Altholz auch im bewirtschafteten Wald zwischen Naturwaldreservaten gefördert werden, und zwar durch die Förderung von Altholzinseln und einzelner Biotopbäume, die bis zu ihrem Zerfall stehen gelassen werden[8].

Die dabei festgelegten Zielwerte von 25 m³/ha für Voralpen und Alpen bzw. 20 m³/ha für Mittelland, Jura und Südalpen[8] werden die Bestände wohl der meisten alt- und totholzabhängigen Vogelarten begünstigen. Für den Dreizehenspecht wurde beispielsweise ein Schwellenwert von mindestens 15 m³/ha über mindestens 100 ha ermittelt[5]. Dieser Wert wird in den meisten Wäldern der Voralpen und Alpen heute schon erreicht[8, 13]. Tatsächlich weist der Bestandsindex des Dreizehenspechts für die letzten rund 15 Jahre auf steigende Bestände hin, wie auch bei den meisten anderen tot- und altholzabhängigen Vogelarten. Nur für den Weissrückenspecht werden diese Zielwerte wohl kaum ausreichen. Diese Art wird sich langfristig wahrscheinlich nur dann weiter ausbreiten können, wenn entweder weitere grössere Waldflächen in tieferen Lagen für lange Zeit der Bewirtschaftung entzogen werden, wodurch sich grosse Mengen an Tot- und Altholz ansammeln können, oder alte und tote Bäume in bewirtschafteten Wäldern deutlich häufiger belassen werden. Von diesen Massnahmen würden auch zahlreiche weitere Totholzspezialisten profitieren.

Pierre Mollet & Gilberto Pasinelli

[1] Abegg et al. (2014a–d); [2] Albrecht et al. (1988); [3] Brändli et al. (2015a–d); [4] Bühler (2009); [5] Bütler et al. (2004); [6] Bütler et al. (2006); [7] Harmon et al. (1986); [8] Imesch et al. (2015a–b); [9] Mayer et al. (1979); [10] Mollet et al. (2009); [11] Monnerat et al. (2016a–c); [12] Pechacek & Kristin (2004); [13] Rigling & Schaffer (2015a–d); [14] Scherzinger (1996); [15] Siitonen et al. (2000); [16] Speight (1989); [17] Vallauri et al. (2003); [18] Vandekerkhove et al. (2009)

Species Seiten 286, 288, 290, 292, 294, 296, 300, 342, 346, 432

Buntspecht

Dendrocopos major
Pic épeiche
Picchio rosso maggiore
pitgalain grond
Great Spotted Woodpecker



Daniele Occhiato

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 70 000–90 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 298, 362

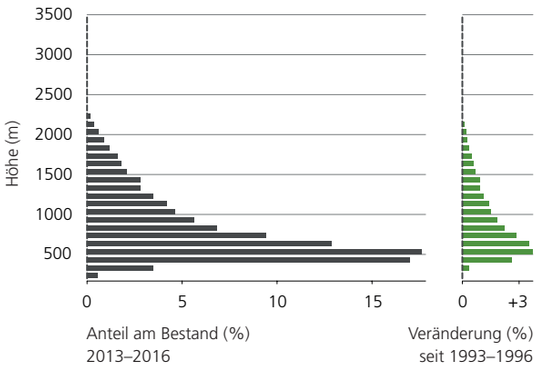
Der Buntspecht ist die häufigste Spechtart der Schweiz. Hohe Dichten erreicht er im Mittelland, in Teilen des Juras sowie in den tiefen Lagen des Wallis und des Engadins GR. Rund 75 % des Bestands konzentrieren sich unterhalb von 1000 m. Der Buntspecht besiedelt Wälder jeglicher Ausprägung, Feldgehölze, Baumhecken, Obstgärten und Siedlungen, sofern ausreichend ältere Bäume vorkommen. Die höchsten Dichten werden in Auenwäldern, in alten Eichen- und Buchenwäldern tiefer Lagen sowie in alten Parks erreicht[5]. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 8 Reviere gezählt werden. Die höchsten Brutnachweise gelangen früher auf 2290 m bei Cinuos-chel GR[AEn] und auf 2230 m bei Zermatt VS[AtCH2] sowie aktuell auf 2210 m bei Nendaz VS (C. Morvan).

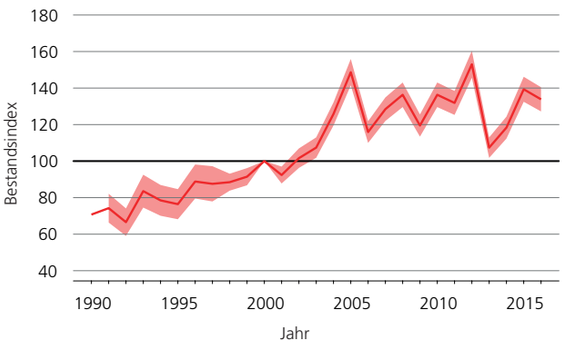
Seit 1993–1996 hat der Bestand des Buntspechts ausser im zentralen Mittelland praktisch überall zugenommen. Er ist auf fast allen Höhenstufen häufiger geworden, wobei der Zuwachs zwischen 400 und 700 m proportional etwas weniger stark war. Auch regionale Bestandserhebungen zeigen eine Zunahme, so im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 um 20 %[AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 um über 80 %[AtBo]. Gemäss Auswertungen mit Daten von 1988 und 1999 ist die Dichte vor allem in Zürcher Siedlungsgebieten angestiegen, wohingegen sie sich in Wald- und Kulturlandflächen kaum verändert hat[16, 17, 18]. Ein ähnlicher Trend wurde auch in Deutschland festgestellt[1].

Wie in der Schweiz steigen die Bestände auch in den Nachbarländern an[AtD, AtF, 3, 10, 14]. Der gesamteuropäische Trend ist ebenfalls positiv[EBCC]. Als Gründe für die verbreiteten Bestandszunahmen werden vor allem die Klimaerwärmung, die Alterung von Wäldern, die Zunahme von Totholz[6, 11] und eine verminderte Konkurrenz um Bruthöhlen infolge des Rückgangs des Stars diskutiert[4, 12]. Der Bestand des Buntspechts scheint positiv mit der Stärke der Fruktifikation von Buchen, Eichen und/oder Fichten zusammenzuhängen[1, 13], aber wohl nicht überall[19]. Die Zunahme der Häufigkeit von Buchen-Vollmasten in etlichen europäischen Ländern[8, 9, 15] und in der Schweiz[7] sowie die höheren Samenerträge in Vollmastjahren bei Buche und Fichte[2] in den letzten Jahrzehnten könnten demnach zumindest teilweise zur Bestandszunahme beigetragen haben.

Gilberto Pasinelli

[1] Flade & Schwarz (2004b); [2] Gatter (2000); [3] Jiguet (2017); [4] Mattes & Gatter (2011); [5] Michalek & Miettinen (2003); [6] Mollet et al. (2016); [7] Nussbaumer et al. (2007); [8] Övergaard et al. (2007); [9] Paar et al. (2011); [10] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [11] Rigling & Schaffer (2015a–d); [12] Smith (2005); [13] Sokolov et al. (2013); [14] Teufelbauer & Seaman (2017); [15] Vetter et al. (2015); [16] Weggler & Widmer (2000a); [17] Weggler & Widmer (2000b); [18] Weggler & Widmer (2001); [19] Wesołowski & Tomiałojć (1997)





Dichte 2013–2016

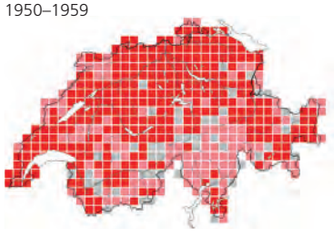


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

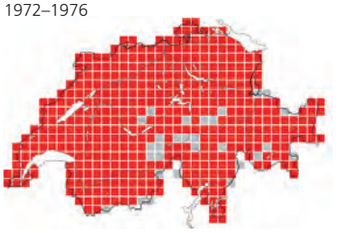


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

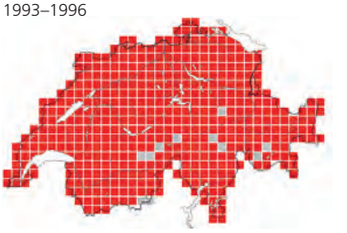
1950–1959



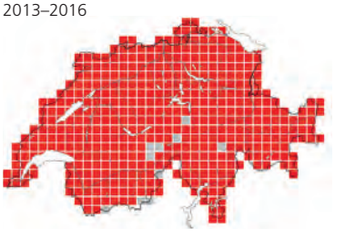
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Turmfalke

Falco tinnunculus
Faucon crécerelle
Gheppio
crivel
Common Kestrel



Markus Varesvuo

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 5000–7500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 234, 264, 308, 362, 392

Der Turmfalke ist in der Schweiz ausser im hochalpinen Bereich und in den urbanen Zentren fast überall anzutreffen. Rund die Hälfte des Bestands besiedelt Lagen unterhalb von 800 m; auch zwischen 1400 und 2400 m kommen noch recht hohe Dichten vor. Die höchstgelegenen Nester wurden bei Grimentz VS auf 2850 m [1] und im Dischmatal GR auf 2650 m [AGR] gefunden.

Dieser typische Bewohner offener Lebensräume (z.B. Kulturland, alpine Wiesen und Weiden) bevorzugt als Jagdrevier ein Mosaik aus Acker- und Wiesland mit extensiv bewirtschafteten Flächen, die ein reichliches Angebot und die Erreichbarkeit von Beutetieren gewährleisten [4]. Die Brutplätze liegen in Fels- und Gebäudenischen, in Krähennestern oder in Nistkästen. In mehreren Regionen werden die Bruten in Nistkästen seit längerem überwacht [9, 13]. 2014 wurden dabei die höchsten Dichten im Broyetal bei Moudon VD mit 15 Revieren/10 km² (J. Jeanmonod), in der Region Kestenholz SO mit 16 Revieren/10 km² (K. Stampfli, T. Aeschlimann) und im St. Galler Rheintal bei Altstätten mit 17 Revieren/10 km² (G. Gschwend, I. Moser) erreicht.

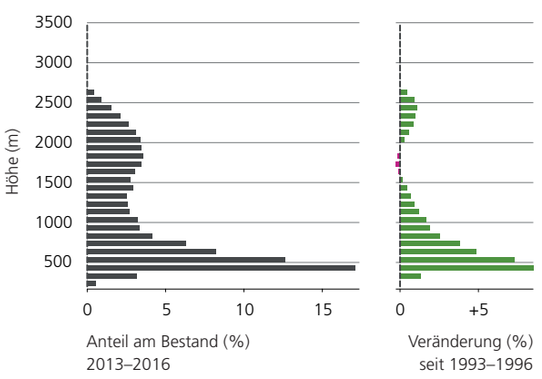
Der Turmfalke hatte von den Siebziger- bis in die Achtzigerjahre lokal stark abgenommen [11]. Die Region Rheinfelden AG verzeichnete 1989 nur 3,1 Reviere/10 km² [8], 2015 waren es wieder 13 Reviere/10 km² (M. Hohermuth). Nach 1993–1996 hat der Bestand weiter deutlich zugenommen, vor allem im zentralen Mittelland. Die Dichte stieg insbesondere in den tieferen Lagen und den Gebieten oberhalb der Waldgrenze an.

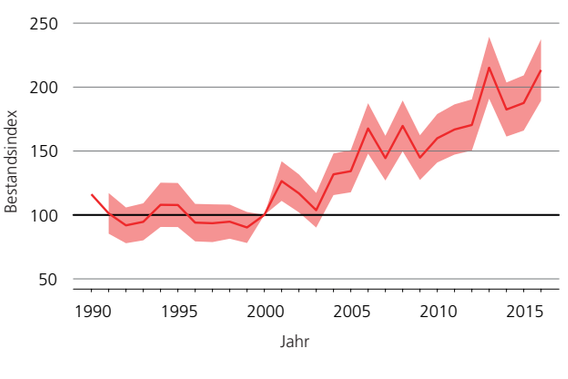
Im nahen Ausland sind die Entwicklungen unterschiedlich: In Deutschland und Österreich sind die Bestände stabil [AtD, 12], in Italien steigen sie leicht an [10]. In Frankreich haben die Bestände in der Periode 2000–2014 um 10 % abgenommen [5], womöglich verursacht durch die landwirtschaftliche Intensivierung [6]. Der europaweite Bestand ist seit 1990 deutlich rückläufig [EBCC].

Die positive Entwicklung in der Schweiz ist auch der Förderung mittels Nistkästen durch lokale Naturschutzgruppen zu verdanken, denn das Fehlen von Nistplätzen kann die Besiedlung beschränken [7]. Das Anlegen von Biodiversitätsförderflächen (insbesondere Buntbrachen) verbessert zudem das Nahrungsangebot [2, 3, 4].

Stephanie Michler

[1] Arlettaz (1993); [2] Aschwanden (2004); [3] Aschwanden & Buner (2006); [4] Aschwanden et al. (2005); [5] Bretagnolle & Pinaud (2016); [6] Butet et al. (2010); [7] Jeanmonod & Broch (2001); [8] Kaeser & Schmid (1989); [9] Michler et al. (2016a–b); [10] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [11] Schmid (1990); [12] Teufelbauer & Seaman (2017); [13] Zellweger-Fischer et al. (2011)





Vorkommen 2013–2016



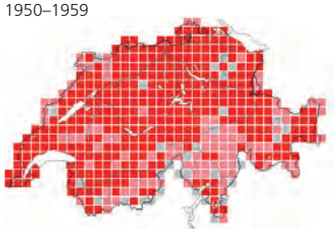
Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996



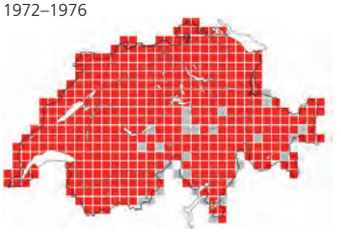
Patenschaft
Martin Schmid
Martina Thürig Arnold &
Peter Arnold

Natur- und Vogelschutzverein Pfäffikon ZH

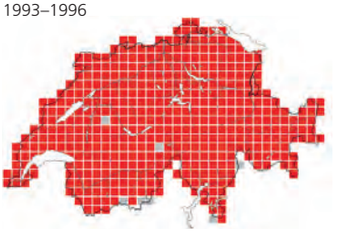
1950–1959



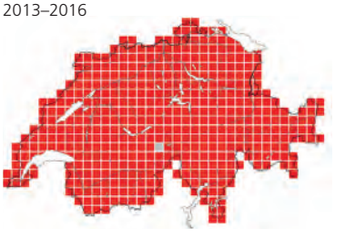
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Baumfalke

Falco subbuteo
Faucon hobereau
Lodolaio
falcun da feglia
Eurasian Hobby



Beat Rüegger

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 500–1000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 264

In der Schweiz kommt der Baumfalke regelmässig bis in Höhen von 800 m vor und dringt entlang der grossen Täler, vor allem im Rhonetal VS, Vorderrheintal GR und Domleschg GR, recht weit in die Alpen ein. Typische Horstgebiete sind Waldstücke mit vertikalem Waldrand oder Schlagflächen mit freistehenden hohen Bäumen, besonders Föhren – oft in Gewässernähe. Bruten in grossen Gärten in städtischen Gebieten kommen vor, ebenso wie in Krähennestern auf Hochspannungsmasten. Die höchsten Bruten gelangen 1994 bei Montévraz FR auf 1200 m [5] und 2012 bei Tschlin GR auf 1370 m (B. Claude), wobei letzterer Brutplatz auch 2015 besetzt war (M. Müller).

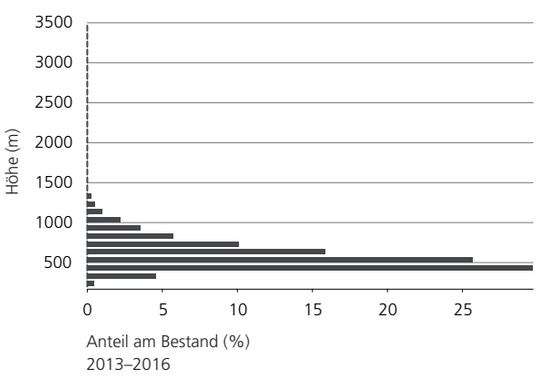
Über die Siedlungsdichte ist aus der Schweiz wenig bekannt. Im Freiburger Mittelland wurden 1989–1998 auf 820 km² in einzelnen Jahren 10–26 und durchschnittlich 19 Paare gefunden, was 2,3 Paaren/100 km² entspricht [5]. Im Kanton Genf wurden 1998–2001 10,3 Paare/100 km² kartiert [AtGE].

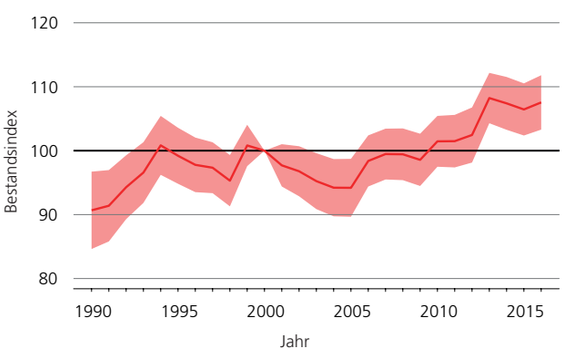
Im Vergleich zu 1993–1996 wurde der Baumfalke zwar in etlichen Atlasquadraten neu gefunden. Doch darf bei dieser heimlichen Art davon ausgegangen werden, dass diese mancherorts keine Neubesiedlungen darstellen, sondern dem höheren Beobachteraufwand zuzuschreiben sind. Allerdings sind seit 2002 erstmals auch Bruten oder Bruthinweise in schon immer recht gut untersuchten Gebieten gefunden worden. Erste Bruten wurden 2002 im Rhonetal bei Grône VS [VdS], 2005 in Graubünden bei Landquart [AGR], 2012 im Unterengadin GR bei Tschlin (B. Claude) sowie 2015 im Tessin bei Novazzano (G. Mangili) entdeckt. Daher ist eine leichte Arealausdehnung wahrscheinlich. Auch der Bestandsindex deutet auf eine stete leichte Zunahme hin, was regionale Erhebungen ebenfalls bestätigen [AtBo, AtGE, AtZH].

In den Nachbarländern wurde eine Bestandserholung von früheren Abnahmen festgestellt [AtD, AtF, 1]. Als deren Ursache werden die Reduktion von Abschuss, Vergiftung und der Belastung durch Pestizide (z.B. DDT) [AtF] sowie die Erschliessung neuer Lebensräume durch den Baumfalken (Bruten auf Hochspannungsmasten) [AtD, AtF] genannt. Allerdings werden regional auch Rückgänge festgestellt, unter anderem wegen der intensiven Forstwirtschaft und der Abnahme wichtiger Beutetiere wie Schwalben und Grossinsekten [2, 3, 4]. In Europa dürfte der Bestand derzeit stabil sein [RLEU].

Marc Kéry

[1] Campedelli et al. (2012);
[2] Fiuczynski & Sömmer (2011);
[3] Mebs & Schmidt (2014);
[4] Probst (2013); [5] Vigneau & Duc (2001)

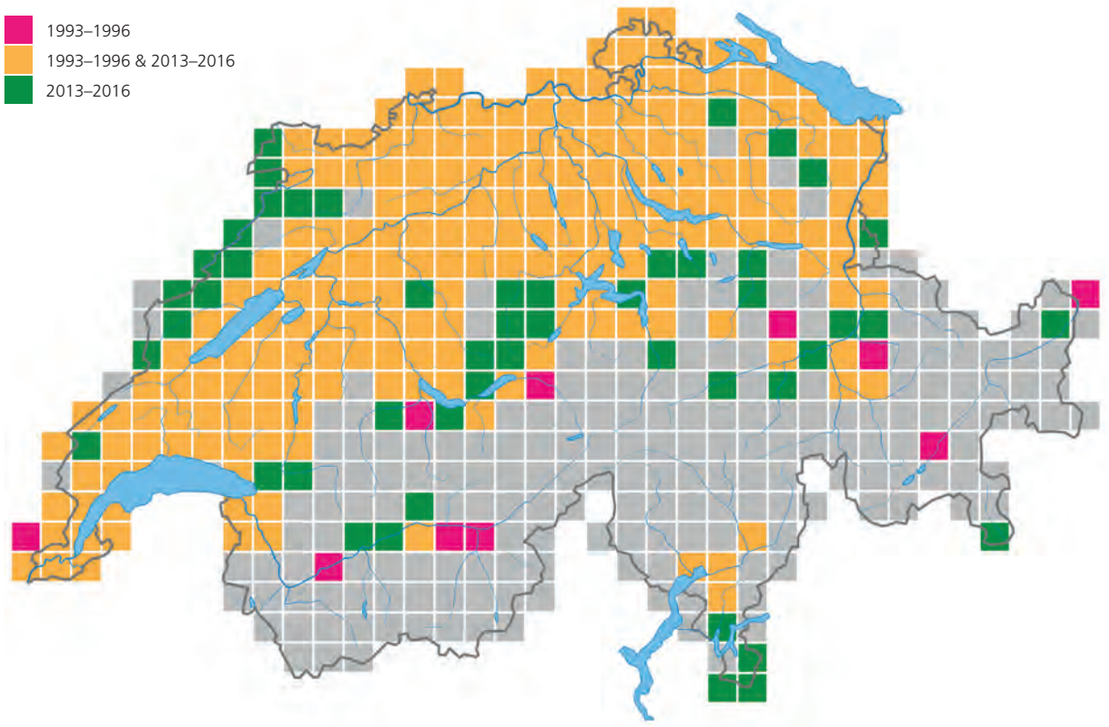




Vorkommen 2013–2016

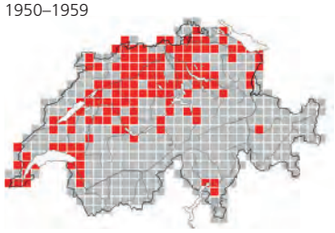


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

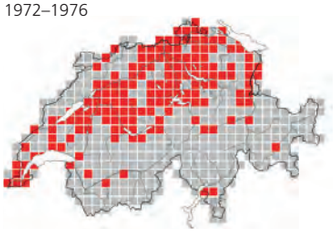


Patenschaft
Erich & Claudia Voggensperger, Schönenbuch
Samuel Willener

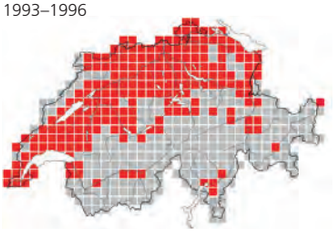
1950–1959



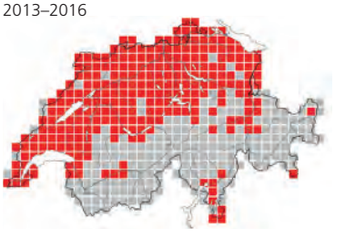
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Wanderfalke

Falco peregrinus
Faucon pèlerin
Falco pellegrino
falcun pelegrin
Peregrine Falcon



Ralf Kistowski

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 260–320 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 110, 170, 240, 264, 308

Die Schweiz liegt in einem Dichtezentrum des Wanderfalken in Mittel- und Westeuropa. In tiefen und mittleren Lagen ist der Wanderfalke ein seltener, aber verbreiteter Brutvogel, sofern geeignete Brutplätze vorhanden sind: vertikale, freistehende Felsen (inkl. Steinbrüche) und hohe Gebäude. Paare brüten meist unterhalb von 1500 m, manchmal aber auch deutlich höher. Die höchsten Brutnachweise in den Alpen gelangen bei Zernez GR auf 2210 m (D. Jenny, A. Kofler) und bei Pontresina GR auf 2180 m (D. Jenny) sowie im Jura am Suchet VD auf 1520 m (P.-A. Ravussin)[1].

Am dichtesten besiedelt sind felsenreiche Gebiete im zentralen Jura, im westlichen Mittelland sowie am Alpennordrand und in den grossen Alpentälern, wo die Siedlungsdichte regional bis zu 2 Reviere/100 km² betragen kann. Die geringsten Dichten finden sich in felsenarmen Gebieten im mittleren und östlichen Mittelland.

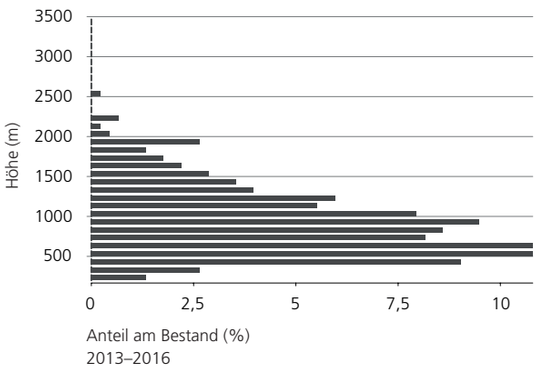
Der Wanderfalke war in der Schweiz 1950–1959 weit verbreitet[AtCH0]. Verursacht durch Biozide kam es danach weltweit und auch in der Schweiz zu Bestandseinbrüchen[AtCH1, 9, 13]. Ab 1971 setzte eine Trendwende ein[8, 10, 11]. In der Schweiz wurde der Bestand 1993–1996 auf über 200[AtCH2] und 2010 auf 340 Paare geschätzt (M. Kéry). Die Bestandserholung widerspiegelte sich auch in zunehmend höher gelegenen Bruten, in der Besiedlung von teilweise nur 10 m hohen Felsen und in einer leichten Zunahme von Gebäudebrütern[4].

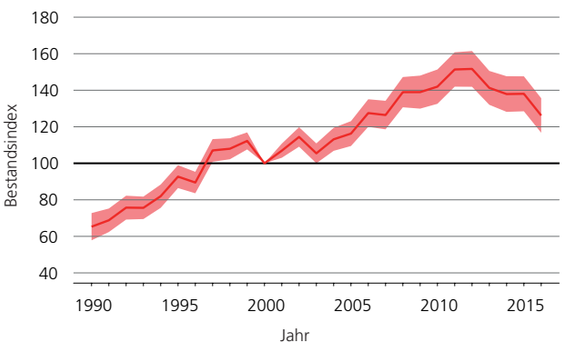
Seit 2008 sind regional deutliche Abnahmen festzustellen, so etwa um 33 % in der Südwestschweiz und um gar 43 % im Nordjura[5]. Bestände im benachbarten Ausland (Baden-Württemberg[10], französischer Jura[7]) sind im selben Zeitraum ebenfalls rückläufig, wenn auch in geringerem Ausmass. Der Schweizer Bestand dürfte 2013–2016 etwa 260–320 Paare umfassen. Als Hauptursachen für diesen Rückgang gelten Prädation durch den im Bestand zunehmenden Uhu[2, 6] sowie illegale Verfolgung durch Taubenzüchter[3, 12] und zunehmende Störungen durch Freiluftsportarten[5].

Durch eine entschlossene gesetzliche Verfolgung von Vergiftungsfällen und durch die Reduktion von Störungen an den Brutplätzen können die anthropogenen Gefährdungen reduziert werden.

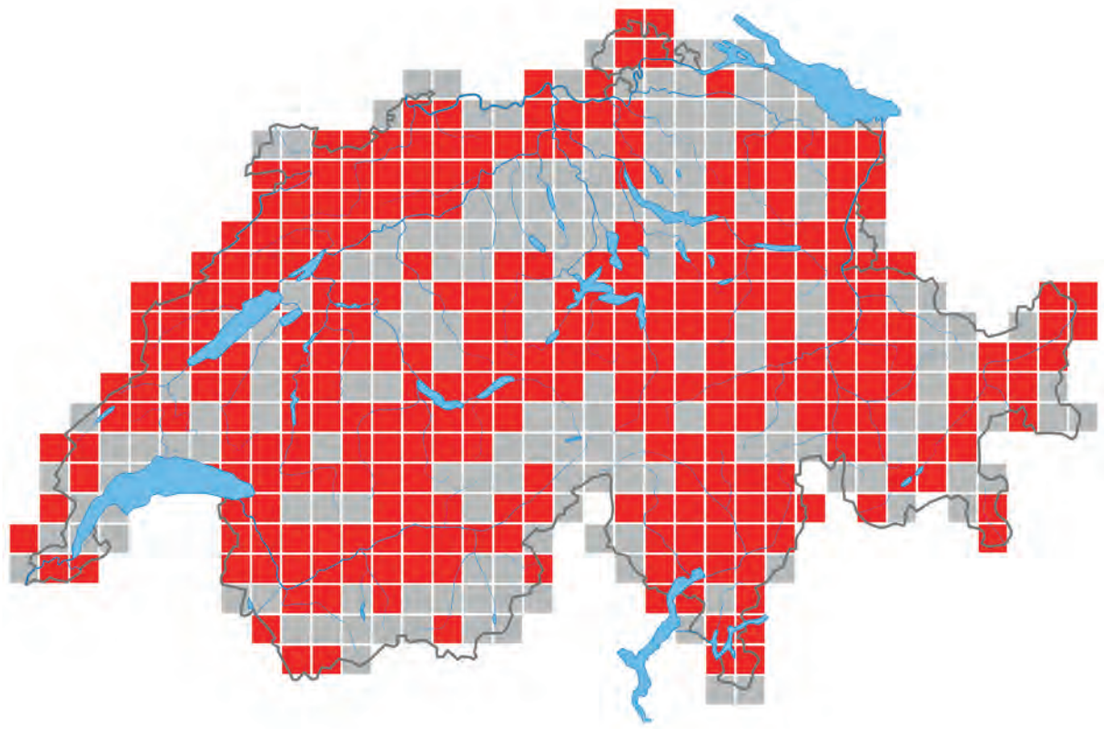
Marc Kéry

[1] Antoniazza (2015); [2] Brambilla et al. (2006a); [3] Inderwildi et al. (2016a–b); [4] Kéry et al. (2005); [5] Kéry et al. (2016); [6] Monneret (2010); [7] R.-J. Monneret, pers. Mitt.; [8] Monneret et al. (2015); [9] Ratcliffe (1993); [10] Rau et al. (2015); [11] Strenna (2013); [12] Vogler et al. (2015); [13] White et al. (2013)

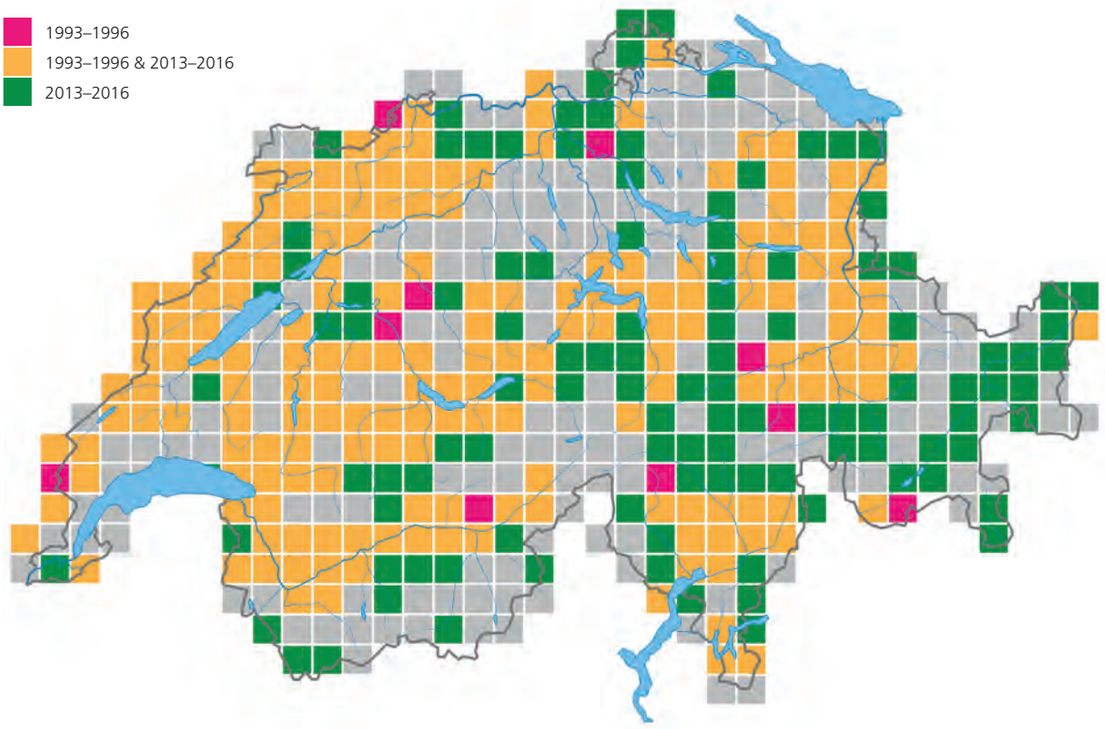




Verbreitung 2013–2016



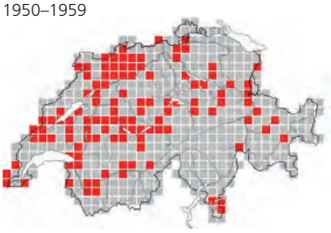
Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



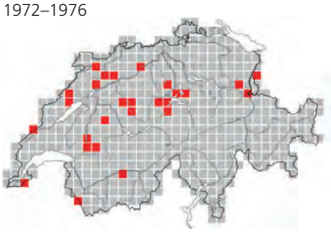
Patenschaft
André Frei-Armstrong

Kernkraftwerk Leibstadt

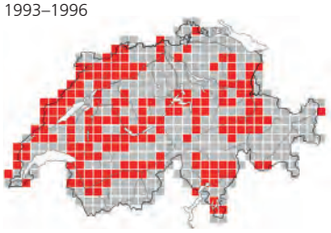
1950–1959



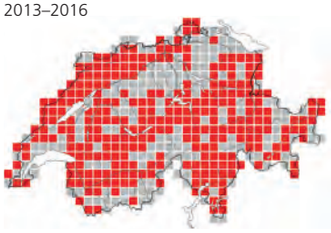
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Felswände – spektakuläre und wichtige Rückzugsorte

Felswände sind einzigartige Lebensräume. Spezialisierte Vogelarten finden dort Nistplätze, die ausserhalb der Reichweite von Fressfeinden liegen. Lange Zeit blieben diese Rückzugsorte unberührt, doch heute sind die zunehmenden Freizeitaktivitäten eine neue Herausforderung für die Erhaltung ihrer Naturwerte.

Felswände, Felsenkessel und tiefe Schluchten in den Alpen und im Jura, Molassefelsen im Mittelland oder vom Menschen gemachte Steinbrüche – felsiges, senkrechtes Gelände kann in der Schweiz viele Formen annehmen. Diese unterscheiden sich vor allem in Bezug auf Gesteinsart, Ausrichtung, Höhe, Pflanzenbewuchs und Zerklüftungsgrad. Diese Standortfaktoren beeinflussen die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften jeder Felsformation. Auch die räumliche Verteilung der Felswände spielt eine Rolle: In den Alpen sind sie praktisch überall vorhanden, im Jura schon spärlicher, und im Mittelland kommen sie nur noch sehr selten vor.

Sichere Nistplätze für Brutvögel

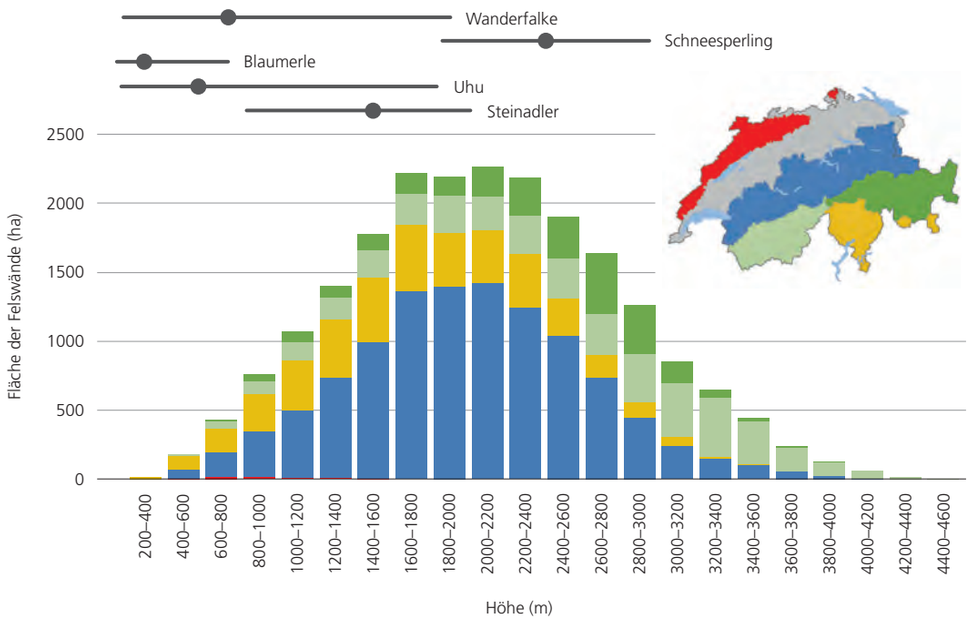
Unter den Vögeln können spezialisierte Arten wie der Mauerläufer Felswände auch zur Nahrungssuche nutzen. Aber diese bieten in erster Linie sichere Brutplätze, denn kaum ein Bodenfeind getraut sich dorthin. Häufig kommt es dagegen zwischen Brutnachbarn derselben Felswand zu Konflikten und zu Fällen von Prädation. Davon können Altvögel, Küken oder Eier betroffen sein. Bekannt für solche Auseinandersetzungen ist vor allem das Trio Uhu, Wanderfalke und Kolkrabe: Je häufiger Uhus oder Wanderfalken am Brutplatz gestört werden, umso grösser ist die Chance für Kolkraben, dort Küken oder Eier zu erbeuten. Hingegen ist der Uhu als Brutnachbar eine direkte Gefahr für Alt- und Jungvögel des Wanderfalken und des Kolkraben [1, 2, 9, 10].

Einige Felsbrüter haben mit der Zeit gelernt, künstliche Brutplätze zu nutzen, die natürlichen Felsformationen gleichen, beispielsweise Strassengalerien, Brücken, Kirchtürme oder Gebäude. Dazu gehören Greifvögel und Eulen wie Turm- und Wanderfalke sowie Uhu, Rabenvögel wie Kolkrabe, Dohle und Alpendohle, aber auch Schwalben und Segler. Bei einzelnen Arten wie der Felsenschwalbe nimmt die Tendenz, an Gebäuden zu brüten, noch immer zu. Bei anderen hingegen ist dieser Prozess bereits abgeschlossen: Mehlschwalbenkolonien etwa findet man kaum noch an Felswänden, sondern praktisch nur noch im Siedlungsraum. Steinadler, Kolkrabe, Dohle und in seltenen Fällen auch Mauersegler können auch auf oder in Bäumen brüten. Umgekehrt nisten diverse Waldvogelarten gelegentlich auch in Felswänden, vom Waldkauz über die Hohltaube bis zu verschiedenen Meisenarten [3].



Aurore Pradervand

Die imposante Kalkfelswand Haut de Cry bei Chamoson VS reicht von 600 bis 3000 m Höhe. Sie verbindet die Vogelarten der alpinen Zone und des Mittelmeerraums und beherbergt fast das ganze Spektrum der hiesigen Felsbrüter, von der Alpenkrähe bis zur Blaumerle.



Die Fläche von Felswänden (hier als Felsflächen mit mehr als 60° Neigung definiert) ist je nach Region unterschiedlich hoch (die Farben entsprechen den Regionen auf der kleinen Karte). Im Vergleich zu den Alpen erscheinen der Jura und das Mittelland kaum in der Grafik. Felswände in 800–1000 m Höhe findet man beispielsweise vor allem auf der Alpennord- und -südseite. Die schwarzen Linien entsprechen der Höhenverbreitung von fünf Felsbrütern, der Punkt dem Median.

In der Schweiz gibt es von den Tieflagen bis in die alpine Stufe rund 20 typische Arten von Felsbrütern. Bei den meisten von ihnen sind die Bestände intakt, aber es gibt auch Ausnahmen: So ist die Situation beim Uhu instabil und von Region zu Region unterschiedlich[5, 7, 11]. Auch die Wanderfalkenbestände zeigen nach einer langjährigen Zunahme gewisse Stagnations- oder sogar Rückgangstendenzen[6]. Beide Arten erinnern daran, dass das Thema Felsbrüterschutz in der Schweiz nach wie vor aktuell ist.

Negative Auswirkungen menschlicher Aktivitäten

Die Nistplätze von Felsbrütern sind zwar gut gegen Bodenfeinde geschützt. Seit Ende des 20. Jahrhunderts werden sie aber mehr und mehr von Freizeitaktivitäten in Beschlag genommen. Sorgten zu Beginn die aufkommende Kletterei und der Betrieb von Klettersteigen für neue Störungen, waren es später Extremsportarten wie das Basejumping. Diese Freizeitaktivitäten erzeugen einen zusätzlichen Druck auf die Bestände dieser Arten, von denen einige bereits durch andere anthropogen bedingte Todesursachen wie Kollisionen, Stromschlag oder sogar Vergiftungen geschwächt sind[4, 8, 11]. Die beeindruckenden Landschaftsbilder rund um Felswände ziehen auch touristische Klang- und Lichtevents an, die dazu führen können, dass Felsbrüter die davon betroffenen Nistplätze aufgeben. Am Beispiel der etwa 200 Steinbrüche in unserem Land zeigen sich die Wechselwirkungen zwischen menschlicher Tätigkeit und der Vogelwelt besonders eindrücklich: Kurz nach dem Ende der Ausbeutungsperiode werden diese Sekundärlebensräume oftmals zugeschüttet, ohne Rücksicht auf die spezialisierte Vogelwelt zu nehmen, die sich inzwischen dort angesiedelt hat. In solchen Fällen müssen Ersatzwände als taugliche Alternativbrutplätze eingerichtet werden.

Angepasste Schutzmassnahmen

Glücklicherweise ist aber in den meisten Fällen ein konfliktfreies Nebeneinander zwischen Felsbrütern und menschlichen Aktivitäten möglich. Da die Lage der Nistplätze empfindlicher Arten oder von Prioritätsarten (z.B. Uhu, Wanderfalke) bekannt ist, kann man vorausschauend handeln und Schutzmassnahmen vorschlagen, die der örtlichen Situation angepasst sind. Damit der Schutz der Felsbrüter nachhaltig gelingt, ist es aber unerlässlich, die Organisationen der betroffenen Interessengruppen beizuziehen und bei der Suche nach Lösungen als Partner ins Boot zu holen. Dieser Ansatz verhilft allfälligen räumlichen oder zeitlichen Zugangsbeschränkungen zu erhöhter Akzeptanz, auch dank informierten und kooperativen Felsnutzern im Gelände.

Jean-Nicolas Pradervand & Emmanuel Revaz



Célestin Luisier

Konflikt oder Koexistenz? Der Mauerläufer ist als Charaktervogel von Felswänden bei Hobby-Kletterern bestens bekannt. Dieses Futter transportierende Weibchen hält sich direkt neben einem Bohrhaken zur Sicherung von Kletterern auf.

[1] Brambilla et al. (2004); [2] Brambilla et al. (2006a); [3] Hauri (1988); [4] Inderwildi et al. (2016a–b); [5] Jenny (2011a); [6] Kéry et al. (2016); [7] Lardelli & Zbinden (2017); [8] Martinèz et al. (2006); [9] Monneret (2010); [10] Rau (2015); [11] Schaub et al. (2010a)

Species

Seiten 172, 250, 256, 302, 306, 320, 322, 330, 334, 388, 394, 436, 474, 502

Pirol

Oriolus oriolus
Loriot d'Europe
Rigogolo
pirol
Eurasian Golden Oriole



Stefan Rieben

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 3000–4500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 357, 448

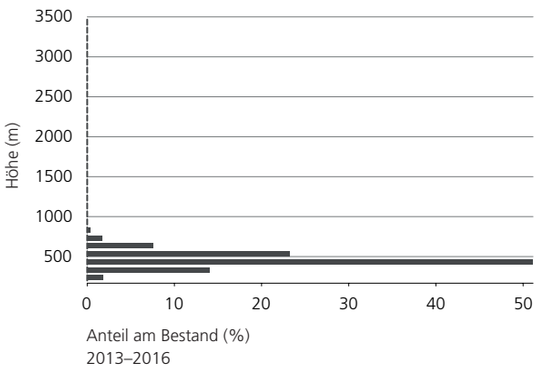
Der Pirol brütet in reich gegliederten, lockeren Baumbeständen mit hohen Einzelbäumen. Die geeigneten sommerwarmen Brutgebiete liegen meist unter 600 m. In der Schweiz findet man den Pirol vor allem in Gewässernähe in laubholzreichen Auenwäldern, Bruchwäldern, Pappelpflanzungen, Windschutzstreifen und an Waldrändern [VdS]. Die höchsten Dichten mit mehr als 3 Revieren/km² erreicht der Pirol am Genfersee, am Jurasüdfuss und an der nördlichen Landesgrenze von der Ajoie JU bis zum Bodensee. Lokal dringt er auch in höhere Regionen vor. Dies belegen Brutnachweise bei Lutry VD auf 700 m (2014; M. Dvorak) und Chavannes-sous-Orsonnens FR auf 650 m (2013 und 2015; M. Barbey), aber auch Sänger in geeigneten Lebensräumen bei Mont-la-Ville VD auf 950 m (16. Juni 2015; Y. Menétrey), Longirod VD auf 930 m (16./25. Mai 2016; C. Venetz) und Filisur GR auf 1180 m (24.–25. Juni 2013; M. Ambühl, B. Ottmer). Dass sich die Art in diesen Höhen fortpflanzen kann, ist spätestens seit dem Brutnachweis von 1975 bei Osco TI auf 1160 m [AtCH1] bekannt.

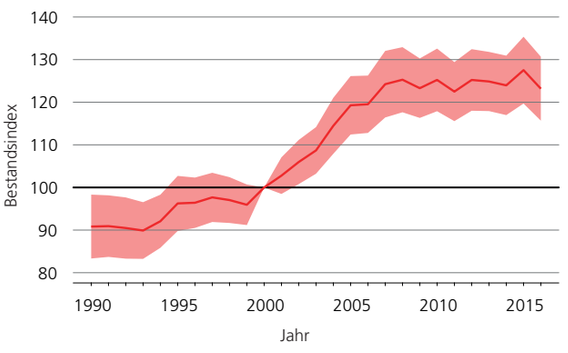
Seit 1993–1996 hat der Pirol sein Areal in der Schweiz etwas erweitert, vor allem an den Rändern bereits besiedelter Gebiete. Der Bestand ist von 1993 bis 2007 um rund 30 % gewachsen und seither stabil. Regionale Kartierungen in der Schweiz, aber auch Erhebungen in den Nachbarländern weisen auf leicht steigende Tendenzen [2, 3] oder stabile Verhältnisse hin [AtBo, AtZH, 1, 5, 9].

Positive Einflüsse auf die Verbreitung und die Bestandsdynamik des Pirols schreibt man im Ausland neben der Klimaerwärmung auch der Laubholzförderung zu [AtF, AtGB, 4, 7]. Dies dürfte für die Schweiz ebenfalls zutreffen, denn seit den Achtzigerjahren hat der Flächenanteil laubholzdominierter und piroltauglicher Waldbestände im Mittelland, im Jura und in den Voralpen bis 700 m Höhe von 43 auf 58 % zugenommen, zwischen 700 und 1200 m immerhin von 23 auf 34 % [10]. Der Bestandsanstieg am Aargauer Hochrhein etwa dürfte vor allem mit der Laubholzförderung nach dem Sturm «Lothar» von Ende 1999 zusammenhängen [6]. Zum deutlichen Rückgang im Kanton Genf könnten allenfalls grossflächig verstärkte forstliche Eingriffe beigetragen haben. Mittelfristig gelten die Perspektiven für den Pirol hier aber als gut [8].

Johann von Hirschheydt

[1] Antoniazza (2018); [2] Birrer et al. (2016); [3] Campedelli et al. (2012); [4] Gregory et al. (2009); [5] Jiguet (2017); [6] M. Kasper, pers. Mitt.; [7] Koop & Berndt (2014); [8] B. Lugrin, pers. Mitt.; [9] Teufelbauer & Seaman (2017); [10] WSL (2018)





Dichte 2013–2016

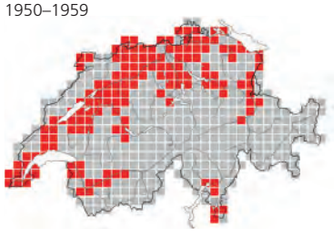


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

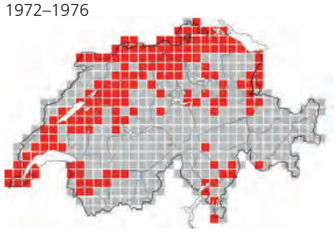


Patenschaft
Beat Anner
Muriel Scherz, Bürglen

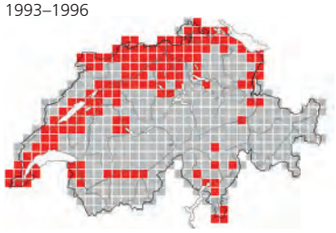
1950–1959



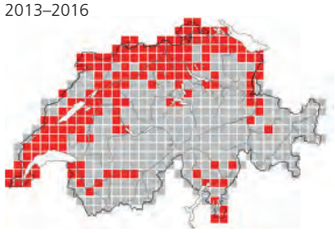
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Neuntöter

Lanius collurio
Pie-grièche écorcheur
Averla piccola
pitgaspina brin
Red-backed Shrike



Markus Varesvuo

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 10 000–15 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 234, 276, 314, 362, 392, 402, 414, 506, 532

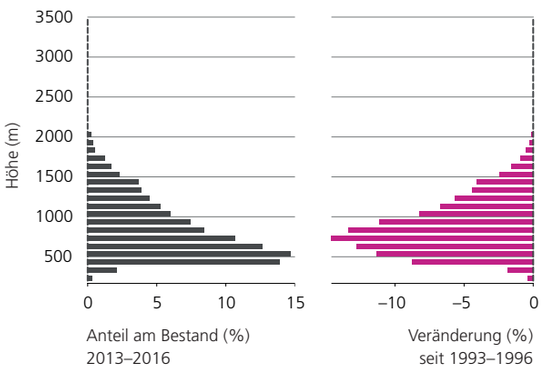
Der Neuntöter erreicht bei uns die höchsten Dichten in den inneralpinen Trockentälern (Wallis, Unterengadin GR, Münstertal GR) sowie im Einzugsgebiet von Vorder- und Hinterrhein. Lokal hohe Dichten wurden auch am Jurasüdfuss, im Klettgau SH und bei Genf gefunden. Das Mittelland ist nur dünn besiedelt, insbesondere der östliche Teil. 90 % des Bestands finden sich unterhalb von 1400 m. Während vereinzelt Bruten bis 2200 m bekannt sind [VdS], gelang der höchste Brutnachweis 2013–2016 bei Zermatt VS auf 1950 m (M. Rogg). Der Neuntöter bewohnt halboffene, reich strukturierte Landschaften mit Hecken und Einzelbüschen sowie einer hohen Dichte an Arthropoden [13]. Besonders beliebt sind Dornhecken, die an Magerwiesen oder extensiv genutzte Weiden grenzen. Der Neuntöter besiedelt aber auch Windwurfflächen, Streuobstgärten, Rebberge, gestufte Waldränder und verbuschte Brachen.

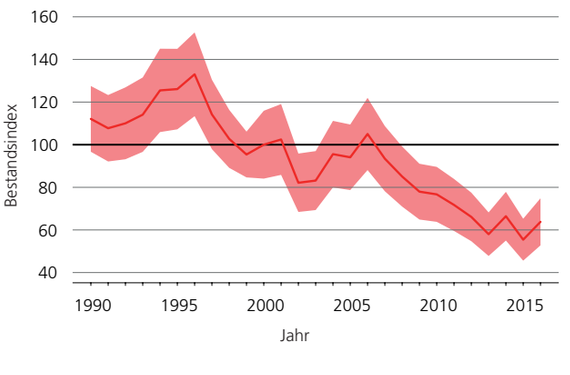
Während sich die Verbreitung seit 1993–1996 kaum verändert hat, hat die Dichte vielerorts deutlich abgenommen. Besonders stark hat sie sich auch in Gebieten vermindert, in denen der Neuntöter aktuell die höchsten Dichten aufweist, so im Wallis und im Domleschg GR. Bemerkenswert ist, dass die Abnahmen zwischen 600 und 1100 m proportional stärker ausfielen als in den tieferen Regionen. Insgesamt hat sich der Schweizer Bestand seit 1993–1996 halbiert. Regional können die Entwicklungen aber sehr unterschiedlich sein [AtBo, AtZH, 1, 2, 4, 5, 6, 8, 18]. In den letzten 20 Jahren wurden auch in Deutschland, Italien und Österreich starke Rückgänge festgestellt [AtD, 9, 16]. Dagegen gelten die Bestände in Frankreich und auch gesamteuropäisch als stabil [AtF, EBCC].

Grössere Bestandsschwankungen sind nicht ungewöhnlich [10, 12, 18]. Als Ursachen dafür wurden die Witterung in der Brutzeit [15], Lebensraumveränderungen im Brutgebiet [7, 13] sowie Trockenheit in Rast- und Überwinterungsgebieten [10, 11, 17] nachgewiesen. Dass der Rückgang unter 600 m schwächer ausfiel als in mittleren Lagen, ist wohl auf die Zunahme der Hecken und Buntbrachen im Mittelland, nicht aber im Berggebiet (Verlust durch Verbuschung, Intensivierung der Landwirtschaft), zurückzuführen [3, 6, 7, 14]. Teils verwaiste, aber geeignete Hecken deuten darauf hin, dass neben der Lebensraumqualität weitere Faktoren den Rückgang seit 1993–1996 verursacht haben müssen.

Michael Schaub

[1] Beaud & Beaud (2018); [2] Birrer et al. (2016); [3] Bundesamt für Umwelt (2007); [4] Christen (2017a); [5] Korner et al. (2017); [6] Martinez & Birrer (2017); [7] Martinez et al. (2017); [8] Morard (2014); [9] Nardelli et al. (2015); [10] Pasinelli et al. (2011); [11] Schaub et al. (2011); [12] Schaub et al. (2013b); [13] Schifferli et al. (1999); [14] Sierro et al. (2009); [15] Stauber & Ullrich (1970); [16] Teufelbauer & Seaman (2017); [17] Töttrup et al. (2012); [18] Zollinger (2014)





Dichte 2013–2016

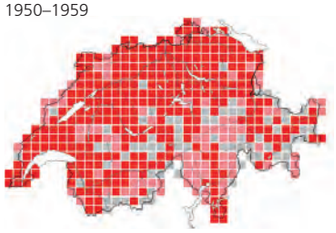


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

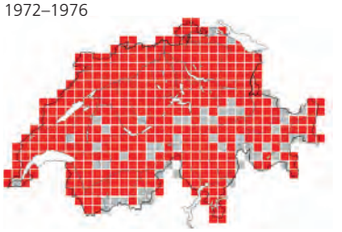


Patenschaft
Jean-Luc Brahier

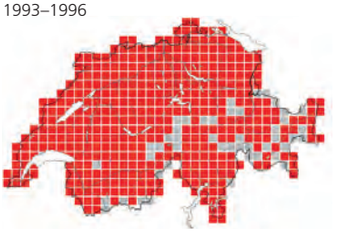
1950–1959



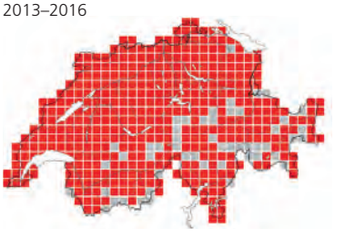
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Hecken und Waldränder – wertvolle Strukturen in der Kulturlandschaft

Hecken bieten in sonst offenen Agrarlandschaften Deckung, Niststandorte und Jagdwarten. Waldränder sind, wie alle Übergangszonen zwischen unterschiedlichen Lebensräumen, besonderes artenreich. Ein Grossteil der Hecken und Waldränder weist aber eine ungenügende Qualität als Lebensraum für Brutvögel auf. Der Aufwertungsbedarf ist gross.

Hecken und Feldgehölze sind Verbindungselemente zwischen verschiedenen Lebensräumen und haben einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt des Kulturlands, auch auf Brutvögel [16]. Abgestufte Waldränder mit dichtem Strauchmantel und artenreichem Krautsaum erfüllen eine ähnliche Funktion [1, 6, 12].

Bis etwa 1950 waren weite Teile der Landschaft im Schweizer Mittelland eng gekammerte Heckenlandschaften [5]. Im Gefolge der flächendeckenden Güterzusammenlegungen wurden viele Hecken bis etwa 1990 gerodet. Seither hat der Bestand durch Verbuschen von Böschungen (z.B. in Ackerterrassenlandschaften) und bewusste Neuanpflanzungen wieder zugenommen. In der Zeitspanne von 1989 bis 2003 betrug der Zuwachs der Hecken in der Schweiz 62 km pro Jahr, bei einer Gesamtlänge von 10 334 km im Jahr 2003 [3].

Vor allem Waldarten bewohnen Hecken und Waldränder

Die hecken- und waldrandbewohnenden Vogelarten sind ursprünglich Waldarten. Einige bewohnen die Strauchschicht der Wälder, andere leben auf grossen Windwurfflächen, wieder andere stammen aus Zonen, in denen sich der Wald wegen ungünstiger Bedingungen mehr schlecht als recht entwickeln kann und einer halboffenen Buschlandschaft Platz macht. Neuntöter, Dorngrasmücke, Baumpieper und Goldammer gehören in diese Kategorien [HVM].

35 Vogelarten leben regelmässig in Hecken [9]. Zwar gibt es zahlreiche Publikationen zu «typischen Heckenarten» wie Garten- und Dorngrasmücke, Neuntöter oder Goldammer [8, 10, 13, 15], zur Zusammensetzung von Brutvogelgemeinschaften in Hecken und Waldrändern wurde aber erstaunlich wenig publiziert. Insbesondere ist nicht klar, wie die Brutvogel-Gemeinschaft typischer Heckenlandschaften in verschiedenen Regionen und Höhenstufen der Schweiz tatsächlich zusammengesetzt ist. Eine der wenigen Untersuchungen, welche die Brutvögel einer Heckenlandschaft aus der Schweiz vollständig beschreibt, stammt aus dem inneralpinen Albulatal GR. Auf 400 ha zwischen 880 und 1180 m sind unter den in Hecken brütenden Arten Mönchsgrasmücke, Goldammer, Neuntöter, Amsel, Gartengrasmücke, Elster und Grünspecht in dieser Reihenfolge die häufigsten Arten [14]. Im Projekt «Mit Vielfalt punkten» der Vogelwarte und des Forschungsinstituts für biologischen Landbau wurde 2009–2011 die Vogelwelt von 133 Landwirtschaftsbetrieben zwischen Bern und Zürich untersucht. Die grösste Affinität zu Hecken zeigten Gartengrasmücke, Neuntöter, Goldammer, Elster, Stieglitz und Gartenbaumläufer.

Eine Präferenz für Waldrandbereiche haben gemäss den Kartierungen in den Kilometerquadraten (1 × 1 km) 2013–2016 40 der 50 Waldarten mit einer genügend grossen Datenbasis. Besonders ausgeprägt ist die Vorliebe bei Nachtigall, Klappergrasmücke, Birkenzeisig, Ringdrossel, Birkhuhn, Zitronenzeisig und



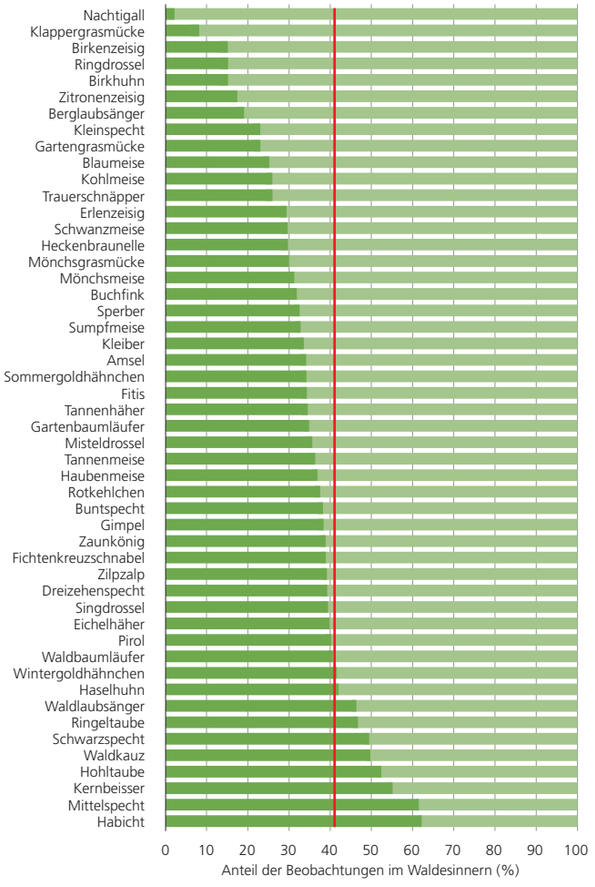
Roman Graf

In dieser Heckenlandschaft bei Filisur GR sind Mönchsgrasmücke, Goldammer, Neuntöter, Amsel, Gartengrasmücke, Elster und Grünspecht die häufigsten Brutvögel.

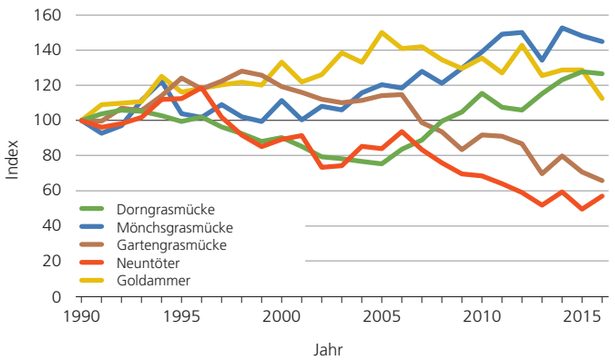
Berglaubsänger (absteigende Reihenfolge). Demgegenüber wurden nur 10 der Waldvogelarten häufiger als erwartet im Kernbereich des Waldes kartiert. Die stärkste Vorliebe für den Kernbereich zeigten (in dieser Reihenfolge) Habicht, Mittelspecht, Kernbeisser, Hohltaube, Waldkauz, Schwarzspecht und Ringeltaube.

Bestandsentwicklung der Hecken- und Waldrandbewohner

Die Bestandsentwicklung der typischen Heckenbrüter Mönchs-, Garten- und Dorngrasmücke, Neuntöter sowie Goldammer verläuft sehr unterschiedlich. Nach anfänglich positiver Entwicklung bricht der Bestand von Neuntöter und Gartengrasmücke seit Ende der Neunzigerjahre zusammen. Die Goldammer weist langfristig geringe Schwankungen auf. Nach einem anfänglichen Rückgang erholt sich der Bestand der Dorngrasmücke zaghaft. Jener der Mönchsgrasmücke, die auch häufig in Wäldern brütet, nimmt dagegen stark zu. Neben Qualität oder Quantität des Lebensraums «Hecke» beeinflussen offenbar auch Faktoren wie die Bedingungen in den Rastgebieten und im Winterquartier, die Entwicklung des Nahrungsangebots (v.a. Insekten) sowie der Bestandstrend im Wald die Entwicklung der «Heckenbrüter».



Präferenz für Waldrandbereiche von 50 Arten gemäss den Kartierungen in den Kilometerquadraten (1 × 1 km) 2013–2016. Dargestellt ist der Anteil der Beobachtungen entlang des Waldrandes (der äusserste 50 m breite Bereich des Waldes, hellgrün) sowie im Waldesinnern (dunkelgrün). Die rote Linie stellt das durchschnittliche Angebot des Waldesinnern in diesen Kilometerquadraten dar (41,3 %).



Die Bestandsentwicklung der typischen Heckenbrüter Mönchs-, Garten- und Dorngrasmücke, Neuntöter sowie Goldammer unterscheidet sich stark. Um den Vergleich zwischen den Arten zu verbessern, ist hier der Wert 100 dem Jahr 1990 zugewiesen.

Höherer Dornstrauchanteil ist dringend

Hecken und Waldränder können eine sehr unterschiedliche Qualität aufweisen. Für Vögel besonders attraktiv sind lange und breite Hecken und Waldränder [7, 8] mit hohem Dornstrauchanteil [8], dichter Strauchschicht, Vorkommen mehrerer Gehölzarten sowie hohem Alt- und Totholzanteil. Alte Hecken weisen häufiger solche Strukturen auf und werden entsprechend häufiger von Vögeln besiedelt als junge Hecken [8]. Zudem wirken sich das Vorkommen eines breiten, extensiv genutzten Saums [4, 8] und das Vorhandensein zusätzlicher Hecken [8] oder anderer naturnaher Flächen in der Umgebung positiv auf die Brutvögel aus. Einige Vogelarten (z.B. Dorngrasmücke, Neuntöter) bevorzugen niedrige Strauchhecken, das Vorkommen von Bäumen erhöht aber die Artenvielfalt [7].

Leider haben die Hecken in vielen Gegenden der Schweiz nicht die optimale Qualität [6, 9, 11]. Viele Hecken und Waldränder könnten mit relativ wenig Aufwand stark aufgewertet werden. Dies zeigte sich bei der «Aktion Dornröschen», einem von BirdLife Luzern initiierten und vom Kanton unterstützten Heckenaufwertungsprojekt im Kanton Luzern. Innerhalb weniger Jahre wurde damit die Qualität von 112 km Hecken deutlich verbessert [2].

In der Kulturlandschaft gehören Hecken und Waldränder zu den wichtigsten Elementen für Brutvögel. Wichtig ist, dass die ökologische Qualität der Hecken und der Bestand durch Neupflanzungen in ausgeräumten Landschaften weiter gesteigert werden kann.

Roman Graf

[1] Berg & Pärt (1994); [2] Birrer & Kaufmann (2014); [3] Bundesamt für Umwelt (2007); [4] Christen (1988); [5] Ewald & Klaus (2009); [6] Flückiger et al. (2002); [7] Hinsley & Bellamy (2001); [8] Horch & Holzgang (2006); [9] Kohli & Birrer (2003a–b); [10] Korner et al. (2017); [11] Krüsi et al. (1997); [12] Laiolo & Rolando (2005); [13] Müller (1996); [14] Ott & Graf (2010); [15] Pfister et al. (1986); [16] Zellweger-Fischer et al. (2018)

Species Seiten 112, 152, 154, 248, 262, 286, 288, 292, 312, 326, 398, 412, 416, 422, 426, 430, 450, 454, 462, 504, 522, 534, 538, 540, 558

Schwarzstirnwürger

Lanius minor
Pie-grièche à poitrine rose
Averla cenerina
pitgaspina stgarvunà
Lesser Grey Shrike



Marcel Burkhardt

Rote Liste in der Schweiz ausgestorben (RE)
Bestand 0 Paare (2013–2016)

Focus Seite 319

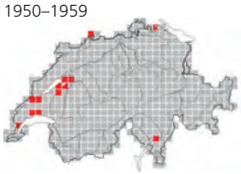
Die Schweiz liegt am nordwestlichen Arealrand des Schwarzstirnwürgers. Im Westen Europas ist die Verbreitung auf wenige Restbestände beschränkt, während sie von Osteuropa an ostwärts noch weitgehend zusammenhängt [HBW]. Der Schwarzstirnwürger besiedelt trockene, warme und offene Steppen- und Landwirtschaftsgebiete, die mit einzelnen Büschen, Bäumen oder Baumreihen durchzogen sind. In der Schweiz brütete er bis 1964 in kleiner Zahl [AtCH0]. 1950–1959 kam es maximal zu 6 Bruten pro Jahr [AVD]. 1972 fand bei Missy VD die letzte Brut statt [AtCH1]. Bei Hombrechtikon ZH bestand 1987 nochmals Brutverdacht [AtCH2], gefolgt von Brutzeitaufenthalten eines Männchens 1988–1990 im selben Gebiet [VdS]. Erst im Juli 2017 verweilte wieder ein Paar über zwei Wochen lang bei Ried bei Kerzers FR (J. Hassler et al.).

Ab Ende des 19. Jahrhunderts zog sich der damals verbreitete Schwarzstirnwürger aus West- und Mitteleuropa zurück [3]. Sein Verschwinden wird mit einer Periode nasskalter Sommer erklärt [AtCH0, HVM]. Die landwirtschaftliche Intensivierung in den Brut- und Überwinterungsgebieten (Flurbereinigungen, Pestizid- und Düngereinsatz) dürfte zum Rückgang der letzten Jahrzehnte in den Restvorkommen Spaniens, Frankreichs, Italiens und Österreichs beigetragen haben [AtF, HVM, RLEU, 1, 2, 4, 5].

Michael Schaub

[1] Giralt & Valera (2007); [2] Lefranc (2017); [3] Lefranc & Worfolk (1997); [4] Nardelli et al. (2015); [5] Seymour & Dean (2010)

1950–1959



1972–1976



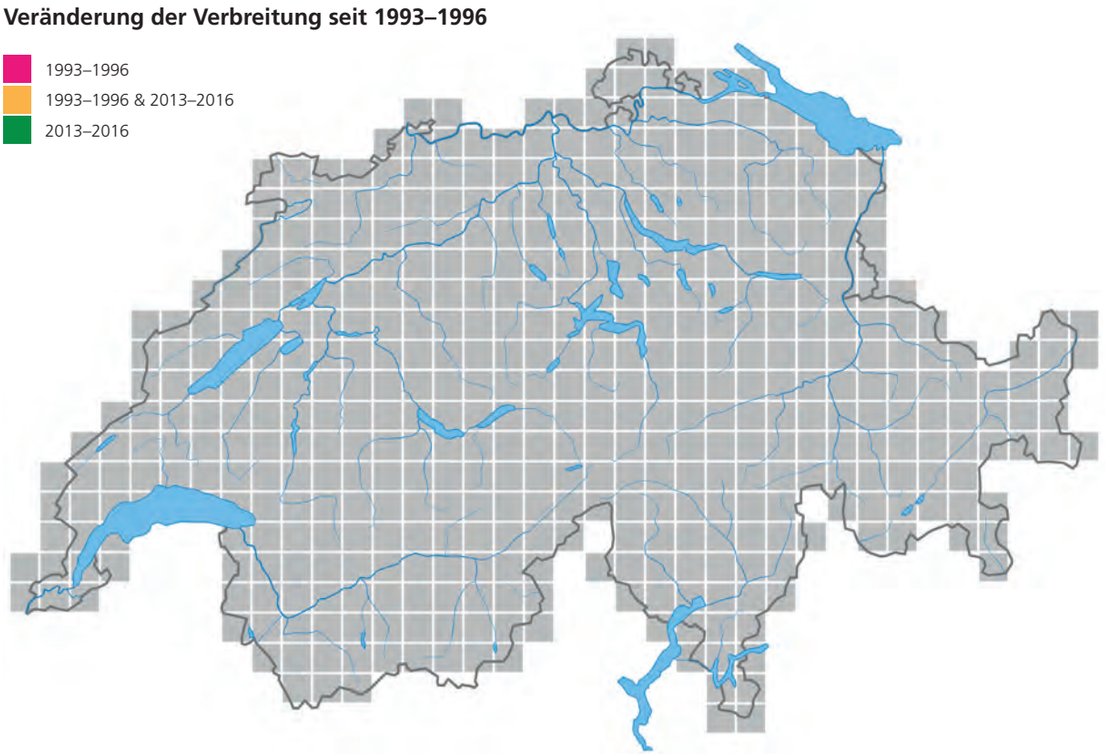
1993–1996



2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Raubwürger

Lanius excubitor
Pie-grièche grise
Averla maggiore
pitgaspina grisch
Great Grey Shrike



Bernhard Herzog

Rote Liste in der Schweiz ausgestorben (RE)
Bestand 0 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 234, 319

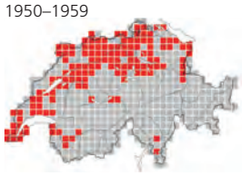
In Mitteleuropa ist der Raubwürger ein seltener Brutvogel und sein Brutgebiet ist aufgesplittert. Er bewohnt hier unterschiedliche halboffene Lebensräume, hauptsächlich extensiv genutztes Grünland, das mit einer grossen Dichte an Hecken, Einzelbäumen und Feldgehölzen durchzogen ist. 1950–1959 war der Raubwürger in den Niederungen der Schweiz noch weit verbreitet. Der Bestand dürfte über 750 Paare betragen haben [AtCH0]. Er nahm in der Folge stark ab und 1986 zeigte sich ein letztes Brutpaar in der Ajoie JU [VdS]. Wie überall in West- und Mitteleuropa sind die Bestände auch in Frankreich, Deutschland und Österreich rückläufig [AtD, AtF, 5, 6]. In Nord- und Osteuropa sind sie hingegen konstant oder nahmen gar zu [RLEU].

Harte Winter führen zu markanten Bestandseinbrüchen [AtD, HVM, 6, 7]. Das Verschwinden des Raubwürgers aus der Schweiz und die Rückgänge in Europa werden aber in erster Linie auf die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung zurückgeführt [HVM, VdS, 2, 4, 7]. Meliorationen reduzierten die Dichte an Hecken, Feldgehölzen und Obstbäumen [HVM, RLEU, 3, 5]. Grossinsekten, die eine wichtige Nahrung des Raubwürgers sind, wurden durch den Pestizideinsatz und die intensivere Grünlandnutzung seltener und schlechter erreichbar [HVM, 1].

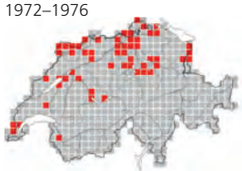
Michael Schaub

[1] Bassin et al. (1984); [2] Bauer et al. (2005); [3] Biber (1984); [4] Lefranc & Paul (2011); [5] Sachslehner (2008); [6] Sachslehner & Trauttmandorff (2014); [7] Sonnabend & Poltz (1978)

1950–1959



1972–1976



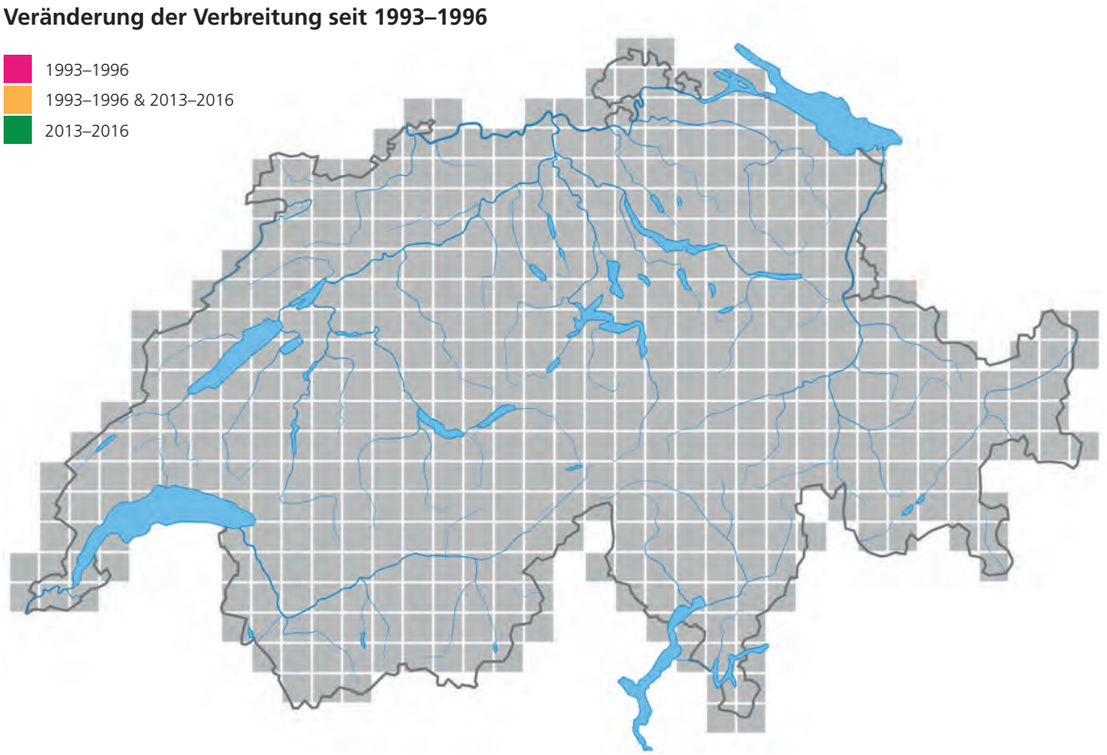
1993–1996



2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Rotkopfwürger

Lanius senator
Pie-grièche à tête rousse
Averla capirossa
pitgaspina dal chau cotschen
Woodchat Shrike



Stefan Pfützke

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 0 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 234, 240, 319

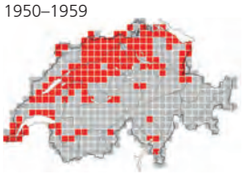
Die Schweiz liegt am Nordrand des Brutgebiets des Rotkopfwürgers. Typische Habitate bei uns waren Streuobstgärten mit einer extensiven und kleinräumig gestaffelten Grünlandnutzung. Der Rotkopfwürger war 1950–1959 mit wohl über 1000 Paaren in den tiefen Lagen weit verbreitet [AtCH0]. Danach setzte ein schneller Rückgang ein [AtCH1, 1]. 1993–1996 waren fast nur noch das Baselbiet und das Fricktal AG besiedelt [AtCH2]. Auch hier ging der Niedergang weiter [3]. 2009 wurde letztmals eine Brut bei Ormalingen BL gefunden (M. Blattner-Jeanneret, U. Lanz) [5].

Auch in Österreich ist der Rotkopfwürger ausgestorben, in Deutschland ist er praktisch verschwunden. In Frankreich, Italien und Spanien nehmen die Bestände stark ab [AtD, AtF, RLEU, 2]. Auf dem Balkan und in Südosteuropa sind sie hingegen stabil [RLEU]. Gründe für das Aussterben in der Schweiz sind der Rückgang der Streuobstwiesen und die Intensivierung der Grünlandnutzung [6]. Dies führte zu dichterer Vegetation, was die Erreichbarkeit von Insekten erschwert. Andernorts gelten Habitatverluste insbesondere durch landwirtschaftliche Intensivierung als Hauptursache für die Abnahme [HBW, RLEU, 4]. Angesichts des Mangels an geeigneten Lebensräumen mit reichem Nahrungsangebot ist nicht mit einer baldigen Wiederbesiedlung der Schweiz zu rechnen.

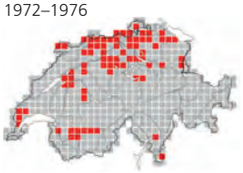
Michael Schaub

[1] Biber (1984); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Horváth & Schaub (2007); [4] Isenmann & Fradet (1998); [5] Müller & Volet (2010); [6] Schaub (1996)

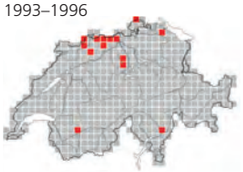
1950–1959



1972–1976



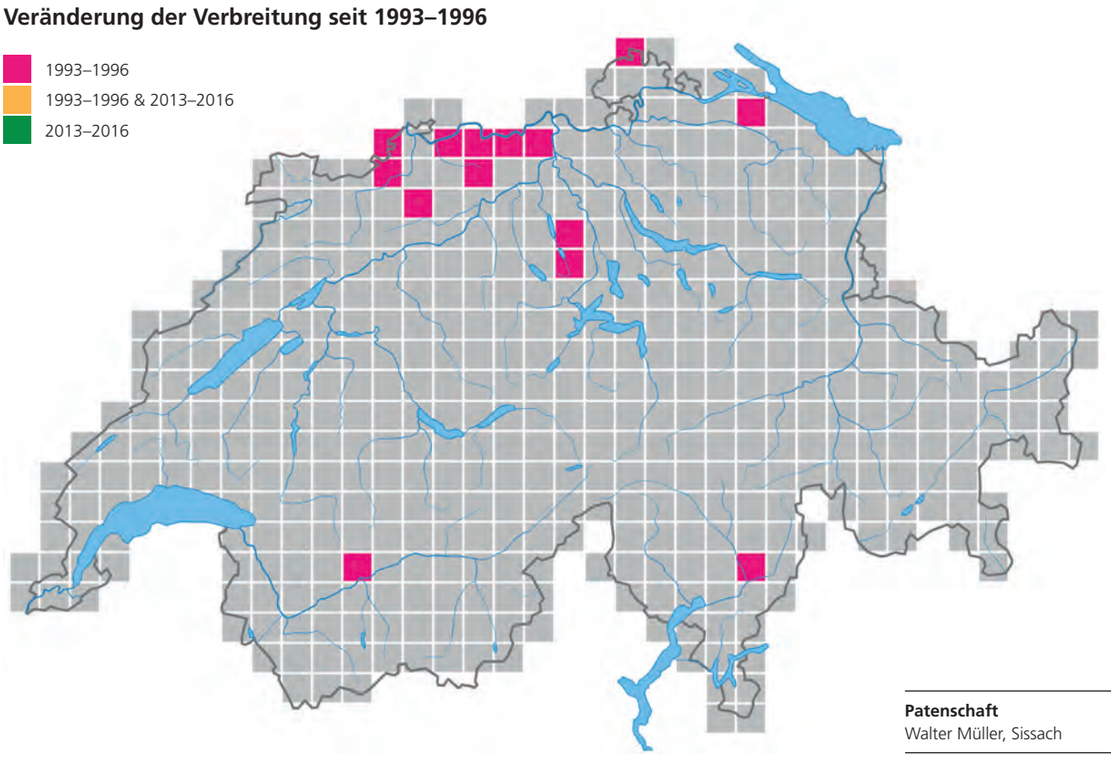
1993–1996



2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Walter Müller, Sissach

Steter Wandel bei den Schweizer Brutvögeln

Die massiven landschaftlichen Veränderungen einerseits und die Verbesserung im Artenschutz andererseits haben sich auch auf die Avifauna ausgewirkt. Feuchtgebiete und deren Bewohner gingen im grossen Stil verloren. Die Artenzusammensetzung im Kulturland hat sich stark verändert. Ehemals verfolgte Arten sind neu in die Schweiz eingewandert oder haben sich ausgebreitet.

In den letzten 200 Jahren veränderte sich die Landschaft in der Schweiz in einer nie dagewesenen Geschwindigkeit. Von 1850 bis 2010 wurden hierzulande über 90 % der Feuchtgebiete zerstört[3]. Das Kulturland veränderte sich durch Güterzusammenlegung, Düngung und Mechanisierung massiv. Bevölkerungswachstum und Ausbau der Infrastruktur verwandelten landwirtschaftlich geprägte Gebiete zu Agglomerationen. Nährstoffeinträge führten zu einer Düngung magerer Standorte auf dem Land und zu einer Eutrophierung der Gewässer. Im Gegensatz dazu hat sich der Jagdschutz nach jahrhundertelanger Verfolgung für viele Arten verbessert.

Stark beeinflusst von diesem Wandel resultiert für die Brutvögel ein bewegtes Bild: Zwischen 1900 und 2010 etablierten sich 32 Vogelarten neu als Brutvögel in der Schweiz (darunter 4 Gefangenschaftsflüchtlinge), 8 Arten sind verschwunden. Zu dieser positiven Artenbilanz beigetragen haben Neuzugänge wie Saatkrähe oder Kormoran, die als Koloniebrüter besonders anfällig auf Verfolgung sind und somit direkt vom besseren internationalen Schutz profitierten. Zudem konnten sich einige Arten trotz starker Abnahmen lokal halten, teilweise dank Fördermassnahmen (z.B. Steinkauz). Diese Rückgänge wirken sich somit nicht auf die Gesamtbilanz aus, welche die wichtigen Entwicklungen in der Avifauna folglich nur bedingt widerspiegelt. Massive Verluste erlitten insbesondere einige Feuchtgebietsarten. Grosser Brachvogel oder Rotschenkel sind als Brutvögel ganz verschwunden. Aber auch Arten wie Kuckuck, Tüpfelsumpfhuhn oder Flussuferläufer sind durch den immensen Lebensraumverlust stark zurückgegangen. Weiter sind früher typische und weit verbreitete Kulturlandarten wie Rotkopfwürger, Gartenrotschwanz oder Baumpieper heute ganz verschwunden oder haben zumindest viel an Terrain eingebüsst. Sie finden heute kaum mehr geeignete Brutbedingungen. Durch die Abnahme der Insekten[2] wurde ihnen zudem die Nahrungsgrundlage entzogen[1].

Positiv entwickelt haben sich in den letzten 30 Jahren hingegen Arten wie Rotmilan oder Rabenkrähe, die sich zwar im Kulturland ernähren, ihren Nachwuchs aber ausserhalb aufziehen. Es handelt sich meist um grössere Arten, die für die Nahrungssuche grössere Distanzen zurücklegen können und so von der im Kulturland verfügbaren Nahrung profitieren. Die Zunahme von Raben- und Greifvögeln erhöht wiederum den Prädationsdruck auf Bodenbrüter.

Der Mensch gestaltet seine Umwelt im grossen Stil und in einem einzigartigen Tempo um. Als Folge davon präsentierte sich auch die Zusammensetzung der Avifauna im letzten Jahrhundert dynamisch. Dank ihrer Flexibilität kommt die Vogelwelt als Ganzes mit immer neuen Bedingungen zurecht. Arten mit speziellen Ansprüchen können sich allerdings nur selten anpassen und verschwinden daher als Brutvögel.

Nicolas Strebel

Verschwunden	Jahrzehnt	Neu aufgetreten
Grosser Brachvogel, Rotkopfwürger	2009 – 2000	Bartgeier, Kormoran
Orpheusgrasmücke	1999 – 1990	Bienenfresser, Brandgans, Weissrückenspecht
Raubwürger	1989 – 1980	Eiderente, Fahlsegler, Rotsterniges Blaukehlchen, Karmingimpel
Schwarzstirnwürger, Haubenlerche	1979 – 1970	Seidensänger, Bartmeise
	1969 – 1960	Orpheusspötter, Saatkrähe, Sturmmöwe, Mittelmeermöwe, Schwarzkopfmöwe
	1959 – 1950	Türkentaube, Tafelente, Sperbergrasmücke, Rohrschwirl, Brachpieper, Reiherente, Schnatterente
	1949 – 1940	Purpurreiher, Schwarzhalstaucher, Schafstelze
	1939 – 1930	
Rotschenkel	1929 – 1920	Wacholderdrossel, Kolbenente
Fischadler	1919 – 1910	
	1909 – 1900	

Neu aufgetretene und verschwundene Brutvogelarten in der Schweiz zwischen 1900 und 2010. Angegeben ist das Jahrzehnt der ersten bzw. letzten Brut in der Schweiz. Als neu eingewandert taxiert wurden Arten, die um 1900 mit Sicherheit nicht in der Schweiz gebrütet haben, mittlerweile aber regelmässig brüten; der Bartgeier wurde wiederangesiedelt. Als verschwunden gelten ehemals regelmässige Brutvögel, deren Brutvorkommen zwischen 1900 und 2010 erloschen sind. Eingebürgerte Arten wurden nicht berücksichtigt.

[1] Hallmann et al. (2014); [2] Hallmann et al. (2017); [3] Stuber & Bürgi (2018)

Species Seiten 118, 126, 128, 132, 134, 138, 146, 160, 174, 180, 198, 202, 214, 218, 222, 226, 238, 254, 266, 274, 316, 317, 318, 332, 336, 364, 366, 370, 384, 421, 452, 470, 504, 514, 524, 571, 572

Alpenkrähe

Pyrrhocorax pyrrhocorax
Crave à bec rouge
Gracchio corallino
corvagl
Red-billed Chough



Markus Varesvuo

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 70–80 Paare (2013–2016)

Focus Seite 308

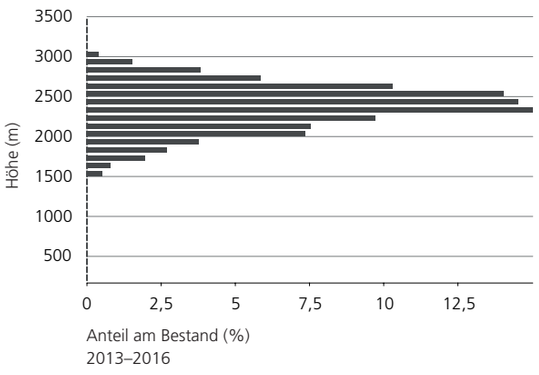
Die Alpenkrähe bewohnt die Gebirge Südeuropas sowie einige Küstengegenden in Westeuropa bis hinauf nach Schottland. In der Schweiz erreicht sie die Nordgrenze ihres alpinen Brutgebiets.

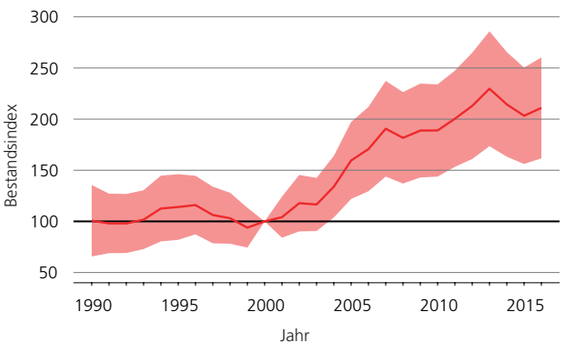
Bei uns brütet die Alpenkrähe nur noch im Wallis und dessen unmittelbarer Nähe. Zur Brutzeit bewohnt sie vorab die alpine Stufe, die ihr geeignete offene Lebensräume mit kurzgrasigen Wiesen bietet, in denen sie im Boden nach Arthropoden und deren Larven stochert. Die Höhenverbreitung liegt vor allem zwischen 2000 und 2800 m und hat sich seit 1993–1996 kaum verändert. Die Brutorte befinden sich zwischen 1500 m bei Derborence VS (B. Posse) und 2900 m bei Zermatt VS (E. Gunzinger). Das auf Basis von Brutzeitmeldungen ausgewiesene Areal zeigt vor allem auf der rechten Rhoneseite eine markante Erweiterung seit 1993–1996, wo bei Anzeindaz/Bex VD 2013 auch eine Brut festgestellt werden konnte (J. Duplain). Die spärlichen Nachweise von Einzelvögeln in Graubünden und sogar in Glarus seit 2012 [3, 5, 6, 7, 9] sind hingegen zurzeit ohne Folge geblieben. Diese positive Entwicklung widerspiegelt sich auch in der modellierten Verbreitungskarte und im Bestandstrend, was allerdings auch durch die höhere Beobachtungsintensität in den letzten Jahren bedingt sein dürfte. Im Wallis wird der Bestand aufgrund der Überwachung der Paare mittlerweile auf 70–80 Paare geschätzt, gegenüber 50 in den Jahren 1993–1996. Diese Zunahme beruht indes vor allem auf einem Anstieg der überwachten Fläche (P.-A. Oggier). Wirklich neue Paare blieben die Ausnahme und betreffen einzig 2–3 Paare am nordwestlichen Verbreitungsrand.

Die Bestandsdynamik der Alpenkrähe in den Alpen ist kaum bekannt. In den französischen Alpen wurde in den letzten Jahren eine Arealausdehnung in Hochsavoyen, im Vercors sowie im Diois beschrieben [AtF, 4]. In den italienischen Alpen fluktuiert der Bestand oder nimmt leicht zu, dagegen geht er im Apennin zurück [2, 8]. Der europäische Trend wurde kürzlich neu als abnehmend klassiert [1]. In diesem Zusammenhang verdient die kleine Schweizer Population besondere Aufmerksamkeit, nicht nur wegen der Klimavorhersagen, die ein mögliches Aussterben der Alpenkrähe in den Westalpen ankünden [ClimAt], sondern auch wegen der zunehmenden Vergandung der steppenartigen oder von Wiesen bewachsenen Überwinterungsgebiete in den niederen Lagen.

Bertrand Posse & Pierre-Alain Oggier

[1] BirdLife International (2017a); [2] Brichetti & Fracasso (2012); [3] Graf & Bitterlin (2015); [4] Lebrun & Sonnerat (2008); [5] Marques & Thoma (2015)/Marques et al. (2015); [6] Marques et al. (2013a–b); [7] Martinez & Maumary (2016a–b); [8] Nardelli et al. (2015); [9] Vallotton et al. (2014a–b)

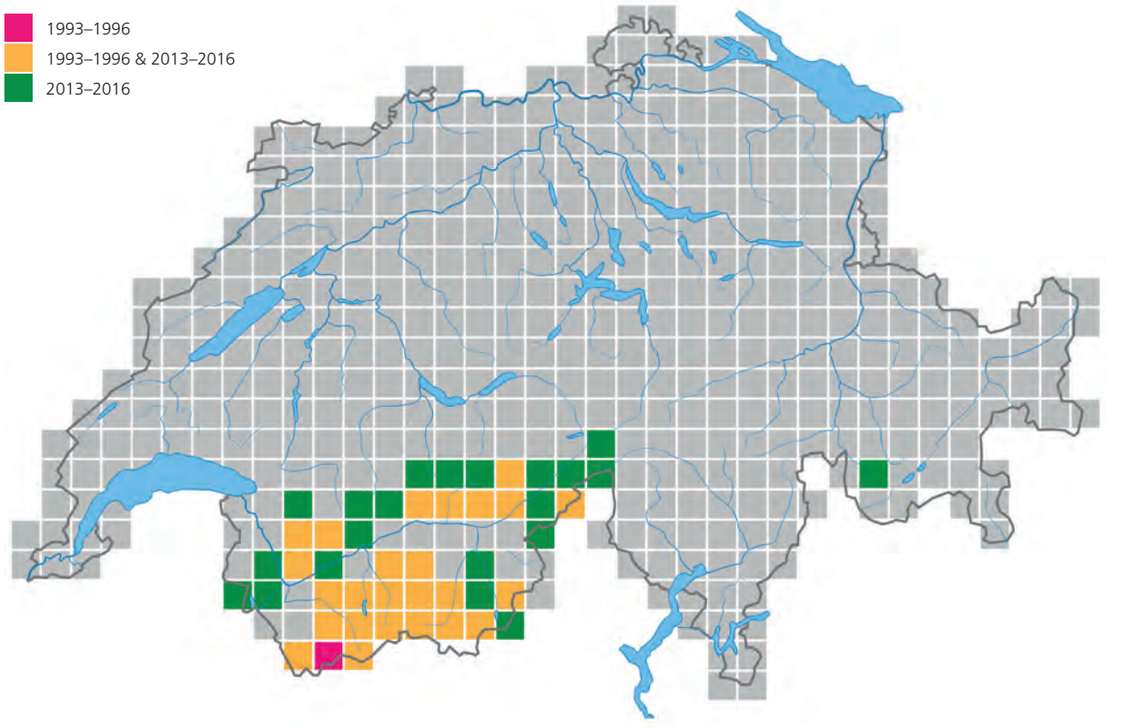




Vorkommen 2013–2016



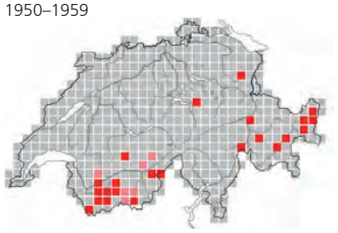
Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



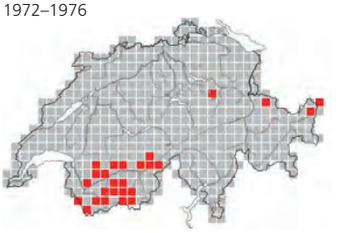
Patenschaft
Kaspar Hitz, Männedorf

zooschweiz

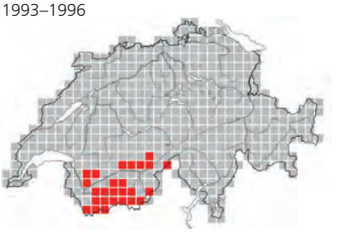
1950–1959



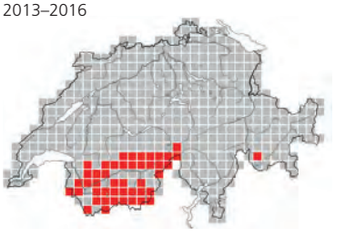
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Alpendohle

Pyrrhocorax graculus
Chocard à bec jaune
Gracchio alpino
curnagl
Yellow-billed Chough



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 11 000–21 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 308, 542

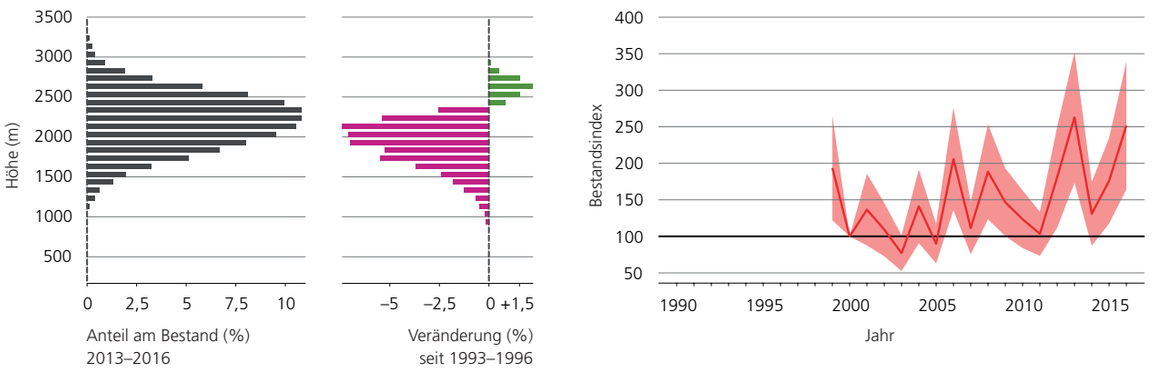
Die Schweiz liegt im Westen des weiten Brutgebiets, das Gebirgsregionen von Nordwestafrika über das Kantabrische Gebirge, die Pyrenäen, die Alpen, den Apennin sowie den Balkan ostwärts bis Zentralasien umfasst. In der Schweiz ist das Areal auf die Alpen beschränkt. Die höchsten Dichten finden sich in den Nordalpen.

Zur Nahrungssuche nutzt die Alpendohle Ränder abschmelzender Schneefelder, Alpweiden und alpine Matten und weicht bei Schneebedeckung auch in tiefere Lagen aus[HVM]. Brutplätze liegen fast ausschliesslich in Felswänden der alpinen Stufe, die auch ganzjährig als Schlafplatz genutzt werden. Die Rekordhöhe eines Alpendohlennests in der Schweiz beträgt 3820 m an der Bergstation der Luftseilbahn Klein Matterhorn oberhalb von Zermatt VS[AtCH2]. Die höchsten Bruten 2013–2016 wurden auf 3060 m im Val de Bagnes VS (B. Claude), auf 2960 m bei Collonges VS (C. Luisier) und auf 2910 m bei Pontresina GR (C. Müller) festgestellt. Regelmässig sucht die Alpendohle Siedlungen und Kulturland in Tallagen auf und brütet vereinzelt auch weit unterhalb der Waldgrenze, so in Felsen auf 900–1000 m bei Leuk VS[1, 4], in einer Alphütte auf 1610 m in Haut-Intyamon FR[2] oder in einer Seilbahnstation auf 1710 m bei Adelboden BE (C. Vogel-Baumann). Noch tiefer gelegene Bruten kamen jüngst nicht mehr vor: Der Brutplatz im Bahnhofareal von Thun BE auf 560 m war 1970–1972 besetzt, jener am Bahnhof von Sion VS auf 490 m 1993–1995[VdS]. Insgesamt hat sich die Höhenverbreitung seit 1993–1996 deutlich nach oben verschoben.

Der Bestand ist grossen jährlichen Schwankungen unterworfen, die aber auch mit methodisch bedingten Schwierigkeiten der Bestandsüberwachung dieser Art zusammenhängen können. In den meisten Alpenländern sind die Trends schwankend, aber stabil[AtD, AtV, RLEU, 3]. Nur in Frankreich ist die Alpendohle deutlich seltener geworden[AtF]. Die Schweiz beherbergt 14 % des Brutbestands Europas und trägt damit eine hohe Verantwortung für die Art[6]. Lebensraumverluste entstehen vor allem durch Geländeveränderungen für touristische Anlagen. Durch die Umwandlung von blütenreichen Bergwiesen und beerentragenden Zwergstrauchmatten in Skipisten mit artenarmer Vegetation gehen wichtige Nahrungsflächen der Alpendohle verloren[5].

Christoph Vogel-Baumann

[1] Antoniazza (2016b); [2] Beaud & Beaud (2018); [3] Nardelli et al. (2015); [4] Posse (2014); [5] Rolando & Patterson (1993); [6] Sattler et al. (2016a–d)



Dichte 2013–2016

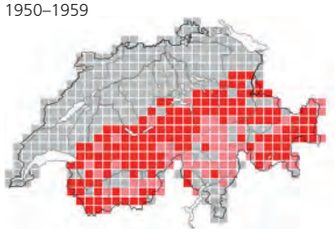


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

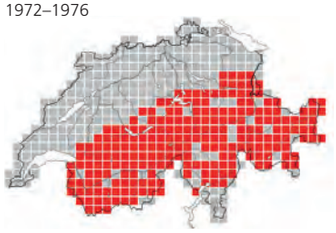


Patenschaft
Andreas Boldt, Ferenbalm
Charlotte Müller, Altendorf

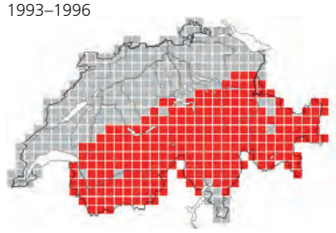
1950–1959



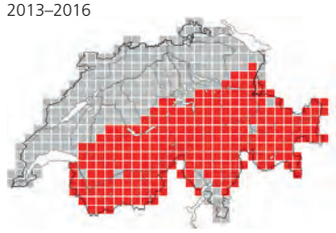
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Eichelhäher

Garrulus glandarius
Geai des chênes
Ghiandaia
sgragia
Eurasian Jay



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 60 000–75 000 Paare (2013–2016)

Focus –

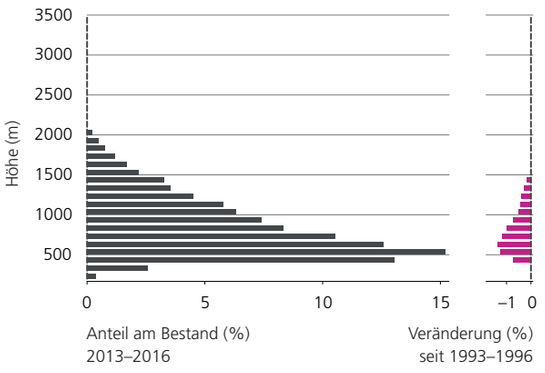
Der Eichelhäher ist in der Schweiz weit verbreitet. Er besiedelt Wälder aller Art, findet sein Optimum aber in Laub- und Mischwäldern tieferer Lagen mit einem hohem Eichenanteil und gut entwickelter Strauchvegetation. Auch Feldgehölze, grosse Streuobstanlagen sowie Siedlungen mit Parkanlagen, Friedhöfen und baumreichen Wohnquartieren werden gelegentlich bewohnt [VdS, 3]. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt bei uns zwischen 400 und 1200 m. In Dichten von durchschnittlich über 5 Revieren/km² besiedelt der Eichelhäher die Stufen von 600 bis 1000 m. Die grössten Dichten erreicht er in Tallagen im Wallis und im Tessin. Der mit Abstand höchstgelegene Brutnachweis gelang auf 2140 m bei Zermatt VS (S. Stricker).

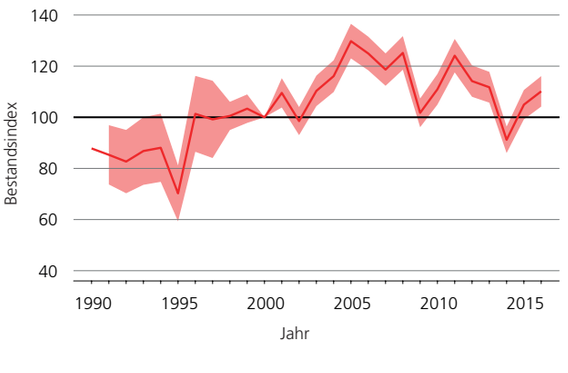
Im Tessin, insbesondere im Sottoceneri, hat der Bestand des Eichelhähers seit 1993–1996 deutlich zugenommen. Im Jura und Mittelland blieb er teils unverändert, teils ging er zurück, vor allem in der Waadt, im Aargau und in der Ostschweiz. Der schweizweite Bestand stieg ab 1990 deutlich an, ging ab 2005 jedoch wieder zurück. Regionale Erhebungen ergaben im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 eine Zunahme um etwas mehr als 20 % [AtZH]. Am Bodensee stieg der Bestand zwischen 1980 und 2000 um knapp 20 % an, sank dann aber bis 2010 wieder um 12 % [AtBo].

In den Nachbarländern zeigen der Bestände einen leicht positiven Trend in Frankreich und in Italien [Atf, 2, 5], stabile Verhältnisse in Deutschland [AtD] und einen Rückgang in Österreich [6]. Europaweit ist die Tendenz insgesamt ansteigend [EBCC]. Die Bestandszunahme in Italien sowie das Aufwachsen von aufgegebenem Kultur- und Weideland zu Buschvegetation und geschlossenem Wald [1] erklären möglicherweise die Dichtezunahme im Tessin. Die Gründe für die regionale Abnahme im Mittelland und Jura sind unklar. Andernorts werden negative Trends unter anderem mit strengen Wintern und einem hohen Jagddruck in Verbindung gebracht. Beides dürfte für die Schweiz nicht zutreffen. In Deutschland konnten keine Zusammenhänge zwischen Bestandsschwankungen und der Strenge des Winters, den Bedingungen im Frühjahr oder den Waldbaumfruktifikationen nachgewiesen werden [4].

Christoph Vogel-Baumann

[1] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Epple (1997); [4] Flade & Schwarz (2004b); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Teufelbauer & Seaman (2017)

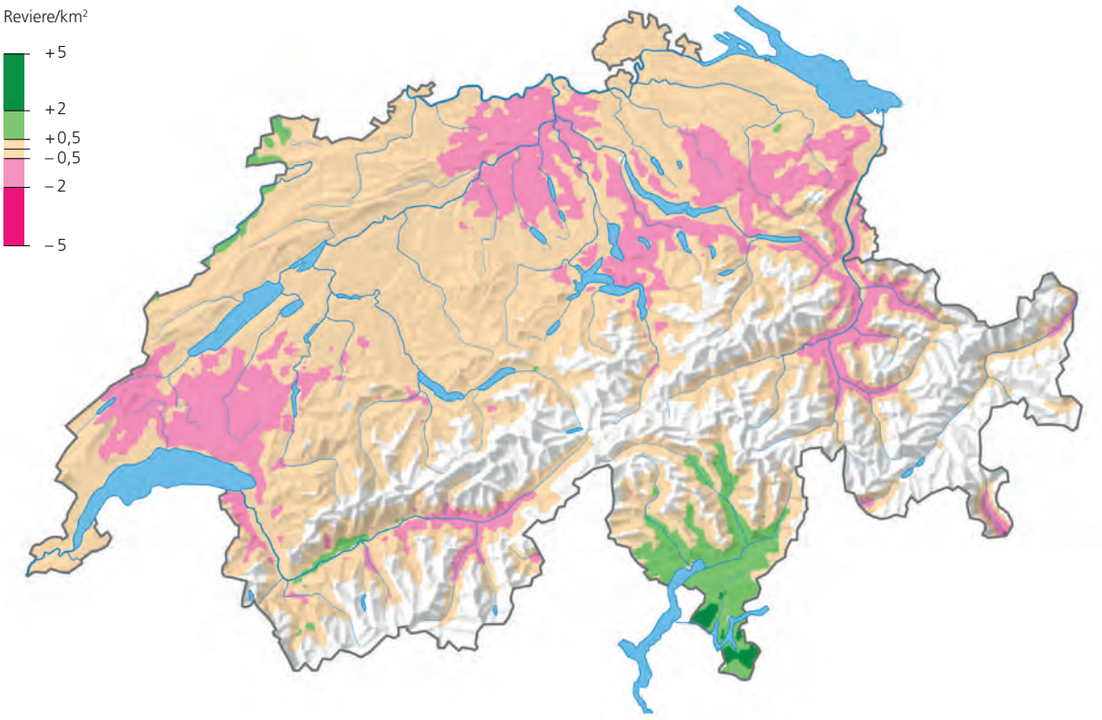




Dichte 2013–2016

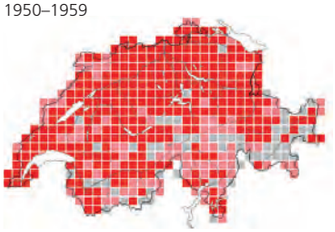


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

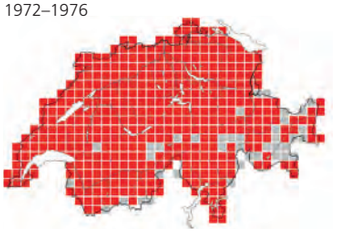


Patenschaft
Nils Dändliker, Effretikon
Morgan Risse
Yvar Wider, Schmitten

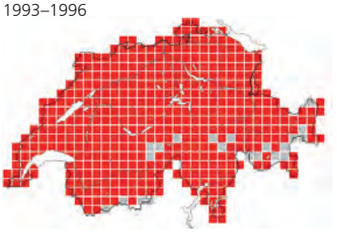
1950–1959



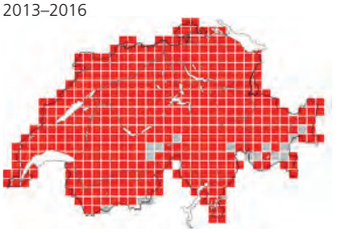
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Elster

Pica pica
Pie bavarde
Gazza
giazla
Eurasian Magpie



Martin Demmel

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 35 000–40 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 156, 314, 414

Die Elster besiedelt offenes Kulturland mit Hecken, Gebüschen, Feldgehölzen sowie Gewässer begleitende Gehölze, meidet aber strukturarmes Ackerland und fehlt im Waldesinnern. Sie tritt auch in Siedlungen mit Alleen, Parkanlagen und baumbestandenen Gärten auf. Die höchsten Dichten kommen punktuell im Mittelland, im Jura und in Alpentälern vor. Rund 90 % des Bestands konzentrieren sich unterhalb von 1000 m. Während Bruten bis 2140 m und Brutzeitbeobachtungen bis 2260 m bekannt sind[VdS], liegt der höchste Brutnachweis in jüngster Zeit auf 2050 m auf der Riederalp VS (P. Bosshard)[8]. Die höchsten aktuellen Bruthinweise gelangen auf 2140 m bei Langwies GR (P. Knaus) und bei Scuol GR (C. Müller).

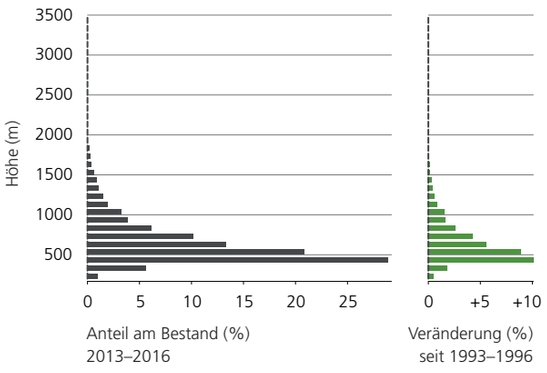
In den Alpen und der Südschweiz ist seit 1993–1996 eine deutliche Arealausdehnung zu erkennen. Seit der Ausrottung um 1915 im Tessin[HVM] ist die Elster dorthin zurückgekehrt und hat seit 1993–1996 das Areal weiter nach Norden erweitert. Auch die Bündner Südtäler Misox (ab 2012), Bergell und Puschlav (beide ab 2013)[6] wurden wiederbesiedelt. Die Elster ist seit 1993–1996 auf allen Höhenstufen häufiger geworden; die grössten Zunahmen erfolgten zwischen 400 und 800 m. Die Dichte ist in weiten Teilen des Mittellands sowie regional im Jura, in den Alpentälern und im Sottoceneri TI angestiegen. Verluste sind nur an wenigen Stellen festzustellen. Im Kanton Zürich hat die Elster ihren Bestand zwischen 1988 und 2008 verdoppelt[AtZH]. Am Bodensee ist der Zuwachs zwischen 1980 und 2010 mit einer Steigerung von 35 % etwas moderater[AtBo].

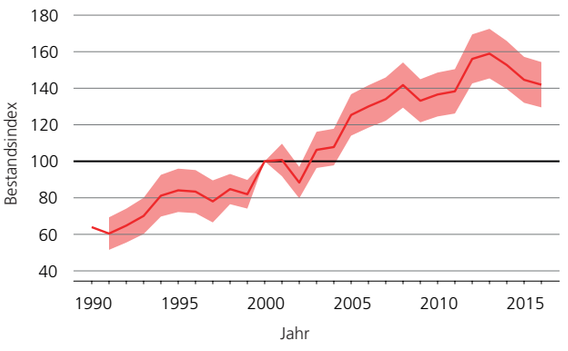
Die Bestände in Deutschland und Österreich gehen leicht zurück[AtD, 9]. In Frankreich war der Trend bis zur Jahrtausendwende stark negativ, seither aber wieder leicht positiv[AtF]. In Italien steigen die Bestandszahlen an[1, 2, 7], was im Einklang mit der Bestandszunahme der Elster am Alpensüdhang steht.

Die seit den Fünfzigerjahren beobachtete Verstädterung der Elster ist wahrscheinlich eine Folge der zunehmenden Intensivierung der Landwirtschaft[HVM, 4] und inzwischen weiter fortgeschritten[AN1, AtGE, AtZH, 3, 10]. Im Siedlungsgebiet profitiert die Elster von fehlendem Jagddruck und verminderter Prädation sowie von einem ganzjährig vielseitigen Nahrungsangebot. Der Bestandszuwachs von Elstern und Rabenkrähen im Siedlungsgebiet führt nicht zu einer Abnahme von Singvogelbeständen[5].

Christoph Vogel-Baumann

[1] Bani et al. (2014); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Christen (2017b); [4] Epple (1997); [5] Madden et al. (2015); [6] Müller & Volet (2014); [7] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [8] Revaz (2000); [9] Teufelbauer & Seaman (2017); [10] Weggler & Widmer (2000b)





Dichte 2013–2016

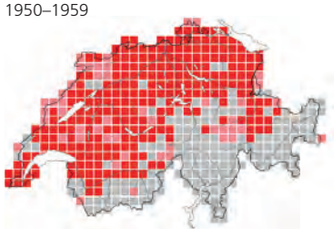


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

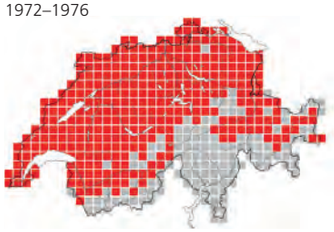


Patenschaft
Christoph Altermatt, Zürich

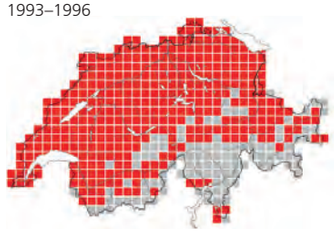
1950–1959



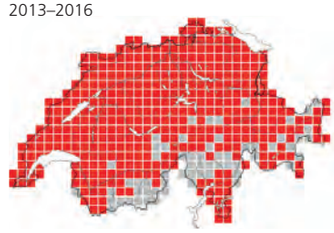
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Tannenhäher

Nucifraga caryocatactes
Cassenoix moucheté
Nocciolaia
cratschla
Northern Nutcracker



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 20 000–25 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 542

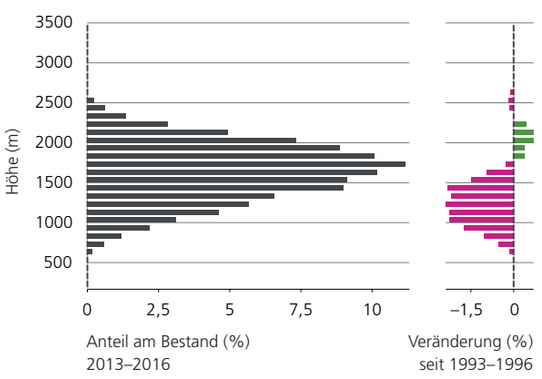
Der Tannenhäher besiedelt den borealen Gürtel Eurasiens und dringt in Gebirgswäldern weit nach Mittel- und Südosteuropa vor. Das Brutgebiet in der Schweiz ist auf die westliche Hälfte des Juras und den Alpenraum beschränkt. Bevorzugt werden Nadel- und Nadelmischwälder, sofern im Umkreis von 15 km und mehr zum Brutplatz genügend Arven oder Haselsträucher vorhanden sind[6]. Arvensamen und Haselnüsse ermöglichen das Anlegen von Wintervorräten, was entscheidend ist für die Überwinterung und die Fortpflanzung[HVM, 4]. Walnüsse, Edelkastanien und Eicheln reichen als alleinige Früchte nicht aus. Ein Vergleich mit dem Areal der Arve[2] zeigt die grosse Abhängigkeit des Tannenhähers von dieser Baumart: Verbreitung und Dichte der beiden Arten stimmen weitgehend überein. Die am dichtesten besiedelten Gebiete liegen in Süd- und Mittelbünden sowie in den südlichen Walliser Seitentälern. Die höchsten Reviere wurden auf 2370 m bei St-Luc VS (C. Angst) und auf 2360 m bei Pontresina GR (C. Rust) gefunden.

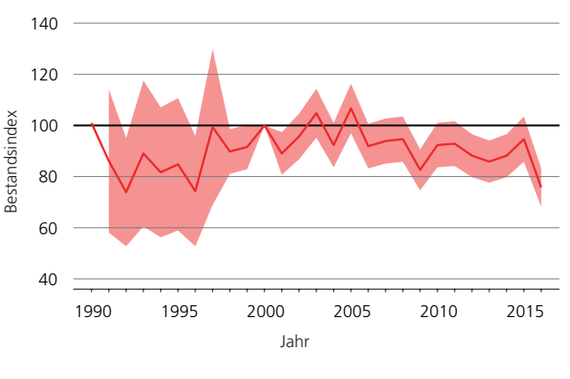
Seit 1993–1996 wurden einige Atlasquadrate am Rand des Areals verlassen. Auch die Dichte ist mancherorts entlang der Voralpen sowie im Jura und im Wallis zurückgegangen. Dagegen ist sie im Unterengadin GR und im Münstertal GR angestiegen. Zwischen 1800 und 2300 m ist der Tannenhäher etwas häufiger geworden, da die Waldgrenze infolge Aufgabe von Alpweiden höher steigt. Deutliche Rückgänge ergaben sich in Höhen von 700 bis 1700 m. Das hat sich auch in regionalen Untersuchungen gezeigt[AtBo, AtZH, 1]. Wahrscheinliche Ursachen sind der abnehmende Fruchtansatz des lichtliebenden Haselstrauchs in verschatteten Hecken[7], die fehlenden Gebüschsäume an Waldrändern und die Zunahme der geschlossenen Waldfläche im Alpenraum[3] sowie die Klimaerwärmung[9].

Der Bestand des Tannenhähers hat sich auf dem Niveau der späten Neunzigerjahre eingependelt. Die Schwankungen von Jahr zu Jahr folgen nicht den Mastjahren der Arve, sondern dürften methodisch bedingt sein. Da der Tannenhäher in Fehljahren sein Streifgebiet ausweitet, wird er häufiger registriert als in Mastjahren. In Deutschland macht sich spätestens seit dem Ende der Neunzigerjahre ein Rückgang bemerkbar[AtD]. Auch in Frankreich ist der Trend leicht negativ[5], in Italien und Österreich dagegen einigermassen konstant[8, 10].

Christoph Vogel-Baumann & Hermann Mattes

[1] Beaud & Beaud (2018); [2] Brändli (2010a–b); [3] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [4] Glutz von Blotzheim (2008b); [5] Jiguet (2017); [6] Mattes (1982); [7] H. Mattes, unveröff.; [8] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [9] Scridel et al. (2017); [10] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

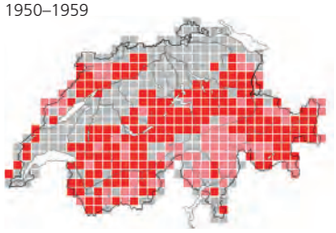


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

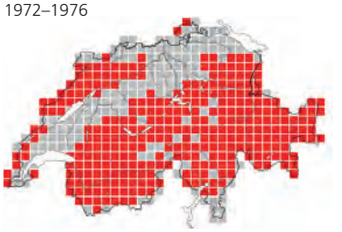


Patenschaft
Rosmarie Hirter

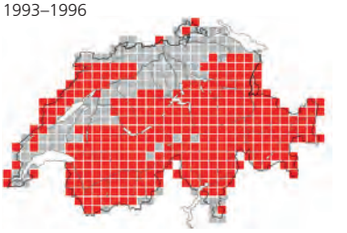
1950–1959



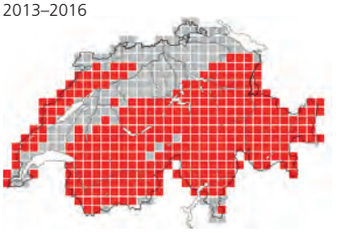
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Dohle

Corvus monedula
Choucas des tours
Taccola
tulaun
Eurasian Jackdaw



Marcel Burkhardt

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 1250–1500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 212, 308

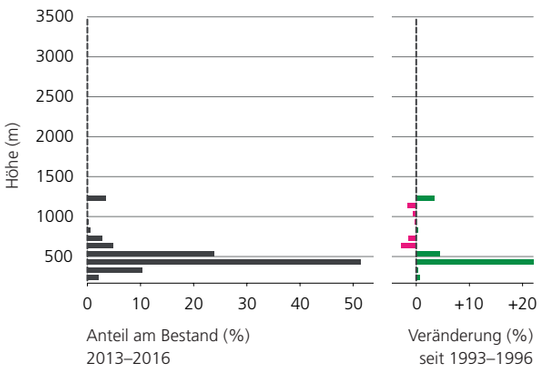
Die Dohle ist in der Schweiz im Mittelland und Jura unterhalb von 600 m weit verbreitet und dringt bei Riom GR und Brig VS weit in Alpentäler vor. Zur Nahrungssuche ist die Dohle auf Flächen mit kurzer Vegetation wie Weiden, Wiesen und Ackerflächen angewiesen. Nistplätze findet sie in hoch aufragenden Gebäuden und technischen Anlagen aller Art, in Baumhöhlen sowie an isoliert stehenden Molasse- und Kalkwänden. Der höchste Brutort lag früher im Obergoms VS auf 1460 m [HVM], 1978 bestand sogar Brutverdacht auf rund 2000 m im Leukerbad VS [VdS]. Die aktuell höchste Kolonie befindet sich in der Burgruine Riom GR auf 1230 m (W. Bürkli, P. Giacometti) und ist seit Jahrzehnten besetzt [1]. Im Jura wurden Felsbrüter in einem Steinbruch bei La Chaux-de-Fonds NE auf 1000 m (M. Farine, V. Martin) [3, 4] und Baumbrüter auf 940 m bei Diesse BE (A. Gerber) gefunden. Die bereits 1993–1996 grösste Kolonie im Schloss Hallwyl/Seengen AG zählte maximal 80 Paare (R. Berner), die Kolonie in Riom über 60 Paare (W. Bürkli, P. Giacometti). In den grössten Felskolonien am Calanda bei Haldenstein GR (M. Scussel) und in einem Steinbruch bei Porrentruy JU (M. Juillard) wurden 30 Paare gezählt. Mit maximal 20 Paaren in Bern (A. Müller, C. Vogel-Baumann) und 14 Paaren in Morges VD (J. Oberhaensli) sind Baumkolonien wesentlich kleiner.

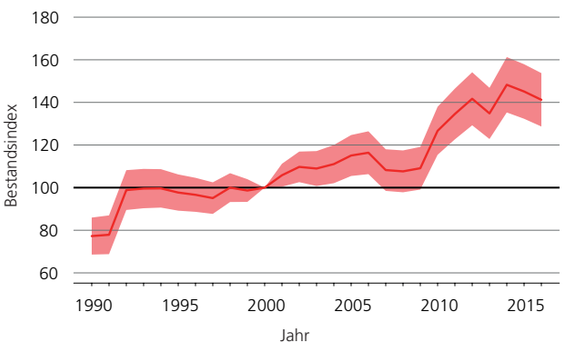
Das Brutgebiet hat sich seit 1993–1996 kaum verändert. Auffällig ist eine dichtere Besiedlung des Rheintals sowie des südlichen Tessins. Seit 1993–1996 ist eine Tendenz zu grösseren Kolonien festzustellen. Diese Verdichtung ist am deutlichsten am Jurasüdfuss und im Mittelland der Kantone Bern, Solothurn, Aargau und Zürich. Der Zuwachs geht teilweise auf Kosten von Kleinkolonien und Einzelbrütern in Wäldern (C. Vogel-Baumann). Für die ganze Schweiz resultiert ein Bestandsanstieg um rund 40 %. Dies ist die Folge von Artenschutzprojekten [6, 7] sowie Fördermassnahmen an Gebäuden bzw. rücksichtsvollen Sanierungen. Die Förderung der Dohle mit Nisthilfen ist besonders in Zonen mit extensiver Landwirtschaft sinnvoll, wo in der Nähe der Kolonien gute Nahrungsflächen verfügbar sind [2].

In den Nachbarländern, mit Ausnahme von Deutschland, wurde ebenfalls ein kurzfristiger positiver Trend festgestellt [AtD, AtF, RLEU, 5, 8]. In Europa ist der Bestand stabil [EBCC].

Christoph Vogel-Baumann & Stephan Strebel

[1] Bürkli & Vanscheidt (2012); [2] Meyrier et al. (2017); [3] Posse (2013); [4] Posse (2014); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Spaar & Ayé (2016a); [7] Strebel et al. (2012a–b); [8] Teufelbauer & Seaman (2017)

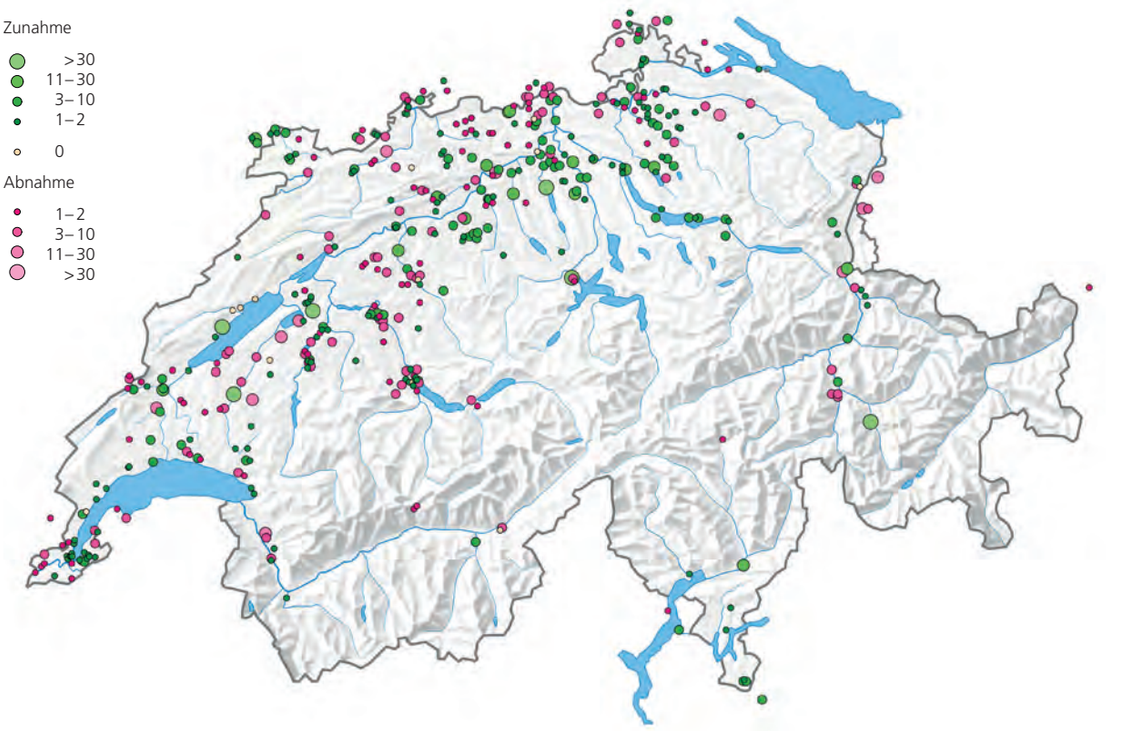




Brutpaare 2013–2016



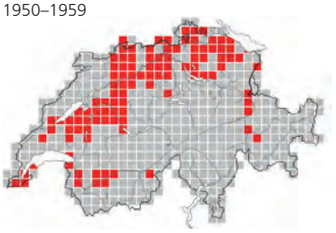
Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996



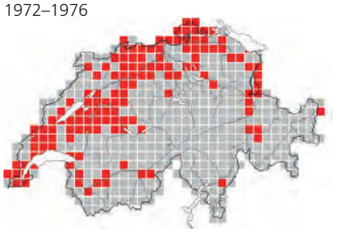
Patenschaft
Anonyme Patenschaft

Ornithologische Gesellschaft Basel

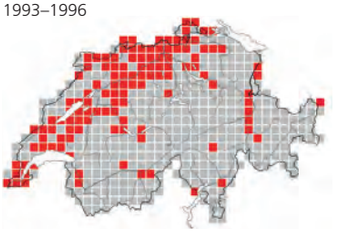
1950–1959



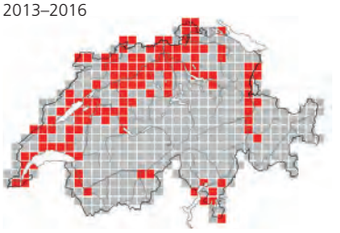
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Saatkrähe

Corvus frugilegus
Corbeau freux
Corvo comune
corv champester
Rook



Mathias Schäf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 5800–7300 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 190, 284, 319

Die Schweiz liegt am südwestlichen Rand des Brutgebiets der Saatkrähe. Die Kolonien konzentrieren sich hierzulande an den Jurarandseen und in den Flussniederungen. Einzelne Kolonien wurden in der Region Schaffhausen, der Ajoie JU und im Neuenburger Jura gefunden. Im Rhonetal VS, wo die Saatkrähe seit 2014 brütet (B. Posse, A. Barras, B. Volet)[1], erreicht sie Sion.

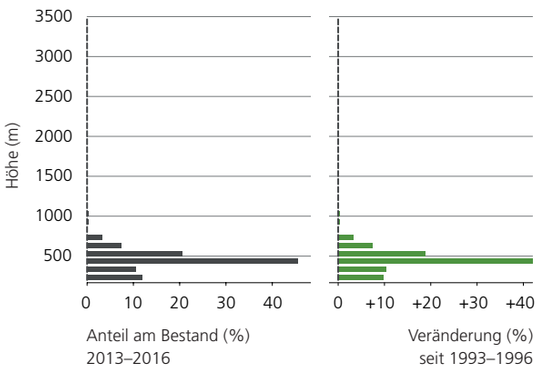
Die Saatkrähe besiedelte nach 1993–1996 von der Region Seeland BE/FR ausgehend die Westschweiz bis zum Genfersee und erreichte in mehreren Wellen den Bodensee: 2014 Romanshorn TG (D. Bruderer)[8] sowie 2016 Kesswil TG (D. Bruderer)[9] und Rorschach SG (S. Stricker, D. Hagist)[9]. Bei dieser dynamischen Entwicklung stieg der Bestand von 700–800 Paaren (1993–1996) auf 5800–7300 Paare (2013–2016) und ist damit fast zehnmal grösser als damals.

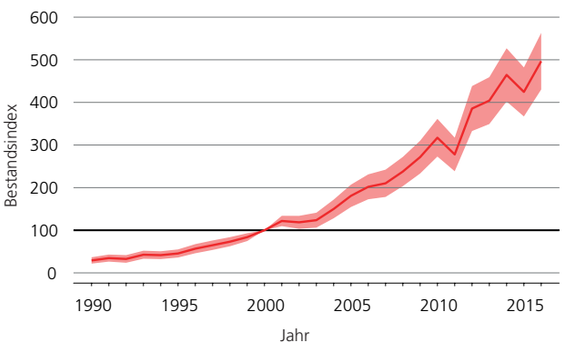
Traditionell besiedelte die Saatkrähe fruchtbare Niederungen und Flusstäler mit hohem Grundwasserspiegel[6]. Sie brütet jetzt vor allem in durch Ackerbau und Viehzucht geprägten Kulturlandschaften und im Siedlungsgebiet hauptsächlich in Parks und Alleen[3, 5]. 2009 fanden sich rund 40 % der Paare im ländlichen und rund 60 % im städtischen Umfeld[4]. Die Hauptverbreitung in der Schweiz liegt zwischen 400 und 600 m. Die höchste Kolonie der Saatkrähe liegt auf 1060 m in La Chaux-de-Fonds NE (seit 2015; P. Aeby)[2]. In Binningen BL wurde mit 233 Nestern die grösste Kolonie erfasst (2013; M. Leuzinger), dann folgen Kolonien mit 182 Nestern in Bern (2016; P. Frei) und 170 Nestern bei Rüdtligen BE (A. von Ballmoos).

In der Schweiz und im Elsass[10] war die Ausbreitung der Saatkrähe besonders deutlich. Diese war eine Folge der in Deutschland 1979 umgesetzten EG-Vogelschutzrichtlinie[6], die den Schutz aller Singvögel festschrieb. Weniger dynamisch verlief die Entwicklung in den Nachbarländern: In Deutschland und Österreich sind die kurzfristigen Trends leicht positiv, für ganz Frankreich jedoch negativ[AtD, AtF, RLEU, 7]. Die Saatkrähe leidet unter direkter Verfolgung, Störungen an Brut- und Schlafplätzen sowie der Intensivierung der Landwirtschaft, zeigt andererseits grosses Regenerationsvermögen bei nachlassendem Druck und erweitert ihren Lebensraum in städtisch geprägte Habitate[HVM]. Seit 2012 ist die Saatkrähe bei uns wieder jagdbar, geniesst aber Schonung während der Brutzeit.

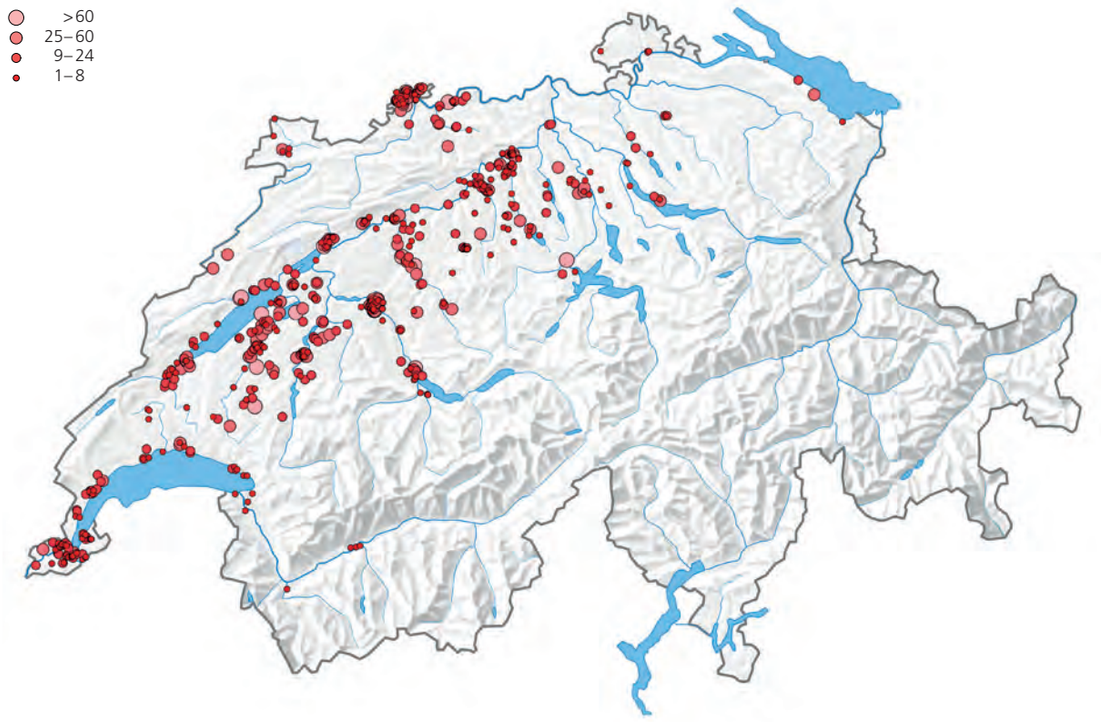
Christoph Vogel-Baumann

[1] Antoniazza (2015); [2] Antoniazza (2016b); [3] Barbalat (2013); [4] F. Borleis, schriftl.; [5] Christen (2017a); [6] Epple (1997); [7] Jiguet (2017); [8] Knaus et al. (2014); [9] Knaus et al. (2016a); [10] Muller et al. (2017)





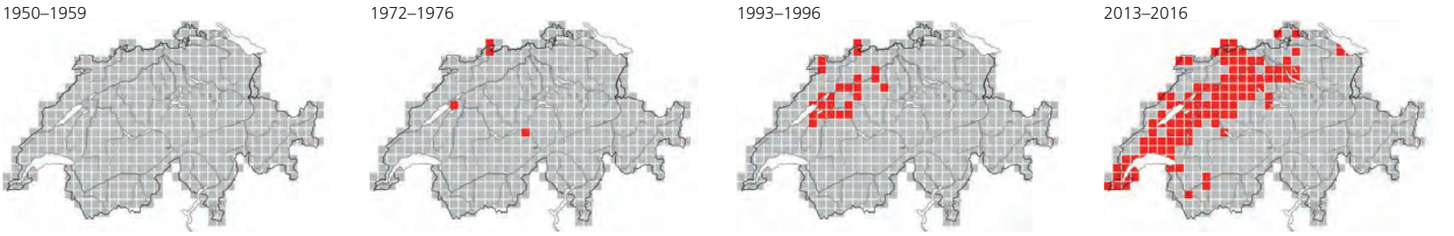
Brutpaare 2013–2016



Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996



Patenschaft
Anonyme Patenschaft



Kolkrabe

Corvus corax
Grand Corbeau
Corvo imperiale
corv grond
Common Raven



Markus Varesvuo

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 2000–3000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 308

Der Kolkrabe ist in der Schweiz weit verbreitet. Die grössten Dichten erreicht er im Unterengadin GR, im Münstertal GR und im Puschlav GR sowie in alpennahen Regionen des Mittellands und im Jura. Die höchste Brut wurde am Ofenpass GR auf 2520 m gefunden (H. Haller), der tiefste Brutplatz auf 310 m auf einem Hochleitungsmast bei Eiken AG (M. Schuhmacher). Als Generalist besiedelt der Kolkrabe vielfältige Landschaftstypen mit störungsfreien Brutplätzen wie Felsen und hohen Bäumen, daneben auch Gebäude und technische Konstruktionen[3]. Wichtig ist ein ganzjährig reiches Nahrungsangebot. Der tierische Anteil umfasst Kleinsäuger und Aas wie Fallwild, Wildaufbrüche, Risse von Raubsäugern, Verkehrsopfer und Nutztierkadaver[HVM].

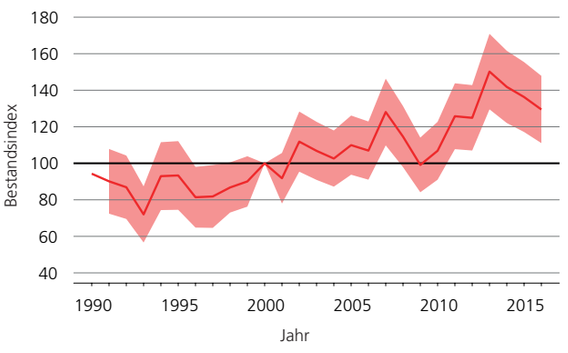
Das Brutgebiet in der Schweiz hat sich seit den Fünfzigerjahren geschlossen, das Mittelland ist nun lückenlos besiedelt. Seit 1993–1996 hat sich der Schwerpunkt der Höhenverbreitung um rund 300 m gegen unten verschoben und liegt nun bei etwa 600 m. Oberhalb von 1700 m ist der Kolkrabe etwas seltener geworden. Dem stehen deutliche Gewinne unterhalb von 1500 m gegenüber. Die Zunahmen sind in weiten Teilen des Landes bemerkbar, regional hat es aber auch Rückgänge gegeben, so im Oberwallis und im südlichen Teil des Kantons St. Gallen. Der Bestand ist seit 1990 insgesamt leicht angestiegen. Parallel dazu wird ein Anwachsen von Nichtbrüterschwärmen beobachtet[1]. In der Nordostschweiz, die erst nach 1993–1996 vollständig besiedelt wurde, ist die Zunahme deutlicher verlaufen als im Resten des Landes[AtBo, AtZH]. 2013–2016 ist indes ein Rückgang zu erkennen, der sich auch 2017 manifestiert hat. Ob das ein Indiz für die Sättigung des Bestands ist, wird sich zeigen. In der Westschweiz wird als eine Ursache die Konkurrenz mit dem Uhu erwähnt[1].

Der Kolkrabe ist zwischen 1870 und etwa 1950 infolge rigoroser Bekämpfung weitgehend aus Mitteleuropa verschwunden. Restbestände konnten sich unter anderem in den Alpen halten. Nach dem Ende der intensiven Verfolgung hat sich der Kolkrabe ab etwa 1940 wieder ausbreiten können[AtCH0, 4]. Der auch in Nachbarländern beobachtete positive Trend ist vor diesem Hintergrund zu verstehen[AtD, AtF, 5]. Wie in der Schweiz hat sich das Wachstum auch in Italien und Österreich verlangsamt, und die Bestände nehmen tendenziell wieder ab[2, 6, 7].

Christoph Vogel-Baumann

[1] M. Beaud, schriftl.; [2] Campedelli et al. (2012); [3] Epple (1997); [4] Glandt (2008); [5] Jiguet (2017); [6] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [7] Teufelbauer & Seaman (2017)





Vorkommen 2013–2016

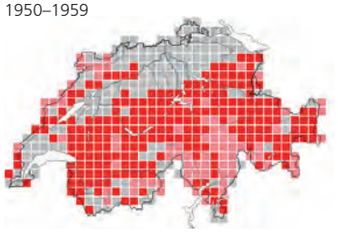


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

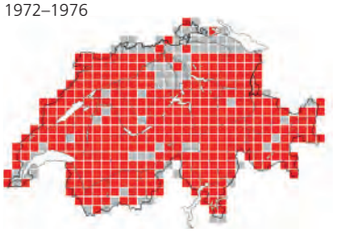


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

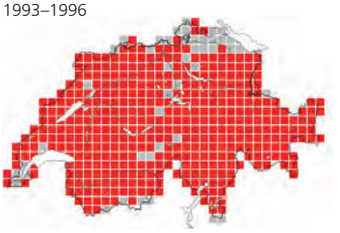
1950–1959



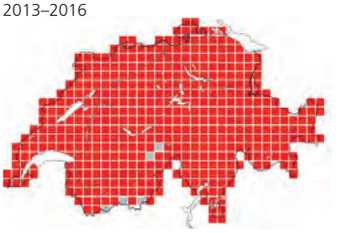
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Rabenkrähe

Corvus corone corone
Corneille noire
Cornacchia nera
corv nair
Carrion Crow



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 80 000–120 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 319, 498

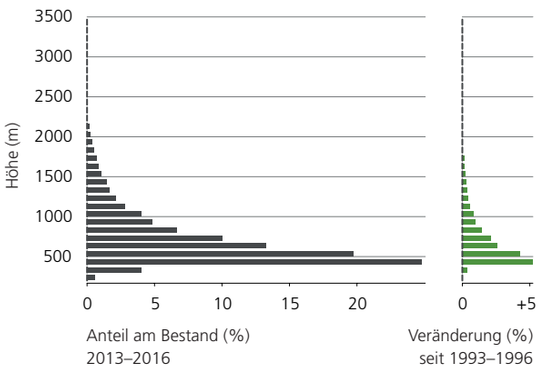
Die Rabenkrähe, eine Unterart der Aaskrähe, brütet von Grossbritannien ostwärts bis zur Elbe und von Österreich entlang des Alpensüdrands über die Seealpen bis zur Iberischen Halbinsel[3]. Als anpassungsfähige Kulturfolgerin besiedelt die Rabenkrähe offene Kulturlandschaften, Industriegebiete sowie Dörfer und Städte, sofern Bäume oder hohe Sträucher und offene Flächen mit guter Rundumsicht vorhanden sind. Im östlichen und zentralen Mittelland sowie in der Region Basel sind die Dichten am höchsten. Auf der Alpensüdseite wird die Rabenkrähe zunehmend durch die Nebelkrähe abgelöst. Fast 70 % des Brutbestands konzentrieren sich auf Lagen zwischen 400 und 800 m. Die höchsten Brutnachweise gelangen auf 2430 m bei Samnaun GR (G. Hauser, J. Savioz) und auf 2100 m im Val d'Hérens VS [AtCH1]. Brutzeitbeobachtungen liegen bis auf über 2500 m vor.

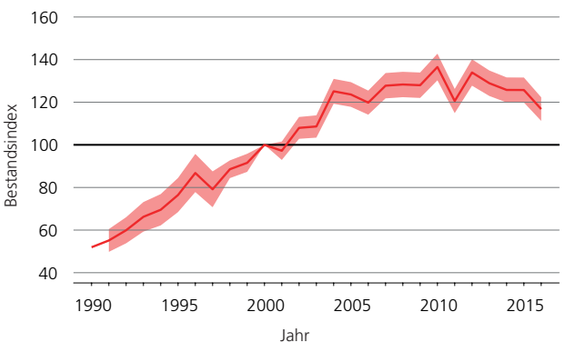
Der Bestand der Rabenkrähe ist zwischen 1990 und 2004 deutlich angestiegen und hat sich dann mit jährlichen Schwankungen stabilisiert. Bestandszunahmen seit 1993–1996 erfolgten in weiten Teilen des Mittellands, des Juras und der Voralpen. Leichte Einbussen erlitt die Rabenkrähe nur in wenigen Regionen. Die Dichte stieg auf fast allen Höhenstufen proportional zum jeweiligen Bestandsanteil an. Auch regionale Bestandserhebungen zeigen deutliche Zunahmen, so im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 um 50 % [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 um über 70 % [AtBo]. In Deutschland und Frankreich sind die langfristigen Trends positiv [AtD, AtF], während die Bestände in Italien und Österreich seit 2000 stabil sind[2, 4].

Nachlassende Verfolgung durch den Menschen, zunehmende Verstädterung und verbesserte Nahrungsgrundlage (regelmässige Mahd, durch landwirtschaftliche Maschinen verletzte und getötete Kleintiere, offene Komposthaufen, Rasenflächen mit guter Nahrungserreichbarkeit) gehören zu den Gründen für die Bestandszunahme[1]. Möglicherweise ist die Rabenkrähe an der Grenze des Wachstums angelangt, das sie mit der Einwanderung in Siedlungen realisieren konnte. Ob die Menge und Qualität der Nestlingsnahrung oder die Konkurrenz der Paare durch Nichtbrüterschwärme limitierende Faktoren sind, müsste untersucht werden.

Christoph Vogel-Baumann

[1] Bauer et al. (2005); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Epple (1997); [4] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

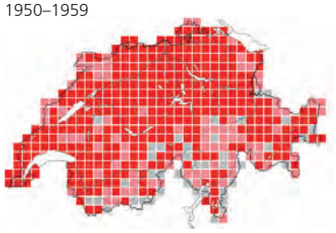


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

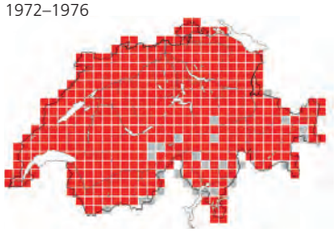


Patenschaft
Markus Hofmann, Zürich

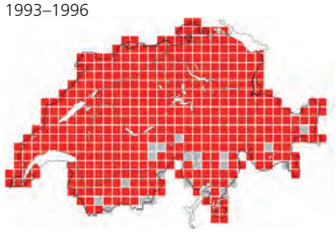
1950–1959



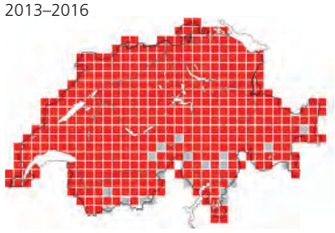
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Nebelkrähe

Corvus corone cornix
Corneille mantelée
Cornacchia grigia
corv grisch
Hooded Crow



Beat Rüegger

Rote Liste –
Bestand 2000–3000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 414, 498

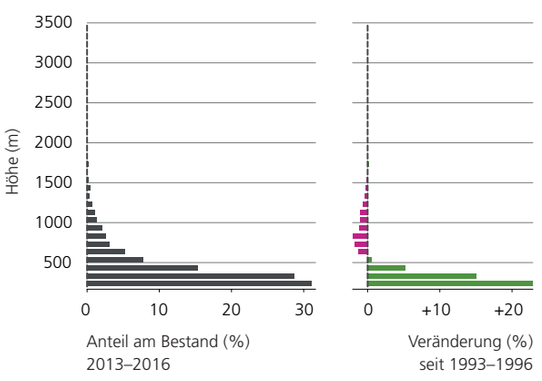
Das Brutgebiet der Nebelkrähe schliesst nördlich, östlich und südlich an das der Rabenkrähe an. Zwischen den europäischen Arealen der beiden Unterarten erstreckt sich eine 2100 km lange und 50 bis 150 km breite Überlappungszone. Sie verläuft von Schottland über Dänemark, Ostdeutschland, Tschechien, Österreich und die südlichen Alpen bis ans Mittelmeer[HVM]. Das Brutgebiet der Nebelkrähe in der Schweiz beschränkt sich auf das Tessin, Graubünden und das Wallis. Einige Nebelkrähen wurden weitab der Kontaktzone im Brutgebiet der Rabenkrähe beobachtet, wo einzelne mit Rabenkrähen verpaart waren. Die höchsten Dichten weist die Nebelkrähe im Tessin und im unteren Misox GR auf, vor allem in der Magadinoebene TI und im Sottoceneri TI. Hier erreicht die Siedlungsdichte 1,8 Nester/km² in der Magadinoebene und 1,2 Nester/km² in der nördlich anschliessenden Riviera TI[4]. Die höchsten Brutzeitfeststellungen erfolgten im Val di Campo TI (M. Gandini) und bei S-chanf GR (M. Ernst) auf 2100 m. Der höchste Brutverdacht liegt von Cröt/Avers GR auf 1940 m vor (C. Venetz), die höchste Brut (Mischbrut mit Rabenkrähe) von Davos GR auf 1560 m (C. Koch).

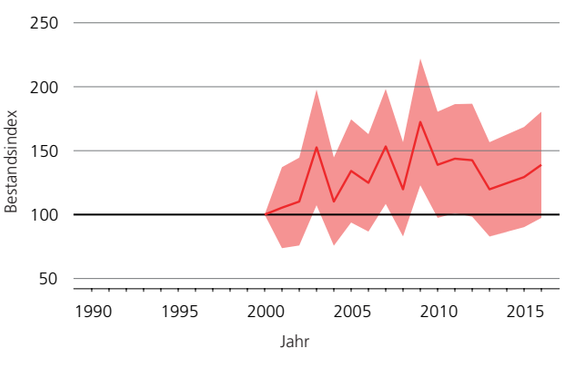
Wie die Rabenkrähe besiedelt auch die Nebelkrähe Landwirtschaftsgebiete mit Einzelbäumen, Feld- und Ufergehölzen sowie Parkanlagen und Gärten[4]. Studien in der schmalen Kontaktzone am südlichen Alpenrand zeigten feine Unterschiede in der Nutzung der Nahrungshabitate. Während die Rabenkrähe vor allem im Sommer eher höher liegende Wiesen und Maisfelder nutzt, bevorzugt die Nebelkrähe eher Wiesenflächen in Tallagen[2, 6, 7].

Der Bestand der Nebelkrähe in der Schweiz scheint seit 2000 mit grösseren Schwankungen stabil zu sein. Das Brutgebiet hat sich seit 1993–1996 kaum verändert. Die Nebelkrähe ist oberhalb von 600 m etwas seltener geworden, was möglicherweise mit der Zunahme der dominanteren Rabenkrähe zusammenhängt[8]. Unterhalb von 500 m hat die Nebelkrähe deutlich zugenommen, was wohl auch eine Folge des Bestandsanstiegs in Italien ist[1, 3, 5]. Dort hat die Nebelkrähe vom besseren Nahrungsangebot im Kulturland profitiert und wandert zunehmend in Städte ein[2]. Auch in Österreich, wo Raben- und Nebelkrähe etwa gleich häufig sind, ist der Trend positiv[RLEU], ebenso in Ostdeutschland[AtD].

Christoph Vogel-Baumann

[1] Bani et al. (2014); [2] Brichetti & Fracasso (2013); [3] Campedelli et al. (2012); [4] Nidola (2009); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Rolando & Laiolo (1994); [7] Saino (1992); [8] Saino & Scatizzi (1991)





Dichte 2013–2016

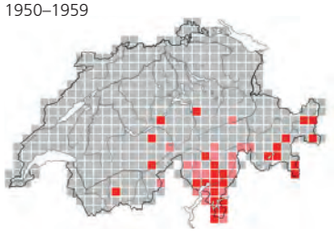


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

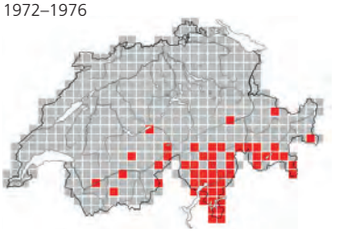


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

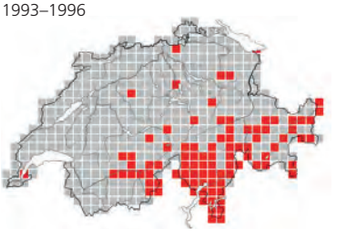
1950–1959



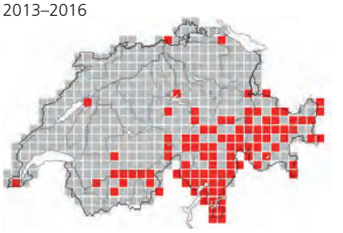
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Tannenmeise

Periparus ater
Mésange noire
Cincia mora
maset da guaud
Coal Tit



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 400 000–600 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 542

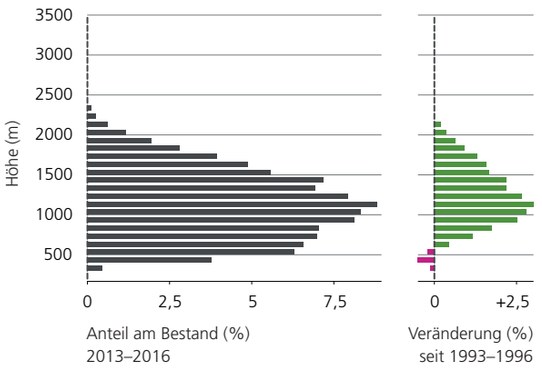
Die Tannenmeise ist in der Schweiz weit verbreitet. Besiedelt werden alle Habitate, die Nadelbäume aufweisen. Die am dichtesten besiedelten Gebiete liegen im Waadtländer Jura, in den Walliser und Bündner Alpen sowie gebietsweise in den Voralpen. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 50 Reviere gezählt werden. Gut 80 % des Schweizer Bestands siedeln in Lagen zwischen 500 und 1700 m, mit maximalen Dichten zwischen 1000 und 1600 m. Der höchste Brutnachweis (Altvogel mit Futter im Schnabel) gelang auf rund 2350 m bei Zermatt VS (J. Duplain)[6].

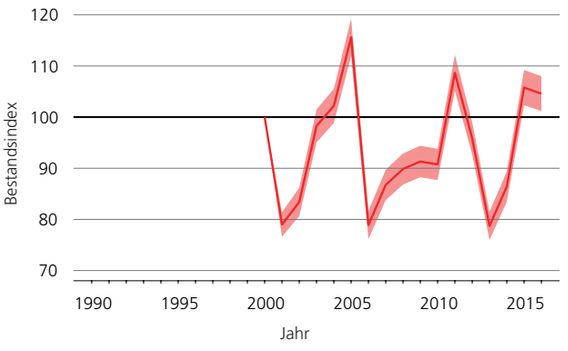
Die Bestandsentwicklung der Tannenmeise in der Schweiz ist durch starke jährliche Schwankungen geprägt, die teilweise durch harte Winter und durch Mastjahre der Fichte bedingt sind[1]. Diese Fluktuationen erschweren das Erkennen von langfristigen Trends. Zugenommen hat die Dichte der Tannenmeise seit 1993–1996 vor allem im Jura, entlang der Voralpen und in den Alpen. In den mittleren und höheren Lagen hat der Bestand der Tannenmeise teils deutlich zugelegt, wohingegen er in den tieferen Höhenstufen stabil blieb oder sogar leicht zurückgegangen ist. Erhebungen im Kanton Zürich von 1988 bis 2008 ergaben einen leichten Rückgang von 20 %[AtZH]. Im Bodenseegebiet blieb der Bestand von 1980 bis 2000 ziemlich konstant, schrumpfte dann aber bis 2010 um 40 %[AtBo, AtZH]. In Deutschland und Italien sind die Bestände in den letzten 20 Jahren unverändert, in Frankreich und Österreich nehmen sie ab[AtD, AtF, 3, 8]. Frankreich weist jedoch seit 2007 wieder einen positiven Trend auf[4]. Europaweit ist die Tendenz insgesamt leicht negativ, seit 2000 aber relativ stabil[EBCC].

Die Rückgänge in Europa werden hauptsächlich mit der Reduktion des Nadelholzanteils in tieferen Lagen erklärt[AtF, 5]. Der Fichtenanteil im Schweizer Mittelland nimmt seit den Neunzigerjahren infolge verstärkter Nutzung, zunehmender Laubholzförderung sowie Sturm- und Borkenkäferschäden stark ab. Umgekehrt ist die Situation im Alpenraum, wo sich der Fichtenwald ausdehnt[2, 7]. Diese forstwirtschaftlichen Entwicklungen scheinen sich auch im Verbreitungsbild der Tannenmeise in der Schweiz abzubilden. In Deutschland hat die Tannenmeise seit 1990 im Siedlungsraum stark zugenommen[AtD] – eine Tendenz, die in der Schweiz (noch) nicht festzustellen ist.

Samuel Wechsler

[1] Bauer et al. (2005); [2] Brändli (2010a–b); [3] Campedelli et al. (2012); [4] Jiguet (2017); [5] Marchadour (2014); [6] Posse (2012); [7] Rigling & Schaffer (2015a–d); [8] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

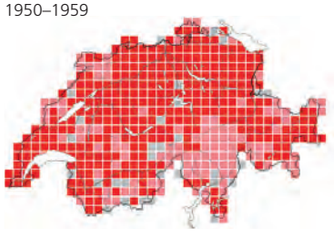


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

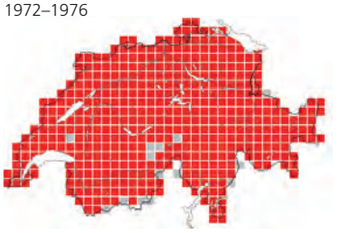


Patenschaft
Laurence Wiedmer

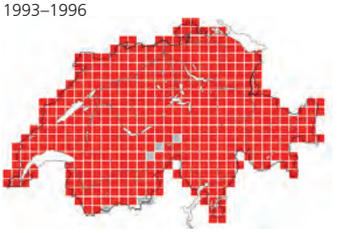
1950–1959



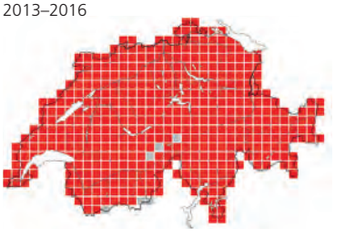
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Haubenmeise

Lophophanes cristatus
Mésange huppée
Cincia dal ciuffo
maset da la cresta
Crested Tit



Markus Varesvuo

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 90 000–110 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 298, 542

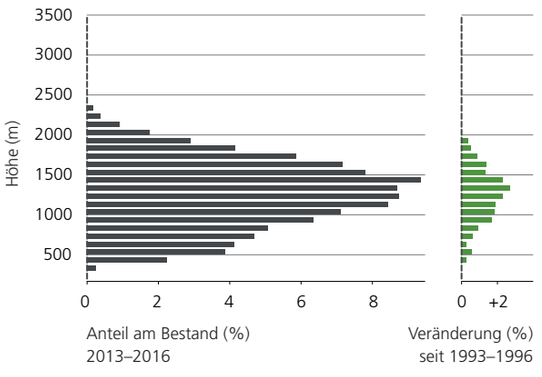
Die Haubenmeise kommt in der ganzen Schweiz vor und bewohnt bevorzugt Nadelwälder, vor allem Fichten- und Fichten-Tannenwälder sowie Lärchen-Arvenwälder, aber auch nadelholzreiche Mischwälder. Ausnahmsweise kommt es zu Bruten fernab von Nadelbäumen (z.B. im Siedlungsgebiet)[6]. Die Dichtezentren liegen ähnlich wie bei der Tannenmeise im Waadtländer Jura sowie in den Walliser und Bündner Alpen. Rund 80 % des Bestands konzentrieren sich zwischen 700 und 1800 m, mit maximalen Dichten zwischen 1200 und 1700 m. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 15 Reviere gezählt werden. Die höchstgelegenen Brutnachweise erfolgten früher bei Cinuos-chel GR auf 2300 m [AEn] und bei Zermatt VS auf 2240 m [AtCH2] sowie in jüngster Zeit am Ofenpass GR auf 2200 m (D. Godly).

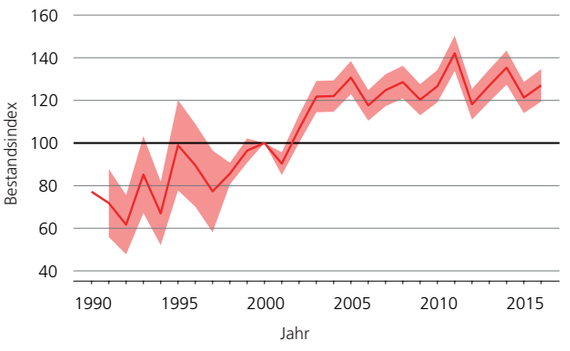
Seit 1993–1996 hat der Bestand in der Schweiz um über 40 % zugenommen. Der Anstieg verlief auf allen Höhenstufen proportional zum jeweiligen Bestandsanteil. Dichtezunahmen wurden vor allem in einigen Regionen im Jura, in den Alpen und in den Voralpen registriert. Vereinzelt hat sich die Dichte indes auch verringert. Erhebungen im Kanton Zürich wiesen zwischen 1988 und 2008 eine Bestandsverdoppelung aus [AtZH]. Am Bodensee ist der Bestand zwischen 1980 und 2010 ebenfalls deutlich um über die Hälfte angestiegen, wobei der Zuwachs vor allem zwischen 1990 und 2000 erfolgte [AtBo]. Die Entwicklung hierzulande verlief positiver als in den Nachbarländern, wo stabile oder gar leicht abnehmende Bestände verzeichnet werden [AtD, AtF, AtFL, 3, 4, 9]. Auch europaweit ist der Trend leicht negativ [EBCC].

Die Gründe für die unterschiedlichen Entwicklungen in der Schweiz und Europa sind nicht geklärt. Da die Haubenmeise ein ausgesprochener Standvogel ist, werden lokale Effekte wie veränderte Waldwirtschaftspraktiken (z.B. intensivierte Holznutzung, Aufforstungen und Veränderung des Nadelbaumanteils) [AtD, AtF, HBW, 5] und die Tendenz zur Besiedlung von Siedlungshabitaten wie Friedhöfe und Grünanlagen [AtD, 1] als mögliche Ursachen für Bestandsveränderungen genannt. In der Schweiz dürften sich die fortschreitende Ausbreitung des Waldes und die Zunahme des Holzvorrats sowie der Anstieg der Alt- und Totholzmenge [2, 8] positiv auf die Haubenmeise ausgewirkt haben [7, 10].

Samuel Wechsler

[1] Barthélemy (2015); [2] Brändli (2010a–b); [3] Campedelli et al. (2012); [4] Jiguet (2017); [5] Lovaty (2014); [6] Martinez (2011); [7] Mollet et al. (2009); [8] Rigling & Schaffer (2015a–d); [9] Teufelbauer & Seaman (2017); [10] Weggler & Widmer (2001)





Dichte 2013–2016

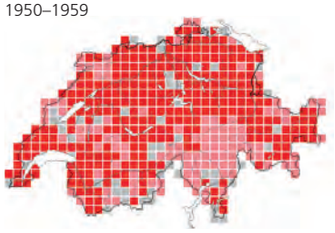


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

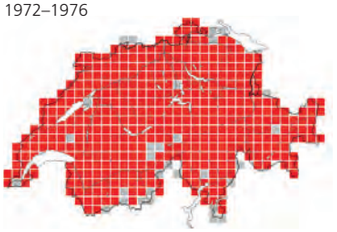


Patenschaft
Franziska Hindermann Maillard, Ettingen
Anonyme Patenschaft aus Spiez

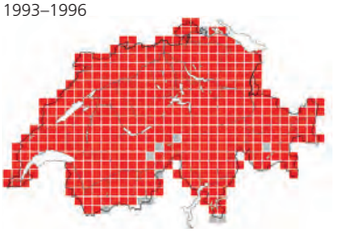
1950–1959



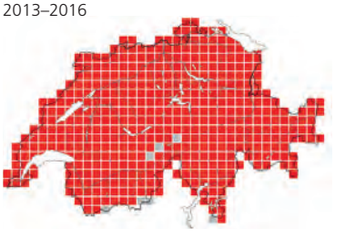
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Sumpfmeise

Poecile palustris
Mésange nonnette
Cincia bigia
maset da palì
Marsh Tit



Pascal Pini

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 70 000–100 000 Paare (2013–2016)

Focus –

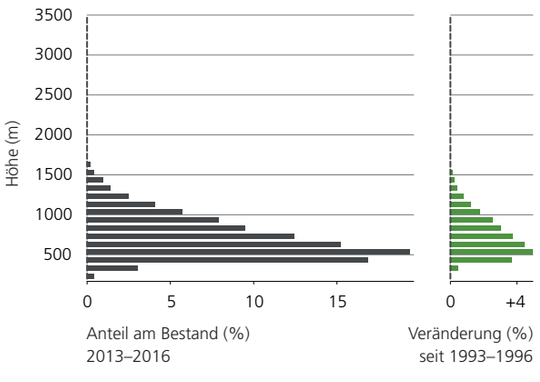
Die Sumpfmeise ist in den tiefgelegenen Regionen der Schweiz weit verbreitet. Ihre höchsten Dichten erreicht sie im Tessin, im Norden des Mittelands und des Juras sowie im Vorderrheintal GR. Sie besiedelt diverse vielfältig strukturierte Waldlebensräume, am meisten lichte Laub- oder Mischwälder. Hier kann die Sumpfmeise maximale Dichten von bis zu 20 Revieren/km² erreichen. Etwa 95 % des Bestands brüten unterhalb von 1200 m, wobei die mittleren Dichten zwischen 500 und 1000 m am höchsten sind. Brutnachweise wurden jedoch in Höhen von 1450 m erbracht [AtCH1] und Sänger bis auf 1930 m beobachtet [AtCH2]. In den Jahren 2013–2016 gelang der höchste Nachweis eines Brutverdachts bei Évolène VS auf 1530 m (M. Thélin), und der höchste Sänger zeigte sich auf 1860 m bei Saanen BE (R. Wagner).

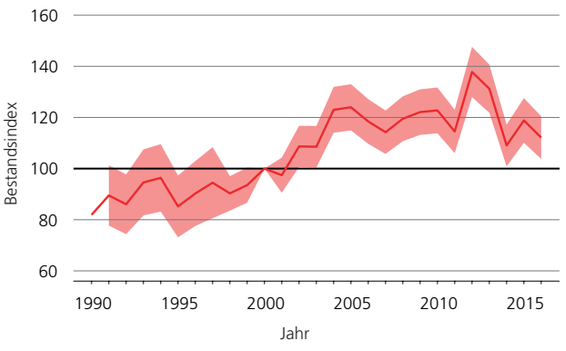
Seit 1993–1996 haben die Bestände in der Schweiz um etwa 30 % zugenommen. Dieser Anstieg ist über den gesamten Höhengradienten und fast im gesamten Verbreitungsgebiet festzustellen. Im Tessin, in der unteren Rhoneebene und im Kanton Jura ist er besonders ausgeprägt. In den letzten Jahrzehnten wurden zunehmende Bestände auch in den Kantonen Genf, Aargau und Zürich, im Bodenseeraum sowie im Gebiet von Haut-Intyamon FR nachgewiesen [AtBo, AtGE, AtZH, 1, 6]. In Europa wurde zwischen 1980 und 2000 hingegen ein relativ deutlicher Bestandsrückgang beobachtet [EBCC]. Ausser in Grossbritannien, wo der Bestand der Sumpfmeise weiterhin rückläufig ist [2], scheint sich dieser Trend seit 2000 [EBCC] umgekehrt oder wenigstens stabilisiert [11] zu haben, zumindest in den Nachbarländern der Schweiz [AtD, AtF, 9].

Der von 1980 bis 2000 auf europäischer Ebene festgestellte Rückgang wurde meist den veränderten Waldstrukturen zugeschrieben, insbesondere der Abnahme des Unterwuchses [2, 3, 4, 7, 10]. Auch wenn die Gründe für den jüngsten Bestandsanstieg in der Schweiz weitgehend unklar sind, dürfte die Sumpfmeise von einer naturnäheren Waldbewirtschaftung und der Reduktion des Nadelholzanteils im Flachland profitieren. Als wahrscheinliche Reaktion auf die Klimaerwärmung beginnt die Brutperiode inzwischen deutlich früher [5, 8]; es ist jedoch offen, ob dies zur Bestandserhöhung beiträgt.

Sylvain Antoniazza

[1] Beaud & Beaud (2018); [2] Broughton & Hinsley (2015); [3] Broughton et al. (2010); [4] Carpenter et al. (2010); [5] Dolenec (2006); [6] Draeger (2004); [7] Hinsley et al. (2007); [8] Källander et al. (2017); [9] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [10] Siriwardena (2006); [11] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

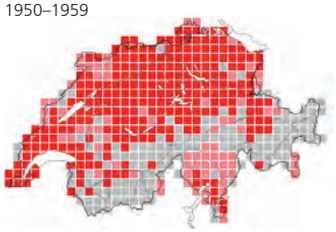


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

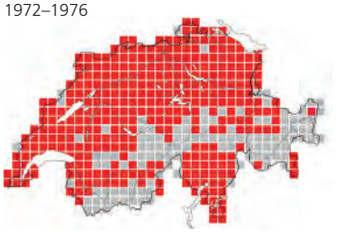


Patenschaft
Daniel Schertenleib, Aarau

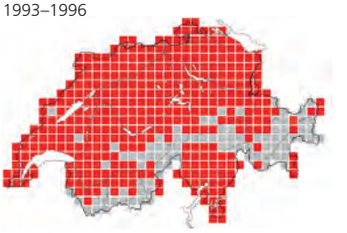
1950–1959



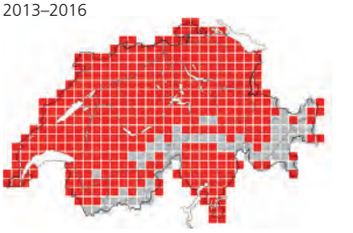
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Mönchsmeise

Poecile montanus
Mésange boréale
Cincia alpestre o C. dei salici
maset da muntogna
Alpine or Willow Tit



Marcel Burkhardt

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 70 000–95 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 298, 350

In der Schweiz kommen drei der zahlreichen Unterarten der Mönchsmeise vor: *P. m. salicarius* im Jura sowie *P. m. rhenanus* in den Voralpen und im Mittelland werden als Weidenmeise zusammengefasst. Deren Gesang weicht deutlich von jenem der Alpenmeise *P. m. montanus* ab, die den Alpenbogen bewohnt.

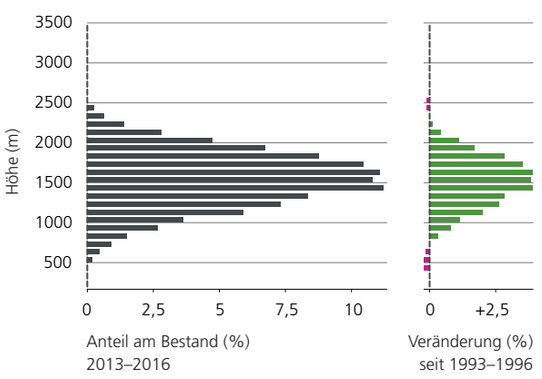
Die Mönchsmeise ist in erster Linie von einem ausreichenden Angebot von stehendem Totholz und morschem Holz abhängig, das sich zum Zimmern selbstgefertigter Bruthöhlen eignet. Wenn diese Voraussetzung erfüllt ist, besiedelt sie eine Vielzahl von gut strukturierten Misch- und Nadelwäldern, Auenwälder, mit Birken und Föhren bestandene Moore wie auch Schlag- und Sturmwurfflächen [HVM, 12, 13]. In der Schweiz kommt die Mönchsmeise hauptsächlich in den Alpen und im Jura sowie lückenhaft auch im Mittelland vor. Die höchsten Dichten werden im Engadin GR, im Münstertal GR und im Oberwallis erreicht und betreffen die Alpenmeise. Sie sind fünfmal so hoch wie die höchsten Dichten der Weidenmeise im Jura und in den Voralpen. Etwa 90 % des Bestands finden sich zwischen 1000 und 2100 m, der Schwerpunkt liegt zwischen 1500 und 1900 m.

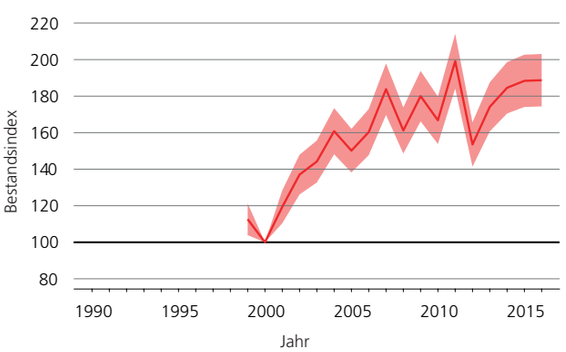
Der Trend ist insgesamt positiv, und zwar im gesamten Alpenraum oberhalb von 800 m. Dadurch hat sich der Schweizer Bestand seit 2000 nahezu verdoppelt. Im Mittelland dagegen ist die Entwicklung an mehreren Orten negativ [AtZH, 1, 5]. Allerdings deutet sich in der Deutschschweiz inklusive des Bodenseegebiets [AtBo] eine Arealausdehnung an, die aber wohl mindestens teilweise auf eine gezielte Suche zurückzuführen ist. Die Bestandstrends von Alpen- und Weidenmeise verlaufen somit offensichtlich unterschiedlich. Die europäischen Bestände der Mönchsmeise gehen seit 1993–1996 leicht zurück [EBCC], etwa in Deutschland, Frankreich, Belgien und den Niederlanden (v.a. Weidenmeisen) [AtD, AtF, RLEU, 2]. In Italien und Österreich scheinen die Bestände hingegen konstant zu sein (v.a. Alpenmeisen) [8, 11].

Die Alpenmeise profitiert wahrscheinlich von der Zunahme der Waldfläche, vom gestiegenen Totholzanteil und von der Klimaerwärmung [3, 6, 7, 9, 14]. Die Weidenmeise hingegen könnte darunter leiden, dass Waldlichtungen vermehrt zuwachsen und eine zunehmende Konkurrenz um Nisthöhlen (z.B. mit anderen Meisenarten) besteht [HVM, 4, 5, 10, 12].

Sylvain Antoniazza

[1] Antoniazza (in Vorb.); [2] Bauer (2013); [3] Chamberlain et al. (2013); [4] Christen (1994); [5] Christen (2017b); [6] Klein et al. (2016); [7] Mollet et al. (2009); [8] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [9] Rigling & Schaffer (2015a–d); [10] Straub (2013); [11] Teufelbauer & Seaman (2017); [12] Thönen (1962); [13] Vatka et al. (2014); [14] Vitasse et al. (2018)





Dichte 2013–2016

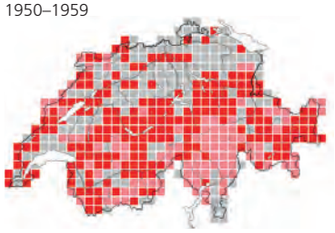


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

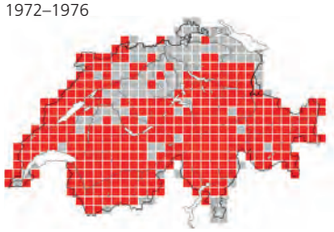


Patenschaft
Fabienne Decker
Maya & Balz Merkli

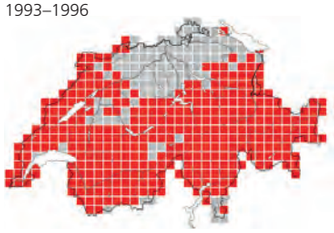
1950–1959



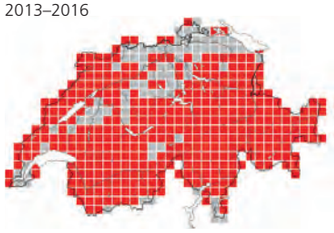
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Alpenmeise

Poecile montanus montanus
Mésange alpestre
Cincia alpestre
maset alpin
Alpine Tit



Marcel Burkhardt

Rote Liste –
Bestand 65 000–85 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 350

Die Alpenmeise brütet im gesamten Alpenbogen, vor allem in Höhen zwischen 1300 und 2100 m. Sie erreicht ihre höchsten Dichten im Engadin GR, Münstertal GR und Oberwallis. Im Gegensatz dazu ist sie in den Kontaktzonen mit der Weidenmeise zwischen dem Vierwaldstätter- und dem Thunersee weniger häufig als diese. Brutnachweise wurden bis auf 2280 m bei Pontresina GR[AEn] und, in den Jahren 2013–2016, bis auf 2260 m bei Zermatt VS (J. Duplain) erbracht. In den tiefen Lagen wurden Sänger in den Grangettes VD auf 370 m gehört (Y. Schmidt, J.-M. Fivat)[1].

Obwohl sich die räumliche Verbreitung der Alpenmeise seit 1993–1996 wahrscheinlich kaum verändert hat, sind die Bestände des Taxons «Mönchsmeise» im Alpenraum deutlich angestiegen, was primär auf die positive Entwicklung der Alpenmeise zurückzuführen ist. Letztere dürfte von einer Zunahme der Waldfläche und des Totholzes profitieren[4, 5], ebenso wahrscheinlich[2] von einem zeitiger einsetzenden Frühling und wärmeren Sommertemperaturen[3, 7]. Es wurde gezeigt, dass die Mönchsmeise in Nordeuropa den Schlupftermin ihrer Jungen trotz der Klimaerwärmung mit dem Aktivitätshöhepunkt der Schmetterlingsraupen synchron halten kann[6].

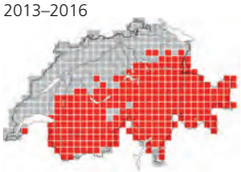
Sylvain Antoniazza

[1] Antoniazza (2016b); [2] Chamberlain et al. (2013); [3] Klein et al. (2016); [4] Mollet et al. (2009); [5] Rigling & Schaffer (2015a–d); [6] Vatka et al. (2011); [7] Vitasse et al. (2018)

Dichte 2013–2016



2013–2016



Patenschaft
Anonyme Patenschaft

Weidenmeise

Poecile montanus rhenanus/salicarius
Mésange des saules
Cincia dei salici
maset da salischs
Willow Tit



Bernhard Herren

Rote Liste –
Bestand 4000–8000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 350, 357

Die Weidenmeise besiedelt den Jura und lokal das Mittelland, die Voralpen sowie das Alpenrheintal. Sie kommt besonders in Höhen von 800 bis 1500 m vor. Die grössten Bestände leben im westlichen Jura sowie in den Berner und Luzerner Voralpen, wo sie in Lebensräumen vorkommt, in denen die Alpenmeise zu erwarten wäre. Die höchstgelegenen Nachweise von Sängern gelangen im Jura bei Montricher VD auf 1590 m (Y. Menétrey) und in den Voralpen bei Iseltwald BE auf 1870 m (M. Roost, S. Trösch).

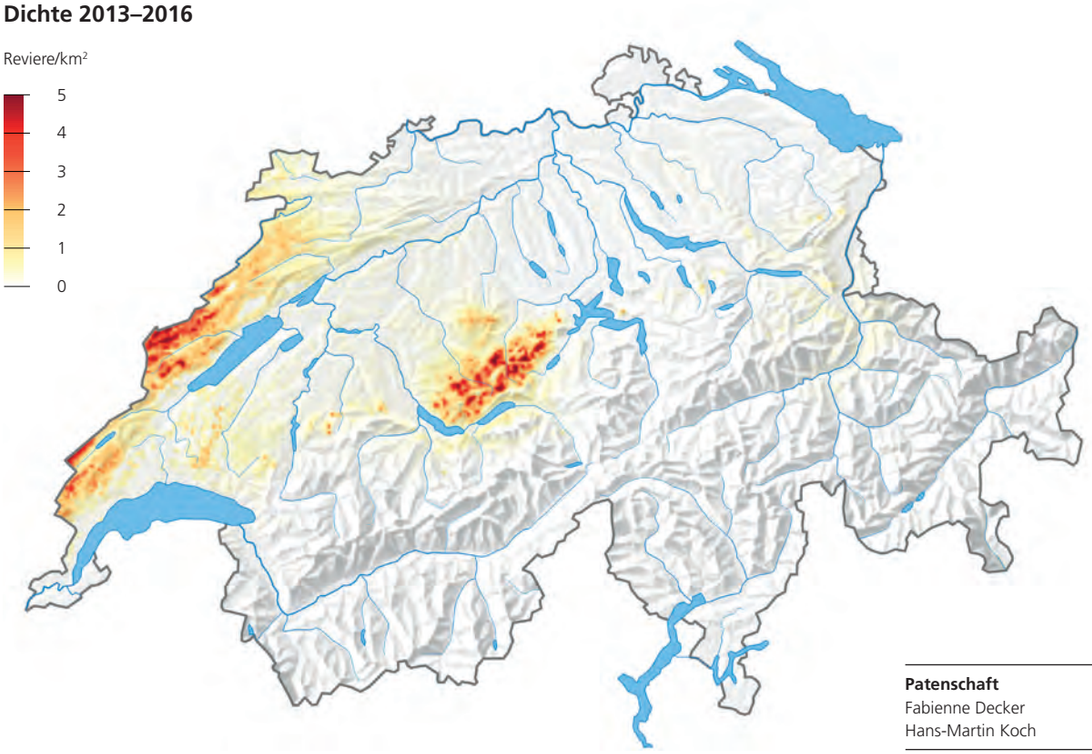
Während in mehreren Gebieten des Mittellands ein Rückgang zu verzeichnen ist[AtZH, 1, 3], wurde die Weidenmeise in der Deutschschweiz in etlichen Gebieten neu gefunden, was auch auf die gezieltere Suche zurückzuführen sein dürfte. Der Bestand der Weidenmeise ist im Bodenseegebiet seit 2000 angestiegen[AtBo] und scheint im Jura stabil zu sein[AtNe].

Die konkurrenzschwache Weidenmeise kann von Schlag- und Sturmwurfflächen profitieren, bevor diese in grosser Zahl von anderen Meisenarten besiedelt werden[HVM, 2, 3, 6, 7]. Die Zunahme der häufigen Meisen könnte stellenweise zu einer erhöhten Nisthöhlenkonkurrenz und somit zum Rückgang der Weidenmeise geführt haben. Dagegen dürfe der insbesondere nach dem Orkan «Lothar» Ende 1999 gestiegene Totholzanteil die Besiedlung einiger Gebiete begünstigt haben[4, 5].

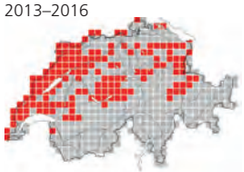
Sylvain Antoniazza

[1] Antoniazza (in Vorb.); [2] Christen (1994); [3] Christen (2017b); [4] Mollet et al. (2009); [5] Rigling & Schaffer (2015a–d); [6] Straub (2013); [7] Thönen (1962)

Dichte 2013–2016



2013–2016



Patenschaft
Fabienne Decker
Hans-Martin Koch

Die Mönchsmeise: auf dem Weg zur Aufspaltung?

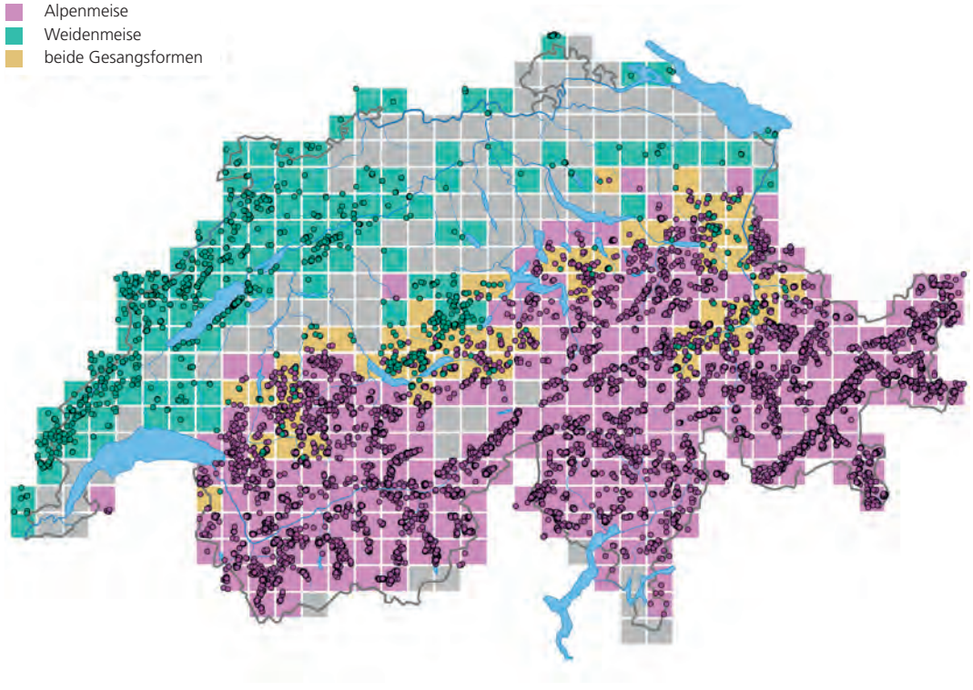
In der Schweiz kommen zwei Gesangsformen der Mönchsmeise vor. Die Weidenmeise lebt im Jura, in den Voralpen und lokal im Mittelland, die Alpenmeise ist auf die Alpen beschränkt. Da auch die ökologischen Ansprüche voneinander abweichen, könnten sich die beiden Formen mit der Zeit in zwei Arten entwickeln.

Bei vielen Vogelarten, speziell bei Singvögeln, spielt der Gesang bei der Partnersuche eine wichtige Rolle[4]. Er erlaubt es vor allem den Weibchen, Männchen der eigenen Art nicht mit solchen nahe verwandter Arten zu verwechseln. So sehen beispielsweise die beiden Laubsängerarten Zilpzalp und Fitis zwar sehr ähnlich aus, singen aber ganz unterschiedlich. Aus diesem Blickwinkel ist die Vorstellung naheliegend, dass sich Populationen einer Art, die nicht identisch singen, mittel- bis langfristig in zwei oder mehr Arten aufspalten können[9].

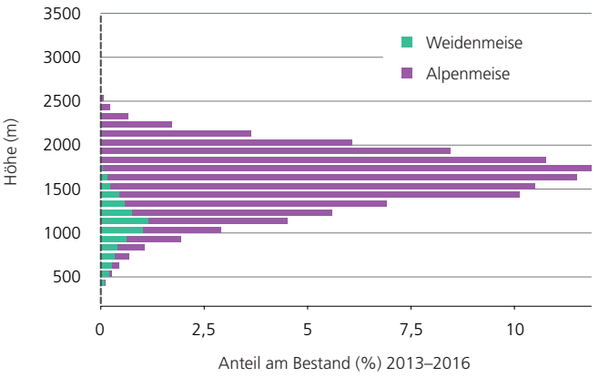
Das wäre auch beim Unterartenkomplex der Mönchsmeise denkbar. Zwei Gesangsformen kommen in der Schweiz vor: Die Weidenmeise brütet im Jura (*Poecile montanus salicarius*), in den Voralpen und vereinzelt im Mittelland (*P. m. rhenanus*), wo sie zwischen 800 und 1500 m vor allem Laubwälder, Jungwaldstadien und Auenwälder bewohnt. Die Alpenmeise (*P. m. montanus*) besiedelt Misch- und Nadelwaldbestände der Alpen, meist zwischen 1300 und 2100 m. Beide Formen sind auf einen ausreichend hohen Anteil an stehendem Totholz für das Anlegen ihrer Nisthöhlen angewiesen. Abgesehen von minimalen Unterschieden bei der Nahrung und der Körpergrösse[HVM, 2, 11] lassen sich Alpen- und Weidenmeise nur anhand des Gesangs bestimmen. Die Weidenmeise äussert eine Serie von eher langen, leicht absteigenden Tönen («ziüh ziüh ziüh ziüh»), wogegen der Gesang der Alpenmeise aus meist kurzen, gleich hoch bleibenden Pfeiftönen besteht («dü dü dü dü dü»). Die Verbreitung dieser Gesangsformen in der Schweiz und das Vorkommen von zwei Kontaktzonen in unserem Land und einer weiteren in Bayern sind bereits 1962 beschrieben worden[11]. Später hat man in den Freiburger Voralpen, in Savoyen, im Allgäu, in den österreichischen Alpen[ABW, AtFR, HVM, 3, 5, 12] sowie in den Gebirgen Bulgariens[12] weitere Kontaktzonen gefunden. In der Schweiz sind die beiden Gesangsformen bisher nie separat erfasst worden. Der Atlas 2013–2016 liefert nun erstmals einen Überblick ihrer Vorkommen.

Die Verbreitungsgebiete überschneiden sich

Interessanterweise haben sich die von W. Thönen[11] beschriebenen Brutgebiete der beiden Gesangsformen seit mehr als einem halben Jahrhundert kaum verändert. Nur konnten sie jetzt erstmals genau modelliert und quantifiziert werden. Die eng an die Alpen gebundene Alpenmeise erreicht in einigen Regionen hohe Dichten. Die Weidenmeise ist im Jurabogen und in den Voralpen sowie in einzelnen Gebieten im Mittelland und im St. Galler und Bündner Rheintal vertreten, allerdings in deutlich geringerer Dichte. Kontaktzonen gibt es in den Voralpen der Kantone Freiburg, Bern, Obwalden und Luzern, im Alpstein und im Rheintal zwischen Ilanz GR und Altstätten SG. Hingegen liess sich der Verdacht über ein Vorkommen der Alpenmeise im Jura[1, 11] nicht bestätigen[12].



Verbreitung von Alpenmeise (violett) und Weidenmeise (grün) in der Schweiz in den Jahren 2013–2016. Atlasquadrate (10 × 10 km), in denen beide Gesangsformen nachgewiesen wurden, sind gelb gefärbt.



Bestandsanteil pro Höhenstufe der Mönchsmeise in der Schweiz in den Jahren 2013–2016. Die Dichte der Weidenmeise (grün) ist im Vergleich mit jener der Alpenmeise (violett) deutlich geringer.



Walter Christen

Von der Weidenmeise gezimmerte Bruthöhle (Bildmitte) in einer geringelten und später zusammengebrochenen Buche im Solothurner Mittelland.

Die Weidenmeise in den Voralpen zeigt zwei Besonderheiten: Sie nutzt dort ähnliche Lebensräume wie die Alpenmeise. Zudem tritt sie lokal in relativ hoher Dichte auf, trotz der grossen Distanz zu ihrem Verbreitungszentrum im Jura. Wie lässt sich das erklären? Wir vermuten, dass die Alpenmeisen dieser Region den Gesang der Weidenmeise angenommen haben, entweder durch Erlernen oder durch Genfluss (d.h. durch Austausch genetischen Materials zwischen zwei Populationen). Diese aufgrund der heute verfügbaren Informationen etwas kühne Hypothese müsste mit vertieften Studien überprüft werden.

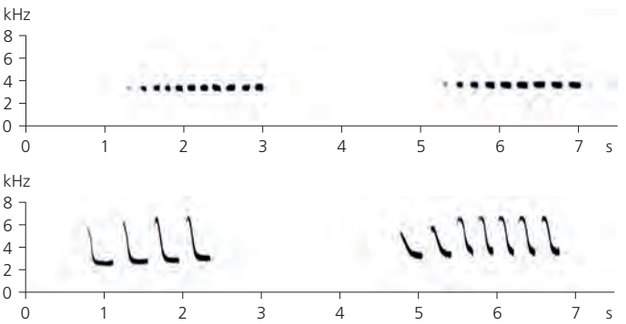
Weiterführende Untersuchungen wünschbar

Die bisher zusammengetragenen Daten sorgen für eine einigermassen klare Vorstellung der Verbreitung und der Bestandsgrösse von Alpen- und Weidenmeise in der Schweiz. Die Unterscheidung der beiden Gesangsformen erlaubt es, die Entwicklung der Teilpopulationen separat zu verfolgen. Das ist schon allein wegen des zumindest in den Tieflagen eher negativen Bestandstrends der Weidenmeise interessant.

Weil sich offenbar die meisten Alpen- und Weidenmeisen untereinander am Gesang nicht als Artgenossen erkennen, könnte man annehmen, dass die beiden Gesangsformen auf dem Weg zur Aufspaltung in zwei Arten sind, wie dies bereits Thönen vermutet hat[11]. Allerdings deutet das gelegentliche Auftreten von Mischsängern – Thönen selber gibt fünf Fälle an[11] – darauf hin, dass die reproduktive Isolation (d.h. die Unterbrechung des Genflusses zwischen Populationen der ursprünglich selben Art) noch längst nicht abgeschlossen ist. Weil wir jetzt die genauen Verbreitungsgebiete der beiden Gesangsformen kennen, liessen sich ergänzende Untersuchungen zum Status der zwei Formen planen. Dabei könnte man bei Vögeln aus den Kontaktzonen beider Gesangsformen den Grad der Trennung der Unterarten mit modernen populationsgenetischen Methoden analysieren. Bei den bisher in dieser Richtung unternommenen Studien wurde die Auswertung nie weit genug vorangetrieben, um an diese Informationen heranzukommen[6, 7, 8, 10]. In einem zweiten Schritt könnten Untersuchungen zur Vererbung und zum Erlernen des Gesangs durchgeführt werden, um die Dynamik der Trennung der zwei Gesangsformen und ihre weitere Entwicklung besser zu verstehen. Es scheint, dass der Gesang weitgehend angeboren ist[11]. Aber um diese Vermutung zu stützen, wären zusätzliche Experimente erforderlich.

Der Verwandtschaftskomplex der Mönchsmeise ist eines der wenigen Beispiele, an dem man im Alpenraum die Artbildung studieren kann. Es ist zu hoffen, dass der Atlas 2013–2016 als Basis für zukünftige Forschungsarbeiten dient, die vielleicht einige der zahlreichen Fragen rund um unsere Mönchsmeisenpopulationen beantworten werden.

Sylvain Antoniazza



Die Sonagramme zeigen die Unterschiede zwischen den zwei Gesangsformen klar auf: oben die Reihe von meist kurzen, gleich hoch bleibenden Pfeiftönen der Alpenmeise («dü dü dü dü dü»), unten die weniger klaren, längeren und leicht absteigenden Töne der Weidenmeise («ziüh ziüh ziüh ziüh»). Sonagramme: A. Bossus, Aufnahmen: F. Charron.

[1] Amann (1954); [2] Bauer (2013); [3] Brader & Aubrecht (2003); [4] Catchpole & Slater (2008); [5] Feldner et al. (2006); [6] Kvist et al. (1998); [7] Kvist et al. (2001); [8] Pavlova et al. (2006); [9] Price (2008); [10] Salzburger et al. (2002); [11] Thönen (1962); [12] Thönen (1996)

Species Seiten 346, 348, 349

Blaumeise

Cyanistes caeruleus
Mésange bleue
Cinciarella
maset blau
Eurasian Blue Tit



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 200 000–300 000 Paare (2013–2016)

Focus

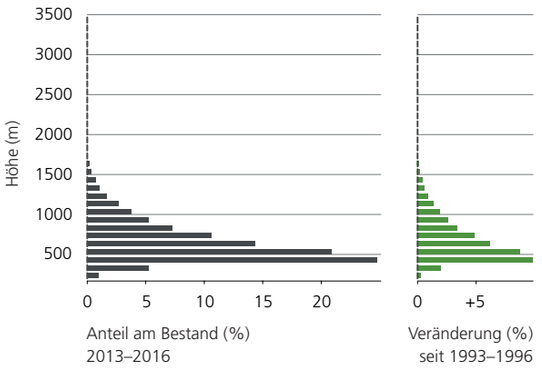
Die Blaumeise besiedelt Laubwälder mit höchstens kleinem Nadelholzanteil, Feldgehölze, Obstgärten, Hecken, Gärten und Parkanlagen. Hohe Dichten erreicht sie in Eichen-, eichenreichen Mischwäldern und Auenwäldern [HVM], aber auch im Siedlungsraum in den Kantonen Zürich, Aargau, beider Basel, Tessin und in der Genferseeregion. Bemerkenswert sind die hohen Dichten in einigen Alpentälern wie dem Wallis oder dem Maggiatal TI. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 40 Reviere gezählt werden. Gut 90 % des Bestands leben in Regionen unterhalb von 1000 m. In Dichten von durchschnittlich über 10 Revieren/km^2 besiedelt die Blaumeise nur Lagen unterhalb von 900 m. Die höchsten Brutnachweise gelangen bei Arosa GR auf 1740 m (J. Jelen) und bei Fuldera GR auf 1620 m (M. Hofer). Der höchste Sänger wurde bei Binn VS auf 2090 m festgestellt (B. Abgottspon).

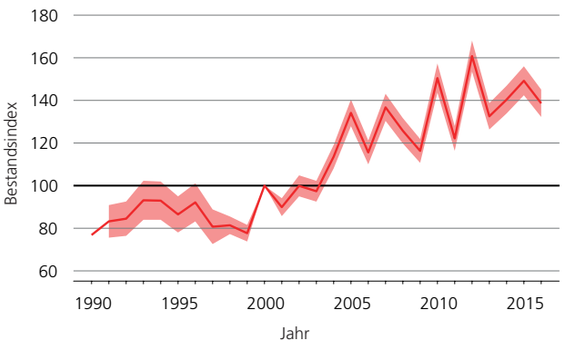
Die Bestände der Blaumeise haben seit 1993–1996 um rund 50 % zugenommen. Dieser Anstieg fand im ganzen Verbreitungsgebiet statt, besonders markant in Teilen der Kantone Thurgau, Genf, Wallis und Tessin. Positive Trends zeigten auch Untersuchungen am Bodensee zwischen 1980 und 2010 mit 25 % [AtBo] und im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 mit 33 % [AtZH]. Gemäss Analysen mit Daten von 1988 und 1999 hat sich die Dichte in Zürcher Waldflächen nicht verändert, dafür im Siedlungsraum um knapp 30 % zugenommen [11, 12]. Die bereits 1993–1996 festgestellte Ausbreitungstendenz in den Alpenraum hat sich mit etlichen neu besiedelten Atlasquadraten fortgesetzt. Der Anstieg der Dichte verlief aber auf allen Höhenstufen mehr oder weniger proportional zum jeweiligen Bestandsanteil. Während die Entwicklungen seit 2000 in Frankreich und Italien positiv verliefen, waren sie in Österreich und Deutschland stabil bzw. fluktuierend [AtD, AtF, 6, 9]. Gesamteuropäisch sind die Bestände seit 1993–1996 um rund 30 % angestiegen [EBCC].

Die Gründe für die Zunahme in der Schweiz sind unbekannt. Als mögliche Ursachen werden klimatische Veränderungen [AtF, 5, 10], die Nahrungsverfügbarkeit im Winter [AtD, 1, 8], das Angebot an Nisthilfen [AN1] und der Einfluss des sich ausbreitenden Siedlungsraums [AtD, 2, 11] diskutiert. Ob allenfalls auch Veränderungen im Wald (mehr Totholz, ältere Bäume, höherer Laubholzanteil) eine Rolle spielen [3, 4, 7], bleibt offen.

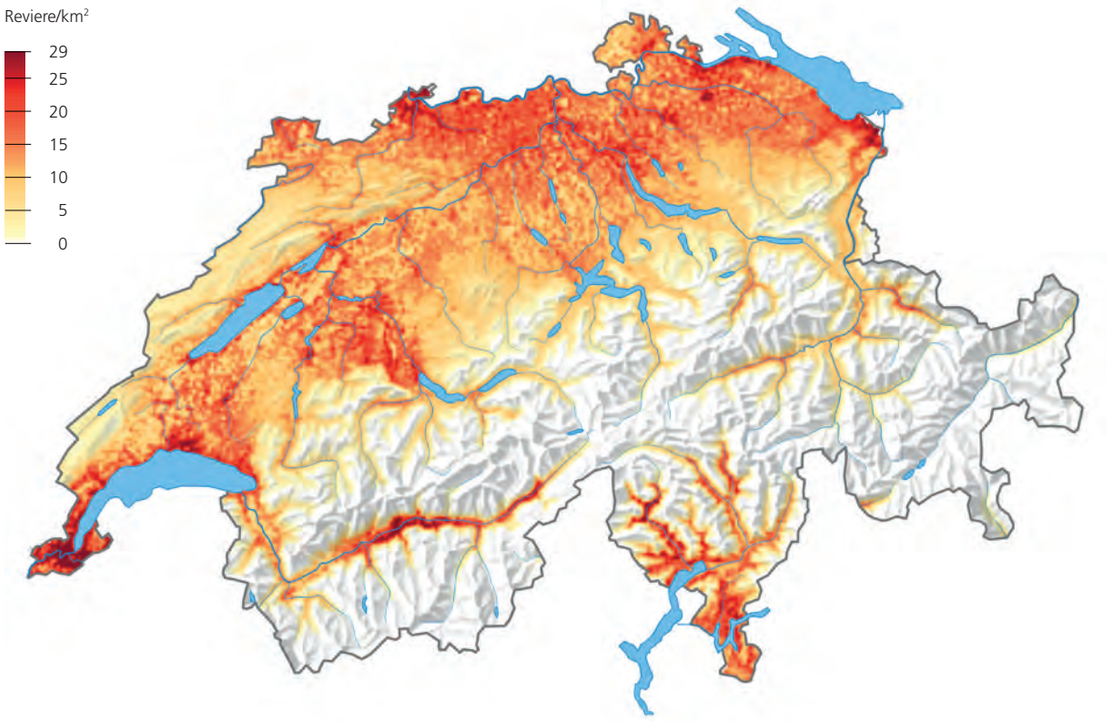
Beat Naef-Daenzer

[1] Bauer et al. (2005); [2] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [3] Carpenter et al. (2010); [4] Mollet et al. (2009); [5] Potti (2009); [6] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [7] Rigling & Schaffer (2015a–d); [8] Robb et al. (2008a); [9] Teufelbauer & Seaman (2017); [10] Visser et al. (2003); [11] Weggler & Widmer (2000b); [12] Weggler & Widmer (2001)

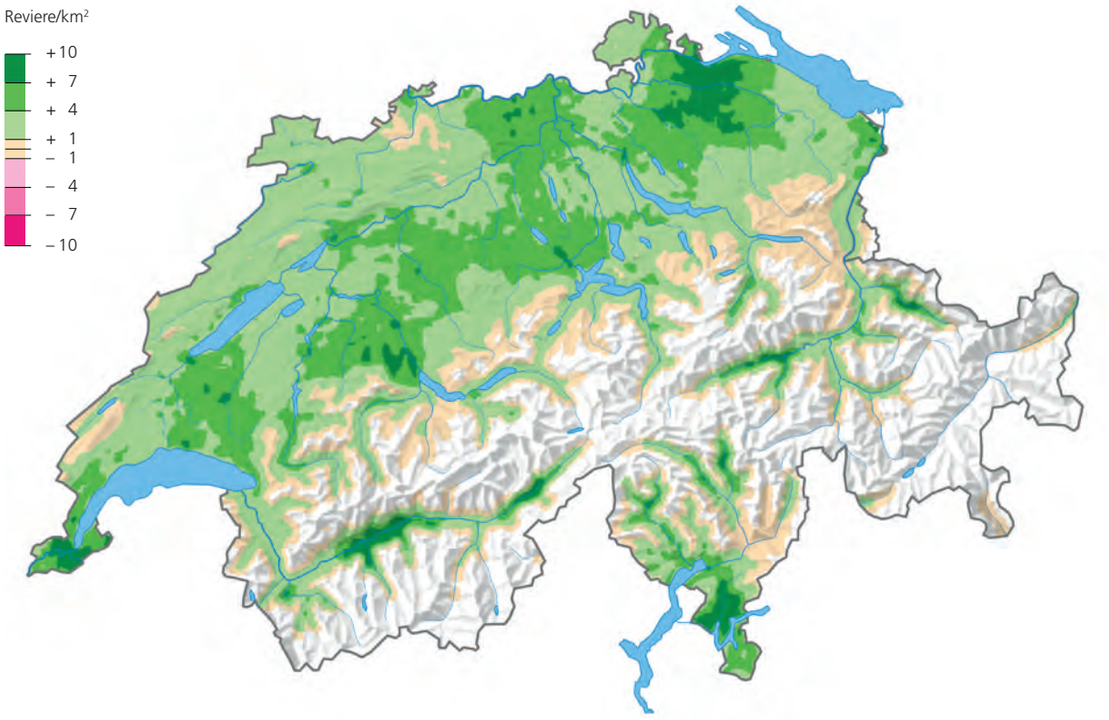




Dichte 2013–2016

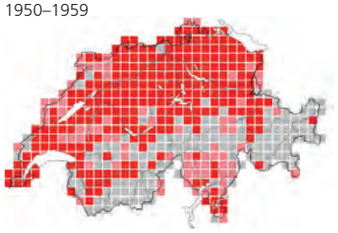


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

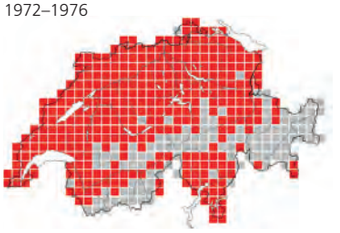


Patenschaft
Loredana & Aurelio Botta

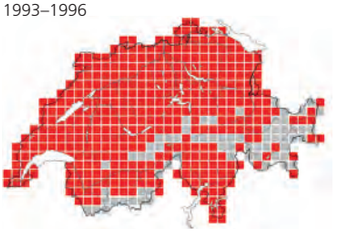
1950–1959



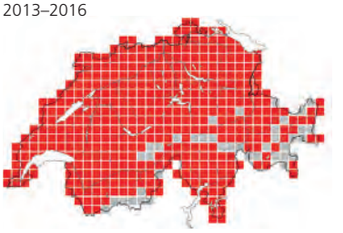
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Kohlmeise

Parus major
Mésange charbonnière
Cinciallegra
maset grond
Great Tit



Adrian Wullschleger

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 400 000–550 000 Paare (2013–2016)

Focus –

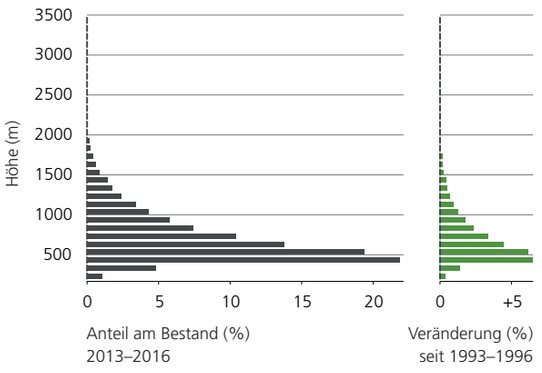
Die Kohlmeise ist in der Schweiz eine der häufigsten Vogelarten. Sie besiedelt alle Wälder, bevorzugt aber Laub- und Mischwälder. Sie kommt auch in Gärten, Hecken, Obst- und Parkanlagen vor. Gut 90 % des Bestands besiedeln Lagen unterhalb von 1100 m. Die höchsten Bestandsdichten werden in den grossen Alpentälern des Wallis, Tessins und Graubündens erreicht. Auch in den Regionen Genf und Zürich sowie entlang des Thurgauer Seerückens sind die Dichten sehr hoch. In geeigneten Kilometerquadraten konnten regelmässig über 40 Reviere gezählt werden. Die Kohlmeise besiedelt ihr Brutgebiet beinahe lückenlos und konnte in praktisch allen untersuchten Kilometerquadraten der Niederungen nachgewiesen werden. Die höchsten Brutnachweise gelangen 2003 auf 2240 m bei Pontresina GR (A. Bürkli) [AEn] und 2014 auf 2210 m bei Saas Fee VS (E. Kalbermatten) [1]. Der höchste Sänger wurden auf 2320 m ebenfalls bei Saas Fee festgestellt (S. E. Armbruster) [7].

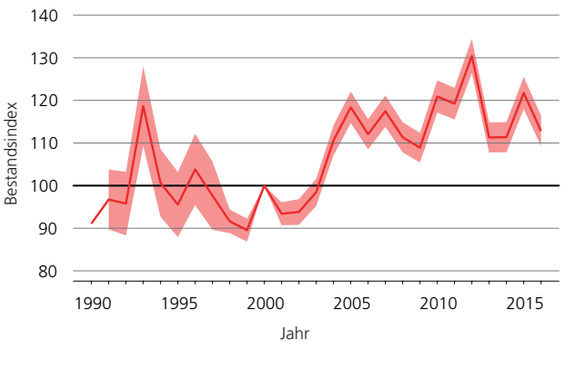
Die Bestände der Kohlmeise haben seit 1993–1996 zugenommen. Der Zuwachs betraf beinahe das ganze Verbreitungsgebiet, war aber im nordöstlichen Mittelland, im Mittelwallis sowie in Teilen des Tessins und Graubündens besonders ausgeprägt. Der Anstieg verlief auf allen Höhenstufen proportional zum jeweiligen Bestandsanteil. In Graubünden wurden nach 1980 zunehmend höher gelegene Flächen besiedelt [AEn, AGR]. Untersuchungen am Bodensee zwischen 1980 und 2010 und im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 ergaben keine Bestandsveränderungen [AtBo, AtZH]. Während die Bestände in Deutschland und Österreich als stabil gelten, sind sie in Frankreich und Italien seit den Neunzigerjahren angewachsen [AtD, AtF, 6, 12]. Gesamteuropäisch haben die Bestände seit 1993–1996 um rund 15 % zugenommen [EBCC].

Im Kanton Zürich und in Deutschland wurde festgestellt, dass die Bestände in Siedlungsgebieten keine Veränderungen zeigten, wohingegen sie in Wäldern abnahmen [AtD, 15, 16]. Die Gründe dafür und für den Bestandsanstieg in der Schweiz sind aber unbekannt. Als mögliche Ursachen werden der Einfluss der Winterfütterung [2, 10, 11] auf das Überleben im Winter, das Angebot an Nisthilfen [2], die Ausdehnung des Siedlungsraums [4] und das Älterwerden von Baumbeständen [3], aber auch die Klimaerwärmung diskutiert [5, 8, 9, 13, 14].

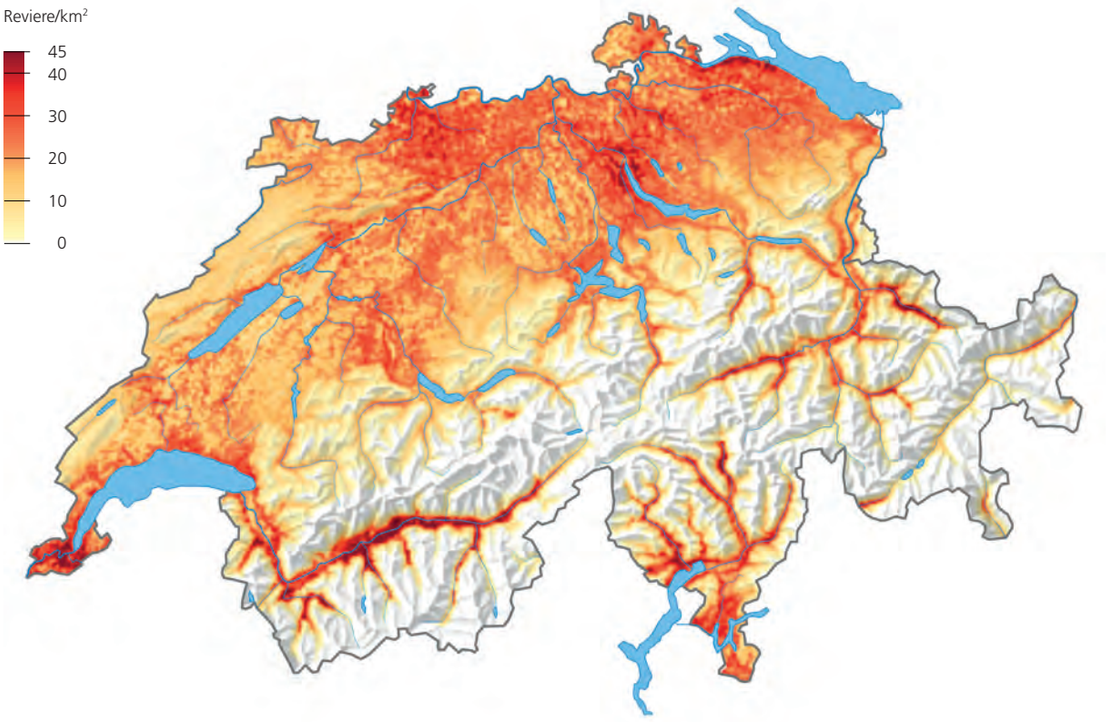
Beat Naef-Daenzer

[1] Antoniazza (2015); [2] Bauer et al. (2005); [3] Brändli (2010a–b); [4] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [5] Naef-Daenzer et al. (2012); [6] Nardelli et al. (2015); [7] Posse (2014); [8] Reed et al. (2013a); [9] Reed et al. (2013b); [10] Robb et al. (2008a); [11] Robb et al. (2008b); [12] Teufelbauer & Seaman (2017); [13] Visser et al. (1998); [14] Visser et al. (2003); [15] Weggler & Widmer (2000b); [16] Weggler & Widmer (2001)





Dichte 2013–2016

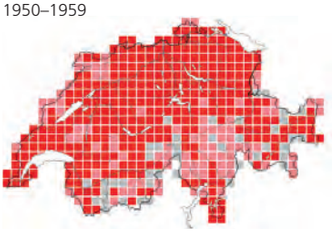


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

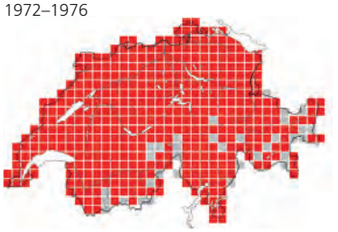


Patenschaft
Anonyme Patenschaft aus Spiez

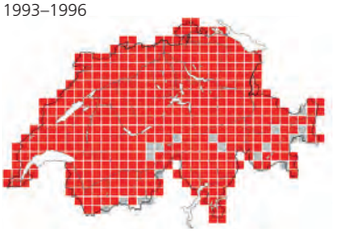
1950–1959



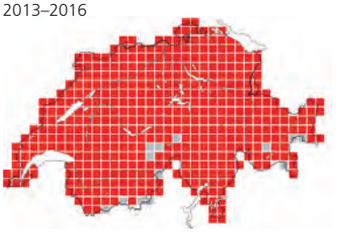
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Beutelmeise

Remiz pendulinus
Rémiz penduline
Pendolino
pendulina
Eurasian Penduline-tit



Harry Kahlin

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seite 420

In der Schweiz gelang der erste Brutnachweis der Beutelmeise 1952 bei Chavornay VD[3]. Danach brütete sie infolge einer Arealausdehnung nach Westen sporadisch in diversen Feuchtgebieten in tiefen Lagen. Bis 1979 wurden jeweils 1–4 Bruten pro Jahrzehnt gefunden, 1980–1989 waren es dann 10 und 1990–1999 sogar 13 Bruten. Danach sank die Anzahl Brutversuche deutlich: Nach den letzten beiden Bruten 1999 bestand erst wieder 2006 begründeter Brutverdacht in den Bolle di Magadino TI (R. Lardelli, F. Schneider)[5]. Seither gelang nur noch ein weiterer begründeter Brutverdacht: 2014 wurde bei Bürglen TG eine heftig rufende Familie mit zwei flüggen Jungen in einer nahe der Thur gelegenen Kiesgrube mit vielen Weiden beobachtet (M. Müller)[4]. Die besiedelten Lebensräume sind teils klein und isoliert, jedoch immer mit locker stehender Vegetation aus Weiden, Schilf oder Rohrkolben bewachsen.

Im westlichen Europa ist die Beutelmeise seit 2000 aus vielen Gebieten wieder verschwunden, die sie 1960–1990 besiedelt hat. So nahm der französische Bestand von 100–200 (1999) auf 0–5 Paare (2012) ab, und seit 2009 gibt es keine Brutnachweise mehr[AtF]. Auch in Deutschland, Österreich und Italien sind die Trends seit Ende der Neunzigerjahre negativ[AtD, 1, 2]. Die Gründe dafür sind nicht klar.

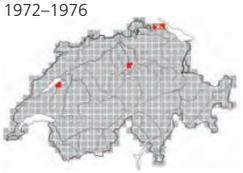
Martin Spiess

[1] Brichetti & Grattini (2010a); [2] Dvorak et al. (2017); [3] Meylan (1952); [4] Müller (2015); [5] Volet et al. (2007)

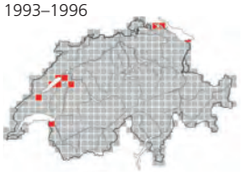
1950–1959



1972–1976



1993–1996

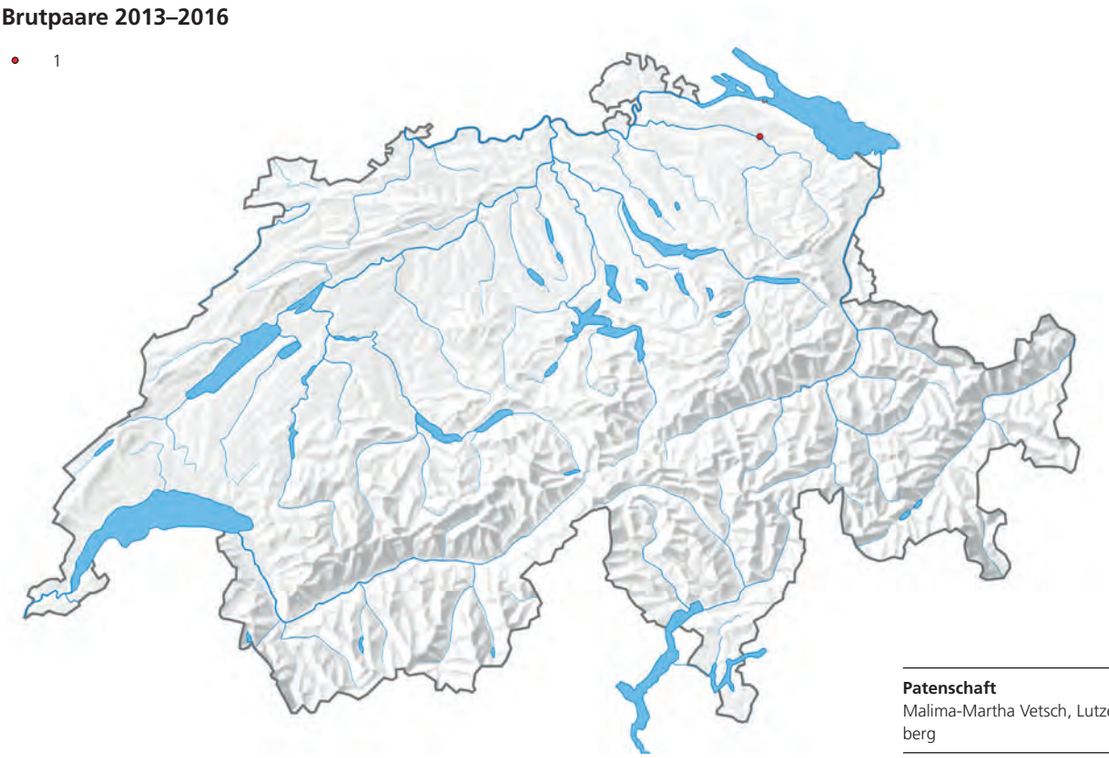


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Malima-Martha Vetsch, Lutzenberg

Auenwälder sind Vogelparadiese

Auenwälder sind durch die Dynamik von Gewässern geprägt, was sie zu den artenreichsten Wäldern Europas macht. In den letzten 200 Jahren wurden viele Auenwälder zerstört oder ihre Dynamik wurde unterbunden. Heute sind sie bei uns meist nur kleinflächig vorhanden. Eine Renaturierung ist vielerorts dringend nötig, um die Artenvielfalt zu erhalten.

Auen sind Hotspots der Biodiversität[6, 7]. Das liegt an der Vielfalt der Habitate, die von der Dynamik der Gewässer hervorgerufen und laufend beeinflusst wird. Neben einem mehr (Flussauen) oder weniger (Seeauen) dynamischen Gewässerraum bestehen klassische Auen aus einem Uferbereich mit Pionierkrautfluren, der anschliessenden, regelmässig überschwemmten Weichholzaue und einer gewässerferneren, seltener überfluteten Hartholzaue[5].

Seit 1850 sind in der Schweiz primär durch Gewässerkorrektionen gut 70 % der Auen zerstört worden. Heute beträgt die Auenfläche in der Schweiz noch etwa 233 km², zerstückelt in viele Teilgebiete[6]. Die verbliebenen Auenreste sind oft in schlechtem Zustand, weil die Gewässerdynamik weitgehend fehlt. Abhilfe könnten hier die Revitalisierungsprojekte schaffen, die seit der Jahrtausendwende in verschiedenen Regionen durchgeführt werden[3, 4] und auch im Hochwasserschutz eine immer wichtigere Rolle spielen (z.B. Auenlandschaft Thurmündung ZH).

Die Entwicklung von fünf typischen Auenwaldarten seit 2000 lässt sich mit den jährlichen Bestandsaufnahmen im Rahmen des Projekts «Monitoring Brutvögel in Feuchtgebieten» (MF) in Flächen mit bedeutendem Auenwaldanteil verfolgen. Turteltaube, Weidenmeise und Fitis sind seit 2000 seltener, die Nachtigall hingegen häufiger geworden. Der Bestand des Pirols blieb trotz Fluktuationen recht stabil. Die Bestandsentwicklungen dieser Arten in den fünf Gebieten entsprechen weitgehend den für die ganze Schweiz beobachteten Trends.

Auch wenn viele Auenwälder in der Schweiz auf kleine Restflächen geschrumpft sind, bleiben sie artenreiche Lebensräume. Beispielsweise wurden im Auengebiet Aarau – Wildegg AG auf 270 ha (234 ha Landfläche) 2013 und 2014 jeweils 62 Vogelarten und 1633 bzw. 1871 Reviere festgestellt. Im benachbarten Gebiet Wildegg – Brugg AG waren es auf 315 ha (206 ha Landfläche) 2015 und 2016 65 Arten mit 2225 Revieren bzw. 66 Arten mit 2510 Revieren[2]. Ähnlich hohe Arten- und Revierzahlen wurden in deutschen Auenwäldern im Naturpark Rheinland gefunden. Zudem war dort die Siedlungsdichte (nicht aber die Artenzahl) der Vögel im Hartholzauenwald höher als in anderen Laubwäldern[9].

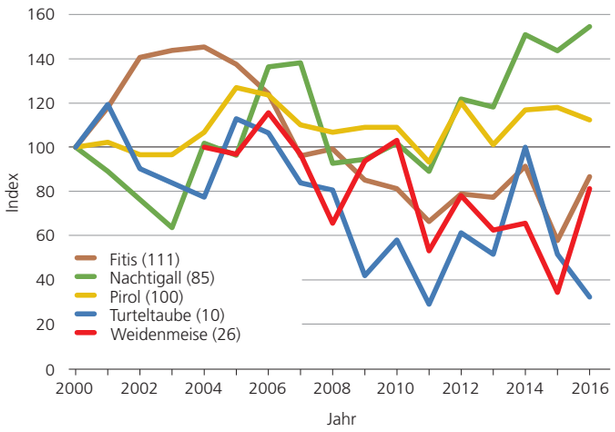
Die Beispiele zeigen, dass Auenwaldreste immer noch Vogelparadiese sind. Um das Lebensraumpotenzial von Auenwäldern zu erhöhen, sollte ihnen die nötige Dynamik zurückgegeben werden. Inzwischen gibt es in der Schweiz einige Vorzeigeprojekte, wie etwa die Thurmündung ZH, der Pfynwald VS und der Auenschutzpark Aargau[1, 8]. Diesen folgen in den nächsten Jahren hoffentlich noch viele weitere. Mit dem 2011 revidierten Gewässerschutzgesetz wurden die Weichen dazu gestellt. Nun gilt es, dieses zügig umzusetzen.

Gilberto Pasinelli, Claudia Müller & Pierre Mollet



Claudia Müller

Eine hohe Lebensraumvielfalt mit Anrissstellen am Ufer, Kiesbänken, Rohrglanzgras, Weichholz- und Hartholzaue zeichnet diese Aue im Umiker Schachen AG aus.



Bestandsentwicklung von fünf auentypischen Vogelarten 2000–2016 in fünf Gebieten mit bedeutendem Auenwaldanteil: Bolle di Magadino TI, Chablais bei Galmiz FR, Glattaltläufe bei Oberglatt ZH, Grande Cariçaie und Häftli BE. Dem Jahr 2000 wurde der Indexwert 100 zugewiesen; die Zahlen nach den Artnamen geben die Gesamtzahl der Reviere pro Art im Jahr 2016 an.

[1] Auenberatungsstelle Bern und Yverdon-les-Bains (2001–2008)/Service conseil Zones alluviales Berne et Yverdon-les-Bains (2001–2008); [2] Auenschutzpark Aargau, unveröff.; [3] Cosandey & Rast (2017); [4] Hanus et al. (2014); [5] Imboden (1976a–b); [6] Lachat et al. (2010–2011); [7] Rust-Dubié et al. (2006); [8] Schelbert (2015); [9] Zenker (1980)

Species Seiten 158, 310, 349, 404, 462

Heidelerche

Lullula arborea
Alouette lulu
Tottavilla
lodola da pastgira
Woodlark



Dennis Lorenz

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 250–300 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 402, 484, 506, 532

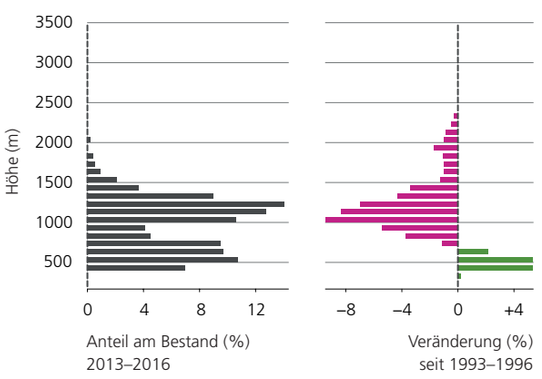
In der Schweiz brütet die Heidelerche vor allem im Jura, auf dem Randen SH sowie an den Südhängen im Mittel- und Oberwallis. Hier besiedelt sie bevorzugt halboffene, strukturreiche und gut besonnte Lebensräume mit trockenen oder schnell abtrocknenden Böden und mit oftmals guter Rundumsicht. Ein gutes Angebot an Singwarten, kahler Boden und niedrige oder lückige Vegetation sind weitere Voraussetzungen für ihr Vorkommen [3, 7]. Die Heidelerche brütet somit in gebüschbestandenen Steppen, Rebbergen und auf Magerweiden und meist in geringer Dichte. Nur auf dem Waffenplatz von Bure JU sowie in einigen Rebgebieten im Wallis und im Kanton Genf kann die Dichte bis zu 5–6 Reviere/km² betragen. Der Rest des Schweizer Bestands siedelt in der montanen Stufe bis auf 1500 m. Einzelne Sänger werden aber bis auf 2300 m festgestellt, meist relativ spät in der Saison wie beispielsweise bei St-Luc VS (B.-O. Demory). Diese Beobachtungen könnten Zweitbruten von Vögeln darstellen, die ihre erste Brut in niedrigeren Lagen unternommen hatten [6].

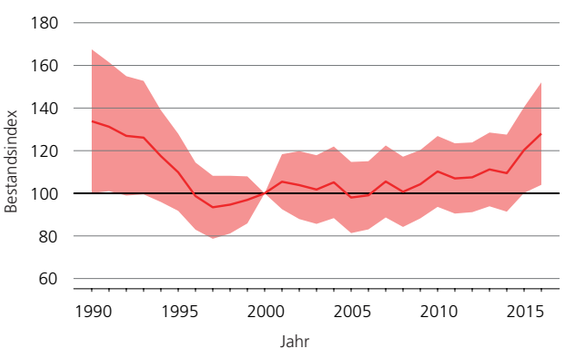
Nach einem Bestandseinbruch bis Ende der Neunzigerjahre zeigt der aktuelle Trend der Heidelerche zwar wieder leicht nach oben. Allerdings stehen sich dabei Zunahmen wie in den Rebbergen im Mittelwallis, im Kanton Genf sowie auf dem Randen Rückgänge im grössten Teil des Jurabogens [2, 10] gegenüber. In Italien steigt der Bestand der Heidelerche leicht an [8]. Dagegen sind die Trends in Österreich [9], in den Mittelgebirgen Deutschlands [AtD, 5] sowie in mehreren Regionen Nordfrankreichs [AtF] negativ.

Seit der Mitte des 20. Jahrhunderts hat die Heidelerche in der Schweiz immer mehr Lebensraum verloren. Heutzutage bedroht die Intensivierung der Landwirtschaft auch ihre letzten Bastionen in den mittleren Lagen [1, 2, 10, 12]. Als zusätzliche Gefahr erweist sich im Jura der Bau von Windenergieanlagen in Kretenlagen sowie in den Walliser Rebbergen die Ausdehnung der Siedlungsfläche. Um das Überleben der Heidelerche in der Schweiz zu sichern, muss der Verlust von Magerweiden durch die landwirtschaftliche Intensivierung bzw. durch die Verwaldung gestoppt werden. Zusätzlich sollten die Lebensräume durch Buntbrachen und eine partielle Bodenbegrünung der Rebberge aufgewertet werden [3, 4, 11].

Nadine Apolloni

[1] Apolloni et al. (2017); [2] Apolloni et al. (2018a); [3] Arlettaz et al. (2012); [4] Barbalat & Juat (in Vorb.); [5] Bauer et al. (2016a); [6] Brambilla et al. (2012); [7] Bühler et al. (2017); [8] Campedelli et al. (2012); [9] Dvorak et al. (2017); [10] Gerber et al. (2006); [11] Schaub et al. (2010b); [12] Widmer (2000)

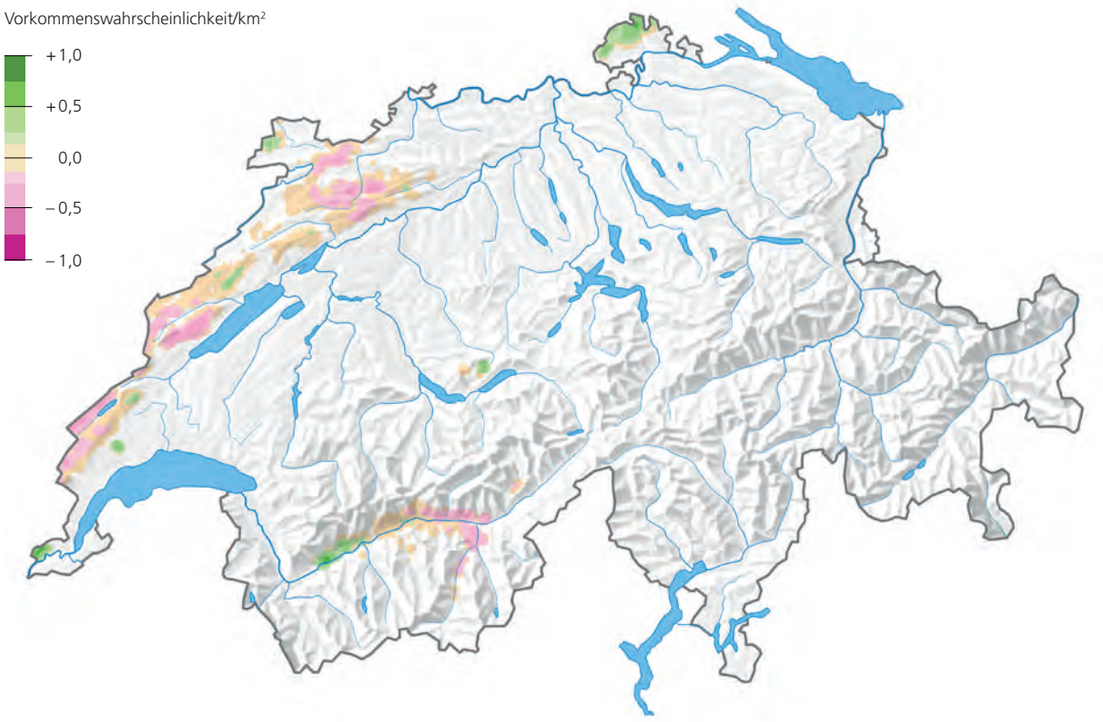




Vorkommen 2013–2016



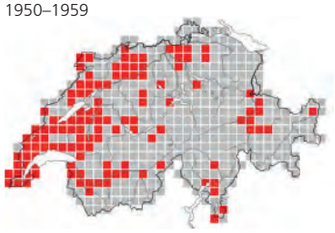
Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996



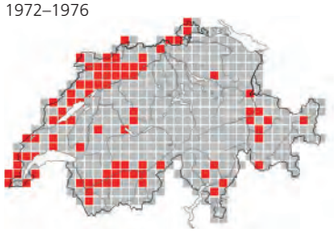
Patenschaft

Turdus Vogel- und Naturschutzverein, Schaffhausen

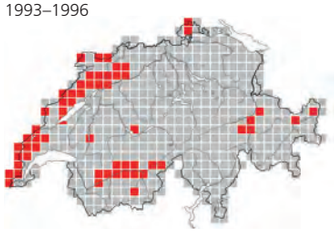
1950–1959



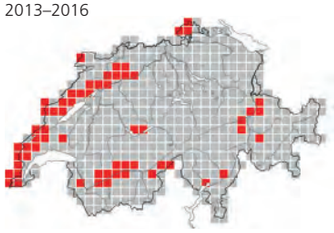
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Feldlerche

Alauda arvensis
Alouette des champs
Allodola
Iodola da prada
Eurasian Skylark



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 25 000–30 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 362, 402, 414, 428, 478, 484, 506

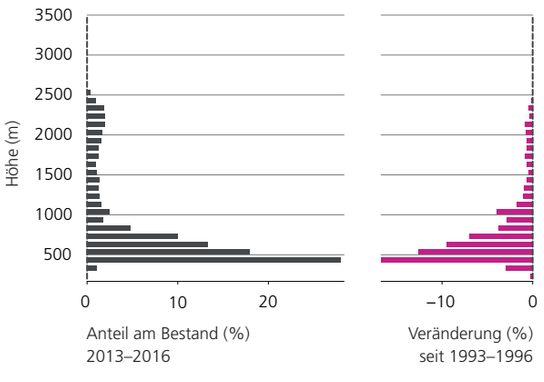
In der Schweiz brütet die Feldlerche heute vor allem in trockenen Getreideanbaugebieten im westlichen Mittelland, in der Ajoie JU und im Klettgau SH zwischen 400 und 800 m. Sie besiedelt auch alpine Gebiete. Einige Hochplateaus auf rund 2000 m weisen erstaunlich hohe Dichten auf, so der Schamserberg GR mit lokal bis 5 Revieren/10 ha [1]. Die höchsten Brutnachweise gelangen bei Évolène VS auf 2460 m (M. Thélin) und bei Albinen VS auf 2420 m (S. Stöckli). Die höchsten Sänger wurden früher bei Zinal VS auf 2860 m [VdS] und aktuell bei Zermatt VS auf 2790 m (C. Huwiler) entdeckt. Als ursprüngliche Steppenart besiedelt die Feldlerche offene, weite Landschaften und hält Abstand zu Vertikalstrukturen (Wälder, Siedlungen und Freileitungen). Sie bevorzugt relativ niedrige und lückige Vegetation und brütet in Tallagen fast ausschliesslich in Ackerkulturen. Die intensive Grünlandbewirtschaftung mit kurzen Mahdintervallen verunmöglicht ein erfolgreiches Brutgeschäft zunehmend auch in höheren Lagen [2, 9]. In alpinen Gebieten bevorzugt die Feldlerche weite Mähwiesen und Kuppenlagen.

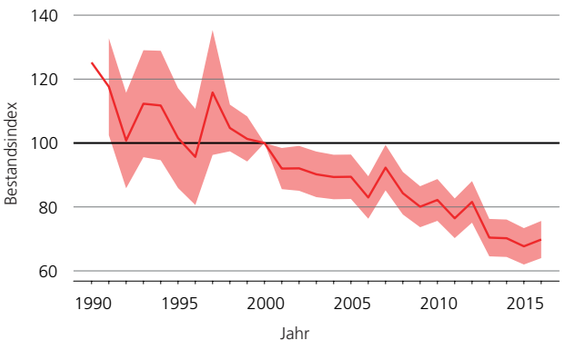
Seit 1993–1996 ist das Areal weiter geschrumpft und die Dichte hat fast überall abgenommen [AtBo, AtZH, 3, 6, 10, 11, 15]. Im Mittelland ist die Dichte mittlerweile wohl rund zehnmal tiefer als um 1990 [AtCH2, 13]. Die Bestände sind auf allen Höhenstufen zurückgegangen. Regionale Untersuchungen ergaben Rückgänge seit etwa 1990 von 50 bis 77 % [10, 11]. Im Kanton Zürich sank der Bestand von 2008 bis 2017 um 54 % [12]. Auch in höheren Lagen nahm er ab, so im Engadin GR zwischen 1988 und 2010 um 44 % [9].

Die Hauptursache für den Negativtrend, der in ganz Europa (über 50 % Rückgang seit 1980) verzeichnet wird [EBCC], ist eine weitere Intensivierung der Landnutzung, einerseits durch die Landwirtschaft, aber zunehmend auch durch die Zersiedelung der Landschaft [4]. Um die Feldlerche zu erhalten, sollen deshalb vermehrt auch raumplanerische Aspekte berücksichtigt werden. Verbliebene offene Kulturlandschaften müssen vor weiterer Überbauung und Fragmentierung geschützt werden. Gleichzeitig müssen dringend grossräumig Fördermassnahmen in Ackerkulturen (z.B. Bunt- und Rotationsbrachen, weitgesätes Getreide, Untersaaten usw.) umgesetzt werden [5, 8, 14]. Bruten in Wiesengebieten sollen mit Spätmahdverträgen geschützt werden [7, 8].

Judith Zellweger-Fischer

[1] Aelvoet et al. (2016); [2] Beaud & Beaud (2018); [3] Berger-Flückiger et al. (2008b); [4] Bundesamt für Raumentwicklung (2014); [5] Fischer et al. (2009); [6] Glutz von Blotzheim (2007a); [7] Graf et al. (2014d); [8] Jenny et al. (2014a–b); [9] Korner et al. (2017); [10] Martinez & Birrer (2017); [11] Müller & Ernst (2014); [12] Müller & Weggler (2018); [13] Schläpfer (1988); [14] Schmidt et al. (2017); [15] Sierro et al. (2009)





Dichte 2013–2016

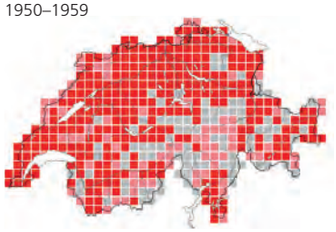


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

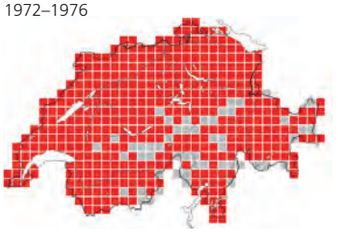


Patenschaft
Alex Schläpfer
Urs-Peter Stäuble

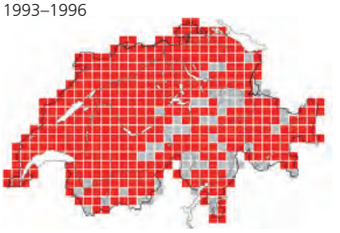
1950–1959



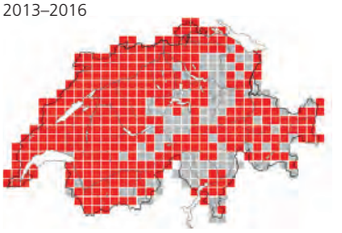
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Ausdehnung des Siedlungsraums hat Folgen für Kulturlandvögel

Die Siedlungsfläche hat sich in der Schweiz seit den Neunzigerjahren weiter ausgedehnt. Einige Vogelarten kommen mit dieser Entwicklung zurecht und finden hier einen ihnen zusagenden Lebensraum. Andere Arten, insbesondere Kulturlandarten, sind jedoch wegen der Siedlungsausdehnung und der intensiven Nutzung des Umlands stark zurückgegangen.

Die Siedlungsfläche in der Schweiz nimmt laufend zu, besonders im Mittelland und in verkehrsgünstigen Tallagen. Zwischen 1997 und 2009 ist sie um 0,8 % pro Jahr gewachsen [2]. Entgegen der oft geäusserten politischen Absicht wird regelmässig ausserhalb der Bauzone gebaut, unter anderem in Landschaftsschutzzonen [7]. Gemäss der Arealstatistik 2004–2009 liegen knapp 38 % aller Siedlungsflächen ausserhalb der Bauzonen [6].

Siedlungsausdehnung und Zersiedelung

Neu entstandene Siedlungsareale wurden zu 89 % auf Landwirtschaftsflächen gebaut. Am stärksten betroffen waren dabei Wiesen (32,8 %) und Ackerland (31,5 %). Auch viele Obst-, Reb- und Gartenbauflächen (13,5 %) wurden überbaut. Demgegenüber waren Wald oder Gehölze weniger betroffen (9,1 %) [2], auch weil der Wald über einen gesetzlich stärker verankerten Schutz verfügt als das Kulturland.

Mit dem Siedlungswachstum ist auch die Zersiedelung grösser geworden. Viele der ehemals weitläufigen Kulturlandschaften sind heutzutage mit Strassen, Gebäuden und Industriebauten, aber auch Masthallen, Gewächshäusern und eingenetzten Spezialkulturen «durchsetzt» und haben ihren offenen Charakter verloren. Die Zersiedelung nahm von 1960 bis 1980 besonders stark zu, bevor sie sich bis 2002 wieder verlangsamte. Von 2002 bis 2010 war der jährliche Anstieg der Zersiedelung dann aber wieder fast dreimal so schnell wie 1980–2002 [8]. Gleichzeitig wird das übrigbleibende Kulturland immer intensiver bewirtschaftet. Zugenommen hat auch die zeitweise Bedeckung von Feldern mit Folien. Auch zahlreiche landwirtschaftliche Wege wurden asphaltiert. Neben diesem Lebensraumverlust kommen Störungen hinzu, vor allem durch eine erhöhte Präsenz des Menschen und diverse Freizeitaktivitäten, die immer mehr Raum einnehmen. Die Zersiedelung wirkt sich somit insbesondere auf die Brutvögel des Kulturlands negativ aus.



Markus Jenny

Durch die Siedlungsausdehnung gehen oft wertvolle Lebensräume wie Obstgärten oder extensive Weiden verloren.

Lebensraumverlust in und um Siedlungen

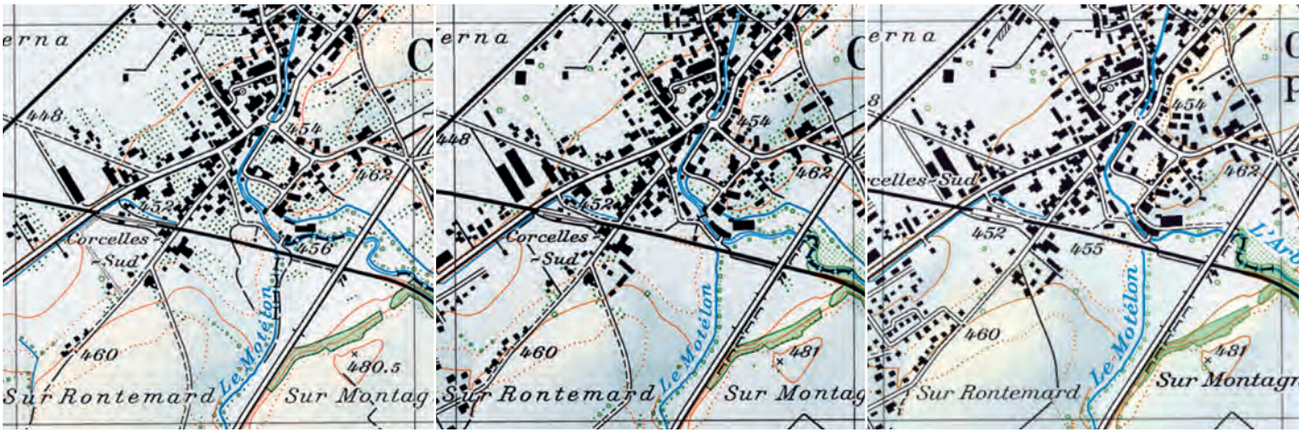
Gerade in den Übergangsbereichen zwischen Siedlung und Kulturland sind viele ökologisch wertvolle Lebensräume (z.B. Obstgartengürtel) überbaut worden. Vogelarten, die diesen Lebensraum bevorzugen (z.B. Wendehals, Gartenrotschwanz, Grauschnäpper), nahmen dadurch im Bestand ab.

Ein raumplanerisches Mittel gegen die Siedlungsausdehnung ist die Verdichtung nach innen. Dies gefährdet aber noch vorhandene naturnahe Grünräume innerhalb der Siedlungen wie Baumbestände oder alte Gärten. Inzwischen sind 60 % der Flächen im Siedlungsraum versiegelt. Auch deswegen hat die Artenvielfalt (z.B. von Gefässpflanzen) in den Siedlungen in den letzten 10 Jahren weiter abgenommen [1]. Trotzdem ist die Artenvielfalt im Siedlungsraum (z.B. von Vögeln, Gefässpflanzen und Moosen) sogar oft höher als im angrenzenden Kulturland [1], wenngleich es über die ganze Schweiz gesehen zu einer Urbanisierung und damit zu einer Homogenisierung der Artenvielfalt kommt [5].

Siedlungsausdehnung und Rückgang von Kulturlandvögeln: ein Beispiel

Der Landschaftswandel findet oft kleinräumig und schleichend statt [4, 6]. Die Auswirkungen auf die Vogelwelt sind gravierend, aber auf der Basis der kartierten Kilometerquadrate (1 × 1 km) für die Atlanten 1993–1996 und 2013–2016 ist die Entwicklung nicht immer offensichtlich. Denn viele Kulturlandschaften wurden bereits vor 20 Jahren so intensiv bewirtschaftet, dass zahlreiche Arten schon damals in weiten Teilen des Mittellands nur noch in geringer Dichte anzutreffen (z.B. Kuckuck, Feldlerche, Gartenrotschwanz) oder weitgehend verschwunden waren (z.B. Rebhuhn, Braunkehlchen). Das schwächt das Ergebnis bei einem allgemeinen Vergleich der Kartierungen von 1993–1996 und 2013–2016 stark ab, weshalb wir die Entwicklung an einem Beispiel zeigen.

Die beiden Ortschaften Corcelles-près-Payerne VD und Payerne VD haben sich in den letzten 20 Jahren stark ausgedehnt und sind mittlerweile faktisch zusammengewachsen. Die Bevölkerung hat in den zwei Gemeinden zwischen 1995 und 2015 um 39 bzw. 28 % zugenommen [3]. Im kartierten Kilometerquadrat ist in dieser Zeit ein neues Wohnquartier entstanden und zahlreiche alte Baumbestände, Feldgehölze und Hecken gingen verloren. Zwischen 1995



Corcelles-près-Payerne VD im Jahr 1972 (links), 1996 (Mitte) und 2013 (rechts). In der linken unteren Ecke wurde vor allem zwischen 1996 und 2013 ein ganzes Quartier gebaut. Infolge der Siedlungsausdehnung verschwanden viele Baumbestände, Feldgehölze und Hecken. Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA180142).

und 2015 verschwanden etliche Vogelarten fast oder ganz, die solche Übergangslebensräume besiedeln. Die Gesamtartenzahl ist hier innerhalb von 20 Jahren von 48 auf 31 Arten gesunken. Lediglich drei Arten wurden neu festgestellt: Schwarzmilan, Turmfalke und Buntspecht.

Der starke Rückgang der Arten ist mit dem Verschwinden von unbebauten Arealen zu erklären, aber auch mit einer Intensivierung der übrig gebliebenen Flächen (z.B. grössere Flurstücke, weniger Feldsäume). So besteht das Offenland praktisch nur noch aus intensivem Kulturland für den Futterbau und einzelnen Hochhecken. Zudem sind die Gärten in den neueren Quartieren jung und oft naturfern gestaltet. Sie werden nur durch einige Arten mit geringen Lebensraumansprüchen besiedelt.

Art	Anzahl Reviere 1995	Anzahl Reviere 2015	Trend in der Schweiz 1990–2016
Ringeltaube	1	5	+
Türkentaube	4	16	+
Mauersegler	8	5	=
Neuntöter	2	0	–
Eichelhäher	2	0	+
Rabenkrähe	7	10	+
Blaumeise	6	8	+
Feldlerche	4	0	–
Sumpfrohrsänger	4	0	=
Mehlschwalbe	8	18	–
Zilpzalp	5	0	+
Gartengrasmücke	6	0	–
Dorngrasmücke	5	0	=
Gartenbaumläufer	3	1	+
Wacholderdrossel	7	0	–
Grauschnäpper	5	0	–
Nachtigall	4	0	+
Hausrotschwanz	10	16	=
Bachstelze	7	4	=
Grünfink	8	6	=
Stieglitz	3	1	–
Girlitz	4	2	=
Goldammer	10	1	+

Entwicklung ausgewählter Brutvogelarten im Kilometerquadrat Corcelles-près-Payerne VD zwischen 1995 und 2015 sowie gesamtschweizerischer Bestandstrend. Angegeben sind Arten, die mindestens 2 Reviere eingebüsst bzw. hinzugewonnen haben. Fett markiert sind Arten, die auch im Übergangsbereich zwischen Kulturland und Siedlungsraum brüten. Bei den Bestandstrends wird ein positiver (+), negativer (–) oder kein Trend (=) angegeben, wobei kein Trend bedeutet, dass keine statistisch signifikante Veränderung festgestellt wurde.

Zukünftige Entwicklung?

Es ist vordringlich, dass Kultur- und Naturlandschaften geschützt und aufgewertet werden und zumindest teilweise von menschlicher Nutzung verschont bleiben. Seit geraumer Zeit wird mit Raumplanungsgesetzen, Richtplänen sowie Bau- und Zonenordnungen versucht, eine Zersiedelung zu vermeiden und die Siedlungsausdehnung zu bremsen. Insbesondere die Gemeinden haben hier eine grosse Verantwortung.

In den Siedlungsräumen sollten unüberbaute Flächen und vor allem ökologisch wertvolle Bereiche erhalten bleiben oder bei einer Überbauung entsprechend ersetzt werden. Dazu sollten unter anderem die erhaltenswerten Objekte inventarisiert werden, wie dies zum Teil in einigen Gemeinden gemacht wird. Ein besonderes Augenmerk ist zudem auf das Bauen ausserhalb der Bauzone zu richten, wo – entgegen gesetzlicher Grundlagen – nach wie vor regelmässig Bauten entstehen.

Judith Zellweger-Fischer

[1] BAFU (2017a)/OFEV (2017b)/UFAM (2017)/FOEN (2017); [2] Bundesamt für Statistik (2013a)/Office fédéral de la statistique (2013a)/Ufficio federale di statistica (2013)/Swiss Federal Statistical Office (2013); [3] Bundesamt für Statistik (2018)/Office fédéral de la statistique (2018)/Ufficio federale di statistica (2018); [4] Ewald & Klaus (2009); [5] Knop (2016); [6] Rey et al. (2017a–b); [7] Schwick et al. (2011a–b); [8] Schwick et al. (2013)

Species Seiten 102, 174, 268, 280, 300, 302, 312, 360, 376, 416, 426, 456, 462, 470, 476, 558

Haubenlerche

Galerida cristata
Cochevis huppé
Cappellaccia
lodola da la cresta
Crested Lark



Eduard Germann

Rote Liste in der Schweiz ausgestorben (RE)
Bestand 0 Paare (2013–2016)

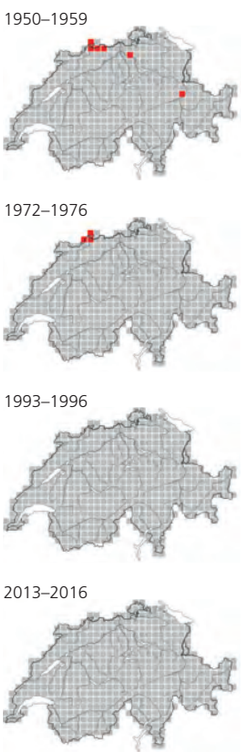
Focus Seite 319

Das Areal der Haubenlerche reicht von Westafrika über Süd-, Mittel- und Osteuropa bis nach Asien. Als Folge eines seit den Dreissigerjahren in ganz Europa feststellbaren Bestandsrückgangs [EBBA1] ist die Art als Brutvogel aus der Schweiz verschwunden. Der letzte Brutnachweis stammt von 1976 aus Basel, wo bis 1989 noch vereinzelte Beobachtungen gelangen [VdS, 3]. Die einzige aktuellere Brutzeitfeststellung betraf einen Sänger in einem Rebberg der Bündner Herrschaft im Frühling 2010 (R. Kunz et al.) [5].

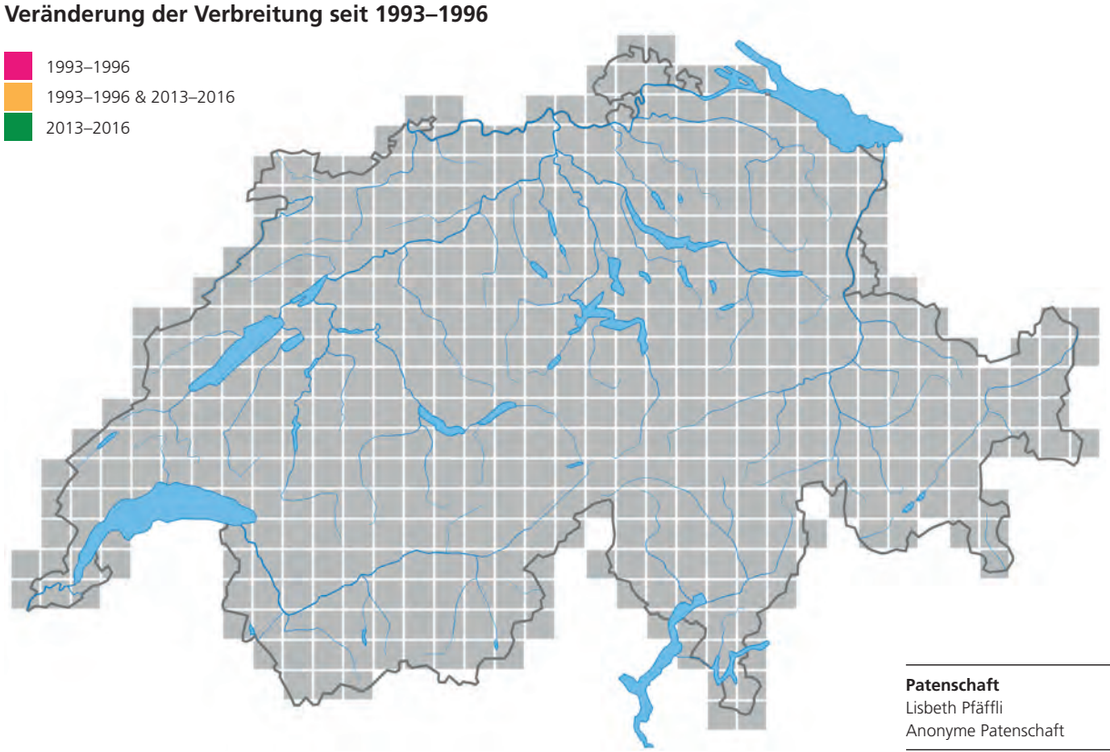
Die Haubenlerche lebt in Europa in offenen Landschaften mit spärlicher Vegetation, wie etwa auf Ruderalstandorten oder Industriebrachen. Dass sie so selten geworden ist, wird dem Verschwinden dieser Lebensräume als Folge intensivierter Landwirtschaft und verstärkter Bautätigkeit zugeschrieben [RLEU]. Dies ist unter anderem in Deutschland der Fall, wo der Bestandseinbruch mit einem Arealrückgang einherging; die Haubenlerche brütet heute hauptsächlich noch im Nordosten des Landes und im Oberrheintal [AtD]. In Frankreich hat sich der Bestand nach einem Rückgang in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts seit 2001 stabilisiert [AtF]; jener im Elsass ist jedoch zwischen 1996 und 2011 um 50 % zurückgegangen [4]. In Italien und Österreich scheint die Situation zumindest kurzfristig stabil zu sein [1, 2].

Bernard Volet

[1] Campedelli et al. (2012); [2] Dvorak et al. (2017); [3] Hegelbach et al. (2003); [4] Muller et al. (2017); [5] Wassmer & Haag (2011)/Wassmer et al. (2011)



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Lisbeth Pfäffli
Anonyme Patenschaft

Überwachung der Vogelwelt in der Schweiz

In den Achtzigerjahren hat die Vogelwarte verschiedene Monitoringprojekte lanciert, die zusammen mit Freiwilligen durchgeführt werden. Diese gestatten die Berechnung von Brutbestandsindizes ab 1990 und somit eine Beurteilung der langfristigen Trends. Alle 20 Jahre gibt zudem ein Brutvogelatlas ein detailliertes Bild der Verbreitung sämtlicher Brutvogelarten.

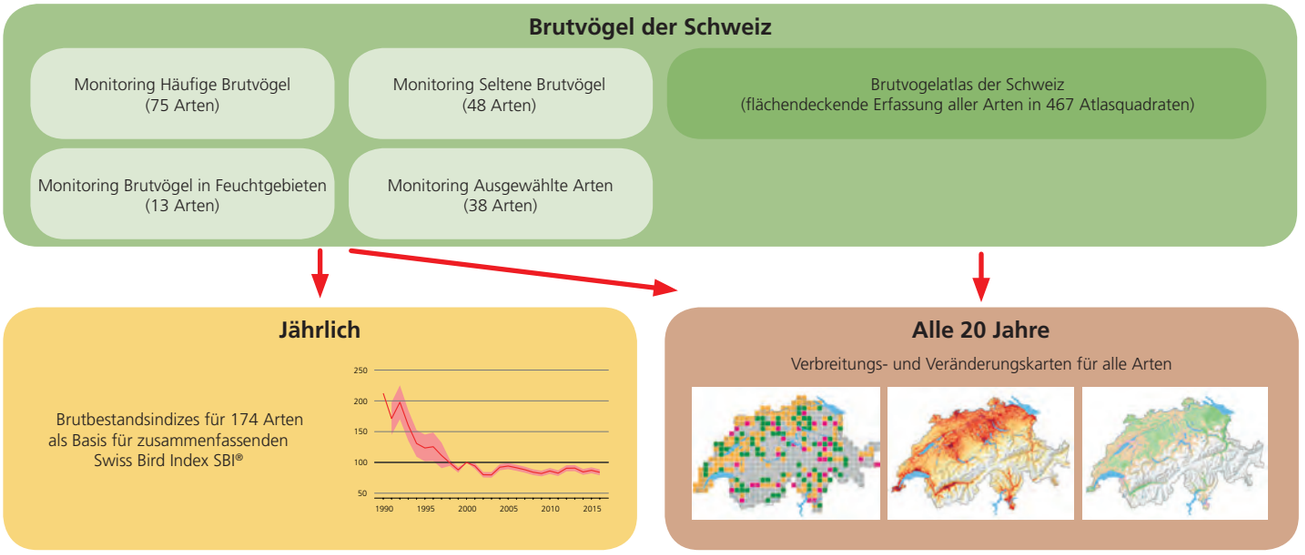
Die Bestandsentwicklung einer einzelnen Art ist abhängig von vielen Faktoren, die sich auf unterschiedlichen zeitlichen Skalen auswirken. Kurzfristige, beispielsweise wetterbedingte Schwankungen bestimmen Zu- oder Abnahmen von Jahr zu Jahr. Solche jährlichen Ausschläge können nur auf der Basis von langen Zeitreihen von effektiven, langfristigen Bestandstrends unterschieden werden[3, 7]. Die Monitoringprojekte zur Überwachung der Vogelwelt in der Schweiz haben zum Ziel, diese kurzfristigen Fluktuationen von echten Populationsveränderungen zu unterscheiden. Langfristige Bestandstrends werden oft von menschgemachten Einflüssen verursacht. Sie sollen möglichst früh erkannt werden, damit allenfalls Gegenmassnahmen erfolgen können. Um die Gründe für die Bestandsveränderungen zu eruieren, sind jedoch in der Regel nachgelagerte Studien erforderlich[5, 6].

Damit das Monitoringziel erfüllt werden kann, dokumentiert die Vogelwarte jährlich die Entwicklung der einheimischen und regelmässigen Brutvögel mit möglichst repräsentativen Aufnahmen. Ohne eingeführte Arten (z.B. Höckerschwan, Rostgans) sind dies derzeit 177 Arten, wovon für 174 Brutvogelarten jährlich aktualisierte Bestandsindizes berechnet werden können[4, 8]. Die Bestandsindizes der einzelnen Arten werden zum sogenannten Swiss Bird Index SBI® kombiniert, der die gesamthafte Entwicklung der Brutvögel seit 1990 dokumentiert. Der SBI® hat einen festen Platz in verschiedenen nationalen Statistiken[1, 2].

Seit 1972–1976 gibt es zudem alle 20 Jahre einen Brutvogelatlas. Der Atlas gibt ein detailliertes Bild der Verbreitung sämtlicher Brutvogelarten. Zusätzlich zu den regelmässigen Brutvögeln werden auch unregelmässig brütende und nicht-einheimische Arten innerhalb von 467 Flächen von 10 × 10 km, sogenannten Atlasquadraten, möglichst vollständig erfasst. Basierend auf den Kartierungen in über 2300 Kilometerquadraten (1 × 1 km) lassen sich für viele Arten detaillierte Dichte- oder Verbreitungskarten sowie entsprechende Veränderungskarten seit 1993–1996 erstellen.

Diese Kombination der jährlichen Bestandsüberwachung mit den Atlasprojekten ergibt vergleichsweise einmalige Kenntnisse über Zustand und Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. Dieser detaillierte Kenntnisstand kann nur dank dem langjährigen Engagement von über 2000 freiwilligen Mitarbeitenden aktuell gehalten werden.

Thomas Sattler



Die Überwachung der Vogelwelt in der Schweiz erfolgt auf jährlicher Basis für derzeit 174 regelmässige Brutvögel basierend auf spezifischen Monitoringprojekten und alle 20 Jahre für alle Brutvogelarten im Rahmen des Brutvogelatlas.

[1] BAFU & BLW (2016)/OFEV & OFAG (2016); [2] BFS et al. (2016)/OFS et al. (2016)/UST et al. (2016)/FSO et al. (2016); [3] Magurran et al. (2010); [4] Sattler et al. (2017e–h); [5] Spaar et al. (2012a–b); [6] Sutherland et al. (2004); [7] Turchin (2003); [8] Zbinden et al. (2005b)

Bartmeise

Panurus biarmicus
Panure à moustaches
Basettino
maset barbet
Bearded Reedling



Markus Varesvuo

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 80–110 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 319, 380

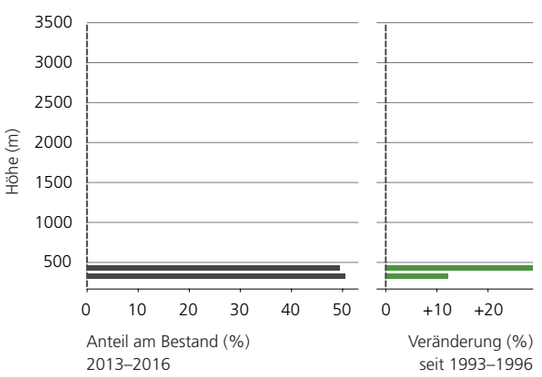
Das fragmentierte Brutgebiet der Bartmeise in Europa ist das Resultat ihrer Fähigkeit, rasch neue Gebiete zu kolonisieren. Auch in der Schweiz, wo sie vor allem am Bodensee und am Neuenburgersee einige grosse (mindestens 5 ha) und permanent überschwemmte Röhrichtgebiete besiedelt, stehen ihre Vorkommen in einer dynamischen Beziehung zwischen Neubesiedlung, Überlebensrate im Winter und Auswanderungswellen (z.B. wegen Hochwasserereignissen). Bei Chevroux VD betrug die mittlere Dichte 2010–2016 12 Paare/10 ha[2].

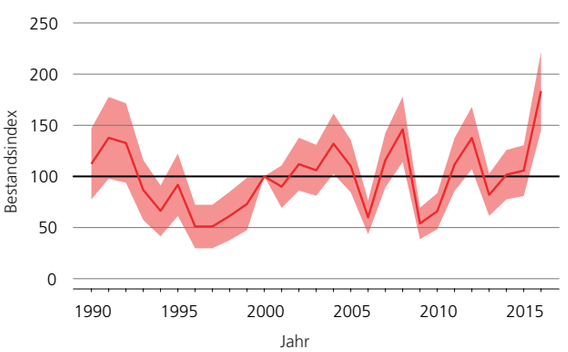
Die Bartmeise ist in der Schweiz noch nicht lange ein Brutvogel. Die erste Brut wurde 1976 in der Grande Cariçaie nachgewiesen[3]. Sie war die Folge des stark angestiegenen niederländischen Bestands ab den Fünfzigerjahren[HVM, VdS]. In der folgenden Expansionsphase, die 1992 ihren Höhepunkt erreichte, hat die Bartmeise das ganze Südufer des Neuenburgersees besiedelt, bevor ihr Bestand 1996 auf das tiefste Niveau seit Ende der Siebzigerjahre sank[AtCH2]. Seither wurde trotz starker Schwankungen ein deutliches Wachstum verzeichnet. Am Südufer des Neuenburgersees wurden von 2000 bis 2016 jedes Jahr 24–66 Reviere gezählt[2, 8]. Am Bodensee waren es 2013–2016 41–80 Reviere im Wollmatinger Ried D, 3–8 Reviere im Rheindelta A und 1–3 Reviere an der Radolfzeller Aachmündung[6, 7]. Der Bestand am Heideweg BE am Bielersee, der ab 2002 zwischen 2 und 10 Paaren schwankte[8], stieg 2015 auf 19 und 2016 sogar auf 31 Reviere an (P. Mosimann-Kampe)[10]. Neuerdings besiedelt die Bartmeise auch Feuchtgebiete abseits der beiden grossen Seen: Neeracherried ZH (2014), Chavornay VD (2015), Klingnauer Stausee AG (2015), Greifensee (2016)[8, 9, 10]. 2015 schienen diese Kolonisierungsbewegungen durch Überschwemmungen, vor allem am Neuenburgersee, verursacht worden zu sein, wodurch zahlreiche Bartmeisen in Ausweichgebiete abwanderten.

Die Trends sind in Frankreich und Deutschland bei grossen Schwankungen ebenfalls positiv[AtD, AtF], in Österreich und Italien jedoch negativ[5, 11]. Die Bartmeise konzentriert sich auf wenige Gebiete, die nicht zu stark gepflegt werden sollten. In gemähten Schilfflächen erreicht sie erst im dritten bis sechsten Jahr nach der Mahd hohe Dichten[4]. Die zunehmend milderen Winter könnten in Zukunft die Bestandseinbrüche reduzieren.

Sylvain Antoniazza & Michel Antoniazza

[1] Antoniazza (2016a); [2] Antoniazza (2018); [3] Antoniazza & Lévêque (1977); [4] Antoniazza et al. (2018); [5] Dvorak et al. (2016); [6] Knaus et al. (2014); [7] Knaus et al. (2016a); [8] Müller (2015); [9] Müller (2016); [10] Müller (2017); [11] Nardelli et al. (2015)





Reviere 2013–2016

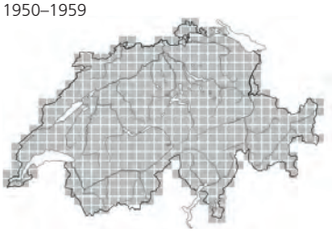


Veränderung der Anzahl Reviere seit 1993–1996

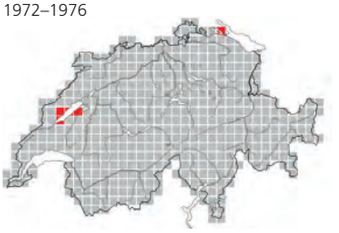


Patenschaft
Gabriela W.

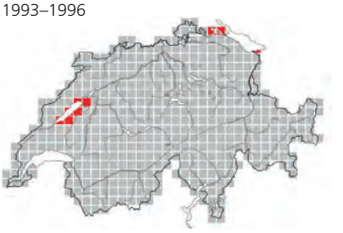
1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Zistensänger

Cisticola juncidis
Cisticole des joncs
Beccamoschino
channarel da la cua lada
Zitting Cisticola



Markus Varesvuo

Rote Liste –
Bestand 0–2 Paare (2013–2016)

Focus Seite 425

Der Zistensänger ist auf mehreren Kontinenten verbreitet. In Europa kommt er vor allem im Mittelmeerraum vor. In der Schweiz erscheint er unregelmässig im Rahmen von Arealerweiterungen, die aber durch strenge Winter begrenzt sind. Er nutzt hierzulande offene Feuchtgebiete mit hoher Grasvegetation. Es gibt aus der Schweiz drei Brutnachweise: Sie stammen von 1975 und 2001 aus den Grangettes VD und von 1975 aus der Magadinoebene TI [VdS].

Im Atlasperimeter hat der Zistensänger 2015 bei Lustenau A erfolgreich gebrütet; es war gleichzeitig der erste Brutnachweis in Österreich [5]. Die Brut ist im Rahmen verstärkter Einflüge in die Schweiz ab 2014 zu sehen, die eine fünfjährige Periode ohne eine Beobachtung beendeten. Meldungen von Sängern gab es 2014 an zwei Orten [2], 2015 an einem Ort [3], 2016 an drei Orten [4] und 2017 an zwei Orten. Wie schon in der Vergangenheit [VdS] handelte es sich meist um Sommer- und Herbstnachweise.

Auf europäischer Ebene werden die Bestände als stark schwankend, aber konstant eingeschätzt [EBCC]. In Frankreich gingen sie in den Jahren 2001–2012 leicht zurück, vor allem als Folge wiederholter Kälteeinbrüche [AtF]. Demgegenüber legten sie in Italien zwischen 2000 und 2011 um 48 % zu [1].

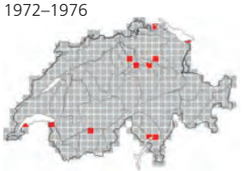
Bernard Volet

[1] Campedelli et al. (2012); [2] Marques & Thoma (2015)/Marques et al. (2015); [3] Martinez & Maumary (2016a–b); [4] Maumary & Mosimann-Kampe (2017)/Maumary (2017); [5] Ulmer (2017)

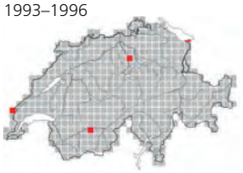
1950–1959



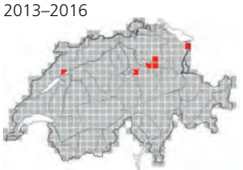
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

1

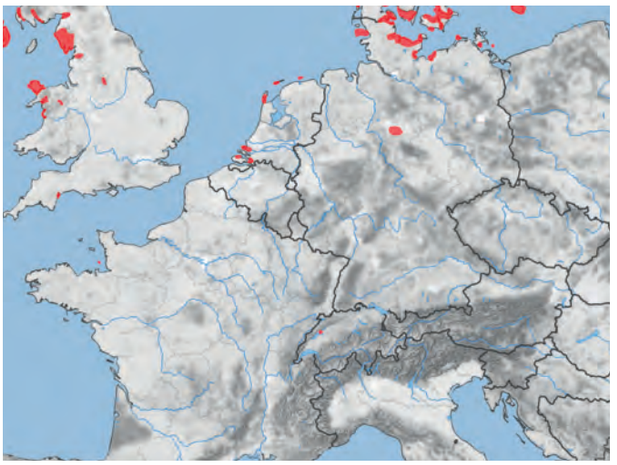


Patenschaft
Corinne Gianola, Dübendorf

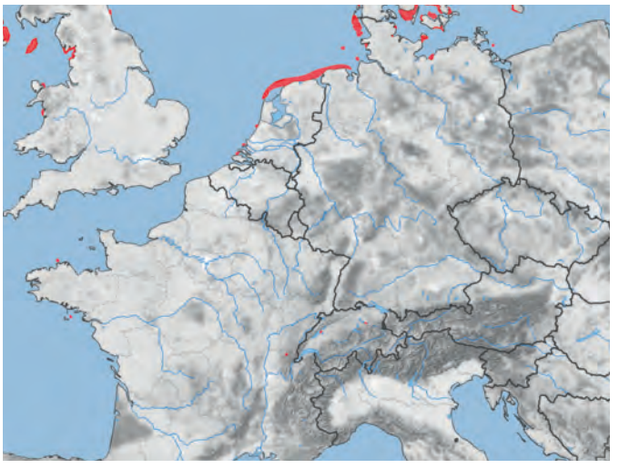
Unverhoffte Ansiedlungen von Brutvögeln

Die Verbreitungsgebiete von Brutvögeln verändern sich ständig. Dass Vogelarten, die normalerweise weit entfernt von der Schweiz brüten, sich zeitweilig oder auf Dauer mitten in Europa ansiedeln, gehört zu den Überraschungen, die sowohl Feldornithologen als auch Wissenschaftler immer wieder faszinieren.

Weil die Schweiz im Zentrum Europas und an der Schnittstelle verschiedener biogeografischer Regionen liegt, weist sie eine bemerkenswert hohe Artenvielfalt auf. Das gilt insbesondere für die Entenvögel, von denen einige gelegentlich ihren Winteraufenthalt verlängern, um auch im Sommer hier zu bleiben oder sogar zu brüten. Meist liegt die Schweiz am Rand des Brutgebiets dieser Arten, wie das etwa bei Krick-, Knäk-, Löffel- oder Moorente der Fall ist. Spektakulärer ist es, wenn es sich um ausgeprägte Meeresenten handelt. Bei der Eiderente, einem Charaktervogel der Küsten Nordeuropas, hat die Anzahl Wintergäste in der Schweiz in den Siebziger- und Achtzigerjahren deutlich zugenommen. Mehrere Einflüge führten dazu, dass kleinere Trupps auch im Sommer bei uns ausharrten. Dem ersten Brutnachweis im Jahr 1988 folgten ab 1992 praktisch alljährlich weitere Bruten, wenn auch nur in kleiner Zahl. Dies ist in Mitteleuropa einzigartig.



Der Mittelsäger lebt normalerweise an den Meeresküsten Nordeuropas. Der Brutplatz am Neuenburgersee ist der südlichste in ganz Mitteleuropa. Hintergrundkarte: Natural Earth, Stamen Design & OpenStreetMap.



Die Schweiz liegt weit entfernt von den traditionellen Brut- und Überwinterungsgebieten der Eiderente. Dennoch ist sie hier regelmässiger Durchzügler und Wintergast; seit 1992 kommt es sogar fast alljährlich zu Bruten. Hintergrundkarte: Natural Earth, Stamen Design & OpenStreetMap.

Auch Mittelsäger und Küstenseeschwalbe sind nordische Arten. Trotzdem brüten sie seit 1993 bzw. 2014 unregelmässig in der Region des Fanel BE/NE [7, 8]. Für beide Arten ist dies der südlichste Brutplatz in Mitteleuropa. Ein Mischpaar zwischen Küsten- und Flussseeschwalbe hat zudem 2010–2013 im Rheindelta A gebrütet [1]. Auch die Brandgans hat sich erst 1998 angesiedelt [5] und brütet seit 2011 regelmässig am Genfersee, weit weg von den nächsten grösseren Populationen.

Neben diesen eher langfristigen Ansiedlungen sind einzelne isolierte Bruten von Arten bemerkenswert, die für eine mehr oder weniger ausgeprägte Dynamik bei ihren Vorstössen bekannt sind. Dazu gehören etwa Kurzzehenlerche, Zitronenstelze, Stelzenläufer und Grünlaubsänger [3, 4, 6, 9]. Bei einigen Arten ist es bisher bei einer Brut geblieben, aber bei anderen sind erneute Versuche in naher Zukunft durchaus wahrscheinlich. Spezialfälle sind der Mornellregenpfeifer und das Rotsternige Blaukehlchen, die fern von der nordeuropäischen Tundra in kleiner Zahl in den Zentral- und Ostalpen brüten [2, 10].

Es ist kaum möglich, bei Arten mit so unterschiedlicher Bestandsdynamik einen gemeinsamen Nenner zur Erklärung ihres Auftretens in unserem Land zu finden. Aber diese Fälle weisen darauf hin, dass pionierhafte Einzelvögel bei der Neubesiedlung einer Region, möglicherweise als Reaktion auf Umweltveränderungen, eine wichtige Rolle spielen. Solche Ereignisse hat es schon immer gegeben, aber ihre Entdeckung und Weiterverfolgung wird heute durch die intensive feldornithologische Tätigkeit, deutlich verbesserte Hilfsmittel zur Bestimmung sowie die viel schnellere Verbreitung von Beobachtungsmeldungen stark erleichtert. Auch die nächsten Jahre werden also für die Feldornithologinnen und Feldornithologen noch spannende Überraschungen bereithalten!

Jérémy Savioz

[1] Bruderer (2014); [2] Cereda & Posse (2002); [3] Curchod et al. (1990); [4] Glutz von Blotzheim (1997); [5] Knaus (2000); [6] Maumary & Schneider (2018); [7] Monnier (1995); [8] Müller (2015); [9] Müller & Volet (2014); [10] Müller-Derungs et al. (2014)

Species

Seiten 118, 119, 126, 133, 136, 137, 139, 204, 205, 228, 408, 460, 513, 574

Orpheusspötter

Hippolais polyglotta
Hypolaïs polyglotte
Canapino comune
beffarel poliglot
Melodious Warbler



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 300–350 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 276, 284, 319

Der Orpheusspötter brütet in Nordafrika und in Europa südlich einer Linie, die von Belgien nach Kroatien reicht. Seine Verbreitung berührt auch die Schweiz, wo sich seine Hauptbrutgebiete in den tiefgelegenen Regionen der Kantone Genf, Waadt, Wallis und Tessin befinden. Über 90 % des Schweizer Bestands konzentrieren sich unterhalb von 600 m. Jedoch wurden zur Brutzeit schon Sänger auf 1600 m bei Bedretto TI[AtCH2], auf 1490 m bei Santa Maria Val Müstair GR (H. Gehler) und auf 1460 m bei Jeizinen VS (M. Freiburghaus) gehört.

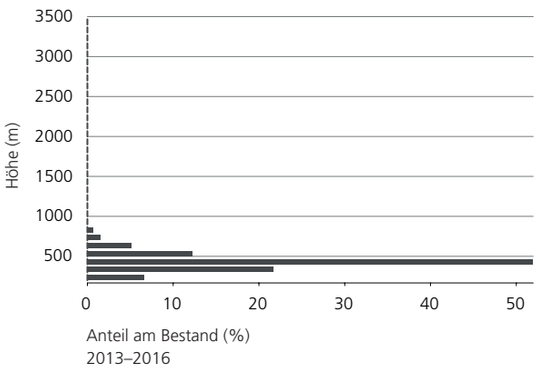
Der Orpheusspötter bevorzugt offene, buschreiche Lebensräume, die meist südexponiert sind. Das Bruthabitat umfasst grasbewachsene Hänge mit einzelnen Dickichten, Rebberge mit niedrigen Hecken, Jungwaldflächen oder wenig verbuschte Brachen. Die höchsten Dichten erreicht der Orpheusspötter in den landwirtschaftlich genutzten Flächen der Champagne genevoise (maximal 69 Reviere/6,13 km² 2011; B. Lugrin)[6], wo er ein dichtes Mosaik von älteren Brachen (5–10 Jahre) nutzen kann[AtGE].

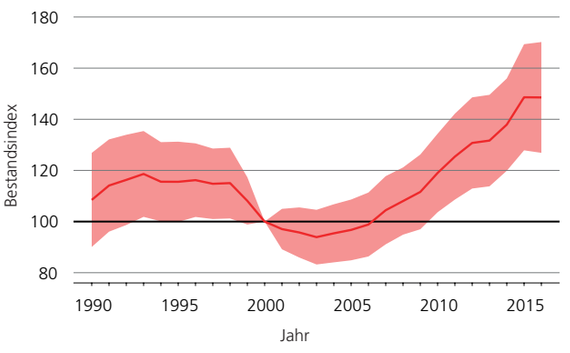
Im Lauf der letzten 20 Jahre hat sich die Arealexpansion nach Nordosten fortgesetzt, die bereits seit Ende der Fünfzigerjahre im Gang ist[AtCH0]. Seither hat sich der Orpheusspötter im Rheintal etabliert und konnte seine Vorkommen im westlichen Mittelland sowie in der Region Basel verstärken. Er tritt nun punktuell sogar im Jura auf. Diese Ausbreitung hat zu einer Bestandserhöhung von fast 30 % seit 1993–1996 geführt. Auch die Bestände in Frankreich, Italien und Deutschland wie auch im restlichen Europa stiegen im 21. Jahrhundert an – nach zunächst unterschiedlichen Trends[AtD, AtF, EBCC, 7].

Obwohl die modellierte zukünftige Verbreitung[ClimAt] mit der beobachteten Expansion nach Nordosten übereinstimmt, ist der Einfluss der Klimaerwärmung auf diese wärmeliebende Art umstritten[1, 2]. Ihr Erfolg wird eher Lebensraumveränderungen in den Winterquartieren zugeschrieben oder komplexen genetischen und physiologischen Interaktionen in den Kontaktzonen mit dem Gelbspötter, der seinerseits im Rückzug begriffen ist[1, 2, 3, 4, 8]. Unabhängig von diesen Ursachen scheinen Biodiversitätsfördermassnahmen im Kulturland (Buntbrachen, Niederhecken), die in der Schweiz seit 1993 umgesetzt werden, den Aufschwung des Orpheusspötters zu unterstützen[5, 9].

Bertrand Posse

[1] Engler et al. (2013); [2] Engler et al. (2016); [3] Faivre & Secondi (2008); [4] Gatter (2016); [5] Jenny et al. (2002a–b); [6] Posse (2012); [7] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [8] Reullier et al. (2006); [9] Zollinger (2012)

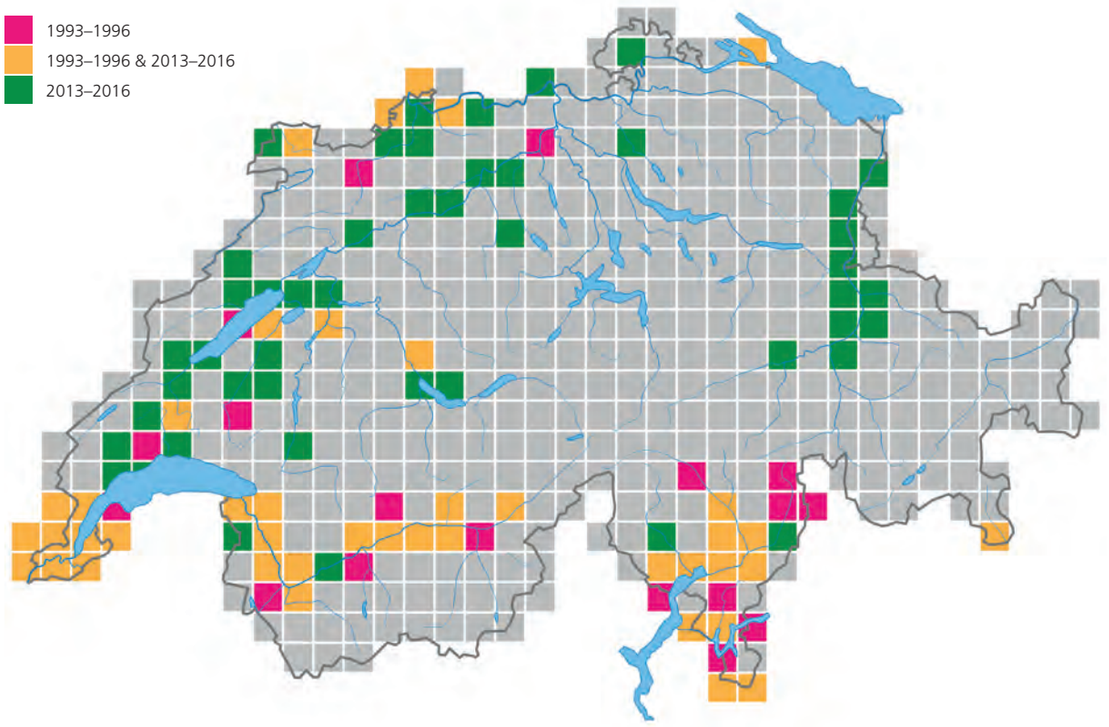




Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

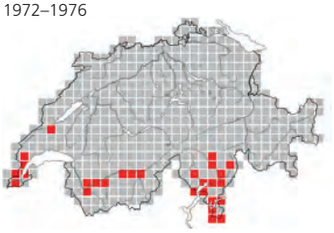


Patenschaft
Ursula Jappert
Orpheus Zürich Verein für Vogelkunde und Naturschutz

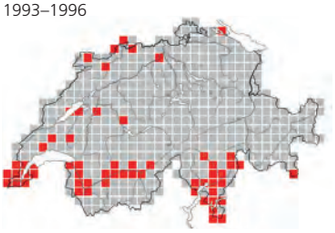
1950–1959



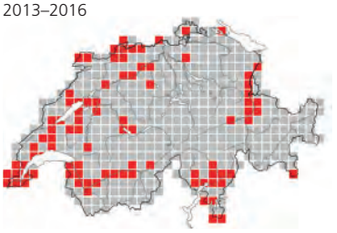
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Gelbspötter

Hippolais icterina
Hypolaïs ictérine
Canapino maggiore
beffarel da curtin
Icterine Warbler



Markus Varesvuo

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 100–150 Paare (2013–2016)

Focus Seite 284

Die Schweiz liegt an der Südwestgrenze des Areals des Gelbspötters. Die aktuellen Verbreitungsschwerpunkte befinden sich zwischen 400 und 600 m im östlichen Mittelland und im St. Galler Rheintal, wo im Mittel 6,2 Reviere pro 10 km Baumreihen und Windschutzstreifen und in Naturschutzgebieten Dichten von 0,36 Revieren/10 ha erreicht werden[4]. Einzelne Brutzeitfeststellungen in der Westschweiz, im Wallis, im Berner Oberland und in Graubünden betreffen vermutlich unverpaarte Männchen oder umherstreifende Vögel. Allerdings kann es auch hier sporadisch zu Bruten kommen, wie ein Brutnachweis 2017 in der Weissenau BE zeigt (M. Hammel). 2013–2016 lagen die höchsten Reviere bei Sagogn GR auf 800 m (E. Mühlethaler) und bei Rueun GR auf 780 m (M. Hammel, L. Sutter). Die höchsten Brutnachweise gelangen früher im Urserental UR auf 1500 m und bei Lauenen BE auf 1260 m [BCH].

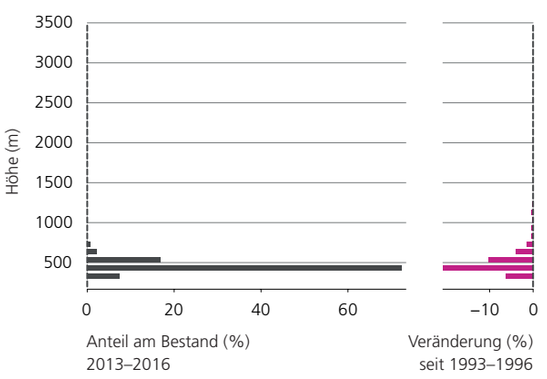
Der Gelbspötter besiedelt halboffene Landschaften und bevorzugt hohe Strauchbestände an feuchtwarmen Orten, die von einer Baumschicht mit geringem Deckungsgrad überragt werden. Er brütet in Auen- und feuchten Laubmischwäldern, lockeren Ufergehölzen, unterholzreichen Parks und Gärten sowie in Feldgehölzen und Hecken.

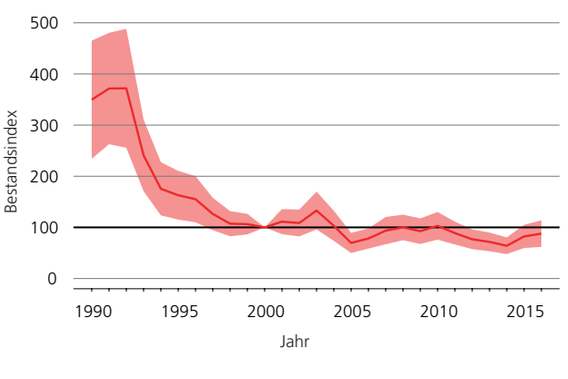
Bis Mitte des 20. Jahrhunderts war der Gelbspötter im Schweizer Mittelland weit verbreitet [BCH]. Danach schrumpfte sein Areal stark. Seit 1993–1996 hat er sich aus dem Gebiet der Jurarandseen zurückgezogen und erlitt einen starken Rückgang im zentralen und östlichen Mittelland. Der Gesamtbestand nahm von 1990 bis 2005 massiv ab, ist seither aber einigermassen stabil. Am Bodensee betrug der Bestandsverlust zwischen 1980 und 2010 80 % [AtBo] und im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 sogar über 85 % [AtZH].

In Frankreich hat der Bestand seit den Neunzigerjahren stark abgenommen [AtF]. In Deutschland schrumpfte das Areal des Gelbspötters insbesondere am südwestlichen Rand [AtD]. Auch europaweit ist der Trend negativ [EBCC]. Mögliche Gründe für diese Entwicklung sind im Einzelnen nicht bekannt. Neben forstlichen oder strukturellen Veränderungen der besiedelten Baumbestände könnten auch klimatische Faktoren eine Rolle spielen [1, 2]. Ein Einfluss des von Südwesten her vorstossenden, nah verwandten Orpheusspötters ist nicht wahrscheinlich [HVM, 3].

Michael Schaad

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Engler et al. (2013); [3] Engler et al. (2016); [4] Rudin et al. (2010)

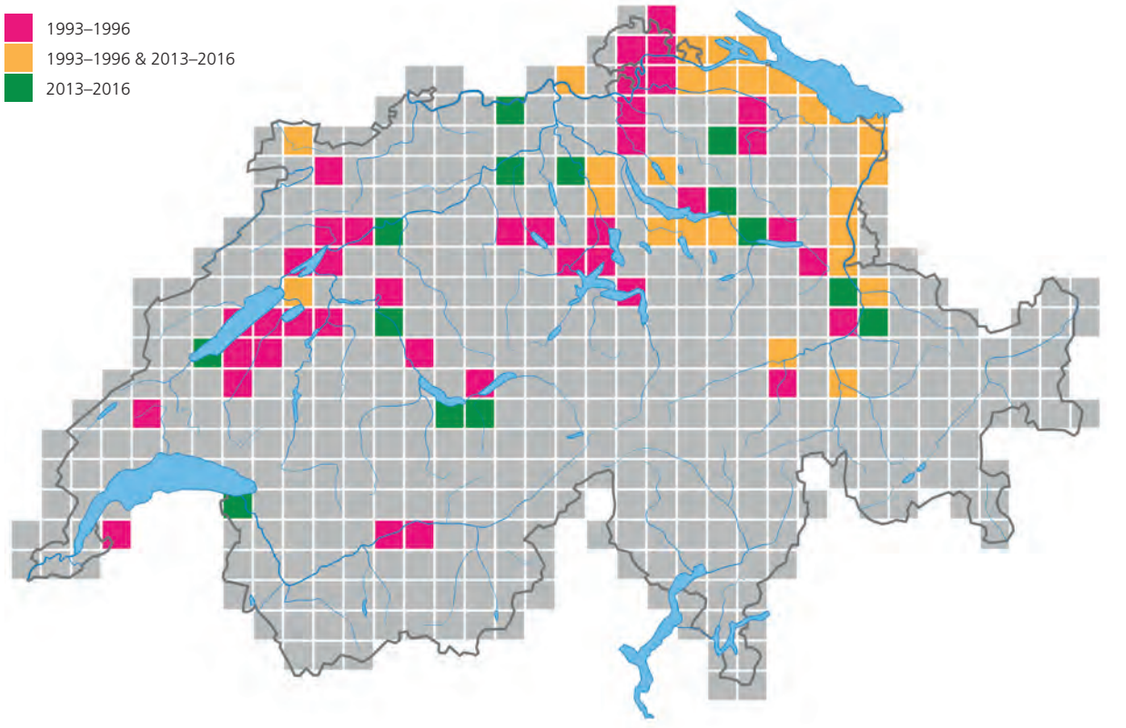




Vorkommen 2013–2016

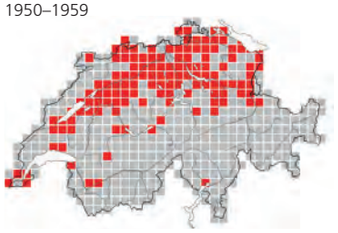


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

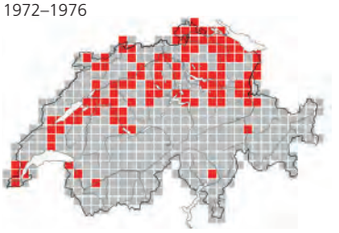


Patenschaft
Anselmo Fandino

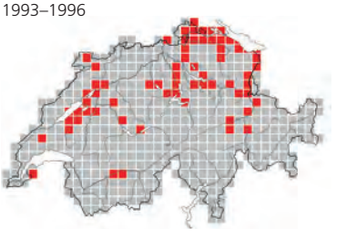
1950–1959



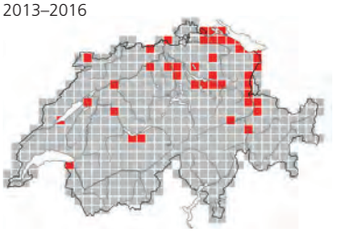
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Mariskenrohrsänger

Acrocephalus melanopogon
Lusciniole à moustaches
Forapaglie castagnolo
channarel barbet
Moustached Warbler



Beat Rüegger

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seite 425

Der Mariskenrohrsänger brütet in Europa im Mittelmeerraum, am Schwarzen Meer und in der Pannonischen Tiefebene, vor allem im Donaudelta und am Neusiedlersee. Als Brutvogel von im Wasser stehendem Altschilf hatte er in den Jahren 1973–1991 das Südufer des Neuenburgersees besiedelt, wo zwischen 1978 und 1985 regelmässig 3–4 Sänger notiert wurden [AtCH2]. Hier gelang 1981 der erste Brutnachweis (M. Antoniazza) [AtFR]. Nach zehn Jahren Abwesenheit zeigte sich der Mariskenrohrsänger von 2001 bis 2006 erneut in der Grande Cariçaie und hat dort 2004 und 2005 auch gebrütet [6, 7].

In den Jahren 2013–2016 verweilten zwei Sänger längere Zeit, und zwar vom 31. März bis 10. April 2014 im Neeracherried ZH (W. Müller et al.) [3] und vom 31. März bis 7. April 2015 am Büsisee/Zürich (P. Walser Schwyzer et al.) [4]. 2017 war ein weiterer Sänger vom 17. Februar bis 3. März am Niederriedstausee BE zu hören (S. Aubert et al.). Es handelt sich um die ersten Ansiedlungen seit 2006 und abseits des Neuenburgersees.

Die Bestände in Frankreich, Italien und Österreich sind rückläufig [AtF, 2, 5]. Als Ursachen gelten unter anderem Lebensraumverschlechterung und -fragmentierung sowie der Einsatz von Insektiziden [AtF, 1].

Bernard Volet

[1] Brichetti & Fracasso (2010); [2] Dvorak et al. (2016); [3] Marques & Thoma (2015)/Marques et al. (2015); [4] Martinez & Maumary (2016a–b); [5] Nardelli et al. (2015); [6] Schweizer (2007)/ Schweizer & Vallotton (2007); [7] Zimmerli (2006)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

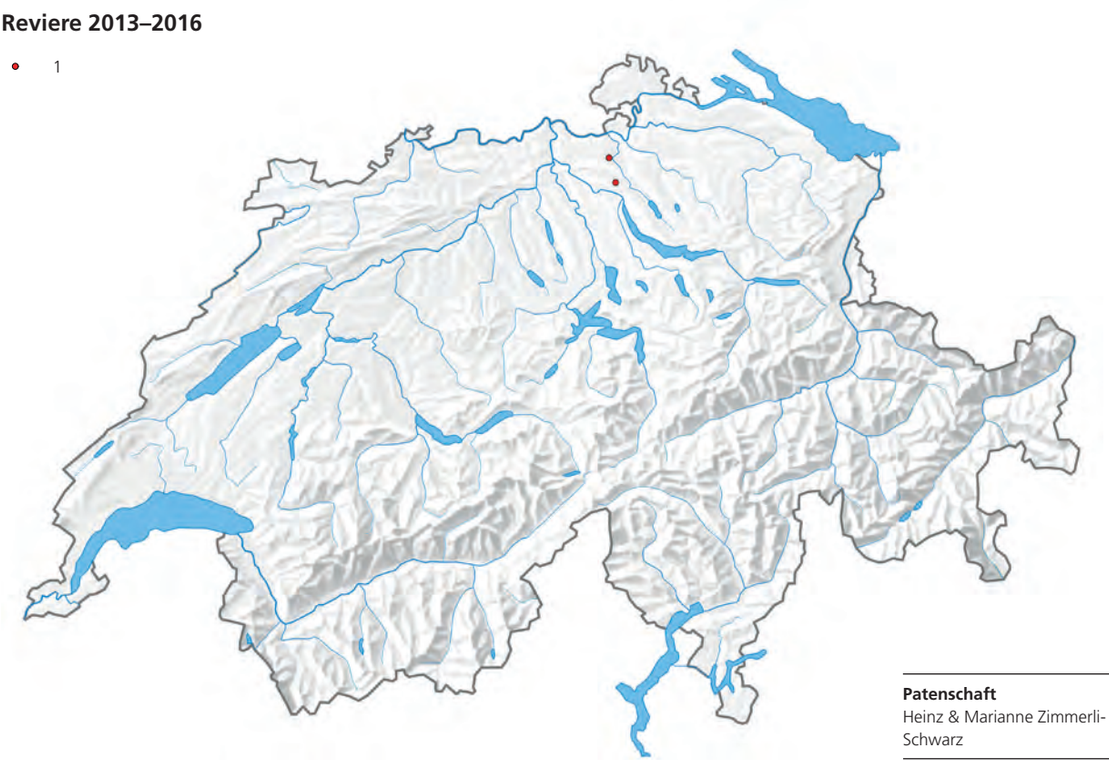


2013–2016



Reviere 2013–2016

1



Patenschaft
Heinz & Marianne Zimmerli-Schwarz

Schilfrohrsänger

Acrocephalus schoenobaenus
Phragmite des joncs
Forapaglie comune
channarel da channa
Sedge Warbler



Mathias Schäf

Rote Liste –
Bestand 0 Paare (2013–2016)

Focus –

Der Schilfrohrsänger erreicht in der Schweiz den Südrand seines Brutgebiets. Er bevorzugt vor allem Verlandungszonen mit dichten Binsen-, Seggen- oder Rohrkolbenbeständen. Oft harren Sänger bei uns bis Mitte Juni aus. Brüten in der Schweiz wurden schon einige Male vermutet, aber bisher nur zweimal nachgewiesen: 1903 bei Bellerive GE[BCH] und 1972 bei Loderio TI[6]. Am Bodensee gibt es jenseits der Grenze regelmässig einige besetzte Reviere[ABo3]. In den Jahren 2013–2016 hat der Schilfrohrsänger 2015 im Rheindelta A gebrütet (J. Hohenegger, S. Werner)[4], nachdem das dort schon 2011 der Fall war (D. Bruderer)[7]. In der Schweiz verweilten Sänger 2013 bei Gletterens FR[1], im Neeracherried ZH (M. Ritschard) und im Nuolener Ried SZ (L. Hüppin et al.) sowie 2015 am Flachsee Unterlunkhofen AG (D. Kleiner et al.).

Zwischen etwa 1970 und 1990 gingen die Bestände in Europa stark zurück[AtD, AtF, HBW, VdS, 2], was auf die damaligen Dürreperioden im Sahel und auf Lebensraumverluste zurückgeführt wurde[AtD, 2, 3, 5]. Seither sind die Zahlen konstant[EBCC]. In Frankreich nimmt der Bestand seit 1994 zu, hat sich jedoch ab der Jahrhundertwende stabilisiert[AtF]. Dank Lebensraumaufwertungen ist der Trend in Norddeutschland seit 1990 ebenfalls deutlich positiv[AtD].

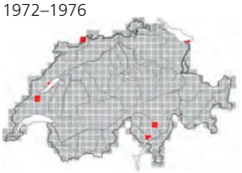
Bernard Volet

[1] Antoniazza (2014); [2] Bauer et al. (2005); [3] Foppen et al. (1999); [4] Knaus et al. (2015); [5] Peach et al. (1991); [6] Schifferli & D'Alessandri (1973); [7] Trösch et al. (2011)

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

1



Patenschaft
Andreas Schaad

Sumpfrohrsänger

Acrocephalus palustris
Rousserolle verderolle
Cannaiola verdognola
channarel da palì
Marsh Warbler



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 3000–6000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 362

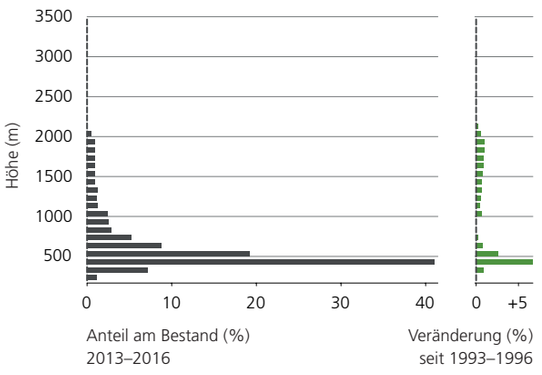
Die Schweiz liegt am Südwestrand des Areals des Sumpfrohrsängers. Obschon sein Bestand kleiner ist als jener des Teichrohrsängers, ist der Sumpfrohrsänger unser verbreitetster Rohrsänger, insbesondere im Mittelland zwischen 300 und 600 m. Sein Verbreitungsschwerpunkt liegt im Nordosten der Schweiz. Im Jura, in den Alpen und im Tessin gibt es weitere Vorkommen. Die höchsten Brutnachweise gelangen im Val Ferret VS auf 2040 m (J. Cloutier, C. Meisser)[11] und bei Attinghausen UR auf 1930 m (F. Bucher)[14]. Sänger wurden früher noch auf 2300 m bei Bourg-St-Pierre VS gehört[AtCH2].

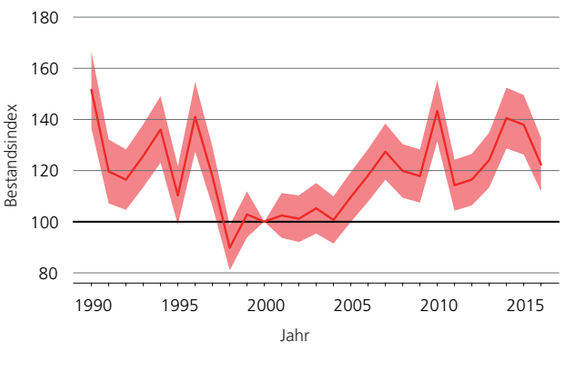
Der Sumpfrohrsänger brütet entlang von Fliessgewässern und Seeufern sowie in Feuchtgebieten, gerne auch in Böschungen von Kanälen und Gräben sowie in erlen- und weidenbuschbestandenen Überschwemmungsgebieten von Flüssen. In den Alpen hält er sich an Hochstaudenfluren im Verband von Grünerlen. Auch trockene Gebiete weitab vom Wasser werden besiedelt. Voraussetzung ist eine hochstängelige, dicht stehende und Deckung bietende Krautschicht, deren Pflanzen seitlich abstehende Blätter aufweisen. Heute sind keine Bruten des «Getreidesängers» mehr in Getreidefeldern bekannt. Allerdings besiedelt der Sumpfrohrsänger ältere Buntbrachen[8]. In der Aareebene BE/SO werden in krautreichen Raps- und Kartoffelfeldern fast jedes Jahr im Juni und Juli einzelne Sänger festgestellt[4]. Lokal kann der Sumpfrohrsänger Dichten von über 10 Revieren/10 ha aufweisen[VdS].

Seit 1993–1996 wurden mehrere Verbreitungslücken gefüllt, wobei ein Teil der neuen Nachweise eine Folge der höheren Beobachtungsintensität sein dürfte. Nach einer Bestandsabnahme setzte um 2000 wieder eine Erholung ein, wobei die Schwankungen von Jahr zu Jahr beträchtlich sein können. Regionale Erhebungen zeigen teilweise deutliche Verluste[AtBo, AtZH, 3, 4, 13, 16], aber auch stabile Verhältnisse[AtFL, 6, 7, 14] und Zunahmen[1, 5, 10]. In den Nachbarländern ist der Trend negativ[AtD, 2, 9, 12, 15]. Der Bestand in Europa scheint stabil[EBCC]. Negativ auf den Sumpfrohrsänger wirken sich das vollständige (statt abschnittsweise) Mähen von Schilfbeständen und Hochstaudenfluren entlang von Kanälen und Gräben auch während seiner späten Brutzeit aus, ebenso das Verschwinden von Gräben mit Hochstauden infolge von Güterzusammenlegungen.

Michael Schaad

[1] Antoniazza (in Vorb.); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Birrer et al. (2013b); [4] Christen (2017b); [5] Galliker et al. (2007); [6] Glutz von Blotzheim (2007a); [7] Graf (2016); [8] Jenny et al. (2002a–b); [9] Jiguet (2017); [10] Müller et al. (2010); [11] Posse (2013); [12] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [13] Rudin et al. (2010); [14] Schmid et al. (2016); [15] Teufelbauer & Seaman (2017); [16] Weggler & Schwarzenbach (2011)

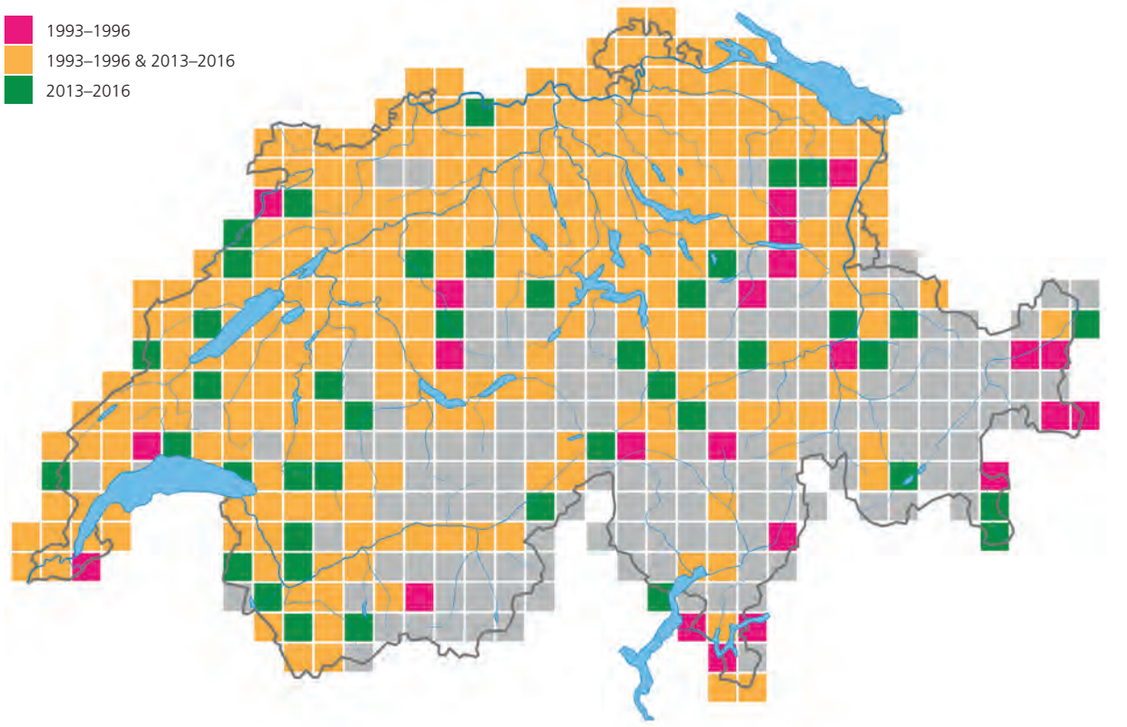




Vorkommen 2013–2016

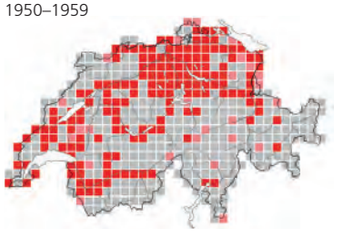


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

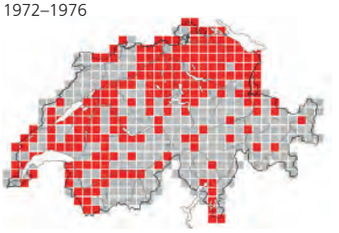


Patenschaft
Corinne Gianola

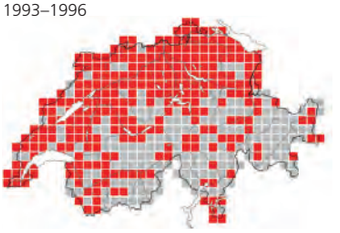
1950–1959



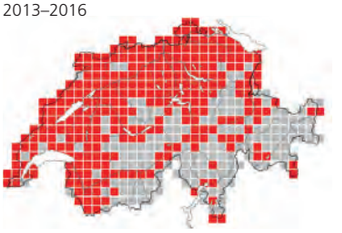
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Teichrohrsänger

Acrocephalus scirpaceus
Rousserolle effarvatte
Cannaiola comune
channarel da puz
Common Reed-warbler



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 9000–11 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 380

Hierzulande besiedelt der Teichrohrsänger hauptsächlich die Feuchtgebiete des Mittellands. Inneralpine Talschaften und den Jura bewohnt er nur spärlich. Gut 90 % des Bestands konzentrieren sich in Lagen unterhalb von 600 m. Die höchsten Brutnachweise in jüngerer Zeit gelangen am Lac des Rousses F auf 1060 m (P. Durlet) und am Lac de Joux VD auf 1005 m (C. Guex, C. Vaucher). Wahrscheinliche Bruten gab es am Geschinersee VS auf 1340 m (R. Lupi) und am Lenkerseeli BE auf 1070 m (K. Rösti).

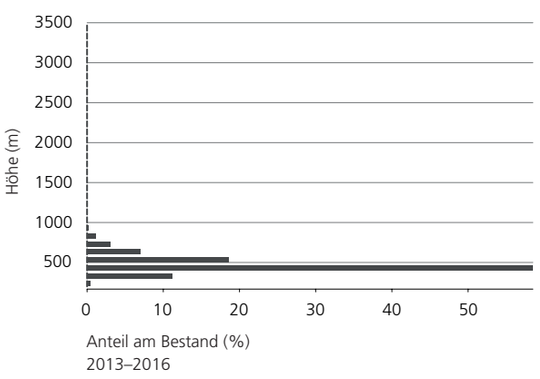
Der Teichrohrsänger brütet entlang von röhrichtbestandenen Stillgewässern, Gräben und Fliessgewässern. Sind dicht stehende und kräftige Schilfhalme vorhanden, kann er bereits Schilfgürtel ab 20 m^2 besiedeln [HVM]. Lokal erreicht er in optimalen Lebensräumen wie der Grande Cariçaie Dichten von über 70 Revieren/10 ha [1].

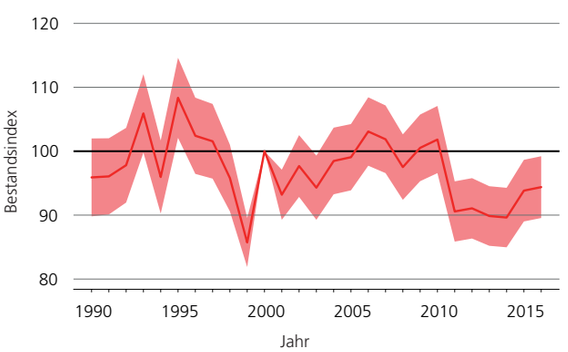
Bestand und Verbreitung haben sich schweizweit seit 1993–1996 nicht wesentlich verändert. Kleinräumig ist es aber durchaus zu Bestandsveränderungen gekommen: Am Neuenburgersee stiegen die Bestände seit Ende der Achtzigerjahre zunächst an, doch seit 2010 werden lokale Rückgänge festgestellt [1]. Im Kanton Zürich war der Teichrohrsänger der einzige Langstreckenzieher, der zwischen 1988 und 2008 einen positiven Trend aufwies [AtZH]. Am Bodensee erlitt er von 1980 bis 2010 speziell im Hinterland Verluste, während er in den Kerngebieten stabil blieb [AtBo]. In Deutschland und Frankreich nehmen die Bestände nach langfristigen Rückgängen wieder zu [AtD, AtF]. In Deutschland deutet sich etwa seit der Jahrtausendwende indes eine neuerliche Abnahme an [AtD]. Auch in Italien ist der Trend negativ [5], ebenso am Neusiedlersee [8]. Der Bestand in Europa ist insgesamt stabil [EBCC].

Der Teichrohrsänger trifft bei uns immer früher ein [6, 7] und beginnt immer zeitiger mit der Brut [4, 9, 10, 11], beides wohl eine Folge der Klimaerwärmung. Das Ende der Brutzeit hat sich aber tendenziell nicht verändert [10], was mehr Brutversuche pro Saison erlaubt und somit erklären könnte, warum der Teichrohrsänger als einer der wenigen Langstreckenzieher seinen Bestand halten kann. Riedflächen werden erst im zweiten bis vierten Jahr nach der Mahd in besonders hohen Dichten besiedelt [2, 3]. Zu häufige Mahd von Schilfbeständen in Riedgebieten und entlang von Gräben kann somit lokal zum Rückgang der Art führen.

Stefan Werner

[1] Antoniazza (2018); [2] Antoniazza et al. (2018); [3] Antoniazza & Maillefer (2001); [4] Bergmann (1999); [5] Campedelli et al. (2012); [6] Christen (2007); [7] Christen (2017b); [8] Dvorak et al. (2016); [9] Halupka et al. (2008); [10] Schaefer et al. (2006); [11] Vafidis et al. (2016)

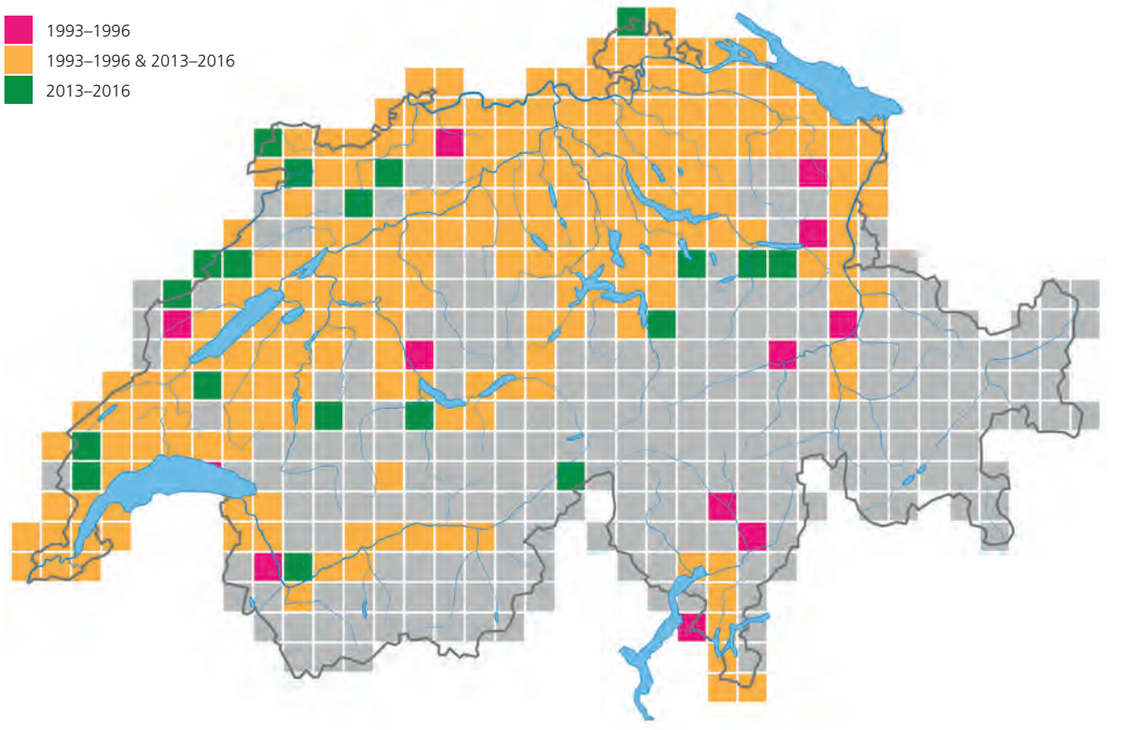




Dichte 2013–2016

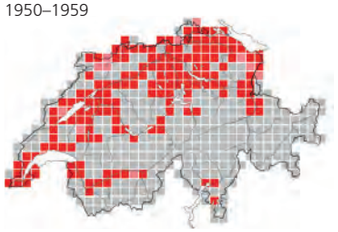


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

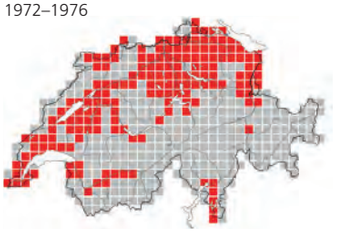


Patenschaft
Michael Götsch

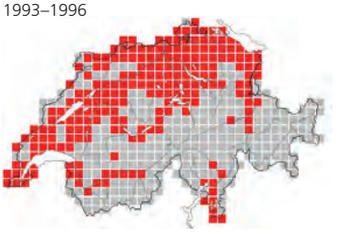
1950–1959



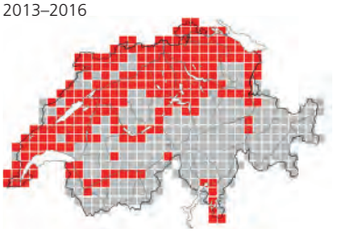
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Grosse und nasse Feuchtgebiete braucht das Land

Die Bestände vieler Feuchtgebietsarten sind zwar angestiegen, doch sie sind nach wie vor klein und können die früheren Verluste nicht kompensieren. Neben Flächenverlust und Isolation der Feuchtgebiete liegen die Hauptprobleme im Einfluss des Menschen auf den Wasserhaushalt, bedingt durch Pegelstandsregulierungen und Drainage.

Die grossen Flusskorrektionen sowie viele kleinere Entsumpfungsprojekte führten in der Schweiz seit 1850 zum Verlust von über 90 % der Moorflächen [5]. Eine detaillierte Auswertung der Landeskarten zeigte, dass die höchsten Flächenverluste in den grossen Feuchtgebieten (mindestens 10 km²) passierten [5]. Heute sind nur noch wenige Feuchtgebiete von über 1 km² Grösse vorhanden, beispielsweise Grangettes VD, Pfäffikersee ZH, Bolle di Magadino TI oder Neeracherried ZH. Auch das grösste Gebiet, die Grande Cariçaie am Südufer des Neuenburgersees mit einer Fläche von rund 30 km², ist im Vergleich zu ausländischen Feuchtgebieten wie den Biebrza-Sümpfen in Polen (rund 1000 km²) klein. Die Bedeutung des grössten Gebiets zeigt sich daran, dass hier 2013–2016 41 der 52 in der Gilde der Feuchtgebietsarten zusammengefassten Brutvogelarten der Schweiz nachgewiesen wurden. Über 50 % aller Purpurreiher, Rohrschwirle und Bartmeisen der Schweiz brüten hier, ebenso mehr als 10 % aller Kolbenenten, Haubentaucher, Zwergdommeln, Wasserrallen, Lachmöwen, Flussseeschwalben, Drosselrohrsänger und Rohrammern.

Geringe Grösse und Isolation problematisch

Die Verbreitungskarten der Feuchtgebietsarten zeigen die Bedeutung der grossen Feuchtgebiete klar. Dass grosse Gebiete mehr Arten beherbergen als kleine, ist zu erwarten. Doch grosse Feuchtgebiete sind auch regelmässiger besiedelt. Dies zeigt der Vergleich der Artenzahl der im Projekt «Monitoring Brutvögel in Feuchtgebieten» (MF) bearbeiteten Flächen, in denen jedes Jahr die Brutvögel kartiert werden. In grossen Feuchtgebieten brüten viele Arten zudem in höherer Dichte als in kleinen, wie eine weitere Auswertung der MF-Flächen zeigt. Analysiert wurde die Anzahl Reviere in den Kartierperimetern, die auch Wasserflächen, Wald oder kleinere Siedlungsflächen enthalten können. Höhere Dichten als in kleinen Gebieten wurden vor allem bei Arten gefunden, die im Schilfröhricht brüten, wie Wasserralle, Teichrohrsänger, Rohrschwirl und Rohrammer.

Neben der Grösse spielt auch die Isolation der Gebiete eine Rolle. Kleine und isolierte Feuchtgebiete werden von der Rohrammer seltener besetzt als grosse [4]. Die zunehmende Fragmentierung von einst zusammenhängenden Gebieten könnte ein Grund für den Bestandsrückgang der Art sein, der auch zu ihrer Aufnahme in die Rote Liste geführt hat [RLCH]. Bekassine und Grosser Brachvogel konnten sich in den einst ausgedehnten Feuchtgebieten der Nordostschweiz am längsten halten [AtCH0, 5]. Heute sind die Flächen jedoch auch dort offenbar zu klein und zu isoliert für diese Arten.

Mangelhafte Lebensraumqualität

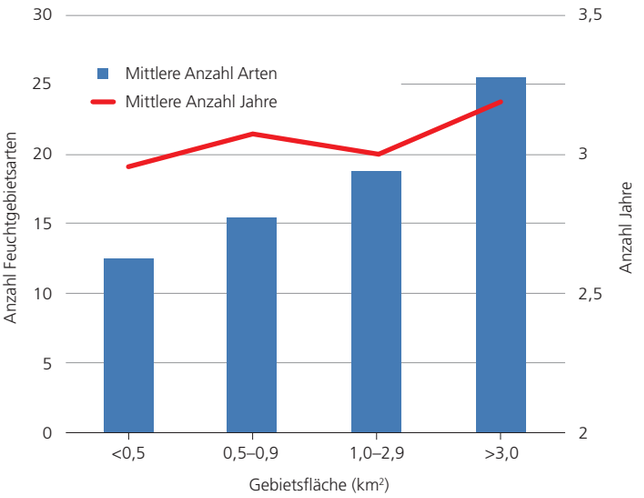
Die heute noch vorhandenen Feuchtgebiete sind nicht nur deutlich kleiner, sondern aufgrund des Nährstoffeintrags, der zu geringen Feuchtigkeit und der Zunahme von menschlichen Störungen durch Freizeitaktivitäten für viele Vogelarten auch qualitativ schlechter geworden. Problematisch ist vor allem die zunehmende Austrocknung vieler Feuchtgebiete als Folge der Drainage des umgebenden Kulturlands und der Regulierung der Wasserpegel an Seen und Flüssen. Mit Ausnahme des Bodensees und des Walensees ist der Abfluss aller grösserer Seen der Schweiz reguliert, um Schäden durch Hochwasser zu vermeiden.

Am Beispiel des Purpurreihers, der fast ausschliesslich in der Grande Cariçaie brütet, zeigt sich exemplarisch, wie sich die Wasserstandsregulierung auswirken kann. Die zweite

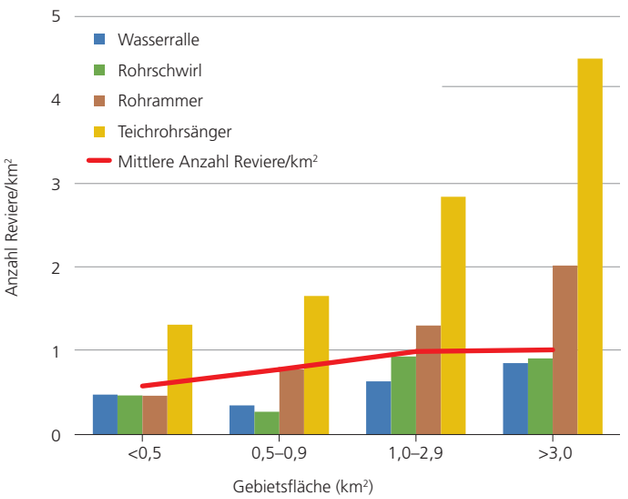


Verena Keller

Die Grande Cariçaie ist mit Abstand das wichtigste Feuchtgebiet der Schweiz. Nur mit aufwändigen Pflegemassnahmen lassen sich die negativen Effekte (Verlandung, Verbuschung) der künstlichen Pegelstandsregulierung mildern.



In Feuchtgebieten von über 3 km² Fläche (Gesamtperimeter der kartierten Flächen) ist die Anzahl typischer Feuchtgebietsarten doppelt so hoch wie in sehr kleinen (Säulen, linke Achse), und die Arten brüteten im Mittel in über drei der vier Atlasjahre 2013–2016 (Linie, rechte Achse). In den kleineren der insgesamt 106 jährlich kartierten Gebiete ist die Konstanz deutlich tiefer.



In grossen Feuchtgebieten siedeln sich viele Arten in grösserer Dichte an als in kleinen. Berücksichtigt wurden 18 relativ häufige Feuchtgebietsarten (ohne Koloniebrüter und primär an Flüssen brütende Arten) in 89 jährlich kartierten Feuchtgebieten. Die Dichte bezieht sich auf die gesamte kartierte Fläche.

Juragewässerkorrektion 1962–1973 und die danach eingeführte Regulierung des Pegelstands der Jurarandseen verringerten die Wasserstandsschwankungen im Verlauf des Jahres[3]. In der Folge der zweiten Juragewässerkorrektion ging der Bestand des Purpurreihers deutlich zurück[VdS]. Im Unterschied zur Situation vor den Siebzigerjahren sind heute grosse Teile der Röhricht- und Riedflächen zu Beginn der Brutzeit oft nicht überschwemmt. Dies ist sowohl für Amphibien wie für jene Fischarten ungünstig, die Flachwasser als Aufzuchtgewässer benötigen. Arten wie der Purpurreiher, der seine Nahrung im Flachwasser sucht, oder der Rohrschwirl, der sein Nest über dem Wasser baut, siedeln sich oft gar nicht an. Tendenziell wird der höchste Wasserstand heute oft erst Ende Mai oder im Juni erreicht, was zur Zerstörung der Nester vieler Arten führt, die ihren Neststandort an den tieferen Wasserstand zu Beginn der Brutzeit angepasst haben[3]. Dass bei stärkerer Vernässung heute verlassene Riedflächen wieder besiedelt werden könnten, zeigen aussergewöhnliche Ereignisse wie das Frühlingshochwasser von 2015. In der Grande Cariçaie begannen Lachmöwen und Flussseeschwalben mitten im Seggenried zu brüten, wie sie das früher beispielsweise im Kaltbrunner Riet SG taten. Das Hochwasser wäre also eigentlich positiv gewesen, doch wurde der Seepegel so rasch wieder abgesenkt, dass die Kolonien aufgegeben wurden, vermutlich weil sie vor Prädatoren wie dem Fuchs nicht mehr geschützt waren[1]. Vogelarten der Feuchtgebiete sind an Wasserstandsschwankungen angepasst und Verluste durch Hochwasser sind normal. Schlecht angepasst sind die Arten jedoch an künstliche Schwankungen, die nicht ihrer Phänologie entsprechen.



Verena Keller

Kleine und isolierte Feuchtgebiete sind wichtige Trittsteine zwischen grösseren Gebieten, bieten aber zu wenige Lebensräume für grössere Populationen.

Schutz und Pflege sind entscheidend

Die Bestände vieler Feuchtgebietsarten haben zwar seit 1993–1996 zugenommen. Feuchtgebiete sind heute gut geschützt und die Gebietspflege hat sich vielerorts verbessert. Wurde die Pflege lange einzig darauf ausgerichtet, durch das grossflächige Mähen von Riedgebieten die Verbuschung zu verhindern, wird heute mit gezielten und vielfältigeren Massnahmen versucht, das Management auf die Ansprüche unterschiedlicher Tier- und Pflanzenarten auszurichten[2, 3]. Doch die positiven Trends dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Bestände vieler Arten nach wie vor sehr tief und damit verletzlich sind. Das vollständige Verschwinden des Grossen Brachvogels und das nur mehr unregelmässige Auftreten der Bekassine zeigen deutlich, dass grossflächige Wiedervernässung nötig ist, um diesen und anderen Arten eine Chance zu geben.

Verena Keller

[1] Antoniazza (2016a); [2] Antoniazza et al. (2018); [3] Baudraz et al. (2014); [4] Pasinelli & Schiegg (2012); [5] Stuber & Bürgi (2018)

Species Seiten 128, 148, 176, 192, 198, 214, 215, 220, 230, 366, 378, 382, 384, 562

Drosselrohrsänger

Acrocephalus arundinaceus
Rousserolle turdoïde
Cannareccione
channarel grond
Great Reed-warbler



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 270–320 Paare (2013–2016)

Focus Seite 380

In der Schweiz besiedelt der Drosselrohrsänger Schilfbestände vor allem im Mittelland, lokal auch im Wallis und im Tessin. Mehr als 95 % des Bestands brüten in Lagen unterhalb von 600 m. Die höchsten Brutnachweise stammen von Leuk VS auf 620 m (G. & N. Delaloye, M. Hammel, B. Posse). Die höchsten Sänger, möglicherweise noch späte Durchzügler, wurden Ende Mai und Anfang Juni in den Jahren 2007, 2014 und 2015 am Lac Brenet VD auf 1005 m festgestellt (C. Zollinger, M. Baudraz, Y. Menétrey, A. Croisier) [1, 2, 11].

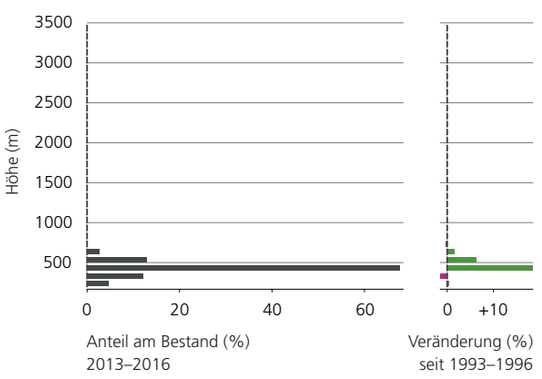
Drosselrohrsänger bevorzugen dichte, mehrjährige und überschwemmte Schilfkomplexe mit kräftigen Halmen [HVM]. In der Regel besiedeln sie grossflächige Schilfbestände, manchmal aber auch kleinere Flächen und schmale Schilfstreifen von weniger als 0,1 ha Grösse [HVM, 5]. Am Südufer des Neuenburgersees wurden zwischen 2013 und 2016 durchschnittlich 89 Reviere kartiert, was fast einem Drittel des Schweizer Bestands entspricht [3].

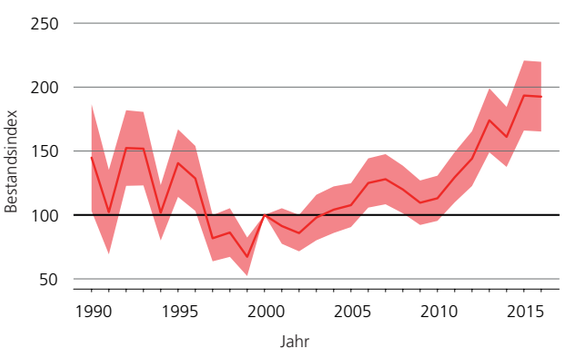
Nach einem starken Rückgang in den Siebzigerjahren in der Schweiz und im ganzen westlichen Europa stabilisierte sich der Bestand in der Schweiz ab Ende der Achtzigerjahre auf einem tiefen Niveau [AtCH0]. Seit 1993–1996 haben sich die Vorkommen in mehreren Feuchtgebieten wieder erholt. Der schweizweite Bestand ist sogar um 30 % gestiegen und das Brutgebiet hat sich vergrössert. Am Neuenburger- und Bodensee hat sich die Anzahl Reviere in den letzten zehn Jahren verdoppelt [AtBo, 3]. Auf der anderen Seite hat der Drosselrohrsänger im Tessin seit 1993–1996 etwas an Terrain eingebüsst, was mit dem Trend in Italien übereinstimmt, wo seit 1990 ein starker Rückgang verzeichnet wird [10]. In Frankreich ist der Bestand ebenfalls rückläufig, in Deutschland und Österreich aber zunehmend. Gesamthaft ist die Tendenz in Europa seit 1990 negativ [EBCC].

Über die Gründe der positiven Entwicklung in der Schweiz ist wenig bekannt. Infrage kommen mindestens zwei Einflüsse: Drosselrohrsänger können infolge der Klimaerwärmung früher im Jahr zu brüten und so vom immer zeitigeren Insektenangebot profitieren [8]. Auf der anderen Seite dürften sich die vitaleren Schilfbestände, hervorgerufen durch die verbesserte Wasserqualität und höhere Frühjahrs- und Sommertemperaturen, positiv auf den Drosselrohrsänger auswirken [AtD, 4, 6, 9, 12].

Sophie Jaquier

[1] Antoniazza (2015); [2] Antoniazza (2016b); [3] Antoniazza (2018); [4] Berndt & Struwe-Juhl (2004); [5] Boschert (2016); [6] Brauneis (2016); [7] Dvorak et al. (2016); [8] Dyrcz & Halupka (2009); [9] Méró et al. (2015); [10] Nardelli et al. (2015); [11] Posse (2008); [12] Schaefer et al. (2006)

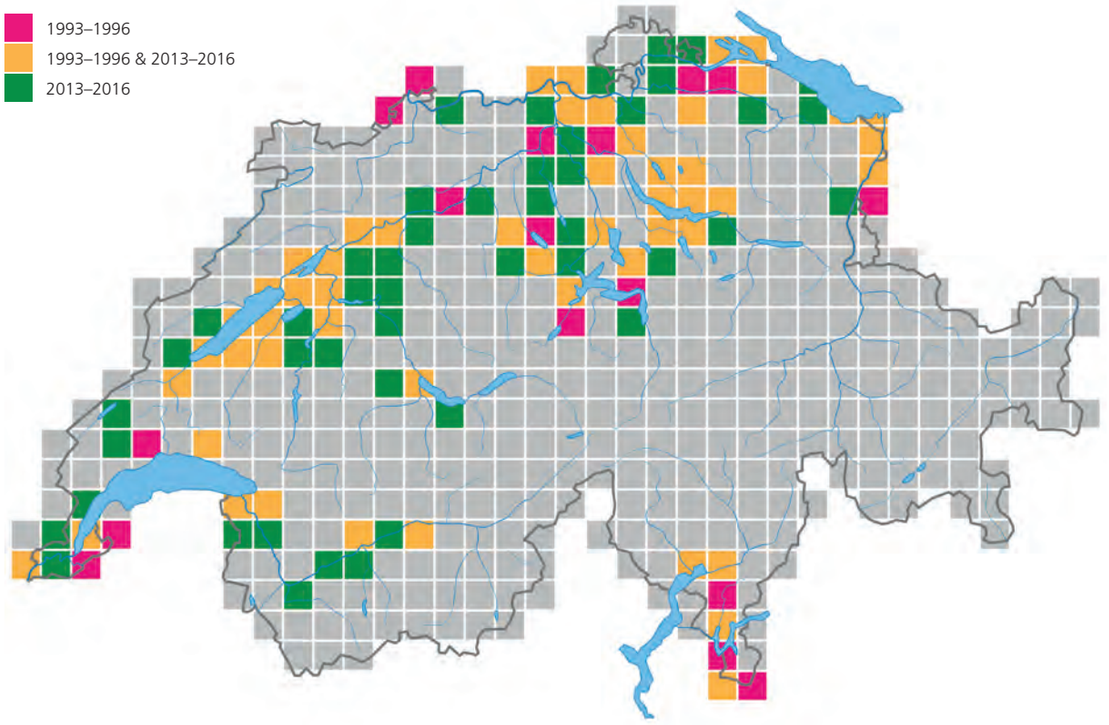




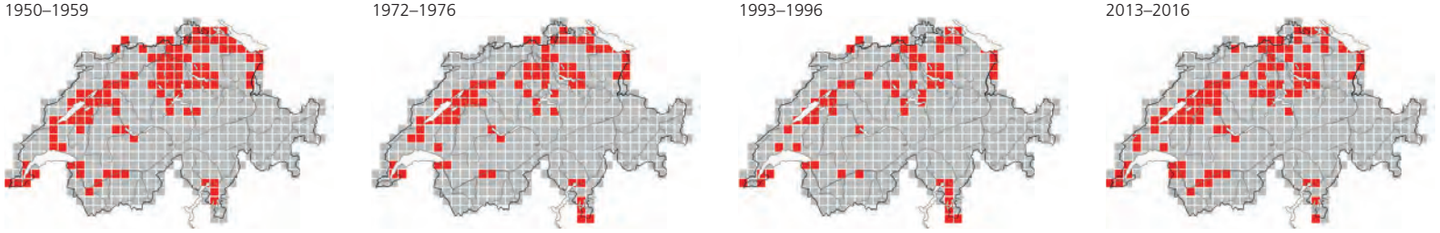
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Malima-Martha Vetsch, Lutzenberg



Rohrschwirl

Locustella luscinioides
Locustelle luscinioïde
Salciaiola
scroller da palì
Savi's Warbler



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 280–310 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 319, 380

Der Rohrschwirl besiedelt in der Schweiz primär die grossen Schilfgebiete des Mittellands, wobei aktuell rund zwei Drittel des Bestands am Südufer des Neuenburgersees brüten. Bevorzugtes Bruthabitat sind überflutete, grossflächige Altschilfbestände oder mit Schilf durchsetzte Grosseggenriede. Der Bestand fluktuiert in Abhängigkeit des Wasserstands[1, 6]. Trockengefallene Feuchtgebiete genügen den Ansprüchen des Rohrschwirls nicht, da er sein Nest meist knapp über Wasser in der Knickschicht des Schilfröhrichts oder auf Seggenstöcken baut[HVM, 2, 3]. In der Grande Cariçaie werden in optimalen Bereichen bis 20 Reviere/10 ha festgestellt[6]. Der höchste Brutzeitnachweis betrifft einen Sänger am Lac de Seedorf/Noréaz FR auf 610 m (2015; P. Desbiolles, Y. Rime)[5].

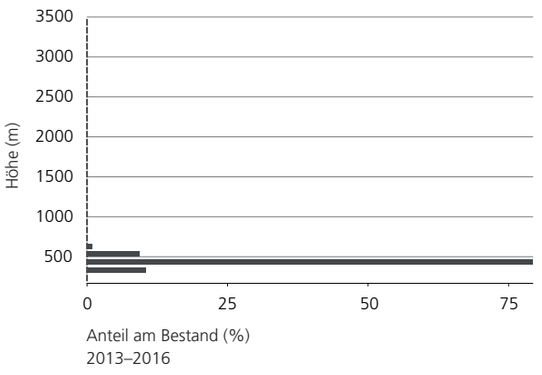
Der Rohrschwirl brütet erst seit 1956 bei uns[12]. Vom Neuenburgersee aus breitete er sich allmählich aus[AtCH2], was sich auch nach 1993–1996 fortsetzte. Neue Gebiete sind aber meist nur unstet besetzt. Das Extremhochwasser von Anfang Mai 2015 am Neuenburger- und Bielersee dürfte sich auf die Verbreitung insofern ausgewirkt haben, als dass in diesem Jahr besonders viele Rohrschwirle in andere Gebiete abgewandert sind[4, 5, 10].

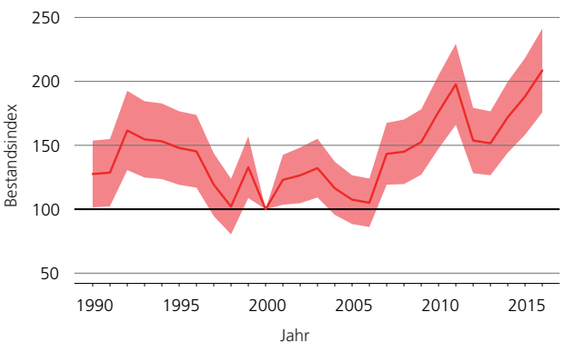
Der landesweite Bestand ist seit 1993–1996 um ein Viertel gestiegen. Am Neuenburgersee ist er jedoch seit 1993–1996 mit Fluktuationen stabil[6]. Der Bestand am Bodensee hat sich zwischen 1980 und 2010 auf etwa 56 Reviere mehr als verdoppelt[AtBo], und auch im Kanton Zürich nahm er zwischen 1988 und 2008 stetig zu[AtZH]. Während die Vorkommen in Frankreich und Italien rückläufig sind[AtF, 9], scheinen sie in Deutschland und Österreich stabil zu sein[AtD, RLEU, 11].

Die Gründe für die positive Entwicklung sind unklar. Der Rohrschwirl ist stark von geeigneter Lebensraumpflege abhängig: Jährlich gemähte Riede ohne Altschilf sind ebenso ungeeignet wie Gebiete, die durch zu seltene Mahd verbuschen[6, 8]. Schilfflächen werden erst im dritten bis sechsten Jahr nach der Mahd in besonders hohen Dichten besiedelt[7, 8]. Am Neuenburgersee dürfte der Rohrschwirl auch von einer Phase mit geringen hochwasserbedingten Brutverlusten profitiert haben[1, 6].

Stefan Werner

[1] Aebischer & Antoniazza (1995); [2] Aebischer & Meyer (1998); [3] Aebischer et al. (1996); [4] Antoniazza (2016a); [5] Antoniazza (2016b); [6] Antoniazza (2018); [7] Antoniazza & Maillefer (2001); [8] Antoniazza et al. (2018); [9] Brichetti & Grattini (2010b); [10] Christen (2017b); [11] Dvorak et al. (2016); [12] Gacond (1957)

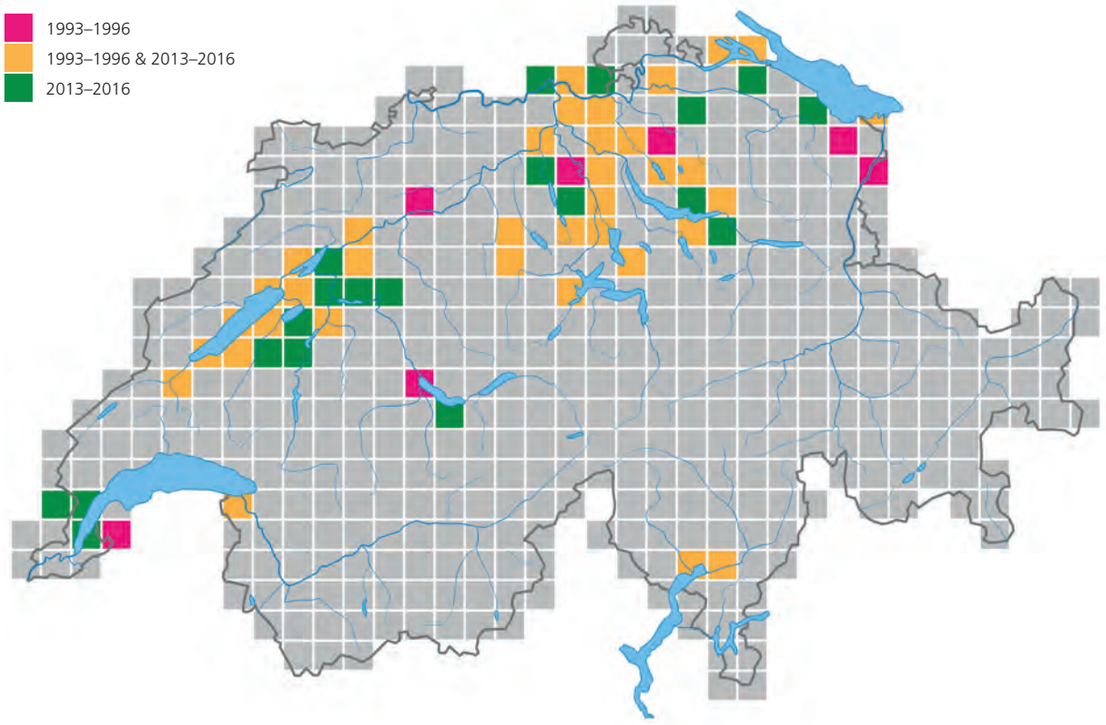




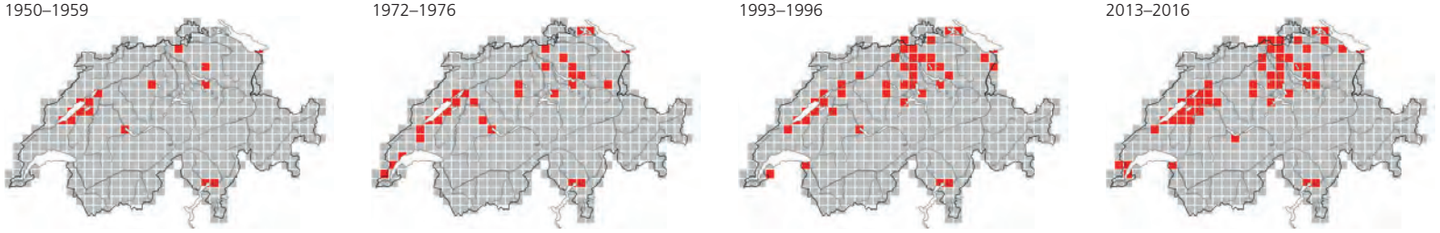
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Anonyme Patenschaft



Feldschwirl

Locustella naevia
Locustelle tachetée
Forapaglie macchiettato
scroller da chaglia
Common Grasshopper-warbler



Markus Varesvuo

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 150–250 Paare (2013–2016)

Focus Seite 284

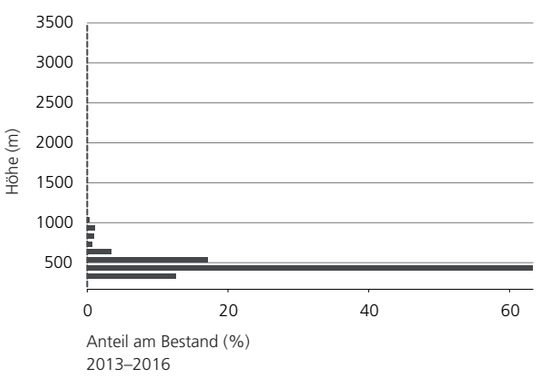
Die Schweiz befindet sich am südlichen Rand des Areals des Feldschwirls. Er kommt hierzulande nur zerstreut vor, hauptsächlich im Mittelland. Die bevorzugten Lebensräume sind landseitige Verlandungszonen von Feuchtgebieten, besonders stark entwickelte, mit einzelnen Gebüschen durchsetzte Krautfluren. Teilweise besiedelt der Feldschwirl auch eher trockene Habitate wie etwa Waldlichtungen und -schneisen. Mehr als 90 % des Bestands konzentrieren sich unterhalb von 600 m. Die höchsten Nachweise mit Brutverdacht stammen von einem verleitendem Vogel bei Hasliberg BE auf 1580 m (2006) [VdS] und von einem warnenden Paar bei Poschiavo GR auf 1440 m (2014; M. Müller).

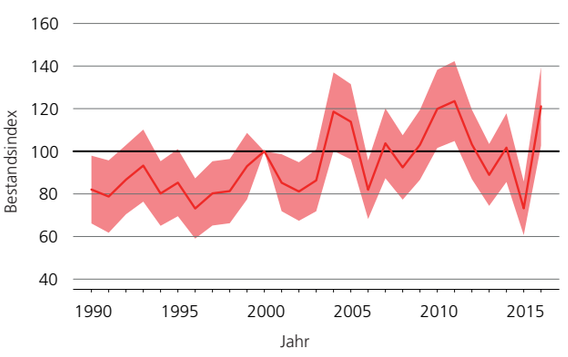
Ab der Mitte des 20. Jahrhunderts ging der Bestand in der Schweiz markant zurück [AtCH2, VdS], gefolgt von grösseren Schwankungen seit den Neunzigerjahren. Die nicht konstante Besetzung etlicher Atlasquadrate im Vergleich zu 1993–1996 ist auch mit den speziellen Lebensraumansprüchen des Feldschwirls zu erklären, der gerne temporäre Habitate besiedelt. Die jüngste Stabilisierung des Bestands wird durch regionale Untersuchungen bestätigt. In der Grande Cariçaie wurden 1972–1976 noch 200 Reviere erfasst (wobei wohl auch einige Durchzügler dabei waren); 2002 waren es nur noch 15 Reviere. Anschliessend hat sich der Bestand langsam erholt und lag 2001–2008 im Schnitt bei 23 Revieren und 2009–2016 bei 30 Revieren [VdS, 1]. Auch am Bodensee sanken die Zahlen zwischen 1980 und 2000 um 65 %, gefolgt von einer stabileren Phase bis 2010 [AtBo]. Im Kanton Zürich war der Bestand zwischen 1975 und 2008 mehr oder weniger konstant [AtZH, 6]. In Europa [EBCC] wie auch in Deutschland und Frankreich [AtD, AtF] sind die Trends seit den Neunzigerjahren negativ.

Der Rückgang in Europa wird auf die Lebensraumzerstörung [3] sowie auf die Bedingungen in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten zurückgeführt [3, 4, 5]. Es könnten aber auch erste Anzeichen der prognostizierten Verschiebung des Brutgebiets aufgrund der Klimaerwärmung nach Norden sein [ClimAt]. Die zukünftige Bestandsentwicklung in der Schweiz hängt vom Zustand der Randbereiche entlang von Feuchtgebieten ab, wo sich eine fehlende oder eine zu intensive Pflege negativ auf den Feldschwirl auswirken kann. Besonders gerne besiedelt er Parzellen im dritten und vierten Jahr nach der Mahd [2].

Sophie Jaquier

[1] Antoniazza (in Vorb.); [2] Antoniazza & Maillefer (2001); [3] Bauer et al. (2005); [4] Bayly et al. (2011); [5] Vickery et al. (2014); [6] Weggler et al. (2004)

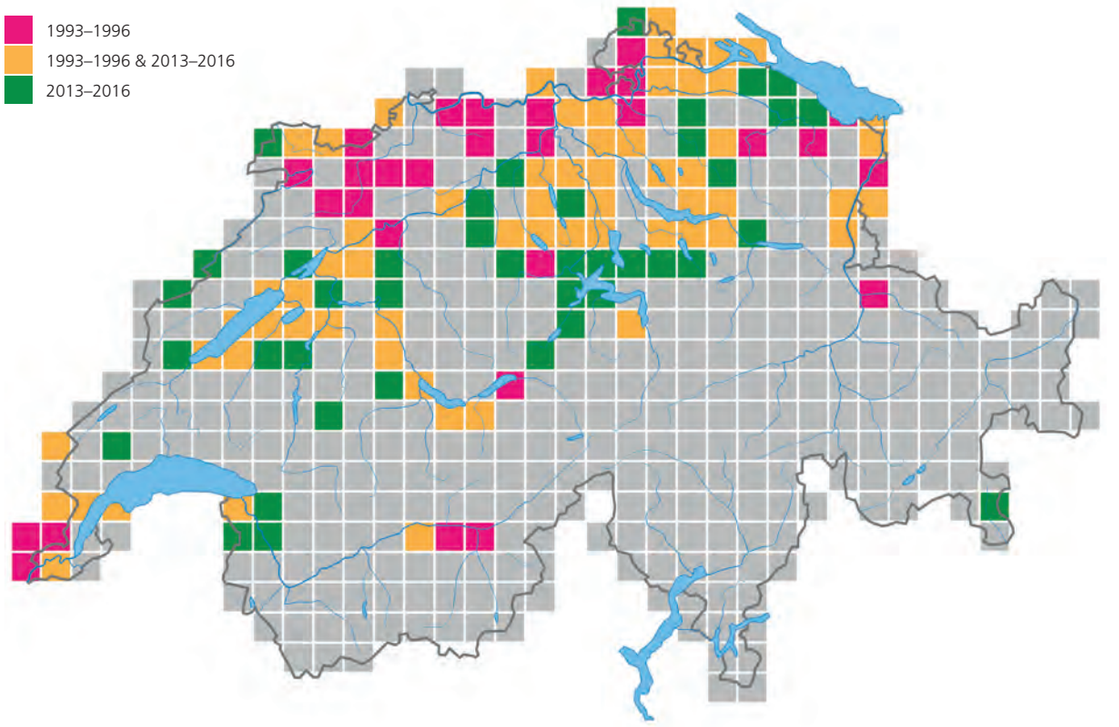




Vorkommen 2013–2016

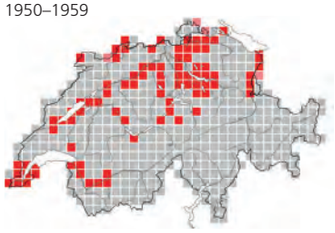


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

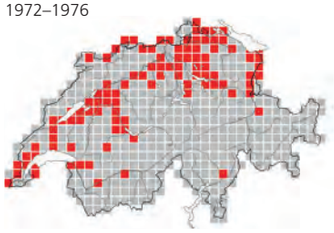


Patenschaft
Robatech
Gluing Technology

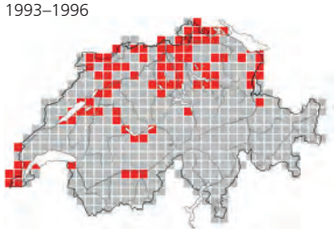
1950–1959



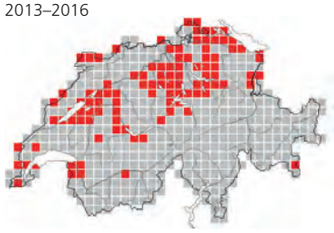
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Mehlschwalbe

Delichon urbicum
Hirondelle de fenêtre
Balestruccio
randulina clera
Northern House Martin



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 70 000–90 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 212, 308

Die Mehlschwalbe war ursprünglich eine Bewohnerin felsiger Landschaften und nistet heute grösstenteils an Gebäuden und Brücken. In der Schweiz konzentriert sich die Verbreitung auf Dörfer, Weiler und einzelne Höfe, wo Gebäude nebst einer genügenden Überdachung raue Fassaden aufweisen und Nistmaterial oder Kunstnester zur Verfügung stehen. In den Alpen existieren punktuell kleinere Felskolonien. Der Grossteil der Schweizer Mehlschwalben bewohnt Lagen um 400–700 m. Die Art dringt weit in die Alpentäler vor und besiedelt in geringer Dichte auch einige der höchstgelegenen Siedlungen. Seit mindestens den Siebzigerjahren [VdS] existiert eine Kolonie auf dem Furkapass UR auf 2430 m. Der höchste Brutplatz lag an einem Restaurant bei Zermatt VS auf 2580 m [VdS].

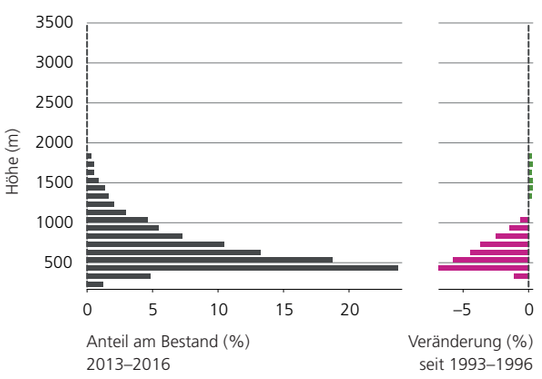
Kolonien von 80 bis über 100 Brutpaare finden sich heute entlang des Genfer- und Neuenburgersees, im Jura, entlang der Voralpen und in der Magadinoebene TI [6]. Auf dem Landwirtschaftsbetrieb Terreni alla Maggia bei Ascona TI befindet sich die zurzeit grösste Kolonie der Schweiz mit 222 Paaren (2014; P. Teichert). Die Ostschweiz ist von der Mehlschwalbe weniger dicht besiedelt und Kolonien über 50 Brutpaare gibt es dort kaum.

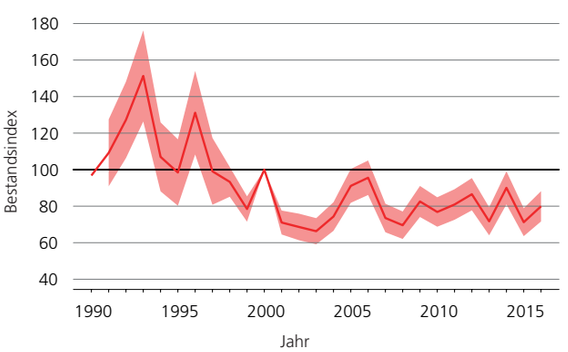
Um 1993 hatte die Mehlschwalbe in der Schweiz ein Bestandshoch. Seither ging der Bestand landesweit deutlich zurück und schwankt seit 2001 auf tiefem Niveau. Die Abnahme fand vor allem unterhalb von 1000 m statt, insbesondere im Mittelland, und zeigt sich sowohl in einem Rückgang der Anzahl Kolonien wie auch der Koloniegrösse. So sank der Bestand in Magden AG von 318 (1993) auf 137 Paare (2016; R. Freuler) und in Erschwil SO von 152 (1994) auf 84 Paare (2010) [5]. Auch regionale Bestandsaufnahmen zeigen teils deutliche Verluste [AtBo, AtZH, 1, 2, 10]. In anderen Ländern Europas ist der Trend ebenfalls negativ [AtD, EBCC, 4, 7, 9].

Wo Nistmaterial oder geeignete Fassaden zum Nestbau fehlen, helfen Fördermassnahmen wie Kunstnester, Neststützen oder lehmige Bodenstellen [8, 11]. Zentral für den Fortbestand lokaler Bestände ist aber die Akzeptanz von Hausbewohnern und -besitzern, da immer noch Nester illegal entfernt werden oder bei Renovationen verschwinden. Wichtig sind zudem naturnahe Lebensräume, wo Insekten auch bei schlechtem Wetter verfügbar sind.

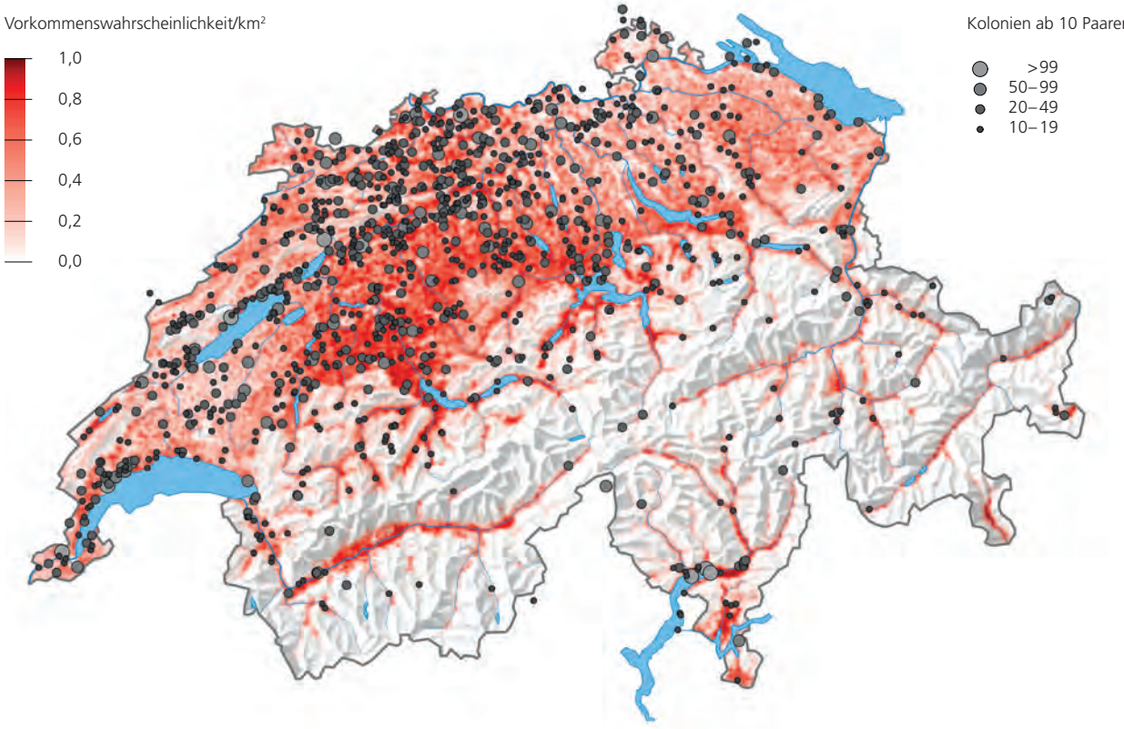
Stephanie Michler

[1] Beaud & Beaud (2018); [2] Christen (2017b); [3] Hoffmann & Michler (2015); [4] Jiguet (2017); [5] Martinez et al. (2012); [6] Michler et al. (2015a–b); [7] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [8] Schwarzenbach et al. (2014a–b); [9] Teufelbauer & Seaman (2017); [10] Weggler & Widmer (2000b); [11] Willi et al. (2011)





Vorkommen 2013–2016



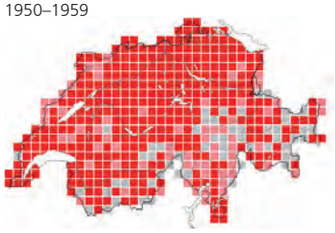
Paare 2013–2016

Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

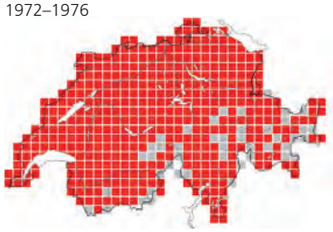


Patenschaft
Marianne und Benno Lüthi Stiftung

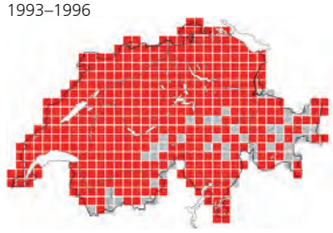
1950–1959



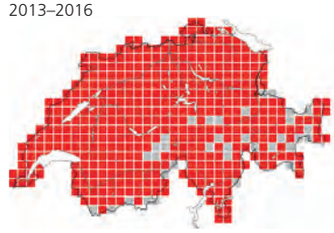
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Rauchschwalbe

Hirundo rustica
Hirondelle rustique
Rondine
randulina stgira
Barn Swallow



Mathias Schaef

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 70 000–90 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 392, 448

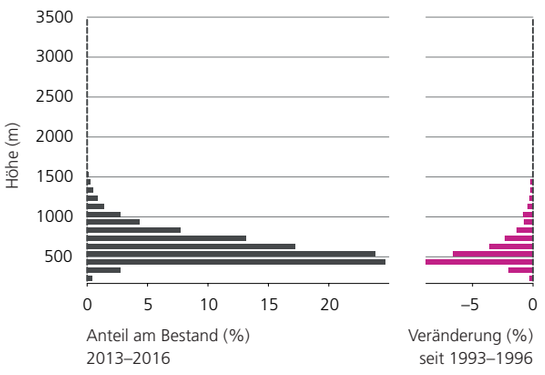
In der Schweiz kommt die Rauchschwalbe verbreitet bis in Höhen von 1000 m vor. Der höchstgelegene Brutplatz lag wie schon 1993–1996 in Lü GR auf 1920 m (C. Vaucher, M. Hofer, J. Denkinger). Die Rauchschwalbe besiedelt landwirtschaftlich geprägte Lebensräume und brütet in oder an Gebäuden. Meist sind dies traditionelle Ställe mit Vieh[4], ab und zu aber auch andere Bauten. Als Nahrungsspezialistin braucht die Rauchschwalbe Jagdgebiete, in denen sie auch bei schlechtem Wetter genug fliegende Insekten findet (z.B. Hecken, Obstgärten, Waldränder, Gewässer)[3, 12]. Hauptgründe für die arttypischen Bestandsschwankungen sind Schlechtwetterperioden. Zur Brutzeit wirken sich diese grossräumig und synchron auf den Bruterfolg aus[10], auf dem Zug und im Winterquartier betreffen sie vor allem in Form von Dürren direkt die Überlebensraten der Vögel[7].

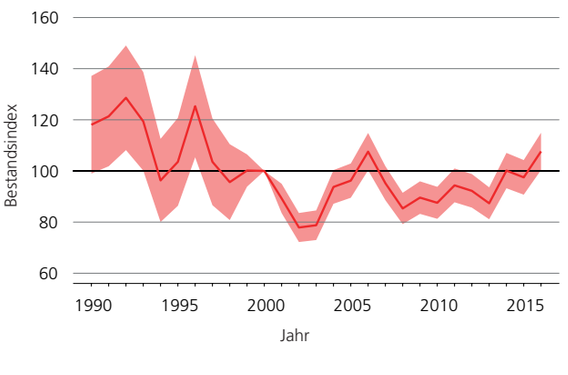
Die grossräumige Verbreitung der Rauchschwalbe in der Schweiz hat sich in den letzten 40 Jahren praktisch kaum geändert. Die grössten Dichten finden wir nördlich der Alpen in Höhen zwischen 400 und 800 m. In einigen dieser Gebiete und in weiteren Regionen gleicher Höhenlage haben die Bestände seit 1993–1996 stark abgenommen. Dies bestätigen auch mehrere regionale Bestandserhebungen[AtBo, AtZH, 2, 5, 13]. Häufig sind davon ehemals ländliche Gebiete um grössere Ballungszentren betroffen. Deutliche Zunahmen beschränken sich auf einzelne Ebenen mit intensiver Grünland- und Weidewirtschaft. Heute dürfte der Schweizer Bestand rund 10–20 % kleiner sein als 1993–1996. Gründe dafür liegen in der sinkenden Anzahl Bauernbetriebe, in der offenen Bauweise moderner Ställe mit freilandähnlichen Temperaturen und Zugluft sowie bei einem geringeren Nahrungsangebot rund um die Brutplätze. Diese Veränderungen dürften in naher Zukunft weitere Regionen des Mittellands und später die Voralpen und Alpentäler erreichen.

Vergleichbare Trends werden auch in den Nachbarländern[AtD, AtF, 1, 6, 8, 11] und in ganz Europa[EBCC, 9] registriert. Fördermassnahmen sind das Anbieten von Nisthilfen in geeigneten Gebäuden – Pferdeställe werden hier immer wichtiger! – sowie der Erhalt kleinräumig strukturierter, vielfältiger Landschaften, wo die Rauchschwalbe auch bei schlechtem Wetter genug Nahrung findet.

Martin Grüebler & Johann von Hirschheydt

[1] Bani et al. (2014); [2] Christen (2017b); [3] Grüebler et al. (2008a); [4] Grüebler et al. (2010); [5] Hirschheydt et al. (2006); [6] Jiguet (2017); [7] Møller & Szép (2005); [8] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [9] Sanderson et al. (2006); [10] Schaub et al. (2015); [11] Teufelbauer & Seaman (2017); [12] Turner (2006); [13] Weggler & Widmer (2000b)





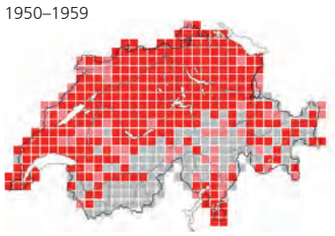
Dichte 2013–2016

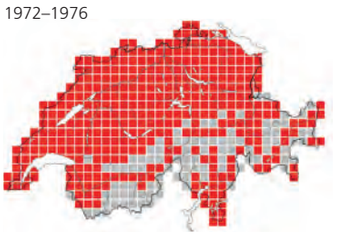


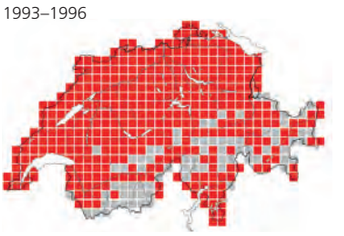
Veränderung der Dichte seit 1993–1996

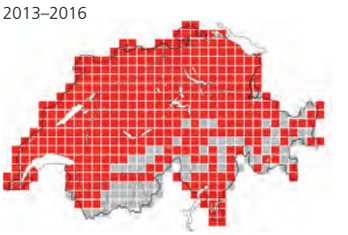


Patenschaft
Jean-Luc Brahier
Sepp Muff









Rückgang der Insektenfresser

Der starke Rückgang der Insekten in der Kulturlandschaft macht den insektenfressenden Brutvögeln grosse Probleme. Die Verwendung von Pestiziden und moderne Landnutzungstechniken gehören zu den Hauptursachen des Insektenschwunds. Insekten fressende Vogelarten im Landwirtschaftsgebiet gehen besonders stark zurück.

Etwa 40 % der Schweizer Brutvogelarten ernähren sich fast ausschliesslich von Insekten. Weitere 25 % haben eine gemischte Diät, ziehen ihre Jungen aber vorwiegend mit Insekten auf. Deshalb ist der Bedarf an geeigneten und zudem leicht zu erbeutenden Insekten gross.

Obwohl die Datenlage in ganz Mitteleuropa dürftig ist: Es gibt heute weniger Insekten als vor Jahrzehnten. Dies ist zumindest für mehrere Gebiete in Deutschland belegt, wo die Insektenbiomasse innerhalb der letzten 27 Jahren um 75 % zurückging [10, 24]. Aus der Schweiz gibt es kaum Datenreihen, die den Rückgang der Insekten-Biomasse belegen. Georg Artmann-Graf stellte bei den Heuschrecken in der Region Olten SO eine deutliche Abnahme in den letzten 30 Jahren fest [1]. Zudem berichten ältere Lokomotivführer übereinstimmend, dass sie die Windschutzscheiben noch in den Sechzigerjahren nach jeder Fahrt von einer Masse toter Insekten reinigen mussten, während heute eine Reinigung nur mehr in grossen Abständen nötig sei.



Roman Graf

Bahn- und Strassenböschungen können sich zu Hotspots für Insekten entwickeln, wenn sie entsprechend bewirtschaftet werden. Statt jährlichem Mulchen der gesamten Fläche (wie im Bild) sollte bei der Mahd jeweils ein Drittel der Fläche stehen gelassen werden. Der Abtransport des Schnittguts verhindert ein Verfilzen der Vegetation und hält die Standorte mager.

Hauptursachen für den Insektenrückgang

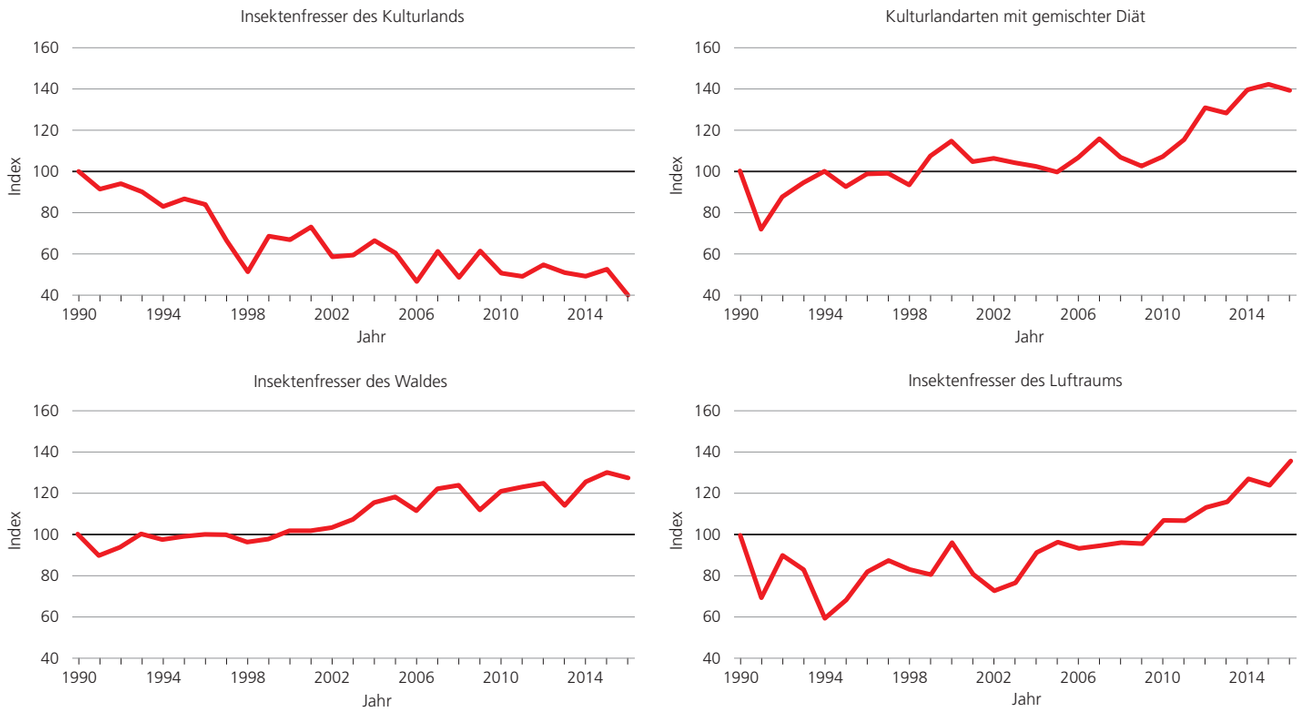
Die Gründe für den Verlust von Insekten sind vielfältig: Insbesondere der Verlust von insektenreichen Lebensräumen (Halbtrocken- und Trockenrasen, Feuchtgebiete, naturnahe Gewässer) wiegt schwer. Gerade hier kamen viele Grossinsekten wie Heuschrecken, Libellen und Schmetterlinge vor. Viele moderne Bewirtschaftungstechniken wirken sich negativ auf Insekten aus [13]: Naturnahe Strassen- und Bahnböschungen werden oft zur Hauptblütezeit gemäht. Für die Produktion von Silage aus Futterwiesen wird das Pflanzenmaterial inklusive Insekten kurz nach dem Schnitt verpackt und weggeführt. Wiesen werden bis zu sechsmal jährlich gemäht. Oft wird dabei ein Mähaufbereiter eingesetzt, der das Gras unmittelbar nach dem Mähvorgang quetscht, damit es schneller trocknet. So bewirkt der Mähaufbereiter einen siebenmal höheren Verlust an Honigbienen (bis zu 90 000 tote Bienen/ha) als eine Mahd ohne Aufbereiter [5].



Marc Tschudin

Ein Rauchschwalbenpaar verfüttert während der Nestlingszeit der Jungen rund 1 kg Insekten, was dem Inhalt des Plastiksacks entspricht.

Der Einsatz von Pestiziden reduziert die Vielfalt und Häufigkeit von Arthropoden [2, 6, 7, 11, 22, 26, 27]. Herbizide reduzieren die Nahrungsgrundlage vieler Insekten. Insektizide dezimieren nicht nur Schädlinge, sondern auch andere Insekten. Zudem gelangen schwer abbaubare Insektizide in den Boden und zum Teil auch ins Grundwasser. In den Siebzigerjahren wurde das inzwischen vielerorts verbotene DDT als fettlösliches Insektizid über die Nahrungskette angereichert und führte zu einem dramatischen Rückgang von Greifvögeln weltweit. Heute werden die schwer abbaubaren und wasserlöslichen Neonicotinoide häufig prophylaktisch angewendet und sind in der Schweiz auch in Gewässern und in Biodiversitätsförderflächen nachgewiesen [12]. Auch in Gärten ist der Einsatz von Pestiziden beträchtlich. In den Niederlanden nahmen insektenfressende Vögel in Gebieten mit mehr Neonicotinoiden im Oberflächenwasser stärker ab als in weniger belasteten Gebieten [9]. Die medikamentöse Bekämpfung von Parasiten beim Vieh hat zur Folge, dass dessen Dung und Gülle von Insekten viel weniger besiedelt werden und damit eine weitere Insektenquelle reduziert wird [3, 16, 18]. Das Bakterium *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* wird auch in Naturschutzgebieten in der Schweiz gegen Mückenlarven eingesetzt. Durch die Vernichtung der Mücken wird die Gesamtinsektenmenge kleiner, was sich negativ auf den Bruterfolg der Vögel auswirkt [14, 20, 21].



Die Bestandstrends von reinen Insektenfressern in drei Lebensräumen sowie von Kulturlandarten, die eine gemischte Diät haben, legen nahe, dass die Insektenfresser im Kulturland an Nahrungsmangel leiden.

Schlechte Erreichbarkeit der verbliebenen Insekten

Vor allem wegen vermehrter Düngung sind heute viele Kulturen und Wiesen sehr viel dichter als früher. Lückige, nährstoffarme Wiesen beispielsweise gingen im Engadin GR in nur 20 Jahren um 20 % zurück, während der Anteil sehr dichter Wiesen im gleichen Zeitraum stark zunahm[8]. Getreidefelder sind wegen neuer Sorten und Düngung dichter[4]. In dichten Wiesen und Kulturen sind die Insekten für deren Jäger schwierig zu erbeuten. Deshalb brauchen beispielsweise Gartenrotschwanz und Wendehals in ihrem Revier lückige Vegetation, wo sie Insekten leicht erbeuten können[17, 23]. Beim Wiedehopf beeinflusst die Erreichbarkeit die Wahl der Nahrungsgebiete sogar stärker als die Menge der Beutetiere[25].

Insektenfresser im Kulturland haben es schwer

Aus all diesen Gründen ist es wenig erstaunlich, dass die Bestände reiner Insektenfresser des Kulturlands (z.B. Lerchen, Baumpieper, Neuntöter, Dorngrasmücke, Braunkehlchen) deutlich abnehmen. Kulturlandarten, für deren Ernährung Insekten eine Nebenrolle spielen (z.B. Weissstorch, Rotmilan, Turmfalke, Wacholderdrossel, Goldammer), sind von diesem Rückgang insgesamt nicht betroffen. Waldbewohnende Insektenfresser (z.B. Spechte, Meisen, Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen) und Luftjäger (z.B. Alpensegler, Bienenfresser) haben insgesamt sogar einen positiven Bestandstrend. Die bedenkliche Situation der Insektenfresser im Kulturland dürfte eine Folge des starken Pestizideinsatzes, moderner Landnutzungstechniken sowie Flurbereinigungen sein.

Mögliche Lösungen des Problems

Mit einfachen Massnahmen kann die Situation verbessert werden: Das Stehenlassen von mindestens 10 % Restflächen bei jedem Schnitt muss in Extensiv- und Streuwiesen zum Standard werden. Die positive Wirkung solcher Restflächen auf Insekten ist belegt[19]. Die Verwendung von Pestiziden muss stark eingeschränkt werden und darf nicht präventiv erfolgen, sondern erst ab einer gewissen Schadschwelle. Es ist nachgewiesen, dass eine Reduktion der Pestizide um 42 % in der Regel keine Ertragsausfälle verursacht[15]. Die Bereitschaft der Konsumentinnen und Konsumenten, pestizidarm produzierte Nahrungsmittel zu kaufen, muss durch Informationstätigkeit weiter gesteigert werden. Die grosse Mehrzahl der Grünflächen im Siedlungsraum ist naturfern gestaltet und wird intensiv «gepflegt». Für Insekten sind sie unattraktiv. Gartenfachleute und Gartenbesitzer sollen für eine insektenfreundliche und naturnahe Gartengestaltung sensibilisiert werden.

Die Abnahme der Nahrung für insektenfressende Vogelarten ist ein grosses Problem, über dessen Ausmass zu wenig bekannt ist. Deshalb ist zudem ein Monitoring der Biomasse der Insekten in der Schweiz notwendig.

Lukas Jenni & Roman Graf

[1] Artmann-Graf (2017a); [2] Bengtsson et al. (2005); [3] Floate et al. (2005); [4] Fossati & Brabant (2003); [5] Frick & Fluri (2001); [6] Fuller et al. (2005); [7] Geiger et al. (2010); [8] Graf et al. (2014c); [9] Hallmann et al. (2014); [10] Hallmann et al. (2017); [11] Hole et al. (2005); [12] Humann-Guilleminot et al. (in Vorb.); [13] Humbert et al. (2009); [14] Jakob & Poulin (2016); [15] Lechenet et al. (2017); [16] Mann et al. (2015); [17] Martinez et al. (2010); [18] McCracken (1993); [19] Meyer et al. (2017); [20] Poulin (2012); [21] Poulin et al. (2010); [22] Power et al. (2012); [23] Schaub et al. (2010b); [24] Sorg et al. (2013); [25] Tagmann-Ioset et al. (2012); [26] Tuck et al. (2014); [27] Winqvist et al. (2011)

Species Seiten 166, 188, 266, 272, 274, 280, 302, 312, 390, 412, 426, 452, 458, 470, 476, 504, 558

Felsenschwalbe

Ptyonoprogne rupestris
Hirondelle de rochers
Rondine montana
randulina da crap
Eurasian Crag Martin



Beat Rüegger

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 7000–9000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 308

In Europa brütet die Felsenschwalbe südlich einer Linie, die sich von Zentralfrankreich über Süddeutschland und Ungarn bis zum Donaudelta zieht. Die Schweiz liegt somit unweit der nördlichen Arealgrenze. Die Felsenschwalbe kommt hierzulande verbreitet in den Alpen sowie im südlichen und zentralen Jura vor. Punktuell besiedelt sie auch das Mittelland, wo sie an Brücken und Hochbauten nistet[1, 5, 7]. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 900 und 1800 m. Die grössten Dichten werden in den alpinen Haupt- und Seitentälern erreicht. Beachtliche Dichten finden sich lokal auch auf der Alpennordseite. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 6 Reviere gezählt werden. Die Dichte im Jura ist viel geringer als in den Alpen.

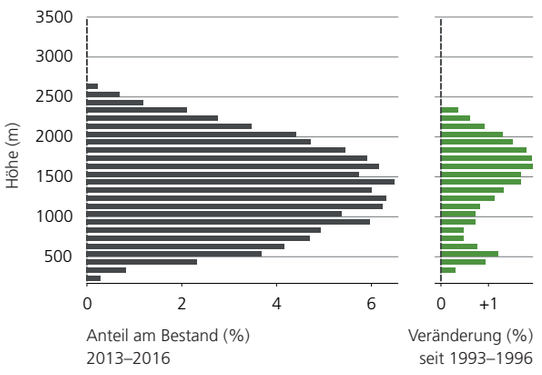
Als Nistplätze dienen überhängende Stellen in weitgehend kahlen Felsen und zunehmend auch Bauwerke, historische ebenso wie neuere. Die Felsenschwalbe kann im Tessin bereits auf 210 m brüten und steigt bis weit über die Baumgrenze. Während Bruten früher bis 2620 m bekannt sind[AtCH2], gelang der höchste aktuelle Brutnachweis bei Zermatt VS auf 2390 m (J.-L. Carlo).

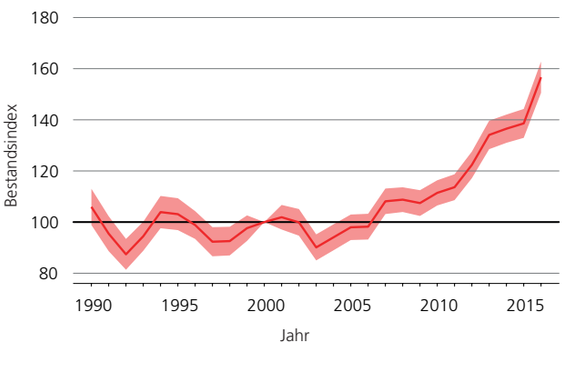
Zwischen 1980 und 1991 hat die Felsenschwalbe von Südwesten her zwei Drittel der Länge des Jurabogens besiedelt[8]. Seit 2003 hat ihr Bestand in der Schweiz um rund 60 % zugelegt. Dies hat sich in einer räumlich beschränkten Arealexpansion gezeigt, noch stärker aber in einem Füllen von Verbreitungslücken, in einer generellen Dichtezunahme sowie in immer häufigeren Gebäudebruten[3, 4, 6, 7, 10]. Im Jura werden zwar vermehrt auch kleinere Felsen besiedelt, aber interessanterweise hat sich die Felsenschwalbe hier seit 1996 kaum mehr weiter nach Osten ausgedehnt. Dagegen hält die Verdichtung der Vorkommen in den Alpentälern weiter an. In Zukunft darf daher wohl mit einem weiteren Bestandsanstieg gerechnet werden, ebenso wie mit einer weiteren Zunahme von Gebäudebruten. Diese wiederum dürften auch durch den Bauboom in den Alpen begünstigt worden sein, wodurch vor allem in felsarmen Gegenden geeignete «Kunstfelsen» entstanden sind[6].

In Europa werden die Bestände mehrheitlich als stabil betrachtet[RLEU]. Es gibt jedoch deutliche Zunahmen am Nordrand des Verbreitungsgebiets in Frankreich[AtF] und in Deutschland[AtD, 2, 9], wo die Felsenschwalbe ab 2007 den Schwarzwald neu besiedelt hat[9].

Marc Kéry

[1] Christen (2001); [2] Fünfstück (2016); [3] Glutz von Blotzheim (2005); [4] Glutz von Blotzheim (2008a); [5] U. N. Glutz von Blotzheim, unveröff.; [6] Glutz von Blotzheim et al. (2012); [7] Hauri (2006); [8] Kéry (1991); [9] Kratzer (2015); [10] Signorell Häusler et al. (2012)





Vorkommen 2013–2016

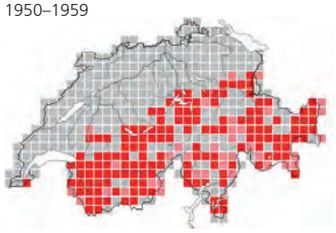


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

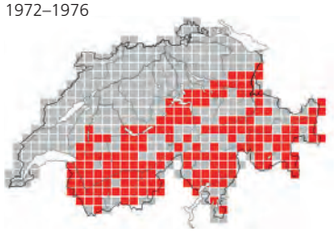


Patenschaft
Adrian Borgula, Luzern

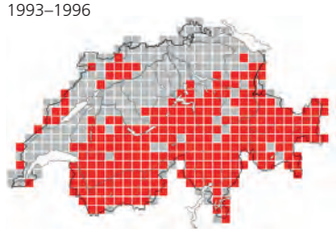
1950–1959



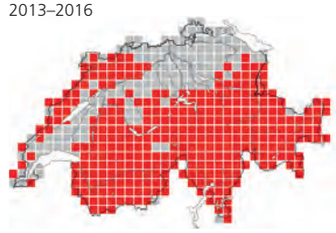
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Uferschwalbe

Riparia riparia
Hirondelle de rivage
Topino
randulina da riva
Collared Sand Martin



Andreas Jaun

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 2300–3000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 276, 448

Die Uferschwalbe brütet in der Schweiz auf der Alpennordseite zwischen 300 und 700 m. Die höchstgelegene Kolonie auf 920 m bei Oberschrot FR war 2012–2013 besetzt (P. Scherler, L. Broch, Y. Rime), in einer Kiesgrube bei Jassbach BE auf 920 m brütete die Uferschwalbe 2007 letztmals (C. Dohrn). Weitere aktuelle hoch gelegene Brutplätze befinden sich bei Menzingen ZG auf 810 m (D. Kronauer) und auf 770 m bei Degersheim SG (M. Stacher, M. Valentini).

Ursprünglich nistete die Art bei uns in steilen Uferwänden grosser Flüsse. Die letzte Kolonie an einem natürlichen Brutplatz wurde 2002 bei Avenches VD gefunden (L. Broch), bis 2017 an der revitalisierten Thur bei Kleinandelfingen ZH erstmals wieder zwei Brutpaare entdeckt wurden (M. Griesser). 2013–2016 lagen die meisten Kolonien in Kiesgruben, wenige in frisch angerissenen Sanddepots und einzelne in künstlichen, aus Sand aufgeschütteten Brutwänden [5].

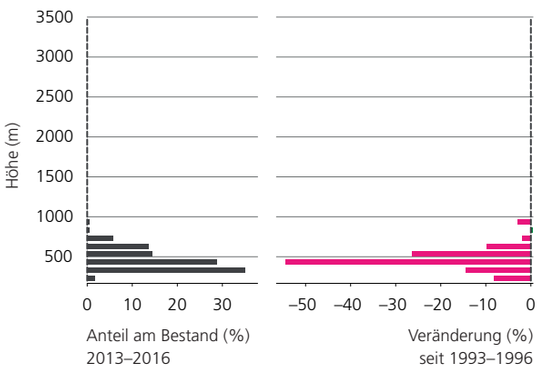
Mit einem Überwachungsprojekt werden seit 1980 alle Kiesgruben in einem repräsentativen Ausschnitt des Mittellands auf Uferschwalben kontrolliert (Methode gemäss Kuhnen [3]). Die grössten Kolonien zählten im Jahr 2016 874 Röhren (277 Paare) bei Raperswilen TG (P. Kaiser) und 823 Röhren (263 Paare) bei Stetten AG (M. Lüthy).

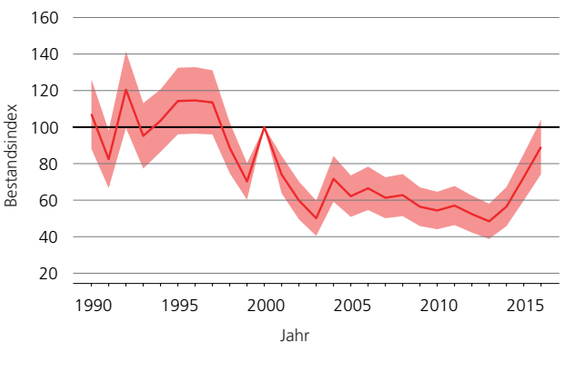
Das Brutgebiet hat sich seit 1950–1959 deutlich ausgedünnt, besonders in der Westschweiz. In der Südschweiz gab es nach 1999 keine Brutversuche mehr. Gegenüber 1993–1996 ist die Anzahl Kolonien in der Schweiz von 130 auf 69 zurückgegangen, und die Kolonien sind im Mittel um über 20 % kleiner geworden. Der Bestand hat 2013 ein historisches Tief erreicht. Ob die seit 2014 festgestellte Trendwende anhält, ist ungewiss.

Im Überwachungsprojekt war 2013–2016 rund die Hälfte der kontrollierten Kiesgruben nicht besiedelt, sie wiesen aber mit Steilwänden und Sandbändern die für Uferschwalben wichtigen Strukturen auf. Mit dem anhaltenden Trend zu schnellerem Abbau sowie Auflagen zur Rekultivierung dürfte die Zahl offener Kiesgruben abnehmen und damit zum limitierenden Faktor werden. Eine punktuelle Förderungsmassnahme ist die Schaffung künstlicher Brutwände [1, 5]. Von Flussrenaturierungen hat die Uferschwalbe bislang noch kaum profitiert. Verschiedentlich werden negative Trends in Nachbarländern [AtD, AtF, RLEU, 2] mit Dürreperioden im Überwinterungsgebiet in der Sahelzone erklärt [4, 6, 7].

Christoph Vogel-Baumann

[1] Bachmann et al. (2008a–b); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Kuhnen (1978); [4] Robinson et al. (2008); [5] Schmit (2016); [6] Szép (1995); [7] Zwarts et al. (2009)

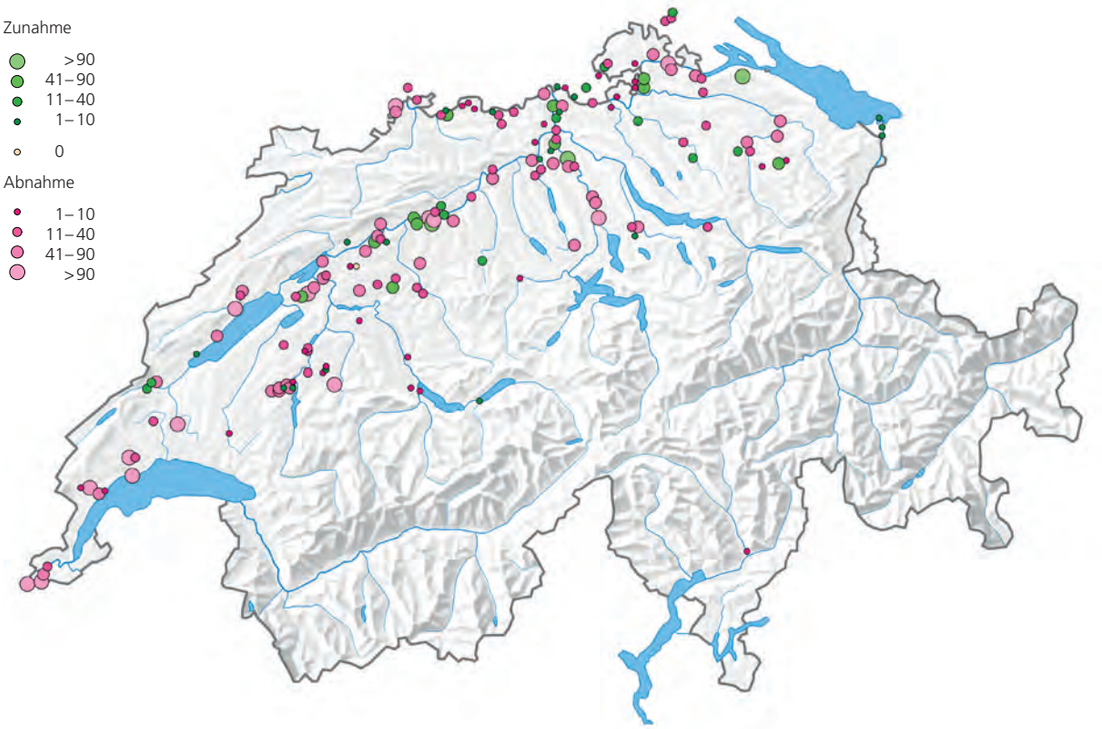




Brutpaare 2013–2016



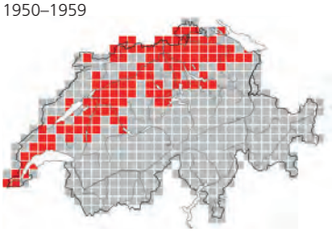
Veränderung der Anzahl Brutpaare seit 1993–1996



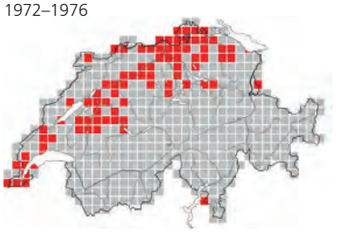
Patenschaft
Herbert Weidmann

kse bern
Der Kantonale Kies- und Betonverband
Stiftung Landschaft und Kies
Im Dienste des Bauens und der Natur.

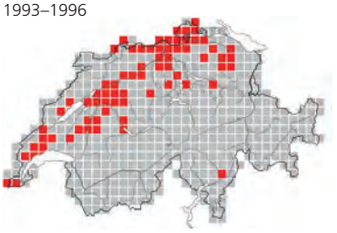
1950–1959



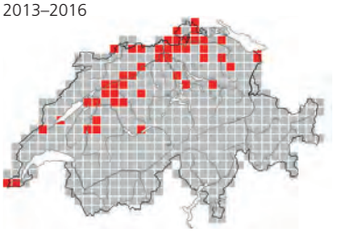
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Berglaubsänger

Phylloscopus bonelli
Pouillot de Bonelli
Luì bianco
fegliarel da muntogna
Western Bonelli's Warbler



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 40 000–60 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 164, 314, 402, 542, 552

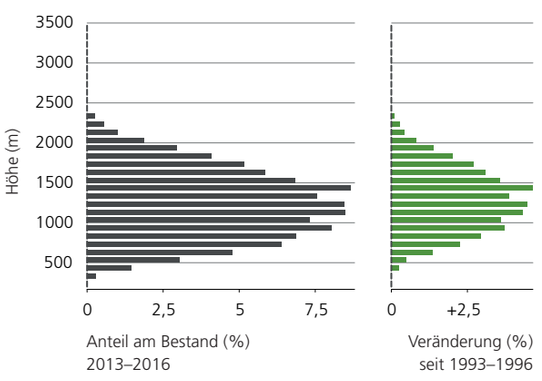
Die Schweiz liegt nahe der nordöstlichen Grenze des Brutgebiets des Berglaubsängers, das sich von Nordafrika bis nach Nordfrankreich und ostwärts bis Slowenien erstreckt. Er besiedelt hierzulande vor allem besonnte, trockenwarme Hanglagen im Wallis und Graubünden sowie die Südflanke im nördlichen Jura, dort wo lichter Wald mit einem spärlichen Bodenbewuchs oder felsige Hänge mit Gebüschen vorherrschen. In den Alpen kommt der Berglaubsänger in von Föhren, Lärchen und Arven dominierten Wäldern bis zur Baumgrenze vor, wohingegen er im Jura Eichen- und Birkenwälder bevorzugt [VdS]. Die Höhenverbreitung erstreckt sich hauptsächlich zwischen 700 und 1700 m. Die höchsten Sänger wurden bei Nendaz VS auf 2340 m (C. Luisier) und bei Felsberg GR auf 2330 m [AGR] festgestellt. In besonders geeigneten Lebensräumen kann der Berglaubsänger die häufigste Art sein und teilweise mehr als 20 Reviere/km² erreichen. Kartierungen ergaben sogar Dichten von 16 Sängern/10 ha an einer talnahen Flanke zwischen Näfels GL und Netstal GL [5] und 5,5 Reviere/10 ha in einem Lärchenwald im Oberengadin GR [AEn].

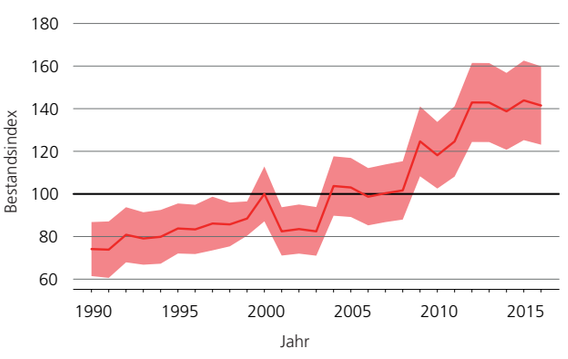
Gesamtschweizerisch sind die Bestände seit 1993–1996 um mehr als 50 % angestiegen. In den Alpen und Voralpen konnte der Berglaubsänger Lücken in der Verbreitung schliessen und wurde in etlichen Atlasquadraten neu nachgewiesen. Die Dichte nahm auf allen Höhenstufen gleichmässig zu, insbesondere dort, wo der Berglaubsänger schon früher häufig war. Im Mittelland hingegen ist der Rückgang stärker als es die Vergleichskarte darstellt. Hier manifestiert sich eine langfristige Abnahme [AtCH1, AtZH], wie sie auch in Süddeutschland [AtBo, AtD, 2, 8] und in Österreich [9] festgestellt worden ist.

Die positive Bestandsentwicklung in der Schweiz wie auch in Frankreich [AtF] und Italien [1, 7] könnte auf die zunehmend häufigeren warmen und trockenen Sommer zurückzuführen zu sein, wodurch der Berglaubsänger neue Lebensräume vor allem in höheren Lagen besiedeln kann. Hingegen könnte sich die Bestandsabnahme in tieferen Lagen fortsetzen, wenn wegen der Walddynamik Lichtungen zuwachsen und sich Buschland zu Hochwald entwickelt [3, 4]. Der europäische Bestand des Berglaubsängers hat bis etwa 2000 abgenommen und steigt seither wieder an [EBCC].

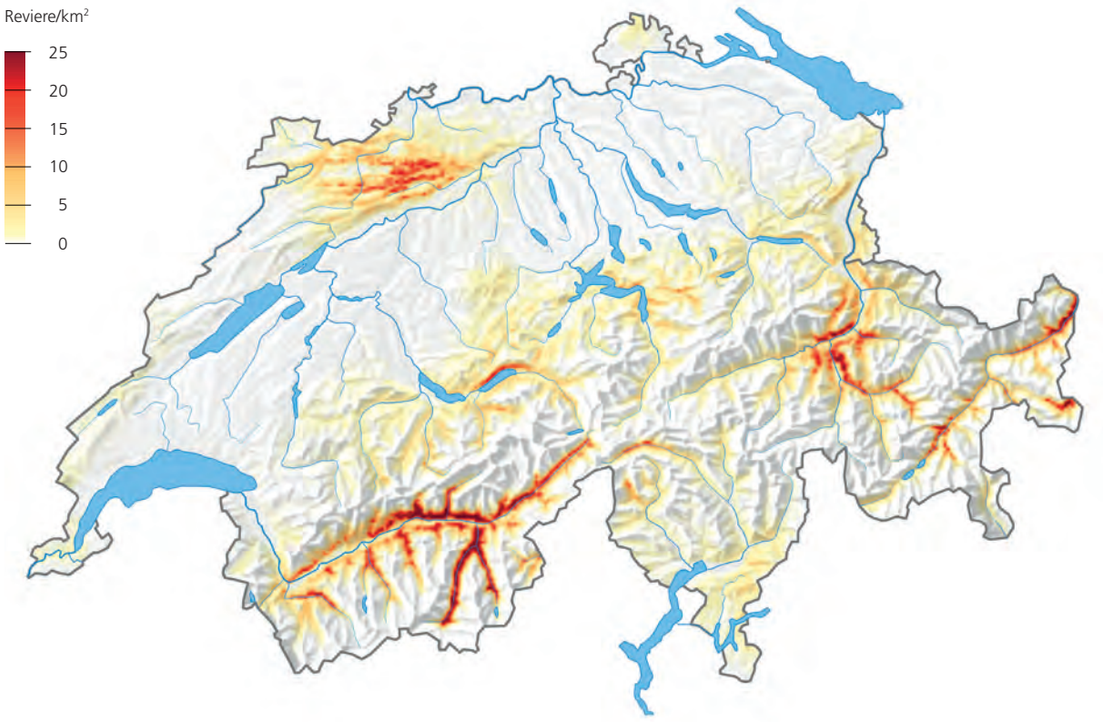
Jérémy Savioz

[1] Bani et al. (2014); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Gatter (1997); [4] Gatter & Dallmann (2017); [5] Marti (2002); [6] MeteoSchweiz (2017)/MétéoSuisse (2017)/MeteoSvizzera (2017); [7] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [8] Rödl et al. (2012); [9] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

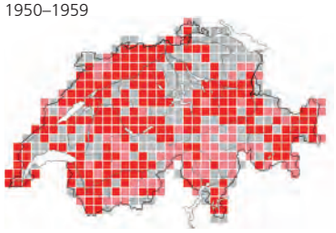


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

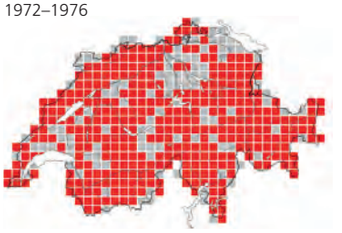


Patenschaft
Bruno Kaufmann & Sigrid Rogl

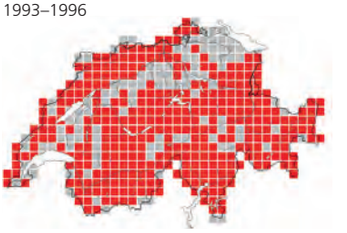
1950–1959



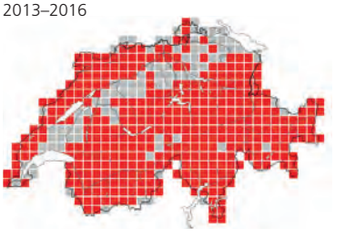
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Waldlaubsänger

Phylloscopus sibilatrix
Pouillot siffleur
Luì verde
fegliarel da guaud
Wood Warbler



Markus Varesvuo

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 5000–7500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 402, 448

In der Schweiz kommt der Waldlaubsänger in allen Landesteilen vor, aber besonders im Mittelland ist die Dichte vielerorts gering. Die meisten Reviere befinden sich zwischen 400 und 1200 m. Während Bruten bis 1780 m bekannt sind [AEn], wurde die höchstgelegene Brut in jüngster Zeit bei Valchava GR auf 1490 m gefunden (B. Wartmann). Die höchsten Nachweise von Sängern gelangen bei Anzère VS auf 2020 m (A. Barras) und im Val Fex GR auf 2000 m (R. Wigger).

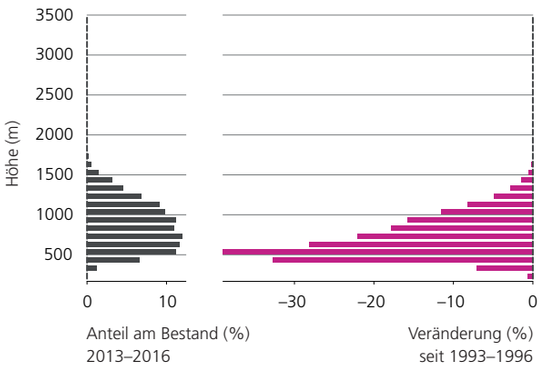
Die Art bevorzugt mittelalte Waldstadien und besiedelt grössere, oft von Buchen und/oder Eichen dominierte Laubwälder sowie bei geeigneter Waldstruktur auch Nadelwälder. Wichtige Eigenschaften des Lebensraums sind ein weitgehend geschlossenes Kronendach, eine geringe vertikale Schichtung, kaum Büsche und Sträucher, eine mässige bis mittelstarke Bedeckung des Bodens mit grasartiger Vegetation, eine relative hohe Baumdichte, mehr oder weniger ausgeprägte Hanglage und nährstoffarme Böden [HVM, 3, 4, 8, 9, 10]. In Jahren mit vielen Waldmäusen werden zudem geeignete Habitate zur Vermeidung hoher Brutverluste durch die dann häufiger auftretenden Raubsäuger deutlich geringer besiedelt als sonst [2, 13].

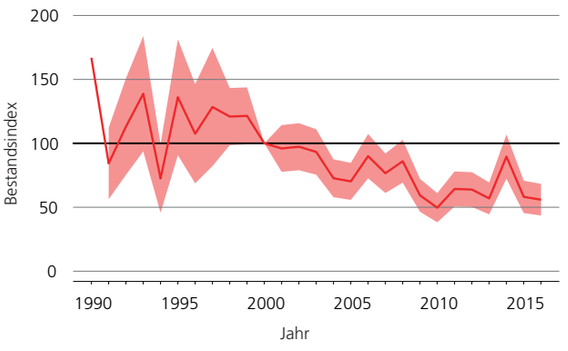
Seit 1993–1996 weist das Brutgebiet deutliche Lücken auf. Vielerorts ist der Waldlaubsänger seltener geworden bzw. fehlt heute völlig. Die grössten Verluste sind unterhalb von 1000 m zu verzeichnen. Der Bestand hat seit 1993–1996 um rund 50 % abgenommen, scheint sich aber seit etwa 2010 auf tiefem Niveau stabilisiert zu haben. Regionale Erhebungen zeigen noch massivere Einbrüche, so um über 95 % im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 [AtBo].

In etlichen Ländern Nord-, West- und Mitteleuropas wurden über die letzten 40 Jahre teils starke Rückgänge registriert. Seit 10–15 Jahren ist mancherorts eine Stabilisierung zu beobachten [AtD, EBCC, RLEU, 5, 12]. In Osteuropa scheinen die Populationen insgesamt stabil zu sein, da und dort nehmen sie sogar zu. Habitatveränderungen in den Brutgebieten durch forstliche Tätigkeiten und Stickstoffdüngung aus der Luft [9, 11] werden ebenso wie die Degradierung der Lebensräume in den afrikanischen Überwinterungsgebieten [1, 6, 7] als Rückgangsursachen diskutiert. In besiedelten Wäldern sollten forstliche Eingriffe unterbleiben.

Gilberto Pasinelli & Alex Grendelmeier

[1] Awa II et al. (2018); [2] Grendelmeier et al. (in Vorb.); [3] Huber et al. (2016); [4] Huber et al. (2017); [5] Jiguet (2017); [6] Mallord et al. (2016); [7] Mallord et al. (2018); [8] Marti (2007); [9] Pasinelli et al. (2016); [10] Reinhardt & Bauer (2009); [11] Scheibler (2015); [12] Teufelbauer & Seaman (2017); [13] Wesołowski et al. (2009)





Dichte 2013–2016

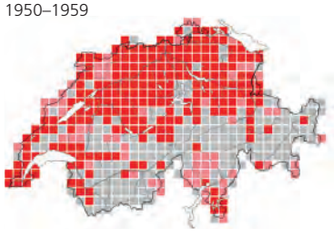


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

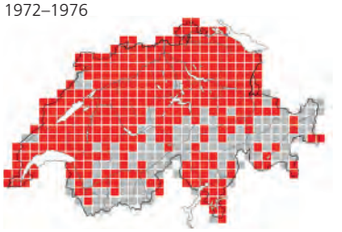


Patenschaft
Herbert Hächler

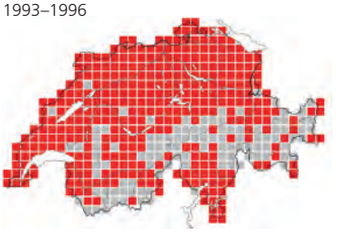
1950–1959



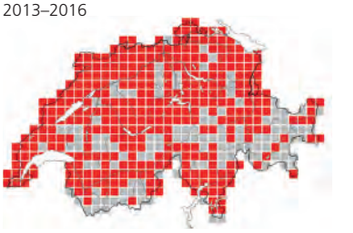
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Zu viel Dünger schadet den Vögeln

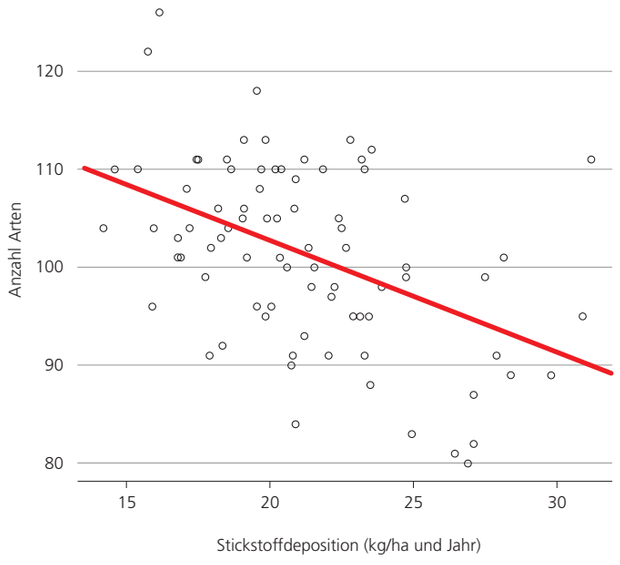
Die Schweiz ist ein üppig grünes Land. Äcker und Wiesen sind reichlich gedüngt. Moore und Wälder werden mit mehr Nährstoffen versehen, als ihnen gut tut. Dies hat Auswirkungen: Der Lebensraum vieler Vogelarten, die bei der Nahrungssuche oder für die Nestanlage auf lückige, niedrige Vegetation angewiesen sind, wird stark beeinträchtigt.

Dünger wird in der Landwirtschaft ausgebracht, um den Ertrag zu steigern. Doch nicht aller Dünger wird von den Pflanzen aufgenommen. Ein beträchtlicher Teil des Stickstoffs geht in die Luft: Bei den Stickstoffemissionen in die Luft stammten 2005 65 % aus der Landwirtschaft, 22 % vom Verkehr, 10 % aus Industrie und Gewerbe und 3 % aus privaten Haushalten[7]. Der Stickstoff in der Luft kommt grösstenteils wieder auf die Erde zurück und düngt auch Flächen, die nicht gedüngt werden sollten. Heute liegen diese Immissionen vielerorts weit über den 5–25 kg Stickstoff/ha und Jahr, die für die meisten Ökosysteme als noch tragbar erachtet werden («Critical Loads»)[1, 14]. Während für 1994 ein alljährlicher Stickstoffüberschuss von 190 000 t berechnet wurde, werden es 2020 (bei gleichbleibender Entwicklung) noch 145 000 t jährlich sein. Die sogenannte Stickstoffeffizienz wird von 22 auf 30 % zugenommen haben[8]. Es sind also Fortschritte absehbar. Nichtsdestotrotz ist der Stickstoffüberfluss in der Schweiz gewaltig.

Schweizer Tieflagen besonders überdüngt

Hierzulande ist die Belastung durch Stickstoff regional sehr unterschiedlich[17]. Am stärksten ist sie im östlichen Mittelland und im voralpinen Hügelland. Aber auch in den übrigen tiefer gelegenen Gegenden sind die Werte sehr hoch.

Die kritische Obergrenze der Stickstoffbelastung ist von Lebensraum zu Lebensraum verschieden, wird in der Schweiz aber fast flächendeckend überschritten: 100 % der Hochmoore, 90 % der Wälder, 84 % der Flachmoore und 42 % der Trockenwiesen erhalten mehr Stickstoff, als ihnen zuträglich ist[2].



Vergleich der Artenzahl pro Atlasquadrat (10 × 10 km, unterhalb von 600 m im Mittelland und Jura gelegen) mit der mittleren jährlichen Stickstoffdeposition aus der Luft (in kg/ha und Jahr). Je höher der Stickstoffeintrag, desto geringer ist die Artenzahl.

Erhebliche Auswirkungen auf Vögel

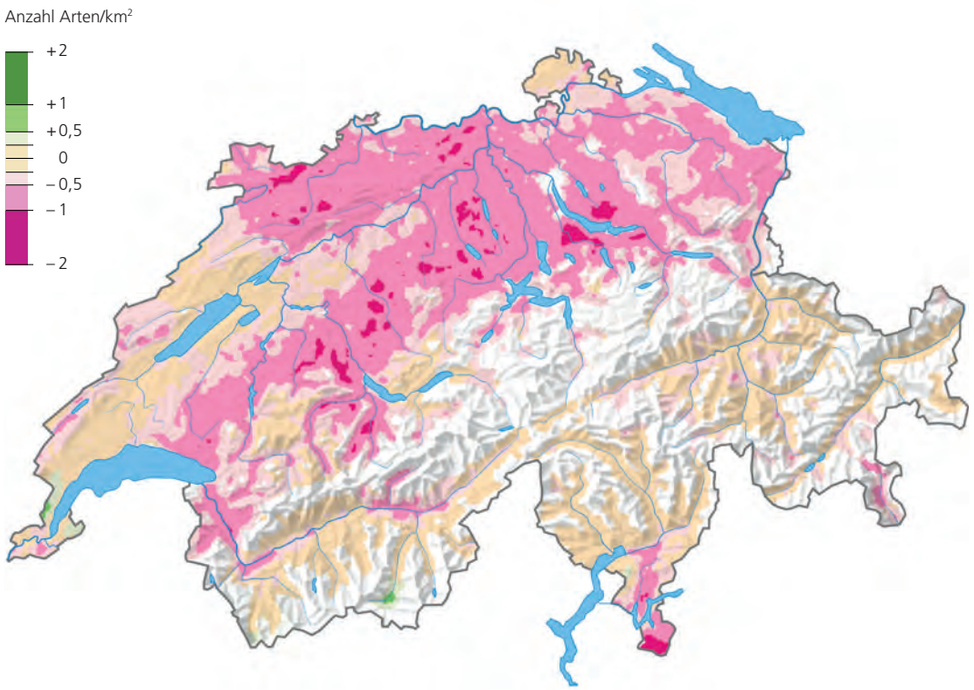
Die überschüssigen Stickstoffmengen, die in die Umwelt gelangen, gelten als eine der Hauptursachen für den Rückgang der Biodiversität in Mitteleuropa[20]. Sie haben gravierende Auswirkungen auf Artenzusammensetzung und Struktur der Vegetation und indirekt auch auf Brutvögel. Zwei Beispiele illustrieren dies:

1. Wo früher Waldmeister oder Hainsimsen eine lückige Bodenvegetation bildeten, wird der Unterwuchs in «überdüngten Wäldern» heute durch nährstoffliebende Arten wie Brombeeren oder Brennnesseln dominiert[3]. Der Waldlaubsänger meidet solche Vegetation bei der Revierwahl[11, 13]. Auch beim Berglaubsänger, der vor allem nährstoffärmere Waldgesellschaften besiedelt[HVM], wird ein negativer Einfluss der Nährstoffzunahme vermutet[6].
2. Dort, wo die Stickstoffdeposition aus der Luft gross ist, ist die Pflanzenvielfalt kleiner als an Vergleichsstandorten[15]. Das liegt daran, dass vermehrt besonders konkurrenzkräftige Arten aufkommen und die auf magere Standorte spezialisierten, kleinwüchsigeren Arten verdrängen. In fetten, artenarmen Wiesen ist die Abundanz der Insekten geringer[4], was auf viele Vogelarten des Kulturlands negative Auswirkungen hat. Zudem erschwert ein üppiger Pflanzenwuchs die Erreichbarkeit von Insekten für sich am Boden ernährende Vögel. Etliche Arten mit abnehmenden Beständen wie Wendehals, Feldlerche, Heidelerche, Neuntöter und Gartenrotschwanz sind zur Nahrungsaufnahme auf eine lückige, eher niedrige Vegetation angewiesen[12, 16, 18, 19].

Auf Landschaftsebene führt die Überdüngung zu einer Homogenisierung und Trivialisierung der Flora[5]. Auswertungen der Atlasdaten deuten darauf hin, dass dies auch für die Avifauna gilt. Wir wählten dazu alle im Mittelland oder im Jura liegende Atlasquadrate (10 × 10 km) unterhalb von 600 m aus und verglichen den mittleren Eintrag von Stickstoff/ha aus der Luft[14, 17] mit der festgestellten Artenzahl. In den überdüngten Atlasquadraten wurden weniger Brutvogelarten festgestellt als in den Quadraten mit einem geringen Stickstoffeintrag: Je 10 kg/ha zusätzlich deponiertem Stickstoff nimmt die Artenzahl um rund 11 Arten ab.

Positive Auswirkungen der Düngerreduktion in Seen

Anders als im Grünland und in den Wäldern verlief die Entwicklung in den Gewässern. Dort ist im Allgemeinen nicht Stickstoff, sondern Phosphor der limitierende Nährstoff. Während viele Schweizer Seen noch vor einigen Jahrzehnten mit so viel Phosphor aus Siedlungsabwässern und der Landwirtschaft belastet waren, dass deren Ökosysteme beinahe kollabierten, hat sich die Situation



Änderung der Verbreitung seit 1993–1996 der fünf Arten, die offene Bodenstellen für die Nahrungssuche brauchen (Wendehals, Feldlerche, Heidelerche, Neuntöter und Gartenrotschwanz). Die Karte entstand durch die Kombination der Veränderungskarten der fünf Arten.

seither durch den Ausbau des Kläranlagensystems, das Phosphatverbot in Waschmitteln und die Einrichtung von Pufferzonen stark verbessert [10]. Dadurch konnten sich Schilfbestände, vor allem aber die unter Wasser wachsenden Laichkraut- und Armleuchteralgenrasen wieder erholen. Dies hat Vorteile für schilfbrütende Vogelarten und die sich vorwiegend von Armleuchteralgen ernährende Kolbenente. Die Winterbestände dieser Art haben in den letzten Jahren stark zugenommen. Aber auch als Brutvogel ist sie häufiger geworden [9] und hat ihren Bestand von 1993–1996 bis 2013–2016 ungefähr verfünffacht.

Mit zielgerichteten Massnahmen ist es also gelungen, die Situation in den Gewässern der Schweiz deutlich zu verbessern. Bei den Stickstoffverlusten im terrestrischen Bereich sind wir von einer nachhaltigen Lösung noch sehr weit entfernt. Wenn es unser Ziel bleibt, auch Arten zu erhalten, die eine weniger überdüngte Landschaft mit lückiger, niedriger Vegetation benötigen, muss in diesem Bereich rasch entschlossen gehandelt werden.

Roman Graf

[1] BAFU & BLW (2008)/OFEV & OFAG (2008); [2] BAFU & BLW (2016)/OFEV & OFAG (2016); [3] Braun et al. (2012); [4] Britschgi et al. (2006); [5] Bühler & Roth (2011); [6] Gatter (1997); [7] Heldstab et al. (2010); [8] Heldstab et al. (2013); [9] Keller (2014); [10] Liechti (1994); [11] Marti (2007); [12] Martinez et al. (2010); [13] Pasinelli et al. (2016); [14] Rihm & Achermann (2016); [15] Roth et al. (2013); [16] Schaub et al. (2010b); [17] Seitler et al. (2014); [18] Sutton et al. (2011); [19] Tagmann-Ioset et al. (2012); [20] WallisDeVries & Bobbink (2017)

Species Seiten 128, 280, 312, 358, 360, 398, 400, 470



Alex Grendelmeier

Jael Hoffmann

Waldlaubsänger bevorzugen Wälder mit einer mässigen bis mittelstarken Bedeckung des Bodens mit grasartiger Vegetation (links). Durch die Stickstoffdüngung aus der Luft wird der Unterwuchs durch nährstoffliebende Arten wie Brombeeren dominiert (rechts); solche Wälder meidet der Waldlaubsänger.

Fitis

Phylloscopus trochilus
Pouillot fitis
Luì grosso
fegliarel musicant
Willow Warbler



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 4000–5000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 357, 414, 448

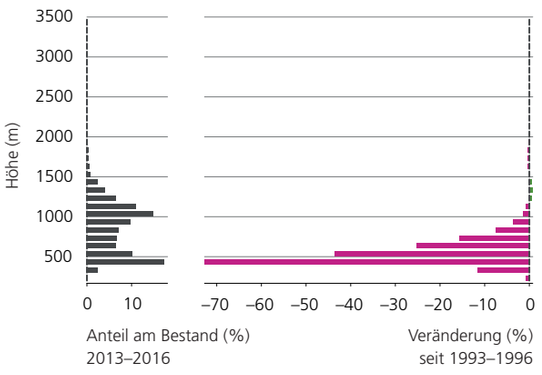
Der Fitis erreicht in der Schweiz den südlichen Rand seines Brutgebiets. Er besiedelt zwar die ganze Schweiz, kommt in den Alpen und auf der Alpensüdseite aber nur selten und vereinzelt vor. Die höchste Dichte erreicht er in den Hochmooren im Jura und in der Zentralschweiz sowie in gebüschreichen Riedflächen, Auen- und Bruchwäldern sowie lichten Wäldern im Mittelland [VdS]. Die Bestände im Neuenburger Jura und in den Freibergen JU sind so stark, dass sie das Bild der Höhenverbreitung zwischen 900 und 1200 m beeinflussen. Die höchsten Brutnachweise betreffen futtertragende Altvögel bei Villars-sur-Ollon VD auf 1710 m (J.-P. Reitz) und bei Habkern BE auf 1640 m (M. Hammel). Sänger wurden bis zur Waldgrenze notiert, so bei Lü GR auf 2240 m (M. Hofer) und bei Törbel VS auf 2200 m (A. Barras). Durchzügler oder umherstreifende Vögel können sich auch in untypischen Lebensräumen bemerkbar machen.

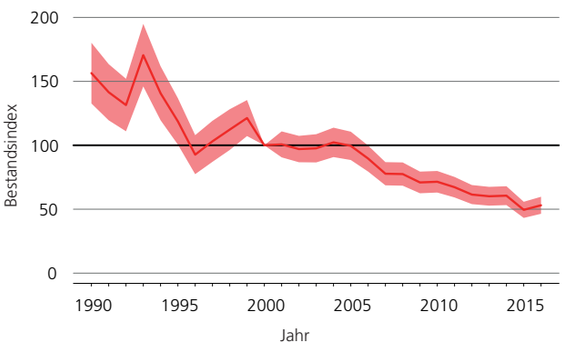
Der Bestand hat sich seit 1993–1996 halbiert. Besonders im Mittelland ist er stark rückläufig; hier ist das Areal mittlerweile deutlich zerstückelt. Auch in der Region Genf hat sich die Dichte massiv ausgedünnt. In der Grande Cariçaie ist die mittlere Anzahl Reviere von 146 (2002–2006) auf 78 (2012–2016) gesunken [1]. Im Kanton Zürich ging der Bestand zwischen 1988 und 2008 um über 60 % [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 um fast 85 % zurück [AtBo]. In Regionen oberhalb von 1100 m scheinen sich die Bestände zu halten. Die scheinbare Arealausdehnung in den zentralen und südlichen Alpen illustriert allerdings keine Neubesiedlung, sondern ist die Folge einer anderen Beurteilung von Sängern während der Brutzeit als 1993–1996. In Frankreich, Deutschland und Österreich haben sich die Bestände seit den Neunzigerjahren ebenfalls halbiert [AtD, AtF, 6]. Auf europäischem Niveau beträgt der Rückgang seit 1993–1996 20 % [EBCC].

Die Abnahme des Fitis wird vor allem auf den Verlust geeigneter Lebensräume zurückgeführt, wenn Gehölze gerodet oder Waldbestände dichter werden [3, 5]. Hinzu kommt eine höhere Sterblichkeit auf dem Zug und im Winterquartier infolge der Veränderung des Klimas und der Lebensräume im Sahel [2, 3, 4, 7, 8, 9]. Nicht zuletzt könnte der Rückgang auch ein Zeichen dafür sein, dass sich das Brutgebiet des Fitis unter dem Einfluss der Klimaerwärmung gegen Norden verlagert [ClimAt].

Jacques Laesser

[1] Antoniazza (in Vorb.); [2] Morrison et al. (2013a); [3] Morrison et al. (2013b); [4] Peach et al. (1995a); [5] Spaar et al. (2012a–b); [6] Teufelbauer & Seaman (2017); [7] Thingstad et al. (2015); [8] Vickery et al. (2014); [9] Zwarts et al. (2009)





Dichte 2013–2016

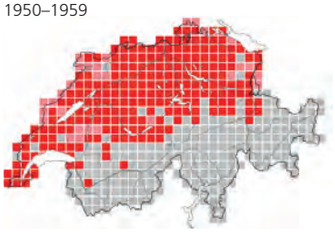


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

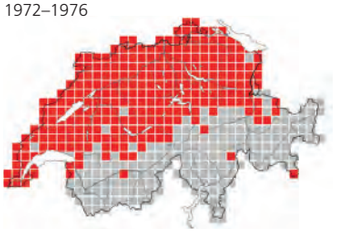


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

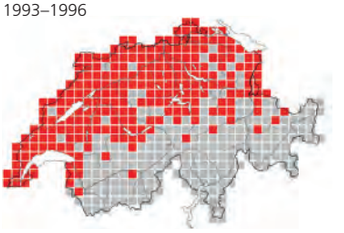
1950–1959



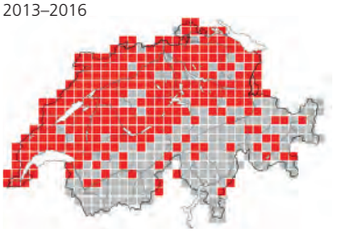
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Zilpzalp

Phylloscopus collybita
Pouillot véloce
Luì piccolo
fegliarel da salesch
Common Chiffchaff



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 250 000–300 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 414

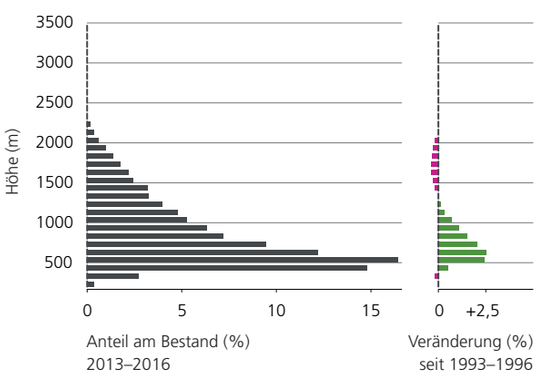
In der Schweiz ist der Zilpzalp in baumbestandenen Lebensräumen weit verbreitet. Er bevorzugt Wälder mit einer Strauch- und Krautschicht sowie einem lückigen Kronenschluss. Auch in grossen Gärten und Parkanlagen kommt der Zilpzalp vor. In Dichten von durchschnittlich über 8 Revieren/km² besiedelt er Gebiete zwischen 400 und 1400 m. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig mehr als 25 Reviere gezählt werden. Die höchsten fütternden Altvögel in jüngster Zeit wurden auf 2050 m bei Elm GL beobachtet (M. Hammel). Von früher sind auch Brutnachweise bis auf 2100 m bekannt [AtCH2]. Der höchste Sänger hielt sich auf 2310 m bei Zermatt VS auf (E. Gunzinger) [1].

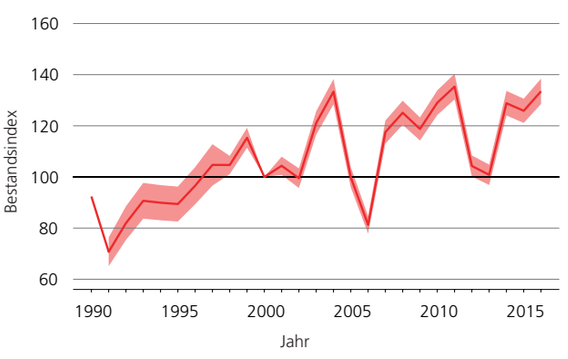
Der Bestand ist seit 1993–1996 vor allem in Lagen zwischen 500 und 1000 m angestiegen. Auffällig sind die räumlichen Unterschiede in der Bestandsentwicklung: Hat der Zilpzalp in weiten Teilen nördlich der Alpen zwischen Boden- und Genfersee zugenommen, waren im Tessin und in einigen Alpentälern Rückgänge oder keine auffälligen Veränderungen zu verzeichnen. Nach dem mehrheitlich positiven Trend in den Neunzigerjahren zeigt der Bestand in der Schweiz seither eine hohe Dynamik mit kurzfristigen Rückgängen und rascher Erholung. Diese Bestandsschwankungen können möglicherweise mit den Witterungsbedingungen im Winter in Mittel- und Südwesteuropa erklärt werden [3]. Aber auch schlechte Bedingungen während des Zuges können grosse Verluste verursachen, wie beispielsweise der «Märzwinter» 2013. In Deutschland und Italien ist der Bestand einigermassen konstant [AtD, 7], ebenso der europäische Bestand seit 1990 [EBCC]. Dagegen ist der Trend in Frankreich und Österreich negativ [5, 8].

Die Gründe für die unterschiedlichen Entwicklungen in der Schweiz sind nicht bekannt. Eventuell stagnieren die Bestände in den aufwachsenden Wäldern (z.B. im Tessin) oder nehmen gar ab, während der positive Trend auf der Alpennordseite auf der auch anderswo zu beobachtenden zunehmenden Besiedlung der halboffenen Kulturlandschaft und der Siedlungen beruhen könnte [3, 9]. Zudem brütet der Zilpzalp gerne in Jungwaldflächen (z.B. infolge von Stürmen wie «Lothar» von Ende 1999) [2, 4, 6]. Vielleicht sind diese Entwicklungen auch bereits die Vorzeichen der zu erwartenden Nordverlagerung des Areals im Rahmen der Klimaerwärmung [ClimAt].

Jan von Rönn

[1] Antoniazza (2015); [2] Christen (2018); [3] Flade & Schwarz (2004b); [4] Glutz von Blotzheim (2001); [5] Jiguet (2017); [6] Mollet et al. (2017); [7] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [8] Teufelbauer & Seaman (2017); [9] Weggler & Widmer (2000b)





Dichte 2013–2016

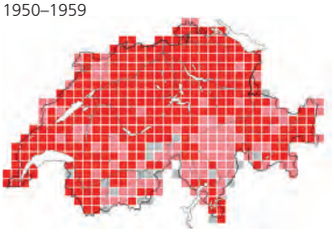


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

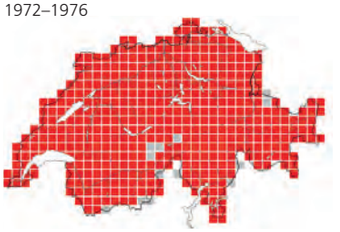


Patenschaft
Regina Ebner

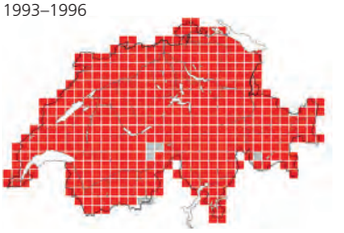
1950–1959



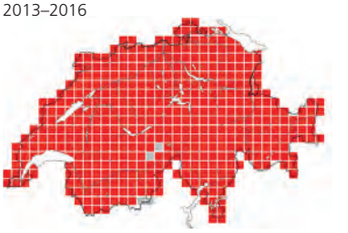
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Grünlaubsänger

Phylloscopus trochiloides
Pouillot verdâtre
Luì verdastro
fegliarel verdent
Greenish Warbler



Markus Varesvuo

Rote Liste –
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 369, 420

Der Grünlaubsänger brütet in lichten Mischwäldern in Nordosteuropa. Seine dortigen Vorkommen sind jedoch noch nicht lang besetzt, denn sie sind die Folge einer Erweiterung des Verbreitungsgebiets nach Westen, die zu Beginn des 19. Jahrhunderts einsetzte. Finnland und Polen wurden dabei zwischen 1930 und 1940 erreicht, Schweden 1953. Nach mehreren Einflügen auf dem Frühjahrszug und zwei Brutverdachtsfällen 1935 und 1962 gelang der erste deutsche Brutnachweis 1990 auf Helgoland; diesem folgten andernorts sechs weitere Bruten [AtD, 3, 6]. In Österreich sind bisher erst 13 Sänger gemeldet worden [1, 6].

Die Lage der Schweiz am Südwestrand dieser Ausbreitungsfront bot gute Voraussetzungen dafür, dass sich der Grünlaubsänger auch bei uns ansiedeln würde. Die ersten Nachweise von Sängern gelangen 2014; sie stammten von Gänsbrunnen SO [2] und Gruyères FR, wo auch ein mutmassliches Weibchen anwesend war (J. Gremaud, B. Posse et al.) [4]. Der erste Brutnachweis erfolgte 2015 im Vallée de l'Hongrin VD [5] an einem feuchten, spärlich bewaldeten Nordwesthang. 2017 wurden Sänger im hinteren Val d'Hérens VS (R. Arlettaz et al.) und bei Rigi Staffelhöhe/Greppen LU (M. Käch) festgestellt. Diese Serie von Ansiedlungen stärkt die Hoffnung, dass es in Zukunft in der Schweiz zu weiteren Bruten kommen wird.

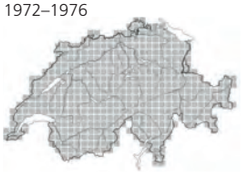
Bertrand Posse & Lionel Maumary

[1] Albegger & Khil (2016); [2] Christen (2015); [3] Koschkar & Dierschke (2014); [4] Marques & Thoma (2015)/Marques et al. (2015); [5] Maumary & Schneider (2018); [6] Thoma & Althaus (2015)

1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

1



Seidensänger

Cettia cetti
Bouscarle de Cetti
Usignolo di fiume
channarel da flum
Cetti's Warbler



Beat Rüegger

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 0–2 Paare (2013–2016)

Focus Seite 425

Der Seidensänger ist vor allem im Mittelmeerraum weit verbreitet und verbringt den Winter meist im Brutgebiet. In der Schweiz erscheint er unregelmässig und vor allem in den Grenzregionen. Am häufigsten ist er im Tessin, wo er dichte, ufernahe Vegetation bevorzugt.

2013–2016 gab es je einen Brutnachweis bei Agno TI und Caslano TI, beide im Jahr 2015 (M. Hammel et al.)[3]. Sänger wurden zudem in drei weiteren Atlasquadraten bemerkt, die bereits 1993–1996 besetzt waren. Das Auftreten des Seidensängers in der Schweiz schwankt in Abhängigkeit von den Winterbedingungen. In den Bolle di Magadino TI, wo er am regelmässigsten erscheint, fehlte er in den Jahren 2006, 2007, 2012 und 2013, die auf sehr kalte Winter folgten. Auch die Vögel, die 1978–1983 am Klingnauer Stausee AG brüteten, sind nach den strengen Wintern Mitte der Achtzigerjahre verschwunden[VdS].

In Frankreich zeigt der Brutbestand von 1989 bis 2012 insgesamt einen leichten Anstieg, stabilisierte sich aber ab 2001. Seit 1985–1989 hat sich der Seidensänger wieder bis ins südwestlich der Schweiz gelegene Departement Ain und bis nach Savoyen ausgebreitet[AtF]. Im Gegensatz dazu nimmt der italienische Brutbestand in jüngster Zeit ab[1, 4]. In den Niederlanden waren es 2013 schätzungsweise 550–750 Paare[2].

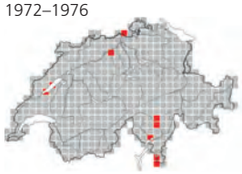
Bernard Volet

[1] Bani et al. (2014); [2] Boele et al. (2015); [3] Martinez & Maumary (2016a–b); [4] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015)

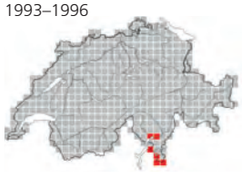
1950–1959



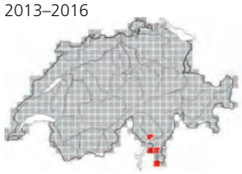
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

2–5
1



Patenschaft
Nora Tiedcke

Schwanzmeise

Aegithalos caudatus
Mésange à longue queue
Codibugnolo
sbrinzlina
Long-tailed Tit



Daniele Occhiato

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 20 000–35 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 414

Die Schwanzmeise ist in der Schweiz insbesondere in den tieferen Lagen weit verbreitet. Über 85 % des Bestands kommen unterhalb von 1200 m vor. Bewohnt werden vor allem unterholz- und gebüschreiche Laub- und Mischwälder sowie Auenwälder, aber auch Parks und Gärten. Am häufigsten ist die Schwanzmeise im Tessin und Misox GR, etwas geringere Dichten werden im Kanton Genf, im Rhonetal VS und im Puschlav GR erreicht. Dagegen ist die Dichte andernorts deutlich geringer. Der höchste Brutnachweis stammt von früher auf 1920 m bei Samedan GR [AEn]. Brutzeitbeobachtungen gelangen bis auf 2080 m bei Zermatt VS (C. Huwiler) und Poschiavo GR (M. Müller).

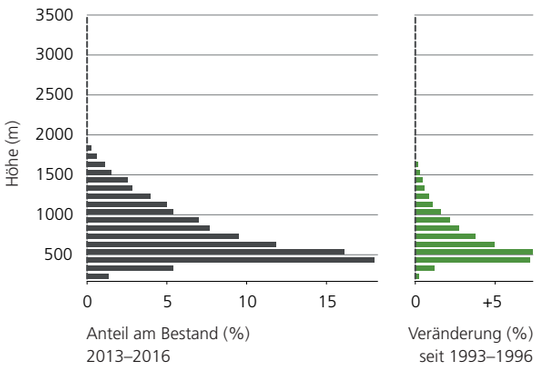
Der Bestand in der Schweiz ist grossen jährlichen Schwankungen unterworfen, nimmt seit 1990 aber zu. Im Vergleich zu 1993–1996 ist er auf allen Höhenstufen proportional zum Bestand angestiegen. Die grössten Zunahmen gab es in der Südschweiz, etwas weniger ausgeprägt auch im Unterwallis sowie im zentralen und östlichen Mittelland. Dagegen ist die Schwanzmeise im Oberwallis und im Bergell GR seltener geworden.

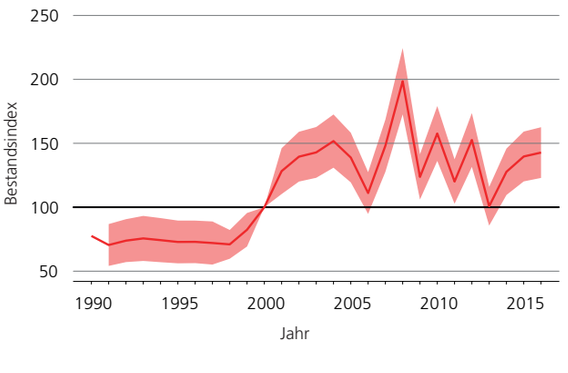
Auch regionale Bestandserhebungen zeigen klar positive Trends, so im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 [AtBo], wo sich der Bestand jeweils mehr als verdoppelt hat. Dagegen hat er sich in der Grande Cariçaie von 2000 bis 2016 nicht verändert [1]. Die Bestandsentwicklung der Schwanzmeise in den Nachbarländern verläuft unterschiedlich: In Frankreich werden durch Habitatveränderungen leichte Rückgänge verzeichnet [AtF, 10], in Deutschland und Österreich ist der Trend stabil [AtD, 13], und in Italien ist die Schwanzmeise häufiger geworden [2, 12]. Gesamteuropäisch ist der Bestand seit etwa 1985 stabil geblieben [EBCC].

Die Schwanzmeise reagiert empfindlich auf strenge Winter, die zu Bestandseinbrüchen von bis zu 80 % führen können [4, 6]. Andere Studien zeigen einen grossen Einfluss von Frühlings- und Herbsttemperaturen auf die Überlebensrate [8]. Höhere Maitemperaturen führen zu einem besseren Bruterfolg [9]. Seit etwa 1980 steigen die Temperaturen in der ganzen Schweiz zu allen Jahreszeiten an [11], was sich wahrscheinlich positiv auf den Bestand ausgewirkt hat. Die Schwanzmeise meidet reine Fichtenbestände [3, 7] und hat möglicherweise von deren Abnahme im Wald im Tiefland [5] profitiert.

Livio Rey

[1] Antoniazza (2018); [2] Bani et al. (2014); [3] Bashta (2007); [4] Bauer et al. (2005); [5] Brändli (2010a–b); [6] BirdLife International (2017c); [7] Guest (2012); [8] Gullett et al. (2014); [9] Gullett et al. (2015); [10] Jiguet (2017); [11] MeteoSchweiz (2017)/MétéoSuisse (2017)/MeteoSvizzera (2017); [12] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [13] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

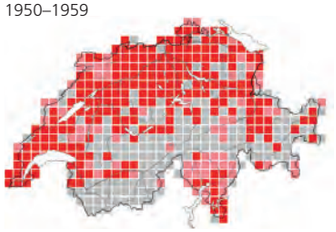


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

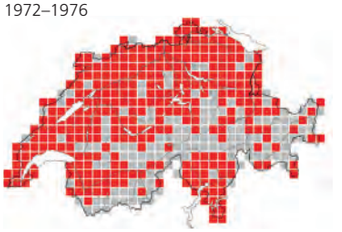


Patenschaft
Christian Bobst
Anita Wetter

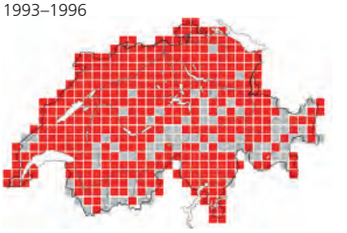
1950–1959



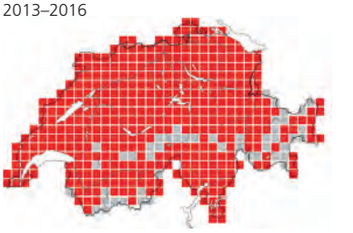
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Mönchsgrasmücke

Sylvia atricapilla
Fauvette à tête noire
Capinera
fustgetta dal chapitsch
Eurasian Blackcap



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 700 000–800 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 314, 392, 414

Die Mönchsgrasmücke ist in der ganzen Schweiz weit verbreitet und bewohnt mit Bäumen und Sträuchern bewachsene Lebensräume wie Wälder, Feldgehölze, Baumhecken, Gärten und Parks. Unterholzarme, reine Nadelwälder werden gemieden. In Dichten von durchschnittlich über 30 Revieren/km² besiedelt die Mönchsgrasmücke nur Lagen unterhalb von 1000 m. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 60 Reviere gezählt werden. Die höchsten Brutnachweise gelangen auf 1990 m bei Riddes VS (R. Rauber) sowie früher auf 2000 m bei Stampa GR [AGR] und Martigny-Combe VS [AtCH1]. Sänger wurden bis auf 2290 m bei Guttannen BE (M. Hammel) notiert.

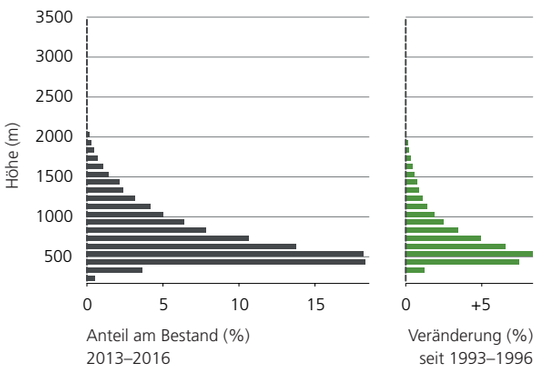
Der Bestand ist in den letzten 20 Jahren auf allen Höhenstufen proportional zum Bestandsanteil auf der jeweiligen Höhenstufe angestiegen. Die Mönchsgrasmücke besiedelt zunehmend höhere Lagen. Ein Hinweis darauf sind die Neubesiedlungen von mehreren alpinen Atlasquadraten. Zahlenmässig am stärksten zugenommen hat der Bestand in weiten Teilen des Mittellands, im zentralen Jura, in den westlichen Voralpen und im Zentralwallis.

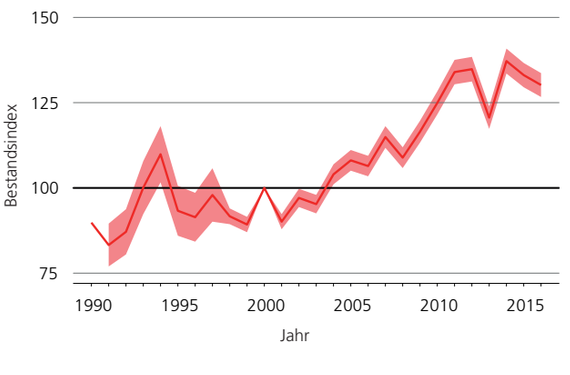
Diese Dichtezunahmen führten insgesamt dazu, dass der Bestand der Mönchsgrasmücke in den letzten 20 Jahren um rund 40 % gewachsen ist. Auch regionale Bestandserhebungen im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 bestätigen einen Anstieg [AtBo, AtZH]. In den Nachbarländern wurden ebenfalls Bestandszunahmen in ähnlichem Ausmass registriert [AtD, AtF, 4, 8]. Dies entspricht auch dem gesamteuropäischen Trend von plus 60 % in den letzten 20 Jahren [EBCC].

Die Ursachen für die positive Entwicklung in der Schweiz und in ihren Nachbarländern sind unklar, dürften aber mit verbesserten Lebensraumbedingungen in den Überwinterungs- und teilweise auch Brutgebieten, verkürzten Zugrouten und zunehmend erfolgreichen Überwinterungen in Mitteleuropa zu tun haben [AtD, AtF, EBBA1, HBW, 1, 2, 5, 6]. Auch die zunehmende Besiedlung des Siedlungsraums und der halboffenen Kulturlandschaft werden angeführt [AtD, 7]. Die Gründe für die schwache oder fehlende Zunahme in gewissen südlichen Alpenregionen der Schweiz sind unbekannt. Im Tessin spielte möglicherweise das Aufwachsen von Gebüschwald zu dichtem Wald eine Rolle [3].

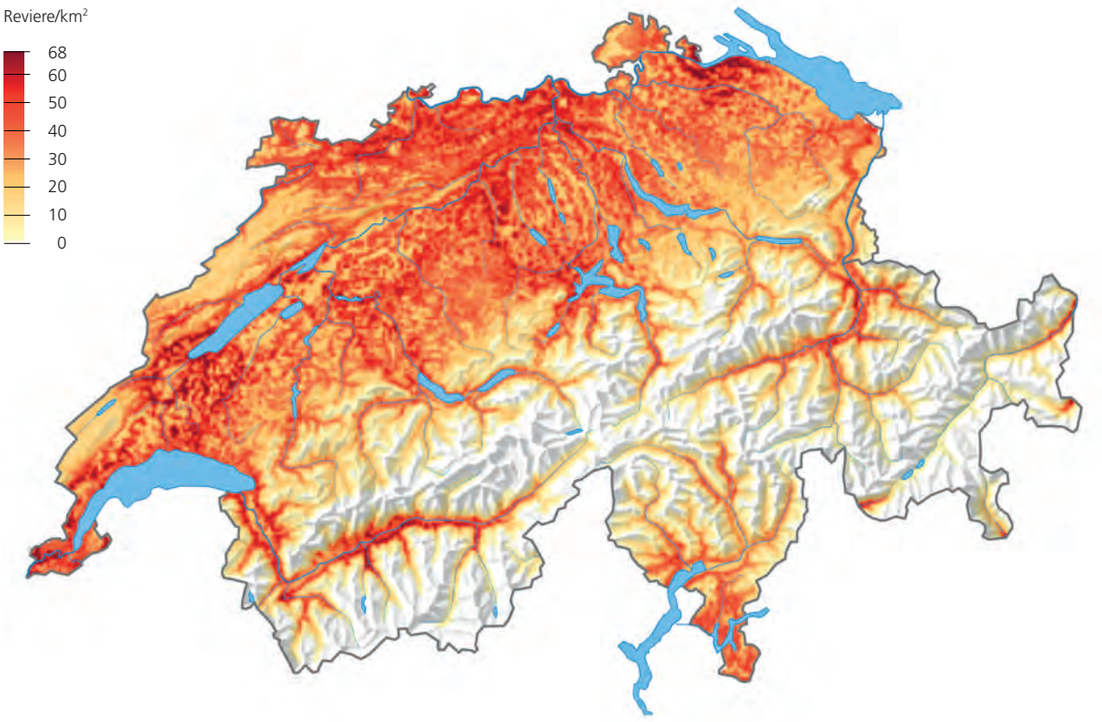
Samuel Wechsler

[1] Bauer et al. (2005); [2] Bearhop et al. (2005); [3] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [4] Campedelli et al. (2012); [5] Christen (2007); [6] Hiemer et al. (2018); [7] Steffens et al. (2013); [8] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

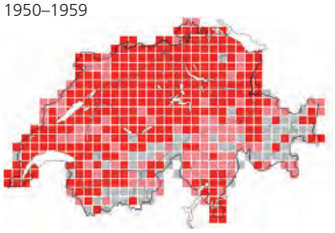


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

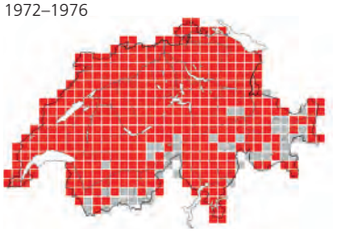


Patenschaft
Max Hirter

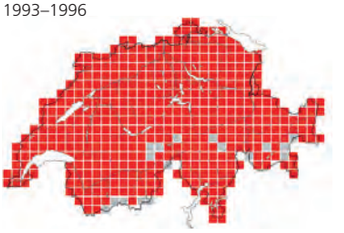
1950–1959



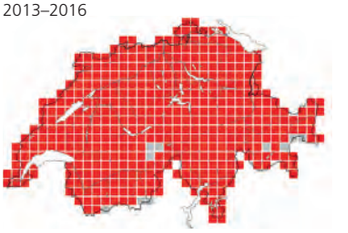
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Viele Brutvögel steigen in die Höhe

Zwischen 1993–1996 und 2013–2016 hat sich die durchschnittliche Höhenverbreitung unserer Brutvögel um 24 m erhöht. Diese Veränderung entlang des Höhengradienten ist eine Reaktion der Vogelwelt auf die aktuellen Umweltveränderungen, speziell auf die Klimaerwärmung.

Die Klimaerwärmung betrifft in Europa vor allem den Mittelmeerraum und die Alpen[16]. Die damit verbundenen Umweltveränderungen wirken sich bereits heute direkt oder indirekt auf die Vögel aus und werden dies auch zukünftig tun[15]. Erste Prognosen zeigen, dass sich die Areale der Vögel deshalb nach Norden oder in grössere Höhen verschieben werden[2, 10, 12, 20]. Neben den Vögeln sind auch andere Gruppen betroffen (z.B. Pflanzen, Schmetterlinge)[5, 9, 19].

Zwei Drittel der häufigen Vogelarten stossen nach oben vor

Die Brutvögel der Schweiz verteilen sich über einen Höhengradienten von über 3000 m. Ob sich ihre Höhenverbreitung verändert hat, lässt sich anhand der Atlasdaten für 71 häufigere Arten beurteilen, für die Dichteänderungskarten zwischen 1993–1996 und 2013–2016 vorliegen; von diesen leben 40 Arten im Wald.

Der Schwerpunkt der Verbreitung (durchschnittliche Höhenverbreitung) dieser 71 Arten hat sich in den letzten 20 Jahren um 24 m nach oben verschoben. Die Unterschiede sind indes von Art zu Art gross: So hat die Nebelkrähe 166 Höhenmeter verloren, der Fitis dagegen 205 m gewonnen. Bei fast zwei Drittel der Arten ist die durchschnittliche Höhenverbreitung zwischen den beiden Atlasperioden gestiegen. Die Unterschiede zwischen Höhenverlusten und -gewinnen zeigen sich vor allem bei den Veränderungen von über 50 m: Nur 4 Arten haben sich mindestens so stark nach unten verschoben, dagegen stiessen 22 Arten in grössere Höhen vor.

Verluste in Tieflagen und Gewinne in der Höhe

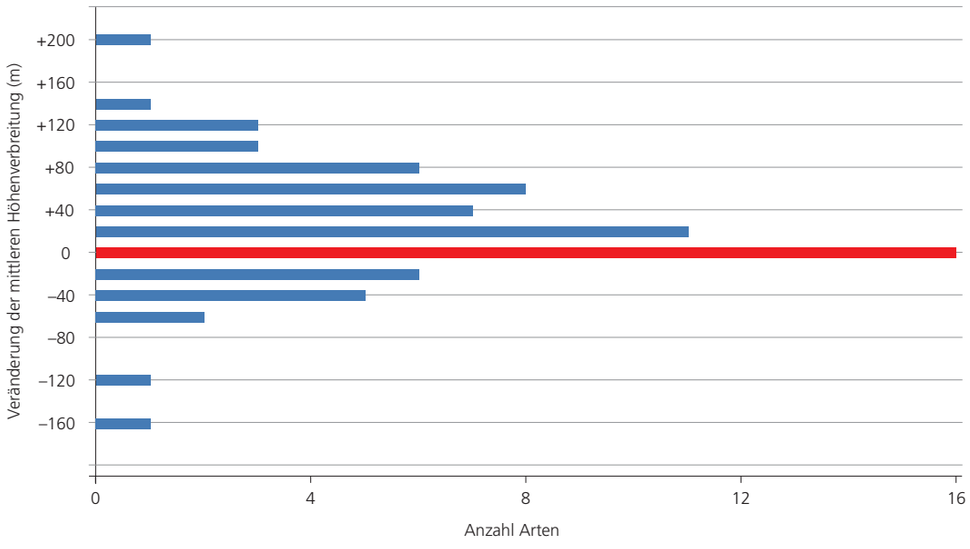
Von den insgesamt 47 Arten mit einem Höhenanstieg zeigen 20 ein ähnliches Muster: Ihre Bestände gehen im unteren Bereich der Verbreitung zurück und legen am oberen Verbreitungsrand zu, unabhängig von ihren ökologischen Ansprüchen und ihrer durchschnittlichen Höhenverbreitung. Bei den restlichen 27 Arten liegt entweder nur eine Bestandszunahme in den höheren Stufen oder nur eine Abnahme in den tieferen Zonen vor. Einzig bei 4 Arten sind Bestandsverluste in der Höhe und Gewinne in den Tieflagen zu verzeichnen.

Arten mit hohen Verbreitungsschwerpunkten weisen zwischen den beiden Atlasperioden tendenziell einen besonders starken Höhenanstieg auf. Die 10 am höchsten verbreiteten Arten der Jahre 1993–1996 stiegen um durchschnittlich 51 m; dagegen haben die 10 Arten mit den tiefsten Verbreitungsschwerpunkten innerhalb von 20 Jahren 8 m verloren. Zusätzlich zu den in dieser Analyse berücksichtigten Vogelarten sind Birkhuhn und Alpenschneehuhn ebenfalls in die Höhe gestiegen[14, 17].

Schliesslich gibt es auch bei jenen 10 Arten, die entweder auf der Roten Liste der gefährdeten Brutvogelarten stehen oder in der Kategorie «potenziell gefährdet» (NT) klassiert sind[RLCH], mit einem Plus von 84 m einen starken Höhenanstieg. Bei ihnen dürfte dies weniger auf eine tatsächliche Ausbreitung in höhere Lagen als auf Bestandsverluste in den tieferen Lagen zurückzuführen sein (z.B. Gartenrotschwanz, Gartengrasmücke). Im Gegensatz dazu hat sich der Verbreitungsschwerpunkt bei Arten mit zunehmenden Beständen (z.B. Amsel, Ringeltaube) kaum verändert oder sogar etwas gesenkt.

Entwicklungen mit unterschiedlichen Ursachen

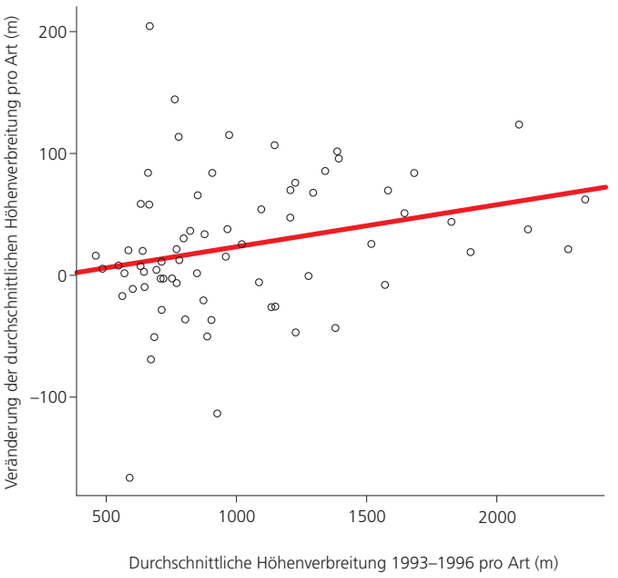
Es bestehen kaum Zweifel daran, dass die Klimaerwärmung das Höhersteigen unserer Brutvögel beeinflusst. Da die Klimaerwärmung



Änderung der durchschnittlichen Höhenverbreitung von 71 Brutvogelarten zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Die rote Säule zeigt 16 Arten ohne Veränderung (± 10 m), oberhalb davon erscheinen 40 Arten mit einem Höhenanstieg, unterhalb davon 15 Arten mit tieferer Höhenverbreitung.

Veränderung	Muster	Beispiele
Höhenanstieg (40 Arten)	Bestände von 20 Arten nehmen in tieferen Lagen ab und in Hochlagen zu	Alpenbraunelle, Trauerschnäpper, Baumpieper
	Bestände von 9 Arten gehen zurück, v.a. in tieferen Lagen	Gartengrasmücke, Fitis
	Bestände von 9 Arten nehmen zu, v.a. in Hochlagen	Singdrossel, Rotkehlchen
	2 Arten mit einem komplexen Muster	Kuckuck, Erlenzeisig
Keine Veränderung (16 Arten)	Änderung der durchschnittlichen Höhenverbreitung von +10 bis –10 m	Türkentaube, Elster, Amsel, Mönchsgrasmücke
Höhenabstieg (15 Arten)	Bestände von 4 Arten nehmen in tieferen Lagen zu und in Hochlagen ab	Grünspecht, Zilpzalp
	Bestände von 3 Arten gehen zurück, v.a. in Hochlagen	Neuntöter
	Bestände von 7 Arten nehmen zu, v.a. in tieferen Lagen	Hohltaube, Schwanzmeise
	1 Art mit einem komplexen Muster	Wendehals

Muster der Veränderung der durchschnittlichen Höhenverbreitung von 71 untersuchten Brutvogelarten zwischen 1993–1996 und 2013–2016.



Durchschnittliche Höhenverbreitung pro Art zwischen 1993–1996 und 2013–2016. Gebirgsvögel sind stärker in die Höhe gestiegen als Tieflandbewohner.

in den Alpen doppelt so stark ist wie in den Tallagen[1], könnte dies auch den im Vergleich mit den Tieflandarten überdurchschnittlichen Höhenanstieg bei den Gebirgsvögeln erklären.

Auch andere Faktoren kommen in Betracht, deren Auswirkungen ebenfalls noch genauer zu analysieren sind. Zu den wichtigsten gehören die menschlichen Aktivitäten, vor allem die Intensivierung der Landwirtschaft und die Ausdehnung der Siedlungsfläche. Beides ist im Mittelland und in den Tallagen deutlich ausgeprägter als im Gebirge[13]. Die Vogelarten mit Bestandseinbussen in der Schweiz bewohnen meist tiefere Lagen und sind deshalb den menschlichen Einflüssen besonders ausgesetzt. Dass einige von ihnen den Anschein erwecken, in höhere Lagen aufzusteigen (z.B. Feldlerche), liegt am starken Bestandseinbruch im unteren Verbreitungsbereich. Auch die Entwicklung der Berglandwirtschaft wirkt sich auf die Verteilung der Brutvögel aus. Neben einer zunehmenden Intensivierung ist hier auch die Bewirtschaftungsaufgabe von Grenzertragsflächen zu erwähnen[4]. Jede Brutvogelart ist aber separat zu betrachten, ebenso wie die Auswirkungen der verschiedenen Einflussfaktoren.

Wie sieht die Zukunft unserer Bergvögel aus?

Das Höhersteigen einiger Arten sowie die konstanten oder sogar zunehmenden Bestände anderer Arten in den Alpen deuten darauf hin, dass dieses Gebirge in Zukunft – mit noch stärkeren Umweltveränderungen – als Rückzugsgebiet dienen könnte[6, 8]. Dieser Aspekt müsste bei der Planung grossräumiger Schutzprogramme besonders berücksichtigt werden, ebenso bei touristischen oder landwirtschaftlichen Entwicklungsprojekten im Alpenraum.

Erst seit relativ kurzer Zeit hat sich die Forschung mit der Entwicklung der Höhenverbreitung von Arten auseinandergesetzt. In diesem Bereich sollten weitergehende Untersuchungen gemacht werden. Die aktuellen Tendenzen[3, 13, 18, 19, 21] zeigen eine wenig erfreuliche Bilanz für die Vogelwelt. Einerseits dürften sich menschliche Aktivitäten wie intensive Landwirtschaft, Freizeitaktivitäten sowie Bau von Strassen und touristischer Infrastruktur auf mindestens demselben Niveau fortsetzen. Andererseits wird die Fläche geeigneter Lebensräume bei Arten wie dem Alpenschneehuhn bei einem weiteren Höhenanstieg zwangsläufig schrumpfen[7, 11, 17]. Schliesslich reagieren die Lebensräume auf die Klimaerwärmung mit einer gewissen Verzögerung, insbesondere Wälder. Wie sich diese ökologischen Ungleichgewichte auf die Bewohner dieser Lebensräume allerdings auswirken, ist kaum vorherzusagen. Den Alpen kommt daher beim Schutz eine zentrale Rolle zu, einerseits wegen ihrer reichhaltigen, aber bedrohten Biodiversität, andererseits wegen der Rückzugsfunktion, die sie in Zukunft erfüllen sollen.

Sylvain Antoniazza

[1] Akademien der Wissenschaften Schweiz (2016)/Académies suisses des sciences (2016); [2] Chamberlain et al. (2012); [3] Chamberlain et al. (2013); [4] Chamberlain et al. (2016); [5] Chen et al. (2011); [6] Eigenbrod et al. (2015); [7] Furrer et al. (2016); [8] Gentili et al. (2015); [9] Hickling et al. (2006); [10] Huntley et al. (2008); [11] Imperio et al. (2013); [12] Maggini et al. (2011); [13] Maggini et al. (2014); [14] Marti et al. (2016); [15] Møller et al. (2010a); [16] Pepin et al. (2015); [17] Pernollet et al. (2015); [18] Revermann et al. (2012); [19] Roth et al. (2014a); [20] Thomas & Lennon (1999); [21] von dem Bussche et al. (2008)

Species Seiten 106, 112, 152, 154, 160, 174, 280, 286, 312, 326, 338, 360, 404, 406, 410, 412, 416, 446, 450, 458, 464, 470, 490, 504, 546

Gartengrasmücke

Sylvia borin
Fauvette des jardins
Beccafico
fustgetta da feglia
Garden Warbler



Mathias Schäf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 35 000–50 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 314, 362, 414, 560

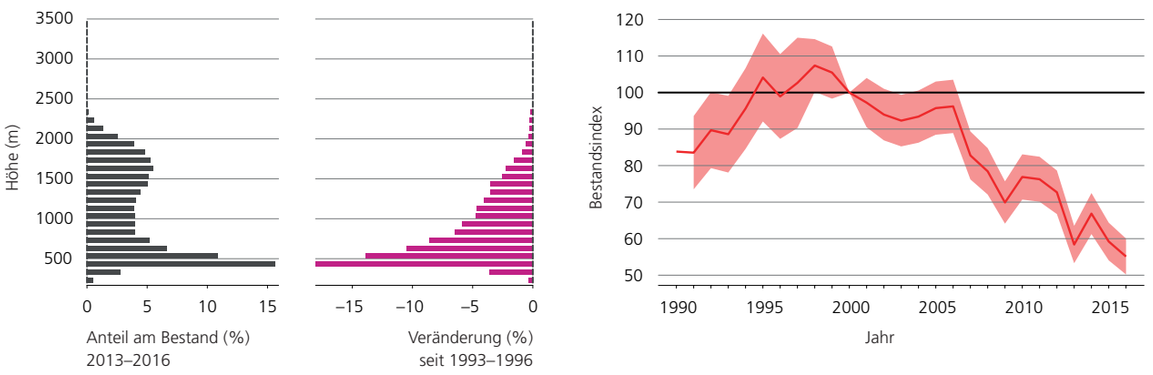
Die Gartengrasmücke ist in der ganzen Schweiz weit verbreitet. In den Niederungen besiedelt sie dichte, gebüschreiche Gehölze insbesondere auf feuchtem Untergrund (unterholzreiche Laub- und Mischwälder, Jungwüchse, Sturmflächen, Ufergehölze, Hecken) und überlappt somit stark mit der Mönchsgrasmücke, ist aber etwas anspruchsvoller. In höheren Lagen besiedelt sie meist Weiden- und Grünerlenbestände. Die höchsten Brutnachweise erfolgten im Wallis auf 2230–2250 m [AtCH1].

Obwohl sich die Verbreitung im Vergleich zu 1993–1996 kaum verändert hat, ist die Gartengrasmücke stark zurückgegangen, in den Niederungen und Alpentälern um mehr als die Hälfte. Oberhalb von 1500 m hat sie kaum abgenommen. Dadurch kommt nun die Hälfte des Bestands oberhalb von 1000 m vor, während die Art früher ein typischer Vogel der Niederungen war. Grosse Dichten findet man heute noch in höheren Lagen der Zentral- und Walliser Alpen sowie punktuell in Feuchtgebieten und im Gebiet des Seerückens TG und der Thur. Die Bestände waren bis 2006 noch weitgehend stabil. Seither fand eine starke Abnahme statt, die auch regionale Bestandserhebungen bestätigen, so im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 (Halbierung des Bestands) [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 (Abnahme um über 35 %) [AtBo]. Auch in den Nachbarländern sind die Trends negativ, [AtD, 2, 6, 9], ebenso in Europa [EBCC].

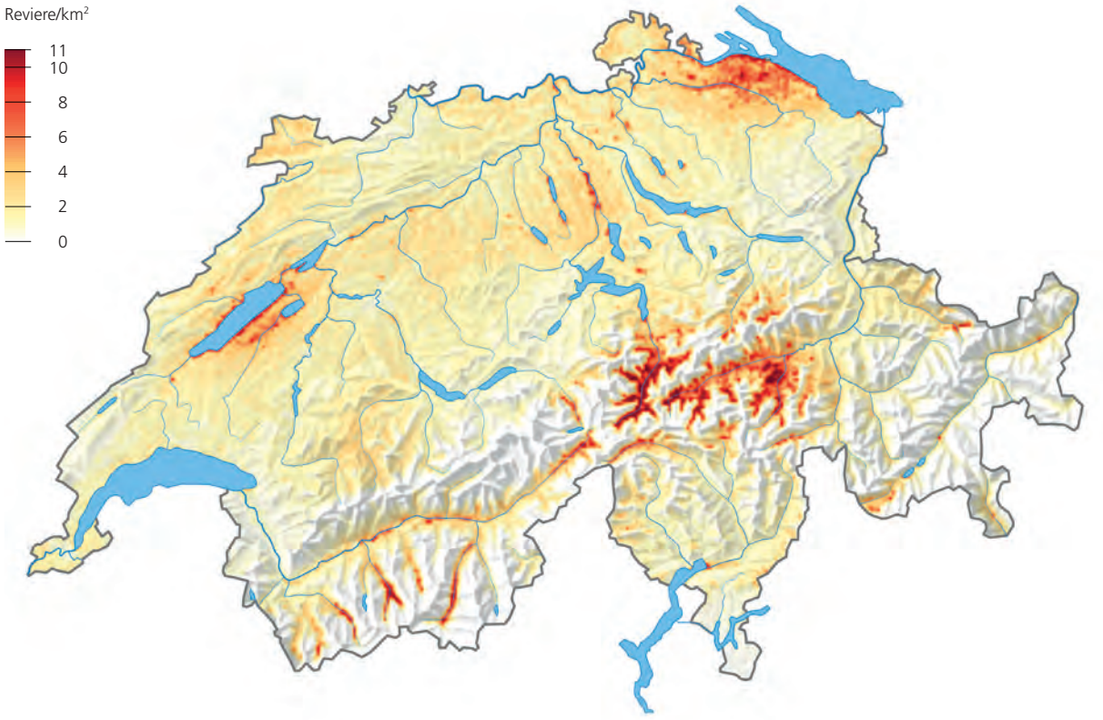
Dieser Rückgang könnte in den Niederungen durch das Verschwinden von Feldgehölzen und die Abnahme der Strauchschicht in Wäldern infolge erhöhten Kronenschlusses [7], verstärkt vielleicht durch hohe Wildbestände [5] mitverursacht worden sein. Die stark zunehmende Mönchsgrasmücke hat möglicherweise die Gartengrasmücke zurückgedrängt, da beide gegenseitig Reviere verteidigen [4]. Die Gartengrasmücke hat ihre Frühjahrsankunft kaum vorverschoben [3, 8] und könnte das über die Jahre frühere Auftreten von Insekten für ihre Brut nicht mehr optimal nutzen [1, 7]. In höheren Lagen dürfte dies nicht zutreffen: Grünerlenbestände sind auf dem Vormarsch und die Mönchsgrasmücke ist kaum vertreten. Seit den Neunzigerjahren nehmen Langstreckenzieher besonders stark ab, die in feuchteren Gegenden Afrikas überwintern [8, 10], wobei unklar bleibt, ob Habitatveränderungen dort oder die Fehlanpassung in der Frühjahrsankunft zum Bestandsrückgang bei uns führt [1, 7].

Lukas Jenni

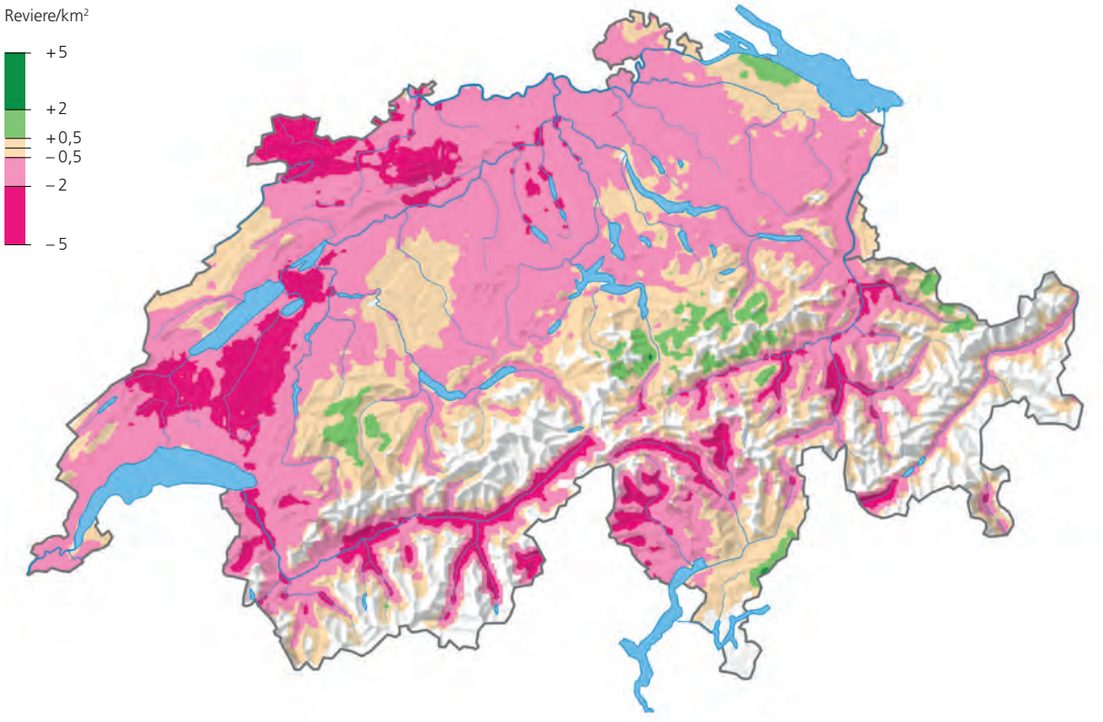
[1] Both et al. (2010); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Christen (2007); [4] Garcia (1983); [5] Holt et al. (2011); [6] Jiguet (2017); [7] Mustin et al. (2014); [8] Ockendon et al. (2012); [9] Teufelbauer & Seaman (2017); [10] Thaxter et al. (2010)



Dichte 2013–2016

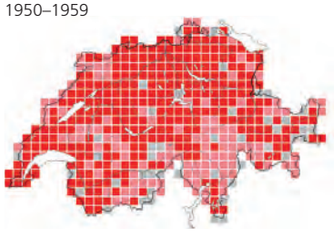


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

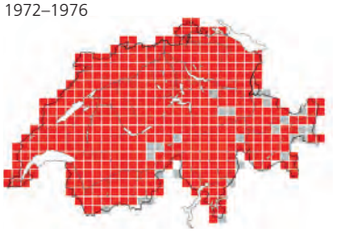


Patenschaft
Michael Widmer, Winterthur

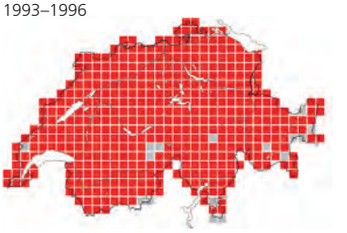
1950–1959



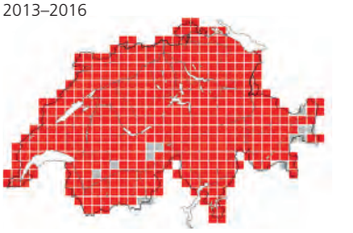
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Sperbergrasmücke

Sylvia nisoria
Fauvette épervière
Bigia padovana
fustgetta sdrimada
Barred Warbler



Mathias Schaf

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 0–5 Paare (2013–2016)

Focus Seite 420

Das Areal der Sperbergrasmücke erstreckt sich von einer Line zwischen Nordostitalien und Ostdeutschland an ostwärts. Die Schweiz liegt somit an der westlichen Verbreitungsgrenze. Hierzulande kommt die Sperbergrasmücke in geringer Zahl zwischen 900 und 1300 m vor, am regelmässigsten derzeit im Puschlav GR, sporadisch auch im Münstertal GR und im Zentralwallis. Sie besiedelt sonnige, trockenwarme Hanglagen mit Buschkomplexen verschiedener Zusammensetzung, die aber immer einen mehr oder weniger grossen Anteil an Dornsträuchern umfassen. Der höchste Brutnachweis stammt von 1510 m bei Sent GR (2003; A. Gerber) und, in den Jahren 2013–2016, von 1310 m bei Müstair GR (M. Müller). Der höchste Sänger in jüngster Zeit wurde auf 1550 m bei Reschen I festgestellt (A. Mattinelli).

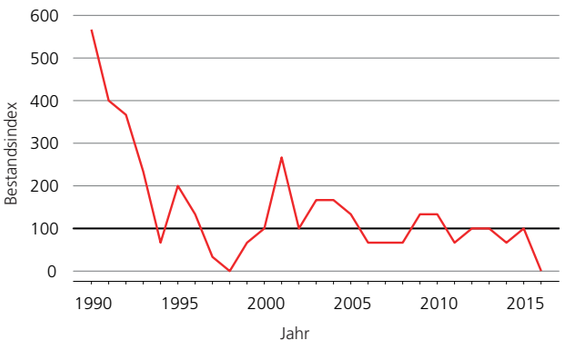
Der erste Brutnachweis der Sperbergrasmücke in der Schweiz gelang 1952 im Domleschg GR. Danach erfolgten erst ab 1966 weitere Brutzeitbeobachtungen [VdS]. Der Bestand umfasste bis 1979 im Schnitt jährlich 3,3 Reviere. 1980–1989 waren es dann 2,2 und 1990–1999 sogar 6,2 Reviere pro Jahr. Anschliessend sank die Revierzahl wieder deutlich: 2000–2009 lag der Schnitt bei 3,8 Revieren und 2010–2016 noch bei 2,4. Die kleine Population im Puschlav GR umfasst aktuell, wie schon 1993–1996, 1–3 Reviere. Allerdings war dieser Brutplatz 2016 und 2017 nicht mehr besetzt; in beiden Jahren wurde auch andernorts kein Revier mehr gefunden. Im Engadin GR bei Ramosch und Sent wurde letztmals 2008 ein Revier der Sperbergrasmücke gefunden. 1991–1992 waren es hier maximal 11 Reviere [AGR, 4].

Die Bestände der Sperbergrasmücke in Europa nahmen ab den Neunzigerjahren deutlich ab und scheinen seit dem Jahrtausendwechsel relativ konstant zu sein [EBCC]. Der Bestand ist in Österreich zwar stabil [3], in Ostdeutschland nimmt er aber seit Ende der Neunzigerjahre ab [AtD]. Auch in Italien ist der Trend deutlich negativ [2, 5]. Die Bestandsrückgänge dürften unter anderem auf das Verschwinden von Hecken und Ruderalflächen, die landwirtschaftliche Intensivierung und den Einsatz von Pestiziden zurückzuführen sein. Am westlichen Arealrand werden sie auch mit klimatischen Ursachen in Verbindung gebracht, da die Sperbergrasmücke feucht-kühle Frühsommer nicht verträgt [1, 5, 6].

Simon Hohl

[1] Bauer et al. (2005); [2] Brichetti & Fracasso (2010); [3] Dvorak et al. (2017); [4] Müller-Buser (2000); [5] Nardelli et al. (2015); [6] Steffens et al. (2013)





Reviere 2013–2016

1

Einzelne Punkte auf den Karten sind aus Schutzgründen verschoben



Veränderung der Anzahl Reviere seit 1993–1996

Zunahme

2–3
1

0

Abnahme

1
2–3

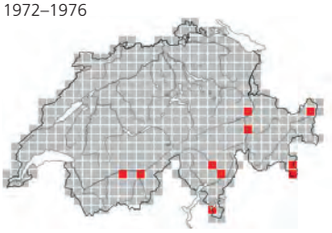


Patenschaft
Katha Tränkle

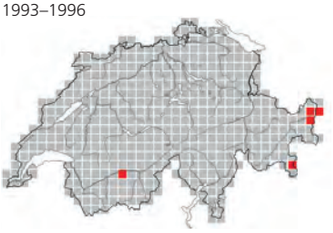
1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Botschafter aus dem Osten

In den letzten hundert Jahren hat die Schweizer Brutvogelwelt verschiedentlich neue Arten hinzugewonnen, insbesondere aus dem Osten. Abgesehen von den bemerkenswerten Ausnahmen Wacholderdrossel und Türkentaube sind die Neuankömmlinge aber weiterhin eher seltene Gäste mit schwankenden Beständen.

Innerhalb der Westpaläarktis bilden die mitteleuropäischen Länder in verschiedener Hinsicht eine Schnittstelle. Klimatisch gesehen erleben wir hier einen allmählichen Wechsel vom ozeanischen Typ in Westeuropa zum kontinentalen Typ in Osteuropa. In biogeografischer Hinsicht treffen hier Arten westlichen oder afrikanischen Ursprungs auf Vertreter östlicher Herkunft. Die Schweiz liegt am Westrand dieser Übergangszone und damit noch in Reichweite der wellenartigen Vorstösse mancher östlicher Arten. Zehn von ihnen sind in den letzten hundert Jahren bis zu uns gelangt. Zwei davon, Wacholderdrossel und Türkentaube, sind hier mittlerweile weit verbreitet. Die anderen Arten – Weissrückenspecht, Beutelmeise, Schlagschwirl, Grünlaubsänger, Sperbergrasmücke, Zwergschnäpper, Zitronenstelze und Karmingimpel – sind immer noch selten und zeigen starke Bestandsschwankungen.

Nach Wacholderdrossel und Türkentaube, deren erste Schweizer Brutnachweise bereits 1923 bzw. um 1950 erbracht worden waren [VdS], folgten 1952 mit Sperbergrasmücke und Beutelmeise die nächsten östlichen Arten [BCH]. Seither gab es bei der Beutelmeise bis 2014 32 weitere Bruten, allerdings nur zwei im 21. Jahrhundert. Die Sperbergrasmücke hatte ihre Bestandshöhepunkte in den Sechziger- und Siebzigerjahren (15–20 Paare) [AtCH1] sowie zu Beginn der Neunzigerjahre. 2013–2016 waren nur noch wenige Reviere besetzt.

Singende Karmingimpel sind in der Schweiz erstmals 1979 festgestellt worden; 1983 kam es zum ersten Brutversuch [VdS]. Nach einer Ansiedlungswelle in den Neunzigerjahren ist seit 2010 ein weiterer Vorstoss im Gang, der bisher allerdings nicht über den Alpenbogen hinaus reicht.

Der Weissrückenspecht ist seit 1981 in Liechtenstein und seit 1996 in der Schweiz nachgewiesen, wo er seit mindestens 1996 bzw. 1999 auch brütet [VdS, 1]. Mittlerweile scheint er im Prättigau GR und im Rheintal fest angesiedelt zu sein und langsam nach Westen vorzudringen.

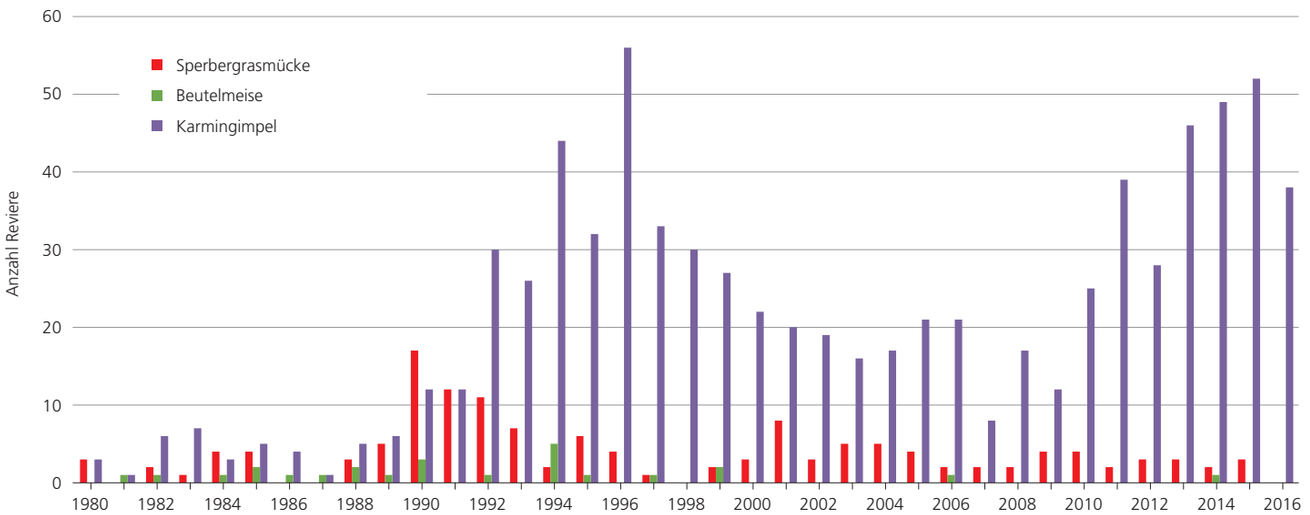
Zitronenstelze, Zwergschnäpper und Schlagschwirl wagen sich nur zögerlich in die Schweiz oder in deren Nähe: Von den ersten beiden Arten gibt es je zwei Brutnachweise aus den Jahren 1997 und 2012 bzw. 2003 und 2006 [VdS, 2, 3]; der Schlagschwirl hat 2011 knapp jenseits der Grenze gebrütet [5]. Beim bisher letzten Ankömmling, dem Grünlaubsänger, scheint die Ansiedlung mit mehr Schwung zu erfolgen, soweit man dies schon beurteilen kann: Zwischen 2014 und 2017 kam es bei vier Revierbesetzungen zu mindestens einer Brut [4], was in naher Zukunft auf eine positive Entwicklung hoffen lässt.

Die hier beschriebenen Vorstösse und Rückzüge sind nicht vorhersehbar. Die Ursachen bleiben im Dunkeln, stehen aber vermutlich im Zusammenhang mit der Bestandsdynamik von Populationen am Rand des Areals, bei der auch Zufälle eine Rolle spielen.

Bertrand Posse

[1] Bühler (2001); [2] Glutz von Blotzheim (1997); [3] Marques et al. (2013a–b); [4] Maumary & Schneider (2018); [5] Trösch et al. (2011)

Species Seiten 160, 296, 356, 408, 418, 452, 513, 524, 567, 576



Entwicklung der Revierzahlen von Sperbergrasmücke, Beutelmeise und Karmingimpel in der Schweiz 1980–2016. Trotz starker Schwankungen ist bei der Sperbergrasmücke eine Abnahme zu erkennen.

Orpheusgrasmücke

Sylvia hortensis
Fauvette orphée
Bigia grossa
fustgetta gronda
Western Orphean Warbler



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste in der Schweiz ausgestorben (RE)
Bestand 0 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 319, 425

Die Orpheusgrasmücke bewohnt den westlichen Mittelmeerraum von der Iberischen Halbinsel bis Italien und von Marokko bis Libyen. In der Schweiz erreichte sie den Nordrand ihres Areals. Sie hat sich im 20. Jahrhundert aber mehr und mehr aus unserem Land zurückgezogen. Zuerst verschwand sie aus dem Kanton Genf, wo sich der letzte Sänger in den Fünfzigerjahren zeigte[3]. Nach einem kurzen Intermezzo im Mendrisiotto TI mit einer Brut 1968[5] hat die Orpheusgrasmücke auch die Walliser Südhänge verlassen. Hier fanden sich je nach Jahr 10–25 Reviere, vor allem zwischen Leuk und Brig und in Höhen von 620 bis 1100 m [AtCH1, 1]. Nachdem zwei Bruten 1995 und 1996 [AtCH2] von der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission bei einer Revision abgelehnt worden waren[6], gilt dieser kleine Brutbestand nach 1994 (1 Sänger bei Leuk) als erloschen [VdS]. Seither wurden in der Schweiz nur noch zwei umherstreifende Vögel festgestellt, am 16. Juni 2006 bei Dötra TI auf 1830 m (B. Volet)[7] und ein Sänger am 13. Mai 2011 bei Martigny-Combe VS auf 610 m (D. Henseler)[8].

Das Verschwinden der Orpheusgrasmücke bei uns steht im Einklang mit den Trends in Italien[2] und Frankreich. In Frankreich immt ihr Bestand im Alpenraum ab, möglicherweise wegen klimatischer Veränderungen im Frühling, legt im Mittelmeerraum jedoch zu [AtF].

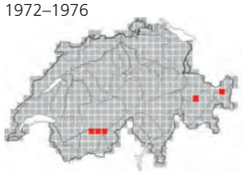
Bertrand Posse

[1] Bottani & Praz (1977); [2] Brichetti & Fracasso (2010); [3] Géroudet et al. (1983); [4] Piot et al. (2012)/Piot & Vallotton (2012); [5] Schifferli (1968); [6] Schweizer (2005b)/Schweizer & Piot (2005); [7] Schweizer (2007)/Schweizer & Vallotton (2007)

1950–1959



1972–1976



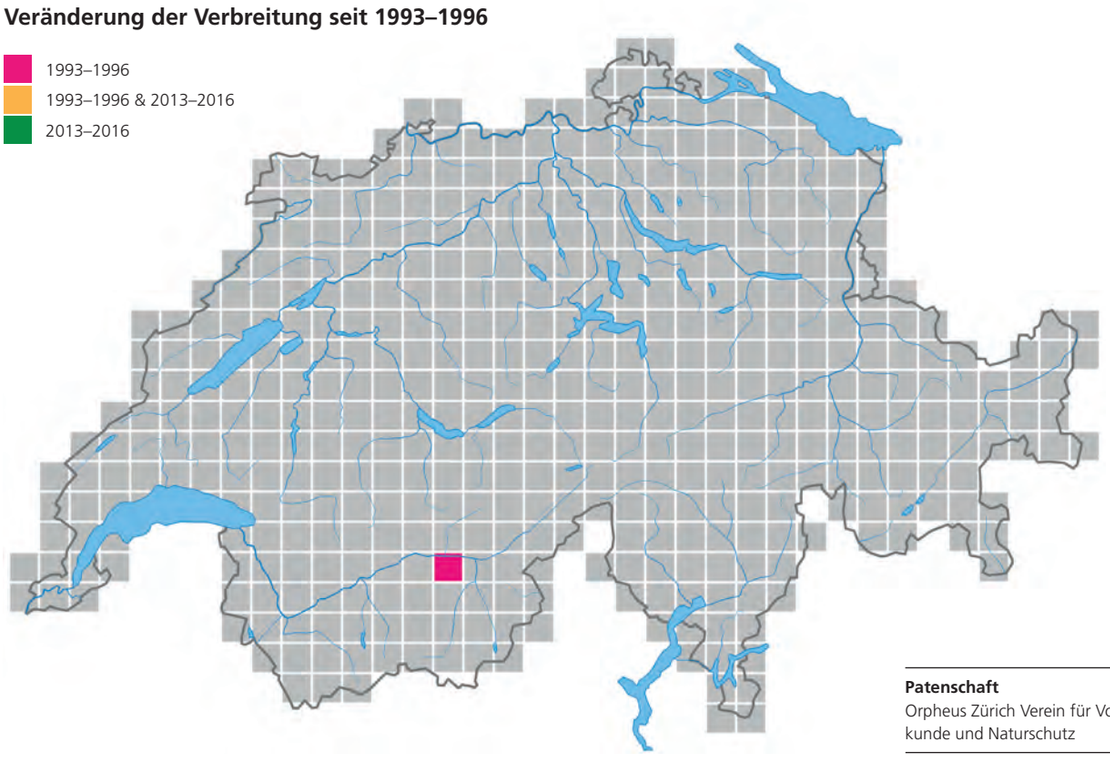
1993–1996



2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Orpheus Zürich Verein für Vogelkunde und Naturschutz

Klappergrasmücke

Sylvia curruca
Fauvette babillarde
Bigiarella
fustgetta baterlunza
Lesser Whitethroat



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 17 000–23 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 314, 542

Die Klappergrasmücke ist bei uns in den Alpen ein weit verbreiteter, aber nicht häufiger Brutvogel. In den übrigen Landesteilen ist sie nur zerstreut anzutreffen, am ehesten noch im nördlichen Jura. Mehr als 75 % des Bestands besiedeln Lagen zwischen 1600 und 2200 m. Die bedeutendsten Vorkommen befinden sich im Engadin GR, im Münstertal GR, in den Walliser Seitentälern und im Nordtessin. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 8 Reviere gezählt werden. Bei Ennenda GL und Braunwald GL wurden bis zu 7 Reviere auf 50 ha und 6 Reviere auf 40 ha erfasst [1].

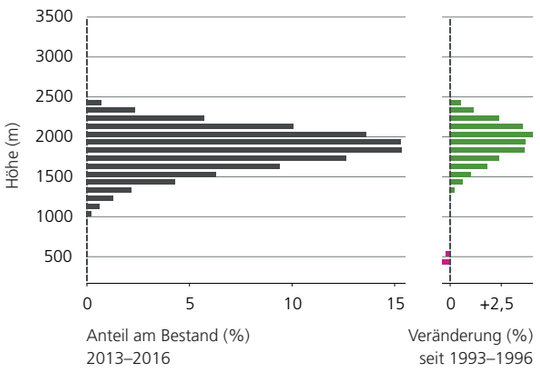
Die Klappergrasmücke kommt insbesondere in den offenen Landschaften der Krummholzzone und Zwergstrauchheiden vor. Bevorzugt werden im Speziellen niedrige Nadelgehölze und Grünerlenbestände. Im Flachland werden gelegentlich Gärten und Parks mit jungen Nadelbäumen besiedelt, teilweise kommt die Klappergrasmücke auch in Baumschulen, auf brachliegenden Flächen oder sogar in Hecken im Kulturland vor. Der höchste Brutnachweis stammt von Täsch VS auf 2380 m AtCH2. In den Jahren 2013–2016 wurde die höchste Brut bei Zermatt VS auf 2330 m (J.-L. Carlo) und der höchste Sängers bei Pontresina GR auf 2450 m (C. Müller) notiert.

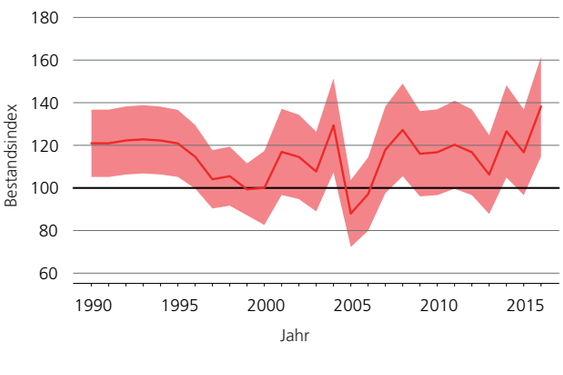
Seit 1993–1996 neu besetzte Atlasquadrate befinden sich vor allem im Jura und entlang des westlichen Jurasüdfusses, aber die meisten Gebiete in den Niederungen sind unregelmässig besetzt. In mehreren Regionen der Alpen hat die Dichte seither leicht zugenommen und zwar in allen Höhenstufen. Der Bestandstrend ist seit 1990 tendenziell positiv.

Die Klappergrasmücke ist in den Alpen nicht gefährdet, wo ihr Bestand auch in den französischen Alpen zunimmt AtF. Sie profitiert möglicherweise vom Ansteigen der oberen Baumgrenze und von der Vergandung ehemaliger Weideflächen [1]. In Deutschland ist der Trend schwankend, in Italien stabil und in Österreich negativ AtD, 3, 5. In Tieflagen liegen hingegen Bestandsabnahmen vor, so zwischen 1980 und 2010 im Bodenseeraum (–60 %) AtBo und in Bayern [4]. Mögliche Gründe dafür sind der Mangel an naturnahen, vielfältigen Gärten und eine Abnahme der Hecken im Kulturland [2]. Der europäische Bestand seit 1980 ist jedoch stabil EBCC.

Jérémy Savioz

[1] Marti (2008); [2] Mayer et al. (2009); [3] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [4] Rödl et al. (2012); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

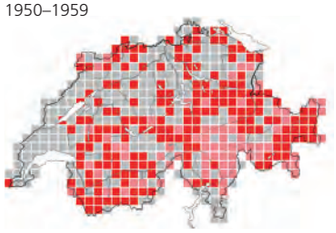


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

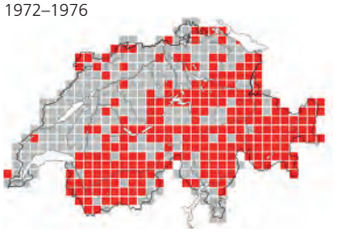


Patenschaft
Kari Zombori, Seewis-Schmitten

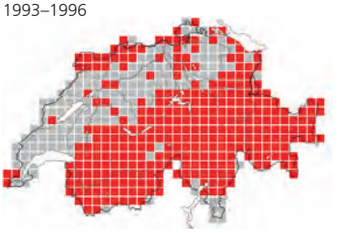
1950–1959



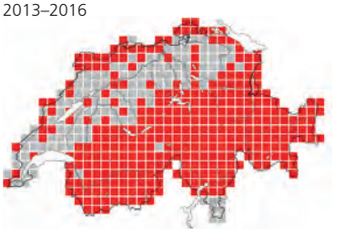
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Weissbartgrasmücke

Sylvia cantillans
Fauvette passerinette
Sterpazzolina
fustgetta barbet
Subalpine Warbler



Mathias Schäf

Rote Liste –
Bestand 0–1 Paare (2013–2016)

Focus Seite 425

Das Brutgebiet der Weissbartgrasmücke *sensu lato* ist auf den Mittelmeerraum zwischen Portugal und der Türkei und von Marokko bis Tunesien beschränkt. In der Schweiz konnten Bruten dieser heimlichen Grasmücke nur 1996[7], 2004[5], 2006 (B. Posse et al.)[6], 2014 (D. de Heer, C. Mathys, B. Posse, A. Jacot)[3] und 2016 (A. Jacot, M. Schweizer)[4] im Zentralwallis nachgewiesen werden, die drei letzten im Raum Leuk. Hinzu kam 2012 eine Brut bei Vaz/Obervaz GR (C. Monnerat). Besiedelt wurden jeweils Südhänge mit Buschvegetation in Höhen zwischen 640 und 1160 m, die teils laubholzdominiert (Flaumeiche und Dornhecken) oder von Nadelholz (Waldföhre, Wacholderarten) geprägt waren.

Die Herkunft dieser Brutvögel ist unklar, denn nur die Brut von 2016 liess sich der westlichen Unterart *S. c. iberiae* zuordnen. Das Erscheinen der in Mittel- und Norditalien ansässigen Moltonigrasmücke *S. subalpina*[2] erscheint jedenfalls auch möglich. Die Weissbartgrasmücke hat 1999 erstmals im Aostatal gebrütet[1]. Sie breitet sich nicht nur in Frankreich stark aus (Zunahme von 60 % von 2001 bis 2013, mit einzelnen Paaren in den Departementen Isère, Savoyen und Ain)[AtF], sondern auch europaweit[EBCC]. Das könnte in der Schweiz ebenfalls einen gewissen Aufwärtstrend auslösen.

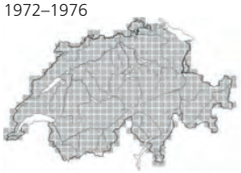
Bertrand Posse & Alain Jacot

[1] Bocca & Maffei (2000); [2] Brambilla et al. (2006b); [3] Marques & Thoma (2015)/Marques et al. (2015); [4] Maumary & Mosimann-Kampe (2017)/Maumary (2017); [5] Posse & Revaz (2005); [6] Schweizer (2007)/Schweizer & Vallotton (2007); [7] Sermet & Posse (1998)

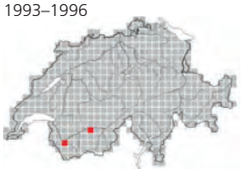
1950–1959



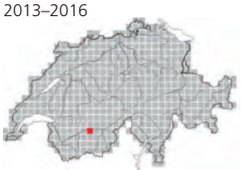
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Michael Götsch, Dübendorf

Mediterrane Arten brüten in der Schweiz

Die Klimaerwärmung dürfte wärmeliebende Vogelarten begünstigen. Bei den typischen Mittelmeerarten spürt man in der Schweiz allerdings noch wenig davon. Weissbart- und Brillengrasmücke könnten sich zwar bald einmal fest ansiedeln, die Orpheusgrasmücke hat sich dagegen zurückgezogen.

Die Klimaerwärmung hat sich seit dem Ende der Achtzigerjahre beschleunigt, vor allem im Frühling und in den Alpen. Parallel dazu hat bei uns die Anzahl Nachweise von Gastvögeln aus dem Mittelmeerraum markant zugenommen. Dieses Phänomen lässt sich nur zum Teil mit dem Anstieg der Beobachtungsintensität und dem schnelleren Austausch der Meldungen erklären. In jener Periode haben auch einige Mittelmeerarten erstmals in der Schweiz gebrütet: Brillengrasmücke[4] und Kurzzehenlerche[1] im Jahr 1989 sowie Weissbartgrasmücke im Jahr 1996[8]. Bei der Kurzzehenlerche blieb es bei diesem Einzelfall, die beiden Grasmücken traten dagegen im 21. Jahrhundert regelmässiger auf und brüteten mehrfach, vor allem im Süden des Landes und speziell im Mittelwallis. Hier erinnern das reliefbedingt heisse und trockene Klima sowie die daran angepasste Vegetation stark an die Verhältnisse im ursprünglichen Lebensraum dieser Arten.

Schon vor diesen lokalen und relativ aktuellen Fällen war es hierzulande zu Bruten von Vorboten aus dem Mittelmeerraum gekommen. Unregelmässig war dies beim Zistensänger der Fall, der 1975 erstmals brütete[2]. Dauerhaft haben sich dagegen Fahlsegler (der wohl schon vor seiner Entdeckung 1987 bei uns brütete)[3], Seidensänger und Blaumerle angesiedelt, die damals alle zumindest im Tessin vorkamen [AtCH2, VdS]. Der Seidensängerbestand schwankt recht stark, und vom Fahlsegler ist nach wie vor nur der Brutplatz in Locarno TI bekannt – abgesehen von einem Mischpaar zwischen Fahl- und Mauersegler, das 2009–2012 in Tramelan BE brütete[6]. Dagegen hat die Blaumerle einen kleinen Brutbestand im Wallis aufgebaut [VdS].

Eine Ausbreitungstendenz ist derzeit auch bei Arten sichtbar, die weniger ans Mittelmeerklima gebunden sind, die aber wohl dank ihrer Vorliebe für warme Regionen bis zu uns und teilweise darüber hinaus vorgestossen sind. Dazu zählen der Mariskenrohrsänger (erste Brut 1981) [VdS], der aber nur unregelmässig bei uns Reviere besetzt, der seit 1991 fest etablierte Bienenfresser[7], seit 2012 auch der Schlangenadler[5] sowie die Zwergohreule, die im Jahr 2000 kurz vor dem Verschwinden stand, inzwischen aber wieder mindestens 30 Reviere besetzt.

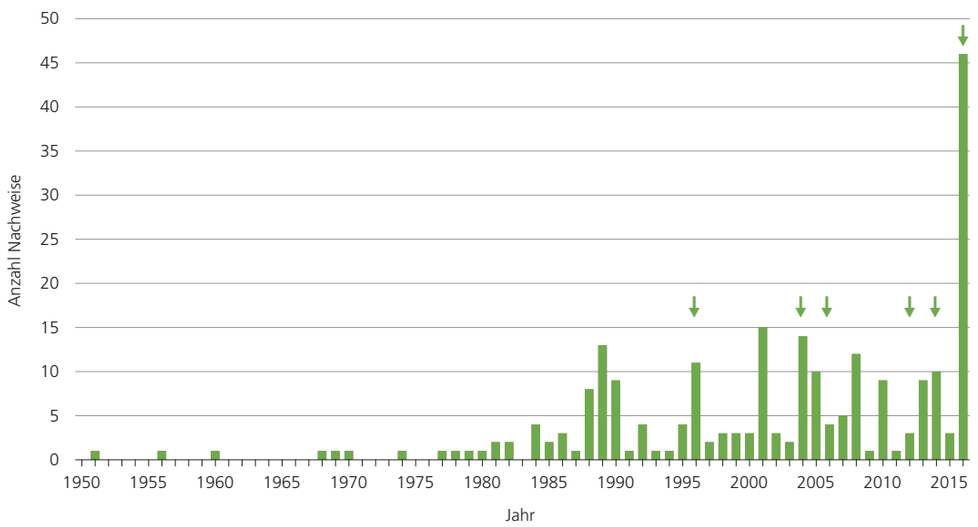
Bei diesen Vorstössen von Mittelmeer- und anderen südlichen Arten nach Norden fällt nur die Orpheusgrasmücke aus dem Rahmen. Früher war sie Brutvogel in den Kantonen Genf, Tessin und Wallis, verschwand dort aber mehr und mehr. Nach 1994 gab es auch an den letzten Walliser Brutplätzen keine Nachweise mehr.

Abgesehen von diesem Einzelfall lässt die zunehmende Klimaerwärmung erwarten, dass die in den letzten Jahrzehnten eingeleitete Entwicklung weitergeht. Das dürfte nicht nur dazu führen, dass bisher seltene südliche Arten häufiger bei uns brüten, sondern lässt auch Brutversuche und erfolgreiche Bruten von Arten des Mittelmeerraums erwarten, die bisher noch nie in der Schweiz als Brutvögel registriert worden sind.

Bertrand Posse

[1] Curchod et al. (1990); [2] Gilliéron (1976); [3] Lardelli & Lardelli (1987); [4] Maumary et al. (1990); [5] Maumary et al. (2013); [6] Oberli et al. (2013); [7] Schelbert (1992); [8] Sermet & Posse (1998)

Species Seiten 168, 244, 258, 274, 368, 374, 409, 421, 424, 474, 574, 575



Jährliche Anzahl Nachweise der Weissbartgrasmücke in der Schweiz 1950–2016. Jahre mit Bruten (1996, 2004, 2006, 2012, 2014 und 2016) sind mit Pfeilen markiert; sie fanden oft in Jahren mit besonders starkem Auftreten statt.

Dorngrasmücke

Sylvia communis
Fauvette grisette
Sterpazzola
fustgetta da spinatsch
Common Whitethroat



Markus Varesvuo

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 1800–2500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 234, 240, 276, 314, 362, 392, 428, 448, 506

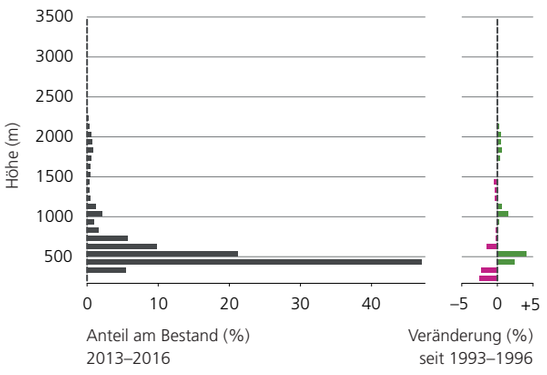
In der Schweiz bewohnt die Dorngrasmücke vor allem die Landwirtschaftsebenen im westlichen Mittelland und nördlichen Jura. Sie ist ein typischer Bewohner von Randstrukturen und bevorzugt Niederhecken, ältere Brachen und verbuschende Böschungen [11, 17]. Ihre Dichte ist meist gering und beschränkt sich in den besiedelten Gebieten auf durchschnittlich 1 Revier/km². Maximal wurden 13 Reviere/km² auf 6,1 km² Kulturland in der Champagne genevoise erreicht, dank eines reichen Mosaiks an Brachen verschiedener Altersklassen [12]. Eher selten brütet die Dorngrasmücke in höheren Lagen, so bis auf 1030 m im Waadtländer Jura (É. Bernardi) oder sogar auf 1920 m bei Zermatt VS (E. Gunzinger) [1]. Sänger erreichen manchmal die obere Waldgrenze, etwa bei Saas-Almagell VS auf 2260 m (R. Dajcar, H. Von Rohr) [13].

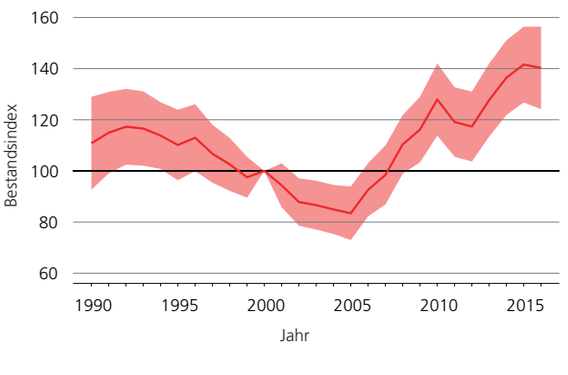
Die früher häufige Dorngrasmücke hat im 20. Jahrhundert stark abgenommen [AtCH0]. Seit 1993–1996 ist wieder eine leichte Erholung spürbar und die Verbreitung scheint etwas zugenommen zu haben. Allerdings muss die Veränderungskarte wegen der mittlerweile höheren Beobachtungsintensität vorsichtig interpretiert werden. Bestandszunahmen gab es im Kanton Genf [6, 12], im Grossen Moos BE/FR [4] und im Klettgau SH [9]. Zudem brütet die Dorngrasmücke in kleiner Zahl wieder im Kanton Basel-Landschaft [10] und in der westlichen Aareebene BE/SO [5]. Dagegen hält ihr Rückgang im Kanton Zürich [AtZH] und am Bodensee [AtBo] weiterhin an.

Die Bestandsentwicklung ist zum Teil an Lebensraumveränderungen gekoppelt. Einerseits sind viele Hecken aufgrund eines ungeeigneten Unterhalts, der die Baumschicht stark fördert, aufgegeben worden. Andererseits profitiert die Dorngrasmücke von älteren Buntbrachen, die Ersatzlebensräume darstellen [3, 11, 12, 17, 18, 19]. In vielen Regionen wird ihr Vorkommen heute geradezu durch diese bedingt. Im benachbarten Ausland haben die Bestände in Deutschland seit 2000 leicht zu- [AtD], in Österreich hingegen abgenommen [15]. In Frankreich, Italien und Europa insgesamt werden sie als stabil betrachtet [AtF, EBCC, 14]. Der Bestand dieses Langstreckenziehers reagiert empfindlich auf Dürren in den Rast- und Überwinterungsgebieten [16, 20]. Daher dürfte die leichte Zunahme der Niederschlagsmenge in Westafrika [7, 8] für dessen Bestandsentwicklung günstig sein.

Jérôme Duplain

[1] Antoniazza (2017); [2] Birrer et al. (2007b); [3] Birrer et al. (2012); [4] Birrer et al. (2016); [5] Christen (2017a); [6] Duplain (2018); [7] Fontaine et al. (2011); [8] Hoscilo et al. (2015); [9] Jenny (2018); [10] Martinez & Birrer (2017); [11] Meichtry-Stier et al. (2013); [12] Meichtry-Stier et al. (in Vorb.); [13] Posse (2014); [14] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [15] Teufelbauer & Seaman (2017); [16] Vickery et al. (2014); [17] Zollinger (2012); [18] Zollinger (2017); [19] Zollinger et al. (2013); [20] Zwarts et al. (2009)

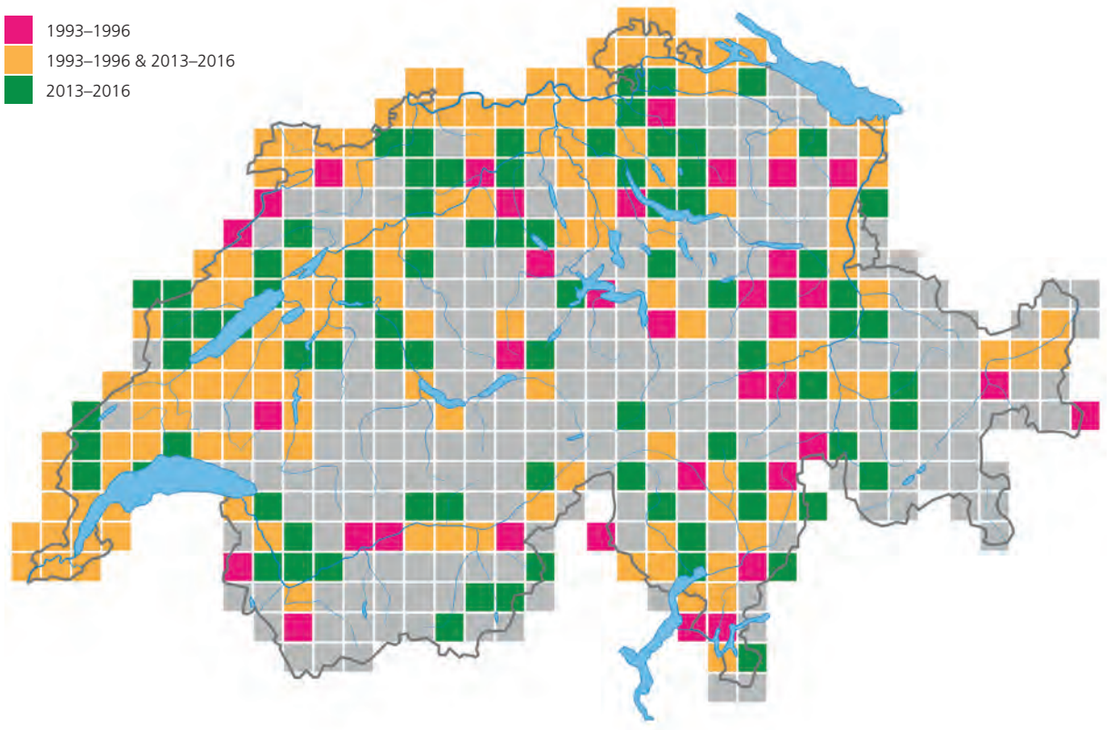




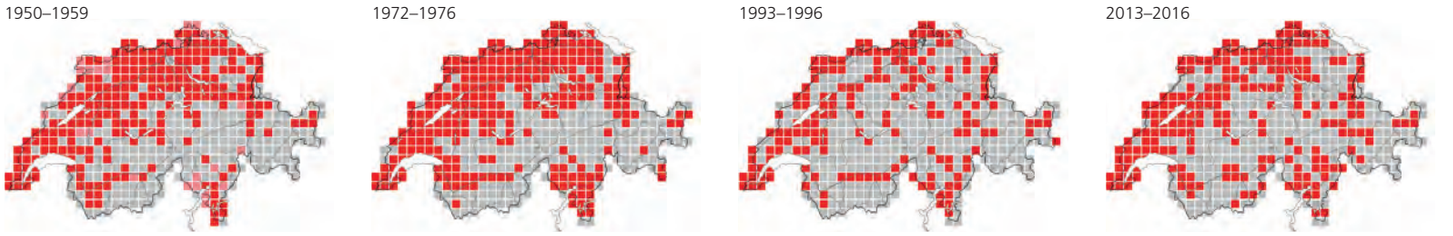
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Ursule Wyss



Vögel des Ackerlands im Sturzflug

Die Feldvögel mussten im vergangenen Jahrhundert im wahrsten Sinne des Wortes «Federn lassen». Bis heute hält diese Tendenz trotz Förderprogrammen des Bundes zugunsten der Biodiversität in der Landwirtschaft fast ungebremst an. Daher müssen die Massnahmen dringend korrigiert werden. Mehrere erfolgreiche Projekte zeigen, in welche Richtung es gehen sollte.

Das Ackerland nimmt ein Viertel der gesamten landwirtschaftlichen Fläche ein[4] und umfasst wichtige Lebensräume für die Brutvögel. Gesamtschweizerisch gesehen gelten acht Vogelarten als typische Feldvögel: Wachtel, Rebhuhn, Kiebitz, Feldlerche, Dorngrasmücke, Schwarzkehlchen, Schafstelze und Grauammer. Sie brüten alle hauptsächlich im Ackerland und legen ihr Nest entweder direkt in den Kulturen oder in brachliegenden Flächen wie Brachen oder ungenutzten Böschungen an. Auch wenn im Ackerland weitere Brutvogelarten angetroffen werden können, bauen diese ihre Nester vorwiegend in anderen Lebensräumen.

Die Lage ist alarmierend

Wie fast in ganz Europa sind die Bestände der Feldvögel auch in der Schweiz in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts drastisch eingebrochen[AtCH0, 11]. Die typischen Arten, die heutzutage noch vorkommen, sind vor allem in den grossen Ackerbaugebieten im Westschweizer Mittelland, in der Ajoie JU und im Klettgau SH zu finden, obschon einzelne Arten, insbesondere Feldlerche und Wachtel, auch Wiesen und Weiden im Jura und in den Alpen besiedeln.

Die Situation der acht Feldvogelarten hat sich seit 1993–1996 weiter verschlechtert, wie die Karte der Veränderung ihrer Vorkommen zeigt, insbesondere im mittleren und östlichen Mittelland, in den Voralpen und in den Tallagen der grossen Alpentäler. Mehrere regionale Untersuchungen belegen eine ähnliche Entwicklung[7, 13, 17, 19]; einzig das Schwarzkehlchen stellt eine erfreuliche Ausnahme dar[13].

Positive Entwicklungen gibt es nur in wenigen Regionen. Sie sind auf lokale Förderprojekte für die Feldvögel und ihre Lebensräume zurückzuführen. Beispiele sind die Champagne genevoise[10, 16], das Grosse Moos BE/FR[2, 3] und das Klettgau[16].

Ackerland unter Druck

Alle Feldvogelarten sind stark von der Landwirtschaft in den Ebenen und ihrer Bewirtschaftungsweise abhängig. Diese ist zumeist intensiv, immer mehr rationalisiert und stark industrialisiert, und Pestizide werden im grossen Stil eingesetzt[8]. Umweltfreundlichere Produktionsformen wie der biologische Anbau oder die extensive Getreideproduktion («Extenso») finden sich nur auf 20 % der Ackerfläche im Flachland[4]. Diese ist zudem seit 1997 selber um 210 km² geschrumpft (–5 %), zu einem grossen Teil zugunsten von Siedlungsflächen[5].

Um die negativen Folgen der intensiven Produktion auf die Biodiversität auszugleichen, unterstützt der Bund das Anlegen von Biodiversitätsförderflächen (BFF) und hat eine Liste von Zielarten für die Landwirtschaft festgelegt[1]. Unter den fünf BFF-Typen im Ackerland fördern insbesondere Buntbrachen, Rotationsbrachen und Ackersäume viele der Zielarten wirksam; sie werden als BFF



Verbreitung 2013–2016 der typischen Feldvögel. Die Karte zeigt das kumulierte Vorkommen der folgenden acht Arten pro Kilometerquadrat: Wachtel, Rebhuhn, Kiebitz, Feldlerche, Dorngrasmücke, Schwarzkehlchen, Schafstelze und Grauammer.

mit hoher Öko-Qualität bewertet [18]. Die Vogelwelt profitiert stark von Buntbrachen, insbesondere wenn sie älter sind und mehr Strukturen aufweisen [14, 15, 16, 20, 21]. Derzeit machen hochwertige BFF aber nur knapp 0,8 % der offenen Ackerfläche aus [4]. Das ist verschwindend wenig im Vergleich zu den Naturwiesen und Weiden, wo der Anteil hochwertiger BFF 8 % ausmacht [4]. Und offensichtlich sind hochwertige BFF im Ackerland auch viel zu selten, um den Niedergang der Feldvögel zu stoppen.

Die Zielvorgaben sind erreichbar!

Die Feldvögel benötigen dringend mehr geeigneten Lebensraum. Aus den erfolgreichen Projekten bei Genf, im Grossen Moos und im Klettgau geht hervor, dass im Ackerland mindestens 3 % der Fläche als BFF mit hoher Öko-Qualität reserviert werden sollten, hauptsächlich in Form von Brachen und Ackersäumen [12]. Dies würde im Vergleich zur aktuellen Situation mehr als eine Verdreifachung der Fläche darstellen. Auf landschaftlicher Ebene betrachtet, also unter Einbezug der nicht landwirtschaftlich genutzten Umgebung, braucht es im Talgebiet mindestens 10–14 % hochwertige Lebensräume, um die bedrohten Arten im Kulturland effektiv zu fördern [9, 10, 15, 18]. Die erfolgreichen Projekte zeigen, dass diese Ziele erreichbar und für die Landwirte auch finanziell interessant sind [6]. Es ist daher dringend, dass der Bund solche Projekte fördert. Parallel dazu sollten extensive Anbaumethoden entwickelt werden.

Das Schicksal der Feldvögel und der Biodiversität im Ackerland ist eng mit der Ausrichtung unserer Landwirtschaftspolitik verbunden. Diese sollte unverzüglich die produktive Landwirtschaft und den Naturschutz miteinander verbinden.

Jérôme Duplain



Jérôme Duplain

Ältere Buntbrachen mit vielen Strukturen wie Einzelbüschen, Brombeeren und trockenen Stängeln vom Vorjahr beherbergen zahlreiche Vogelarten, die hier ausreichend Deckung und Warten finden.

[1] BAFU & BLW (2008)/OFEV & OFAG (2008); [2] Birrer et al. (2013b); [3] Birrer et al. (2018); [4] BLW (2017)/OFAG (2017)/UFAG (2017); [5] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [6] Chevillat et al. (2017a–b); [7] Christen (2017a); [8] de Baan et al. (2015a–b); [9] Guntern et al. (2013a–b); [10] Jenny et al. (2003); [11] Jenny et al. (2005a–b); [12] Jenny et al. (2011a–b); [13] Martinez & Birrer (2017); [14] Meichtry-Stier et al. (2013); [15] Meichtry-Stier et al. (2014); [16] Meichtry-Stier et al. (in Vorb.); [17] Rudin et al. (2010); [18] Walter et al. (2013a–b); [19] Weggler & Schwarzenbach (2011); [20] Zollinger (2012); [21] Zollinger et al. (2013)

Species Seiten 94, 102, 210, 360, 426, 480, 514, 548



Änderung der Verbreitung seit 1993–1996 der typischen Feldvögel. Die Karte entstand durch die Kombination der Veränderungskarten der acht Arten.

Gartenbaumläufer

Certhia brachydactyla
Grimpereau des jardins
Rampichino comune
pitgascorsa d'iert
Short-toed Treecreeper



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 45 000–55 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 314

Der Gartenbaumläufer kommt nur in Europa und Nordafrika vor. In der Schweiz umfasst das Brutgebiet die Laubwaldzone. Die höchsten Dichten werden im Tessin und in der westlichen Genferseeregion erreicht. Inneralpine Täler sind nur dünn besiedelt. Mehr als 90 % der Vorkommen liegen unterhalb von 900 m, oberhalb von 1300 m gibt es nur noch vereinzelte Brutzeitmeldungen. Die höchsten Bruten wurden auf 1140 m bei Spirigen UR (S. Wechsler) und auf 1120 m bei Cabbio TI (G. Mangili) nachgewiesen. Einzelne Sänger steigen höher, so bis auf 1700 m im Safiental GR (T. Plüss, M. Zimmerli).

Der Lebensraum des Gartenbaumläufers ist charakterisiert durch ältere Bestände grobborkiger Laubbäume, insbesondere Eichen, Weiden, Pappeln und Birnbäume, aber auch Föhren. Bewohnt werden Wälder und baumbestandene Landschaften wie Ufer- und Feldgehölze, Alleen, Streuobstwiesen, Kastanienselven sowie Gärten, Parks und Grünanlagen im Siedlungsraum bis in die Stadtzentren. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 12 Reviere gezählt werden.

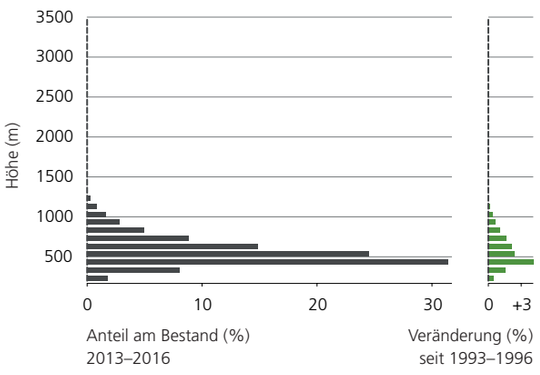
Seit 1993–1996 stieg der Bestand über die gesamte Höhenverbreitung an. Die grössten Dichtezunahmen gab es vor allem in Gebieten, in denen der Gartenbaumläufer heute häufig ist. Markant steigern konnte er sich insbesondere im Tessin. In einigen Gebieten scheint er aber leicht zurückgegangen zu sein.

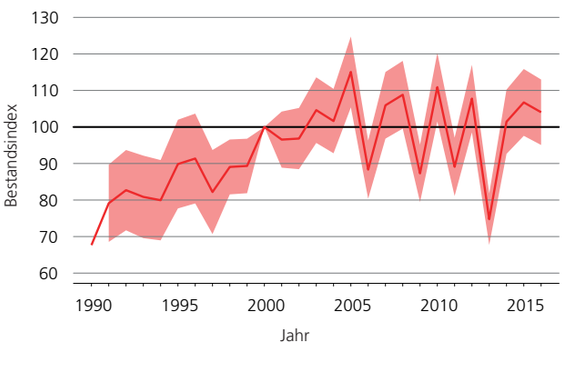
Der Bestand des Gartenbaumläufers hat in der Schweiz bis 2005 zugenommen. Seither schwankt er auf hohem Niveau. Positive Trends gibt es auch in Frankreich und Italien sowie gesamteuropäisch [AtF, EBCC, 2]. In Deutschland scheint der Bestand langfristig stabil zu sein [AtD], in Österreich nimmt er dagegen ab [5].

Der Gartenbaumläufer hat wohl vom zunehmenden Alter der Bäume und vom Anstieg des Laubholzanteils in den Schweizer Wäldern profitiert. In der Südschweiz ist der Laubholzvorrat in den letzten 20 Jahren besonders stark angestiegen [3], was die positive Entwicklung im Tessin erklären könnte. Winterliche Kältewellen können starke Bestandseinbrüche verursachen, die teilweise erst nach mehreren Jahren wieder wettgemacht werden [AtBL, AtD, VdS, 4]. Die seit mindestens Anfang der Neunzigerjahre milderen Winter [1] dürften den Bestand begünstigen.

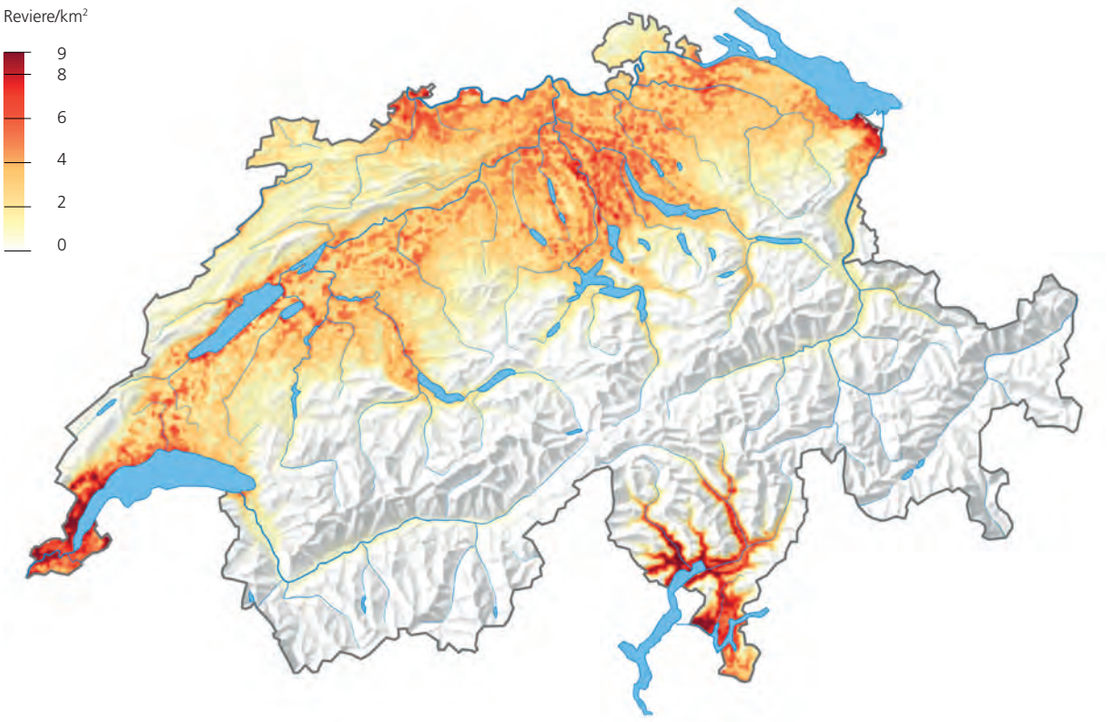
Matthias Kestenholz

[1] MeteoSchweiz (2017)/Météo-Suisse (2017)/MeteoSvizzera (2017); [2] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [3] Rigling & Schaffer (2015a–d); [4] Steffens et al. (2013); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)

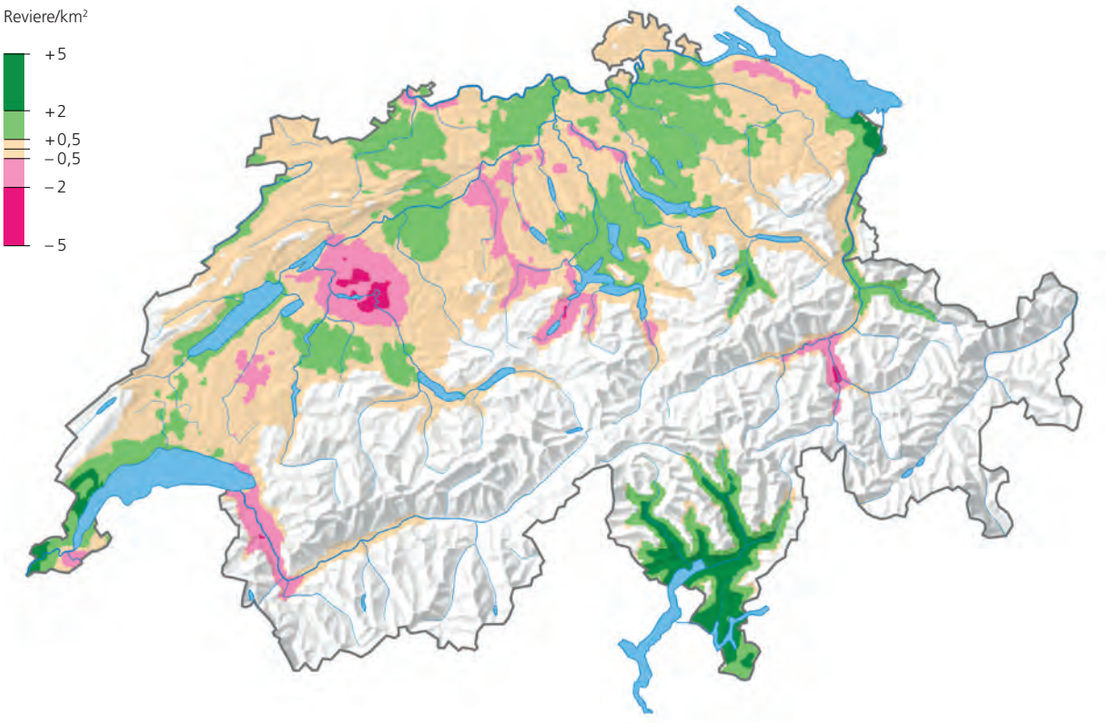




Dichte 2013–2016

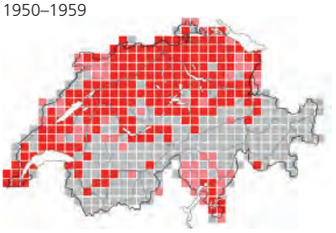


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

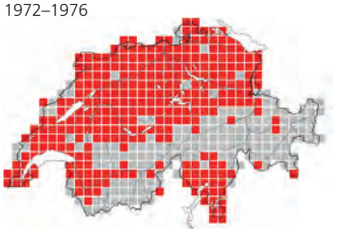


Patenschaft
Andy Baumgartner

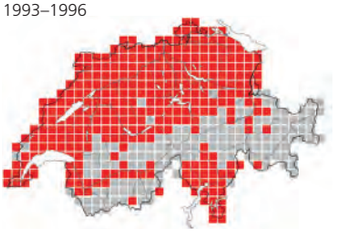
1950–1959



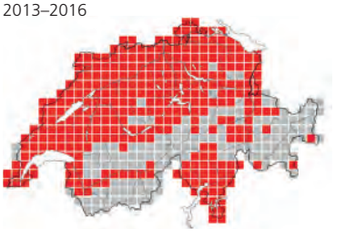
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Waldbaumläufer

Certhia familiaris
Grimpereau des bois
Rampichino alpestre
pitgascorsa da guaud
Eurasian Treecreeper



Markus Varesvuo

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 75 000–100 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 298

Die Schweiz liegt an der Südwestgrenze des geschlossenen eurasischen Verbreitungsgebiets des Waldbaumläufers. Weiter westlich und südlich besiedelt er nur noch die Bergregionen.

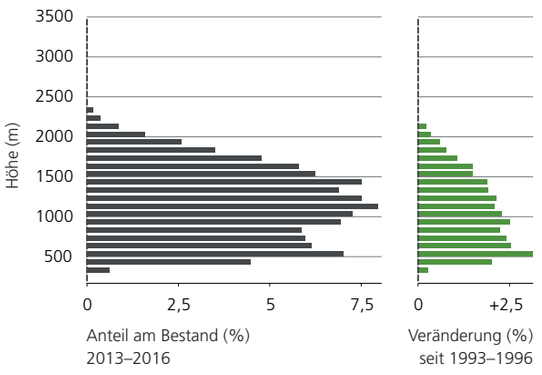
In der Schweiz kommt der Waldbaumläufer in allen bewaldeten Gebieten vor. Im Kanton Genf [AtGE] und im tief gelegenen Mendrisiotto TI fehlt er, wohl auch aufgrund der Nähe zur westlichen bzw. südlichen Arealgrenze. Die höchsten Dichten erreicht er in den Tälern Graubündens und des Wallis, etwas geringere in den Voralpen und im Jura. Das Mittelland ist eher dünn besiedelt. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 1100 und 1700 m, wo Dichten von durchschnittlich über 4 Revieren/km² gefunden wurden. Die höchsten Sänger wurden auf 2230 m bei Poschiavo GR (M. Müller) und auf 2220 m bei S-chanf GR (M. Ernst) nachgewiesen. Frühere Brutzeitbeobachtungen gelangen bei Zermatt VS bis auf 2350 m [AtCH2].

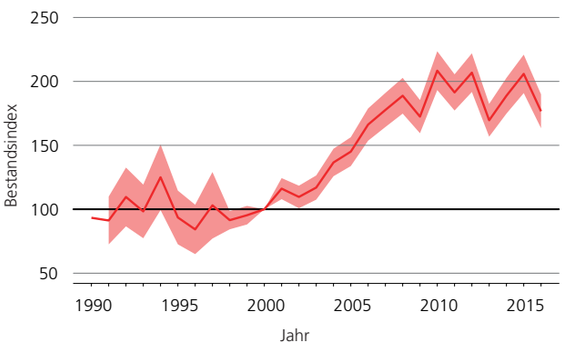
Der Waldbaumläufer bewohnt in der Schweiz geschlossene Hochwälder unterschiedlichster Zusammensetzung. Unabhängig von der Baumartenzusammensetzung ist ein gutes Angebot an älteren Bäumen wichtig. Alte Bestände mit stehendem Totholz bieten die besten Bedingungen. In Fichtenwäldern ist der Waldbaumläufer am häufigsten. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 16 Reviere gezählt werden. Streuobstwiesen, Parks und Gärten besiedelt der Waldbaumläufer in der Schweiz nicht.

Der landesweite Bestand hat sich seit 2000 fast verdoppelt. Zugenommen hat der Waldbaumläufer in der ganzen Schweiz, sowohl in den meisten Gebieten, in denen er schon vorher häufig war, als auch in den tieferen Lagen. Er profitiert bei uns von der fortschreitenden Zunahme des Holzvorrats, des Durchschnittsalters der Bäume sowie der Altholz- und Totholzmenge [3, 5, 7]. In Österreich ist der Bestand rückläufig [6]. In Deutschland ist er stabil, ebenso der gesamteuropäische Trend [AtD, EBCC]. Auch in Frankreich hat sich der Bestand nicht verändert, allerdings hat der Waldbaumläufer sein Areal leicht ausgedehnt [AtF, 1, 2]. In Italien, wo der Waldbaumläufer die Alpen und den Apennin bewohnt, ist der Trend positiv [4].

Matthias Kestenholz

[1] Beliard & Tissier (2014); [2] LPO Champagne-Ardenne (2016); [3] Mollet et al. (2009); [4] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [5] Rigling & Schaffer (2015a–d); [6] Teufelbauer & Seaman (2017); [7] Weggler & Widmer (2001)





Dichte 2013–2016

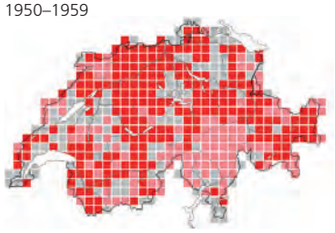


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

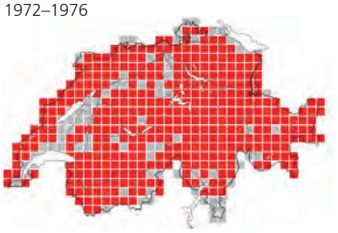


Patenschaft
Yves & Florence Glanzmann-Joray

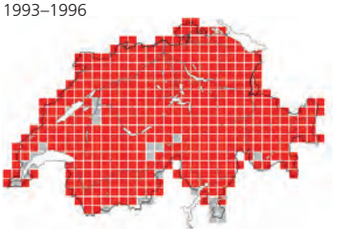
1950–1959



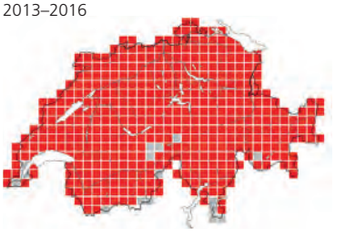
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Kleiber

Sitta europaea
Sittelle torchepot
Picchio muratore
pitgarel
Eurasian Nuthatch



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 110 000–170 000 Paare (2013–2016)

Focus

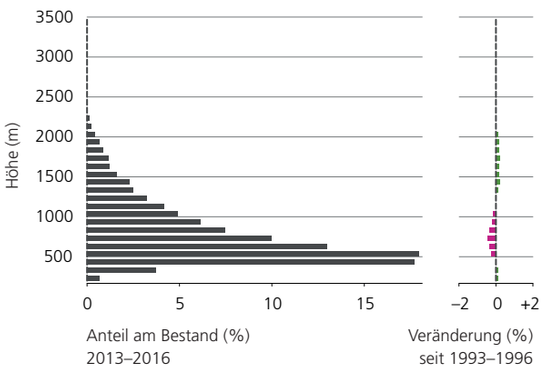
In der Schweiz besiedelt der Kleiber alle Regionen bis zur oberen Waldgrenze. Als Lebensraum dienen Wälder, Obstgärten, Alleen, Parks und Siedlungsgebiete, sofern genügend alte Bäume vorhanden sind. Bevorzugt werden Laub- und Laubmischwälder mit alten, grobborkigen Bäumen. Entsprechend sind die höchsten Dichten in der kollinen und montanen Stufe unterhalb von 1500 m zu finden. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 15 Reviere gezählt werden. In Dichten von durchschnittlich über 7 Revieren/km² besiedelt der Kleiber nur Lagen zwischen 500 und 800 m. Eine Ausnahme bilden subalpine Arven-Lärchen-Wälder, die teilweise hohe Siedlungsdichten aufweisen. So wurden im Oberengadin GR in einem rund 50 ha grossen Arven-Lärchenwald bei Champfèr auf über 1800 m 28 Reviere kartiert. Föhrenwälder werden in geringerer Dichte besiedelt und reine Fichtenwälder gemieden [AEn]. Die höchsten Brutnachweise gelangen wie schon früher [AtCH2] auf 2250 m wiederum bei Zermatt VS (J. Duplain). Sänger wurden bis auf 2320 m bei Pontresina GR (C. Rust) entdeckt.

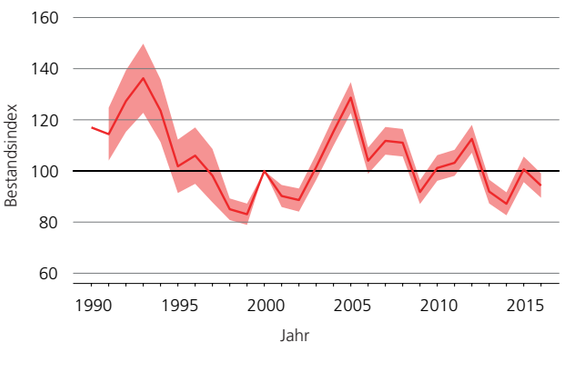
Seit 1993–1996 ist die Dichte auf der Alpensüdseite stark angestiegen, etwas schwächer auch im Wallis und im Münstertal GR. Im Mittelland und in den Voralpen liegen gebietsweise abnehmende Tendenzen vor. Die Höhenverbreitung hat sich indes kaum verändert.

Der Schweizer Bestand ist bei grösseren Schwankungen mehr oder weniger stabil. Jährliche Fluktuationen treten im Zusammenhang mit der Stärke der Buchenmast auf, die einen Einfluss auf das Überleben im Winter hat [2, 9]. Anders als in der Schweiz nimmt der Bestand in den meisten Ländern Mittel- und Nordeuropas zu [EBCC, RLEU], ebenso in Italien [5]. So hat der Bestand auch am Bodensee zwischen 1980 und 2010 um 40 % zugelegt [AtBo]. Allerdings ist der Trend in Österreich negativ [7]. Die in der Südschweiz besonders ausgeprägte Zunahme der Waldfläche, des Holzvorrats und des Laubholzanteils sowie das Aufwachsen von Gebüschwald zu dichtem Wald als auch die schweizweite Zunahme des Totholzanteils [1, 6] dürften einen positiven Einfluss auf den Kleiber haben [3, 4, 8]. In Deutschland und Frankreich werden die positiven Entwicklungen mit der zunehmenden Besiedlung des Siedlungsraums sowie mit laubholzreicheren Wäldern mit höheren Anteilen an Alt- und Totholz in Verbindung gebracht [AtD, AtF].

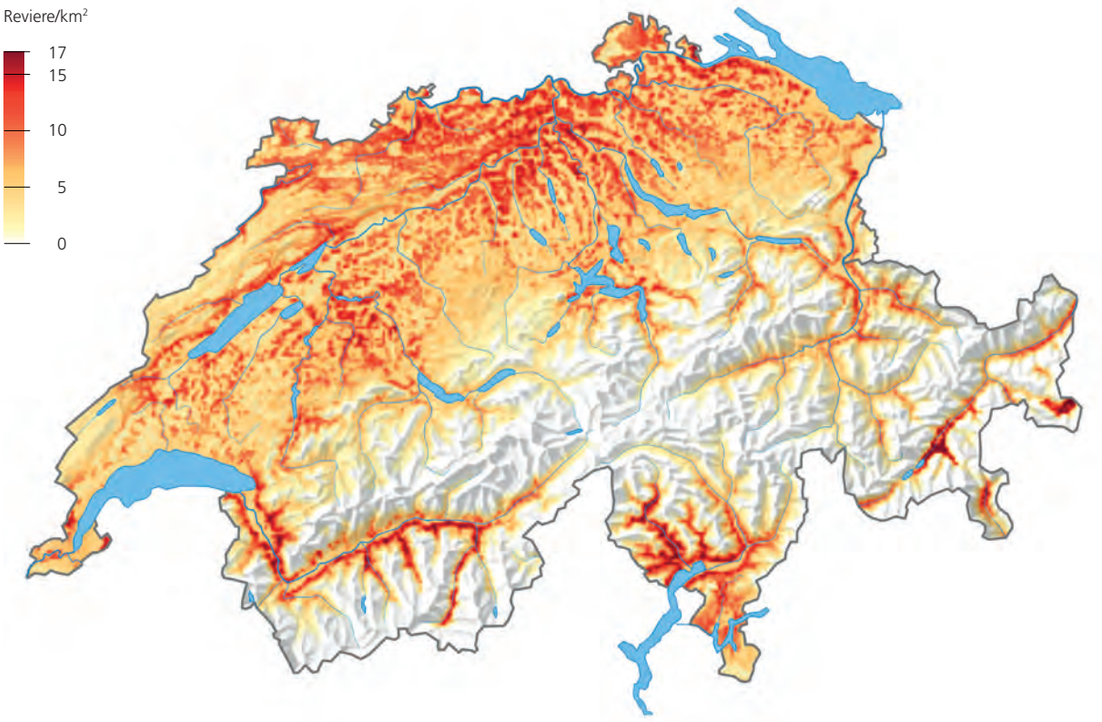
Dominik Hagist

[1] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [2] George & Zang (2010); [3] Kašová et al. (2014); [4] Matthysen (1990); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Rigling & Schaffer (2015a–d); [7] Teufelbauer & Seaman (2017); [8] Wesołowski & Stawarczyk (1991); [9] Zang & Kunze (2007)

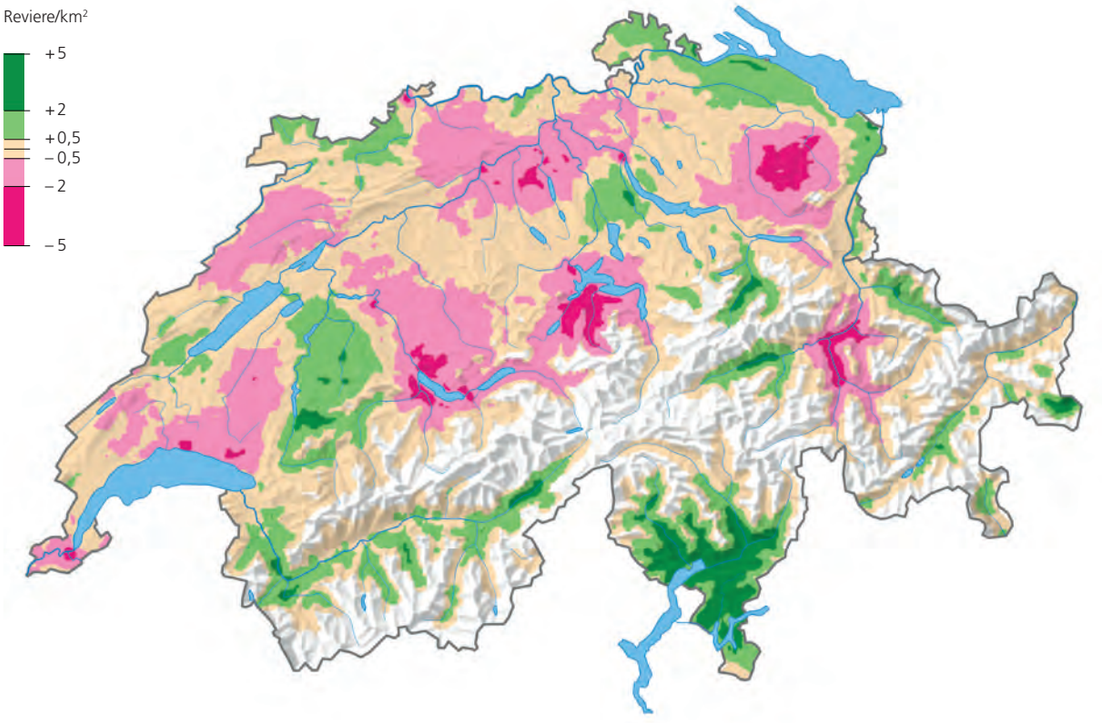




Dichte 2013–2016

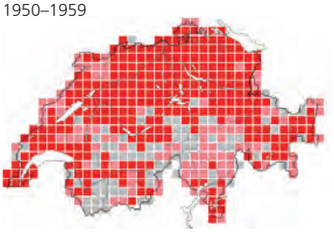


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

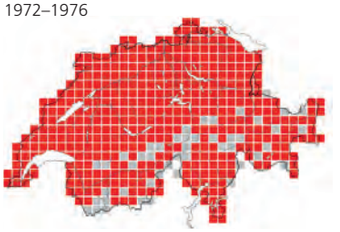


Patenschaft
Linus Scherz, Bürglen
Roland Walker

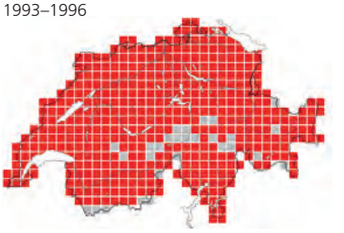
1950–1959



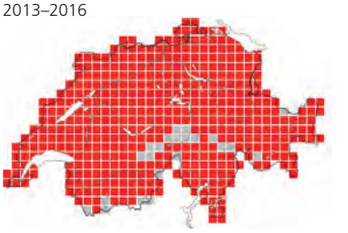
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Mauerläufer

Tichodroma muraria
Tichodrome échelette
Picchio muraiolo
sgraflin
Wallcreeper



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 1000–2500 Paare (2013–2016)

Focus Seite 308

Die Schweiz und speziell der Jura liegen am Nordwestrand des Areals des Mauerläufers, der die meisten Gebirge im südlichen und zentralen Europa besiedelt. Mehr als drei Viertel des Schweizer Bestands befinden sich in Höhen zwischen 1600 und 2800 m. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in den Berner und Urner Alpen. Die wenigen Beobachtungen im Jura in den Jahren 2013–2016 erfolgten zwischen 490 und 1450 m.

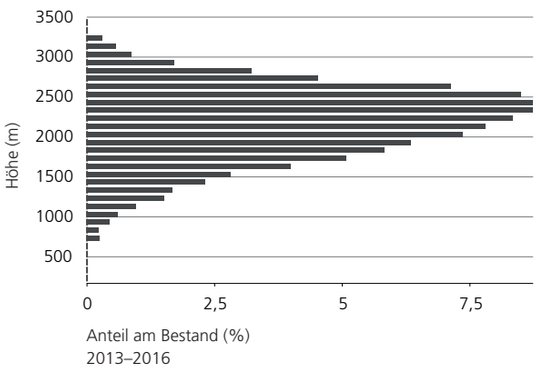
Der Mauerläufer brütet in grossen, spaltenreichen Felswänden, die Vegetation und kleine Wasserrinnsale aufweisen, selten auch an Gebäuden und in grossen Steinbrüchen [AEn, VdS, 2, 5, 6, 8, 9]. In tieferen Lagen befinden sich seine Nistplätze vor allem in feuchten Schluchten und in ausgedehnten Felswänden, während ihm in höheren Lagen auch bescheidenere Wände genügen [3]. Der höchste Brutnachweis gelang 2011 auf 3290 m am Oberaarhorn BE (M. Hammel). In den Jahren 2013–2016 wurden die höchsten Sänger auf 3220 m am Balmhorn BE/VS (B. Wolf) und auf 3050 m am Piz Medel GR/TI (D. Bundi) gehört. Die Beobachtung eines Nahrung transportierenden Altvogels Ende Juli 2009 an der Aiguille Purtscheller VS/F auf 3470 m (A. Barras) betraf wohl eine umherstreifende Familie nach dem Ausfliegen der Jungen. Die niedrigsten Bruten stammen von Bodio TI auf 350 m [AtCH1] und, in den Jahren 2013–2016, von Seewen SZ auf 510 m (P. Kühne).

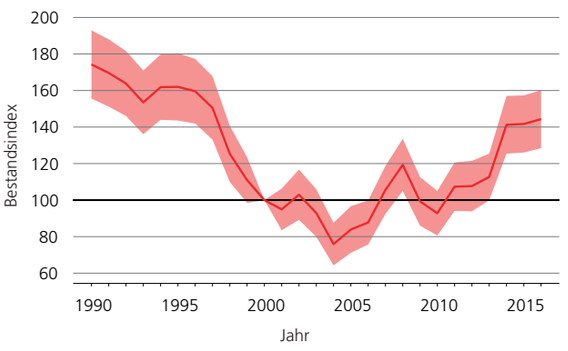
Seit 1993–1996 hat sich die Verbreitung des Mauerläufers in den Alpen nicht verändert, und gefüllte Lücken im Brutgebiet sind wohl das Resultat einer höheren Beobachtungsintensität. Vor allem im östlichen Jura hingegen konnten mehrere frühere Vorkommen trotz intensiver Suche nicht mehr bestätigt werden. Der Schweizer Bestand nahm bis 2004 ab [4], erholte sich danach aber wieder. Der Trend in Deutschland, Österreich und Italien wird als stabil betrachtet, in Frankreich ist er unbekannt [AtD, AtF, AtV, 1, 7].

Der Arealverlust des Mauerläufers im Jura und seine gesamtschweizerische Bestandsentwicklung könnten durch klimatische Ursachen oder erhöhten Niederschlag während der Brutzeit verursacht sein. Auf jeden Fall wären detailliertere Studien über die Bestandsentwicklung sowie einen allfälligen Einfluss der Klimaerwärmung willkommen. Störungen durch Freizeitaktivitäten wie Sportklettern können zur Aufgabe von Brutplätzen führen.

Célestin Luisier & Jérémy Savioz

[1] Dvorak et al. (2017); [2] Gerber (2014); [3] Hauri (1978); [4] Kéry et al. (2010); [5] Luisier (2015); [6] Luisier (2017); [7] Nardelli et al. (2015); [8] Posse (2014); [9] Saniga (1999)

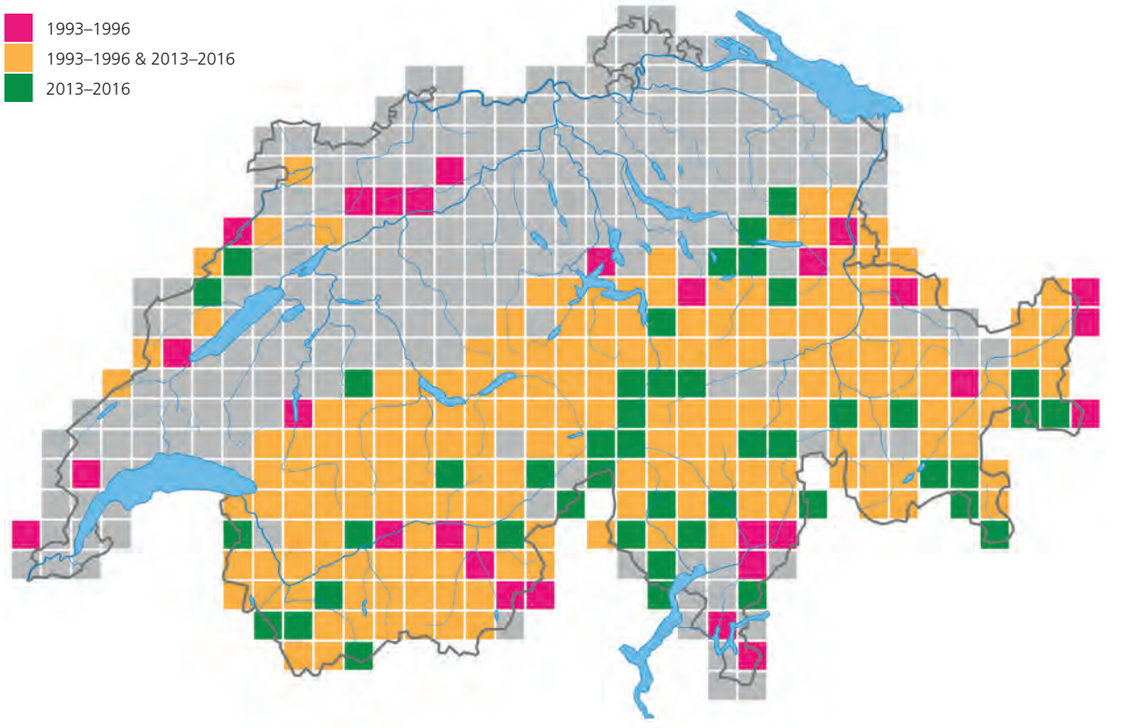




Vorkommen 2013–2016

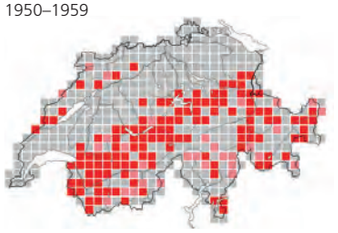


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

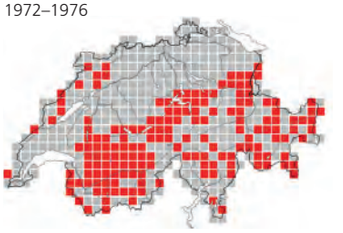


Patenschaft
Esther Haenel
Andreas Lischke
Andreas Schoellhorn
Brigitte Wolf, Biologin

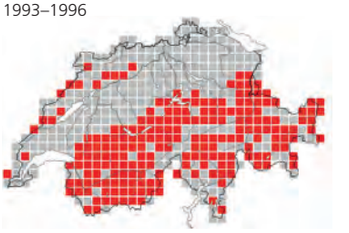
1950–1959



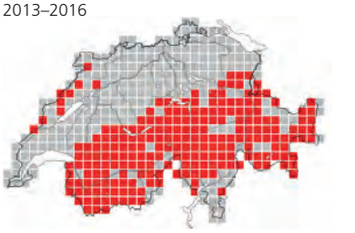
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Zaunkönig

Troglodytes troglodytes
Troglodyte mignon
Scricciolo
poleschet
Northern Wren



Stefan Rieben

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 400 000–550 000 Paare (2013–2016)

Focus –

In der Schweiz ist der Zaunkönig nach dem Hausrotschwanz und mit dem Turmfalken die am zweitweitesten verbreitete Brutvogelart. Er brütet bis hinauf in den Zwergstrauchgürtel. Die grossräumig höchsten Dichten erreicht er zwischen 900 und 1700 m, wo sich durchschnittlich über 16 Reviere/km² finden. Der höchste Brutnachweis gelang bei Vernamiège VS auf 2250 m (E. Widmann). Sänger wurden noch auf 2500 m bei Hérémence VS (A. Barras)[6] und auf 2480 m bei Lavin GR (D. Thiel) gehört.

Der Zaunkönig besiedelt von Jungwaldflächen bis zu Altbeständen alle Waldtypen mit hoher Bodenfeuchtigkeit, sofern er im Unterholz ausreichend Deckung findet. Ausserdem bewohnt er strukturreiche Gärten, Parkanlagen und Ufervegetation. In den Niederungen werden kleinräumig Dichten von rund 5 Revieren/10 ha gefunden[1]. Gerne werden junge und strukturreiche Sturmwurfflächen besiedelt, in denen der Zaunkönig bis zu 7,5 Reviere/10 ha erreicht[4].

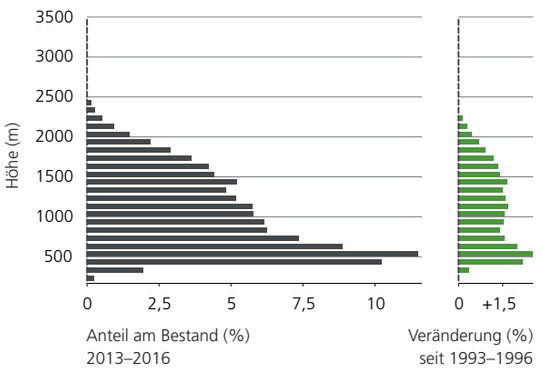
Die Siedlungsdichte hat seit 1993–1996 in allen Regionen zugenommen, am stärksten in den Voralpen, wo der Zaunkönig heute auch die höchste Dichte erreicht. Sie ist auf allen Höhenstufen angestiegen, wobei der Zuwachs in Lagen über 1500 m proportional etwas stärker war.

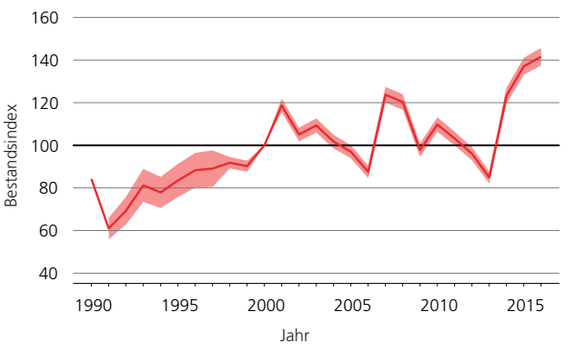
Der schweizerische Bestand ist seit 1993–1996 um 40 % angestiegen, schwankt jedoch stark. Auch Erhebungen im Kanton Zürich weisen zwischen 1988 und 2008 einen ähnlichen Zuwachs aus[AtZH]. Gemäss Detailanalysen mit Daten von 1988 und 1999 hat die Dichte in Zürcher Waldflächen um ein Drittel und in Kulturlandflächen gar um zwei Drittel zugenommen, während der Zaunkönig in Siedlungsflächen kaum festgestellt wurde[8, 9, 10]. In Deutschland stiegen die Bestände 1989–2003 um gut 30 %, vor allem in Siedlungen, Gärten und Grünanlagen, während sie in geschlossenen Wäldern weitgehend stabil blieben[3]. In Frankreich gehört der Zaunkönig zu den Vogelarten, die am stärksten vom Orkan «Lothar» von Ende 1999 profitiert haben[AtF]. In Europa ist der Trend ebenfalls positiv[EBCC].

Kalte Winter führen beim Zaunkönig zu grossräumigen Bestandszusammenbrüchen[7]. Negativ wirkt sich dabei insbesondere eine grosse Zahl von Tagen mit Schneebedeckung aus[2, 5]. Die Art kann solche Verluste aber rasch wieder ausgleichen: Nach 2006 und 2013 stieg der Bestand in der Schweiz innerhalb eines Jahres jeweils um über 30 %.

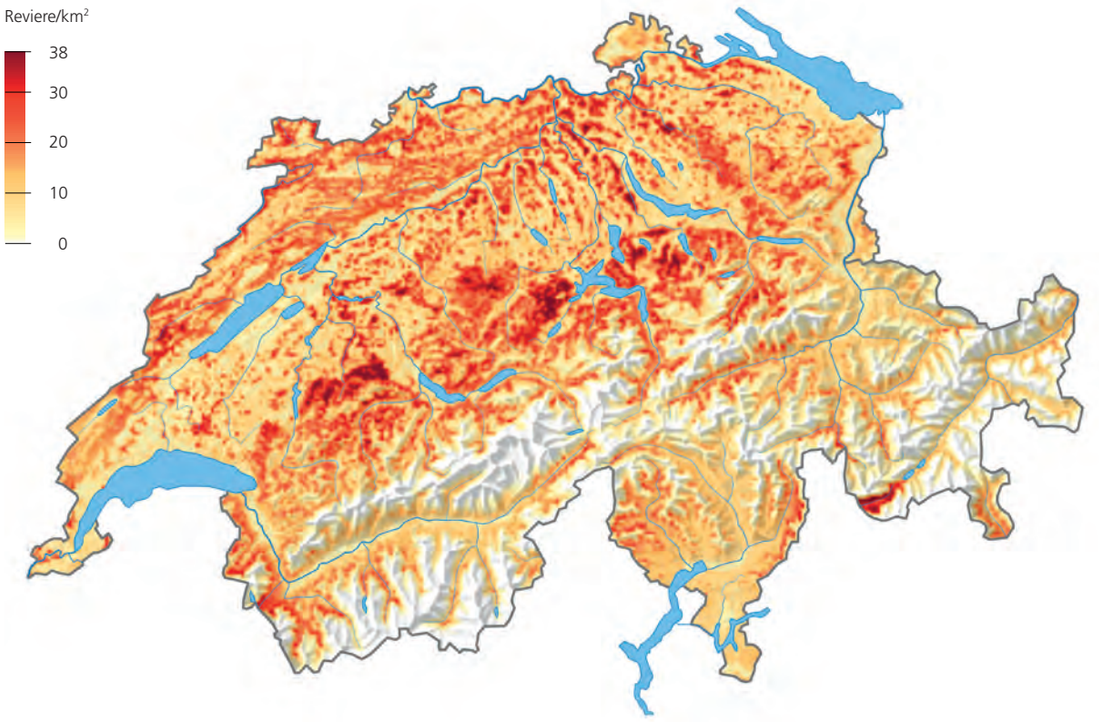
Michael Schaad

[1] Bernet (1997); [2] Christen (2008); [3] Flade & Schwarz (2004a); [4] Glutz von Blotzheim (2001); [5] Peach et al. (1995b); [6] Posse (2012); [7] Teufelbauer et al. (2017); [8] Weggler & Widmer (2000a); [9] Weggler & Widmer (2000b); [10] Weggler & Widmer (2001)





Dichte 2013–2016



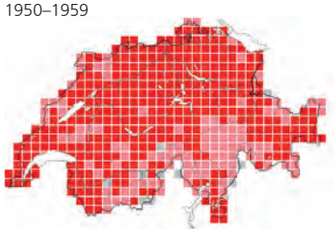
Veränderung der Dichte seit 1993–1996



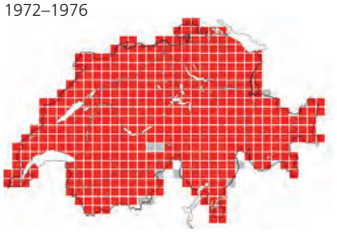
Patenschaft
Familie Ackle
P.-F. Boretti, Montreux
Michèle Scherz, Bürglen

Glarner Natur- und Vogelschutzverein

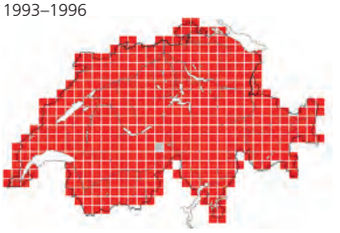
1950–1959



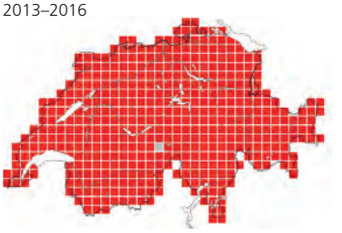
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Wasseramsel

Cinclus cinclus
Cincle plongeur
Merlo acquaiolo
merl da l'aua
White-throated Dipper



Ralf Kistowski

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 6000–8000 Paare (2013–2016)

Focus –

Die Wasseramsel kommt in vielen Gebieten Europas vor, ist aber in den meisten Teilen ihres Areals ein Vogel der Mittelgebirgs- und Gebirgsregionen. In der Schweiz ist sie dank den vielen Gewässern weit verbreitet, schwerpunktmässig zwischen 400 und 1000 m. Sie ist an Fliessgewässer aller Art gebunden. Voraussetzung ist einigermassen sauberes Wasser, das Vorkommen von wasserlebenden Wirbellosen und das Vorhandensein von Nistmöglichkeiten direkt über dem Wasser (Fels- und Mauernischen, Brückenträger) bzw. hinter Wasserfällen (Felsspalten, Bachverbauungen). An grösseren Flüssen wie der Rhone unterhalb des Genfersees fehlt die Wasseramsel [AtGE].

Während Bruten bis auf 2600 m bei Cinuos-chel GR bekannt sind [AGR], gelang der höchste aktuelle Brutnachweis bei Ramosch GR auf 2270 m (M. Müller). In der Regel liegen die höchsten Reviere aber deutlich unterhalb der Waldgrenze, in Jahren mit grossem Bestand etwas höher als sonst [1].

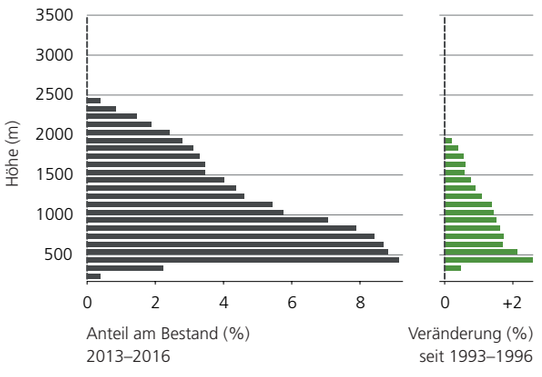
Am Küsnachter Bach ZH wurden auf 6,8 km 16 Paare erfasst, woraus eine Revierlänge von weniger als 500 m resultiert [6]. An der Maira GR zählte R. Maurizio [AEn] auf 13 km Gewässerlänge 25 Paare. Eine hohe Dichte wurde auch in der Schlucht der Areuse NE gefunden: 15 Reviere auf einer Länge von 10 km [AtNE]. Die nächsten gleichzeitig besetzten Nester waren in den Vogesen nur 120 m voneinander entfernt [4].

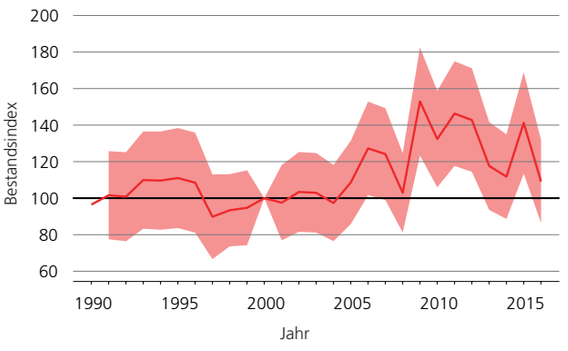
Der Bestand der Wasseramsel ist in der Schweiz seit 2004 leicht angestiegen, bei allerdings beträchtlichen jährlichen Schwankungen. Im Kanton Zürich hat sich der Bestand zwischen 1988 und 2008 gar verdoppelt [AtZH]. Die Zunahmen machten sich vor allem in den Voralpen sowie in einigen Regionen Graubündens und im Wallis bemerkbar.

In den umgebenden Ländern scheint der Bestand weitgehend stabil zu sein [AtD, AtF, AtV, 2, 8]. Allerdings ist in Deutschland seit den späten Neunzigerjahren ein ansteigender Trend festzustellen [AtD]. Möglicherweise profitiert die Wasseramsel von der Erhöhung der Wassertemperatur seit 1970 [3], denn bei frühem Datum der Erstbruten werden mehr Zweitbruten gezeitigt als bei spätem erstem Brutbeginn [7]. Die Wasseramsel kann durch das Anbringen von Nistkästen gefördert werden [5].

Christian Marti

[1] Breitenmoser-Würsten & Marti (1987); [2] Brichetti & Fracasso (2007); [3] Bundesamt für Umwelt (2012)/Office fédéral de l'environnement (2012); [4] Fohr (2013); [5] Glutz von Blotzheim & Breitenmoser-Würsten (1990a–b); [6] Hegelbach (2004); [7] Hegelbach (2013); [8] Nardelli et al. (2015)





Vorkommen 2013–2016



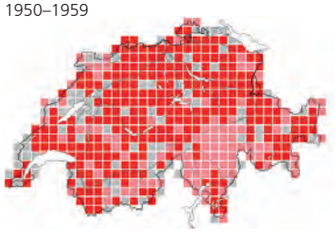
Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996



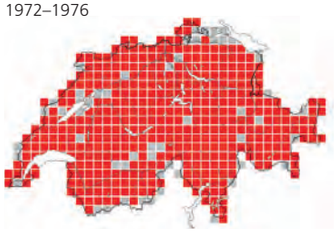
Patenschaft
Laurent Francey
André Lanthemann
Felix Scherz, Bürglen

NVA
BirdLife Aarau

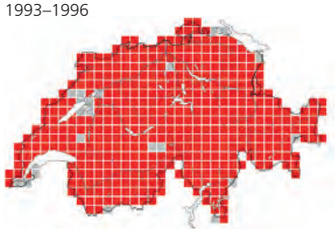
1950–1959



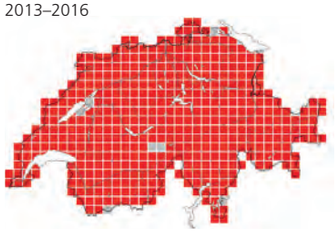
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Star

Sturnus vulgaris
Étourneau sansonnet
Storno
sturnel
Common Starling



Marcel Burkhardt

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 120 000–140 000 Paare (2013–2016)

Focus –

Der Star ist in der Schweiz weit verbreitet. Er besiedelt Obstgärten, Feldgehölze, Waldränder und Siedlungen in der Nähe von Weiden, Wiesen und Ackerland. Die höchsten Siedlungsdichten erreicht der Star in der Nordostschweiz, rund um den Zürichsee, im Berner Mittelland und im Genferseebecken. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 25 Reviere gezählt werden. Die Hauptverbreitung liegt in tiefen Lagen bis 700 m, darüber nimmt der Bestand schnell ab und ab 1000 m ist der Star ziemlich selten. Im Engadin GR steigt er aber bis auf 2000 m. Während frühere Bruten auf 2230 m bei Zermatt VS und auf 2100 m bei St. Moritz GR bekannt sind [VdS], erfolgte der höchste Brutnachweis in jüngerer Zeit auf 2030 m bei Lü GR (B. Wartmann). Der höchste neuere Brutverdacht stammt von 2120 m bei Zermatt (S. Stricker).

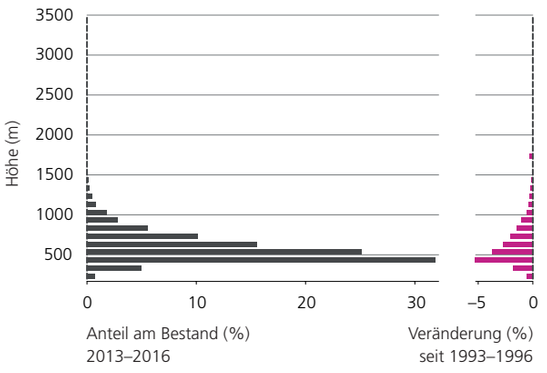
Die Anzahl besetzter Atlasquadrate hat seit 1993–1996 leicht abgenommen, nachdem bereits damals ein Rückgang im Vergleich zu 1972–1976 zu verzeichnen war. Auch die Dichte hat sich seit 1993–1996 verringert, besonders im zentralen und östlichen Mittelland. Im Tessin und Engadin ist der Trend ebenfalls negativ. Demgegenüber stehen regional leicht positive Entwicklungen, so in der westlichen Genferseeregion und im Gürbetal BE. Andere Bestandserhebungen zeigen ebenfalls Abnahmen, so im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 (–30 %) [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 (–39 %) [AtBo].

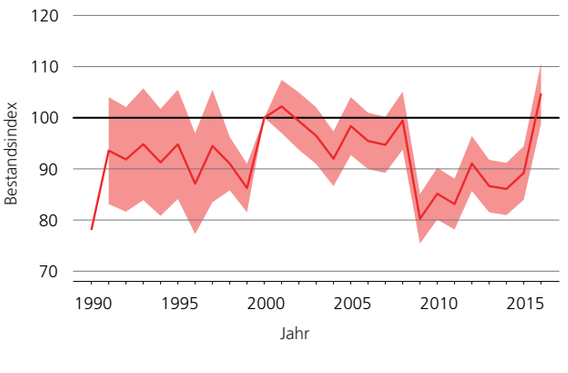
Auch in Deutschland und Frankreich ist der Trend negativ [AtD, AtF], ebenso in Europa [EBCC]. Dagegen liegt in Italien eine leichte Zunahme vor [2, 5]. In Österreich ist der Bestand stabil [8], auch wenn die höher gelegenen Brutgebiete heute offenbar nicht mehr besiedelt sind [7].

Die Ursachen für den Rückgang sind vermutlich bei der Intensivierung in der Landwirtschaft zu suchen, so dem Verlust des Höhlenangebots aufgrund des Rückgangs alter Obst- und Einzelbäume und dem Trend zu immer einheitlicheren, grösseren Parzellen. In Frage kommt auch die Abnahme von Insekten (v.a. Schnaken) [1], die für die Jungenaufzucht wichtig sind [6]. Vor allem die geringere Überlebensrate der Jungvögel scheint für den Rückgang verantwortlich zu sein [9]. In Dänemark haben die Abnahme von Beweidungsflächen und immer grössere Distanzen zwischen Futtergründen und Bruthöhlen einen negativen Einfluss auf den Bruterfolg [3, 4].

Dominik Hagist

[1] Artmann-Graf (2017b); [2] Bani et al. (2014); [3] Heldbjerg et al. (2016); [4] Heldbjerg et al. (2017); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Rhymer et al. (2012); [7] Teufelbauer (2014); [8] Teufelbauer & Seaman (2017); [9] Versluijs et al. (2016)





Dichte 2013–2016

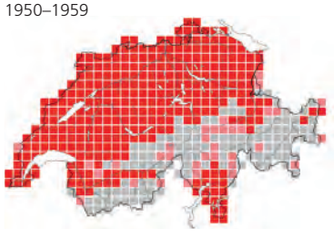


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

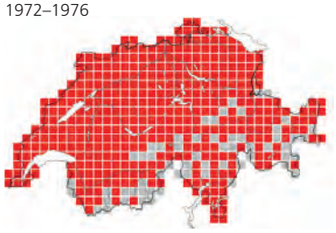


Patenschaft
Félix Decker
Sandra Schweizer

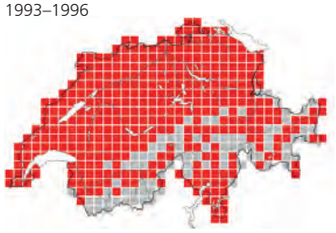
1950–1959



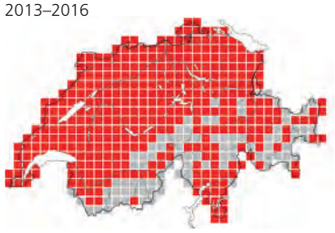
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Misteldrossel

Turdus viscivorus
Grive draine
Tordela
tursch perniclà
Mistle Thrush



Markus Varesvuo

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 130 000–150 000 Paare (2013–2016)

Focus

In der Schweiz kommt die Misteldrossel praktisch flächendeckend bis zur Baumgrenze vor. Ihr bevorzugter Brutlebensraum sind waldrandnahe Altbestände von Nadel- und Mischwäldern. Zur Nahrungssuche sucht sie meist möglichst nahe gelegene kurzgrasige Grünflächen auf[HVM]. Die Waldweiden im Jura und das Napfgebiet, wo Wald und offenes Kulturland ebenfalls eng verzahnt sind, gehören deshalb zu den Gebieten mit den höchsten Dichten der Misteldrossel. Weitere Schwerpunktregionen sind die Walliser Südtäler sowie Teile Graubündens und des Alpennordhangs. In optimal strukturierten Kilometerquadraten können regelmässig über 20 Reviere gezählt werden. Maximale mittlere Dichten von mehr als 8 Revieren/km^2 erreicht die Misteldrossel nur in Höhen zwischen 900 und 1600 m. Die höchsten bekannten Nester wurden früher auf 2260 m bei St-Martin VS[VdS] sowie aktuell auf 2240 m bei Bever GR (T. Wehrli) und auf 2230 m bei Zermatt VS (J. Duplain) gefunden. Der höchste Sänger zeigte sich auf 2410 m bei Pontresina GR (C. Rust).

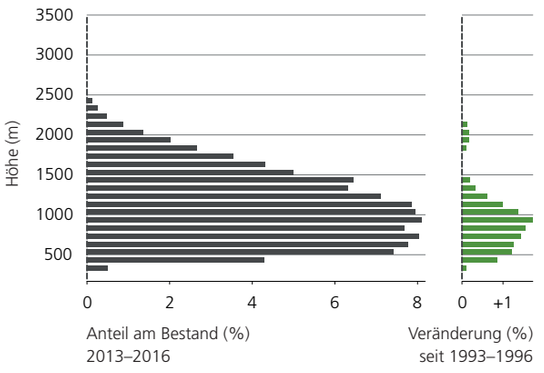
Die Bestandsentwicklung verlief seit 1993–1996 regional unterschiedlich. Insgesamt überwiegen die Dichtezunahmen, was gesamtschweizerisch zu einem Bestandsanstieg führte. Die Gewinne konzentrieren sich auf Höhenstufen unterhalb von 1500 m, was mit den steigenden Beständen bei Untersuchungen in den Kantonen Genf und Zürich sowie am Bodensee übereinstimmt[AtBo, AtGE, AtZH]. Über 1500 m haben sich die Dichten kaum verändert. Im Tessin hat sich die Misteldrossel weiter nach Süden ausgebreitet, besiedelt aber den ganzen Kanton nach wie vor in bescheidenen Dichten.

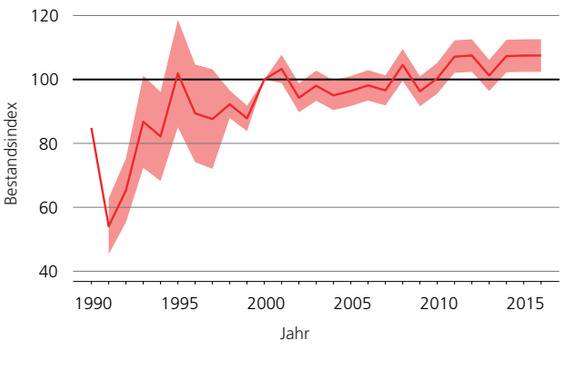
Heterogen sind die Entwicklungen in unseren Nachbarländern: In Italien nehmen die Bestände zu, in Österreich sind sie stabil und in Deutschland und in Frankreich gehen sie zurück[AtD, AtF, 4, 6]. Gesamteuropäisch ist der Trend rückläufig[EBCC].

Die Ursachen für die gebietsweise unterschiedlichen Bestandstrends in den Bergregionen der Schweiz sind nicht bekannt. Eine Rolle spielen könnte die Intensivierung der Grünlandwirtschaft: Von einer früh im Jahr einsetzenden und häufigeren Mahd[1, 3, 5] allein dürfte die Misteldrossel dank erleichterter Nahrungssuche profitieren. Bruterfolg und Bestand riskieren aber zu sinken, wenn die Wiesen so intensiv gedüngt werden, dass deren Kleintierfauna massiv darunter leidet[2].

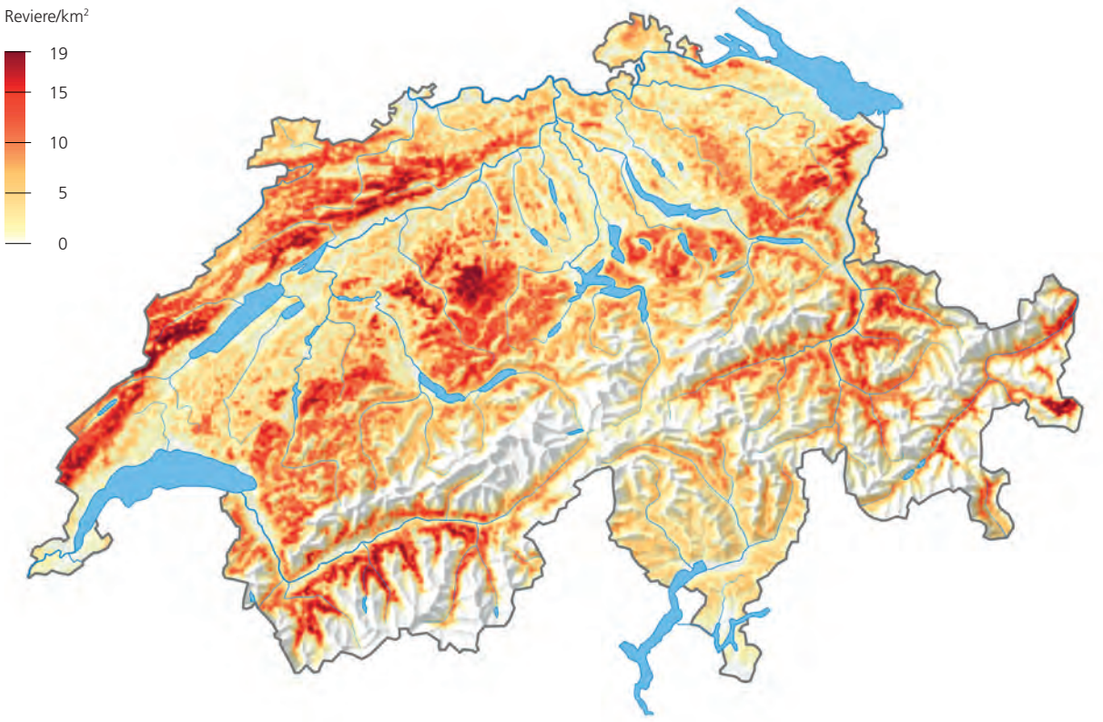
Johann von Hirschheydt

[1] Bosshard (2016a); [2] Britschgi et al. (2006); [3] Graf et al. (2014c); [4] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [5] Schmid et al. (2007); [6] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

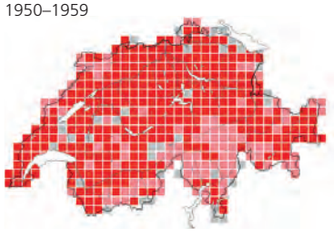


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

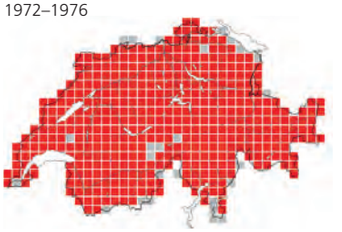


Patenschaft
Anna Baumann, Altendorf

1950–1959



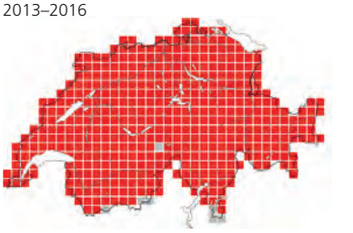
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Singdrossel

Turdus philomelos
Grive musicienne
Tordo bottaccio
filomela
Song Thrush



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 300 000–350 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 414, 552

In der Schweiz kommt die Singdrossel landesweit und von den tiefsten Lagen bis zur Waldgrenze vor. Sie bewohnt mit Vorliebe feuchte, unterholzreiche Misch- und Nadelwälder. Fichtenjungwüchse spielen als Neststandorte eine wichtige Rolle [HVM, 9]. Anders als in vielen anderen Ländern West- und Mitteleuropas, wo auch städtische Parks und Friedhöfe besiedelt werden [AtD, AtF, 3, 4, 8, 10, 12], ist die Singdrossel bei uns auch heute noch vor allem ein Waldvogel. Die höchsten mittleren und maximalen Bestandsdichten mit über 15 bzw. 30 Revieren/km² erreicht sie in niederschlagsreichen, stark bewaldeten Gebieten im Faltenjura und am Alpennordhang, speziell in Höhenlagen zwischen 800 und 1500 m. Das Tessin wird meist nur in geringer Dichte besiedelt. Die höchsten Brutnachweise stammen von 2230 m vom Schweizerischen Nationalpark GR (C. Irniger) und von 2180 m von Celerina GR [AEn]. Sänger wurden bis in Höhen von knapp 2300 m gemeldet, nämlich im Gebiet des Ofenpasses GR (D. Godly, M. Hofer) und bei Zermatt VS (C. Huwiler).

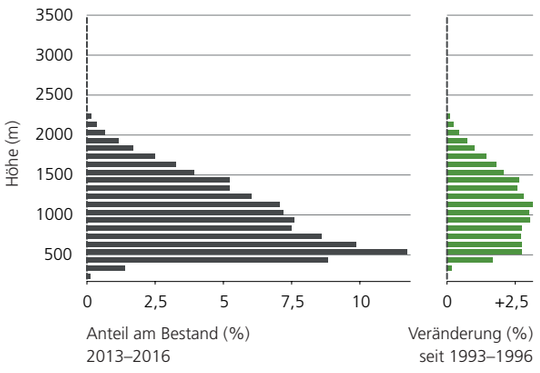
Die in der ganzen Schweiz seit 1993–1996 festgestellte Zunahme war im Verhältnis zum Bestandsanteil oberhalb von 1000 m am grössten. Der deutliche landesweite Anstieg des Bestands um rund 40 % hat im Jahr 2009 eingesetzt. Vorher schwankt er ohne klaren Trend.

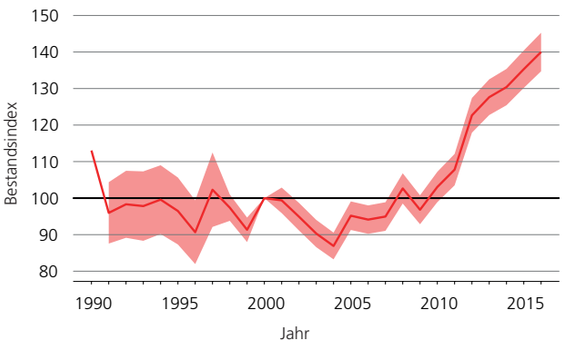
Eine ähnlich starke Zunahme ist in unseren Nachbarländern zurzeit kaum ersichtlich. In Italien gab es in den Jahren 2000–2014 ein stetes leichtes Wachstum [1, 2]. In Deutschland [AtD] und in Österreich [11] sind die Bestände hingegen seit langem stabil. Dies gilt von 2001 bis 2015 auch für Frankreich, allerdings nach kräftigem Anstieg in den Neunzigerjahren [AtF, 5]. Der gesamteuropäische Trend ist seit 1990 leicht positiv [EBCC].

Die Gründe für den kräftigen Bestandszuwachs seit 2009 sind nicht klar. Der Aufwärtstrend der Singdrossel beginnt aber praktisch zeitgleich mit einem schweizweit markanten Bestandsanstieg der Gehäuseschnecken [6]. Da Nackt- und Gehäuseschnecken als Nahrung und Nestlingsfutter der Singdrossel eine im Vergleich zu anderen Drosselarten besonders grosse Rolle spielen [HVM], ist ein Zusammenhang denkbar. Möglicherweise spielt auch die in den letzten 20 Jahren vor allem im Gebirge zunehmende Dichte der Wälder [7] eine positive Rolle.

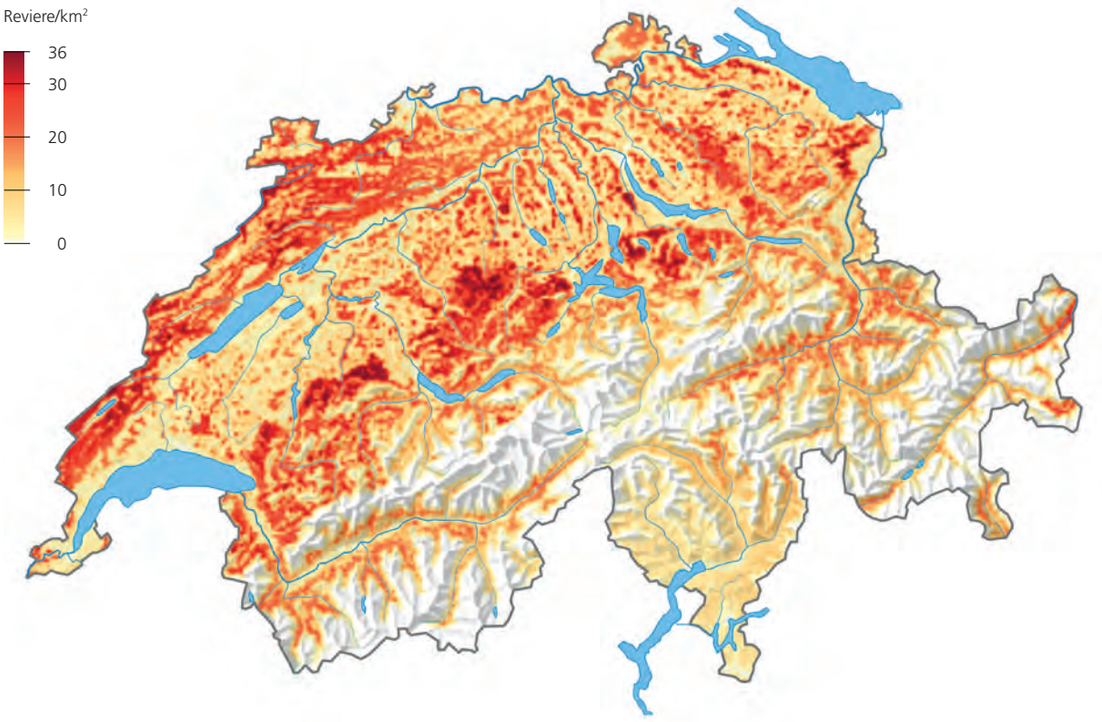
Johann von Hirschheydt

[1] Bani et al. (2014); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Hustings (2002); [4] Jacob et al. (2010); [5] Jiguet (2017); [6] Martinez & Plattner (2015); [7] Rigling & Schaffer (2015a–d); [8] Sikora et al. (2007); [9] Spaar & Hegelbach (1994); [10] Šťastný et al. (2006); [11] Teufelbauer & Seaman (2017); [12] Vermeersch et al. (2004)





Dichte 2013–2016

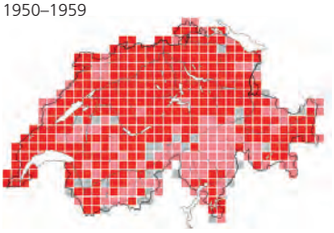


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

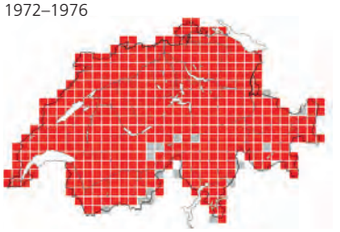


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

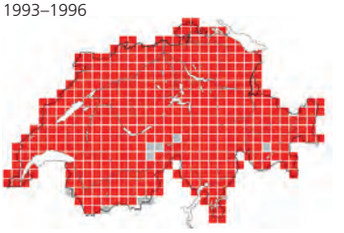
1950–1959



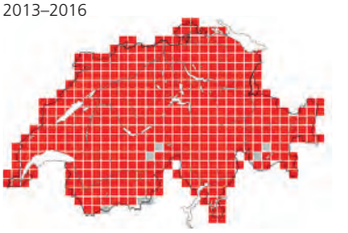
1972–1976



1993–1996



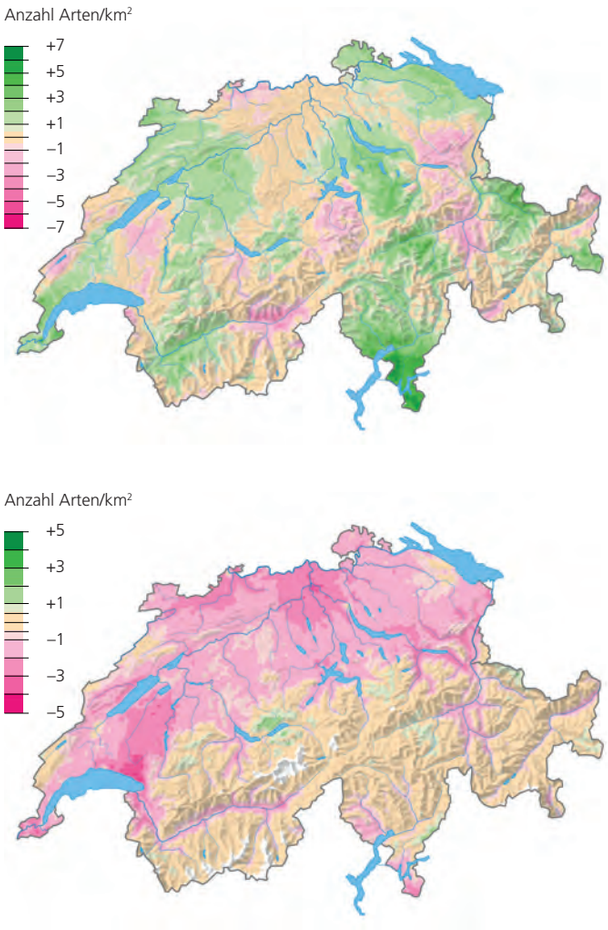
2013–2016



Langstreckenzieher ziehen den Kürzeren

Die Bestände der Langstreckenzieher gehen insgesamt zurück, jene der Kurzstreckenzieher und Standvögel nehmen eher zu. Diese Entwicklung ist keineswegs auf die Schweiz beschränkt. Langstreckenzieher sind spezialisierter und stärker von Lebensraumveränderungen im Brut- und Überwinterungsgebiet betroffen und damit verletzlicher als Kurzstreckenzieher und Standvögel.

Unsere Brutvögel lassen sich aufgrund ihres Zugverhaltens in zwei Gruppen einteilen. Die Standvögel und Kurzstreckenzieher verbringen den Winter im Brutgebiet oder weichen in den Mittelmeerraum aus. Darunter sind viele Arten, von denen nur ein Teil der Population zieht, der andere im Brutgebiet überwintert. Zu diesen sogenannten Teilziehern zählt beispielsweise das Rotkehlchen. Die zweite Gruppe umfasst Arten, die grösstenteils in Afrika südlich der Sahara überwintern. Nach Asien (v.a. Indien) ziehen von uns aus nur wenige Arten, beispielsweise der Karmingimpel.



Änderung der Verbreitung seit 1993–1996 der Standvögel und Kurzstreckenzieher (85 Arten, oben) sowie der Langstreckenzieher (30 Arten, unten). Die Karten entstanden durch die Kombination der Veränderungskarten der betreffenden Arten. Für die Standvögel und Kurzstreckenzieher ergibt sich ein zwar etwas heterogenes, aber insgesamt recht positives Bild. Im Gegensatz dazu verzeichnen die Langstreckenzieher in den tieferen und mittleren Lagen praktisch durchgehend eine negative Bilanz.

Die Bestandsentwicklung der Langstreckenzieher in der Schweiz ist seit 1990 insgesamt negativ, während die Bestände der Standvögel und Kurzstreckenzieher zunehmen. Ähnliche Befunde wurden auch in anderen Ländern Europas gemacht. Besonders Langstreckenzieher, die in offenen Lebensräumen überwintern und in Europa in offenen Lebensräumen brüten, zeigen langfristige Abnahmen [15, 17].

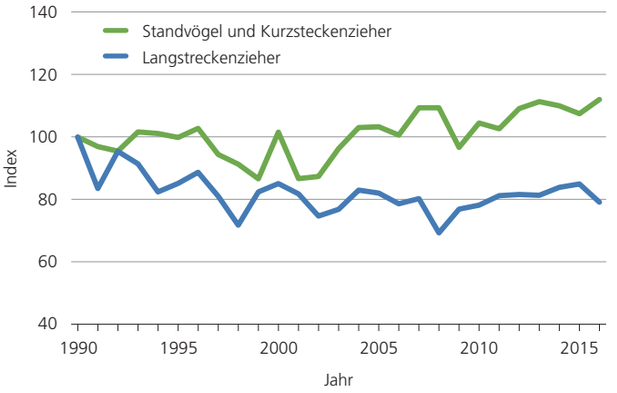
Langstreckenzieher sind besonders verletzlich

Die Schwierigkeiten der Langstreckenzieher akzentuierten sich schon ab etwa 1960. Eine erste Rückgangswelle war bis 1970 zu verzeichnen, teilweise bis in die frühen Achtzigerjahre. Sie betraf die im Sahel überwinternden Arten, die unter der damaligen Dürre litten [5, 18]. Eine zweite Phase begann in den Achtzigerjahren und umfasste Arten, die den Winter in den Tropen und im Bereich der guineischen Wälder Westafrikas verbringen, zum Beispiel Fitis und Waldlaubsänger [17]. Aber auch heute betreffen die Rückgänge vor allem Arten, die in trockenen, offenen Lebensräumen Afrikas überwintern [15].

Langstreckenzieher sind eher Spezialisten. Sie sind darauf ausgerichtet, dass sie nur kurz im Brutgebiet verweilen, dort Lebensräume bewohnen und Nahrung suchen, die nur eine Zeit lang verfügbar sind (meist Insekten in dichter Vegetation oder in offenen Habitaten, die im Winter nicht bewohnbar wären). Demgegenüber müssen Standvögel und Kurzstreckenzieher eher Generalisten sein (z.B. Rabenvögel, Finkenvögel oder Sperlinge), die über die Jahreszeiten mit unterschiedlicher Nahrung und mit sich stark wandelnden Lebensräumen zurechtkommen. Zudem halten sich Langstreckenzieher an ganz verschiedenen Orten auf, etwa 4–5 Monate im Brutgebiet, 2 Monate auf dem Herbst- und Frühlingszug und 5–6 Monate im Winterquartier. Gewisse Arten suchen in Afrika in einer Wintersaison weit auseinanderliegende Gebiete auf [8, 9, 11, 16]; andere Arten bleiben am selben Ort und kehren dorthin auch in den folgenden Jahren zurück. Langstreckenzieher sind also in mehrfacher Hinsicht verletzlich. Eine Habitatveränderung an irgendeinem von ihnen aufgesuchten Ort kann sie rasch in Engpässe bringen. Sie müssen unbedingt zu bestimmten Zeiten an gewissen Orten sein, um ihren engen Jahresfahrplan einzuhalten [3]. Und auf dem Zug sind viele Arten einer hohen Mortalität ausgesetzt [1].

Veränderungen im Brutgebiet für Abnahme entscheidend

Unter den Langstreckenziehern gibt es denn auch verhältnismässig mehr Arten als unter den Standvögeln und Kurzstreckenziehern, die in offenen Lebensräumen vorkommen, also im Kulturland, aber auch in Feuchtgebieten [2]. Da die Veränderungen in diesen Lebensräumen sowohl im Brutgebiet als auch im Winterquartier sehr stark waren, ist es nicht möglich, den Rückgang einzig dem einen oder anderen Aufenthaltsort zuzuweisen.

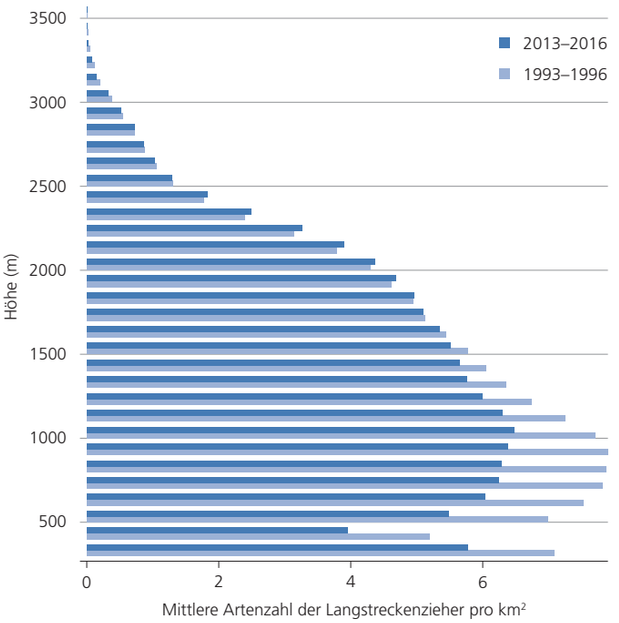


Teilindizes des Swiss Bird Index SBI® von Standvögeln und Kurzstreckenziehern (grün) sowie Langstreckenziehern (blau). Während sich erstere – mit Ausnahmen – gut behaupten konnten, gingen die Langstreckenzieher insgesamt zurück.

Im Brutgebiet haben sich insbesondere die offenen Habitate verschlechtert: Die Landwirtschaft ist stark intensiviert worden, mit dem entsprechenden Rückgang von Vogelarten, die in diesen Gebieten brüten. Feuchtgebiete sind eher zurückgegangen und leiden oft unter Austrocknung. Lokal führt das zum Verschwinden von Arten. Dass der Artenschwund der Langstreckenzieher vor allem in den tieferen, von menschlichen Aktivitäten stark geprägten Lagen der Schweiz erfolgte, ist ein starkes Indiz dafür, dass die Rückgänge unserer Langstreckenzieher zu einem grossen Teil «hausgemacht» sind.

Auch Veränderungen in den Rastgebieten und im Winterquartier wirken sich negativ aus

Auf dem Zug kann der Ausfall von Rastgebieten Zugvögel in grosse Schwierigkeiten bringen. Insbesondere Rastgebiete am Rand der Sahara sind für Vogelarten, die sich dort ihre Fettreserven anfressen, essenziell (in Nordafrika für den Herbstzug, im Sahel für den Frühlingszug). In den Siebzigerjahren litt die Sahelzone unter grosser Trockenheit, wodurch verschiedene dort überwinternde Arten starke Bestandseinbussen erlitten (z.B. Gartenrotschwanz, Trauerschnäpper, Uferschwalbe und Dorngrasmücke)[5, 13, 18]. Seit den Neunzigerjahren regnet es im Sahel wieder mehr, die vormalige Regenmenge wird aber nicht erreicht[7, 14]. Zudem leidet die Gegend unter Abholzung. Auch in den südlicheren Breiten Afrikas hat ein starker Landschaftswandel eingesetzt, indem Wälder gerodet[12] und die Bäume der Savanne ausgedünnt werden sowie das Wasser vermehrt genutzt wird. Weitere negative Faktoren sind die Jagd auf Vögel im Mittelmeerraum und in Nordafrika[4, 6] sowie die Klimaerwärmung, die auch in den Durchzugsgebieten und in Afrika eher zu Dürren und unregelmässigen Regenfällen führt[10].



Höhenverteilung der durchschnittlichen Artenzahl der Langstreckenzieher pro Kilometerquadrat 1993–1996 (hellblau) und 2013–2016 (dunkelblau). Der Artenreichtum ging in den Gebieten unterhalb von 1500 m zurück, blieb in höheren Lagen aber konstant. Dies deutet darauf hin, dass viele Rückgangsursachen im Brutgebiet liegen.

Langstreckenzieher haben erstaunliche Anpassungen hervorgebracht und zeigen enorme Flugleistungen. Rauchschwalbe, Nachtigall und Pirol schaffen es, den Peak an Insektennahrung im Sommer bei uns zu nutzen und die übrige Zeit in Gebieten zu verbringen, die Tausende von Kilometern entfernt sind. Wir müssen alles daran setzen, dass wir ihnen bei uns optimale Lebensbedingungen anbieten.

Lukas Jenni & Hans Schmid

[1] Blackburn & Cresswell (2016); [2] Böhning-Gaese & Oberrath (2003); [3] Both et al. (2010); [4] Brochet et al. (2016); [5] Bruderer & Hirschi (1984); [6] Fisher et al. (2018); [7] Hoscilo et al. (2015); [8] Jones (1995); [9] Koleček et al. (2018); [10] Ly et al. (2013); [11] Moreau (1972); [12] Norris et al. (2010); [13] Ockendon et al. (2014); [14] Park et al. (2016); [15] Sanderson et al. (2006); [16] Thorup et al. (2017); [17] Vickery et al. (2014); [18] Zwarts et al. (2009)

Species Seiten 310, 390, 396, 400, 404, 426, 458, 462, 464, 470

Amsel

Turdus merula
Merle noir
Merlo
merlotscha
Eurasian Blackbird



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 500 000–700 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 156, 314, 414, 552, 560

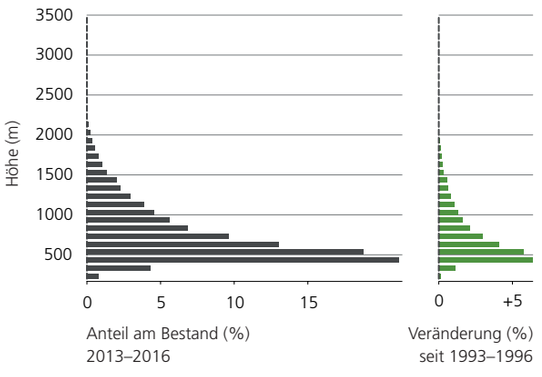
Die Amsel kommt in der Schweiz flächendeckend bis zur Baumgrenze vor. Als ursprünglicher Waldvogel mit Präferenzen für dunkle, unterholzreiche, feuchte Wälder hat die sehr anpassungsfähige Art in Mitteleuropa praktisch alle Lebensräume besiedelt, wo sie zumindest einzelne Bäume und Büsche sowie offene und kurzrasige Böden zur Nahrungssuche antrifft. Selbst in den Zentren von Grossstädten ist sie mittlerweile gut vertreten[HVM, VdS]. Bruten sind bis 2220 m bekannt[AtCH2]. Die höchsten Brutnachweise in jüngster Zeit erfolgten auf 2140 m bei Zermatt VS (C. Huwiler) und auf 2120 m bei Arolla VS (P. Nijman)[1]. Bei Pontresina GR wurden Sänger bis auf 2320 m festgestellt (C. Müller). Am oberen Rand der Brutverbreitung bleiben allerdings viele Männchen unverpaart[8]. Dass hoch gelegene Reviere mehrere Jahre in Folge besetzt sein können, belegt eine Beobachtungsreihe auf 1990–2000 m bei Juppa/Avers GR (E. Dettli).

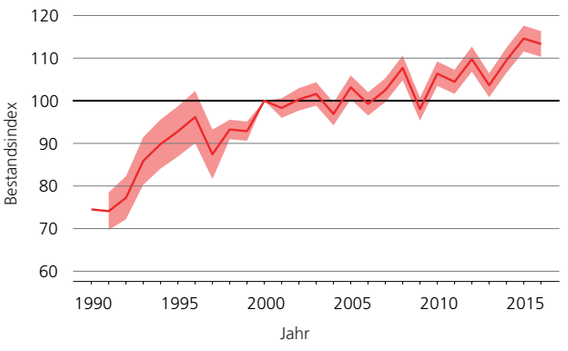
Der schweizerische Bestand hat seit 1993–1996 um gut 20 % zugelegt, in allen Landesteilen und proportional zum Bestandsanteil auf jeder Höhenstufe. Ähnlich positive Trends finden sich auch in Frankreich und Italien sowie in ganz Europa[AtF, EBCC, 4, 7]. Stabil sind die Verhältnisse in Österreich (1998–2016; bei positiver Tendenz seit 2011)[12] sowie zwischen 1988 und 2017 im Kanton Zürich[AtZH, 13]. In Deutschland schwankt die Bestandsentwicklung je nach Erfassungsmethode zwischen Stabilität und Zunahme[AtD]. Erstaunlich sind die von 1980 bis 2010 deutlich rückläufigen Brutbestände am Bodensee[AtBo].

Die Gründe für die in der Schweiz festgestellte Bestandszunahme sind nicht klar. Dass die Dichten in Dörfern und städtischen Agglomerationen im Mittelland, im Jura, im Wallis und im Südtessin am meisten zugenommen haben, könnte aber auf eine nach wie vor positive Wirkung der Verstädterung hindeuten[AtD, 5]. Möglicherweise wirken sich auch der frühere Brutbeginn[6] und die geringere Zugaktivität städtischer Vögel[5, 9] sowie die infolge der Klimaerwärmung in allen Habitaten verlängerte Brutperiode[6] positiv auf die Bestandsentwicklung aus. Das auch in der Schweiz festgestellte Usutu-Virus[10, 11] kann bei der Amsel lokal zu Bestandseinbrüchen führen[2, 3], scheint aber für den Gesamtbestand hierzulande bisher nicht relevant.

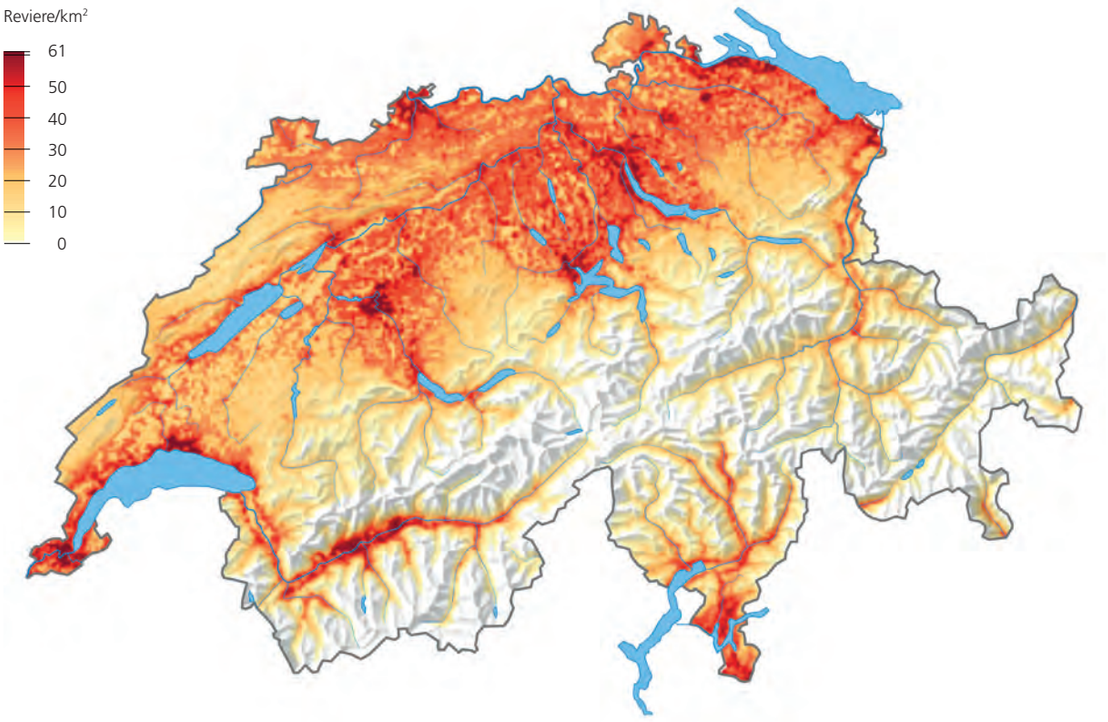
Johann von Hirschheydt

[1] Antoniazza (2015); [2] Bosch et al. (2012); [3] Cadar et al. (2017); [4] Campedelli et al. (2012); [5] Møller et al. (2014); [6] Najmanová & Adamík (2009); [7] Nardelli et al. (2015); [8] Oberwalder et al. (2002); [9] Partecke & Gwinner (2007); [10] Steinmetz et al. (2011); [11] Teubenbacher (2017b); [12] Teufelbauer & Seaman (2017); [13] M. Weggler, schriftl.





Dichte 2013–2016

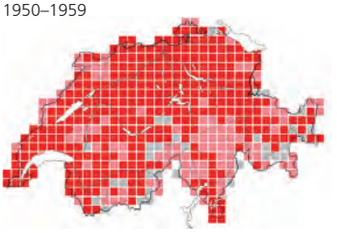


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

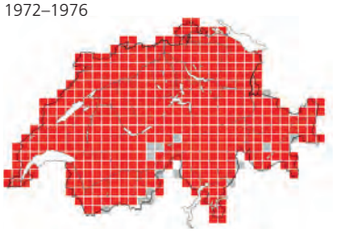


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

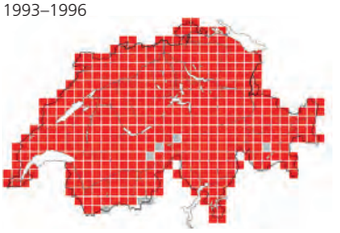
1950–1959



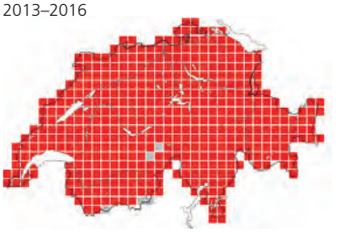
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Wacholderdrossel

Turdus pilaris
Grive litorne
Cesena
tursch giagl
Fieldfare



Christina Roser

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 40 000–45 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 284, 319, 392, 420, 506

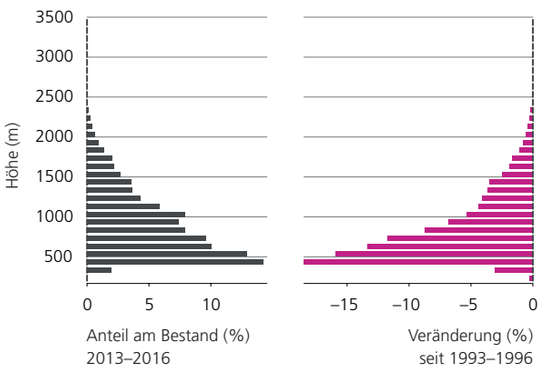
Das ursprünglich sibirische Brutgebiet der Wacholderdrossel reicht heute, nach mehreren Ausbreitungsschüben nach Westen, bis nach Südostfrankreich. Dass die Kantone Genf und Tessin nur spärlich besiedelt sind, passt zur Lage der Schweiz am Südwestrand dieses Areals. Optimale Lebensräume sind Einzelbäume, Gehölzstreifen und Waldränder als Brutplätze und nahe gelegene kurzrasige, eher feuchte Wiesen, Weiden oder Äcker zur Nahrungssuche. Die grössten Dichten mit über 10 Revieren/km² erreicht die teils in Kolonien brütende Wacholderdrossel vor allem im Neuenburger Jura, in den Freibergen JU, im zentralen Mittelland und im Raum Urnäsch AR. Landesweit weist aber die Hälfte der kartierten und besiedelten Kilometerquadrate nur 1–2 Reviere auf. 80 % des Bestands leben unter 1200 m, auch wenn die Wacholderdrossel bis zur Baumgrenze vorkommt. Während Bruten bis 2300 m bekannt sind [AtCH2], liegt der höchste Brutnachweis in jüngster Zeit auf 2140 m bei Zermatt VS (J. Duplain).

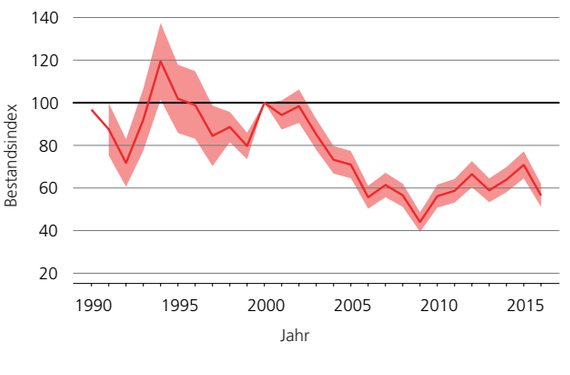
Der Schweizer Brutbestand hat von 2002 bis 2006 auf rund 60 % abgenommen und schwankt seither auf diesem Niveau. Das 1993–1996 konstatierte Vordringen in der Südschweiz ist praktisch zum Stillstand gekommen. Die Verluste erfolgten vor allem in den Voralpen und im Mittelland. Sie sind in allen Höhen spürbar, unterhalb von 1000 m aber am stärksten. Der Bestand ist im Kanton Zürich von 1988 bis 2008 ebenfalls um fast 50 % [AtZH] und am Bodensee von 1980 bis 2010 um 75 % geschrumpft [AtBo]. Negativ sind die Trends auch in allen Nachbarländern sowie in Belgien und den Niederlanden [AtD, AtF, AtV, 1, 2, 4, 5, 8, 9]. Europaweit ist der Bestand jedoch stabil [EBCC]. In Polen [6] und Tschechien [7] legten die Bestände zu Beginn des Jahrtausends noch zu; seither sind sie konstant [RLEU].

Die grössten Verluste in der Schweiz betreffen vor allem niederschlagsreiche Gebiete am Alpennordhang. Trockenperioden zur Brutzeit mit Mangel an Regenwürmern als wichtigem Nestlingsfutter [ABW] korrelieren aber kaum mit den Bestandsveränderungen pro Jahr. Andere Faktoren dürften hier also wichtiger sein. In der Aareebene BE/SO wird der Rückgang vor allem auf abnehmende Koloniegrössen zurückgeführt [3]. Die unterschiedlichen Trends in Europa könnten auf einen grossräumigen Rückzug am Westrand der Verbreitung hindeuten, dessen Ursachen aber noch unbekannt sind.

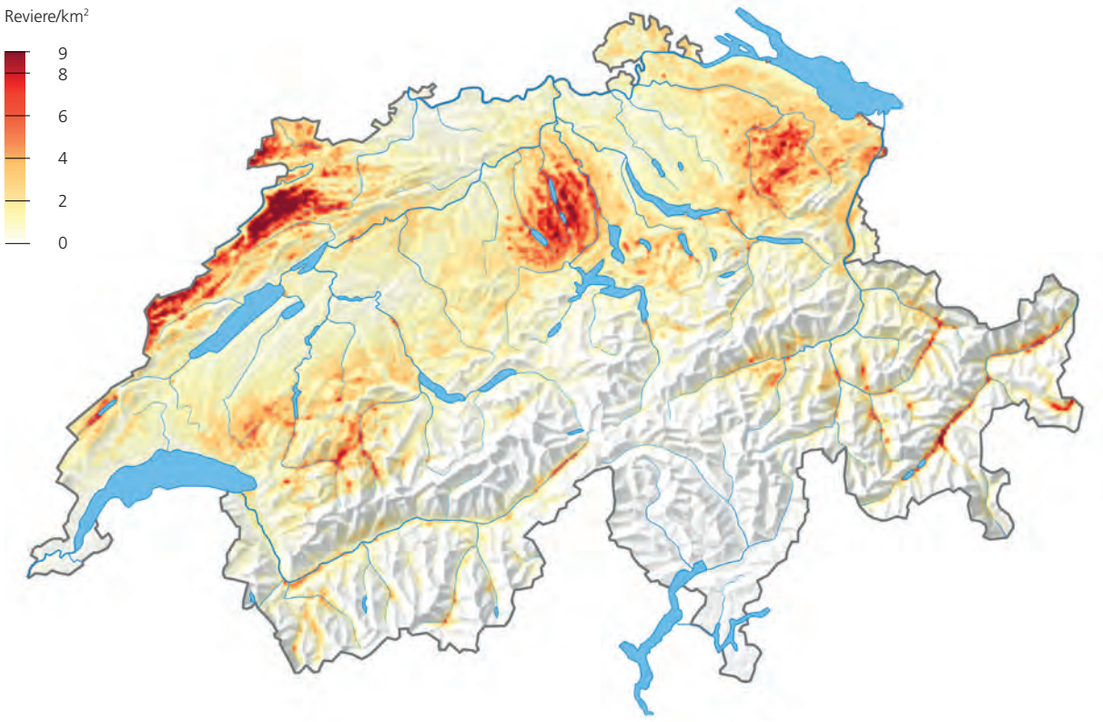
Johann von Hirschheydt

[1] Brichetti & Fracasso (2008); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Christen (2017b); [4] Hustings (2002); [5] Jacob et al. (2010); [6] Sikora et al. (2007); [7] Šťastný et al. (2006); [8] Teufelbauer & Seaman (2017); [9] Vermeersch et al. (2004)

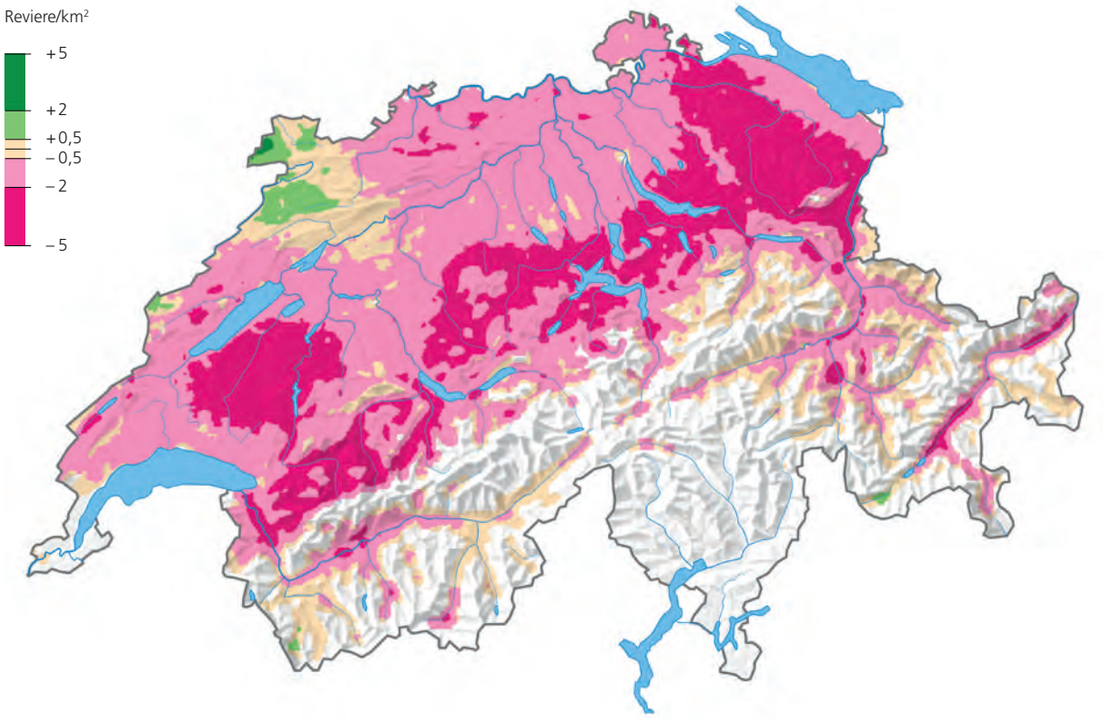




Dichte 2013–2016

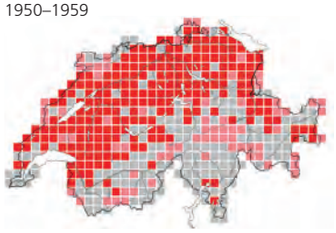


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

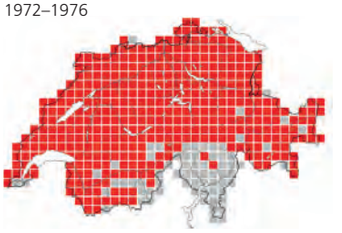


Patenschaft
Ruedi Weber, Pfyn

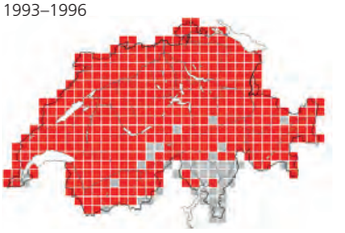
1950–1959



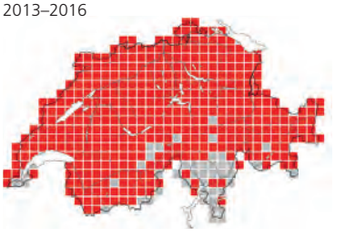
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Ringdrossel

Turdus torquatus
Merle à plastron
Merlo dal collare
tursch dal culurin
Ring Ouzel



Gilbert Paquet

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 50 000–75 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 314, 542

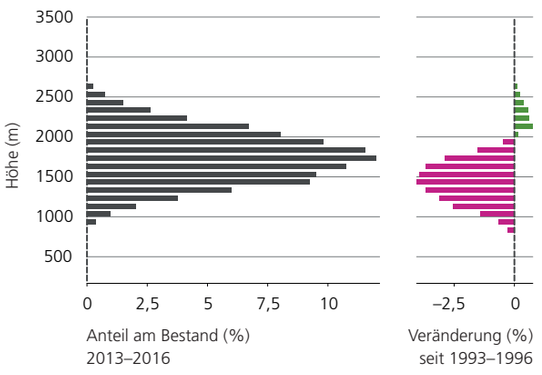
Die Ringdrossel hat eine boreo-alpine Verbreitung und besiedelt nur Nordeuropa sowie das Kantabrische Gebirge, die Pyrenäen, den Jura und die Alpen sowie lokal weitere Mittelgebirge Mittel- und Westeuropas. In der Schweiz erreicht sie die höchsten Dichten im Waadtländer Jura und entlang der nördlichen Voralpen. Sie bewohnt vorwiegend Regionen mit von Fichte, Tanne oder Lärche dominierten Wäldern und angrenzenden Wiesen und Weiden sowie Buschland[12]. Zwischen 1500 und 2100 m werden mittlere Dichten von über 7 Revieren/km² erreicht. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 15 Reviere gezählt werden. Der höchste Brutnachweis gelang bei Celerina GR auf 2600 m weit oberhalb der Waldgrenze (D. Thiel); die Ringdrossel brütet in solchen Höhenstufen in Felswänden oder Blockhalden[HVM].

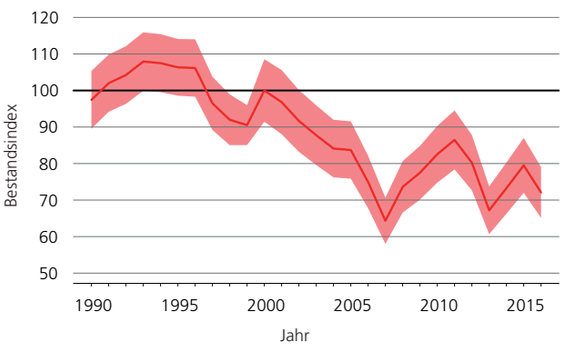
Seit 1993–1996 hat die Dichte vor allem im Jura und in den Voralpen abgenommen. Dagegen blieb sie oberhalb von 2000 m stabil oder ist sogar leicht grösser geworden. Lokal führte der Arealschwund in tiefen und mittleren Lagen zwischen 1000 und 1900 m zum Verschwinden der Ringdrossel aus einigen Waldgebieten oder von Talböden[AEn, 5, 6, 8]. Seit 2007 ist der Bestandsrückgang jedoch in eine Phase mit starken Schwankungen übergegangen. Mit einem Anteil von 13 % am europäischen Bestand trägt die Schweiz eine grosse Verantwortung für die Art[8]. In Deutschland, Frankreich, Italien und Österreich werden die Bestände als stabil beurteilt[AtD, AtF, 7, 11], dies trotz regionaler Rückgänge in der Franche-Comté[AtF] und in den Vogesen[4], im Schwarzwald[2] sowie im Mühl- und Waldviertel[10].

Die Ringdrossel ist empfindlich gegenüber der Klimaerwärmung[3, 9, 12], die vermutlich ein Grund für die Arealverluste in tieferen Lagen ist. Sie bevorzugt für die Nahrungssuche kurzrasige Vegetation auf feuchten und weichen Böden. Solche sind im Frühjahr in höheren Lagen nach der Schneeschmelze verbreitet vorhanden. Die als Folge der Klimaerwärmung früher einsetzende Schneeschmelze könnte deshalb zu Problemen führen, wenn die Vegetationsentwicklung in den aktuellen Brutgebieten früher einsetzt[1]. Auch die Veränderung der Landnutzung durch die intensivere Nutzung der Wiesen sowie die Aufgabe hoch gelegener Waldweiden dürften zu einer Verschlechterung der Lebensräume führen.

Jacques Laesser & Arnaud Barras

[1] Barras (2016); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Beale et al. (2006); [4] Dronneau & les observateurs de la LPO Alsace (2016); [5] Glutz von Blotzheim (2007b); [6] Kronshage (2005); [7] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [8] Sattler et al. (2016a–d); [9] Sim et al. (2010); [10] Teufelbauer (2014); [11] Teufelbauer & Seaman (2017); [12] von dem Bussche et al. (2008)





Dichte 2013–2016

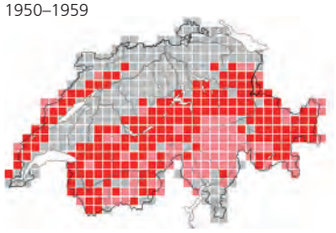


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

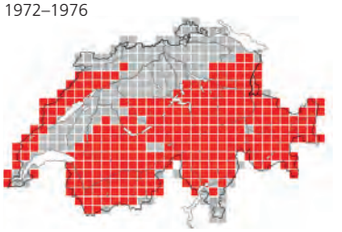


Patenschaft
Lukas Jenni

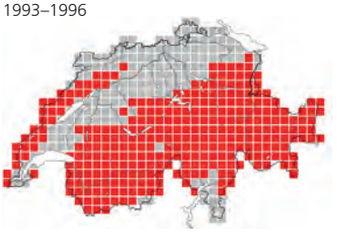
1950–1959



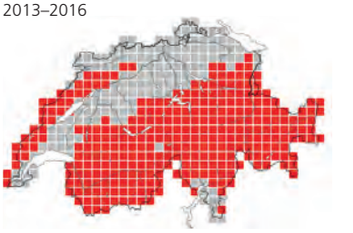
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Grauschnäpper

Muscicapa striata
Gobemouche gris
Pigliamosche
sgnappamustgas grisch
Spotted Flycatcher



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 35 000–55 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 362

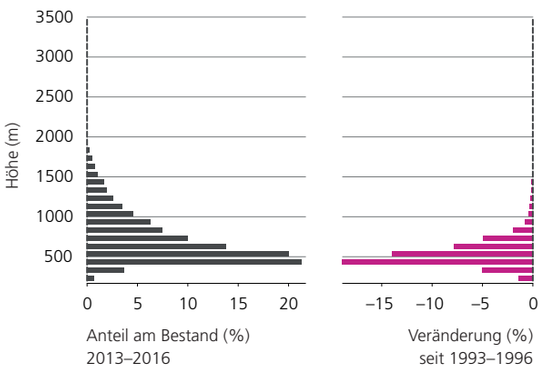
Der Grauschnäpper ist in den tieferen Regionen der Schweiz weit verbreitet. Die höchsten Dichten erreicht er im Kanton Luzern und in der Bodenseeregion. Als insektenfressender Wartenjäger besiedelt er vor allem Saumbiotope in kleinräumig mit Freiflächen, Gebäuden und alten Bäumen durchsetzten Lebensräumen [HVM]. Wo die Bedingungen stimmen, dringt er auch in Stadtzentren vor [6]. Knapp 85 % des Bestands brüten in Höhen unter 1000 m. Der Grauschnäpper scheint empfindlich auf Niederschläge im Mai und Juni zu sein [HVM]. Wohl deshalb sind Brutnachweise über 1200 m nördlich der Alpen und im Jura selten. In den trockeneren Zentralalpen steigt der Grauschnäpper wesentlich höher. Die höchsten Brutnachweise stammen aus dem Puschlav GR auf 2100 m (E. Mühlethaler) [AGR] und von Anzère VS auf 2080 m (A. Barras, R. Bühler). Sänger werden ab und zu sogar auf über 2100 m beobachtet.

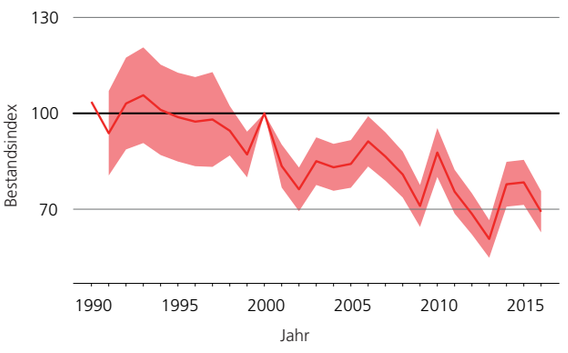
Der Bestand des Grauschnäppers hat seit 1993–1996 bei starken Schwankungen etwa 30 % eingebüsst. Davon betroffen sind aber nur Gebiete unter 1000 m und speziell unterhalb von 600 m, am stärksten das Mittelland zwischen Bern und Zürich sowie die Region Basel. Auch im Kanton Zürich und am Bodensee ist der Bestand innerhalb von 20 Jahren um rund 30 % gesunken [AtBo, AtZH]. Der Trend in der Schweiz verläuft ähnlich wie in den Nachbarländern [AtD, AtF, 4, 7]. Gesamteuropäisch beträgt der Rückgang seit 1980 fast 50 % [EBCC].

Wegen der Klimaerwärmung kulminiert heute das Insektenangebot in vielen Gebieten früher im Jahr, auch wenn es dabei habitatbedingte Unterschiede gibt [1]. Zugvögel, die ihr Brutgeschäft nicht ausreichend vorverlegen können, erleiden deshalb Bestandsverluste [3]. Das könnte auch der Grund für die in tiefen Lagen rückläufigen Grauschnäpperbestände sein, denn die Vögel kehren in den letzten Jahren nicht früher, sondern etwas später in die Brutgebiete im Schweizer Mittelland zurück [5]. Dass sich bei uns die Bestände in Lagen über 1000 m halten können und etwa in Finnland sogar deutlich zunehmen [8], spricht für positive Effekte der Klimaerwärmung auf die Lebensbedingungen in diesen früher eher zu rauen Zonen. Falls die jüngst festgestellten gravierenden Biomassenverluste bei Fluginsekten [2] weitergehen, könnte dies dem Grauschnäpper in Zukunft generell stark zusetzen.

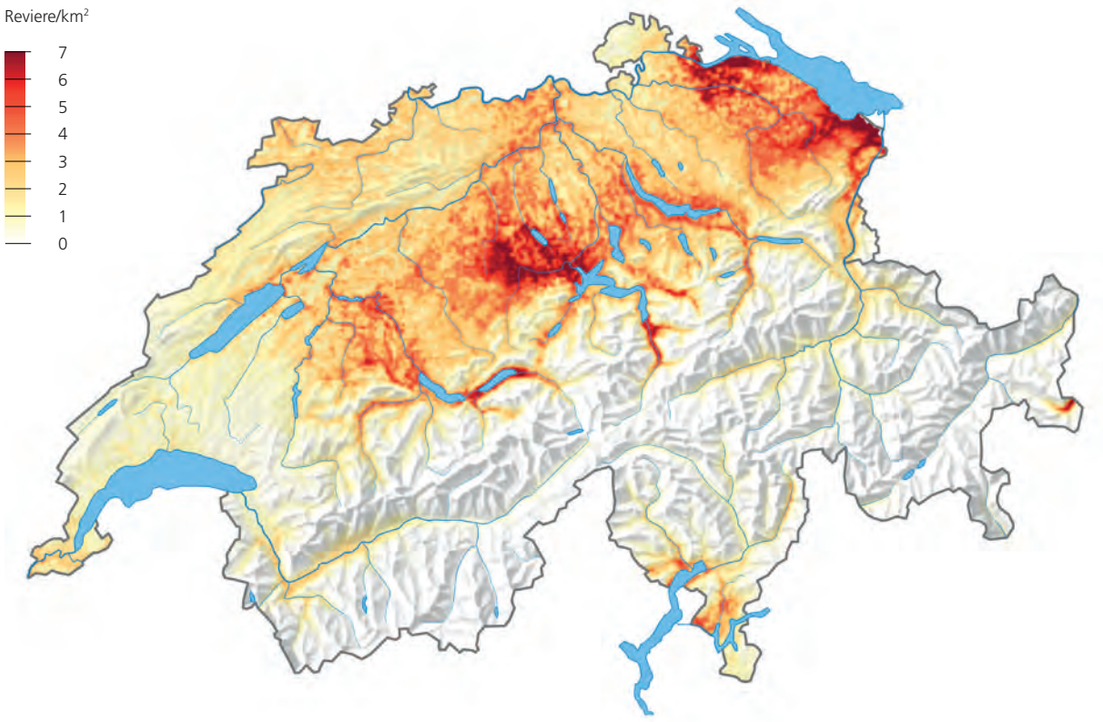
Johann von Hirschheydt

[1] Both et al. (2010); [2] Hallmann et al. (2017); [3] Møller et al. (2008); [4] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [5] Roth et al. (2014b); [6] Sorace & Gustin (2010); [7] Teufelbauer & Seaman (2017); [8] Valkama et al. (2011)

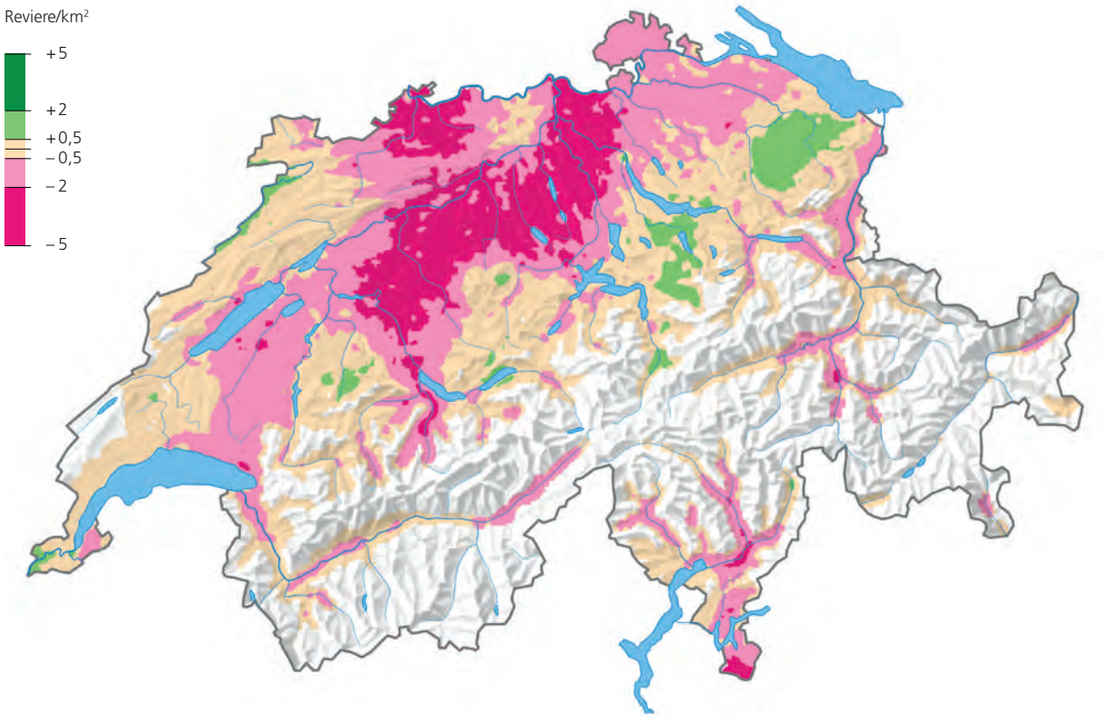




Dichte 2013–2016

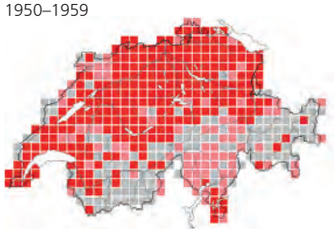


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

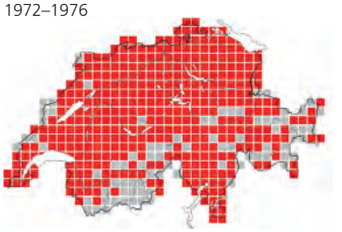


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

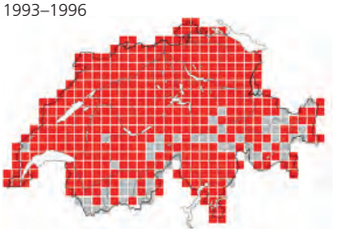
1950–1959



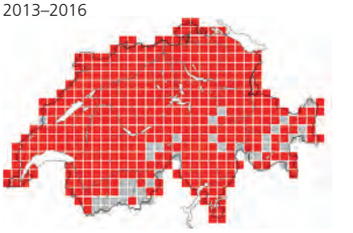
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Rotkehlchen

Erithacus rubecula
Rougegorge familier
Pettirosso
puppencotschen
European Robin



Michael Gerber

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 450 000–650 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 392, 414, 448, 552

In der Schweiz kommt das Rotkehlchen bis zur Waldgrenze überall vor. Es bewohnt Wälder aller Art, vor allem solche mit Unterholz und einer schwach entwickelten Krautschicht auf feuchten Standorten. Daneben besiedelt es auch Feldgehölze, dichte Hecken, Parkanlagen und Siedlungen mit gebüschreichen Gärten[HVM, VdS]. Über 80 % des Bestands finden sich zwischen 400 und 1500 m. Das höchstgelegene Nest in jüngster Zeit wurde bei Fully VS auf 1980 m entdeckt (C. Luisier), der höchste Sänger auf 2300 m bei Tschierv GR (M. Müller).

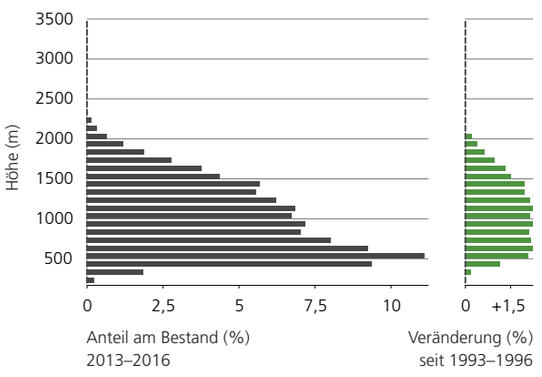
Das Rotkehlchen gehört zu den häufigsten Arten. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 40 Reviere gezählt werden. Auf Sturmwurfflächen in den Schwyzer Voralpen wurden wenige Jahre nach dem Sturm «Vivian» maximal 34–36 Reviere auf 38 ha gefunden (9,5 Reviere/10 ha)[3], auf einer Jungwaldfläche am Jurasüdfuss bei Solothurn bis 15 Reviere auf 11,4 ha[1]. In einem Wohnquartier in Solothurn wurden im Mittel 5 Reviere auf 8,3 ha festgestellt[6]. In der subalpinen Stufe des Engadins GR und Bergells GR sind es nur 1,0 Reviere/10 ha[AEn].

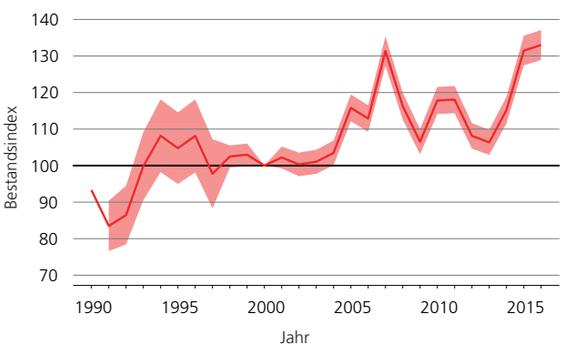
Vielerorts hat die Dichte seit 1993–1996 zugenommen, besonders im westlichen Waadtländer Jura, in den Schwyzer und Freiburger Voralpen, in der Napfregion und im Vorderrheintal GR. Der Zuwachs ist auf allen Höhenstufen deutlich und bis auf die Lagen unterhalb von 600 m proportional zum jeweiligen Bestandsanteil. Der ebenfalls positive Bestandsindex lässt allerdings starke jährliche Schwankungen erkennen. Erhebungen im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 zeigen eine Zunahme um über 20 %[AtZH], wohingegen sich der Bestand am Bodensee zwischen 1980 und 2010 um denselben Faktor verkleinert hat[AtBo]. Gemäss Analysen mit Daten von 1988 und 1999 ist die Dichte in Zürcher Waldflächen um knapp 20 % angestiegen, während sie sich in Kulturlandflächen und im Siedlungsraum kaum verändert hat[8, 9, 10]. In Deutschland verlief der Bestandstrend 1989–2003 in Siedlungen und halboffenen Kulturlandschaften hingegen positiv und in Wäldern negativ[2].

In Frankreich, Italien und auch gesamteuropäisch ist der Trend positiv[AtF, EBCC, 4, 5], in Deutschland und Österreich hingegen negativ[AtD, 7]. Das Rotkehlchen dürfte auch weiterhin von der Zunahme der Waldfläche profitieren, ebenso von der Klimaerwärmung, da es empfindlich auf Kältewinter reagiert[2].

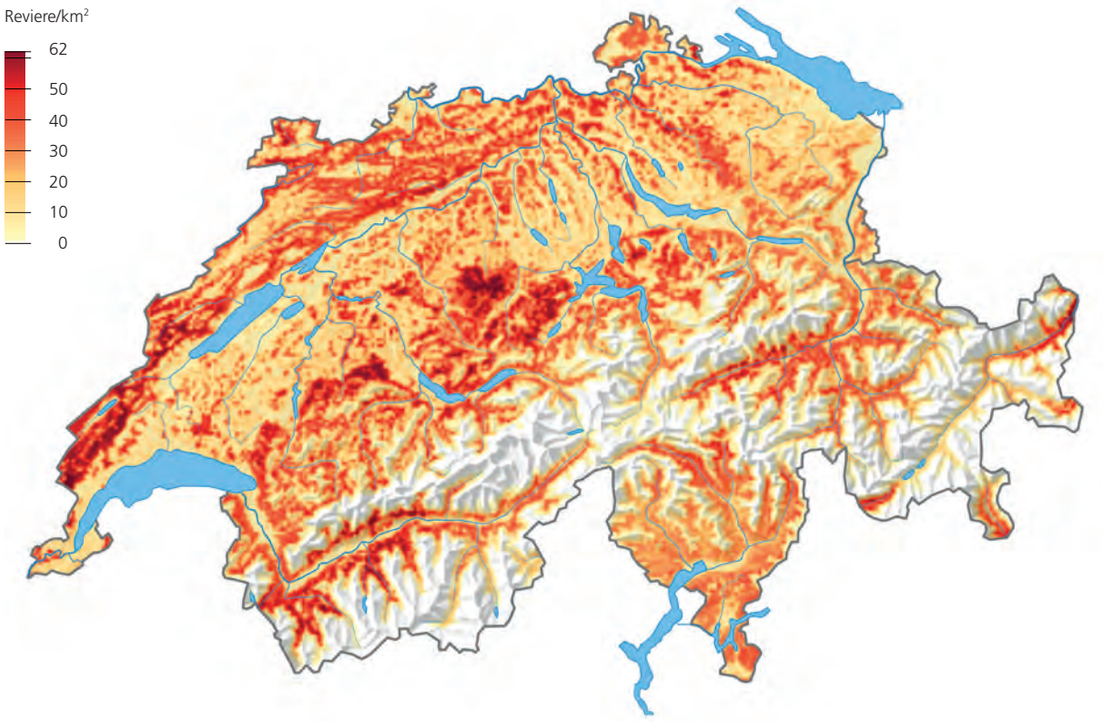
Christian Marti

[1] Christen (2018); [2] Flade & Schwarz (2004b); [3] Glutz von Blotzheim (2001); [4] Jiguet (2017); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Sattler & Tobler (2004); [7] Teufelbauer & Seaman (2017); [8] Weggler & Widmer (2000a); [9] Weggler & Widmer (2000b); [10] Weggler & Widmer (2001)





Dichte 2013–2016



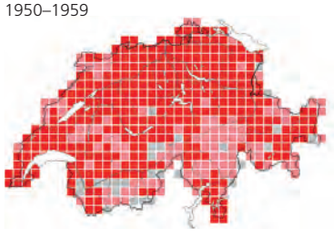
Veränderung der Dichte seit 1993–1996



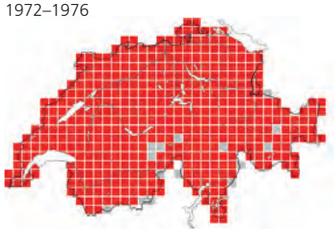
Patenschaft
Brigitte & Pierre Morel
Caroline & Olivier Spertini
Markus & Ursula Thüer

Le Rougegorge, www.lerouge-gorge.ch

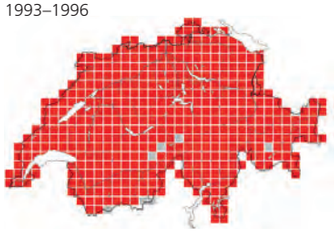
1950–1959



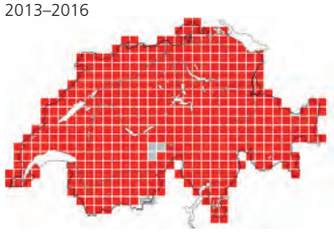
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Rotsterniges Blaukehlchen

Cyanecula svecica svecica
Gorgebleue à miroir roux
Pettazzurro orientale
puppenblau cun staila cotschna
Red-spotted Bluethroat



Peter Keusch

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 5–12 Paare (2013–2016)

Focus Seite 369

Das Verbreitungsgebiet der rotsternigen Unterart des Blaukehlchens liegt vor allem im nördlichen Eurasien. Isoliert davon besiedelt es in kleiner Zahl auch die Alpen, die Sudeten und den nördlichen Karpatenbogen [8, 9]. Die Schweiz liegt somit am Südwestrand des Areals. Hierzulande brütet das Rotsternige Blaukehlchen hauptsächlich in der Region des Alpenhauptkamms. Regelmässige Vorkommen gab es 2013–2016 in den Berner Alpen mit jährlich 2–4 Revieren und in den Tessiner Alpen mit 1–4 Revieren. In Graubünden wurden 2013 1 und 2015 3 Reviere gefunden; im Kanton Uri und im Wallis war nur 2015 je 1 Revier besetzt.

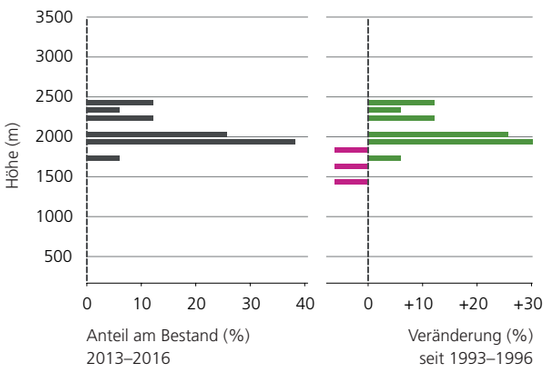
Das Blaukehlchen bevorzugt feuchte oder gewässersäumende strukturreiche Flächen: Auen mit niedrigen Weiden, Zwergstrauchheiden, Quell- und Lägerfluren oder Hochstaudenfluren [5, 7]. Die Höhenverbreitung beschränkt sich auf einen relativ schmalen Gürtel: Sänger wurden 2013–2016 zwischen 1790 und 2290 m registriert, Brutnachweise gelangen zwischen 1960 und 2260 m. Ältere bzw. neuere Nachweise von Sängern erfolgten teils deutlich tiefer bzw. höher, so auf 1500 m im Urserental UR (M. Widmer, E. Weiss) und auf 2580 m bei Zermatt VS (M. Julen) [10].

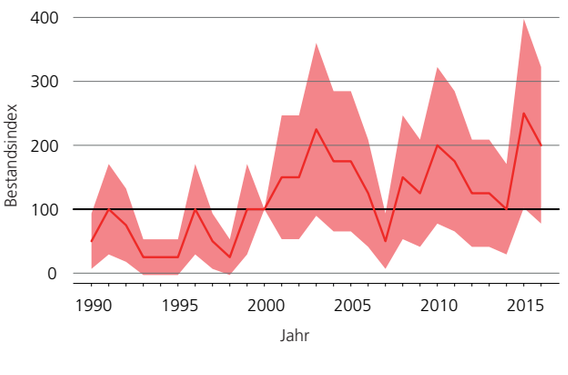
Der erste Brutnachweis in der Schweiz gelang 1980 im Dischmatal GR [11]. Seither haben Verbreitung und Bestand leicht zugenommen: 1980–1992 wurden durchschnittlich 2,7 und 1993–1996 1,8 Reviere pro Jahr festgestellt. Von 1997 bis 2012 stieg das Mittel auf jährlich 5,5 Reviere und erreichte 2013–2016 mit 6,8 Revieren den Höchststand. Mindestens ein Teil des Anstiegs dürfte auf die erhöhte Beobachtungsintensität zurückgehen. Das potenzielle Verbreitungsgebiet in der Schweiz ist relativ gross und infolge schlechter Erreichbarkeit nicht gut überwacht.

In den italienischen und österreichischen Alpen ist die Bestandssituation in den letzten 20 Jahren mit kleinen, teilweise unsteten Vorkommen ähnlich wie in der Schweiz, wenn auch der Trend in Österreich regional negativ ist [AtV, 1, 2, 3, 4, 8, 9]. Zu den Gründen für die Abnahme zählen Lebensraumverluste, so durch Erschliessung von Tälern für den Tourismus und Intensivierung bzw. Aufgabe der Alpwirtschaft, sowie Störungen [AtV, 6, 8, 9]. Die skandinavische Population zeigte von 1996 bis 2014 eine Abnahme von 30 % [EBCC].

Claudia Müller

[1] G. Agostani, pers. Mitt.; [2] Albegger et al. (2015); [3] Brembilla (2012); [4] Brichetti & Fracasso (2008); [5] Cereda & Posse (2002); [6] Feldner et al. (2006); [7] Glutz von Blotzheim (1987); [8] Gressel (2011); [9] Malle & Probst (2010); [10] Posse (2004); [11] Wartmann (1980)





Reviere 2013–2016

2
1

Einzelne Punkte auf den Karten sind aus Schutzgründen verschoben



Veränderung der Anzahl Reviere seit 1993–1996

Zunahme
2
1
0
Abnahme
1
2



Patenschaft
Maja Suter

1950–1959



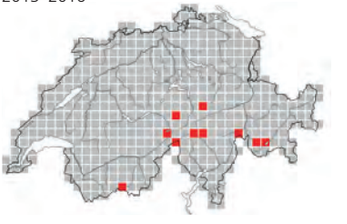
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Nachtigall

Luscinia megarhynchos
Rossignol philomèle
Usignolo
luschaina
Common Nightingale



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 1700–2200 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 314, 357, 362, 448

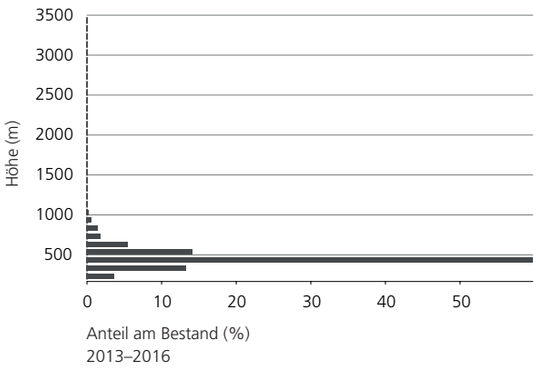
Die Nachtigall kommt in weiten Teilen der Schweiz vor, ihren Schwerpunkt hat sie aber in der Westschweiz, im Wallis und im Tessin unterhalb von 600 m. Sie besiedelt sowohl trockene als auch feuchte Lebensräume. Bevorzugt werden Habitate mit dichtem, ausgedehntem Buschwerk, unter dem die Nachtigall auf dem nackten Boden nach Insekten sucht. Ihr Nest baut sie am Boden, gerne in Brennnesseln oder unter dem Buschrand am Übergang zu Wiesen [14]. In optimalen Habitaten sind hohe Dichten möglich, beispielsweise 240 Reviere auf 18 km² in der Petite Camargue alsacienne F [1]. Meldungen von Sängern über 1000 m dürften meist verspätete Durchzügler betreffen, so bei Ritzingen VS auf 1290 m (2004; A. Gerber) [10] und bei Ramosch GR auf 1240 m (2000; R. Ayé). Die Rekordhöhe eines Brutplatzes beträgt 1100 m bei Arbaz VS [VdS]. Beobachtungen an ungewöhnlichen Orten sind auch gegen Ende der Brutzeit möglich, wenn unverpaarte Männchen ihre Reviere verlassen und kurzzeitig an anderen Stellen singen [2].

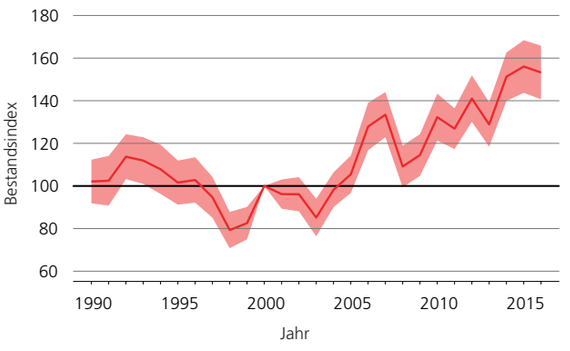
Die Nachtigall konnte seit 1993–1996 im zentralen und östlichen Mittelland in etlichen Atlasquadraten neu nachgewiesen werden. Meist haben einzelne Sänger kleine Feuchtgebiete besiedelt. Während es im Wallis, im Tessin und im westlichen Genferseegebiet zu grossräumigen Rückgängen kam, ist der gesamtschweizerische Bestandsanstieg von rund 40 % vor allem auf Zunahmen in der Region zwischen Lausanne VD und Solothurn sowie nördlich von Zürich zurückzuführen. Regionale Untersuchungen bestätigen steigende Bestände in weiten Teilen des Mittellands [AtBo, AtZH, 3, 4, 6], aber auch die Rückgänge im Wallis [11]. In den Nachbarländern und auch gesamteuropäisch sind die Bestände seit den Neunzigerjahren stabil oder nehmen leicht zu [AtD, EBCC, 7, 9, 12].

Die Nachtigall brütet bei uns vor allem in wärmeren und trockeneren Regionen. Sie dürfte daher von steigenden Sommertemperaturen profitieren [ClimAt, 13]. Zudem hat sich die Niederschlagssituation in den Winterquartieren im Sahel in jüngster Zeit normalisiert, was wohl einen positiven Einfluss auf das Überleben der Nachtigall hat [5, 8]. Lokal haben starke forstliche Eingriffe in ihre Bruthabitate einen negativen Einfluss [11]. Buschreihen, lichte Waldränder und Ufergehölze sollten daher schonend durchforstet und Wegränder, insbesondere Brennnesseln, nicht vor Ende Juli gemäht werden.

Valentin Amrhein

[1] Amrhein & Zwygart (2004); [2] Amrhein et al. (2007); [3] Antoniazza (2018); [4] Birrer et al. (2013b); [5] Boano et al. (2004); [6] Christen (2017a); [7] Jiguet (2017); [8] Mitchell (2017); [9] Nardelli et al. (2015); [10] Posse (2005); [11] Revaz et al. (2016); [12] Teufelbauer & Seaman (2017); [13] Wilson et al. (2002); [14] Wilson et al. (2005)





Vorkommen 2013–2016

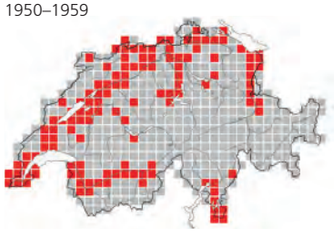


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

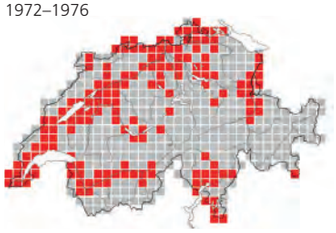


Patenschaft
Dr. Hans H. Schicht

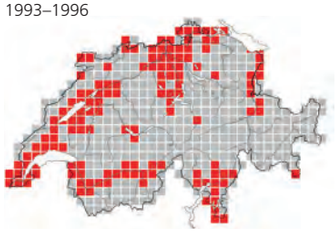
1950–1959



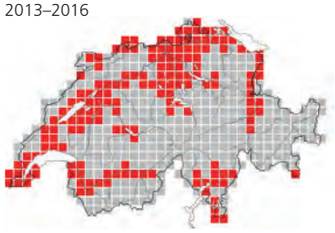
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Trauerschnäpper

Ficedula hypoleuca
Gobemouche noir
Balia nera
sgnappamustgas nair
European Pied Flycatcher



Stefan Rieben

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 17 000–22 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 284, 414, 448

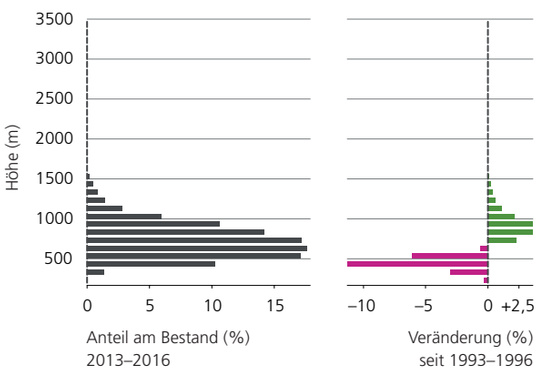
Die Schweiz befindet sich am Südwestrand des Verbreitungsgebiets des Trauerschnäppers. Die Dichtezentren liegen hierzulande im Hügelland der Kantone Freiburg, Bern und Luzern, im zentralen Jura und, in einem etwas geringeren Ausmass, in der Ostschweiz. Westlich von Freiburg und in den Alpentälern handelt es sich meist nur um kleine Vorkommen oder isolierte Sänger. Fast 90 % des Bestands konzentrieren sich in Höhenlagen von 400 bis 1000 m. Die höchsten durchschnittlichen Dichten werden zwischen 600 und 1000 m erreicht. Der Trauerschnäpper besiedelt lichte Wälder, Obstgärten, Parks und Gärten mit einem reichen Höhlenangebot. In optimalen Kilometerquadraten können regelmässig mehr als 5 Reviere gezählt werden. Die höchsten Brutnachweise gelangen früher im Oberengadin GR auf 1780 m [AEn]. Aktuell wurden Bruten auf 1580 m bei Habkern BE (M. Hammel) und auf 1560 m bei Sur GR (M. Schuck, R. Sonder) entdeckt. Der höchste Sänger zeigte sich bei Samedan GR auf 2010 m (C. & M. Conzelmann).

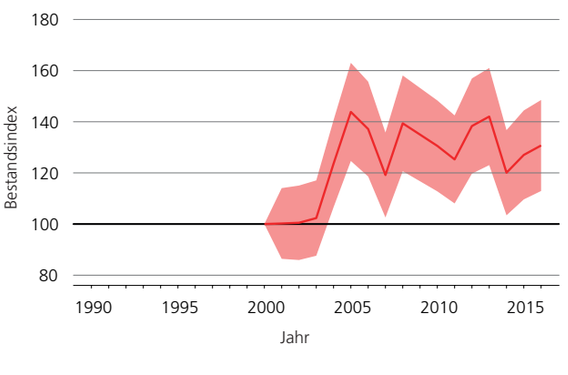
Im Vergleich zu 1993–1996 haben die Bestände im zentralen Mittelland und in Lagen unterhalb von 700 m abgenommen. Dagegen ist der Trend in den höheren Lagen der aktuellen Dichtezentren positiv. Gesamtschweizerisch schwanken die Bestände seit 2000 stark. Im Kanton Zürich wurde zwischen 1988 und 2008 ein Rückgang von fast 75 % registriert [AtZH], am Bodensee betrug er von 1990 bis 2010 50 % [AtBo]. In Frankreich ist der Trend seit 2001 stabil [9], ebenso in Österreich seit 2005 [7]. Dagegen nahmen die Bestände in Deutschland und auch gesamteuropäisch über die letzten 20 Jahre um etwa 20 % ab [AtD, EBCC].

Aufgrund der Klimaerwärmung ist die Brutzeit beim Langstreckenzieher Trauerschnäpper trotz Anpassungen (z.B. zeitigere Rückkehr, früherer Brutbeginn) [3, 4, 11, 12, 13, 14, 15] nicht mehr optimal auf den Zeitpunkt der höchsten Nahrungsverfügbarkeit abgestimmt [5, 6, 8, 10, 11]. Zudem sind die geeigneten Nisthöhlen immer früher von Meisen besetzt [1]. Die Entwicklungen in Europa und den verschiedenen Höhenstufen der Schweiz decken sich mit Voraussagen aus Klimaszenarien [ClimAt]. Daneben werden aber auch das Angebot an höhlenreichen Bruthabitaten und Habitatveränderungen in Rast- und Überwinterungsgebieten als Ursachen für Bestandsveränderungen angesehen [2, 15].

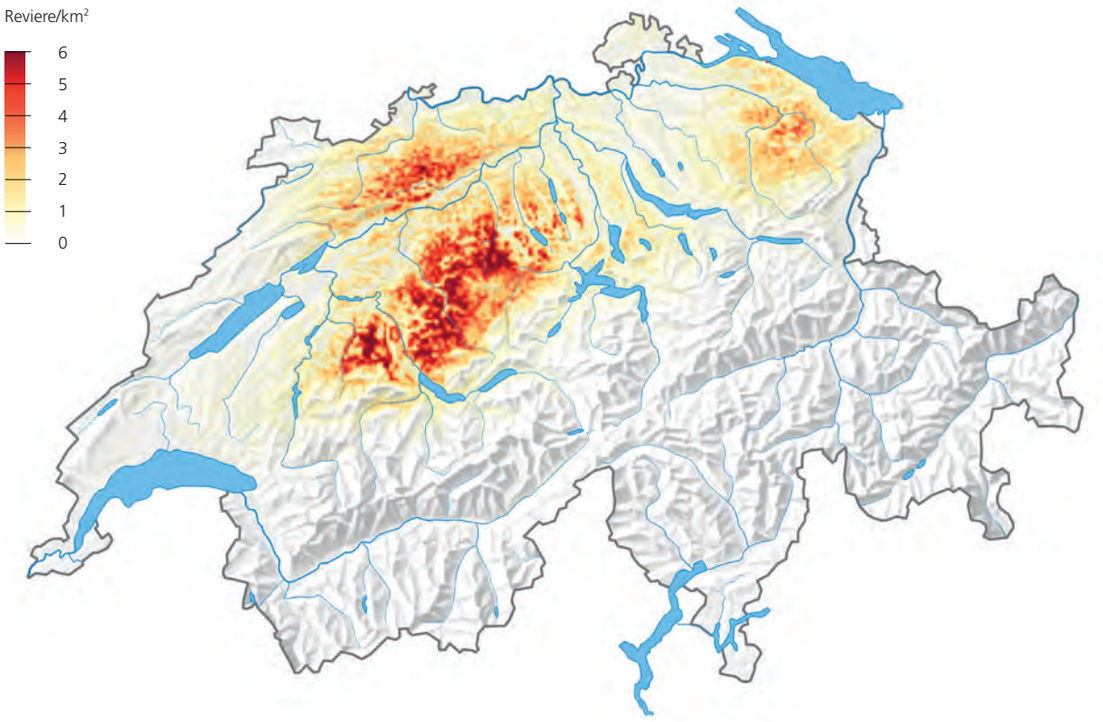
Samuel Wechsler

[1] Ahola et al. (2007); [2] Bauer et al. (2005); [3] Both et al. (2004); [4] Both & Visser (2001); [5] Both et al. (2006); [6] Burger et al. (2012); [7] Dvorak et al. (2017); [8] González-Braojos et al. (2017); [9] Jiguet (2017); [10] Laaksonen et al. (2006); [11] Ravussin & Arrigo (2012); [12] Valtonen et al. (2017); [13] Visser et al. (2015); [14] Winkel & Hudde (1997); [15] Wright et al. (2004)

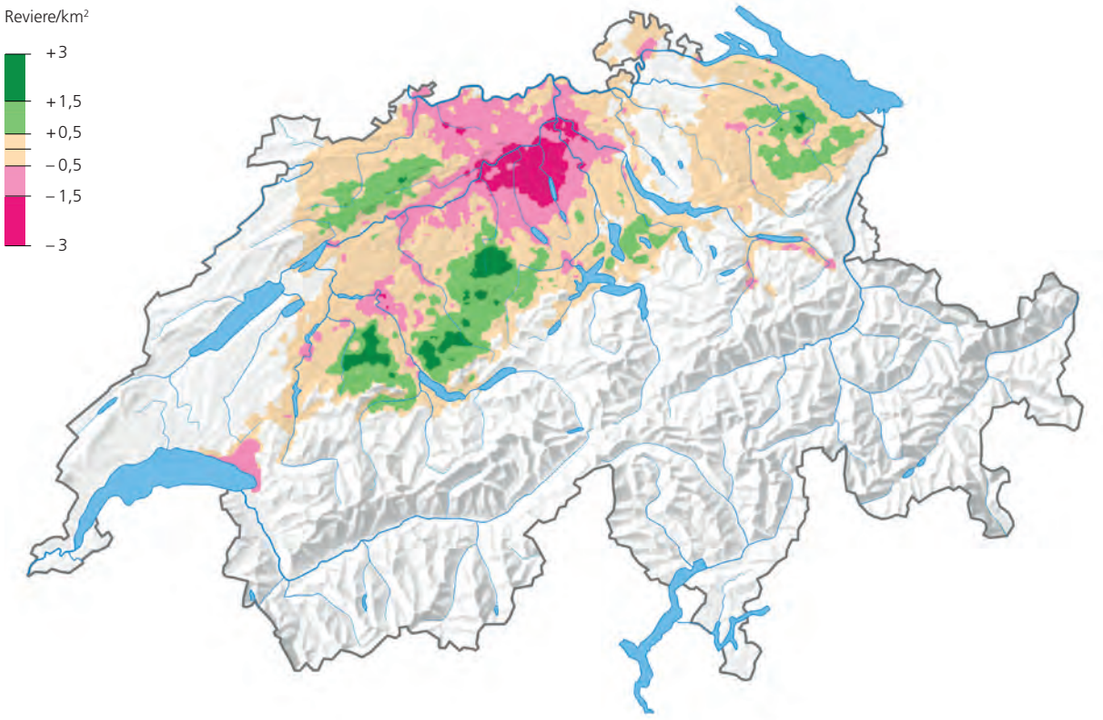




Dichte 2013–2016

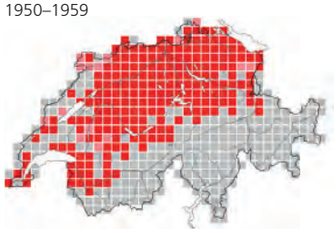


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

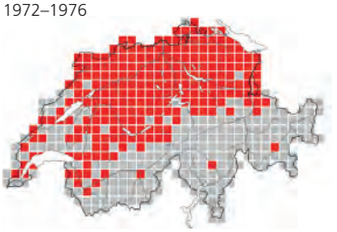


Patenschaft
Natur- und Vogelschutzverein Pratteln

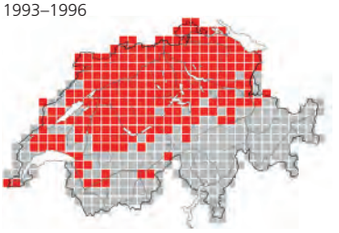
1950–1959



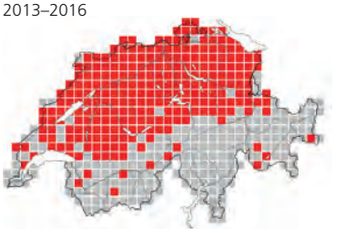
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Halsbandschnäpper

Ficedula albicollis
Gobemouche à collier
Balia dal collare
sgnappamustgas dal culurin
Collared Flycatcher



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 15–25 Paare (2013–2016)

Focus –

Das Brutgebiet des Halsbandschnäppers ist auf Europa beschränkt. Es reicht von Nordostfrankreich und Italien ostwärts bis zur Wolga. In der Schweiz erreicht der Halsbandschnäpper seine südwestliche Verbreitungsgrenze. Die beiden wichtigsten Vorkommen (2013–2016) befinden sich im Tessin mit 7–11 Revieren (v.a. im Maggiatal und Umgebung) und im Bergell GR mit 4–7 Revieren[5, 6]. Besiedelt werden vor allem gut besonnte Hanglagen mit lichten, älteren Laubmischwäldern, meistens mit Kastanien oder Eichen. Ein wichtiger Faktor ist das Angebot natürlicher Höhlen und Spalten. Die meisten Reviere wurden zwischen 600 und 1100 m gefunden. Im Tessin erstreckt sich die aktuelle Höhenverbreitung von 350 m bei Biasca (J. Mazenauer) bis 1240 m bei Cerentino (A. Ackermann), im Bergell von 770 bis 1040 m (R. Roganti, M. & F. Suter).

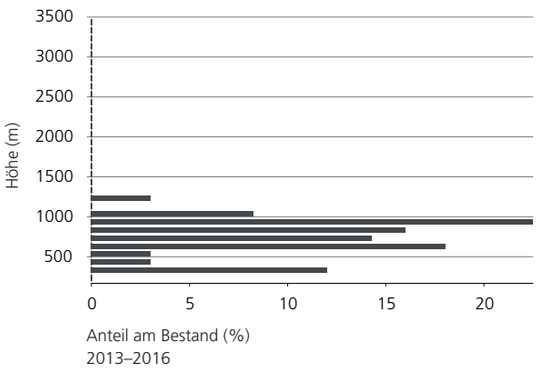
In der Schweiz nördlich der Alpen gelang 2015 der erste Brutnachweis bei Oberstammheim ZH; wahrscheinlich handelte es sich dabei um eine Mischbrut mit einem Trauerschnäpperweibchen[4]. Zudem waren 2013 zwei Sänger in einem Eichen- bzw. einem Auenwald bei Rheinau ZH und bei Flaach ZH anwesend, wobei einer auch mehrmals eine Baumhöhle besuchte (M. Henking, E. Schatzmann)[10].

Im Vergleich zu 1993–1996 fällt vor allem das Verschwinden des Halsbandschnäppers im Sottoceneri TI auf. In dieser Region gelang 1949 der erste Tessiner Brutnachweis[9]. Auch das Val d'Ambra TI, wo 1993–1996 noch mehrere Reviere gefunden worden sind, wurde praktisch verlassen. Der schweizerische Bestand wurde 1972–1976 noch auf 50–100 Paare geschätzt[AtCH1], sank aber bis 1993–1996 auf 20–25 Paare[AtCH2]. Der Bestand schwankt zudem stark: So wurden im Tessin 1982–1986 überhaupt keine Brutvögel gefunden[HVM]. Auch im Bergell waren die Brutplätze 1986–1990 und 1995–2008 nicht besetzt[AtCH0].

In Italien ist der langfristige Bestandstrend negativ[2, 7], in Frankreich und Deutschland ist er stabil[AtD, AtF] und in Österreich sogar positiv[8]. Gesamteuropäisch steigt der Brutbestand seit 2000 leicht an[EBCC]. Als Gründe für Bestandsverluste werden unter anderem Dürreperioden in der Sahelzone, Konkurrenz und Prädation am Brutplatz, die Aufgabe von Kastanienselven und der Verlust natürlicher Nisthöhlen durch die Intensivierung der Forstwirtschaft genannt[AtD, 1, 3, 7].

Chiara Scandolara

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Brichetti & Fracasso (2008); [3] Gatter (2007c); [4] Maumary & Mosimann-Kampe (2017)/Maumary (2017); [5] Müller (2015); [6] Müller (2017); [7] Nardelli et al. (2015); [8] Teufelbauer & Seaman (2017); [9] Tinner & Mächler (1951); [10] Vallotton et al. (2014a–b)



Reviere 2013–2016

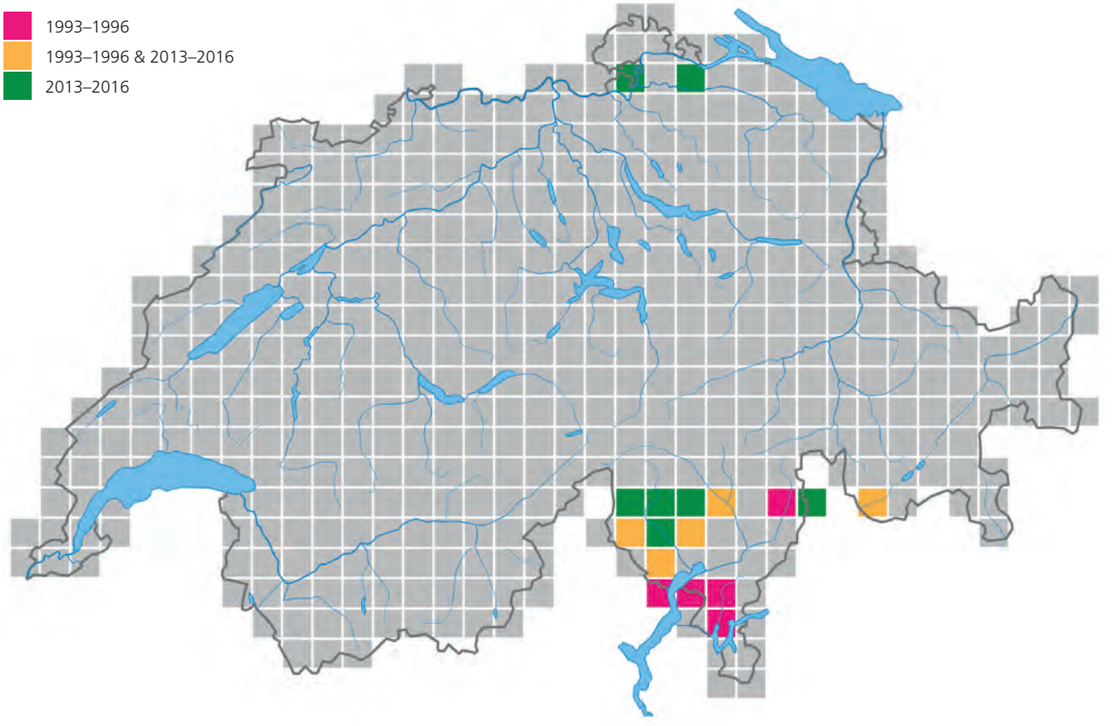
6–10
2–5
1

Einzelne Punkte auf der Karte sind aus Schutzgründen verschoben



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

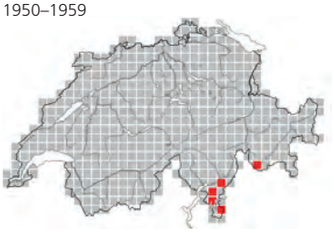
1993–1996
1993–1996 & 2013–2016
2013–2016



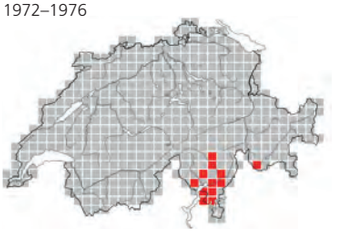
Patenschaft
Veronika Heller, Schaffhausen

FICEDULA

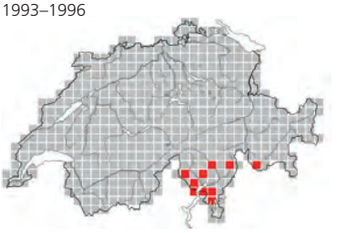
1950–1959



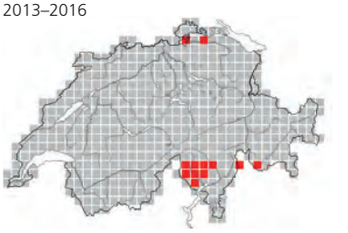
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Hausrotschwanz

Phoenicurus ochruros
Rougequeue noir
Codirosso spazzacamino
cuacotschna da chasa
Black Redstart



Adrian Wullschleger

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 300 000–400 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 156, 170

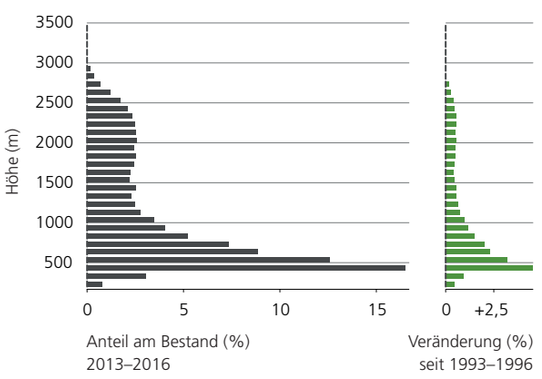
Der Hausrotschwanz kommt in der ganzen Schweiz vor. Wie 1993–1996 ist er die einzige Brutvogelart, die in allen Atlasquadraten gefunden wurde. Das bedeutet auch, dass er die weiteste Höhenverteilung aller Arten zeigt und ganz unterschiedliche Lebensräume vom Tiefland bis auf 3000 m oder sogar darüber hinaus besiedelt. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 25 Reviere gezählt werden. Mehr als 60 % des Bestands konzentrieren sich in Höhen unterhalb von 1000 m. Dort erreicht der Hausrotschwanz die höchsten Dichten im Siedlungsraum. In mittleren Lagen ist die Dichte tiefer, sie steigt aber zwischen 1800 und 2600 m wieder an. Bruten sind zwar bis auf 3200 m bekannt [BCH], in jüngerer Zeit gelangen Brutnachweise aber nur bis auf 2900–3000 m jeweils im Wallis (B. Gentizon, T. Jäggi, C. Luisier). Sänger wurden bei Zermatt VS bis auf 3280 m festgestellt (J. Duplain).

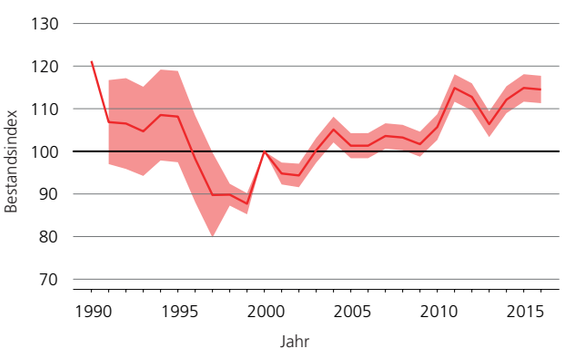
Der Hausrotschwanz war ursprünglich ein Bewohner von Geröllhalden und Felslandschaften, wurde aber zum Kulturfolger und besiedelt Siedlungen aller Art bis zu deren Rändern [HVM]. Mittlerweile ist er überall in bebauten Gebieten zu finden, so in Städten, Dörfern, Gewerbe- und Industriezonen sowie in ländlichen Gebieten mit Gebäuden. Einzig Feuchtgebiete, geschlossene Wälder und intensiv genutztes, eintöniges Kulturland werden gemieden.

Der Trend des Hausrotschwanzes verläuft ähnlich wie die Zunahme des Siedlungsraums. Die grössten Gewinne seit 1993–1996 zeigt er in den Ballungsräumen und in den grösseren Städten im Mittelland, entlang der Voralpen, im Rhonetal VS und im Sottoceneri TI. Am Bodensee ist der Bestand zwischen 1980 und 2010 (v.a. zwischen 1980 und 2000) um fast 60 % gestiegen [AtBo]. Im Kanton Zürich hingegen blieb er zwischen 1988 und 2008 stabil [AtZH]. Die langfristige Bestandsentwicklung verläuft gesamteuropäisch leicht positiv [EBCC]. In Deutschland und Italien nimmt der Trend zu, in Frankreich und Österreich ist er stabil [AtD, AtF, 1, 2, 3, 4]. Die Schweiz beherbergt mehr als 7 % des europäischen Bestands des Hausrotschwanzes. Die häufige, weit verbreitete und wenig anspruchsvolle Art dürfte weiter von der fortschreitenden Ausdehnung der Siedlungsfläche profitieren.

Jérémy Savioz

[1] Bani et al. (2014); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Jiguet (2017); [4] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

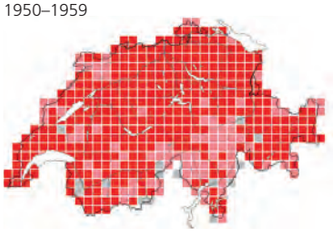


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

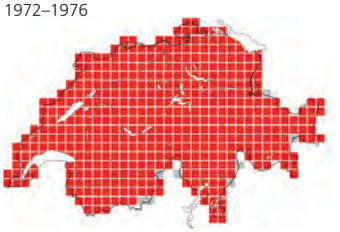


Patenschaft
Fred Stähli, Langendorf

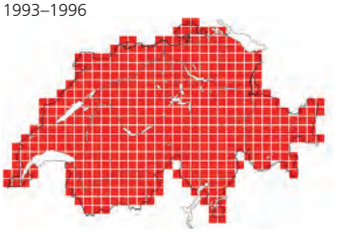
1950–1959



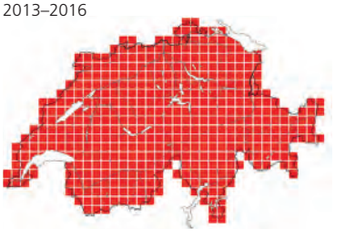
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Gartenrotschwanz

Phoenicurus phoenicurus
Rougequeue à front blanc
Codirosso comune
cuacotschna d'iert
Common Redstart



Markus Varesvuo

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 12 000–18 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 212, 319, 362, 392, 402, 414, 448, 532, 552, 560

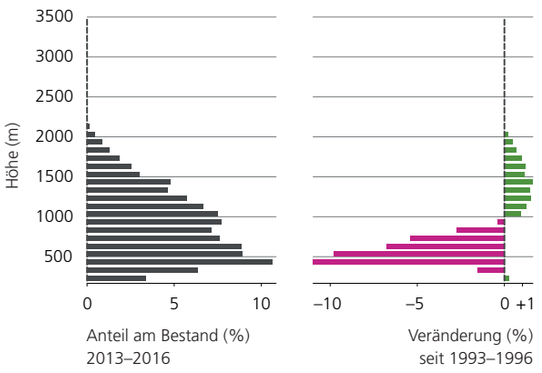
Der Gartenrotschwanz kommt in der ganzen Schweiz vor, oft aber nur in geringer Dichte. Am häufigsten ist er im Süden und in den grossen Tälern des Tessins, im Misox GR und im Bergell GR, im Mittel- und Oberwallis sowie in der Region Basel. Rund 90 % des Bestands leben unter 1500 m. Zum Brüten gewählt werden Orte, wo gleichzeitig Bäume, nackter Boden und Höhlen vorhanden sind. Das können eher ländliche Wohnquartiere, Parks, Familiengärten, Rebberge mit Bäumen, Hochstamm-Obstgärten oder lichte Wälder sein. Sänger wurden bis auf 2600 m bei Täsch VS [VdS] und, in den Jahren 2013–2016, bis auf 2250 m bei S-chanf GR (M. Ernst) beobachtet. Der höchste Brutnachweis stammt von 2220 m bei Zermatt VS [VdS]. In La Chaux-de-Fonds NE hat man auf 1 km² 31 Reviere gezählt [6]. In Riehen BS lag die maximale Dichte bei 8,1 Revieren/10 ha [8].

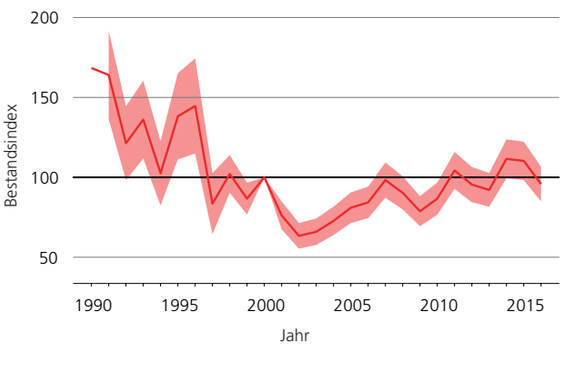
Für den Schweizer Bestand waren die Dürren der Sechzigerjahre in der Sahelzone einschneidend [2, 14]. Der Rückgang setzte sich noch bis in die Neunzigerjahre fort. Erst seit 2002 zeigt sich eine leichte Erholung. Regional unterscheiden sich die Trends jedoch stark. In den ländlichen Gebieten nördlich der Alpen dünnten die bereits geringen Bestände weiter aus: Die Verluste betrugen im Kanton Zürich von 1988 bis 2008 85 % [AtZH], am Bodensee von 1980 bis 2010 rund 90 % [AtBo] und im Kanton Basel-Landschaft von 1993 bis 2013 42 % [7]. Den starken Einbussen in Höhen von 300 bis 900 m, die eine Folge des Verschwindens von Hochstamm-Obstgärten, intensiverer Grünlandbewirtschaftung und des Fehlens offener Bodenstellen für die Ansitzjagd sind [8, 9], steht ein geringer Bestandszuwachs in Lagen über 1000 m gegenüber. Für die bisher von Einbrüchen eher verschonten Bestände in locker bebauten Siedlungen könnte der Trend zu verdichtetem Bauen eine zusätzliche Gefahr darstellen [3]. Im Wallis und im Tessin nehmen die Bestände selbst in tiefen Lagen zu [11] und tragen damit wesentlich zum derzeit positiven landesweiten Trend bei. Die maximal 97 Reviere auf der 3,1 km² grossen Waldbrandfläche bei Leuk VS [12] zeigen das enorme Besiedlungspotenzial dieser Art.

In Italien und Frankreich sind die Trends stark positiv [AtF, 5, 10], in Deutschland und Österreich sind sie trotz regionaler Einbussen [1, 4] annähernd stabil [AtD, 13]. Die europäische Tendenz ist von 1980 bis 2014 leicht positiv [EBCC].

Jacques Laesser, Nicolas Martinez & Boris Droz

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Bruderer & Hirschi (1984); [3] Droz et al. (2015); [4] Gatter (2007a); [5] Jiguet (2017); [6] Laesser et al. (2016); [7] Martinez & Birrer (2017); [8] Martinez & Roth (2017); [9] Martinez et al. (2010); [10] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [11] Scandolara & Lardelli (2017); [12] Sierro & Posse (2011); [13] Teufelbauer & Seaman (2017); [14] Zwarts et al. (2009)

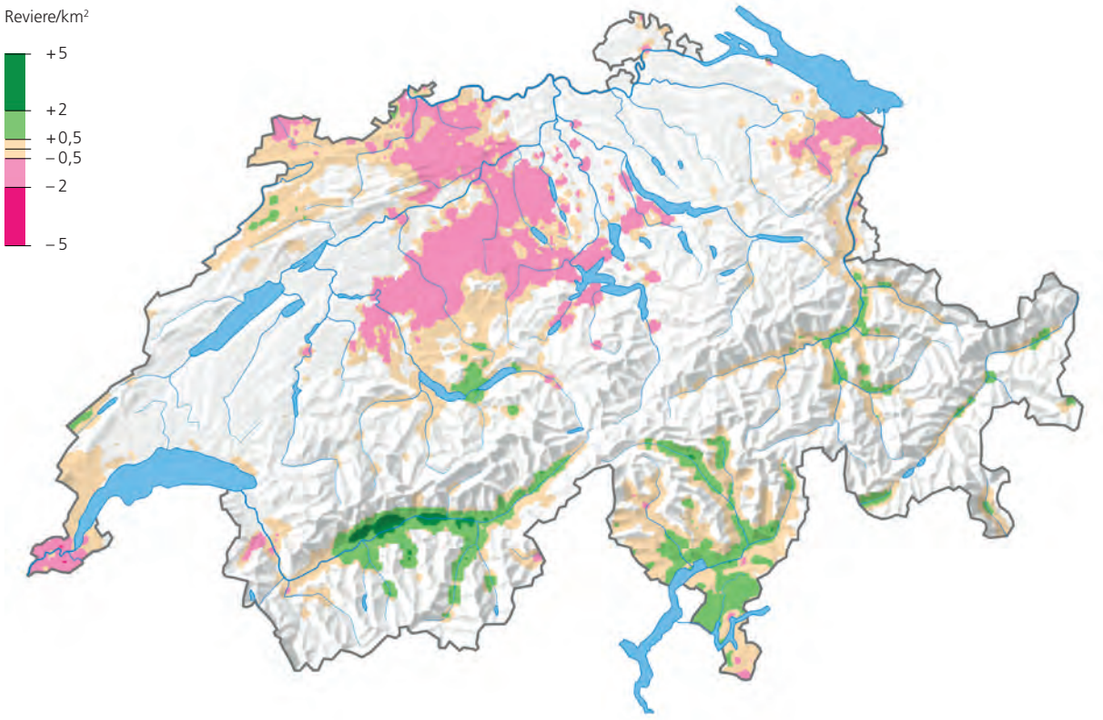




Dichte 2013–2016



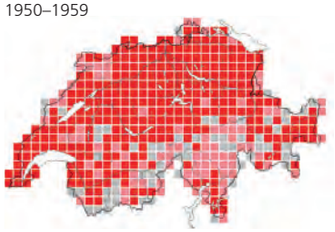
Veränderung der Dichte seit 1993–1996



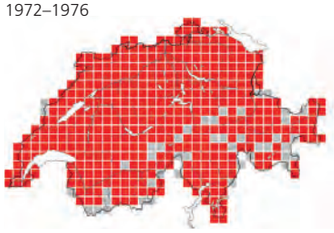
Patenschaft
Adrian Borgula, Luzern
Geneviève Loup
Simon Zingg, Steffisburg

Natur- und Vogelschutzverein Gartenrötel Uitikon

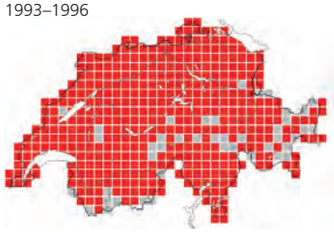
1950–1959



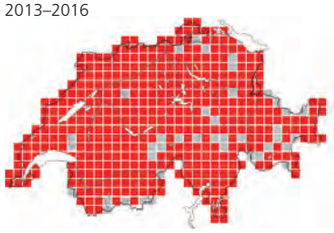
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Steinrötel

Monticola saxatilis
Monticole de roche
Codirossone
merl da gonda
Rufous-tailed Rock-thrush



Daniele Occhiato

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 2000–3000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 552

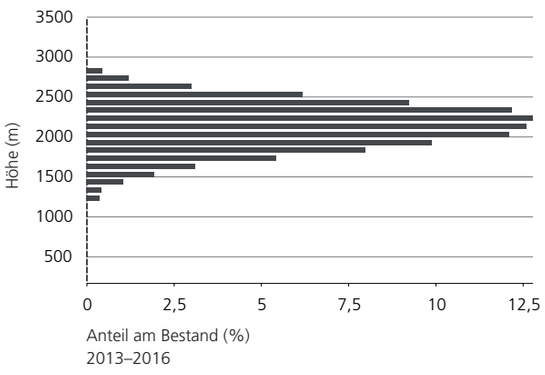
Die nördliche Verbreitungsgrenze des Steinrötels verläuft entlang der Alpen. Hier bewohnt er vor allem süd- und ostexponierte Hänge, wo steinige, felsige Partien, magere Rasen und einige Singwarten vorhanden sind. Die Hauptvorkommen in der Schweiz befinden sich zwischen 1700 und 2600 m, wo diese Bedingungen meist beim Übergang vom offenen Wald zu alpinen Rasen erfüllt sind. Der Steinrötel kommt nur lokal in höherer Dichte vor. So wurden entlang eines 4 km langen Transekts bei Fully VS auf 1950–2330 m in den Jahren 2000–2009 jeweils 9–12 Reviere gefunden[8, 9]. Der höchste Brutnachweis stammt von Parpan GR auf 2760 m (G. Marcolli). Brutzeitbeobachtungen gelangen bei Zermatt VS (C. Huwiler) und Blatten VS (T. Tschopp) bis auf 3020 m. Ausserhalb des Alpenraums sind nur zwei Atlasquadrate im Jura besetzt: Regelmässig kommt der Steinrötel an der Crêt de la Neige F vor, sporadisch auch am Chasseral BE.

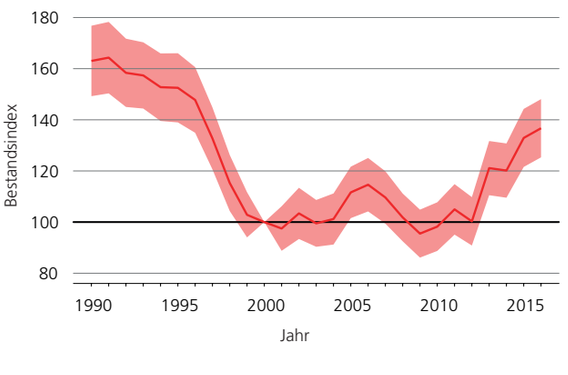
In den Alpen hat die Anzahl besetzter Atlasquadrate im Vergleich zu 1993–1996 zugenommen. Da sich die Paare nach Brutbeginn sehr heimlich verhalten, dürfte mindestens ein Teil dieser Zunahme auf eine höhere Beobachtungsintensität zurückzuführen zu sein. Regional konnten aber auch Bestandsanstiege nachgewiesen werden[1]. Am unteren Rand der Höhenverbreitung wurde die 300 ha grosse Waldbrandfläche bei Leuk VS auf 800–2100 m nach 2003 rasch besiedelt (2006 13 Reviere)[7]. Dies illustriert das Besiedlungspotenzial der Art und weist darauf hin, dass in den letzten Jahrzehnten viel potenzieller Lebensraum in tieferen Lagen infolge der Verdichtung und Ausdehnung der Wälder verloren gegangen ist.

Nach Abnahmen in tiefen und mittleren Regionen, wie sie auch in der Auvergne[4] oder im Apennin[3] gefunden wurden, hat sich der Bestand in der Schweiz seit dem Ende des 20. Jahrhunderts wieder stabilisiert. Seit Beginn der Feldarbeiten für den Atlas 2013–2016 scheint er wieder anzusteigen. Die starken Schwankungen der Brutbestände werden durch die klimatischen Bedingungen im Frühjahr beeinflusst[5] und erschweren deren Interpretation, insbesondere weil es auch keine spezifische langfristige Bestandsüberwachung für diese Art gibt. Dennoch scheint der Schweizer Brutbestand wie jener in Frankreich[AtF] seit 2000 mehr oder weniger stabil zu sein. Dies steht Abnahmen in Italien[6], Vorarlberg[AtV] und Europa[2] gegenüber.

Bertrand Posse

[1] Beaud & Beaud (2018); [2] BirdLife International (2017a); [3] Cagnucci (1998); [4] Clamens & Guélin (2011); [5] D'Amico (2011); [6] Nardelli et al. (2015); [7] Posse & Sierro (2007); [8] Revaz & Posse (2007); [9] E. Revaz & B. Posse, unveröff.

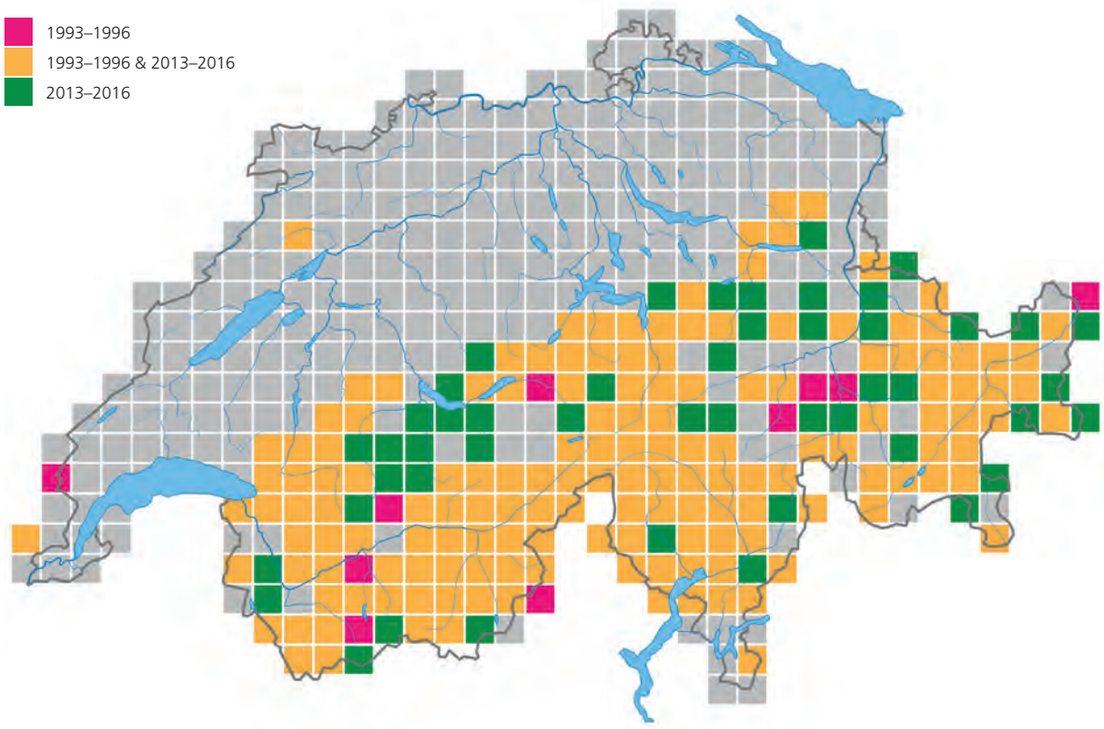




Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

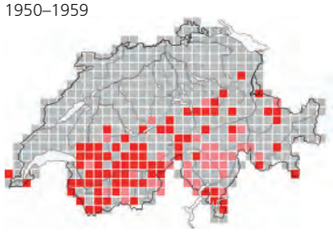


Patenschaft
Moritz Eggenschwiler, Münster
Andreas Schoellhorn

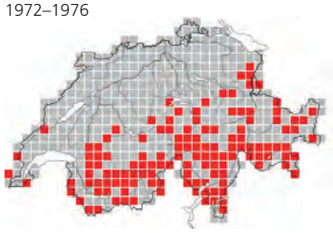


Monticola – Internationale Arbeitsgemeinschaft für Alpenornithologie e. V.

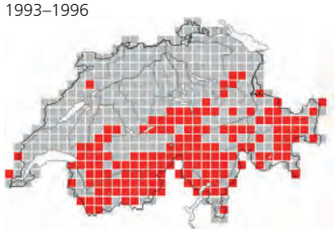
1950–1959



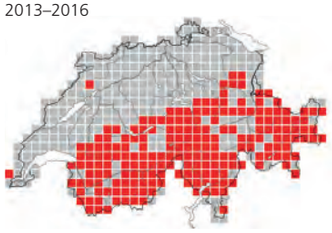
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Blaumerle

Monticola solitarius
Monticole bleu
Passero solitario
merl blau
Blue Rock-thrush



Beat Rüegger

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 15–25 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 284, 308, 425

Die Blaumerle erreicht in der Schweiz den nördlichen Rand ihres Areals. Die meisten Brutplätze befinden sich im Tessin an den unteren, sonnenbeschienenen Hanglagen in breiten Tälern (Riviera und Maggiatal) und punktuell am Walliser Südhang. Die Höhenverbreitung erstreckt sich von 280 m bei Castione TI bis auf 750 m bei Chamoson VS und Faido TI, im grenznahen Ausland bei San Giacomo Filippo I sogar bis auf 1020 m (M. Belardi).

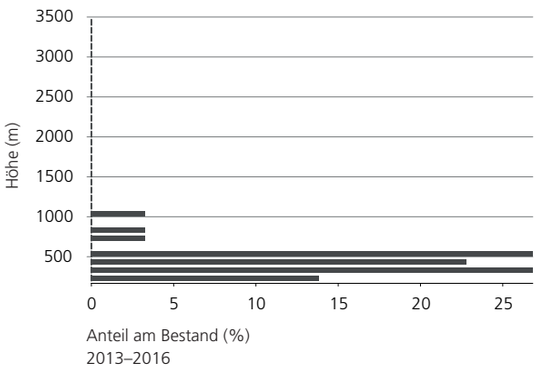
Die wärmeliebende Art brütet gerne an Küstenfelsen sowie abseits der Küste in Türmen, Burgen und älteren Gebäuden. Im Tessin und Wallis sowie im benachbarten Italien kommt sie hingegen fast ausschliesslich in sonnenexponierten Steinbrüchen mit trockenem Mikroklima und grossen vegetationsfreien Flächen vor, wo nur wenig Gebüsch in den Felswänden wächst. In Betrieb stehende Steinbrüche mit einer reichen Felsstruktur werden nicht gemieden, vor allem wenn es Anhäufungen von Gesteinsmaterial und Büsche hat, die das Vorkommen von Invertebraten und kleinen Wirbeltieren fördern. Andere vom Menschen geschaffene Brutorte werden hierzulande hingegen nur selten besiedelt [1, 4]; der einzige aktuell bekannte Fall ist die Staumauer der Verzasca TI. Die geringe Ausdehnung und das zerstreute Vorkommen geeigneter Lebensräume limitieren die Siedlungsdichte. Einzig bei Chamoson wurden gleichentags bis zu 4 Sänger auf 30 ha festgestellt (R. Arlettaz).

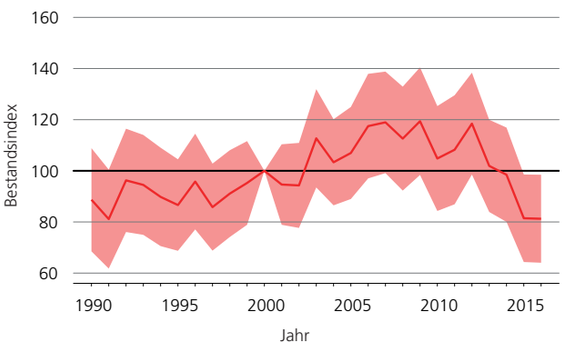
In den Jahren 2013–2016 wurde die Blaumerle an 25 verschiedenen Orten gefunden (davon 21 in der Schweiz und 4 im benachbarten Ausland), die sich auf 16 Atlasquadrate verteilen. Das Tessin ist in der Schweiz der Verbreitungsschwerpunkt mit insgesamt 17 Brutplätzen und jährlich mindestens 10–16 Revieren; seit 1993–1996 zeichnet sich hier indes ein Rückgang ab. Im Wallis schwankt der Bestand seit dem ersten Brutnachweis 2001 [VdS] zwischen 2 und 6 Revieren. Der nationale Bestand präsentiert sich daher seit 1993–1996 praktisch unverändert.

In Frankreich ist der Bestand stabil bis leicht zunehmend [Atf, 3], in Italien nimmt er ab [2]. Die Blaumerle dürfte von der Klimaerwärmung profitieren [ClimAt]. Doch wird ihre Population durch das Wiederauffüllen stillgelegter Steinbrüche oder das nachfolgende Aufkommen von Vegetation in den Felswänden limitiert. Freizeitaktivitäten wie Sportklettern dürften eine mögliche Ausbreitung ebenfalls bremsen [VdS].

Roberto Lardelli

[1] Aletti & Carabella (2015); [2] Brichetti & Fracasso (2008); [3] Jiguet (2017); [4] Lardelli (2007)





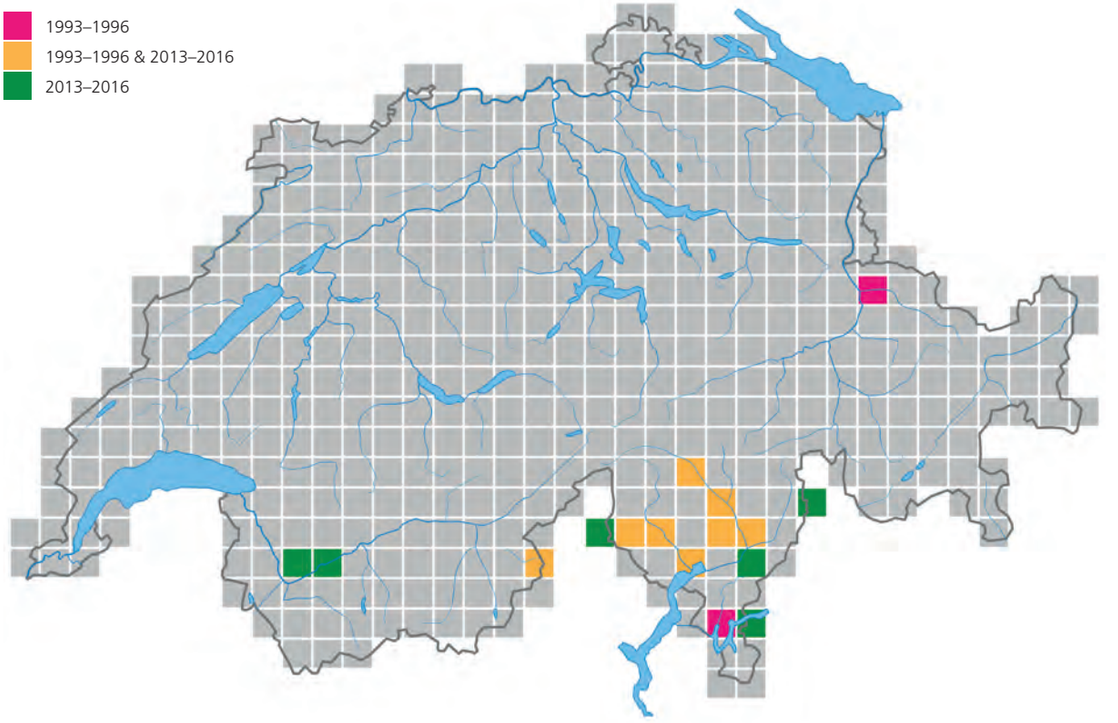
Reviere 2013–2016

2–5
1



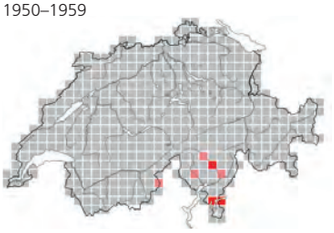
Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

1993–1996
1993–1996 & 2013–2016
2013–2016

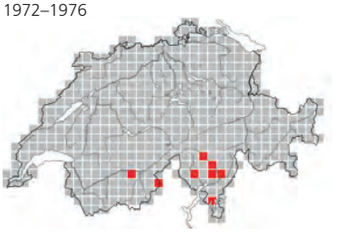


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

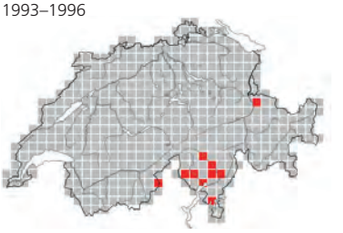
1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Braunkehlchen

Saxicola rubetra
Tarier des prés
Stiaccino
puppenbrin
Whinchat



Mathias Schaf

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 7000–9000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 212, 240, 362, 392, 478, 506

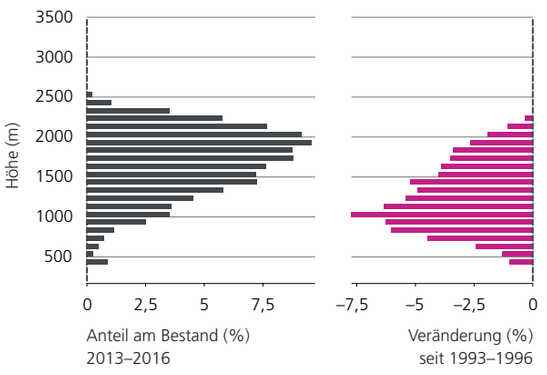
Das Braunkehlchen weist heute gute Vorkommen nur noch in Lagen zwischen 1600 und 2100 m auf, insbesondere in den Walliser Südtälern, im Goms VS, im Urserental UR, in der Surselva GR und im Unterengadin GR. Im Mittelland kommt es nur noch punktuell vor. Die tiefsten noch regelmässig besetzten Brutplätze liegen auf 410 m im Kaltbrunner Riet SG (K. Robin) sowie auf 720 m bei Grandvillars FR (J. Gremaud, G. Schaub) [1, 20]. Die höchsten Brutnachweise stammen von 2510 m bei Grimentz VS (M.-H. Biollay) und von 2470 m bei Arolla VS (T. Tschopp).

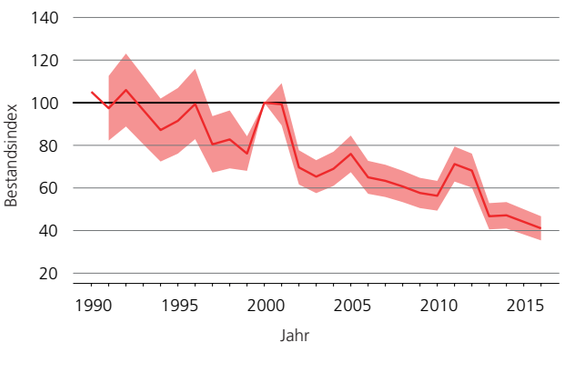
Das Braunkehlchen brütet in weiten strukturreichen, leicht gedüngten Wiesenlandschaften. Etwas geringere Bestände sind im extensiven Weideland sowie in Hochmooren und alpinen Zwergstrauchgesellschaften zu finden. Wichtig sind die Wiesenvegetation überragende Sing- und Sitzwarten [16]. Räumte das Braunkehlchen zwischen 1972–1976 und 1993–1996 bereits weite Gebiete des Mittellands, so setzte sich seine Verdrängung seither ungebremst fort. Verbreitungslücken öffneten sich im nördlichen Jura vom Randen SH bis zum Chasseral BE [2] und im Val de Ruz NE [AtNE] sowie in den Voralpen [3, 22], etwa im Napfgebiet, im Alpstein und im Sopraceneri TI. Auch im inneralpinen Raum gehen die Vorkommen zurück [12, 15, 17]. Der Gesamtbestand hat sich seit 2000 mehr als halbiert. Ähnlich dramatische Verluste werden in allen Nachbarländern [AtD, AtF, AtV, 19, 21, 24] und weniger ausgeprägt auch europaweit [EBCC] festgestellt.

Das Braunkehlchen ist ein Opfer der immer intensiver betriebenen Graswirtschaft, die stets höhere Lagen erreicht: Viele Wiesen werden heutzutage gedüngt, bewässert sowie früher im Jahr und grossflächiger gemäht, was auch die Insektenmenge verringert [5, 9, 13, 18, 23]. Durch den immer früheren Mahdzeitpunkt werden sehr viele Bruten zerstört und sogar brütende Altvögel [8] oder frisch flügge Jungvögel [25] getötet. Verluste im afrikanischen Winterquartier beeinflussen die Bestandsentwicklung hingegen kaum [4]. Nur dort, wo Heuwiesen grossflächig erst nach der Brutzeit (je nach Höhenstufe Anfang bis Ende Juli) gemäht werden, hat das Braunkehlchen bei uns eine Zukunft [6, 10, 12, 13, 15]. Verschiedene Bemühungen zielen darauf ab, solche grossflächigen Wiesenbrütergebiete vorab in der Subalpinstufe zu erhalten und eine entsprechende Bewirtschaftung sicherzustellen [7, 11, 12, 14].

Petra Horch

[1] Antoniazza (2016b); [2] Berger-Flückiger et al. (2008a); [3] Berger-Flückiger et al. (2010); [4] Blackburn & Cresswell (2016); [5] Britschgi et al. (2006); [6] Brunner et al. (2015); [7] Graf et al. (2014d); [8] Grüebler et al. (2008b); [9] Grüebler et al. (2015); [10] Horch (2014); [11] Horch & Spaar (2010); [12] Horch & Spaar (2015); [13] Horch et al. (2008); [14] Horch et al. (2015); [15] Korner et al. (2017); [16] Labhardt (1988); [17] Morard (2014); [18] Müller et al. (2005); [19] Pfeffer & Schmitt (2007); [20] Posse (2014); [21] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [22] Schaub et al. (2013a); [23] Strebel et al. (2015); [24] Teufelbauer & Seaman (2017); [25] Tome & Denac (2012)





Vorkommen 2013–2016

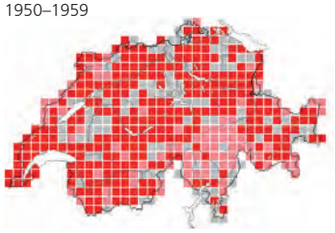


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

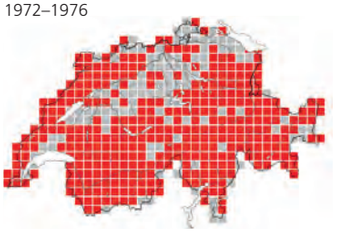


Patenschaft
Anne Berger
Anonyme Patenschaft

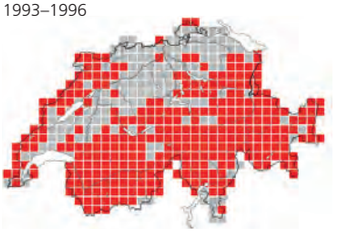
1950–1959



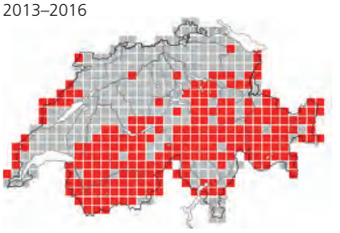
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Wiesenbrüter – sind sie noch zu retten?

Wo Blumenwiesen und artenreiche Weiden verloren gehen, verschwinden auch wiesenbrütende Vogelarten. Durch eine frühe Mahd werden viele Bruten vermäht, was zu hohen Bestandsverlusten führt. Das Grünland wird heute bis in hohe Lagen nicht mehr wiesenbrüterfreundlich genutzt. Die Schweiz droht damit die ganze Gruppe der Wiesenbrüter zu verlieren.

Auf das Leben in Wiesen und Weiden hat sich eine Gruppe von Vogelarten spezialisiert: die Wiesenbrüter. Durch ihr tarnfarbenes Gefieder gut geschützt nisten sie am Boden. Wachtel, Wachtelkönig, Feldlerche, Baum- und Wiesenpieper sowie Braunkehlchen sind – oder waren – die für unser Land typischen Wiesenbrüter.

Anhaltender Lebensraumverlust

Der Charakter des Grünlands hat sich in relativ kurzer Zeit radikal verändert. Zwischen den Siebziger- und Neunzigerjahren wurde im Mittelland viel artenreiches Grünland in artenarme, meist angesäte Futterwiesen umgewandelt. Diese Entwicklung hat seither auch die Berggebiete erreicht[8]. Dort waren 1950 noch 95 % der Wiesen artenreiche Bergblumenwiesen, heute sind es noch 2 %[3].

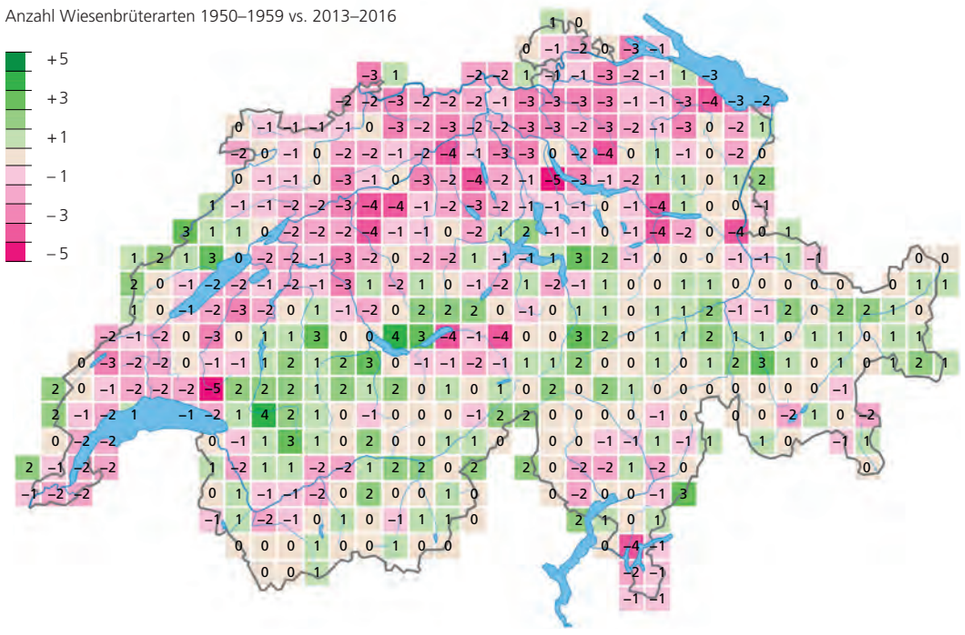
Der Grund für die Veränderung liegt in der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung. Stärkere, schnellere Maschinen, mehr Hofdünger (bedingt durch eine höhere Viehdichte, die nur dank importiertem Kraftfutter möglich ist), ein höherer Stickstoffeintrag aus der Luft[3, 26] sowie neue Erntetechniken (Mähaufbereiter und Silage) führen zu immer früheren und häufigeren Grasschnitten, sowohl im Talgebiet, wo heute 4–6 Schnitte pro Jahr normal sind, als zunehmend auch im Berggebiet. In Trockenregionen kommen schliesslich neue Bewässerungsanlagen zum Einsatz[7] und auch in höheren Lagen werden Bodenunebenheiten mechanisch ausgeebnet, um die Wiesen einfacher bewirtschaften zu können.

Dramatische Auswirkungen auf die Wiesenbrüter

Für die Vögel bedeutet die Intensivierung einerseits eine reduzierte Nahrungsbasis[4]. Beim Mähvorgang werden bis zu 50 % der Insekten und Spinnen getötet – und das bei jedem Schnitt[15]. Andererseits geht auch Lebensraum verloren: Der erste Schnitt erfolgt immer früher in der Saison. Selbst in den Berggebieten werden die Wiesen mittlerweile mitten in der Brutzeit der Wiesenbrüter zum ersten Mal gemäht. Unzählige Bruten gehen dabei verloren und regelmässig werden sogar brütende Altvögel vermäht[10].

Anhand des Braunkehlchens im Engadin GR ist dies gut untersucht. In dorffernen, extensiv bewirtschaften Wiesen brüteten viele Braunkehlchen erfolgreich. Mit der Aussiedlung von Höfen aus dem Dorf, hohen Tierbeständen und ausgebauten Wegnetzen intensivierte sich die Bewirtschaftung auch dieser abgelegenen Wiesen und der dortige Bestand des Braunkehlchens brach ein[11, 12, 17].

Nicht alle Wiesenbrüter reagieren gleich schnell auf die Intensivierung. Am empfindlichsten ist der Wachtelkönig. Sein Bestand nahm im Mittelland bereits in den Dreissigerjahren stark ab[24]. Um erfolgreich zu brüten, braucht er Wiesen, die nicht vor Anfang oder sogar Mitte August gemäht werden[16]. Das Braunkehlchen räumte das Mittelland zwischen 1970 und 1990 fast vollständig. Gleichzeitig begannen die Bestände in den Voralpen und im Jura zu schrumpfen[13, 25]; hier hält der Rückgang ungebremst an[14, 23]. Die Feldlerche nutzt neben Wiesen auch Ackerflächen



Veränderung der Präsenz der sechs Wiesenbrüter (Wachtel, Wachtelkönig, Feldlerche, Baum- und Wiesenpieper sowie Braunkehlchen) pro Atlasquadrat zwischen 1950–1959 und 2013–2016. Zu beachten ist, dass die Erfassung im Zeitraum 1950–1959 in einzelnen Regionen im Jura und vor allem in den Alpen sehr lückenhaft war.



Markus Jenny

Selbst in höheren Lagen – hier am Schamserberg GR auf 2200 m – wird wertvolle Vegetation zerstört und die Fläche zur futterbaulichen Nutzung neu angesät.

zum Brüten. Deutliche Arealverluste im Mittelland wurden bei ihr ab 1990 sichtbar, und heute sind die Grünlandgebiete im Tiefland weitgehend verwaist[21 22]. Auch bei der Wachtel sind die Vorkommen unterhalb von 800 m seit 1993–1996 eher rückläufig. Beim Baumpieper setzte der massive Rückgang im Mittelland ab 1980 ein[20]. Seit 1993–1996 erlitt er unterhalb von 1000 m nochmals grosse Verluste; darüber kann er sich vorläufig noch einigermassen halten[2, 18, 19]. Der Wiesenpieper ging unterhalb von 1200 m ebenfalls deutlich zurück.

Lösungsansätze vorhanden, Umsetzung aber ungenügend

Um die Wiesenbrüter in der Schweiz zu erhalten, braucht es dringend eine angepasste Nutzung des Grünlands. Extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen und extensiv genutzte Weiden werden vom Bund mit ökologischen Direktzahlungen abgegolten. Mit dem Instrument Vernetzungsprojekt sollen Ziel- und Leitarten gemäss «Umweltzielen Landwirtschaft» (UZL) erhalten werden. Kommen Zielarten im Perimeter eines Vernetzungsprojekts vor, so müssen die Massnahmen zwingend auf diese Arten abgestimmt sein. Wachtelkönig, Feldlerche und Braunkehlchen gehören zu den Zielarten, die übrigen Wiesenbrüter zu den Leitarten[1]. Es müssen also extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen und Weiden gefördert werden. Aber es braucht Fläche: Untersuchungen am Braunkehlchen zeigen, dass mehr als 60 % der als Lebensraum geeigneten Wiesen spät geschnitten werden müssten, damit ein Braunkehlchenbestand selbsterhaltend bliebe. In regional bezeichneten Wiesenbrüter-Kerngebieten[9] können extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen konzentriert werden, so dass dort der geforderte Anteil von 60 % spät geschnittener Wiesen erreicht wird. Die Betriebe kommen zwar fütterungstechnisch mit einem Anteil an extensiv und wenig intensiv genutzten Wiesen zwischen 20 und 40 %, in den höheren Lagen bis über 50 % zurecht[3]. Nur wenige Vernetzungsprojekte konnten dies jedoch ausschöpfen. Dabei rettet eine konsequente Förderung der Wiesenbrüter nicht nur diese sechs Arten, sondern auch zahlreiche Insekten[5, 6], Feldhasen[27] und Rehkitze sowie die Bergblumenwiesen.

Petra Horch

[1] BAFU & BLW (2008)/OFEV & OFAG (2008); [2] Berger-Flückiger et al. (2008b); [3] Bosshard (2016a); [4] Britschgi et al. (2006); [5] Bruppacher et al. (2016); [6] Buri et al. (2016); [7] Graf et al. (2014a–b); [8] Graf et al. (2014c); [9] Graf et al. (2014d); [10] Grüebler et al. (2008b); [11] Grüebler et al. (2012); [12] Grüebler et al. (2015); [13] Horch et al. (2008); [14] Horch & Spaar (2015); [15] Humbert et al. (2009); [16] Inderwildi et al. (2017a–b); [17] Korner et al. (2017); [18] Marti (2014); [19] Martinez & Birrer (2017); [20] Meury (1989); [21] Müller & Ernst (2014); [22] Müller & Weggler (2018); [23] Müller et al. (2005); [24] Schmid & Maumary (1996); [25] Schmid et al. (1994); [26] Schmid et al. (2007); [27] Weber (2017)

Species Seiten 94, 178, 360, 476, 504, 508



Verbreitung 2013–2016 der sechs Wiesenbrüter Wachtel, Wachtelkönig, Feldlerche, Baum- und Wiesenpieper sowie Braunkehlchen. Die Karte ist eine Kombination der Artkarten. Wo mehr als zwei Arten vorkommen, sollten Schutz- und Förderprojekte entwickelt werden.

Schwarzkehlchen

Saxicola torquatus
Tarier pâtre
Saltimpalo
puppennair
Common Stonechat



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 1500–2000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 234, 276, 428

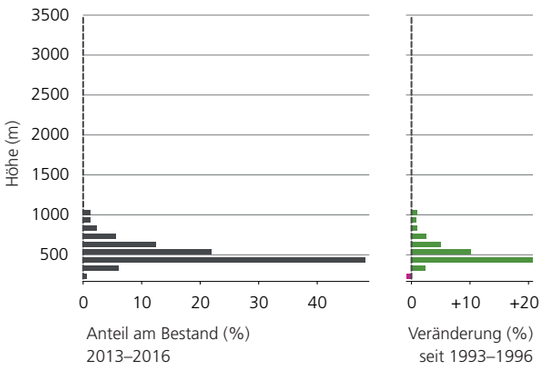
Das Schwarzkehlchen kommt in der Schweiz in Ebenen und den unteren Hanglagen vor. Hier wählt es wenig gepflegte Böschungen, Pionierstandorte und Brachen, wo es Nistplätze sowie Sing- und Jagdwarten findet. Die höchsten Dichten erreicht es in der Westschweiz zwischen Genf und dem Neuenburgersee sowie im Rheintal. Die grössten Bestände finden sich nach wie vor in der Champagne genevoise, wo sich im Jahr 2014 dank eines Netzes aus mehrjährigen Buntbrachen (5–10 Jahre alt) AtGE 70 Reviere in einem 6,13 km² grossen Gebiet konzentrieren (B. Lugrin) [1]. Meist kommt das Schwarzkehlchen nicht über 800 m vor. Ausnahmen bilden Brutnachweise bei Erschmatt VS auf 1540 m (1998; J. Rey) [10], am Monte Generoso TI auf 1480 m (2004; É. Bernardi) und bei Bois d'Amont F auf 1060 m (2014; M. Dvorak). In Einzelfällen wurden Sänger in der alpinen Zone nachgewiesen, beispielsweise bei Tortin/Nendaz VS auf 2040 m (2012; R. Rauber) und bei Guarda GR auf 1990 m (2007; H. Schuler).

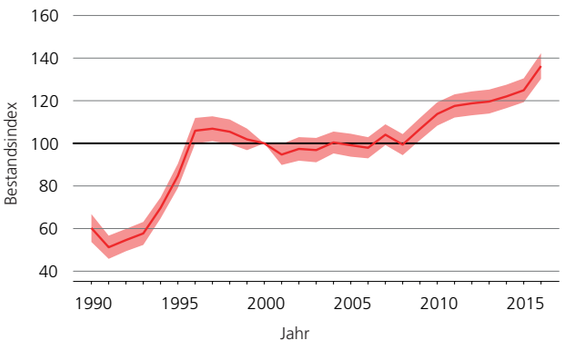
Im Vergleich zu 1993–1996 hat das Schwarzkehlchen das Brutgebiet vergrössert. Zwar haben die Vorkommen im Wallis und Tessin abgenommen, der gesamtschweizerische Bestand entwickelt sich aber dank klaren Gewinnen im Mittelland und im Rheintal positiv. Auch regionale Überwachungsprojekte verzeichnen positive Trends, so in der Grande Cariçaie [2], in der Aareebene BE/SO [6], in den Kantonen Basel-Landschaft [9] und Zürich AtZH, am Bodensee AtBo, im St. Galler Rheintal [13] sowie in Liechtenstein AtFL.

Zu dieser positiven Entwicklung dürfte beigetragen haben, dass bei uns das Anlegen von Buntbrachen im Kulturland seit 1993 gefördert wird [4, 5, 9, 12, 17]. Die milden Winter im westlichen Mittelmeerraum, dem Überwinterungsgebiet des Schwarzkehlchens, haben den Trend wohl ebenfalls begünstigt [15]. Die Abnahmen im Tessin [14] und im Wallis sind auf den Verlust geeigneter Lebensräume zurückzuführen. Als Pionierart hängt das Schwarzkehlchen stark davon ab, ob entsprechende Lebensraumelemente landwirtschaftspolitisch gefördert werden. Gesamteuropäisch sind die Bestände stabil EBCC. In Frankreich, Italien und Österreich geht die Art zurück AtF, 3, 11, 16, in Deutschland nimmt sie zu AtD. Diese Trends weisen auf starke Bestandsschwankungen je nach den vorgefundenen Bedingungen und auf Gewinne in den mittleren Höhenstufen hin [7, 8].

Bertrand Posse

[1] Antoniazza (2015); [2] Antoniazza (2018); [3] Bani et al. (2014); [4] Birrer et al. (2007b); [5] Birrer et al. (2013b); [6] Christen (2017a); [7] Dubois et al. (2012); [8] Förschler & Kläger (2010); [9] Martinez & Birrer (2017); [10] Posse (2000); [11] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [12] Revaz et al. (2008); [13] Rudin et al. (2010); [14] Scandolara & Lardelli (2017); [15] Tassin (2012); [16] Teufelbauer & Seaman (2017); [17] Zollinger (2012)

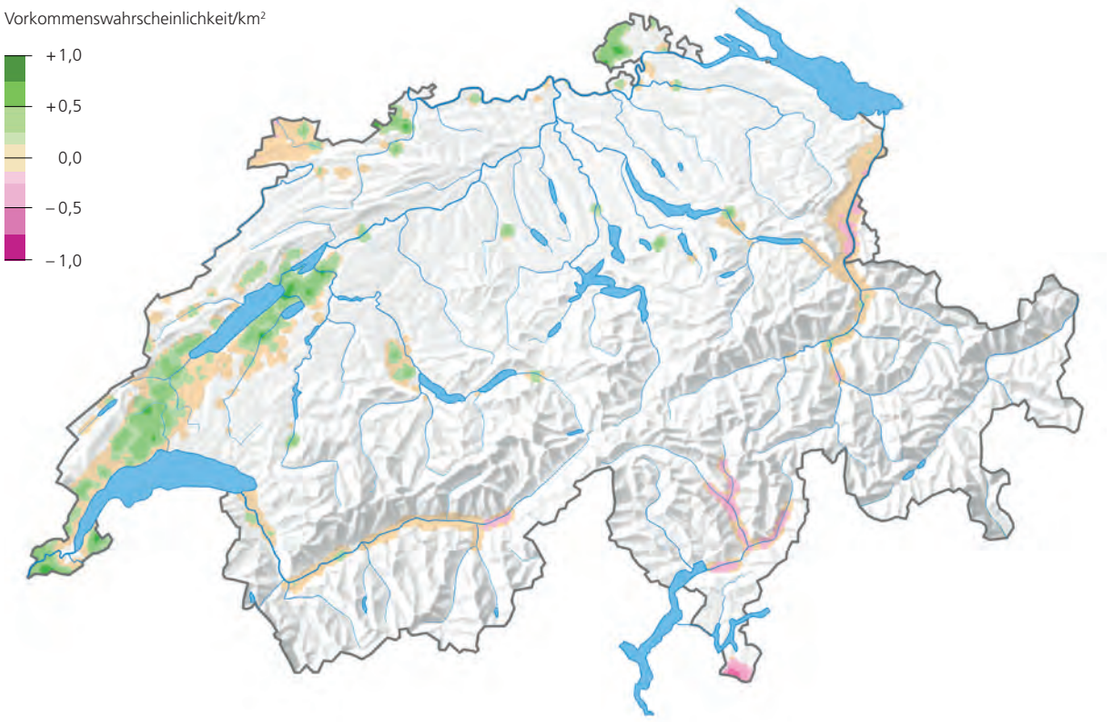




Vorkommen 2013–2016

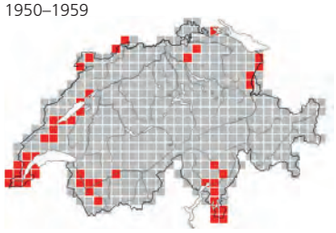


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

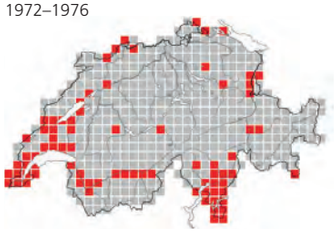


Patenschaft
Vreni Bärtsch-Frick, St. Gallen
Nathalie Cesarini

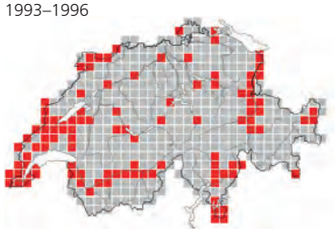
1950–1959



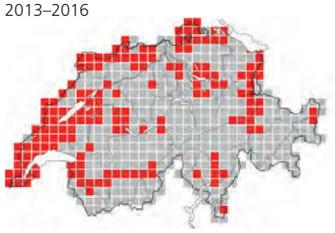
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Steinschmätzer

Oenanthe oenanthe
Traquet motteux
Culbianco
pitgacrap grisch
Northern Wheatear



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 40 000–60 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 484, 506

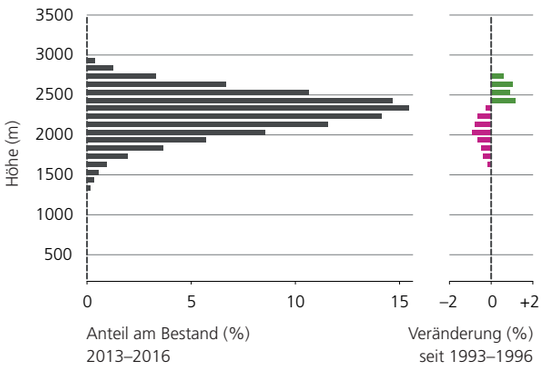
In der Schweiz ist der Steinschmätzer ein typischer Bergvogel, der die Alpen und lokal den Westjura besiedelt. Er bevorzugt offene, von Steinen, Felsblöcken und Geröll durchsetzte kurzrasige Weiden. Knapp 90 % des Bestands kommen zwischen 1900 und 2700 m vor, mit den höchsten Dichten von 2200 bis 2500 m. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in den Zentralalpen der Kantone Wallis, Uri und Graubünden. Die Vorkommen im Jura sind klein und isoliert. Während Nestfunde bis 2880 m bekannt sind [HVM], gelang der höchste Brutnachweis in jüngerer Zeit bei Pontresina GR auf 2870 m (C. Müller). Sänger kommen vereinzelt sogar über 3000 m vor. Früher kam es noch vereinzelt zu Bruten im Flachland [VdS]; 2013–2016 lag die tiefste Brut auf 1100 m bei Herbetswil SO (R. Bee).

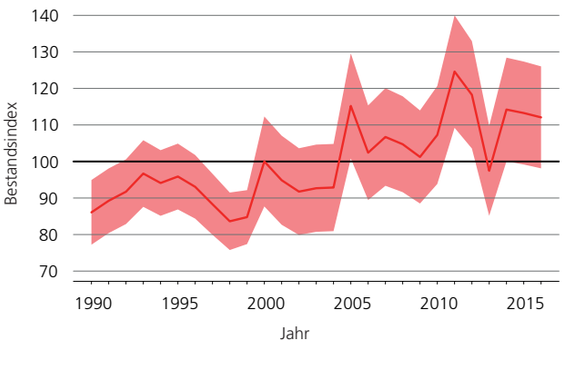
Der Bestand des Steinschmätzers fluktuiert beträchtlich und nimmt tendenziell zu. Die Verbreitung hat sich seit 1993–1996 kaum verändert. Regional war die Entwicklung allerdings unterschiedlich: Während die Bestände in den östlichen Alpen überwiegend anstiegen, nahmen sie in den zentralen und westlichen Alpen eher ab. Den Verlusten auf Höhen unterhalb von 2300 m stehen Gewinne in den höheren Lagen gegenüber. Im Oberengadin GR ist die Anzahl Bruten in Tallagen seit 1980 drastisch zurückgegangen [AEn]. Im Kanton Neuenburg nimmt die Verbreitung ab [AtNE]. Die Bestände in Deutschland und Frankreich sind rückläufig [AtD, AtF], in Italien und Österreich ist die Entwicklung hingegen positiv [2, 7, 10]. Hauptsächlich wegen Rückgängen in Westeuropa, nicht aber in Osteuropa, haben die Bestände gesamteuropäisch seit 1993–1996 um rund 30 % abgenommen [EBCC, RLEU].

Bestandsverluste werden primär mit veränderten Landwirtschaftspraktiken wie Aufgabe von extensiver Beweidung, Verbuschung und Beseitigung von Kleinstrukturen erklärt [AtD, HBW, 4, 11]. Zusätzlich führen Nährstoffeinträge aus der Luft und der Landwirtschaft zu erhöhtem Pflanzenwachstum, was die Nahrungssuche erschwert und das Prädationsrisiko erhöht [AtD, 3, 5, 12]. Diese Gründe erklären womöglich auch die bei uns festgestellten Rückgänge in tieferen Lagen [AEn, AtNE, 1]. Da nasskalte Witterung einen negativen Einfluss auf die Fortpflanzung hat [8, 9], könnte die positive Entwicklung in den hohen Lagen mit den zunehmend wärmeren Temperaturen in der Brutzeit zusammenhängen [6].

Christoph Meier

[1] Apolloni et al. (2017); [2] Bani et al. (2014); [3] Bobbink et al. (2010); [4] Estrada et al. (2004); [5] Low et al. (2010); [6] MeteoSchweiz (2017)/MétéoSuisse (2017)/MeteoSvizzera (2017); [7] Nardelli et al. (2015); [8] Öberg et al. (2015); [9] Pärt et al. (2017); [10] Teufelbauer & Seaman (2017); [11] van Oosten (2015); [12] van Oosten et al. (2014)





Dichte 2013–2016

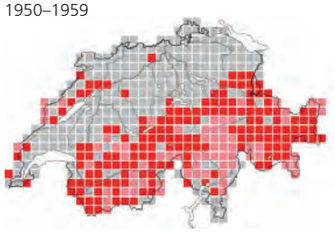


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

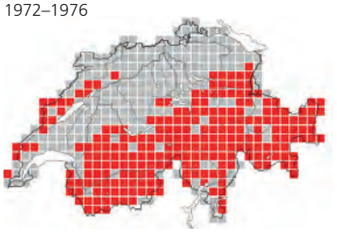


Patenschaft
W. Wanner, Oberkirch

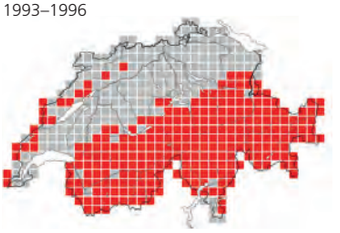
1950–1959



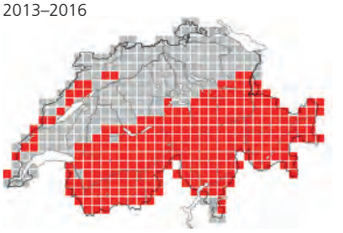
1972–1976



1993–1996



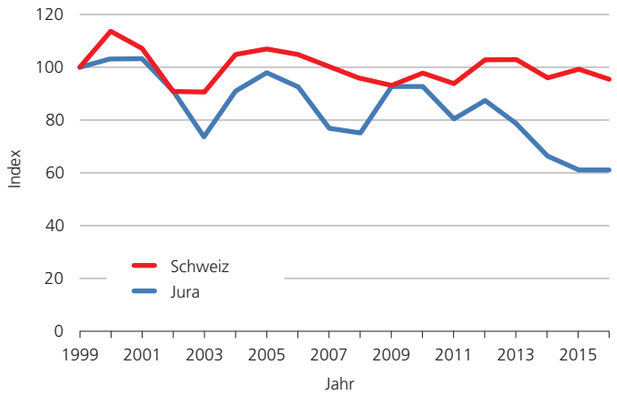
2013–2016



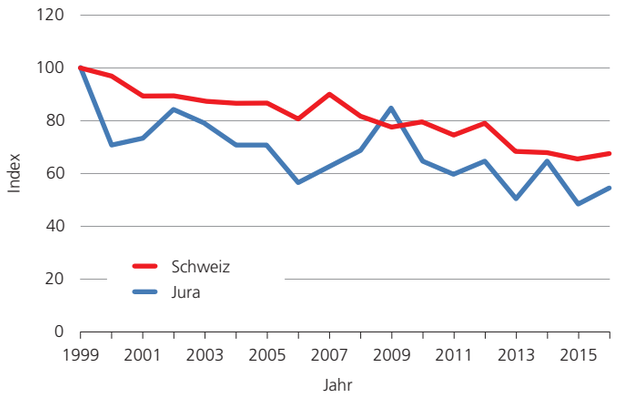
Extensive Juraweiden immer stärker unter Druck

Extensiv genutzte Juraweiden beherbergen zahlreiche Tiere und Pflanzen, auch bedrohte Arten wie die Heidelerche. Die Intensivierung der Landwirtschaft bedrängt aber diesen wertvollen Lebensraum immer mehr – mit gravierenden Folgen. Der Einsatz von Steinfräsen und die Mechanisierung der Grünlandnutzung bedrohen die Heidelerche und weitere Arten.

Extensiv genutzte Juraweiden gehören zu den artenreichsten Lebensräumen der Schweiz[10]. Die traditionelle Wald- und Weide-Nutzung sowie der kalkhaltige, flachgründige Boden haben ein komplexes Landschaftsmosaik geschaffen[3, 4, 12]. Dieser extensiv beweidete und vielfältige Lebensraum mit den typischen Kleinstrukturen wie Felsaufschlüssen, Lesesteinhaufen, Unebenheiten, Büschen, Einzelbäumen und Baumstrünken bietet ideale Bedingungen für eine grosse Artenvielfalt[3, 7]. Viele bedrohte oder im Mittelland selten gewordene Arten kommen hier noch vor, beispielsweise die Heidelerche[6, 9]. Wichtige Gebiete für diese Art sind unter anderem der Chasseral BE und der Mont Racine NE mit 18 (2017) bzw. mindestens 14 Revieren (2016–2017)[2, 5]. Auch die Feldlerche erreicht hier noch gute Bestände. So wurden auf dem Chasseral bis zu 30 Reviere/km² gezählt. Steinschmätzer und Bergpieper besiedeln insbesondere höhere Lagen der ersten und zweiten Jurakette.



Bestandsentwicklung des Baumpiepers 1999–2016 mit Daten aus dem «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB); dem Jahr 1999 wurde der Indexwert 100 zugewiesen. Der Bestand geht im Jura (blau) deutlich zurück, wohingegen der schweizerische Bestand (rot) fluktuiert.



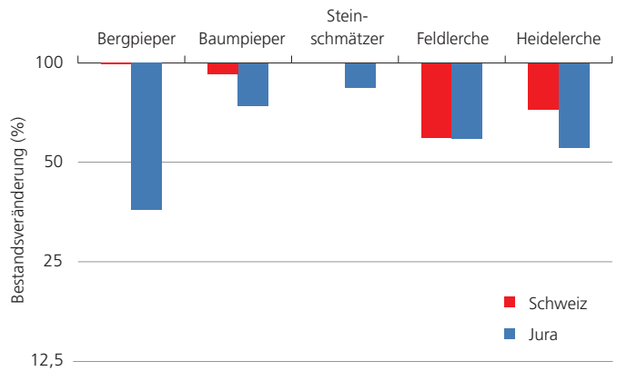
Bestandsentwicklung der Feldlerche 1999–2016 mit Daten aus dem «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB); dem Jahr 1999 wurde der Indexwert 100 zugewiesen. Der Bestand nimmt im Jura (blau) stärker ab als der schweizerische Bestand (rot).

Starker Rückgang der typischen Arten

Seit 1993–1996 ist im Jura jedoch ein starker Rückgang dieser charakteristischen Arten festzustellen. Obwohl die Heidelerche gesamtschweizerisch nach einer Abnahme bis in die Neunzigerjahre in jüngster Zeit wieder zunimmt, insbesondere durch die Besiedlung von Rebbergen, ist dies im Jura nicht der Fall. Vor allem im östlichen und zentralen Jura werden ihre Vorkommen immer lückenhafter und kleiner. Auch der Baumpieper ist hier seit 1993–1996 seltener geworden. Die Feldlerche zeigt im selben Zeitraum ebenfalls stark rückläufige Trends. Und östlich von Biel BE gibt es im Jura kaum noch singende Bergpieper und Steinschmätzer.

Im gesamtschweizerischen Vergleich fällt vor allem der starke Bestandsverlust des Bergpiepers im Jura zwischen 1993–1996 und 2013–2016 auf, wohingegen der Gesamtbestand gleich gross geblieben ist. Auch der Steinschmätzer ist seit 1993–1996 nur im Jura zurückgegangen. Bei Baumpieper und Heidelerche ist die Bestandseinbusse in dieser Region seit 1993–1996 grösser als jene in der gesamten Schweiz. Ebenso stark ist sie bei der Feldlerche.

Nachdem die tieferen Lagen des Juras bereits seit den Fünfzigerjahren eine starke Intensivierung der Landnutzung erfahren haben[10, 11, 13], erreichte diese ab den Neunzigerjahren auch die höheren Regionen. Seither werden im Zuge der Strukturverbesserung



Bestandsveränderung einiger charakteristischer Brutvogelarten im Jura (blau) und in der ganzen Schweiz (rot). Dargestellt ist der Bestand 2013–2016 in % des Ausgangsbestands 1993–1996. 100 % bedeutet, dass der Bestand gleich geblieben ist, 50 %, dass sich der Bestand von 1993–1996 bis 2013–2016 halbiert hat. Die Bestandsangaben basieren auf den modellierten Karten der entsprechenden Jahre.



Anatole Gerber

Strukturreiche Wytweide bei Cortébert BE, Lebensraum von Heidelerche, Baumpieper und einer artenreichen Flora.



Anatole Gerber

Im Vordergrund eine mit der Steinfräse bearbeitete Weide bei Cortébert BE, die mit einer Kunstwiese eingesät wurde. Im Hintergrund der arten- und strukturreiche Ursprungszustand der Weide.

und der Rationalisierung der Betriebe bisher extensiv genutzte Weiden intensiviert. Auch im französischen Jura ist diese Entwicklung festzustellen[8].

Fatale Intensivierung, besonders durch Steinfräsen

Die Methoden der Intensivierung sind zahlreich, wobei der Einsatz von Steinfräsen wohl jene mit der grössten Zerstörungskraft ist. Dabei wird der Boden bis in eine Tiefe von 25 cm durchgefräst und Fels, Steine, Baumstrünke, Gebüsche und Unebenheiten vollständig eliminiert. Oft wird danach eine artenarme Kunstwiese eingesät oder die so bearbeite Fläche durch Düngung und mehrfache Mahd intensiviert – mit verheerenden Folgen für die Biodiversität[1]. Eine strukturreiche Weide, die auf diese Weise bearbeitet wurde, hat ihren Reichtum an Arten für immer verloren.

Steinfräsen werden seit anfangs der Neunzigerjahre zunehmend im gesamten Jura angewendet. Nur der Solothurner und Waadtländer Jura blieben grösstenteils verschont. Im Kanton Jura, dem Berner und Neuenburger Jura wurde sie häufiger und sogar auf grossen Flächen eingesetzt (bis zu 13 ha). Zwar ist der Einsatz von Steinfräsen seit Anfang 2000 in den meisten Jurakantonen gesetzlich eingeschränkt, sie werden jedoch immer noch mit oder ohne Bewilligung eingesetzt[1].

Die Steinfräsen sind aber nur die Spitze des Eisberges, denn zahlreiche andere Massnahmen (verstärkte Düngung, Neueinsaat sowie häufigere und frühere Mahd) führen zu einer starken Homogenisierung der Landschaft. Weideland und Wald werden immer klarer voneinander getrennt, strukturreiche Weiden gesäubert, der einst offene Wald wird stets dichter und lichtärmer. Alle charakteristischen Arten der mageren Juraweiden sind von dieser Entwicklung betroffen. Jüngst schränken auch Windenergieanlagen auf den Jurakreten den potenziellen Lebensraum für diese Offenlandarten weiter ein.

Ausreichende Entschädigung für nachhaltige Bewirtschaftung nötig

Die heute noch vorhandenen strukturreichen Juraweiden können nur erhalten werden, wenn sie nach einheitlichen Kriterien inventarisiert und geschützt werden und deren Bewirtschaftung ausreichend entschädigt wird. Die botanische Qualität, aber auch die Strukturvielfalt sollten dabei wichtige Schutzkriterien sein. Lebensraum zerstörende Intensivierungsmassnahmen wie die Steinfräsen sollten generell verboten und wirkungsvoll geahndet werden.

Nadine Apolloni

[1] Apolloni et al. (2017); [2] Apolloni et al. (2018a); [3] Buttler et al. (2009); [4] Gallandat & Gillet (1999); [5] Gerber (2018); [6] Gerber et al. (2006); [7] Gillet et al. (2010); [8] Gillet et al. (2016); [9] Gobbo (1990); [10] Lachat et al. (2010–2011); [11] Niemelä & Baur (1998); [12] Schläpfer et al. (1998); [13] Stöcklin et al. (1999)

Species Seiten 358, 360, 482, 504, 510

Wintergoldhähnchen

Regulus regulus
Roitelet huppé
Regolo
retgottel d'enviern
Goldcrest



Christine Jung

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 200 000–400 000 Paare (2013–2016)

Focus –

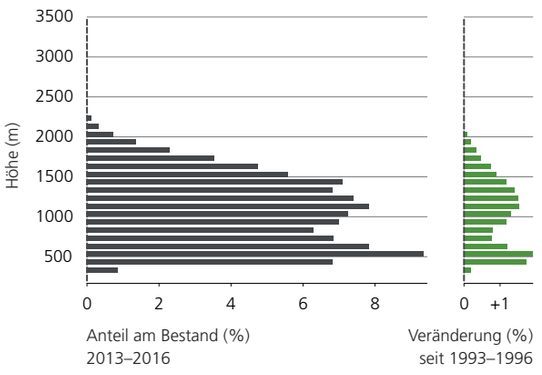
Die Schweiz liegt nahe am südlichen Rand des europäischen Verbreitungsgebiets des Wintergoldhähnchens. Als eng an Nadelbäume gebundene Vogelart ist es abhängig von den bevorzugt besiedelten Fichten- und Tannenwäldern. Dagegen werden inneralpine Lärchen- und Arvenwälder gemieden[AEn]. In der Schweiz fehlt das Wintergoldhähnchen nur in den alpinen Bereichen. In Dichten von durchschnittlich über 8 Revieren/km² besiedelt es Lagen zwischen 900 und 1700 m. In den Dichtezentren der Voralpen, regional auch im Mittelland, im Jura und in den Alpen, können regelmässig über 25 Reviere pro Kilometerquadrat gezählt werden. Der höchste Brutnachweis stammt vom Celerina GR auf 2070 m[AEn] und in jüngster Zeit von 2040 m bei Langwies GR (P. Knaus), der höchste Sänger wurde bei Tschierv GR auf 2260 m beobachtet (M. Müller).

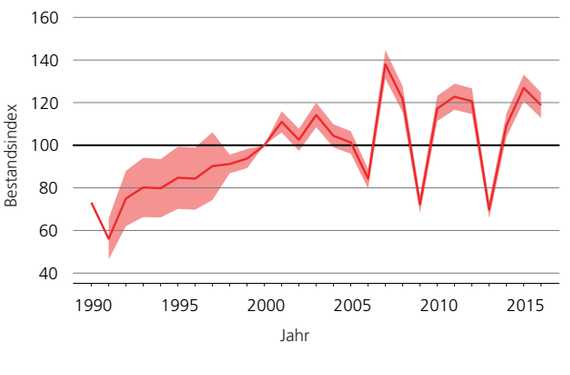
Nach der leicht positiven Entwicklung von 1990 bis 2003 zeigt der Bestand seither eine hohe Dynamik mit kurzfristigen Rückgängen und rascher Erholung. In Deutschland wurde kein Zusammenhang mit der Winterhärte, wohl aber eine negative Korrelation mit der Fichtenfruktifikation gefunden, wodurch möglicherweise Prädatoren (Kleinsäuger) gefördert werden[3]. Hierzulande sind jedoch die starken Rückgange nach den strengen Wintern 2005/2006 und 2008/2009 sowie dem «Märzwinter» 2013 auffällig. Entsprechend der Höhenverteilung des Vorkommens sind die Bestände seit 1993–1996 in allen Höhenstufen vergleichbar angestiegen. Auffällig ist die recht heterogene Bestandsentwicklung in den aktuellen Dichtezentren seit 1993–1996. Starke Zunahmen wurden vor allem zwischen Vierwaldstätter- und Zürichsee, im Waadtländer Jura und in einigen Regionen Graubündens registriert. Gebietsweise sank die Dichte seit 1993–1996, zum Beispiel im Puschlav GR. Weitere regionale Rückgänge sind auch für den Kanton Zürich (–13 % von 1988 bis 2008)[AtZH] und das Bodenseegebiet (–32 % von 1980 bis 2010)[AtBo] dokumentiert.

Die Gründe für die räumlichen Unterschiede in der Bestandsentwicklung sind nicht bekannt. Der leicht positive Trend in der Schweiz widerspricht dem abnehmenden Fichtenanteil in den Wäldern im Mittelland, im Jura und in den Voralpen[1, 4] sowie den negativen Trends in den Nachbarländern[AtD, AtF, AtFL, AtV, 2, 5]. Auch in Europa fand von 1980 bis 2014 ein Rückgang von rund 30 % statt[EBCC].

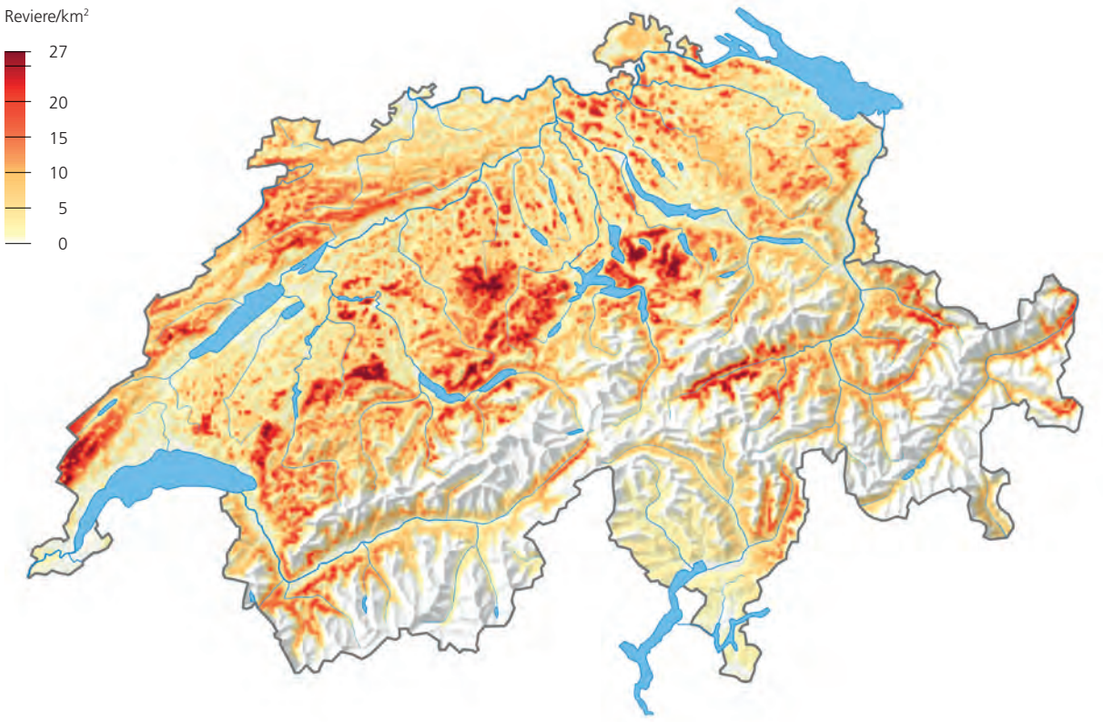
Jan von Rönn

[1] Brändli (2010a–b); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Flade & Schwarz (2004b); [4] Rigling & Schaffer (2015a–d); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

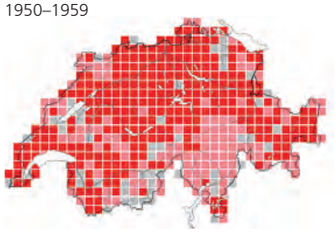


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

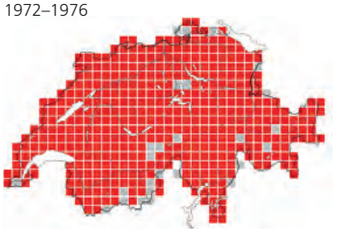


Patenschaft
Familie Lab, Delémont

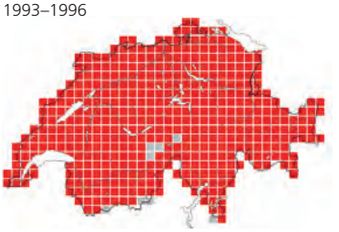
1950–1959



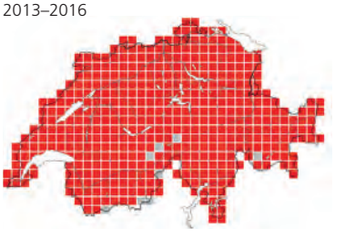
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Sommergoldhähnchen

Regulus ignicapilla
Roitelet à triple bandeau
Fiorrancino
retgottel da stad
Common Firecrest



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 250 000–400 000 Paare (2013–2016)

Focus –

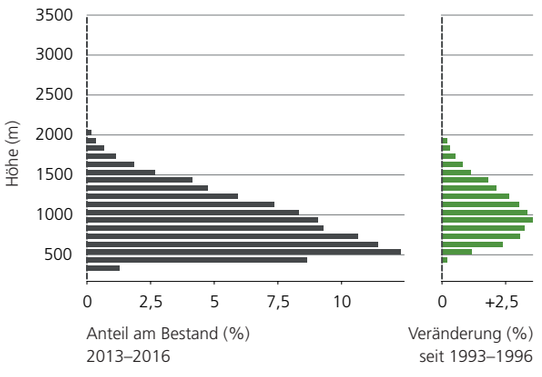
Das Verbreitungsgebiet des Sommergoldhähnchens ist auf West-, Mittel- und Südeuropa beschränkt. Es brütet vor allem in Nadel- und Mischwäldern. Im Vergleich zum Wintergoldhähnchen ist es allerdings auch in anderen Lebensräumen mit geringem Nadelbaumanteil zu finden, vor allem im Siedlungsbereich (z.B. Parks, Friedhöfe und Wohnquartiere). In der Schweiz ist die Art bis zur Waldgrenze weit verbreitet. Die grösste Dichte erreicht sie in der Voralpenzone und im Jura. In Dichten von durchschnittlich über 10 Revieren/km² werden dementsprechend nur Lagen zwischen 600 und 1400 m besiedelt. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 30 Reviere gezählt werden. Die höchsten Brutvorkommen wurden bei Zermatt VS auf 2150 m festgestellt [AtCH2], der höchste Sänger bei Riddes VS auf 2160 m (C. Luisier) [1].

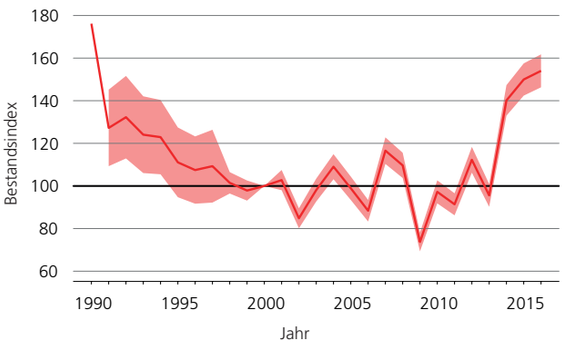
Seit 1993–1996 hat der Bestand auf allen Höhenstufen zugenommen, allerdings ist der Anstieg zwischen 800 und 1200 m überdurchschnittlich. Die Dichte ist besonders in Teilen der Voralpen, des Juras und des Mittellands sowie in einigen Alpentälern angestiegen, wohingegen sie in der Region Zürich (Abnahme von knapp 30 % zwischen 1988 und 2008) [AtZH] und anderen Ballungszentren rückläufig ist. Auch rund um den Bodensee ist die Entwicklung von 1980 bis 2010 mit einem Rückgang von über 60 % klar negativ [AtBo]. Ob der deutliche Zuwachs in höheren Lagen und die stagnierenden Bestände im Flachland bereits Anzeichen der prognostizierten Verlagerung des Brutgebiets nach Norden sind [ClimAt], ist unklar. Deutlich ist eine Ausweitung oder Verschiebung des Verbreitungsgebiets an der Arealgrenze nach Norden [AtGB, 6]. Im Kanton Zürich wurden zudem eine Abnahme in den Wäldern [9], was auch ein Hinweis auf die verringerte Dominanz der Nadelhölzer im Wald sein könnte [2, 5], und eine zunehmende Besiedlung der Siedlungen festgestellt [8].

Nach einem mehrheitlich negativen Bestandstrend von 1990 bis 2002 und fluktuierenden Beständen bis 2013 ist der Trend in der Schweiz seither deutlich ansteigend, was sich auch 2017 fortgesetzt hat. Dieser Bestandsverlauf ist ähnlich wie die langfristig negativen, aber kurzfristig positiven Trends in Frankreich, Italien und Österreich [AtF, AtV, 3, 4, 7] sowie in ganz Europa [EBCC]. In Deutschland verläuft die Entwicklung indes gerade umgekehrt [AtD].

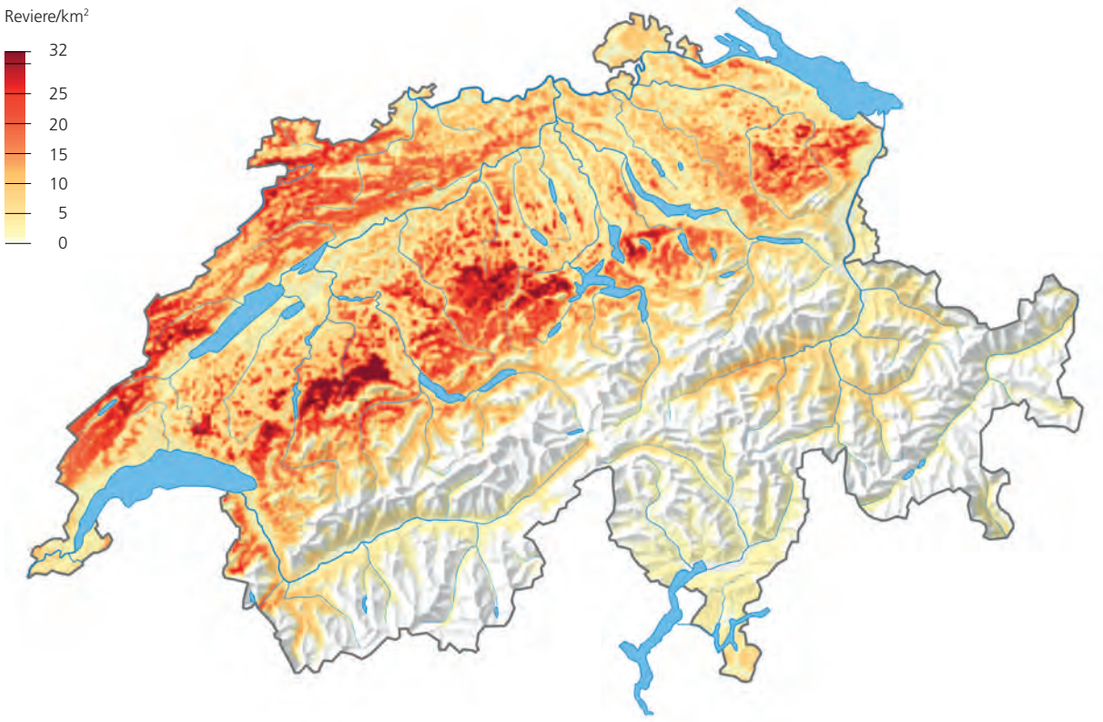
Jan von Rönn

[1] Antoniazza (2015); [2] Brändli (2010a–b); [3] Campedelli et al. (2012); [4] Jiguet (2017); [5] Rigling & Schaffer (2015a–d); [6] Svensson et al. (1999); [7] Teufelbauer & Seaman (2017); [8] Weggler & Widmer (2000b); [9] Weggler & Widmer (2001)





Dichte 2013–2016

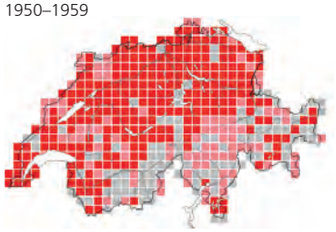


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

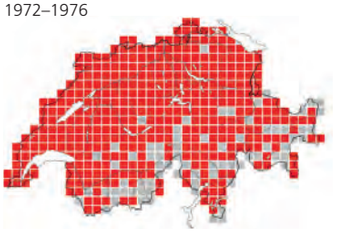


Patenschaft
Rotraut Oertli

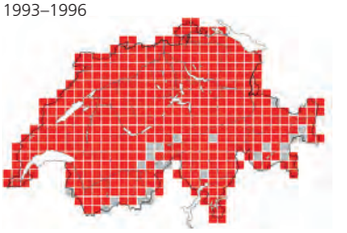
1950–1959



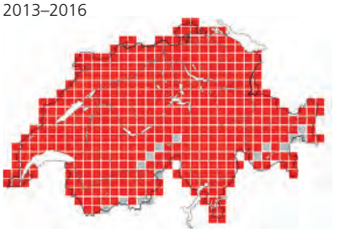
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Alpenbraunelle

Prunella collaris
Accenteur alpin
Sordone
brunella da muntogna
Alpine Accentor



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 25 000–40 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 414, 542

Die Alpenbraunelle bewohnt die meisten Gebirge Mittel- und Südeuropas. In der Schweiz findet man sie im gesamten Alpenraum inklusive den Bergkämmen der Voralpen. Ihre Hauptvorkommen liegen oberhalb der Waldgrenze zwischen 1900 und 2900 m. Im Jura erscheint sie nur ausnahmsweise; 1980 fand am Creux du Van NE eine Brut statt. Als Gebirgsart bevorzugt die Alpenbraunelle felsige Steilhänge, Geröllhalden und andere felsige Lebensräume wie Schratten und Moränen, meist in der Nähe alpiner Rasen [VdS]. Während der Brutzeit lebt sie in kleinen, polygamen Gruppen, was eine zuverlässige Dichteschätzung erschwert [3]. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 12 Reviere gezählt werden. Sie liegen meist zwischen 2300 und 2700 m und vor allem in den Zentralalpen.

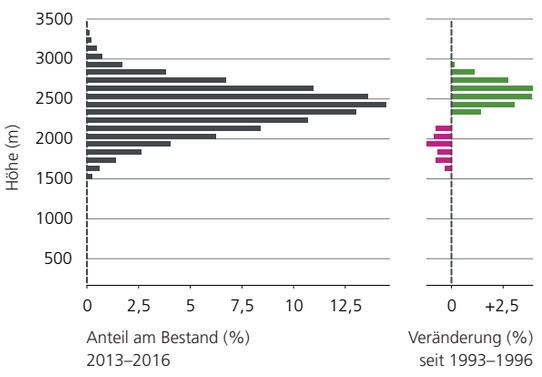
Der höchste Brutnachweis gelang bei Trient VS auf 3450 m (M. Gerber) [1]. Zudem wurde am Zinalrothorn VS auf 4100 m ein flügger Jungvogel beobachtet, der noch gefüttert wurde (M. Gerber) [5]; vermutlich hat sich diese Familie allerdings erst nach dem Ausfliegen der Jungen so weit nach oben verschoben. Ein Sänger wurde am Rimpfischhorn VS auf 4170 m nachgewiesen (M. Ernst) [4]. Eine besonders tiefgelegene Brut fand bei Salvan VS auf 1235 m statt [VdS]. In den Jahren 2013–2016 war zudem ein Sänger bei Jaun FR auf 1380 m anwesend (A. Niclass).

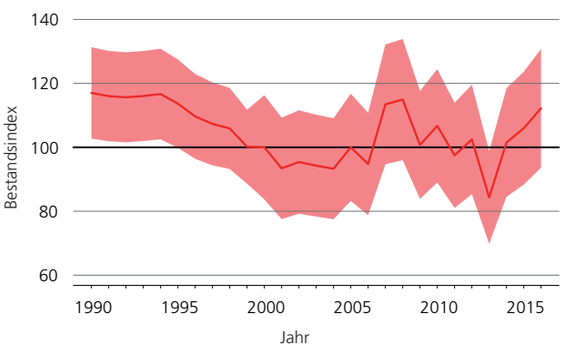
Seit 1993–1996 hat die Dichte in den Zentralalpen zugenommen, in den östlichen Voralpen hingegen ging sie zurück. Verluste erfolgten unterhalb von 2300 m, weiter oben wurden Zunahmen verzeichnet. In der Schweiz wie auch in anderen europäischen Ländern scheint der Bestand insgesamt stabil zu sein [AtD, AtF, AtV, RLEU], trotz jährlicher, vermutlich witterungs- und schneebedingter Schwankungen [HBW]. In Italien ist der Trend dagegen zumindest in gewissen Regionen negativ [2, 6].

Die Alpenbraunelle scheint nicht gefährdet zu sein. Dennoch wären Studien über den Einfluss der Klimaerwärmung wünschbar, vor allem in mittleren Höhen. So kam die Art in den Achtzigerjahren noch in einigen Gebieten im französischen Jura vor, die mittlerweile verlassen sind [AtF]. Die Schweiz beherbergt rund 16 % des europäischen Bestands der Alpenbraunelle und trägt somit eine grosse Verantwortung für die Erhaltung dieser Art [7].

Jérémy Savioz

[1] Antoniazza (2015); [2] Brichetti & Fracasso (2007); [3] Heer (2013); [4] Posse (2009); [5] Posse (2013); [6] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [7] Sattler et al. (2016a–d)





Dichte 2013–2016

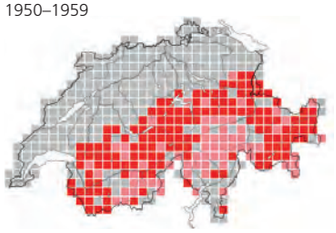


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

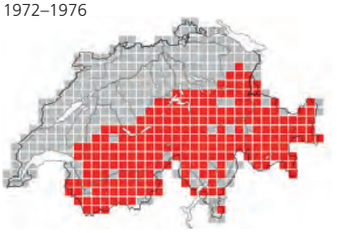


Patenschaft
Lorenz Heer

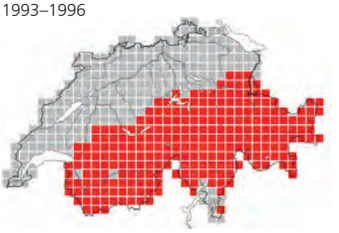
1950–1959



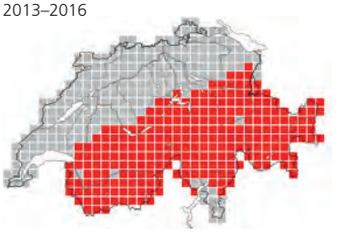
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Heckenbraunelle

Prunella modularis
Accenteur mouchet
Passera scopaiola
brunella da chaglia
Dunnock



Daniele Occhiato

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 200 000–250 000 Paare (2013–2016)

Focus –

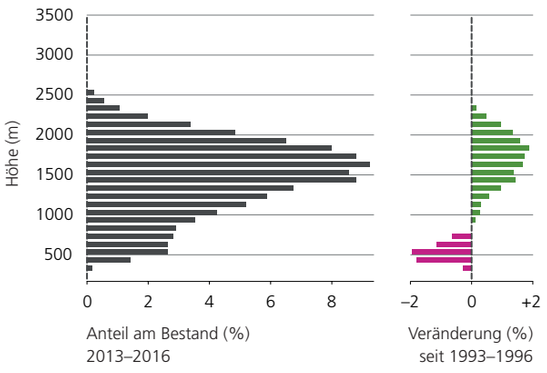
Die Heckenbraunelle besiedelt praktisch die ganze Schweiz. Die höchsten Dichten erreicht sie in den Voralpen und Alpen. Zwischen 1300 und 2100 m übersteigt ihre mittlere Dichte 10 Reviere/km². In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 30 Reviere gezählt werden. In den Glarner Voralpen erreichte die Dichte an manchen Stellen bis zu 7,0 Reviere/10 ha[5], in einer Sturmwurffläche in den Schwyzer Voralpen 8,3 Reviere/10 ha[4] und in einer Jungwaldfläche am Jurasüdfuss bei Solothurn sogar 9,6 Reviere/10 ha[3]. Die Heckenbraunelle bewohnt hauptsächlich unterholzreiche Wälder, junge Fichtenaufforstungen, bestockte Hochmoore sowie Grünerlenbestände im Bereich der Waldgrenze. In anderen europäischen Ländern besiedelt sie auch städtische Gebiete[AtD, AtF, AtGB]; in der Schweiz kommt sie aber nur ausnahmsweise in Parks und Quartieren mit grossen Baumbeständen vor. Die höchsten Sänger wurden bei Saas Almagell VS auf 2520 m[HVM] und in der Nähe des Grossen St. Bernhards VS auf 2490 m (M. Trocmé) festgestellt. Der höchste Brutnachweis stammt von Zermatt VS auf 2390 m, wo sogar Brutzeitbeobachtungen bis auf 2740 m erfolgten (J. Duplain)[1].

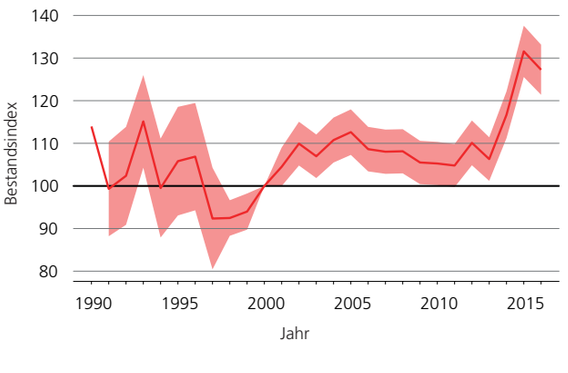
Seit 1993–1996 ist die Dichte unterhalb von 800 m zurückgegangen, vor allem im Mittelland und in der Ajoie JU. Dagegen hat sie oberhalb von 1000 m zugenommen, insbesondere in den Voralpen und den östlichen Alpen. Regional wurden deutliche Rückgänge verzeichnet, so um 25 % zwischen 1988 und 2008 im Kanton Zürich[AtZH] und sogar um 67 % zwischen 1980 und 2010 im Bodenseeraum[AtBo]. Der schweizerische Bestand schwankt seit 1990 mehr oder weniger stark; ab 2000 macht sich ein leicht positiver Trend bemerkbar. Die Heckenbraunelle profitiert von der Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen; besonders der Orkan «Lothar» Ende 1999 dürfte die Besiedlung neuer Gebiete begünstigt haben[2]. Im «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB) wurde zwischen 2013 und 2015 ein Bestandsanstieg um 25 % festgestellt, am deutlichsten war die Zunahme (über 40 %) in der Höhenstufe zwischen 1000 und 1500 m. Möglicherweise ist dies auf zwei aufeinanderfolgende milde Winter zurückzuführen.

Europaweit[EBCC] wie auch in den Nachbarländern[AtD, AtF, 6, 8] ist der Trend leicht negativ. Die Abnahme von Nadelwaldaufforstungen könnte den Bestandsrückgang der Heckenbraunelle in den Niederungen verstärken[7].

Jacques Laesser

[1] Antoniazza (2015); [2] Beaud & Beaud (2018); [3] Christen (2018); [4] Glutz von Blotzheim (2001); [5] Marti (2018); [6] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [7] Rigling & Schaffer (2015a–d); [8] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

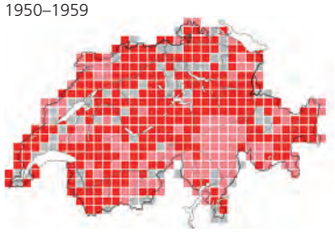


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

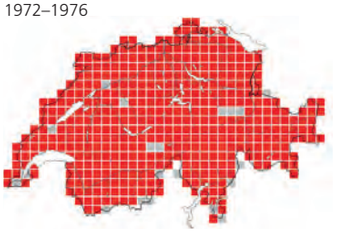


Patenschaft
Philippe Petitmermet, Worb

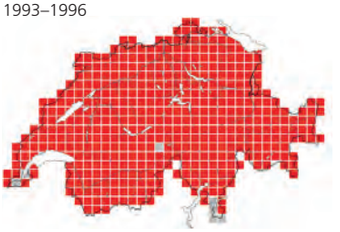
1950–1959



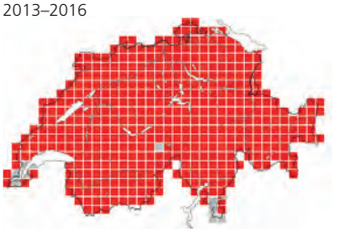
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Haussperling

Passer domesticus
Moineau domestique
Passera europea
pasler da chasa
House Sparrow



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 450 000–550 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 498, 560

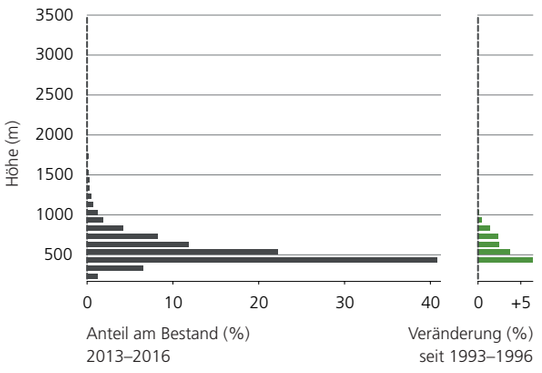
In der Schweiz kommt der Haussperling nördlich der Alpen in praktisch allen Siedlungen vor. Der Schwerpunkt liegt unterhalb von 800 m. Im Nordtessin, Oberwallis und im Engadin GR überlappt sein Areal mit jenem des Italiensperlings, wo auch regelmässig Hybriden nachgewiesen werden[8, 11]. Die höchsten aktuellen Brutstandorte befinden sich auf rund 2120 m in Juf/Avers GR. Der Nachweis des höchsten Brutplatzes gelang 1974 auf dem Berninapass GR auf 2310 m[AEn].

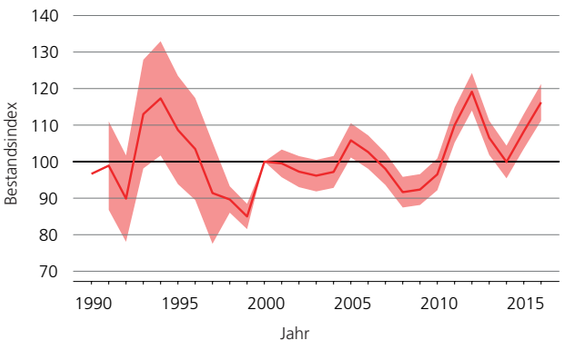
Der Bestand dieser in Kolonien brütenden Art ist schwierig zu überwachen. Er dürfte in der Schweiz seit 1990 bei einigen Fluktuationen stabil sein. Dies steht im Gegensatz zu regional beobachteten Rückgängen: So nahm der Bestand im Siedlungsgebiet des Kantons Zürich zwischen 1988 und 1999 um 34 % ab[14]. Für das ganze Kantonsgebiet betrug der Rückgang zwischen 1988 und 2008 23 %[AtZH]. Am Bodensee ist die Population zwischen 1980 und 2010 kontinuierlich um 46 % gesunken[AtBo]. Solche starken Verluste werden seit den Achtzigerjahren aus vielen europäischen Ländern, insbesondere aus städtischen Gebieten gemeldet[5, 10], so auch aus Frankreich (17 % Abnahme in den letzten 10 Jahren)[6] und aus Deutschland, wo die Trends jedoch regional unterschiedlich sind[AtD, 1, 7, 12]. In Österreich nahm der Bestand seit 1998 um 25 % zu[13]. Vermutlich konnte der Haussperling in der Schweiz von der Ausbreitung des Siedlungsgebiets profitieren, die in den letzten 20 Jahren rund 20 % betrug[2], obwohl die Brutdichte innerhalb der Siedlungsfläche rückläufig ist.

Als Hauptursache für den Rückgang des Haussperlings innerhalb des Siedlungsgebiets wird der Mangel an Insektennahrung für die Jungenaufzucht angesehen[HBW]. Dieser Mangel ist vermutlich auf den Verlust von Grünflächen durch verdichtetes Bauen, standortfremde Begrünung und übertriebene Reinlichkeit in der Pflege von Parks und Gärten zurückzuführen[3, 4, 9, 10]. Weitere mögliche Ursachen für die Dichteabnahme sind Verlust von Nistplätzen durch Gebäudesanierungen, Fehlen von Nistmöglichkeiten an Neubauten, Aufgabe von Tierhaltung und Mangel an Winternahrung durch das Verschwinden von Stoppelfeldern.

Fränzi Korner-Nievergelt & Luc Schifferli

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [3] Chamberlain et al. (2007); [4] Chamberlain et al. (2009); [5] De Laet & Summers-Smith (2007); [6] Dubois et al. (2017); [7] Engler & Bauer (2003); [8] Nidola (2008); [9] Peach et al. (2015); [10] Shaw et al. (2008); [11] Signorell Häusler et al. (2012); [12] Steffens et al. (2013); [13] Teufelbauer & Seaman (2017); [14] Weggler & Widmer (2000b)

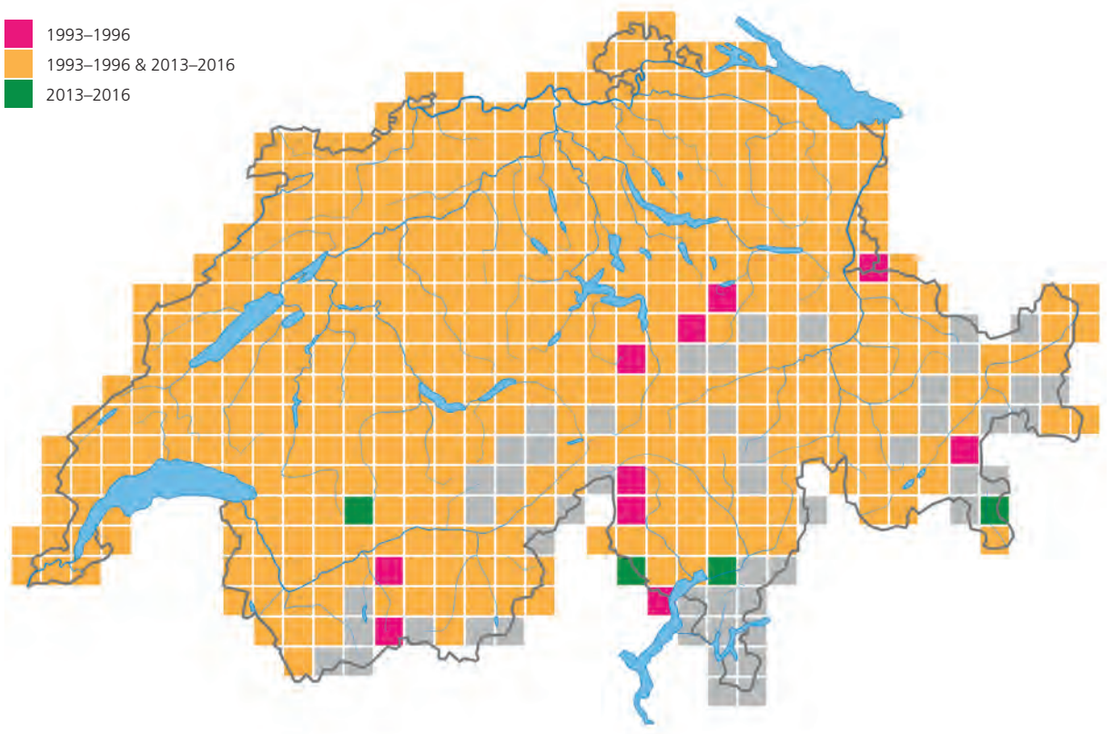




Dichte 2013–2016

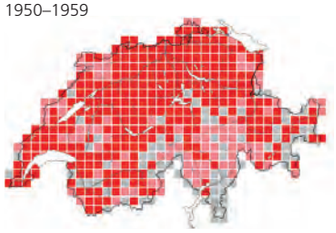


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

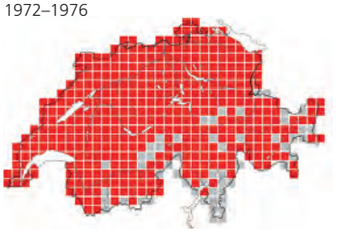


Patenschaft
Marianne & Eugen Schneider
Raffael Winkler, Basel

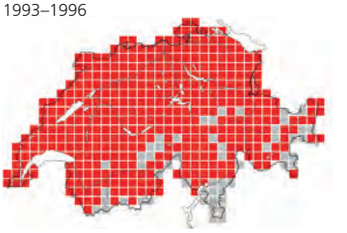
1950–1959



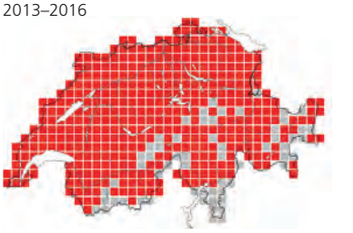
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Italiensperling

Passer italiae
Moineau cisalpin
Passera d'Italia
pasler talian
Italian Sparrow



Daniele Occhiato

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 20 000–25 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 170, 284, 498

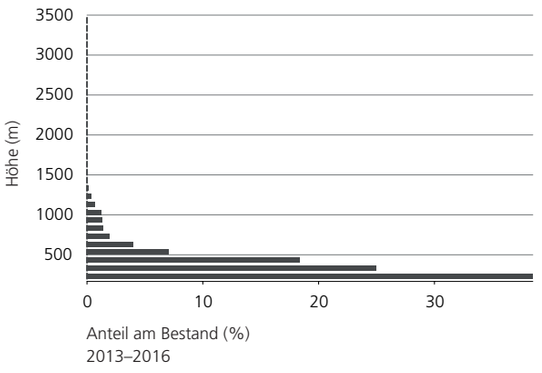
Das Areal des Italiensperlings beschränkt sich auf Italien und einige Mittelmeerinseln wie Korsika und Kreta. Er erreicht in der Schweiz seine nördliche Verbreitungsgrenze und löst auf der Alpensüdseite den Haussperling ab [7, 8]. Sein Hauptvorkommen hat er unterhalb von 500 m; mit zunehmender Höhe nimmt er schneller ab als der Haussperling. Einzelvorkommen in Siedlungen gibt es im Engadin GR und im Wallis jedoch auch weit über 1000 m. Der höchste Brutplatz des Italiensperlings war früher am Berninapass GR auf 2310 m besetzt [AEn]. In Juf/Avers GR auf 2120 m, von wo ebenfalls ältere Brutnachweise vorliegen [AtCH1], wurde 2014 ein Männchen gesichtet (S. Werner). In geeigneten Kilometerquadraten nördlich des Monte Ceneri TI können regelmässig über 70 Reviere gezählt werden. Scheinbar geringe Dichten speziell im Mendrisiotto TI könnten auch an der Lage der dort kartierten Kilometerquadrate liegen, da diese oft keine Siedlungsgebiete umfassten. In Lugano TI wurde der Italiensperling an allen 32 untersuchten Standorten (Kreise mit Durchmesser von 100 m) nachgewiesen und machte dort fast 30 % aller Vogelindividuen im Siedlungsgebiet aus [6].

Seit 1993–1996 hat sich das Verbreitungsgebiet in der Schweiz kaum verändert. Die neu besetzten Atlasquadrate dürften auf den erhöhten Beobachtungsaufwand und weniger auf eine effektive Arealausweitung zurückzuführen sein, denn einige dieser Gebiete waren bereits 1972–1976 besetzt gewesen. Über die Bestandsentwicklung in der Schweiz ist aus methodischen Gründen kaum etwas bekannt. Die wenigen vorhandenen Hinweise [7] deuten jedoch darauf hin, dass die Art im Tessin wie im benachbarten Italien in den letzten zwei Jahrzehnten abgenommen hat. In Italien sind örtliche Rückgänge von bis zu 50 % nachgewiesen [1, 3, 4, 5]. Lokal kann der Italiensperling nach wie vor häufig sein. Wegen dieser substanziellen Abnahmen wurde er 2017 als verletzlich in die globale Rote Liste aufgenommen [2].

Als Hauptgrund für den Rückgang wird der Nahrungsmangel durch übermässigen Pestizideinsatz und die intensive Landwirtschaft vermutet. Zusätzlich dürfte auch der Verlust an Nistplätzen wegen Renovationen und modernen Neubauten einen Einfluss haben [HBW, 4].

Thomas Sattler

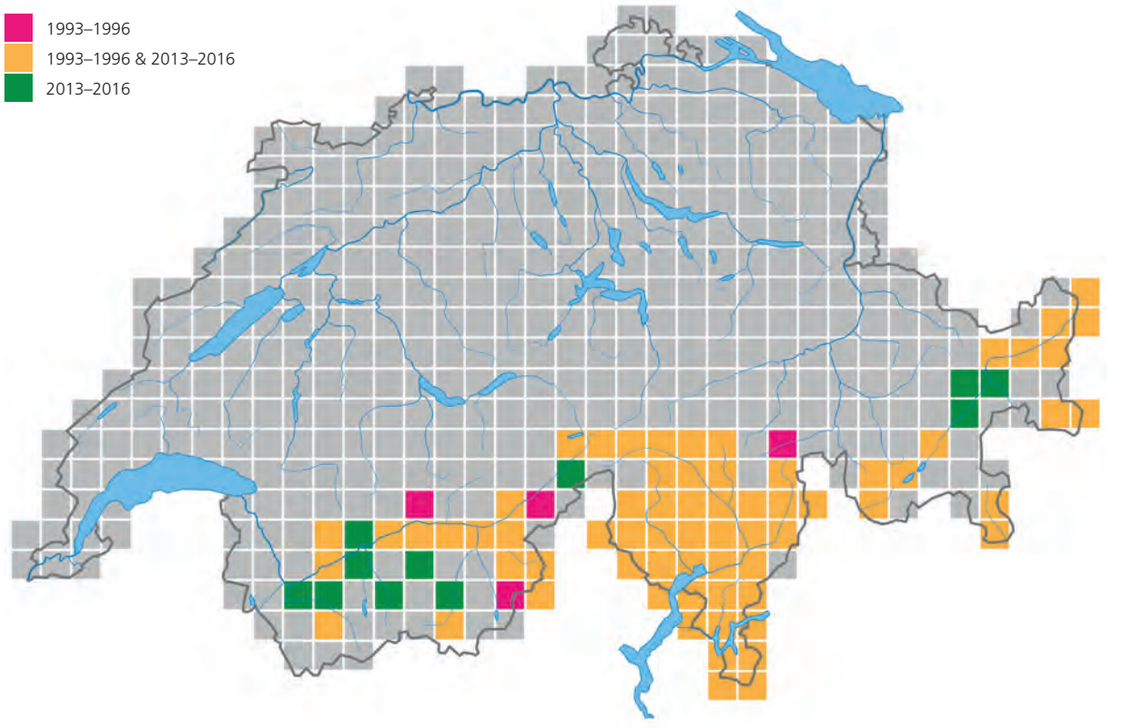
[1] Bani et al. (2014); [2] BirdLife International (2017d); [3] Brichetti et al. (2008); [4] Brichetti & Fracasso (2013); [5] Campedelli et al. (2012); [6] Fontana et al. (2011); [7] Nidola (2008); [8] Signorell Häusler et al. (2012)



Dichte 2013–2016

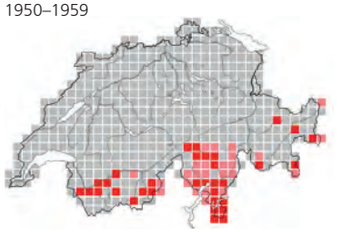


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

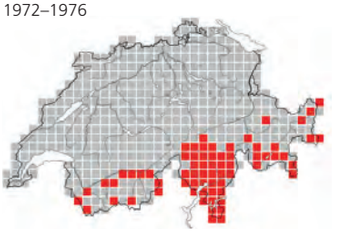


Patenschaft
Denise Aubert-Baudraz †, grande amie des oiseaux

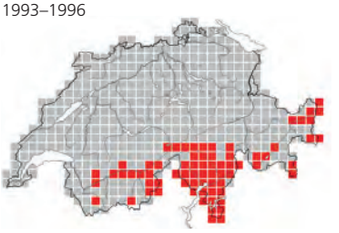
1950–1959



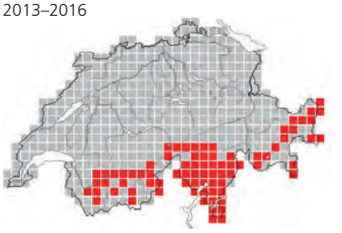
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Genau hingeschaut: Krähen, Sperlinge und Hybriden

Die Alpen stellen für mehrere Arten eine natürliche Grenze ihrer Verbreitungsgebiete dar. In der Schweiz kommt es entlang dieser Grenze im Überlappungsgebiet von Raben- und Nebelkrähe sowie von Haus- und Italiensperling zu einer breiten Mischzone. Diese scheint sich mindestens seit 1993–1996 nicht wesentlich verändert zu haben.

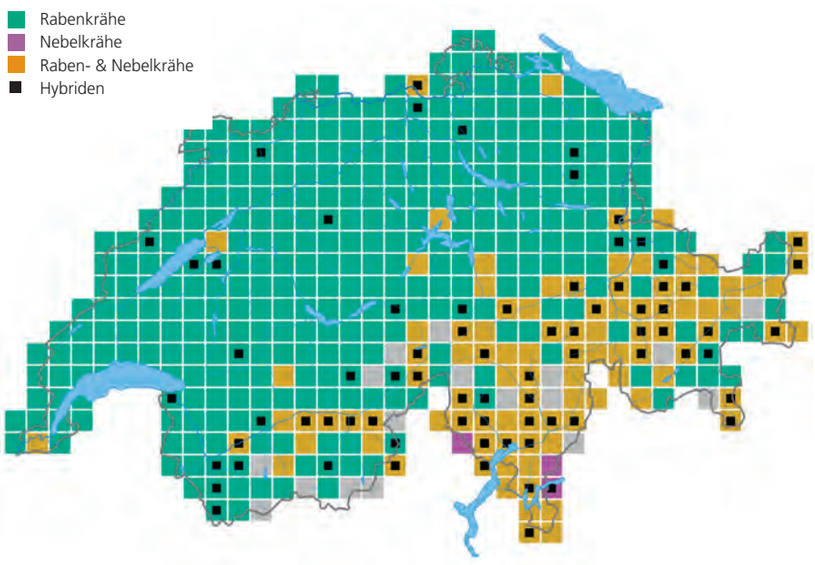
Als Hybrid bezeichnet man ein Individuum, das aus einer Kreuzung zweier Elternteile verschiedener Arten oder Unterarten resultiert. Hybridisieren zwei Arten regelmässig – normalerweise im Überlappungsgebiet ihrer Verbreitungsgebiete –, kommt es zu Hybridzonen, die räumlich dynamisch oder stabil sein können. Die Schweiz beherbergt im südlichen Alpenraum in den Kantonen Wallis, Tessin und Graubünden zwei Artsysteme von Singvögeln, innerhalb derer es regelmässig zu Hybridisierung kommt: Raben- und Nebelkrähe sowie Haus- und Italiensperling.

Grauanteil verrät Hybriden von Raben- und Nebelkrähe

Während die Rabenkrähe einfarbig schwarz gefärbt ist, sind bei der Nebelkrähe Rücken, Bauch und Unterschwanzdecken grau gefärbt. Hybriden von Raben- und Nebelkrähe zeigen intermediäre Merkmale der beiden Elternarten, namentlich meist graue und schwarze Partien an Bauch und Rücken.

Die Rabenkrähe ist in der Schweiz vorwiegend nördlich der Alpen verbreitet. Südlich der Alpen brütet sie in geringerer Dichte und wird nach und nach durch die Nebelkrähe ersetzt. So kommt in Italien die Rabenkrähe nur im alpinen und voralpinen Norden und südlich davon praktisch nur noch die Nebelkrähe vor[1]. Die Südschweiz befindet sich mitten in der Hybridzone von Raben- und Nebelkrähe. Vereinzelt konnten Nebelkrähen und Hybriden nördlich der Alpen im Brutgebiet der Rabenkrähe festgestellt werden. In der Schweiz sind nur im südlichen Tessin vereinzelt Gebiete vorhanden, in denen ausschliesslich Nebelkrähen festgestellt wurden. Angesichts der Tatsache, dass sich die Hybridzone in Italien mindestens bis nach Mailand erstreckt[1] und dass Krähenhybriden nicht immer einfach zu bestimmen sind[4], dürfte es aber auch in diesen Gebieten im südlichen Tessin noch zu Hybridisierung kommen. Eine Auswertung von 79 Meldungen auf www.ornitho.ch mit Foto hat gezeigt, dass es sich bei 24 % der von 2013 bis 2016 als Nebelkrähen bestimmten Individuen um Hybriden gehandelt hat. Dass Hybriden irrtümlicherweise als Nebelkrähen bestimmt werden, erschwert es auch in anderen Ländern (z.B. Grossbritannien), den exakten Verlauf der Hybridzone zu definieren[AtGB].

Während der letzten Eiszeit haben sich in den verschiedenen südlichen Rückzugsgebieten Populationen der ursprünglich gleichen Art in teils unterschiedliche Richtungen entwickelt. Mit dem Ende der Eiszeit und dem Rückzug der Gletscher vor rund 10 000 Jahren begann die Rabenkrähe Mitteleuropa von Südwesten her und die Nebelkrähe von Südosten her wieder zu besiedeln[3]. Deswegen treffen die beiden Unterarten in der Schweiz heute entlang einer natürlichen Grenze aufeinander – den Alpen. Die Rabenkrähe kommt in Westeuropa von Spanien bis England und die Nebelkrähe in Ost- und Nordeuropa von Italien bis Schottland vor. Die Hybridzone der beiden Krähen zieht sich von Italien über Österreich und Deutschland bis nach Grossbritannien. Dass die Hybridzone der Krähen mobil sein kann, zeigt sich beispielsweise an der Grenze von Dänemark und Deutschland, wo die Rabenkrähe zulasten der Nebelkrähe um rund 20 km nach Norden vorgestossen ist[5]. Dasselbe Muster wurde in Schottland gefunden, wo die Rabenkrähe zwischen 1928 und 1974 ihr Verbreitungsgebiet auf Kosten der Nebelkrähe weiter nach Nordwesten ausgedehnt hat[3]. Seit 1974 hat sich die Hybridzone in Grossbritannien räumlich aber kaum noch verschoben[AtGB].



Verbreitung von Rabenkrähe (grün) und Nebelkrähe (violett) 2013–2016. Gebiete, in denen Raben- und Nebelkrähe vorkommen, sind gelb gefärbt. Atlasquadrate mit Nachweisen von Hybriden haben zusätzlich ein kleines schwarzes Quadrat.



Heike Springer



Jérôme Sottier

Hybriden weisen intermediäre Merkmale der jeweiligen Eltern auf. Bei Mischlingen von Raben- und Nebelkrähe sind Bauch, Brust und Rücken meist grau und schwarz gefärbt (links), Hybriden von Haus- und Italiensperling zeigen eine graubraune Kopfplatte und verwaschen gräuliche Wangen auf (rechts).

Gleiches Tschilpen, aber doch unterschiedlich: Haus- und Italiensperling

Bei Sperlingshybriden sind im Gegensatz zu Krähenhybriden nur Männchen bestimmbar. Männliche Haussperlinge weisen einen grauen Scheitel und graue Wangen auf, wohingegen der Scheitel bei Italiensperlingen braun ist und die Wangen einheitlich weiss sind. Hybriden weisen oft einen graubraunen Scheitel und verwaschen grauweisse Wangen auf, jeweils in individuell unterschiedlich starker Ausprägung.

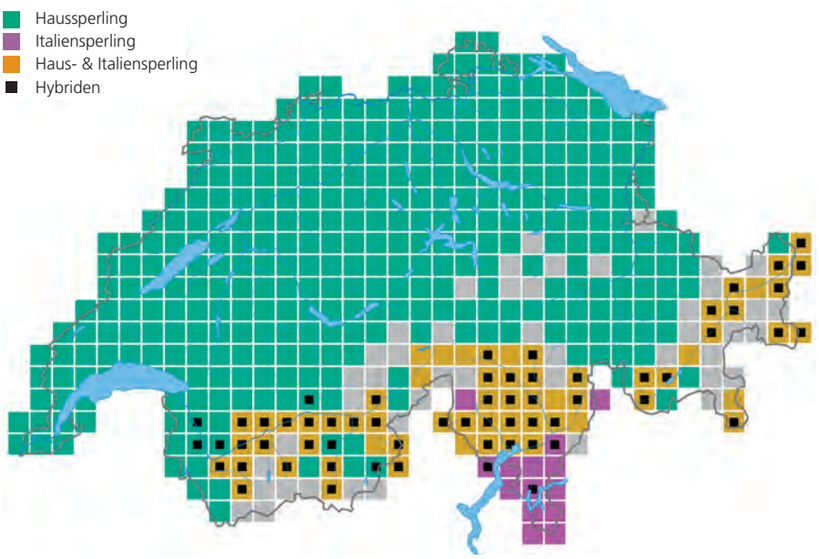
Der Italiensperling kommt ausschliesslich auf der italienischen Halbinsel vor, wo der Haussperling weitgehend fehlt und praktisch nur im Norden vorkommt[2]. Im relativ schmalen Überlappungsgebiet von Haus- und Italiensperling in den südlichen Alpen kommt es dabei zur Hybridisierung der beiden Arten. Während der Haussperling in der Nordschweiz und in den Alpen vorkommt, gibt es im südlichen Tessin Gebiete, in denen nur der Italiensperling nachgewiesen ist. Im Tessin nimmt der Anteil des Italiensperlings von Süden nach Norden und mit zunehmender Höhe zugunsten des Haussperlings ab[7]. Frühere Studien konnten zeigen, dass der Italiensperling im südlichen Tessin reine Populationen aufweist[6, 7]. Im Vergleich von 1970–1978[7] und 2007[6] zu heute hat sich die Hybridzone der Sperlinge im Tessin kaum räumlich verschoben.

Auch in Zukunft ist es spannend zu verfolgen, ob und wie sich die Hybridzonen von Krähen und Sperlingen in der Schweiz verändern. Mit den Aufnahmen zu diesem Atlas wurde dafür eine gute Grundlage geschaffen. Um allfällige Veränderungen illustrieren zu können, ist es daher wichtig, dass auch zukünftig regional häufige Brutvögel wie Krähen und Sperlinge beachtet und Hybriden ebenfalls möglichst genau erfasst werden.

Simon Hohl

[1] Brichetti & Fracasso (2012); [2] Brichetti & Fracasso (2013); [3] Cook (1975); [4] Duquet (2012); [5] Haas & Brodin (2005); [6] Nidola (2008); [7] Schifferli & Schifferli (1980)

Species Seiten 336, 338, 494, 496



Verbreitung von Haussperling (grün) und Italiensperling (violett) 2013–2016. Gebiete, in denen Haus- und Italiensperling vorkommen, sind gelb gefärbt. Atlasquadrate mit Nachweisen von Hybriden haben zusätzlich ein kleines schwarzes Quadrat.

Feldsperling

Passer montanus
Moineau friquet
Passera mattugia
pasler da prada
Eurasian Tree Sparrow



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 80 000–95 000 Paare (2013–2016)

Focus –

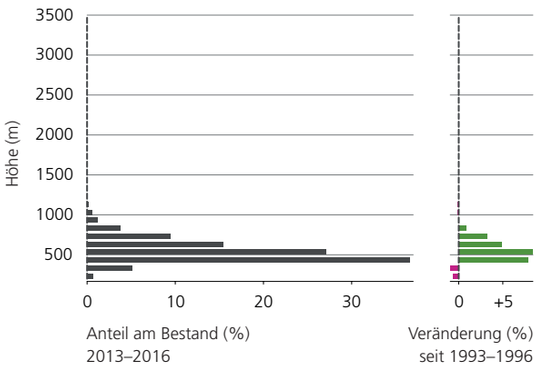
In der Schweiz besiedelt der Feldsperling das Mittelland, den Jura, die tieferen Lagen der Südschweiz und die grösseren Alpentäler. Die höchsten Siedlungsdichten erreicht er in den Niederungen des zentralen und nördlichen Mittellands sowie in den Obstbaugebieten des Zentralwallis. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 20 Reviere gezählt werden. Der Feldsperling bevorzugt mit Hecken, Feldgehölzen und Bäumen angereicherte Kulturlandschaften. Wo geeignete Nisthöhlen vorhanden sind, brütet er auch in Obstgärten, an Hofgebäuden und in Parkanlagen. Zudem ist er an Waldrändern zu finden. Wenig begrünte Siedlungen werden gemieden. Ab 800 m nimmt die Dichte rasch ab, und oberhalb 1000 m sind nur lokale Vorkommen bekannt. Die höchsten Brutnachweise gelangen bei Geschinen VS auf 1370 m (U. Marti)[6] und früher bei Sent GR auf 1440 m [AtCH1]. Ein aussergewöhnlich hoher Brutplatz befindet sich seit 2002 im Münstertal GR bei Craistas auf 1900 m (M. Müller) [AGR, ID].

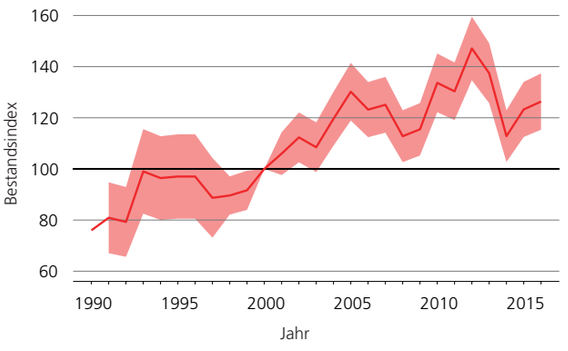
Insgesamt resultiert seit 1993–1996 eine Bestandszunahme des Feldsperlings von rund 20 %. Verglichen mit 1993–1996 stieg die Population in mehreren Gebieten im zentralen und östlichen Mittelland sowie insbesondere oberhalb von 400 m deutlich an. Dagegen nahm sie in den Tieflagen des Tessins, im Genferseebecken und in der Nordwestschweiz ab. Regionale Untersuchungen belegen ebenfalls einen leichten Bestandsanstieg [AtZH, 5] oder zumindest stabile Verhältnisse [AtBo]. Die niederschlagsreichen Brutzeiten 2007–2008 sowie 2012–2013 und/oder vorangegangene kalte Winter könnten die Ursache von vorübergehend stärkeren Bestandseinbussen gewesen sein.

Der Trend ist in Österreich seit 1998 ebenfalls leicht positiv[9]. In Deutschland, Italien und Frankreich gehen die Bestände hingegen deutlich zurück [AtD, 2, 4]. Auch gesamteuropäisch resultiert seit 1980 eine klar negative Bilanz [EBCC]. Überbauungen, intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmethoden und Pestizidbelastung setzen den Beständen des Feldsperlings zu. Dagegen würden sie von der Förderung einer reich strukturierten Kulturlandschaft (z.B. Hochstamm-Obstgärten, Hecken, Feldgehölze), Buntbrachen, halboffener ruderaler Bereiche und Stoppelfeldern im Winter sowie der Reduktion von Düngemitteln profitieren [1, 3, 5, 7, 8].

Martin Spiess

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Gatter (2007b); [4] Jiguet (2017); [5] Martinez & Birrer (2017); [6] Posse (2014); [7] Ravussin & Roulin (2007); [8] Roth et al. (2008); [9] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

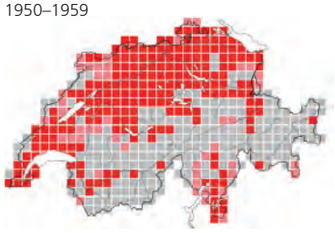


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

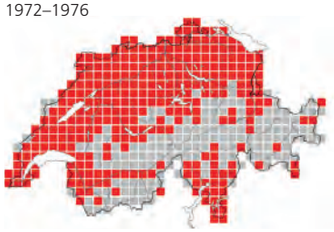


Patenschaft
Pia Steg
Anonyme Patenschaft

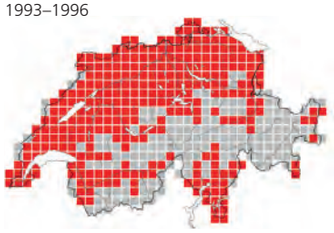
1950–1959



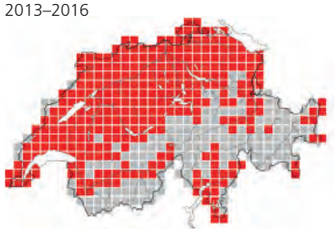
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Schneesperling

Montifringilla nivalis
Niverolle alpine
Fringuello alpino
squinz
White-winged Snowfinch



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 6000–9000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 308, 542

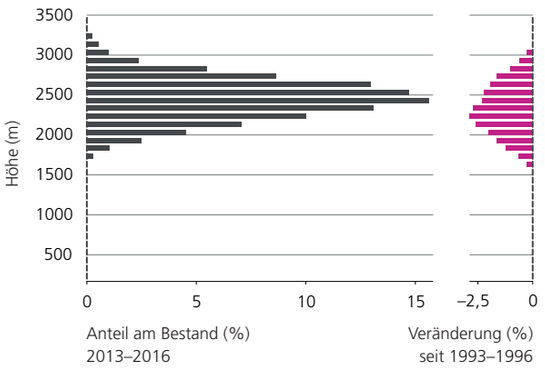
Der Schneesperling besiedelt in Europa das Kantabrische Gebirge, die Pyrenäen, die Alpen, Korsika, die Abruzzen und die Gebirge des Balkans. In der Schweiz erreicht er die höchste Dichte in den Bündner Alpen und den Zentralalpen. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 8 Paare gezählt werden. Die gut wärmeisolierten Nester baut der Schneesperling in Felsspalten, unter Dächern von Alphütten und in Skiliftmasten. Wichtig ist die Nähe von alpinen Rasen, wo er während der Schneeschmelze Insektenlarven als Nahrung für die Jungen findet. Er brütet regelmässig zwischen 1900 und 3000 m. Die Rekordbruthöhen in der Schweiz liegen auf 1440 [BCH] bzw. 3490 m [VdS]. Tief gelegene Bruten konnten auf der Alpennordseite beispielsweise auf 1700 m beim Trüebsee NW festgestellt werden (K. Müller). Unter 1600 m fehlt der Schneesperling heute.

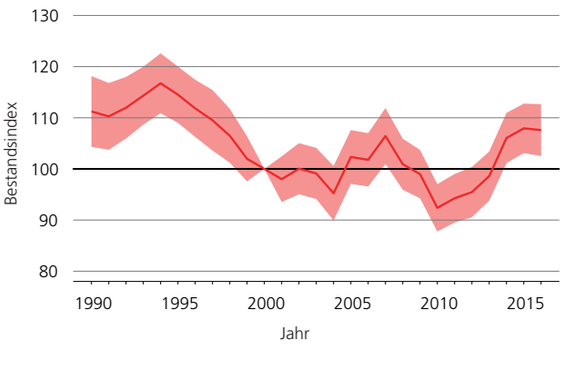
Seit 1993–1996 hat der Bestand vor allem in den Walliser Alpen und den Zentralalpen deutlich abgenommen; in den Bündner Alpen zeichnet sich keine Änderung ab. Ob dieses Muster von räumlich unterschiedlichen Auswirkungen der Klimaerwärmung oder von anderen Faktoren beeinflusst wird, bleibt offen. Der Bestandsverlust ist in Regionen unterhalb von 2400 m stärker als oberhalb. Auch in den Nachbarländern wurden Brutplätze in tieferen Lagen aufgegeben [AtF, AtV]. Die Schwarmgrössen im Winter haben in den letzten 20 Jahren abgenommen [AGR, AtF].

Als spezialisierte Art des hochalpinen Lebensraums [2] zieht sich der Schneesperling aus wärmer und trockener werdenden Gebieten zurück [AtF]. Die Gründe für diesen Rückzug sind jedoch noch ungeklärt. In Frage kommen eine Abnahme der Insektenbiomasse oder deren Erreichbarkeit sowie eine veränderte Schneesituation. Temperaturanstieg und Stickstoffeintrag lassen die Vegetation eintöniger werden [4] und schneller wachsen, womit es für den Schneesperling schwieriger wird, am Boden Nahrung zu suchen [1]. Mit den wärmer werdenden Frühlingen verfrüht und intensiviert sich die Schneeschmelze [3]. Damit stehen die an den Schneerändern frei werdenden Schnakenlarven für die Jungen nun für kürzere Zeit zur Verfügung. Für die zukünftige Entwicklung dürfte dem Erhalt von insektenreichen alpinen Rasen eine wichtige Rolle zukommen. Die Schweiz beherbergt 15 % des Weltbestands der europäischen Unterart des Schneesperlings [5].

Fränzi Korner-Nievergelt & Claire Pernollet

[1] Brambilla et al. (2017); [2] Heiniger (1991); [3] Klein et al. (2016); [4] Roth et al. (2013); [5] Sattler et al. (2016a–d)





Vorkommen 2013–2016

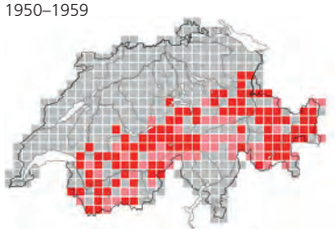


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

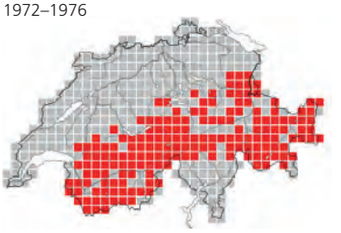


Patenschaft
Fritz Suter

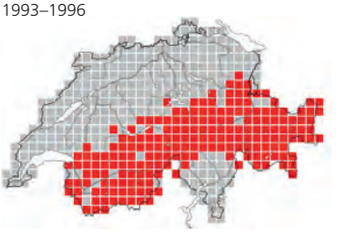
1950–1959



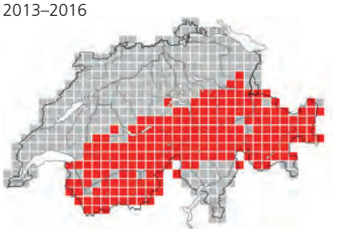
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Baumpieper

Anthus trivialis
Pipit des arbres
Prispolone
pivet da plantas
Tree Pipit



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 50 000–70 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 314, 319, 392, 414, 478, 484, 506, 542, 552

In der Schweiz besiedelt der Baumpieper den gesamten Alpenraum, den westlichen und mittleren Jura bis in den westlichen Aargau sowie den Randen SH. Er brütet bei uns vor allem in locker mit Nadelbäumen bestandenen, extensiv genutzten bis vergandenden Weiden und Wiesen der hochmontanen bis subalpinen Stufe. Andere in der Literatur [AtCH1, BCH, VdS] oft genannte Lebensräume wie Obstgärten, Rebberge, Auenwälder und Feldgehölze im Tiefland werden nur mehr ausnahmsweise besiedelt.

Ein Höhenband zwischen 900 und 2100 m beherbergt die grosse Mehrheit des Bestands. In Dichten von durchschnittlich über 5 Revieren/km² bewohnt der Baumpieper allerdings nur Lagen von 1300 bis 1800 m. Die höchsten Brutnachweise gelangen auf 2220–2300 m [ID, VdS]. Sänger wurden vereinzelt bis weit oberhalb der Waldgrenze angetroffen, so bei Zermatt VS auf 2540 m (G. Saucy).

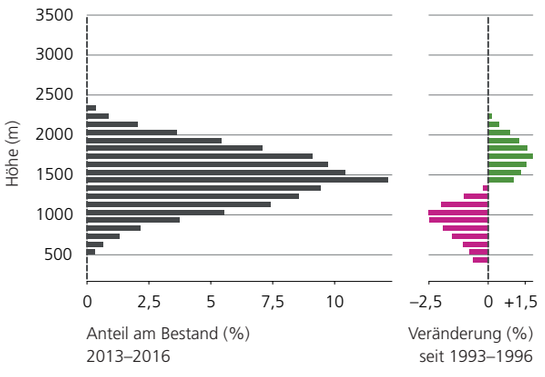
Die höchsten Siedlungsdichten werden heute in den westlichen Voralpen, im Oberwallis, in den Zentralalpen und im Unterengadin GR erreicht. In den meisten dieser Gebiete wurde eine höhere Dichte festgestellt als 1993–1996. Insgesamt ist in der Schweiz aber seit 1993–1996 eine Bestandsabnahme um rund 50 % festzustellen. Besonders deutlich, teils dramatisch, ist dieser Rückgang im Hügelland und in der montanen Stufe [2, 4, 5, 8, 9, 11]. Oberhalb von 1400 m hat der Baumpieper hingegen leicht zugelegt.

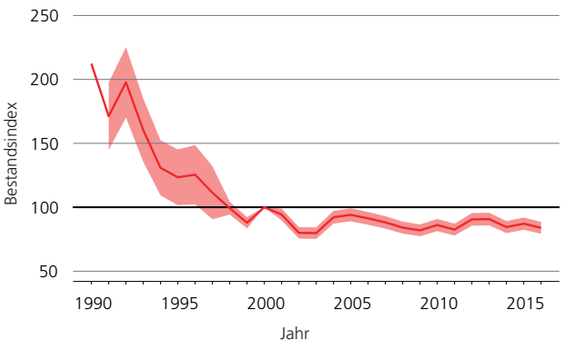
Die noch 1993–1996 besiedelten Mittellandquadrate hat der Baumpieper bis auf wenige Ausnahmen inzwischen geräumt. Schon damals waren grosse Teile des ursprünglichen Areals im Mittelland verwaist. So ging der Bestand im Kanton Zürich von 1988 bis 2008 um über 90 % zurück [AtZH, 15]. Am Bodensee betrug der Verlust zwischen 1980 und 2010 gar über 95 % [AtBo]. Auch im Baselbieter Jura ist der Baumpieper seit 1985 fast vollständig verschwunden [AtBL, 10]. Gesamteuropäisch betrachtet gehen die Bestände deutlich zurück [EBCC]. In den Nachbarländern sind die Trends ebenfalls negativ [AtD, AtFL, AtV, 1, 7, 12, 14].

Der Hauptgrund für die massive Bestandsabnahme ist die Intensivierung der Mähwiesennutzung (z.B. immer frühere Schnitttermine, Bewässerungen, Verlust von Randstrukturen), die immer höhere Lagen der Alpen erfasst [3, 6, 13]. Offen ist, in welchem Mass die Klimaerwärmung für die leichte Zunahme oberhalb von 1400 m verantwortlich ist.

Roman Graf

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Berger-Flückiger et al. (2008b); [3] Birrer & Graf (2016); [4] Glutz von Blotzheim (2000); [5] Glutz von Blotzheim (2007a); [6] Graf et al. (2014c); [7] Jiguet (2017); [8] Korner et al. (2017); [9] Marti (2014); [10] Martinez & Birrer (2017); [11] Morard (2014); [12] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [13] Sierro et al. (2009); [14] Teufelbauer & Seaman (2017); [15] Weggler & Schwarzenbach (2011)





Dichte 2013–2016

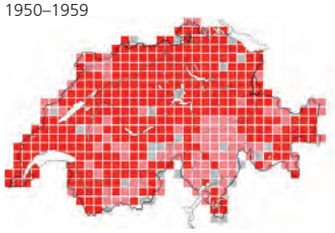


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

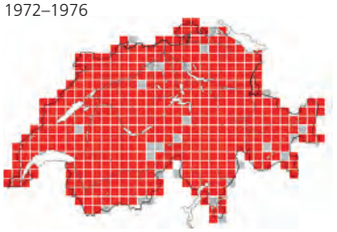


Patenschaft
Christian Bachmann, Mittelhäusern

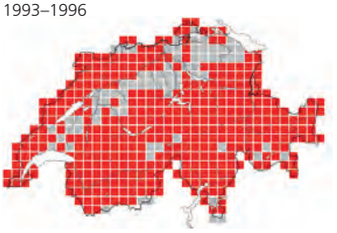
1950–1959



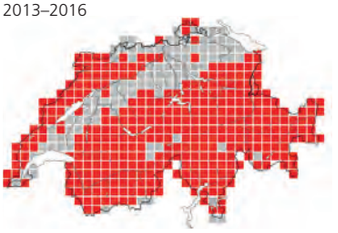
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Die Alpen – Reduit für Kulturlandvögel?

Während die Kulturlandvögel im Mittelland bereits vor Jahrzehnten in Bedrängnis gerieten, blieben in den Berggebieten von etlichen Arten lange Zeit noch hohe Bestände erhalten. Doch auch hier werden die Bewirtschaftungsmethoden zunehmend intensiver. Die Bestände von Braunkehlchen, Feldlerche und Co. befinden sich deshalb im Sturzflug.

Die Berglandwirtschaft hat sich in den letzten Jahrzehnten stark verändert. Viele Landwirte können nur dank Bundesbeiträgen überleben. Diese Beiträge wirken aber zum Teil als Katalysatoren für eine intensivierte Landwirtschaft. Bereits Details wie unterschiedliche Beitragshöhen für verschiedene Typen von Biodiversitätsförderflächen (BFF) können ungeahnte Folgen haben. Ein Beispiel: Die traditionell schwach gedüngten Bergfettwiesen, der bevorzugte Lebensraum des Braunkehlchens, können vom Landwirt als BFF vom Typ «wenig intensiv genutzte Wiesen» angemeldet werden. Allerdings werden dafür nur relativ geringe Beiträge ausbezahlt. Viele Landwirte intensivieren diese Flächen deshalb lieber, um so einen grösseren Grasertrag zu erzielen. Die Fläche der «wenig intensiv genutzten Wiesen» im Berggebiet ging denn auch von 1999 bis 2016 um 23 % zurück[2, 3]. Den erforderlichen Anteil an BFF erreichen die Landwirte trotzdem: Sie melden dazu ertragsarme Wiesen als BFF (Typ «extensiv genutzte Wiese») an und bekommen dafür erst noch höhere Direktzahlungen. Dieser ertragsarme Wiesentyp ist für das Braunkehlchen als Lebensraum jedoch weniger geeignet.

Subventionen in die falsche Richtung

Für Bodenverbesserungen und landwirtschaftliche Hochbauten wurden vom Bund zwischen 2003 und 2016 jährlich jeweils zwischen 83 und 107 Millionen Franken ausgegeben. Zwei Drittel davon fliessen in die Berggebiete[15]. Mithilfe dieser Gelder wird unter anderem das Strassennetz für die Bewirtschaftung verbessert. Die neuen Strassen sind in der Regel breiter als die vorherigen, denn es werden nur Strassen von mindestens 3 m Breite subventioniert. Damit wird die Zugänglichkeit von abgelegenen Gebieten für grössere und schnellere Maschinen ermöglicht, was in vielen Fällen zur Intensivierung der Landnutzung führt.

Mit öffentlichen Geldern finanzierte, neu eingerichtete Sprinkler-Bewässerungsanlagen in den Zentralalpen führen ebenfalls zu einer Zunahme der intensiv genutzten Wiesen[8]. Im Engadin GR beispielsweise büssten nährstoffarme Grünlandtypen in nur 25 Jahren 20 % ihrer Fläche ein[9].

Mannigfache Folgen für die Brutvögel

Die Intensivierung kann auf verschiedenen Wegen Auswirkungen auf die Kulturlandvögel haben: Beispielsweise führt jeder Bearbeitungsschritt zum Tod zahlreicher Insekten und damit zu einem geringeren Nahrungsangebot für insektenfressende Vogelarten. Die Sterblichkeit der Insekten hängt von der Art der eingesetzten Maschinen und vielen weiteren Faktoren ab. Sie beträgt bei Heuschrecken während der Mahd und den anschliessenden Arbeitsschritten oft über 80 %[11]. Insektenbestände in intensiv genutzten Wiesen sind entsprechend gering[4]. Die Vegetation in den intensiv genutzten Wiesen ist dichter und eintöniger[5]. Für Feldlerche, Baumpieper oder Neuntöter sind solche dichten Bestände schlecht durchdringbar und damit als Jagdgebiet nicht geeignet. Um möglichst eiweissreiches Futter für das Vieh zu gewinnen, mähen die Bauern ihre Wiesen möglichst früh im Jahr. In landwirtschaftlichen Gunstlagen im Unterengadin GR auf 1100–1400 m wurde zwischen 1988 und 2002 mit der Einführung der Silage eine Vorverschiebung des ersten Grasschnittes um 20 Tage möglich, also durchschnittlich um 1–2 Tage pro Jahr[14]. Nur rund 10 % dieser Verschiebung sind auf klimatische Veränderungen zurückzuführen[17]. Derart früh geschnittene Wiesen werden zu ökologischen Fallen für Bodenbrüter, denn die Bruten, oft auch die brütenden Weibchen[10], werden vermäht.

Kleinstrukturen, obwohl in Meliorationsprojekten oft als «zu erhalten» deklariert, stören die modernen, grossen Maschinen stärker



Roman Graf

Wo einst der Wiesensalbei die Matten im Unterengadin GR blau färbte, wachsen heute dank Bewässerungsanlagen und Gülledüngung Fettwiesen.



Schweizerische Vogelwarte

Gülle wird per Druckfass auf den Alpweiden ausgebracht. Bedauerlicher Einzelfall oder Systemfehler?

als in früheren Zeiten, wo noch der Balkenmäher verwendet wurde. Deshalb werden nach und nach Steine entfernt, Böschungen und Senken ausgeebnet und Sträucher gerodet. Solche Veränderungen verlaufen in der Regel langsam und schrittweise. Im Verlauf der Jahrzehnte aber akzentuieren sich die Auswirkungen [6, 13]. Neuerdings kommen sogar Steinfräsen zum Einsatz, um mit Steinen und Bodenunebenheiten durchsetzte Weiden in intensiv genutzte Wiesen umzuwandeln [1]. Mit den Kleinstrukturen verschwinden auch potenzielle Niststellen von Heidelerche, Steinschmätzer oder Baumpieper. Da auf den intensiv genutzten Flächen in Hofnähe ein Grossteil des benötigten Futters gewonnen werden kann, brauchen mühsam bewirtschaftbare Flächen nicht mehr genutzt zu werden [7]. Die zeitraubende und mühsame Heckenpflege in Terrassenlandschaften beispielsweise wird vernachlässigt. Ehemalige Dornhecken wachsen zu Hochhecken und Feldgehölzen auf. Die dazwischen liegenden schmalen Wiesenstreifen verschwinden unter dem Gehölz, extensiv genutzte Weiden werden weniger gepflegt und verbuschen. Auf Gebüschbrüter wie Neuntöter und Dorngrasmücke kann das, je nach Situation positive oder negative Effekte haben.

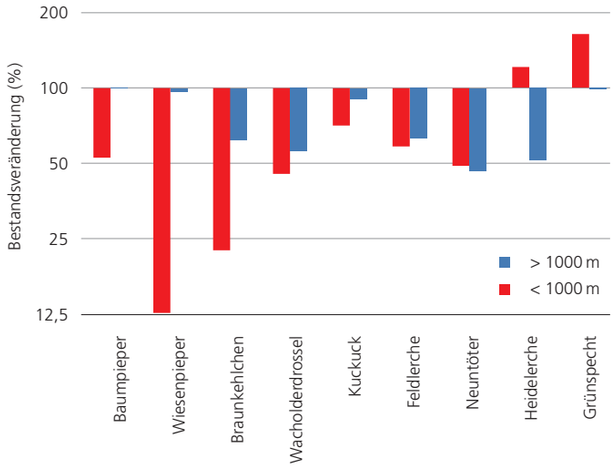


Peter Hahn

Nicht alle «Strukturverbesserungsmassnahmen» sind legal. Hier wurden 2014 in einem Zentralschweizer Biosphärenreservat ohne Bewilligung kilometerweise Entwässerungsgräben durchs Moor gezogen.

Kulturlandarten auch in den Bergen im Sinkflug

Wegen diesen Entwicklungen ist es nicht verwunderlich, dass viele Kulturlandarten nicht nur im Mittelland, sondern auch in der montanen und subalpinen Zone der Alpen seltener geworden sind, wie dies in mehreren Fallstudien deutlich wurde [12, 16] und jetzt im Atlas 2013–2016 landesweit gezeigt wird. Die Höhenverbreitung von Kulturlandvögeln wie Baum- und Wiesenpieper sowie Braunkehlchen hat sich seit 1993–1996 massiv verändert. Bei gewissen Arten liegt die Höhenstufe mit der grössten Revierdichte heute gebietsweise bis zu 500 m weiter oben. Vergleicht man die Entwicklungen der Revierzahlen ausgewählter Kulturlandarten in Lagen unter und über 1000 m, fällt allerdings auf, dass das Bild von Art zu Art sehr unterschiedlich ist: Baum- und Wiesenpieper erlitten im Tiefland massive Bestandsverluste, während die Bestände über 1000 m etwa stabil blieben. Beim Braunkehlchen sank der Bestand im Berggebiet auf rund 60 % des Ausgangswerts, die Restbestände in den Tieflagen brachen aber sogar auf noch etwa 20 % ein. Ähnlich, wenn auch weniger drastisch waren die Rückgänge bei Wacholderdrossel und Kuckuck. Bei Feldlerche und Neuntöter gingen die Bestände in beiden Regionen etwa gleich stark zurück. Die Heidelerche erlitt im Berggebiet ebenfalls Verluste, während im Tiefland (v.a. in Rebbergen) eine leichte Steigerung registriert wurde. Und der Bestand des Grünspechts blieb über 1000 m ziemlich stabil, in den Tieflagen verdoppelte er sich beinahe.



Bestandsveränderung ausgewählter Kulturlandarten unterhalb von 1000 m (rot) und darüber (blau). Dargestellt ist der Bestand 2013–2016 in % des Ausgangsbestands 1993–1996. 100 % bedeutet, dass der Bestand gleich geblieben ist, 200 %, dass sich der Bestand von 1993–1996 bis 2013–2016 verdoppelt hat, 50 %, dass er sich halbiert hat. Die Bestandsangaben basieren auf den modellierten Karten der entsprechenden Jahre.

Insgesamt sind im Berggebiet eine starke Intensivierung der Landwirtschaft und parallel dazu eine Verarmung der Vogelwelt festzustellen. Massnahmen sind vor allem über die Landwirtschaftspolitik anzugehen. Aber auch Konsumentinnen und Konsumenten können einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der Bergvögel leisten, indem sie bewusst biodiversitätsfreundlich produzierte Nahrungsmittel aus dem Berggebiet einkaufen.

Roman Graf

[1] Apolloni et al. (2017); [2] BLW (2000)/OFAG (2000)/UFAG (2000); [3] BLW (2017)/OFAG (2017)/UFAG (2017); [4] Britschgi et al. (2006); [5] Dietschi et al. (2005); [6] Ewald & Klaus (2009); [7] Ginzler et al. (2011); [8] Graf et al. (2014a); [9] Graf et al. (2014c); [10] Grüebler et al. (2008b); [11] Humbert et al. (2010); [12] Korner et al. (2017); [13] Luder (1993); [14] Müller (2005); [15] Reusser & Riedo (2017); [16] Sierro et al. (2009); [17] Studer et al. (2005)

Species Seiten 174, 286, 312, 358, 360, 426, 452, 476, 482, 504, 508

Wiesenpieper

Anthus pratensis
Pipit farlouse
Pispola
pivet da prada
Meadow Pipit



Marcel Burkhardt

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 500–800 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 478, 506

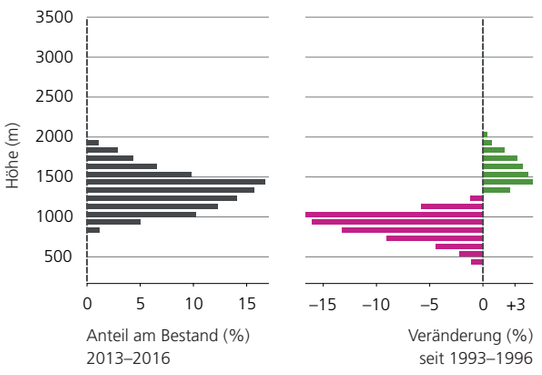
Abgesehen von einigen Vorposten bis zum Zentralmassiv liegt die Schweiz am südlichen Rand des Brutgebiets des Wiesenpiepers. Hierzulande besiedelt er grossflächige, magere Weiden in den Bergen sowie feuchte Wiesen und Moore im Jura und in den Voralpen. Lokal kann er hohe Dichten erreichen: So wurden am Chasseral BE 29 Reviere/km² kartiert (A. Bassin). Rund 90 % des Bestands brüten zwischen 900 und 1700 m. 2013–2016 waren nur drei Gebiete unterhalb von 700 m von einzelnen Sängern besetzt, regelmässig insbesondere das Grossried/Stans NW auf 450 m (R. Furrer). In höheren Lagen sang ein Wiesenpieper bei Kandergrund BE auf 2320 m (P. Fässler). Zudem gelang ein Brutnachweis bei Boltigen BE auf 2110 m (D. Hagist).

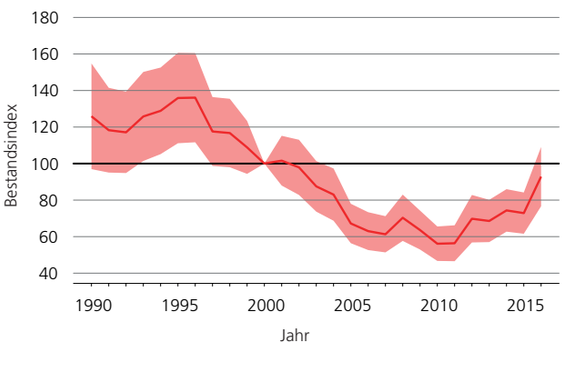
Zwischen 1972–1976 und 1993–1996 hat sich das Brutgebiet deutlich vergrössert, was zumindest teilweise durch den höheren Bearbeitungsaufwand zu erklären ist[AtCH2, 9]. Seither haben die Bestände aber um rund 40 % abgenommen, ein vorläufiges Minimum wurde 2010–2011 erreicht. Der Rückgang seit 1993–1996 erfolgte hauptsächlich in tieferen Lagen. Das führte zur fast kompletten Räumung des Mittellands. Auch im Jura und in den Voralpen wurden viele Vorkommen aufgegeben. Dagegen scheinen die Bestände in den Bergen eher zuzunehmen. Möglicherweise wurden aber einzelne Vorkommen wegen der Häufigkeit des Bergpiepers, der ähnlich wie der Wiesenpieper singt und auch dieselben Lebensräume bewohnt, erst mit der Zeit entdeckt. Der Bestandstrend in höheren Lagen muss daher vorsichtig interpretiert werden. In Frankreich, Deutschland und Österreich haben die Bestände in den letzten Jahrzehnten abgenommen[AtD, AtF, 2]; jedoch scheint sich in Frankreich seit 2010 ein erneuter Aufschwung abzuzeichnen[6]. Gesamteuropäisch ist der Bestand seit 1993–1996 deutlich gesunken[EBCC].

Die Abnahmen in den unteren und mittleren Lagen sind hauptsächlich auf die intensivere Bewirtschaftung der Weiden und der Moore (starke Beweidung, Düngung, Stickstoffeintrag aus der Luft) zurückzuführen[HBW, 1, 3, 4, 5, 7, 8, 10]. Verbuschte und zunehmend trockene Moore werden vom Wiesenpieper verlassen, wie sich im Kanton Neuenburg gezeigt hat[AtNE]. Durch die Lage der Schweiz am Rand des Brutgebiets reagiert der Wiesenpieper ausgeprägter auf Schwankungen durch grossräumige Phänomene wie beispielsweise die Klimaerwärmung[ClimAt].

Jacques Laesser

[1] Bauer et al. (2005); [2] Dvorak et al. (2017); [3] Evans et al. (2015); [4] Förschler et al. (2016); [5] Glutz von Blotzheim (2000); [6] Jiguet (2017); [7] Peter (2007); [8] Puchta et al. (2017); [9] Schmid & Denkinger (1997); [10] Vandenberghe et al. (2009)





Vorkommen 2013–2016

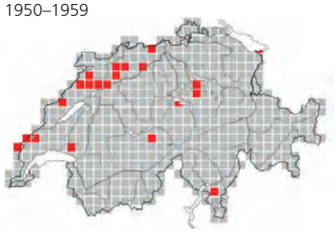


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

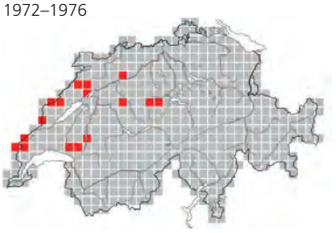


Patenschaft
Martin & Cornelia Conzelmann

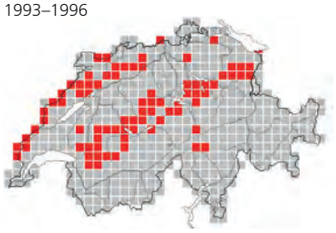
1950–1959



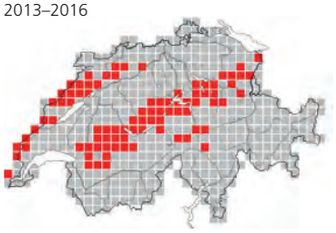
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Bergpieper

Anthus spinoletta
Pipit spioncelle
Spioncello
pivet da muntogna
Water Pipit



Dennis Lorenz

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 150 000–200 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 484, 542

Der Bergpieper brütet in allen Gebirgen Mittel- und Südeuropas. Im Jura kommt er nur lokal oberhalb von 1100 m vor. In den Alpen ist er hingegen oberhalb der Baumgrenze die häufigste Vogelart. Seine typischen Lebensräume sind alpine Weiden und Zwergstrauchgesellschaften zwischen 1700 und 2700 m, die ein Mosaik von feuchten Runsen und Sumpfwiesen sowie verstreuten Steinen und Warten aufweisen. Mittlere Dichten von über 20 Revieren/km^2 kommen nur zwischen 2000 und 2400 m vor und werden vor allem in den Nord- und Ostalpen erreicht. Unter optimalen Bedingungen bilden sich grössere Konzentrationen, besonders an spät ausapernden Nordhängen [HVM]. Hier können regelmässig über 60 Reviere/km^2 gezählt werden. Sänger zeigen sich teilweise auf über 2900 m (z.B. bei Randa VS; D. Zollinger) oder sogar bis gegen 3000 m bei Zermatt VS [VdS]. Die höchsten Bruten wurden früher auf 2770 m bei Sils-Maria GR [VdS] und in jüngster Zeit auf 2740 m bei Zermatt (C. Huwiler) und Saas-Balen VS (J. Schoop) entdeckt.

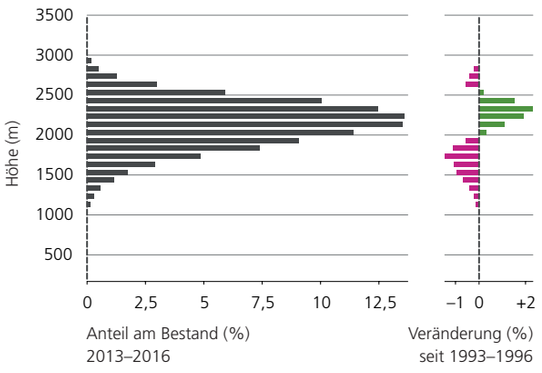
Seit 1993–1996 hat die Dichte zwischen 2000 und 2500 m zugenommen, vor allem unterhalb dieses Höhenbereichs ging sie hingegen zurück. Besonders in den Urner Alpen und in anderen Bereichen der Nordalpen ist die Dichte deutlich gesunken. Im Gegensatz dazu nahm sie im Oberwallis sowie in Graubünden zu. Die Gründe für diese regional unterschiedlichen Entwicklungen sind unklar.

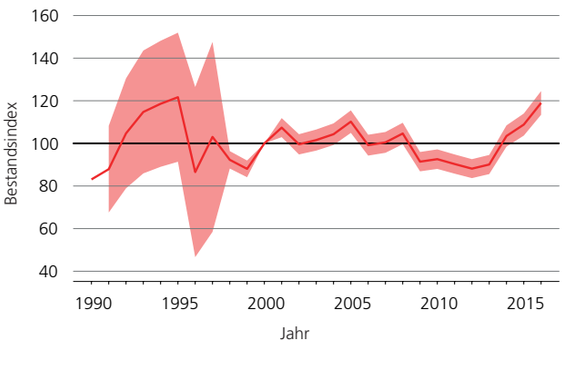
Gesamtschweizerisch ist der Bestand stabil, an den Rändern des Brutgebiets gibt es aber teilweise Verluste. So ist die Anzahl besetzter Atlasquadrate im Jura seit 1993–1996 um ein Drittel gesunken, was zum Verschwinden der Vorkommen im Solothurner Jura geführt hat [AN1, 3]. Die Entwicklungen in der Franche-Comté und im Schwarzwald sind ebenfalls negativ [AtD, AtF, 2, 4]. Auch in den Alpen und Voralpen wurden in den letzten Jahrzehnten etliche am unteren Rand des Verbreitungsgebiets gelegene Weiden verlassen [AtV, HVM, VdS, 7, 8].

Die Schweiz hat eine grosse Verantwortung für die Erhaltung des Bergpiepers, denn sie beherbergt ein Viertel des europäischen Bestands. Die Abnahmen am unteren Arealrand sind die Folge der intensiveren Bewirtschaftung und der Düngung der Weiden sowie der Bewirtschaftungsaufgabe steiler Lagen. Auch die Klimaerwärmung dürfte zu diesen Rückgängen beitragen [1, 5, 6].

Jérémy Savioz

[1] Bauer et al. (2005); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Christen (2017b); [4] Dronneau & les observateurs de la LPO Alsace (2014); [5] Glutz von Blotzheim (2000); [6] Melendez & Laiolo (2014); [7] Rödl et al. (2012); [8] Teufelbauer (2014)





Dichte 2013–2016

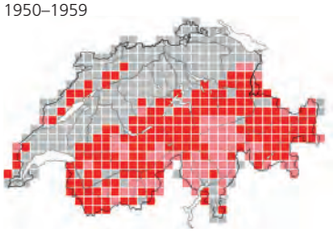


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

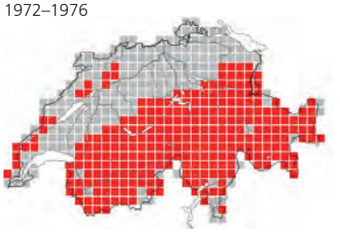


Patenschaft
Erich Ramseier

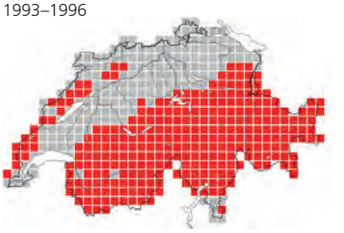
1950–1959



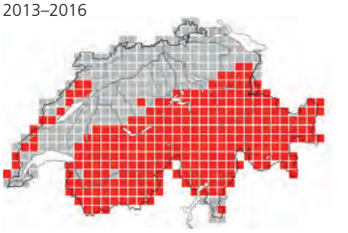
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Brachpieper

Anthus campestris
Pipit rousseline
Calandro
pivet cotschnì
Tawny Pipit



Mathias Schäf

Rote Liste stark gefährdet (EN)
Bestand 1–3 Paare (2013–2016)

Focus –

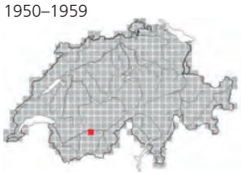
Ausserhalb des Mittelmeerraums und von Südosteuropa kommt der Brachpieper nur lückenhaft vor. In der Schweiz besiedelt er offene und trockene Lebensräume. Er brütet nur selten und lokal, hauptsächlich im Wallis, aber auch in Graubünden und im Tessin. Die jährlich 1–3 Reviere (2013–2016) stammen aus unterschiedlichen Höhenlagen, nämlich von Leuk VS auf 660 m (M. Hammel) bis zum Ofenpass GR auf 2350 m (M. Hochreutener). 2002 war ein Sänger im Schweizerischen Nationalpark GR sogar auf 2500 m anwesend [VdS]. Im Tessin, wo bisher nur eine Brut 1976 bei Loderio auf 360 m bekannt war [2], besetzte die Art 2001 (Brutnachweis) [VdS] sowie von 2012 bis 2014 (G. Sgarbi, G. Mangili) [3, 6, 7] jeweils ein Revier am Monte Generoso.

Wegen des unregelmässigen Auftretens des Brachpiepers in der Schweiz kann nicht auf eine Bestandszunahme geschlossen werden. Zudem gab es seit 2001 nur drei Brutnachweise: 2013 und 2015 bei Raron VS (P. Salzgeber, N. Künzle) [4, 7] sowie 2016 bei Leuk (M. Hammel) [5]. Die Bestandstrends in den Nachbarländern, unklar in Frankreich [AtF] sowie negativ in Italien [1, 8] und Deutschland [AtD], scheinen die Entwicklung hierzulande wenig zu beeinflussen. Problematisch für den Brachpieper ist der Lebensraumverlust durch Verbuschung und Nährstoffeinträge.

Bertrand Posse

[1] Brichetti & Fracasso (2007); [2] D'Alessandri (1976); [3] Müller (2015); [4] Müller (2016); [5] Müller (2017); [6] Müller & Volet (2013); [7] Müller & Volet (2014); [8] Nardelli et al. (2015)

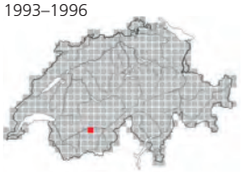
1950–1959



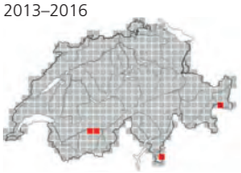
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Reviere 2013–2016

● 1

Einzelne Punkte auf der Karte sind aus Schutzgründen verschoben



Patenschaft
Anselmo Fandino

Zitronenstelze

Motacilla citreola
Bergeronnette citrine
Cutrettola testagialla orientale
ballacua citronella
Citrine Wagtail



Markus Varesvuo

Rote Liste –
Bestand 0 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 369, 420

Die Zitronenstelze brütet vor allem in Zentral- und Vorderasien. Ihre regelmässig besetzten Brutgebiete reichen im Westen inzwischen bis Polen, und sie breitet sich derzeit weiter westwärts aus[AtD, 1]. Bruthabitate sind eher schütter bewachsene Feuchtwiesen und -gebiete sowie die Strauchtundra unterschiedlicher Höhenlagen.

In der Schweiz gelang 1980 der Erstnachweis der Zitronenstelze[VdS]. Seither wurden zwei Bruten entdeckt: 1997 im Ägeriried SZ auf 910 m[2] und 2012 im Oberengadin GR auf 1790 m (M. Ernst, C. Müller, C. Schucan, D. Jenny)[3]; möglicherweise handelt es sich im zweiten Fall um eine Mischbrut mit einer anderen Stelzenart. 2013–2016 gelang ein Brutnachweis im Rheindelta A auf 400 m: Im Juni 2014 fütterte ein Paar auf einer schütter mit Röhricht und Seggen bewachsenen Lehminsel zwischen den Dämmen des Alpenrheins; die Brut wurde aber von einem Hochwasser überflutet[4].

Angesichts der weiteren Arealausdehnung und der deutlich ansteigenden Nachweiszahlen in der Schweiz ist mit weiteren Bruten zu rechnen. Dabei ist auch speziell die Ansiedlung in montanen bis subalpinen Feuchtgebieten denkbar. Da Mischbruten mit anderen Stelzenarten am Rand des Areals regelmässig auftreten, sollte der Brutpartner jeweils sorgfältig bestimmt werden.

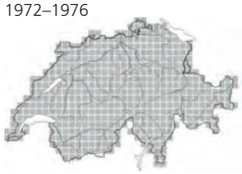
Stefan Werner

[1] Draaijer & Slaterus (2011);
[2] Glutz von Blotzheim (1997);
[3] Marques et al. (2013a–b);
[4] Werner (2016)

1950–1959



1972–1976



1993–1996

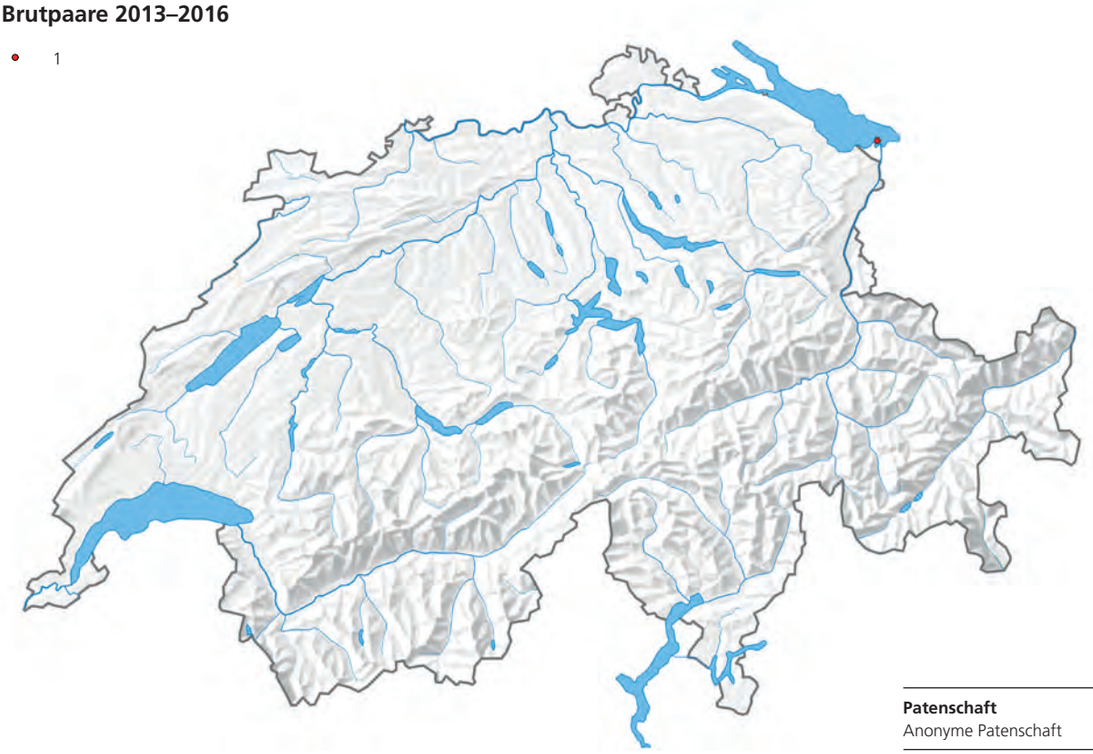


2013–2016



Brutpaare 2013–2016

1



Patenschaft
Anonyme Patenschaft

Schafstelze

Motacilla flava
Bergeronnette printanière
Cutrettola
ballacua da pastgira
Western Yellow Wagtail



Marcel Burkhardt

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 300–340 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 319, 428

Die Schafstelze ist in der Schweiz ein spärlicher Brutvogel. Die Vorkommen liegen vor allem zwischen Schaffhausen und Untersee, im Grossen Moos BE/FR, in der Orbeebene VD und in der unteren Rhoneebene VD/VS. Andernorts sind sie klein oder unregelmässig besetzt. Der höchste Brutplatz lag früher im Oberengadin GR auf rund 1700 m [AEn, VdS]. In jüngster Zeit wurden im Alpenraum noch Bruten bei Leuk VS und Domat/Ems GR auf je rund 600 m festgestellt. Die Nominatform *M. f. flava* besiedelt vor allem die Nord- und Westschweiz. In der Rhoneebene und im Tessin kommt die Unterart *cinereocapilla* vor. Beide Unterarten treten vereinzelt ausserhalb ihrer Verbreitungszentren auf und teilweise finden Mischbruten statt [10, 11]. Im Grossen Moos brütete 2014 ein Männchen mit den Merkmalen der Unterarten *flavissima* oder *lutea* (P. Mosimann-Kampe, M. Thoma, M. Schweizer) [6].

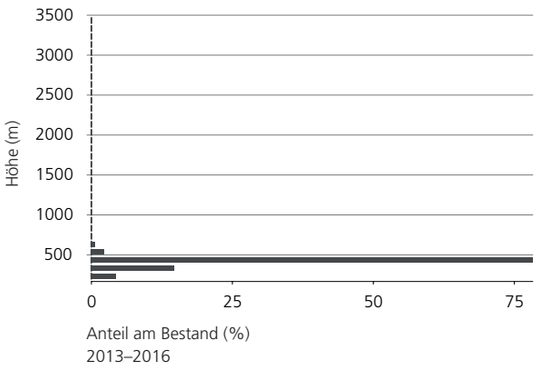
Schafstelzen besiedeln bei uns vorwiegend Kartoffel- und Rübenfelder, die eine lockere Vegetation aufweisen. Für den Bruterfolg ist vor allem wichtig, dass die Felder nicht während der Brutzeit geerntet werden, was bei beiden Kulturen indes meistens der Fall ist. Seltener werden auch Erbsen-, Raps-, Weizen-, Sonnenblumen- und andere Kulturen benützt [1, 5, 7, 9]. Auf geeigneten Feldern bilden sich gerne lockere Kolonien.

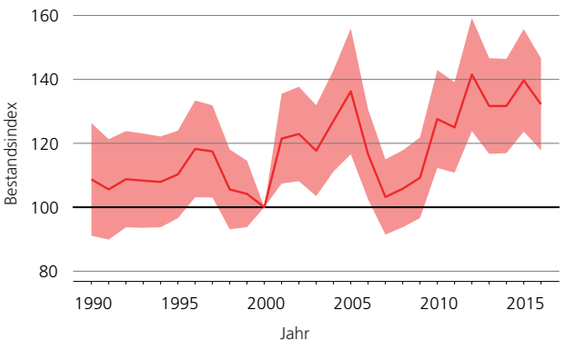
Der Bestand schwankt hierzulande stark. Nach dem ersten Brutnachweis 1947 [12] stieg er bis in die Siebzigerjahre an, worauf vielerorts ein deutlicher Rückgang folgte [AtCH2, VdS]. Seit 1993–1996 ist der Trend wieder ansteigend, was auf positive Entwicklungen im Grossen Moos von 25–50 auf rund 90 Reviere [3, 4] und in der Orbeebene auf 65 Reviere zurückzuführen ist. In der Region Schaffhausen blieb der Bestand mit rund 100 Revieren ungefähr gleich, das Brutgebiet am Bodensee [AtBo], im Thurtal TG und im angrenzenden Kanton Zürich [AtZH] hat sich aber verkleinert. In der unteren Rhoneebene ist der Bestand auf rund 40 Reviere angestiegen, während er im Mittelwallis, im Kanton Genf und in der Magadinoebene TI [7] auf wenige Paare abnahm.

Die Nachbarländer weisen unterschiedliche Entwicklungen auf. In Deutschland sind regional grosse Schwankungen festzustellen, langfristig wird der Bestand stabil eingeschätzt [AtD]. In Frankreich und Österreich ist der Trend positiv [AtF, RLEU], in Italien negativ [2, 8].

Dominik Hagist

[1] Anthes et al. (2003); [2] Bani et al. (2014); [3] Birrer et al. (2013b); [4] Birrer et al. (2016); [5] Hoessly (2008); [6] Marques & Thoma (2015)/Marques et al. (2015); [7] Python (2006); [8] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [9] Schümperlin (1994); [10] Schweizer (2005a); [11] Schweizer (2013); [12] Thönen (1948)

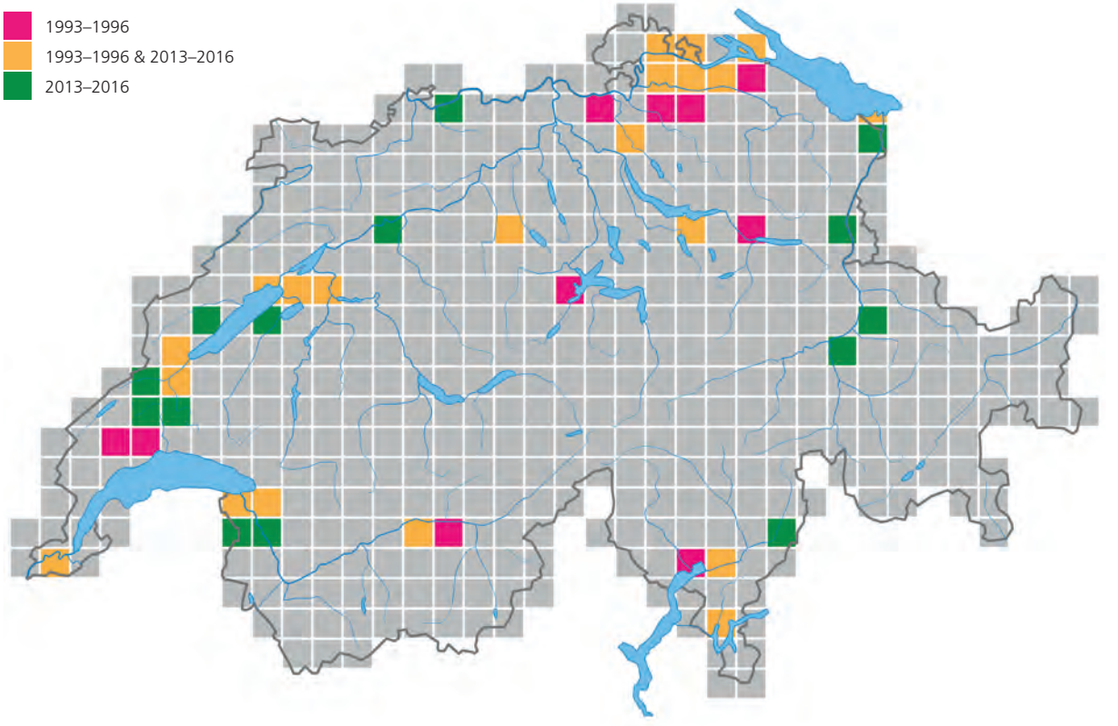




Reviere 2013–2016



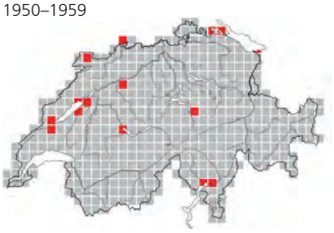
Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



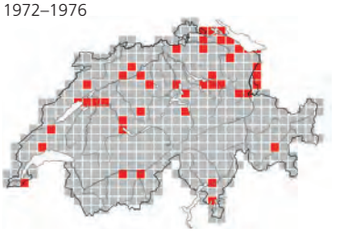
Patenschaft

LGU Liechtensteinische Gesellschaft für Umweltschutz

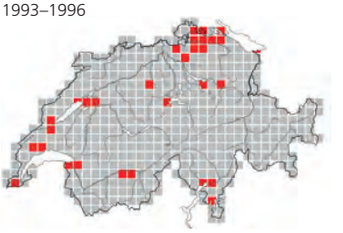
1950–1959



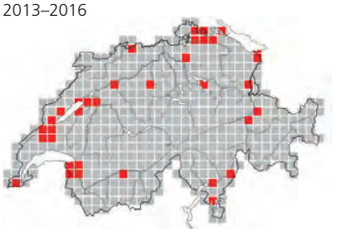
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Gebirgsstelze

Motacilla cinerea
Bergeronnette des ruisseaux
Ballerina gialla
ballacua da muntogna
Grey Wagtail



Christoph Meier-Zwicky

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 17 000–20 000 Paare (2013–2016)

Focus –

Das dichte Fliessgewässernetz der Schweiz erlaubt der Gebirgsstelze eine flächendeckende Besiedlung. Sie ist stärker an Flüsse und Bäche gebunden als die Bachstelze. Eine direkte Konkurrenz zwischen den beiden Arten besteht aber in der Regel nicht[7]. Stehende Gewässer können zur Brutzeit genutzt werden, wenn sie stark durchflossen sind wie beispielsweise der Gravatschaweiher GR[AEn]. Meist befinden sich die Reviere deutlich unterhalb der Waldgrenze[1], wobei jene der zweiten Brut rund 100 m höher liegen können als jene der ersten[4]. Der Höhenrekord eines Gebirgsstelzennests in der Schweiz gelang 2003 bei Zermatt VS auf 2360 m[VdS]. Der höchste aktuelle Brutnachweis wurde auf 2020 m bei Bourg-St-Pierre VS erbracht (E. Revaz). Starker Brutverdacht liegt aber auch in jüngster Zeit aus grösseren Höhen vor, so in einem Revier mit einem futtertragenden Vogel beim Grimselsee BE auf rund 2600 m (M. Hammel). Die höchste Brutzeitbeobachtung stammt vom Tödi GL auf 2940 m[BCH]. Die höchste aktuelle Meldung eines Sängers erfolgte bei Samnaun GR auf 2630 m (C. Morvan).

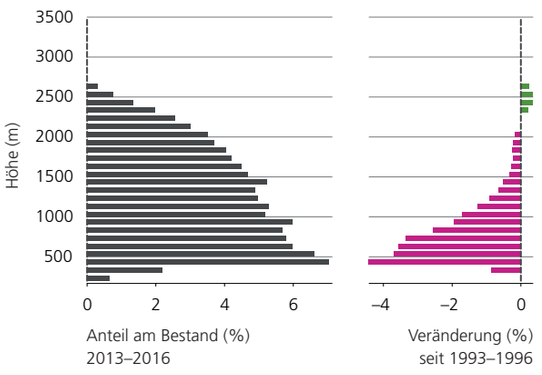
Die grössten Dichten erreicht die Gebirgsstelze in alpinen und voralpinen Regionen mit vielen Fliessgewässern mit kiesigen oder steinigen Ufern in schattigen Wäldern oder Schluchten. Knapp 500 m Gewässerstrecke reichen für ein Revier aus[1, 3]. So wurden an der Birs BL 19 Paare auf 10,5 Flusskilometern ermittelt; an kürzeren Bachstrecken waren es bis 2,5 Paare/km[AtBL]. Auf 14 km an der Maira GR fand R. Maurizio[AEn] 28 Paare. Aussergewöhnlich sind 6 Familien auf nur 1,5 km am Doubs im Neuenburger Jura[AtNE].

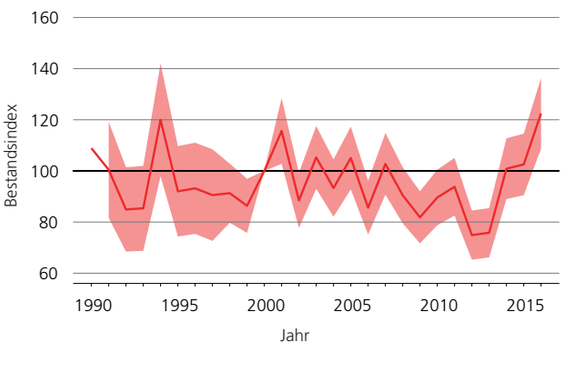
Ein leichter Rückgang seit 1993–1996 scheint sich in einigen Regionen abzuzeichnen, in denen die Dichten damals besonders hoch waren, was methodisch bedingt sein könnte. In Lagen zwischen 400 und 1200 m sind deutliche Verluste erkennbar. Am Bodensee blieb der Bestand zwischen 1980 und 2010 dagegen praktisch unverändert[AtBo], wogegen er im Kanton Zürich von 1988 bis 2008 um 60 % zugenommen hat; hier hat die Gebirgsstelze viele Fluss- und Bachabschnitte zurückerobert[AtZH].

Wie in der Schweiz ist der Bestand auch in Deutschland[AtD], Italien[2, 5] und gesamteuropäisch[EBCC] bei grösseren Schwankungen einigermassen stabil. Dagegen nimmt er in Frankreich leicht ab[AtF] und steigt in Österreich an[6].

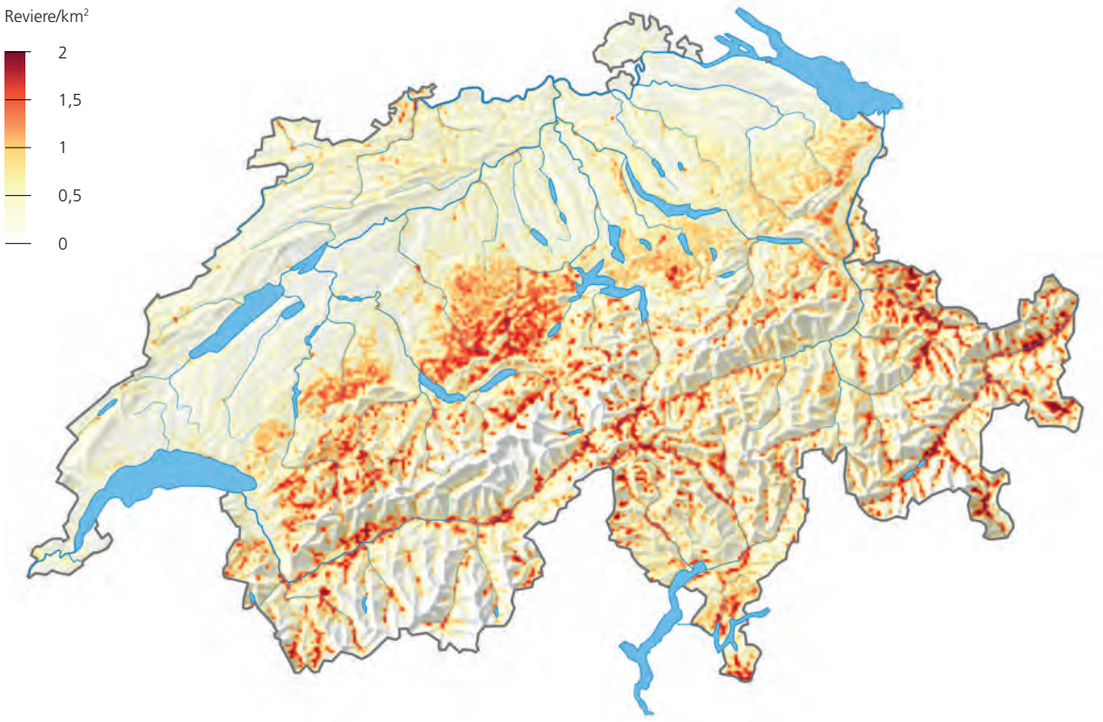
Christian Marti

[1] Breitenmoser-Würsten & Marti (1987); [2] Brichetti & Fracasso (2007); [3] Flöss & Nievergelt (1996); [4] Klemp (2003); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Teufelbauer & Seaman (2017); [7] Weber & Hegelbach (1993)





Dichte 2013–2016

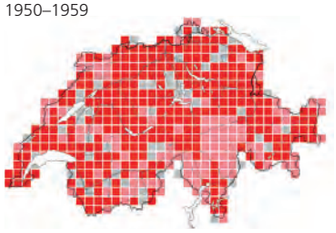


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

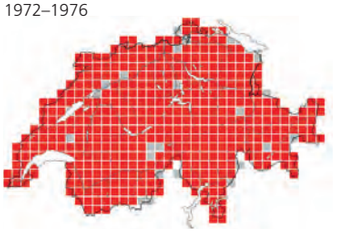


Patenschaft
Konrad Eigenheer

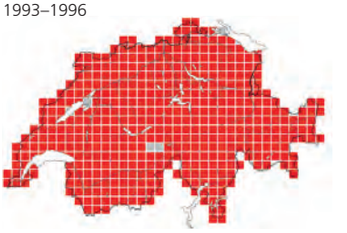
1950–1959



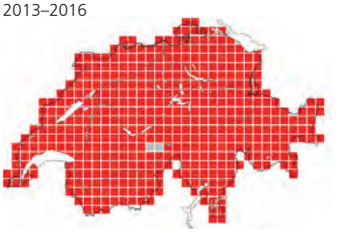
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Bachstelze

Motacilla alba
Bergeronnette grise
Ballerina bianca
ballacua grischa
White Wagtail



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 90 000–110 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 170

In der Schweiz zählt die Bachstelze zu den am weitesten verbreiteten Vogelarten. Sie besiedelt verschiedene offene und halboffene Lebensräume, braucht aber zur Nahrungssuche Bereiche mit niedriger oder fehlender Vegetation. Auch Dörfer und Städte werden besiedelt, wo die Bachstelze die Dachlandschaften zu nutzen vermag. Hingegen fehlt sie in geschlossenen Waldgebieten. In den Bergen ist sie bis in die höchsten Alpgebiete zu finden, hält sich dort aber eng an menschliche Bauten wie Alphütten und touristische Infrastrukturen, etwa Seilbahnstationen. Die höchsten Brutnachweise stammen von Zermatt VS auf 2590 m (S. Trösch)[3] und von Zernez GR auf 2540 m (L. Cueni). Die höchste Feststellung eines Sängers stammt von der Bettmeralp VS auf 2640 m (B. Wolf).

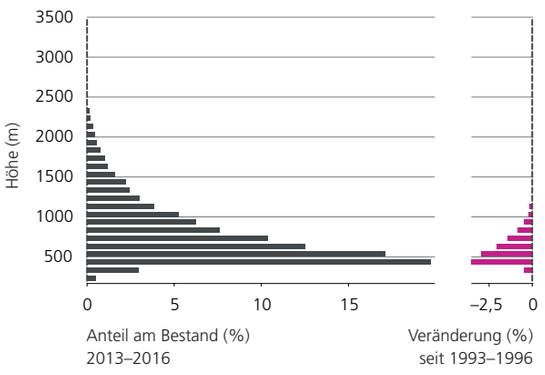
Sehr dicht besiedelt die Bachstelze die offenen Gebiete im Jura und in den Alpentälern sowie vor allem in den Grünlandgebieten der nördlichen Voralpen. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 400 und 1000 m.

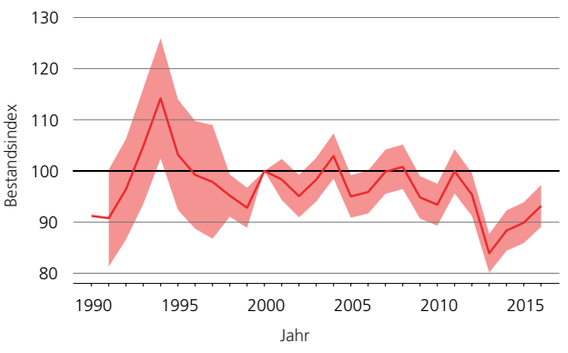
Der Bestand der Bachstelze ist seit 1993–1996 leicht zurückgegangen. Die stärksten Abnahmen sind in der Zentralschweiz zu verzeichnen, daneben auch im zentralen Mittelland und im Oberwallis. Aber auch in grossen Teilen des Mittellands gab es Verluste. Gemäss dem Index fiel die Atlasperiode 1993–1996 in ein Bestandshoch, jene von 2013–2016 aber in ein Bestandstief; letzteres wurde wahrscheinlich durch den kalten März 2013 verursacht, der auch bei anderen Teilziehern zu deutlichen Einbussen geführt hat. Die Abnahmen seit 1993–1996 wirkten sich in den Höhenstufen mit den grössten Dichten am stärksten aus. Am Bodensee hat sich der Bestand zwischen 1980 und 2010 um knapp 40 % verringert[AtBo]. Im Kanton Zürich wurde zwischen 1988 und 2008 eine leichte Abnahme registriert[AtZH].

In Deutschland[AtD, 1] und Österreich[5] wie auch europaweit[EBCC] zeichnen sich leichte Rückgänge ab. In Frankreich[AtF, 2] und Italien[4] wird der Bestand dagegen als stabil eingestuft. Negativ dürften sich der anhaltende Trend zur Versiegelung von Flächen, der Verlust von Nischen durch Gebäudesanierungen sowie der allgemeine Insektenrückgang und die geringere Erreichbarkeit der Insekten in dichter Vegetation aufgrund der intensivierten Landwirtschaft auswirken.

Simon Birrer

[1] Bauer et al. (2016a); [2] Jiguet (2017); [3] Posse (2014); [4] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)

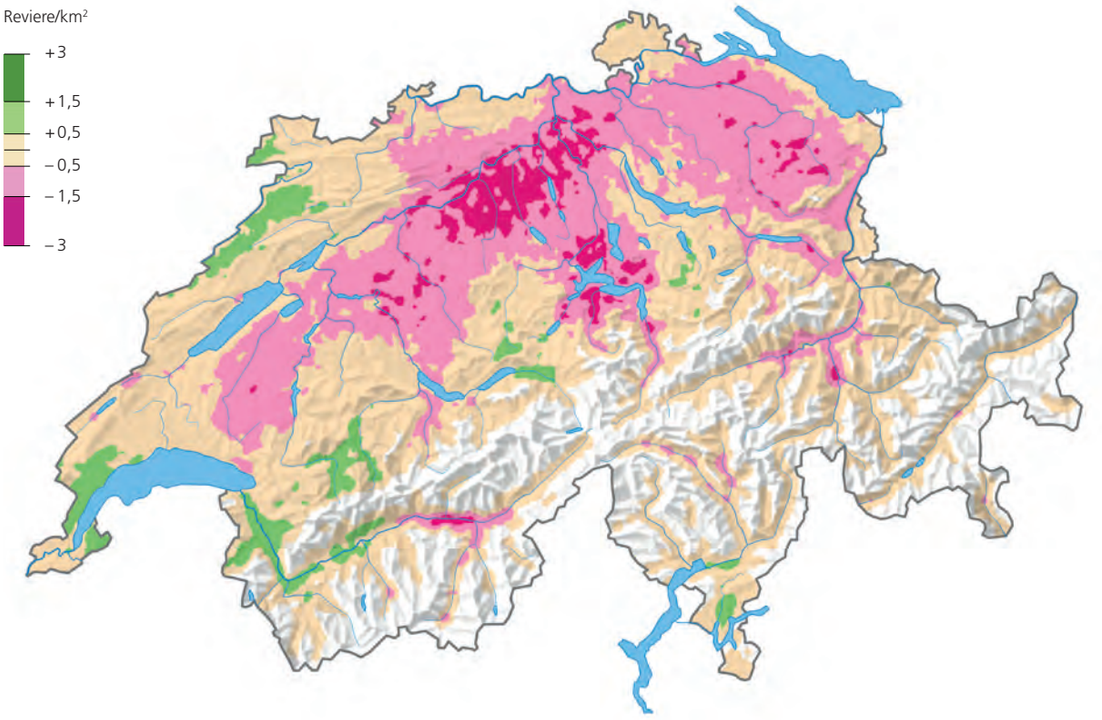




Dichte 2013–2016

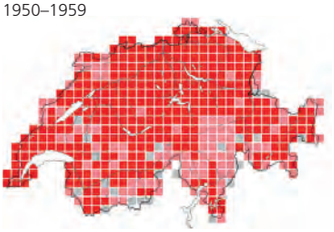


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

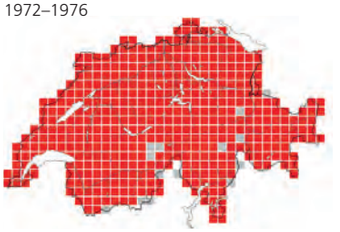


Patenschaft
Cristina D'Acquisto

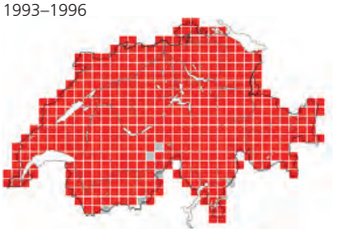
1950–1959



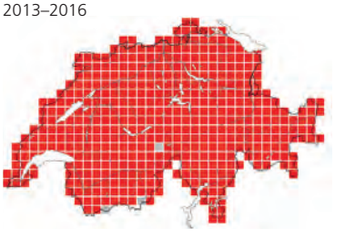
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Buchfink

Fringilla coelebs
Pinson des arbres
Fringuello
fringhel
Common Chaffinch



Paul Reinhard

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 900 000–1 100 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 552

In der Schweiz ist der Buchfink bis zur Waldgrenze auf allen Höhenstufen häufig anzutreffen. Er ist nach wie vor unsere häufigste Brutvogelart und besiedelt Wälder aller Art sowie Feldgehölze, Obstgärten, Parks und Siedlungsgebiete, sofern mindestens einige Bäume vorkommen. Die höchsten Dichten erreicht der Buchfink in den Voralpen und im Jura. Auffallend sind die etwas geringeren Dichten auf der Alpensüdseite. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 70 Reviere gezählt werden. Hohe Dichten werden in Misch- und Buchenwäldern erreicht, aber auch in subalpinen Fichten- und Lärchenwäldern. Die Revierzahl ist in Wäldern mit hohen Waldrandanteilen und aufgelockerten Beständen deutlich höher als in geschlossenen Wäldern [AEn]. Die höchsten Brutnachweise gelangen wie früher [AEn] auf rund 2300 m im Ofenpassgebiet GR (D. Godly). Der höchste Sänger wurde auf 2420 m bei St. Moritz GR festgestellt (M. Ernst).

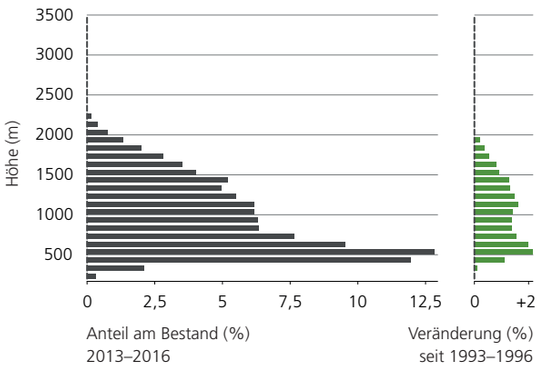
Seit 1993–1996 ist der Trend in der Schweiz leicht positiv. Der Bestandsanstieg ist auf allen Höhenstufen festzustellen, proportional zum Bestandsanteil war er in mittleren und höheren Lagen aber bedeutender. Landesweit überwiegen die Zunahmen, Rückgänge wurden vor allem im zentralen Mittelland und Jura festgestellt. Regionale Bestandserhebungen zeigen negative Trends: Im Kanton Zürich ging der Bestand von 1988 bis 2008 um knapp 20 % zurück [AtZH] und im Bodenseegebiet von 1980 bis 2010 um 24 % [AtBo].

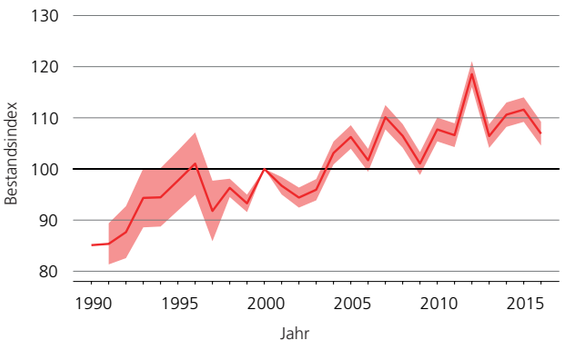
In Europa werden die Bestände seit 1980 als stabil eingeschätzt. In Deutschland und Österreich liegt seit Ende der Neunzigerjahre ein leicht negativer Trend vor [AtD, 5]. In Frankreich und Italien verläuft die Tendenz seit 2000 indes leicht positiv [AtF, 2, 3].

Die regional voneinander abweichenden Entwicklungen gehen vermutlich auf mehrere Ursachen zurück. Einen positiven Effekt dürfte die Zunahme der Waldfläche und des Holzvorrats haben. Buchenmastjahre wirken sich kurzfristig ebenfalls positiv auf den Bestand aus [1]. Vermutlich hat die Abnahme des Fichtenanteils im Mittelland [4] einen negativen Einfluss, denn in Fichtenwäldern mit einigen Buchen im Unterholz bzw. in nadelholzreichen Mischbeständen wurden die höchsten Siedlungsdichten registriert [AtD, VdS].

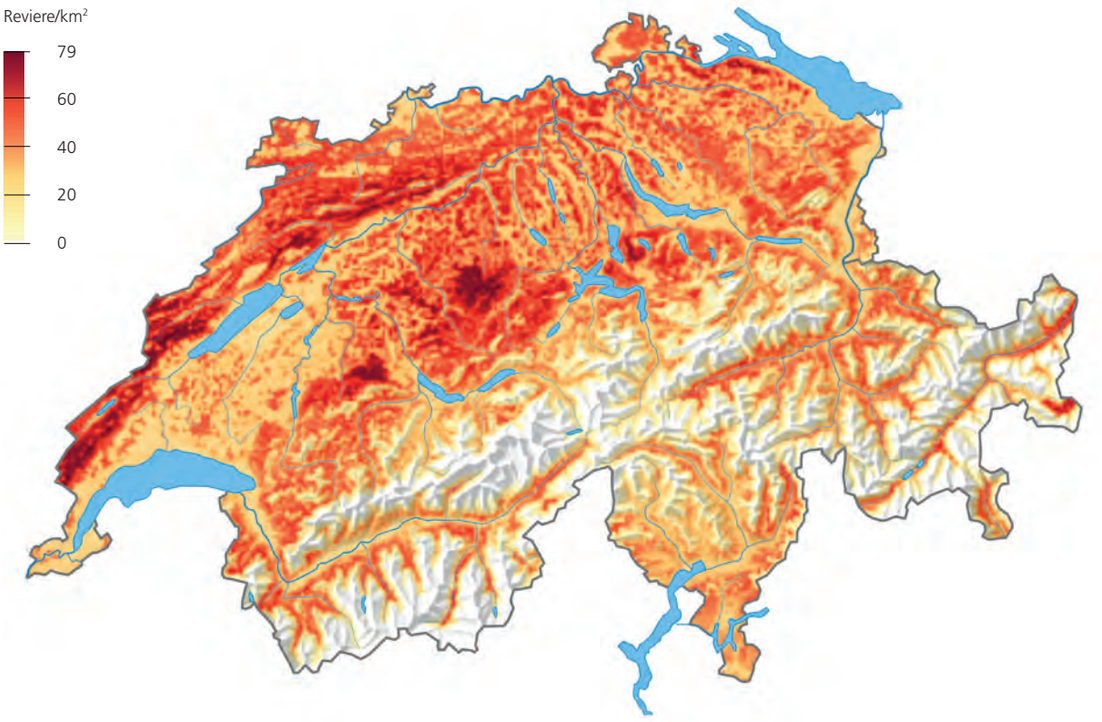
Dominik Hagist

[1] Flade & Schwarz (2004b); [2] Jiguet (2017); [3] Nardelli et al. (2015); [4] Rigling & Schaffer (2015a–d); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)

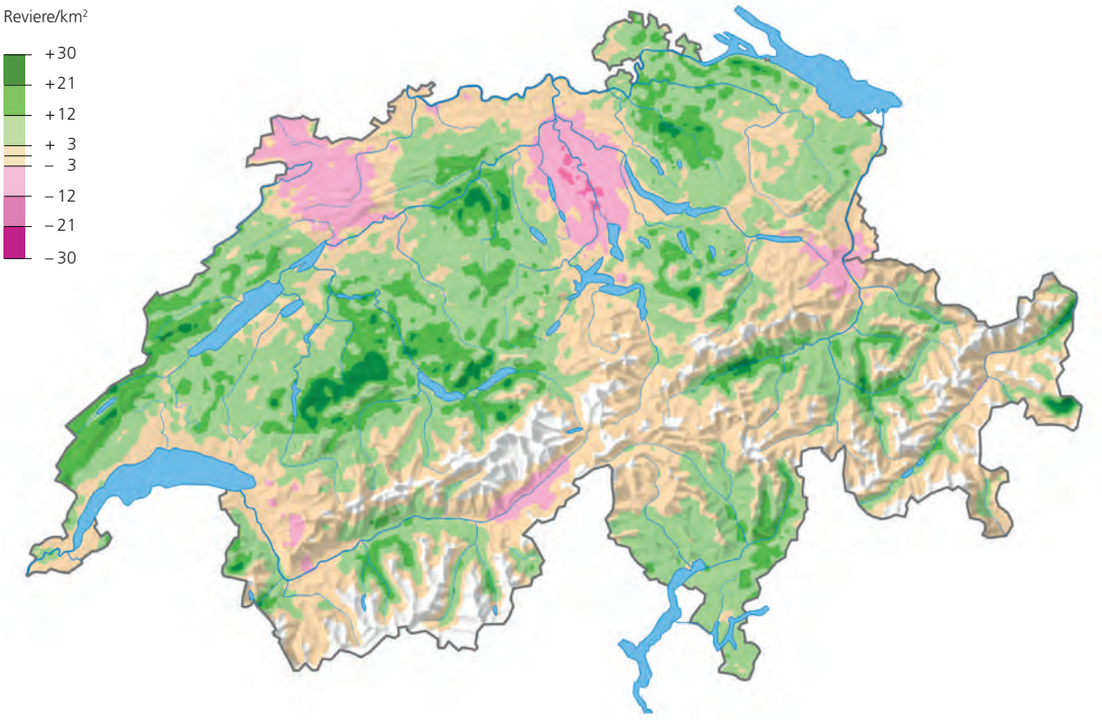




Dichte 2013–2016

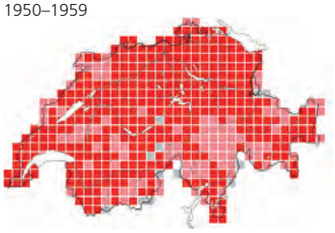


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

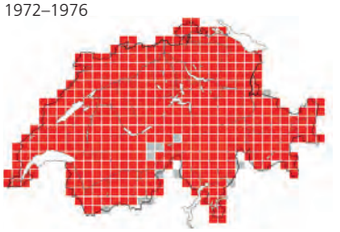


Patenschaft
Margrith Göldi Hofbauer

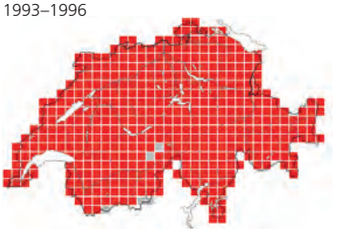
1950–1959



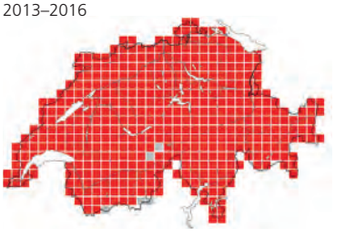
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Kernbeisser

Coccothraustes coccothraustes
Grosbec casse-noyaux
Frosone
smatget
Hawfinch



Daniele Occhiato

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 13 000–17 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 314

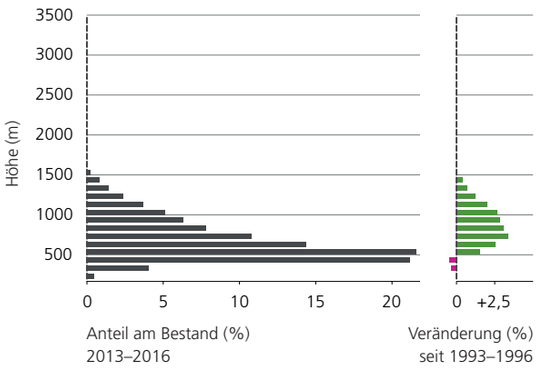
Der Kernbeisser ist ein Charaktervogel der Laub- und Mischwälder. Er besiedelt aber auch Parks und Siedlungsgebiete mit alten Laubbaumbeständen. Seine Verbreitung in der Schweiz erstreckt sich über das gesamte Mittelland, den Jura sowie die tieferen Lagen grösserer Alpentäler und des Tessins. Die höchsten Dichten werden am Nordrand der Schweiz vom Kanton Jura bis zum Bodensee sowie entlang des Jurasüdfusses erreicht. Über 90 % des Bestands besiedeln Lagen unterhalb von 1100 m. Ob der Kernbeisser darüber nur bis zur Laubwaldgrenze brütet, ist unklar. Zwei Beobachtungen bei Anzère/Ayent VS Mitte Mai und Anfang Juni 2015 auf 1950 m (A. Barras)[1], ein Futter tragender Altvogel 2016 bei Unteriberg SZ auf 1580 m (M. Hammel) und eine Familie Mitte Juni 2015 bei Ausserberg VS auf 1540 m (M. Hammel) deuten darauf hin, dass sporadisch Bruten in höheren Lagen möglich sind.

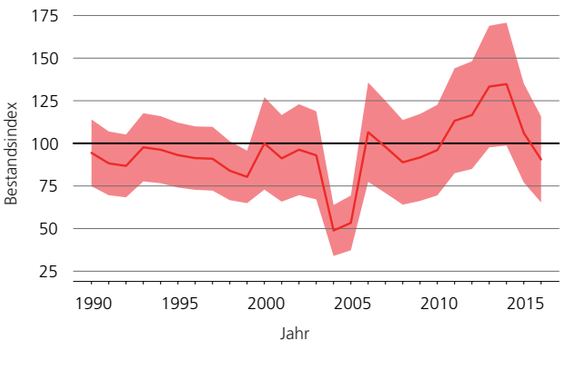
Seit 1993–1996 scheint eine leichte Ausbreitung in höhere Lagen der Voralpen, des westlichen Juras und des Tessins stattgefunden zu haben. Die Bestände sind in dieser Zeit um rund 20 % angewachsen. Diese Zunahme fand primär in weiten Teilen des Juras sowie in einigen Gebieten in den Voralpen statt. Proportional zum Bestandsanteil auf der jeweiligen Höhenstufe sind die Zunahmen in Lagen über 700 m am stärksten. So hat der Kernbeisser zwischen 1986–1991 und 2010–2016 zunehmend Haut-Intyamon FR auf 750–1350 m besiedelt[3]. Bestandserhebungen im Kanton Zürich ergaben einen deutlichen Rückgang zwischen1988 und 1999[9]; danach blieben die Bestände bis 2008 aber stabil[AtZH]. Am Bodensee wurde zwischen 1990 und 2010 eine Abnahme von rund 20 % ermittelt, wobei diese vor allem nach 2000 stattfand[AtBo]. Während der Trend in Frankreich ansteigt, ist er in Österreich konstant und in Deutschland leicht negativ[AtD, AtF, 7]. Gesamteuropäisch scheinen die Bestände stabil zu sein[EBCC].

Möglicherweise profitiert der Kernbeisser in der Schweiz vom gestiegenen Laubbaumanteil in den Wäldern des Mittellands[6]. Mastjahre der Buche haben einen positiven Einfluss auf den Bestand im Folgejahr, vermutlich dank geringerer Wintersterblichkeit[4]. Ob die Ausbreitung in hohe Lagen durch intensivere Suche, die Zunahme der Waldfläche[5, 6] oder klimabedingte Veränderungen im Wald[2, 8] zu erklären ist, bleibt unklar.

Dominik Hagist

[1] Antoniazza (2016b); [2] Allgaier Leuch et al. (2017a–b); [3] Beaud & Beaud (2018); [4] Flade & Schwarz (2004b); [5] Kirby et al. (2015); [6] Rigling & Schaffer (2015a–d); [7] Teufelbauer & Seaman (2017); [8] Vitasse et al. (2018); [9] Weggler & Widmer (2001)





Dichte 2013–2016

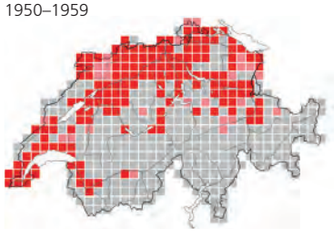


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

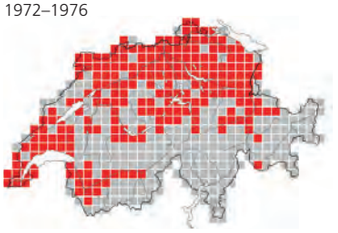


Patenschaft
Chris & Käthi Takken-Sahli

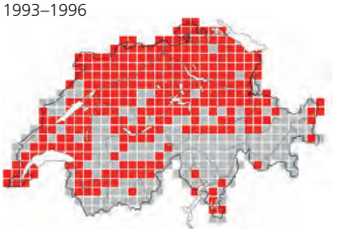
1950–1959



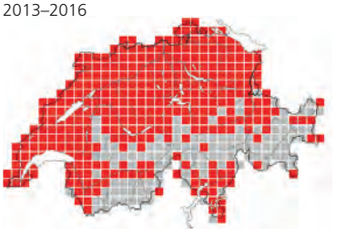
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Karmingimpel

Carpodacus erythrinus
Roselin cramoisi
Ciuffolotto scarlatto
carmesin
Common Rosefinch



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 50–70 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 319, 420

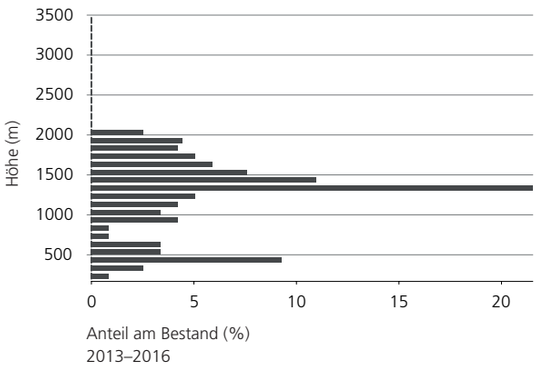
Das Areal des Karmingimpels erstreckt sich von Mittel- und Nordeuropa gegen Osten; die Schweiz liegt an der westlichen Verbreitungsgrenze. Hierzulande brütet er hauptsächlich in den Alpentälern rund um das Furkagebiet, so im Obergoms VS und im Urserental UR, sowie in den nördlichen Voralpen. Die Brutzeitnachweise in den Niederungen dürften mehrheitlich umherstreifende, nicht verpaarte Männchen betreffen. Der Karmingimpel besiedelt halboffene, mit Gebüschgruppen durchsetzte Wiesenlandschaften in der Nähe von Gewässern, Mooren oder Feuchtwiesen, vor allem zwischen 400 und 2000 m. Brutnachweise gelingen nur selten, der höchste stammt aus Selva GR auf 1540 m [AtCH2]. Die höchsten Nachweise von Sängern erfolgten auf 2050 m bei Leukerbad VS (D. Zollinger)[3] sowie auf 2020 m bei Wassen UR (S. Nussbaumer) und bei Savognin GR (A. Sonder).

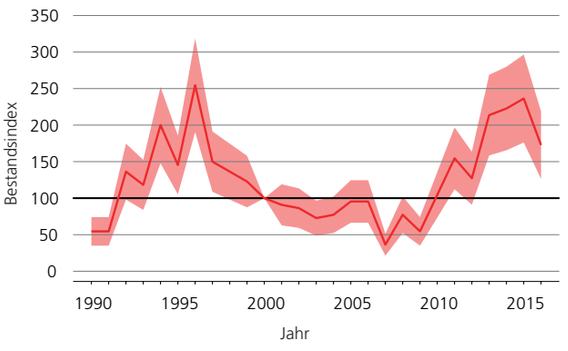
Im Zuge einer Ausbreitungswelle nach Westen erreichte der Karmingimpel 1979 die Schweiz, und 1983 fand hierzulande der erste Brutversuch statt [VdS]. Ab 1988 nahm die Zahl der Reviere und auch der Bruten deutlich zu. Im Vergleich zu 1993–1996 wurde der Karmingimpel in etlichen Atlasquadraten neu nachgewiesen, vorwiegend in der Zentralschweiz, im Berner Oberland und im Wallis. Nur einige wenige Gebiete in den Voralpen und im Jura blieben verwaist. Der Bestandsverlauf war indes komplexer: Nach einem Zwischenhoch 1993–1996 mit 26–56 Revieren sank der Bestand bis 2007 wieder auf 8 Reviere. Eine ähnliche Entwicklung konnte in dieser Zeitspanne in vielen Ländern an der westlichen Verbreitungsgrenze festgestellt werden, so beispielsweise im östlichen Frankreich [AtF], in Deutschland [AtD] und in den Niederlanden[1]. Ab 2010 stieg der Bestand in der Schweiz aber wieder an und 2013–2016 wurden 39–53 Reviere erfasst.

Europaweit sind die Bestände nach der deutlichen Zunahme in den Neunzigerjahren allerdings nach wie vor rückläufig [EBCC]. Auch in Österreich, wo der Trend bis etwa Ende der Neunzigerjahre positiv war, ist er neuerdings wieder negativ[2]. In Vorarlberg wurde der Bestand 2001 noch auf 10 Reviere geschätzt; nach 2007 erfolgten aber nur noch wenige Einzelnachweise [AtV, 4, 5]. Die Gründe dieser Schwankungen sind mehrheitlich unbekannt. Ebenso ist unklar, warum die Bestände in der Schweiz im Gegensatz zu anderen Gebieten am Arealrand wieder zunehmen.

Simon Hohl

[1] Boele et al. (2015); [2] Dvorak et al. (2017); [3] Posse (2012); [4] Trösch et al. (2010); [5] Trösch et al. (2013a)

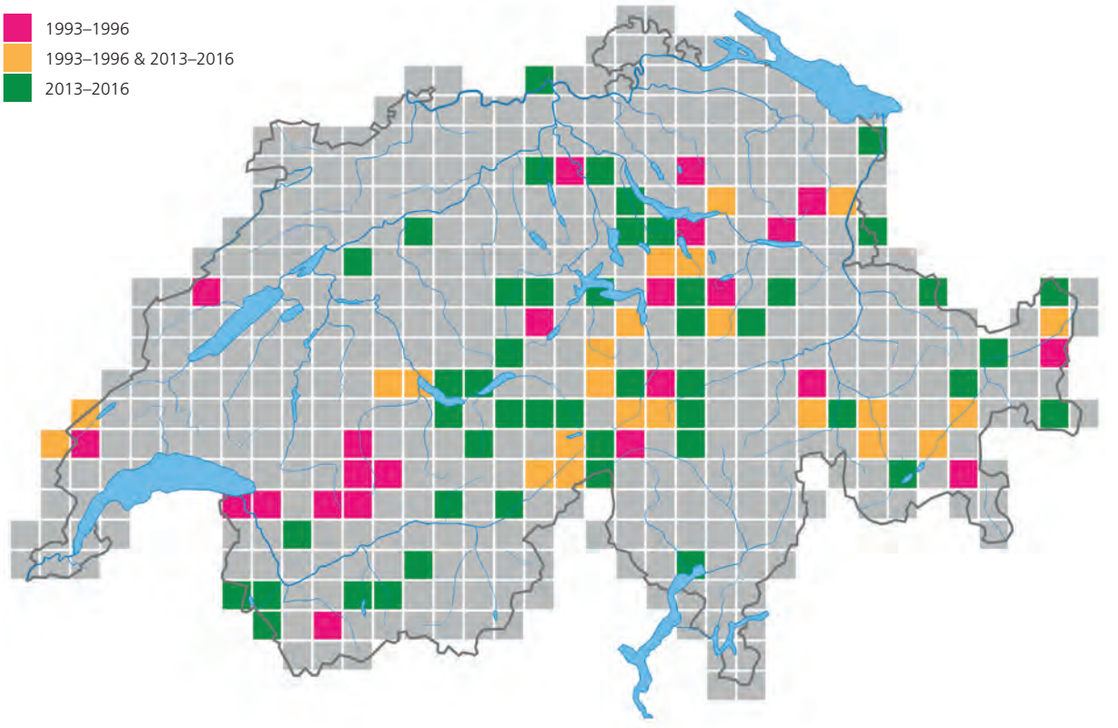




Reviere 2013–2016

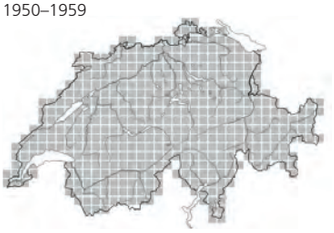


Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Anita & René Brunner

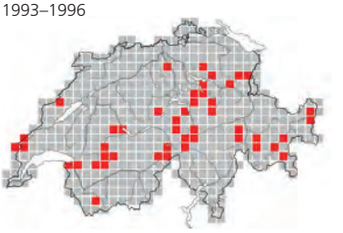
1950–1959



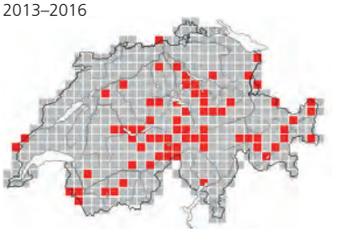
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Gimpel

Pyrrhula pyrrhula
Bouvreuil pivoine
Ciuffolotto
prelat
Eurasian Bullfinch



Markus Johannsen

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 40 000–75 000 Paare (2013–2016)

Focus –

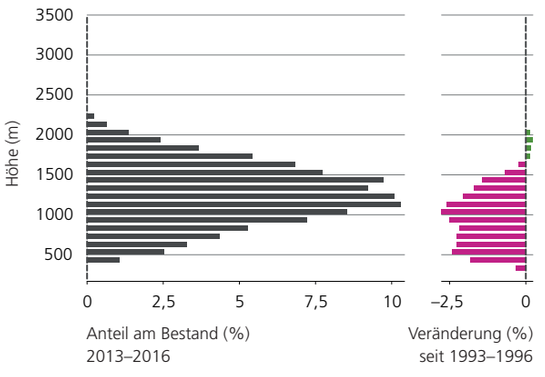
Der Gimpel ist ein anpassungsfähiger Waldbewohner, der bevorzugt Wälder mit dichtem Unterwuchs und hohem Nadelholzanteil besiedelt. Aufforstungen, Jungwüchse, Dickichte und Lichtungen sind ebenfalls beliebt. Stellenweise bewohnt der Gimpel auch Parks, Friedhöfe und Gärten. Wichtig ist ein hohes Nahrungsangebot an Knospen, Sämereien und Beeren. Entsprechend ist der Gimpel in der Schweiz in der montanen und subalpinen Stufe wesentlich häufiger als in den Niederungen und hat in Lagen zwischen 900–1700 m die grössten Bestände. Hohe Dichten erreicht der Gimpel vorab im westlichen Jura, entlang der Flanken der Alpenhaupttäler und in den Voralpen, wohingegen Regionen wie der östliche Jura, der Randen SH, der Alpstein und das westliche Tessin eher dünn besiedelt sind. Die höchsten Brutzeitnachweise gelangen wie 1993–1996 an der oberen Waldgrenze auf 2200–2300 m, so bei Tschierv GR (M. Hofer, M. Müller).

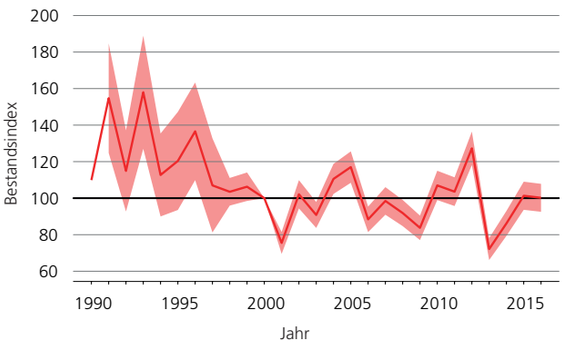
Seit 1993–1996 zeigen sich grossflächig leichte Rückgänge, namentlich in den Gebieten mit aktuell hohen Dichten im Jura, in den Voralpen und in Teilen der Alpen. Regional konnte der Gimpel in Graubünden, im oberen Tessin und im Wallis auch leicht zulegen. Die Abnahmen in den Niederungen werden durch Studien am Bodensee (Bestandseinbruch zwischen 1980 und 2010 um 82 %) [AtBo], im Kanton Zürich (Rückgang zwischen 1988 und 2008 um zwei Drittel) [AtZH] sowie im Kanton Genf [AtGE] gestützt.

Das «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB) weist für 1999–2016 auf eine trotz starken Fluktuationen stabile Situation oberhalb von 1000 m hin, jedoch auf eine Abnahme in den Lagen darunter. Auch in Frankreich hat nach einer starken Expansion im 20. Jahrhundert wieder ein Rückgang eingesetzt, namentlich in den Tieflagen [AtF]. In Deutschland nehmen die Bestände im Norden zu, andernorts eher ab [AtD]. In Österreich ist der Trend positiv [5], in Italien dagegen negativ [2], ebenso europaweit [EBCC]. Die Gründe für diese ausgeprägten Zu- und Abnahmen sind nicht ausreichend geklärt. In den Niederungen könnte die mittlerweile reduzierte forstliche Förderung der Fichte und anderer Nadelbäume [1] den Rückgang miterklären. Grossräumig dürften weitere Lebensraumveränderungen, die Klimaerwärmung und die Wiedererstarkung der Sperberbestände mitverantwortlich sein [AtF, ClimAt, EBBA1, VdS, 3, 4].

Hans Schmid

[1] Rigling & Schaffer (2015a–d); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Marquiss (2010); [4] Proffitt et al. (2004); [5] Teufelbauer & Seaman (2017)

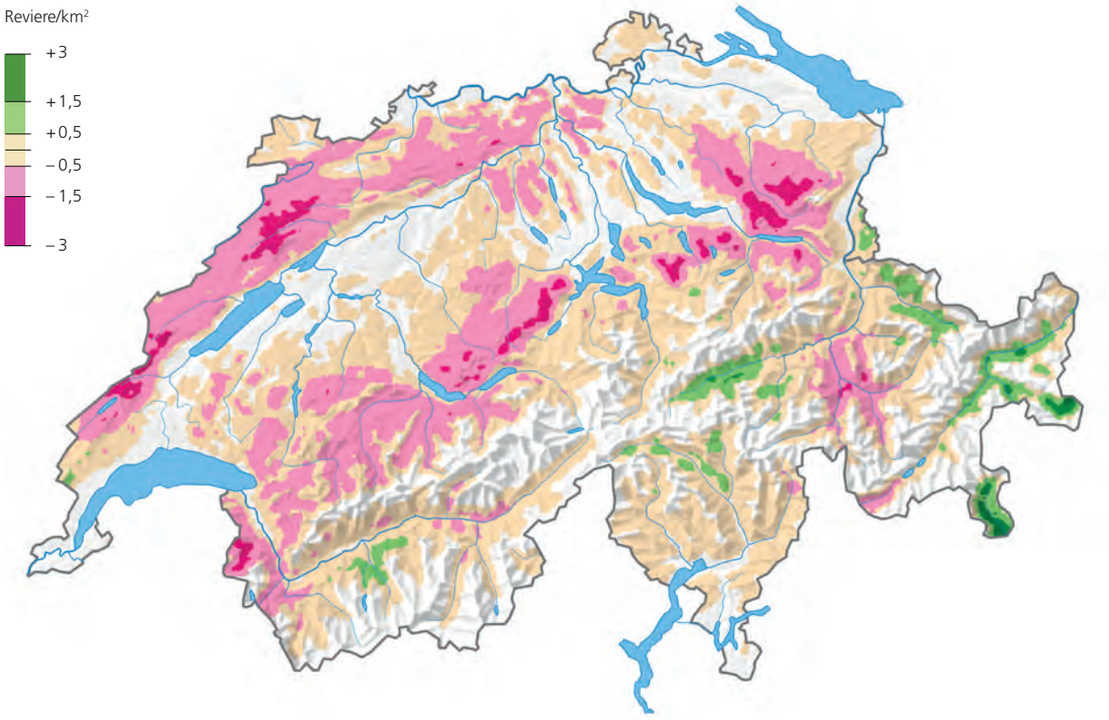




Dichte 2013–2016

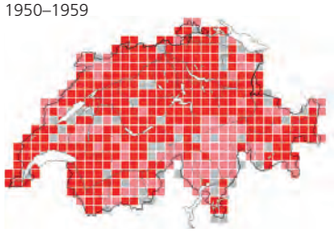


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

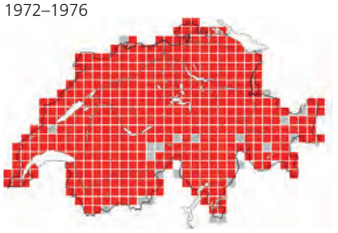


Patenschaft
Felix Girod & Beatrice Dollinger
Claude & André Huguet, Grand-Lancy
Liselotte & Hans Heinrich Siegrist, Muhen

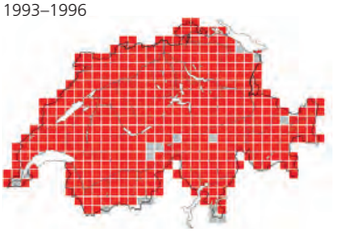
1950–1959



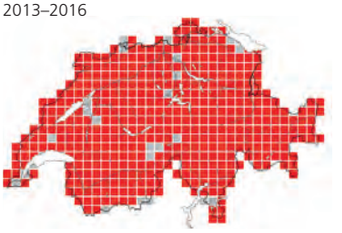
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Grünfink

Chloris chloris
Verdier d'Europe
Verdone
verdaun
European Greenfinch


Sandra Schweizer

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 90 000–120 000 Paare (2013–2016)

Focus –

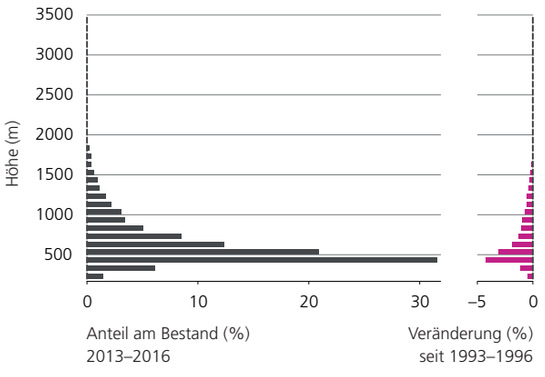
Als Kulturfolger kommt der Grünfink in der Schweiz vor allem in Dörfern und Städten des Mittellands mit parkartigen Grünflächen, Gärten, Alleen, Einzelbäumen, Hecken und begrünten Fassaden vor. Hier können in geeigneten Kilometerquadraten regelmässig über 15 Reviere gezählt werden. Der Grünfink brütet auch in Feldgehölzen und an Waldrändern, aber selten im geschlossenen Wald. Weil er sein Nest in Bäumen, Sträuchern, Kletter- und Schlingpflanzen mit guter Deckung anlegt, finden frühe Bruten meist in immergrünen, spätere auch in sommergrünen Gehölzpflanzen statt[HVM]. Oberhalb von 1000 m leben nur 10 % des Bestands. Die höchsten Brutnachweise betreffen Familien mit bettelnden Jungvögeln bei Hérémence VS auf 1950 m (E. Widmann) und bei Arosa GR auf 1930 m (J. Jelen). Den höchsten Sänger bemerkte C. Huwiler bei Zermatt VS auf 2230 m.

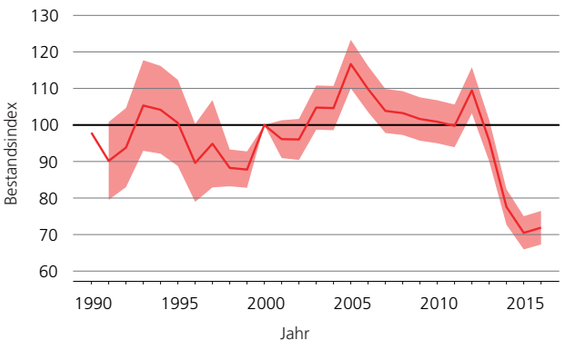
Der schweizerische Bestand schwankte seit 1990 ohne klaren Trend, bis er ab 2012 um 40 % einbrach. Der Vorstoss in höhere Lagen hat im Vergleich zu 1993–1996 an Schwung verloren. Seit 1993–1996 haben die Bestandsdichten am Genfersee, im Mittelwallis und im Südtessin leicht zugelegt. In der Ostschweiz und rund um die Dichtezentren Zürich und Basel sind sie etwas gesunken. Das deckt sich mit dem Rückgang von 10 % im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008[AtZH]. Am Bodensee beträgt die Abnahme von 1990 bis 2010 sogar 40 %[AtBo]. Negative Tendenzen zeigen sich in allen Nachbarländern; in Österreich haben sie sich seit 2011 deutlich verstärkt[AtD, AtF, 13, 15]. Der europäische Trend ist weitgehend konstant[EBCC]. In den Niederlanden hat der Bestand 2000–2010 dagegen um rund 50 % zugelegt[1].

Ein Grund für den aktuellen Rückgang in der Schweiz dürfte der vermutlich miserable Bruterfolg im nasskalten Frühjahr 2013 sein. Als gravierender könnte sich der Krankheitserreger *Trichomonas gallinae*[14] erweisen, der 2012 erstmals als mutmassliche Todesursache frischtoter Grünfinken diagnostizierte wurde. Dieser trat ab 2005 in Grossbritannien auf[4, 9]; es folgten Norddeutschland, Südfennoskandien und Estland[3, 8, 10, 11], ab 2012 auch Österreich und Slowenien[2]. Seit 2005 hat er die Bestände in Grossbritannien um über 60 %[7, 12] und in Finnland um etwa 70 %[5, 6] reduziert. Ein ähnliches Szenario ist in naher Zukunft auch für die Schweiz nicht auszuschliessen.

Johann von Hirschheydt

[1] Boele et al. (2012); [2] Ganas et al. (2014); [3] Hörak & Männiste (2016); [4] Lawson et al. (2012); [5] A. Lehikoinen, pers. Mitt.; [6] Lehikoinen et al. (2013); [7] Massimino et al. (2017); [8] Neimanis et al. (2010); [9] Pennycott et al. (2005); [10] Peters & Ludwichowski (2010); [11] Peters et al. (2009); [12] Robinson et al. (2010); [13] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [14] Teubenbacher (2017a); [15] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

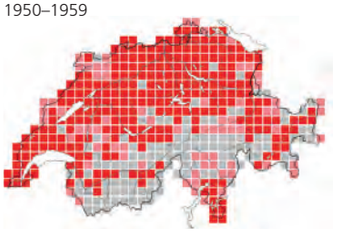


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

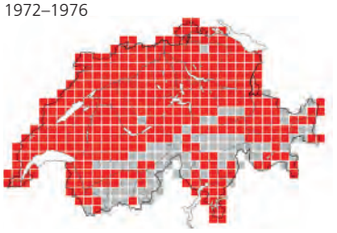


Patenschaft
Susanna Komenda-Zehnder

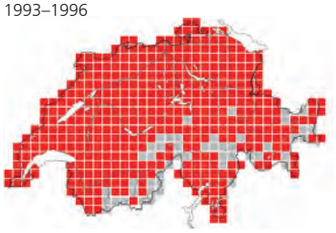
1950–1959



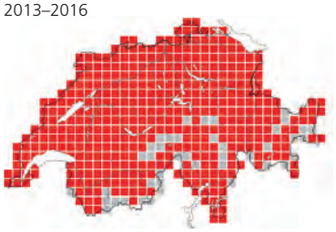
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Bluthänfling

Linaria cannabina
Linotte mélodieuse
Fanello
chanvalin
Common Linnet



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 25 000–30 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 276, 532

Der Bluthänfling ist in der ganzen Schweiz verbreitet. Schwerpunkte gibt es in den Voralpen, im Genferseegebiet sowie in Teilen des Juras und der Zentralalpen. Weite Teile des Mittellands und des Tessins sind nur noch spärlich besiedelt. Der Bluthänfling bewohnt offene und halboffene Lebensräume, als Kulturfolger ist er auch in Rebbergen, Landwirtschaftsgebieten und Ruderalstandorten anzutreffen.

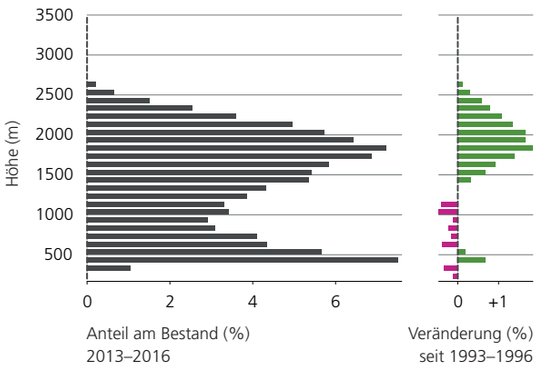
Der Grossteil des Bestands brütet im Kulturland zwischen 400 und 600 m und in den halboffenen Lebensräumen zwischen 1400 und 2200 m. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 8 Reviere gezählt werden. Der höchste Brutnachweis gelang auf 2390 m bei Albinen VS (B. Guibert). Beobachtungen von Sängern erfolgten bis auf 2640 m bei Bourg-St-Pierre VS (J.-L. Carlo).

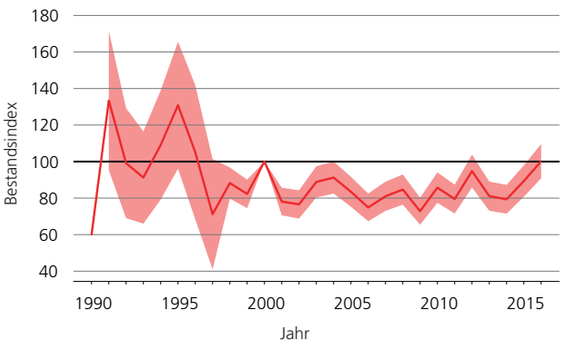
Der Bluthänfling hat seit 1993–1996 grosse Teile des Mittellands abseits des Genfersees weitgehend geräumt. Starke Abnahmen wurden im Kanton Zürich zwischen 1988 und 2008 (–68 %) [AtZH] und am Bodensee zwischen 1980 und 2010 (–91 %) [AtBo] festgestellt. Grössere Zunahmen seit 1993–1996 gab es in den Voralpen, was in einem Dichteanstieg zwischen 1500 und 2500 m resultierte, und im Genferseegebiet. Rückgänge fanden vor allem im Jura und unterhalb von 1500 m statt. Der Bestand in der Schweiz ist seit 2000 in etwa stabil geblieben. Dies ist vermutlich auf den grossen Anteil des Bestands in höheren Lagen zurückzuführen, der noch nicht so stark von der Intensivierung betroffen ist wie in tieferen Lagen, in denen es deutliche Verluste gab. In Europa hat der Bluthänfling seit 1994 rund die Hälfte seines Bestands eingebüsst [EBCC]. Auch in den Nachbarländern werden starke Rückgänge festgestellt [AtD, AtF, 2, 8, 9].

Der Bluthänfling ist durch die Intensivierung der Landwirtschaft, den Pestizideinsatz und den Verlust von Ruderal- und Pionierstandorten bedroht [VdS, 2]. In tieferen Lagen kann er sich noch in Gebieten mit extensiver Landwirtschaft halten [AtCH2, AtGE, 3], aber auch hier gibt es Rückgänge [7, 10]. In Rebbauregionen dagegen nimmt der Bestand zu. In Lagen über 1500 m profitiert der Bluthänfling vermutlich vom Aufkommen von Gebüschwald einerseits [1, 4] und Beweidung andererseits [6]. Die anhaltende Intensivierung der Landwirtschaft führt jedoch auch in den höheren Lagen bereits zu Bestandsrückgängen [5].

Livio Rey

[1] Bauer et al. (2005); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Birrer et al. (2007a); [4] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [5] Korner et al. (2017); [6] Laiolo et al. (2004); [7] Martinez & Birrer (2017); [8] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [9] Teufelbauer & Seaman (2017); [10] Weggler & Schwarzenbach (2011)





Dichte 2013–2016

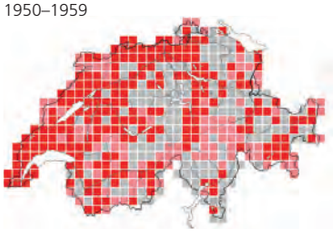


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

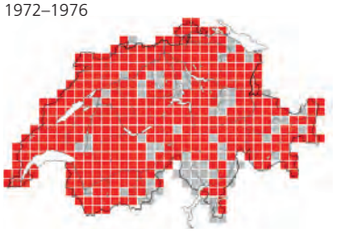


Patenschaft
André Ducry & Esther Dähler

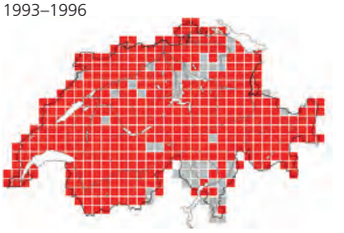
1950–1959



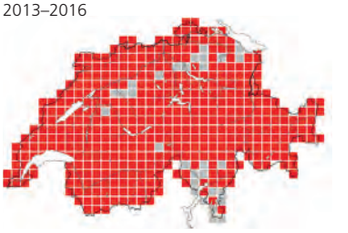
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Vielfältige Vogelwelt der Rebberge

Heidelerche, Zaunammer, Wendehals, Wiedehopf und Bluthänfling – trotz intensiver Bewirtschaftungsweise können Rebberge diesen selten gewordenen Vogelarten einen Lebensraum bieten. Eine partielle Bodenbegrünung zwischen den Rebzeilen in Kombination mit Heckenstrukturen fördert die Vogelwelt sowohl im Sommer- als auch im Winterhalbjahr.

Südexponierte, sonnendurchflutete Hänge in tiefen Lagen, die von kontinentalem Klima geprägt sind, bieten in der Schweiz beste Bedingungen für den Anbau der Weintraube. Obwohl im Wallis bereits vor rund 2000 Jahren erste Reben kultiviert wurden, sind Rebberge vor allem im Lauf des 20. Jahrhunderts stark vergrössert worden. Natürliche Habitate wie Felsensteppen und lichte Trockenwälder, aber auch traditionell genutzte Kulturen wie Hochstamm-Obstgärten, extensive Wiesen und Weiden mussten weichen. Heutzutage werden Reben vielerorts flächendeckend kultiviert und dominieren das Landschaftsbild, besonders in den inneralpinen Trockentälern (Wallis, Rheintal), entlang des Genfersees und am Jurasüdfuss. In der Schweiz sind rund 157 km^2 als Weinbaufläche deklariert; dies entspricht rund 1,5 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche[5]. Doch trotz des flächenmässig geringen Anteils und der oft intensiven Bewirtschaftungsweise können Rebberge lokal einen bedeutenden Lebensraum für seltene Vogelarten darstellen.

Wertvolle Landschaftselemente eines Rebbergs

Trockensteinmauern, Einzelbüsche, Niederhecken und artenreiche Trockenrasen sind wichtige Strukturen für Vogelarten, die wegen ihres Bestandsrückgangs mittels spezieller Projekte gefördert werden sollten. Zu diesen Prioritätsarten gehören beispielsweise Gartenrotschwanz und Neuntöter[2, 3, 9, 10]. Allerdings reichen solche Landschaftselemente meist nicht aus, um diese Arten wirksam zu fördern. Erst in Kombination mit einer nachhaltigen und biodiversitätsfreundlichen Bewirtschaftung der Rebparzellen entfalten diese Elemente ihre positive Wirkung. Innerhalb der Produktionsflächen stellt eine artenreiche Bodenbegrünung mit einer vielfältigen Insektennahrung die wichtigste biodiversitätsfördernde Massnahme dar, was eine gleichzeitige Reduktion des Herbizideinsatzes verlangt. Heidelerche und Bluthänfling sind typische Brutvogelarten, die in den letzten Jahrzehnten von der Zunahme der Begrünung in Rebbergen profitiert haben.



Julien Mazenauer

Kleinstrukturen wie Trockensteinmauern, Hecken und Trockenrasen in Weinbaugebieten fördern die Vogelwelt.



Laura Bosco

Von partiell begrünten Rebbergen profitieren diverse Vogelarten sowohl im Sommer- als auch im Winterhalbjahr.



Ralph Martin

Für die Heidelerche sind Rebberge der wichtigste Lebensraum in der Schweiz.

Für den schweizerischen Bestand von Heidelerche, Wendehals und Wiedehopf bilden Rebberge einen wichtigen Lebensraum. Während der Brutzeit findet die Futtersuche vorzugsweise in nur teilweise begrünten Rebbergen statt, in denen Insekten am Boden und in der lockeren Vegetation leicht entdeckt und erbeutet werden können. Das Optimum liegt bei rund 50 % Begrünung, d.h. jede zweite Rebzeile ist begrünt [1, 7, 11]. Bei der Heidelerche steht diese Präferenz bei der Futtersuche im Gegensatz zur Vorliebe für den Neststandort am Boden, der in dichter und hoher Vegetation liegt [4, 8]. Eine mosaikartige Vegetationsstruktur, hervorgegangen aus einer spontanen Vegetationsentwicklung, scheint somit essenziell, um den vielfältigen Bedürfnissen der Heidelerche während ihres Lebenszyklus gerecht zu werden. Für Wendehals und Wiedehopf ist es wichtig, dass viel Vegetation kurz bleibt, damit die Insekten auch erreichbar sind [6, 11, 12]. Dies kann mit alternierender Mahd oder Bodenbearbeitung in jeder zweiten Rebzeile erreicht werden, was ebenfalls eine vielfältige Vegetationsstruktur fördert.

Die Zaunammer ist eine weitere Prioritätsart, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in reich strukturierten Rebbergen hat, insbesondere am Jurasüdfuss, am Genfersee und im Zentralwallis. Hier bieten Einzelbäume und Büsche Deckung und Nistmöglichkeiten und begrünte Rebberge bieten ganzjährig genügend Nahrung.

Artenreiche Vogelwelt im Winterhalbjahr

Im Winterhalbjahr werden die südexponierten, häufig schneefreien Hänge von vielen Finken (z.B. Buchfink, Grünfink, Stieglitz, Girlitz) und Drosseln (z.B. Misteldrossel, Wacholderdrossel) besucht. Die Vorliebe für Kleinstrukturen, insbesondere Hecken und Feldgehölze, ist im Winter noch ausgeprägter als im Sommerhalbjahr [7]. Eine artenreiche Bodenbegrünung spielt auch im Winterhalbjahr eine zentrale Rolle, wobei eine geschlossene Vegetationsdecke bevorzugt wird [7]. Um den ökologischen Ansprüchen unterschiedlichster Vogelarten ganzjährig gerecht zu werden, stellt somit eine partielle Begrünung, wo jede zweite Rebzeile begrünt wird, einen guten Kompromiss dar.

Eine vielfältige Zukunft?

Die Zukunft der Artenvielfalt in den Rebberggebieten ist jedoch ungewiss. Auch in den Rebbergen schreitet die Zersiedelung voran. So werden pflanzen- und tierreiche Südlagen in Siedlungsraum umgewandelt. Der Verlust und die Fragmentierung der verbleibenden Rebbergflächen ziehen negative Effekte auf die Artenvielfalt nach sich. Es gibt aber auch Lichtblicke: Dank finanziellen Anreizen konnte die Fläche begrünter und strukturierter Rebberge in der Schweiz in den letzten Jahren stetig gesteigert werden. Dass selbst im Wallis, wo die Bodenbegrünung aufgrund der geringen Niederschlagsmenge nicht vorgeschrieben ist, rund 20 % der Fläche (rund 10 km^2) begrünt werden, stimmt zuversichtlich. Es bleibt zu hoffen, dass nachhaltige Produktionswege, die eine Begrünung der Rebberge und die Reduktion von Pestiziden nach sich ziehen, zum langfristigen Erhalt einer ökologisch wertvollen Kulturlandschaft führen – sowohl zum Wohl der Bevölkerung als auch einer bedrohten Vogelwelt.

Alain Jacot & Laura Bosco

[1] Arlettaz et al. (2012); [2] Assandri et al. (2016); [3] Assandri et al. (2017); [4] Bühler et al. (2017); [5] Bundesamt für Statistik (2016b)/Office fédéral de la statistique (2016c); [6] Duplain et al. (2015); [7] Guyot et al. (2017); [8] Mallord et al. (2007); [9] Posse et al. (2011); [10] Scandolara & Lardelli (2017); [11] Schaub et al. (2010b); [12] Schuck & Lanz (2017)

Species Seiten 272, 280, 312, 358, 470, 530, 556

Birkenzeisig

Acanthis flammea
Sizerin flammé
Organetto
zaisch da laresch
Redpoll



Bernhard Herzog

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 15 000–20 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 314

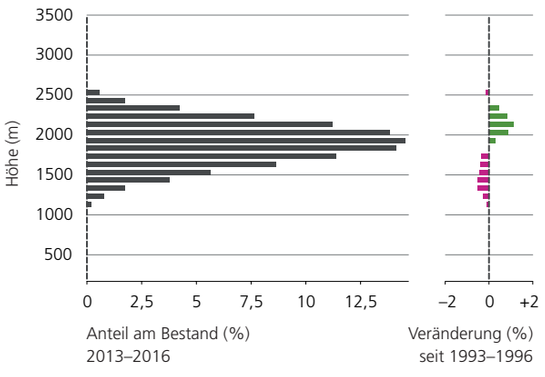
In der Schweiz kommt der Birkenzeisig in den Alpen sowie vereinzelt im Jura vor. Er bewohnt in höheren Lagen lichte Baumbestände, Grünerlengebüsch mit angrenzenden Wiesen oder Weiden und Flussauen, in den Voralpen auch Hochmoore. Teilweise besiedelt er auch Parks und Gärten [AtNE]. Die höchsten Dichten erreicht er in Walliser Tälern, im Gotthardmassiv und in Südbünden. Der Grossteil der Population brütet zwischen 1500 und 2300 m. In geeigneten Kilometerquadraten werden regelmässig über 8 Reviere gezählt. Die höchsten Bruten wurden auf 2300–2400 m gefunden [AtCH2, ID], Brutzeitbeobachtungen gelangen bis auf 2610 m bei Flims GR (M. Schuck). Brutnachweise in tiefen Lagen (v.a. im Rhonetal VS), die seit etwa 1968 bekannt sind [VdS], konnten nicht mehr erbracht werden. Die tiefsten Sänger in jüngster Zeit wurden 2016 auf 460–470 m bei Martigny VS, Fully VS und Ardon VS notiert (B. Posse, B. Volet, K. Junker).

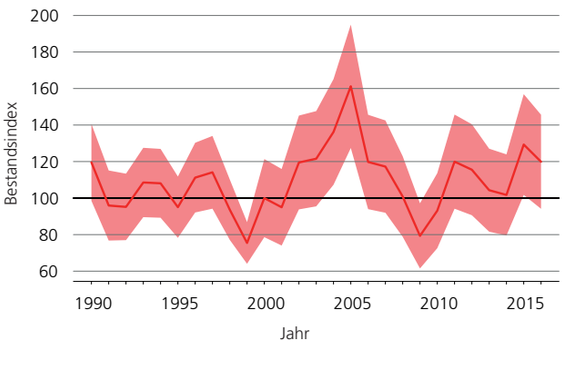
Seit 1993–1996 gab es kaum Veränderungen, weder in der Verbreitung noch in der Bestandsdichte und der Höhenverbreitung. Der Bestand des Birkenzeisigs in der Schweiz schwankt seit 1990 stark, blieb aber ausser einem Anstieg von 2000 bis 2005 und anschliessenden Rückgang etwa auf demselben Niveau. Im Neuenburger Jura ging er zumindest stellenweise ab 1999 zurück [AtNE]. Am deutschen Bodenseeufer hingegen nahm der kleine Brutbestand zwischen 1980 und 2010 deutlich zu [AtBo].

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts breitet sich der Birkenzeisig von Grossbritannien und den Alpen ausgehend aus und hat so weite Teile Mitteleuropas besiedelt. Er profitierte dabei insbesondere von grossräumigen Aufforstungen mit Nadelhölzern [3, 4]. Seit den Neunzigerjahren ist diese Expansion grösstenteils abgeschlossen [VdS], in Europa nimmt der Bestand leicht ab [EBCC]. Dies ist vor allem auf Rückgänge in nördlichen Ländern zurückzuführen [RLEU], wobei die Ursachen nicht bekannt sind [2]. Der Bestand in den Nachbarländern ist mehrheitlich stabil. In Deutschland [AtD], Frankreich [AtF] und Österreich [7] fluktuiert er ohne eindeutigen Trend, in Italien fand 2000–2014 ein leichter Rückgang statt [5]. In Österreich wurden die tieferen Lagen offenbar ebenfalls geräumt [6]. Negativ auf die Vorkommen wirken sich lokal vor allem Zersiedelung, sterile Gärten und forstliche Eingriffe aus [1].

Livio Rey

[1] Bauer et al. (2005); [2] Burgess et al. (2015); [3] Ernst (1988); [4] Ernst (1998); [5] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [6] Teufelbauer (2014); [7] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

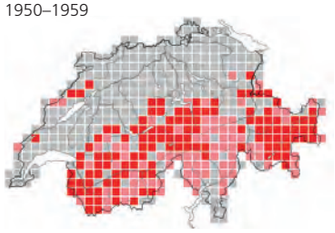


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

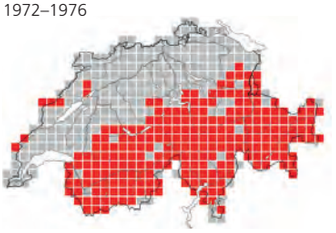


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

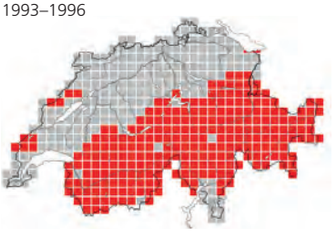
1950–1959



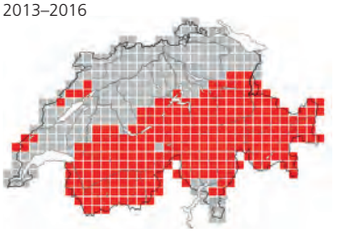
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Fichtenkreuzschnabel

Loxia curvirostra
Bec-croisé des sapins
Crociere
cruscharel
Red Crossbill



Alexander Erdbeer

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 25 000–35 000 Paare (2013–2016)

Focus –

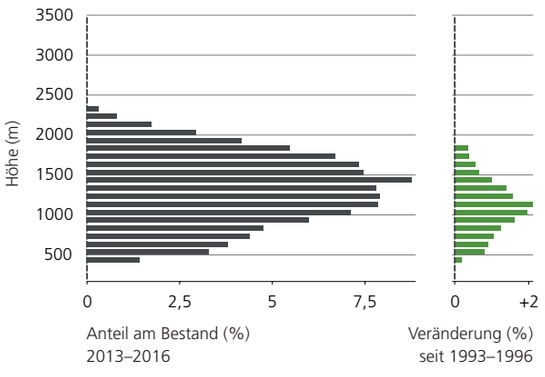
Der Fichtenkreuzschnabel bevorzugt Fichtenwälder, besiedelt aber auch Lärchen- und Föhrenwälder. Er kann von den Niederungen bis zur oberen Waldgrenze brüten. Übereinstimmend mit der Verbreitung der Fichte siedeln gut 85 % des Schweizer Bestands zwischen 700 und 2000 m, mit den höchsten durchschnittlichen Dichten zwischen 1100 und 1900 m. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen im Unterengadin GR, im Münstertal GR, in Mittelbünden, entlang des westlichen Alpennordhangs und im westlichen Jura. Der bisher höchste Brutverdacht betrifft ein nestbauendes Paar 2012 bei Samedan GR auf 2240 m (T. Wehrli).

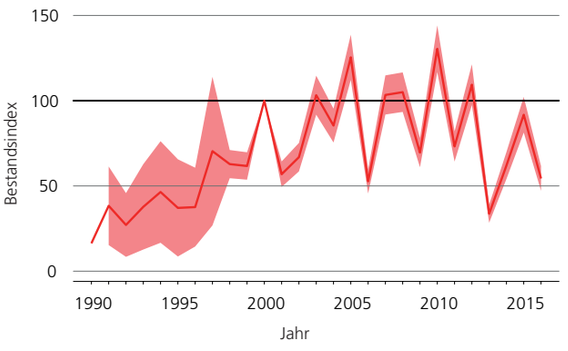
Wegen seiner Spezialisierung auf Samen von Nadelbäumen, insbesondere der Fichte, ist die Bestandsentwicklung des Fichtenkreuzschnabels massgeblich von der Samenproduktion beeinflusst [AtCH2, HVM]. Im Vergleich zu 1993–1996 sind die Bestände deutlich höher. Angesichts der jährlich sehr stark schwankenden Zahlen darf diese Entwicklung jedoch nicht überbewertet werden. So war der Trend nach 2010 eher negativ, aber 2017 erreichte der Bestandsindex fast wieder dasselbe Niveau wie 2010. Seit 1993–1996 stieg die Dichte auf allen Höhenstufen etwa proportional zum jeweiligen Bestandsanteil an. Während die schweizweite Verbreitung mehr oder weniger unverändert blieb, kam es regional zu unterschiedlichen Entwicklungen der Bestandsdichte, die wohl mit regionalen Unterschieden der Samenproduktion der Nadelbäume zusammenhängen. In Deutschland, Frankreich und Italien schwanken die Bestände ebenfalls von Jahr zu Jahr stark, sind aber insgesamt stabil [AtD, AtF, RLEU]. Dagegen ist der Trend in Österreich leicht negativ [5].

Je nach Nahrungsverfügbarkeit kann der Fichtenkreuzschnabel ganzjährig brüten, aber auch in andere Regionen abwandern oder von dort aus invasionsartig in der Schweiz auftreten [HVM, VdS, 3]. In Jahren nach einer Fichtenmast [7] sind die Bestände daher meist hoch [AEn, VdS, 2]. So entwickelten sich die Populationen in der Schweiz, in Österreich und Tschechien zwischen 1998 und 2015 weitgehend parallel [6]. Als Folge der Klimaerwärmung wird sich die Fichte aus dem Mittelland und den tiefen Lagen der Voralpen zurückziehen [1] und die jahreszeitliche Verfügbarkeit der Samen von Nadelbäumen verändern [4]. Die Zukunft des Fichtenkreuzschnabels ist daher in den tieferen Lagen ungewiss.

Martin Spiess

[1] Allgaier Leuch et al. (2017a–b); [2] Förschler et al. (2006); [3] Newton (2006); [4] Santisteban et al. (2012); [5] Teufelbauer & Seaman (2017); [6] Teufelbauer et al. (2017); [7] Wohlgemuth et al. (2016)





Dichte 2013–2016

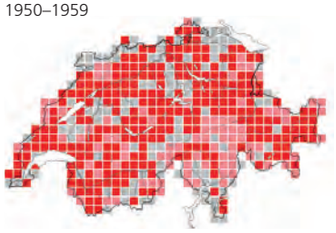


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

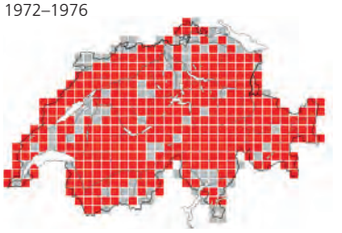


Patenschaft
Sylvie Nicoud, Prilly

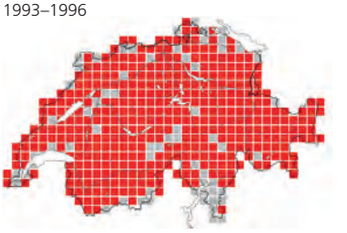
1950–1959



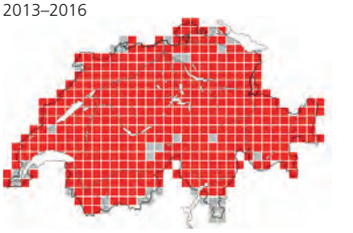
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Stieglitz

Carduelis carduelis
Chardonneret élégant
Cardellino
chardelin
European Goldfinch



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 50 000–70 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 314

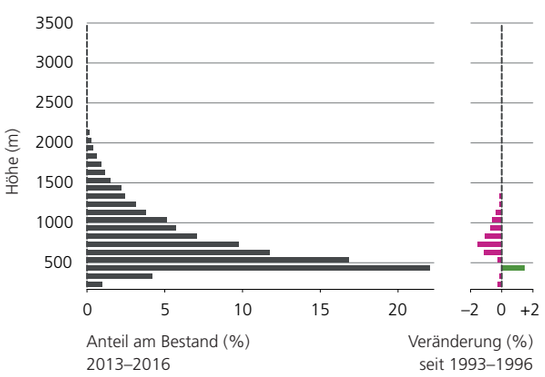
Als Kulturfolger hält sich der Stieglitz gerne im Bereich menschlicher Siedlungen auf. Er ist auf ein reiches Samenangebot angewiesen, das er auf Ruderalstandorten, in artenreichen Wiesen und an Borden findet. Obstgärten, Weinberge, Kiesgruben, Gärten, Parks, aber auch strukturreiches Kulturland, Flussufer und abgestufte Waldränder bilden seinen Lebensraum. Hierzulande werden die Alpennordseite sowie die tieferen Lagen grösserer Alpentäler und des Tessins besiedelt. Rund 90 % des Bestands brüten unterhalb von 1300 m. Mittlere Dichten von über 2,5 Revieren/km² kommen nur unterhalb von 900 m vor. Der höchste Brutnachweis gelang auf der Riederalp VS auf 2060 m [AtCH2]. Familienverbände zeigten sich 2013–2016 verschiedentlich auf über 1900 m. Sporadisch werden Sänger noch höher festgestellt, so bei Tschierv GR auf 2190 m (D. Godly) oder früher bei Zermatt VS auf 2220 m [AtCH2].

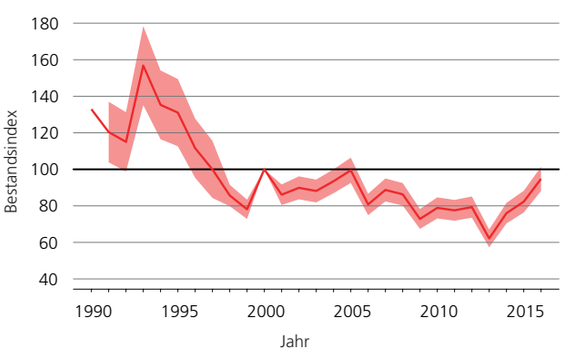
Seit 1993–1996 hat der Bestand laufend abgenommen, zeigt aber seit 2013 wieder einen Aufwärtstrend, der sich bis 2017 fortgesetzt hat. Vor allem in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten zwischen 600 und 1000 m haben sich die Bestände ausgedünnt, namentlich in den Freiburger Voralpen und im zentralen Mittelland, aber auch im Baselbiet. Dafür stieg die Dichte zwischen Genf und der Orbeebene VD, im Seeland BE/FR und in der Aareebene BE/SO an. Erhebungen im Kanton Zürich 1988 und 2008 ergaben einen leicht positiven Trend, vor allem im Siedlungsgebiet [AtZH]. Am Bodensee sank der Bestand zwischen 1990 und 2010 um 40 %, wobei die Entwicklung auf Schweizer Seite eher positiv ausfiel [AtBo]. Seit den Neunzigerjahren kam es auch in Deutschland, Frankreich und Italien zu Abnahmen [AtD, AtF, 4], in Österreich ist der Trend hingegen positiv [5]. Gesamteuropäisch sind die Bestände seit 1990 stabil [EBCC].

Im Siedlungsraum dürfte die Verdichtung und die zunehmende Versiegelung [1, 3], aber auch die intensive Pflege der Grünflächen zu einem verminderten Nahrungsangebot führen. Der intensive Unterhalt von Strassenrändern und -böschungen sowie die Beseitigung von Saumstrukturen wirken sich ebenfalls negativ aus. Biodiversitätsförderflächen in der Landwirtschaft haben gebietsweise einen positiven Effekt [6]. Zudem hat auch die Nahrungssituation in den Winterquartieren im Mittelmeerraum einen Einfluss auf den Stieglitzbestand [2].

Jael Hoffmann

[1] BAFU (2017a)/OFEV (2017b)/UFAM (2017)/FOEN (2017); [2] Bauer et al. (2005); [3] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [4] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [5] Teufelbauer & Seaman (2017); [6] Weggler & Schwarzenbach (2011)

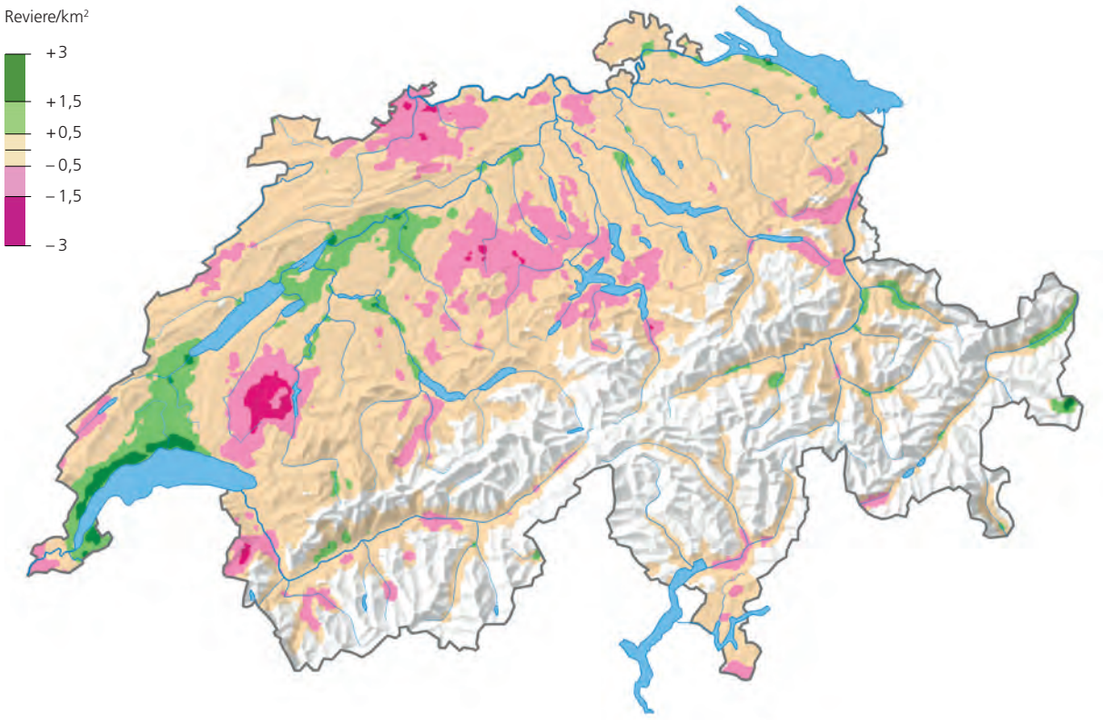




Dichte 2013–2016

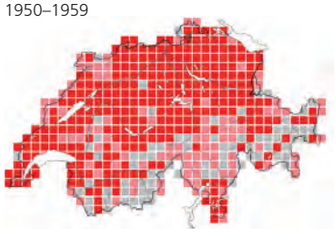


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

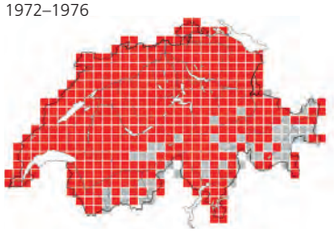


Patenschaft
Roswitha & Hans-Jörg Brey, Russikon
I. & Ch. Kuhn, Zürich
Matthias Meyer, Oberlunkhofen

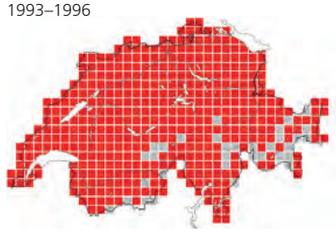
1950–1959



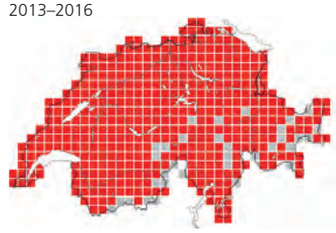
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Zitronenzeisig

Carduelis citrinella
Venturon montagnard
Venturone alpino
citronel
Citril Finch



Stefan Rieben

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 10 000–20 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 314, 542

Das Areal des Zitronenzeisigs beschränkt sich auf einige Gebirge Mittel- und Südwesteuropas. Die Alpen zählen mit den Pyrenäen und einigen nord- und zentralspanischen Gebirgen zu den wichtigsten Brutgebieten. Kleinere Vorkommen finden sich in Südspanien, am Mont Ventoux, im Zentralmassiv, im Jura, in den Vogesen und im Schwarzwald.

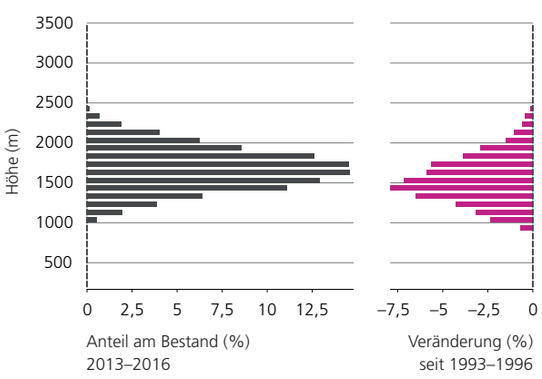
In der Schweiz kommt der Zitronenzeisig hauptsächlich im subalpinen Bereich der Alpen und in den Hochlagen im Jura vor. Er brütet in den Alpen ab etwa 1400 m, im Jura zuweilen ab 1200 m. Besiedelt werden lockere Nadelwälder vorwiegend im Bereich der Waldgrenze und im Übergangsbereich zu Weideflächen. Nach Schneefällen im Brutgebiet tritt der Zitronenzeisig temporär in tieferen Lagen auf. Nach der Brutzeit kann er bis auf 2500 m beobachtet werden. Die höchsten Siedlungsdichten werden in den westlichen und zentralen Voralpen sowie lokal im Jura erreicht. Gegen Osten und Süden nimmt die Dichte ab. Die niederschlagsärmeren Zentralalpen und Gebiete südlich des Alpenhauptkamms werden in geringerer Zahl besiedelt. Im Tessin ist der Zitronenzeisig seit jeher selten.

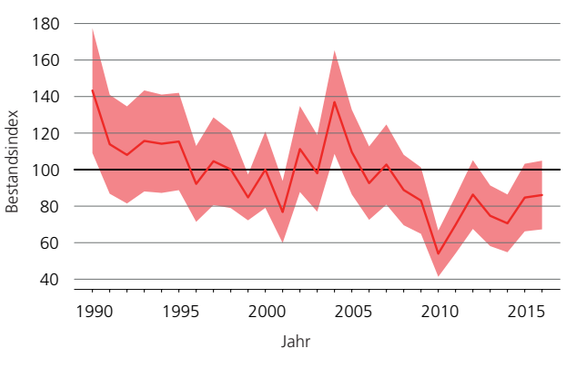
Die grossräumige Verbreitung hat sich seit 1993–1996 nur wenig geändert. Im zentralen Jura und am Alpennordrand wurde der Zitronenzeisig in einigen Atlasquadraten nicht mehr nachgewiesen. Die Veränderungen auf der Alpensüdseite sind auf Grund der sehr geringen Siedlungsdichte eher unbedeutend. Seit 2004 zeigt sich trotz grosser Schwankungen ein deutlicher Rückgang. Davon betroffen sind weniger dicht besiedelte Gebiete im Jura, im Wallis und in Graubünden, aber auch der Verbreitungsschwerpunkt in den Voralpen [AEn, 1, 2, 5, 8]. Die Abnahme ist in allen Höhenstufen feststellbar, aber in Lagen unterhalb von 1600 m proportional stärker. Vermutlich ist auch die untere Verbreitungsgrenze angestiegen. Einbussen sind auch in Vorarlberg [AtV] und in Deutschland belegt, besonders im Schwarzwald [AtD, 3, 4], sowie ebenso in Frankreich, dort speziell im Jura und in den Vogesen [AtF, 6, 7].

Die Gründe für die negative Entwicklung sind nicht bekannt. In Frage kommen durch intensivere Nutzung und Klimaerwärmung bewirkte Veränderungen der Pflanzengesellschaft sowie die Aufgabe der Waldweide. Offen ist, wie weit auch das Vordringen des Stieglitzes in Habitate des Zitronenzeisigs eine Rolle spielt.

Dominik Hagist & Hans Märki

[1] Beaud & Beaud (2018); [2] Christen (2017b); [3] Förschler (2006); [4] Förschler & Dorka (2010); [5] Glutz von Blotzheim (2007b); [6] Muller et al. (2017); [7] Paul (2011); [8] Sattler et al. (2017e–h)

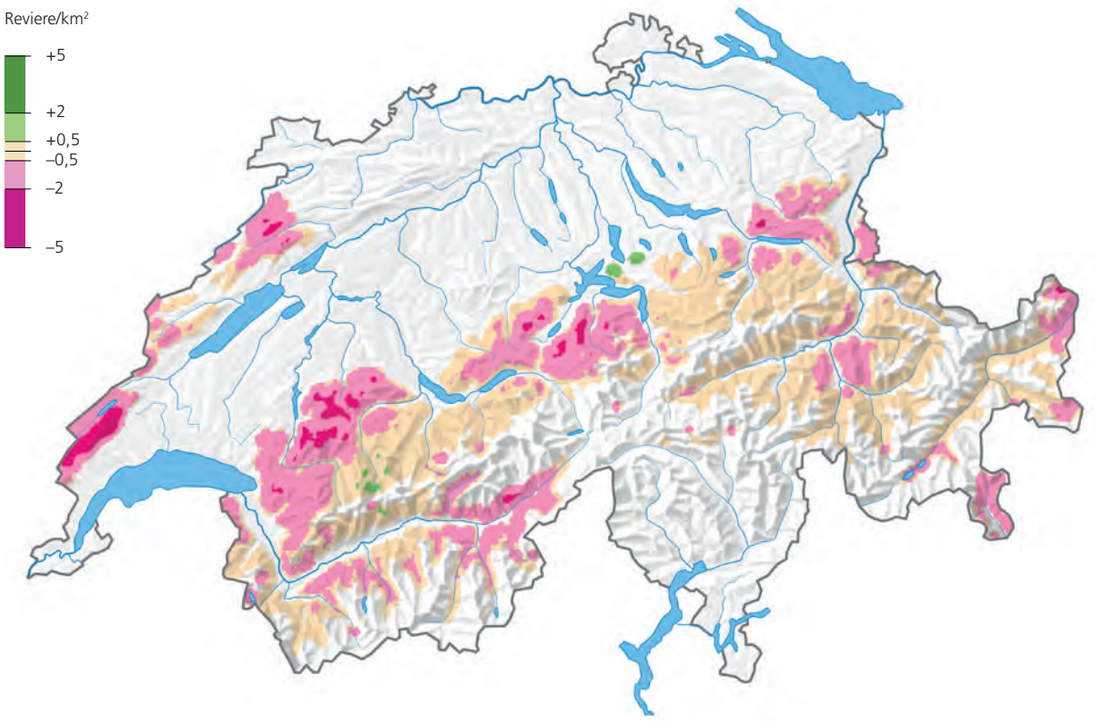




Dichte 2013–2016

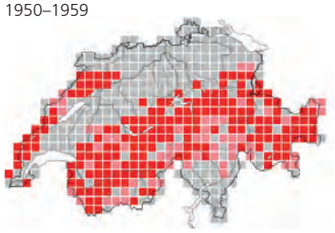


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

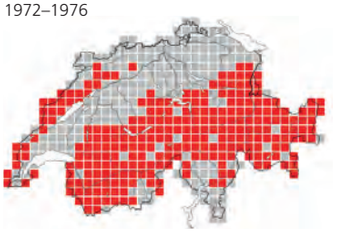


Patenschaft
Heidi Hofstetter, Zollikofen
Alain Morard, Ostermundigen

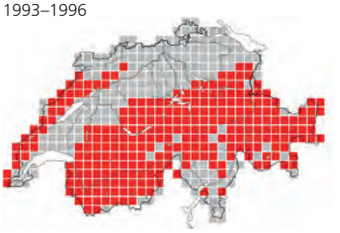
1950–1959



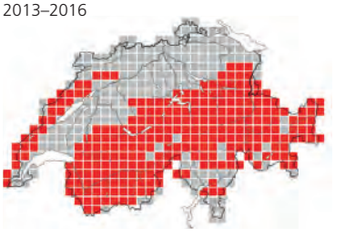
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Gebirgsnadelwälder und ihre spezielle Vogelwelt

In Gebirgsnadelwäldern der Alpen leben Arten mit südeuropäischer und solche mit borealer Hauptverbreitung im selben Lebensraum. Nach Jahrhunderten der Nutzung und teilweise auch Übernutzung werden heute viele subalpine Nadelwälder wieder vermehrt sich selbst überlassen, was in der Vogelwelt vor allem Gewinner, aber auch einzelne Verlierer hinterlässt.

Gebirgsnadelwälder bedecken die höhere montane und die subalpine Höhenstufe in den Alpen und sind gekennzeichnet durch das Fehlen der Buche in der Baumschicht[2]. Sie dominieren die bewaldete Fläche in den Alpen ab etwa 1500 m bis zur oberen Baumgrenze, kommen aber auf Standorten, auf denen die Buche nicht wachsen kann, regelmässig schon ab etwa 1100 m vor, sehr kleinflächig auch in noch geringerer Höhe[2].

Die weitaus häufigste Baumart ist die Fichte, gefolgt von der Tanne. In inneralpinen Tälern mit ausgeprägt kontinentalem Klima (kalte Winter, trockenwarme Sommer) werden diese beiden Arten oberhalb von rund 1900 m von der Arve und der Lärche abgelöst. Die Lärche bildet ausserdem in den Südalpen entlang der oberen Baumgrenze ausgedehnte Reinbestände. Auf extrem trockenen Böden, wo alle anderen Arten nicht mehr richtig wachsen können, bildet gelegentlich auch die Bergföhre reine Bestände. Die einzigen Laubbaumarten im Gebirgsnadelwald sind Vogelbeere, Bergahorn und Moorbirke. Auch die Grünerle ist in der betreffenden Höhenlage häufig und bildet reine Bestände, doch werden diese in der Regel nicht zum Wald, sondern zum Gebüschwald gezählt.

Viele Gebirgsnadelwälder haben, vor allem entlang der oberen Baumgrenze, einen locker-lückigen Aufbau, mit viel Lichteinfall bis zum Boden und lichtzeigenden Pflanzenarten im Unterwuchs[2]. Jahrhundertelange Bewirtschaftung durch Holznutzung und Beweidung hat diese schon von Natur aus offenen Wälder sogar noch stärker geöffnet sowie die obere Waldgrenze nach unten verschoben[5].



Pierre Mollet

Die Fichte ist die weitaus häufigste Baumart im subalpinen Nadelwald. Kommt Licht bis auf den Boden, gedeiht eine Verjüngung aus jungen Fichten und Pionierlaubhölzern wie der Vogelbeere, während feuchte Senken gelegentlich von Farnen überwachsen werden.

Vielfältige Vogelwelt in Gebirgsnadelwäldern

Die Avifauna in Gebirgsnadelwäldern ist in der Regel weniger artenreich als in tieferliegenden montanen Mischwäldern[AEn, 9, 13]. In einzelnen Studien bekannt gewordene aussergewöhnlich hohe Artenzahlen wurden mit dem besonders strukturreichen Waldaufbau als Folge von Sturm- und Borkenkäfereinflüssen erklärt[7, 8]. Die Artenzusammensetzung in subalpinen Nadelwäldern ist in mehrfacher Hinsicht besonders interessant. Zum einen leben hier Arten mit typischer nordisch-alpiner Verbreitung wie Dreizehenspecht oder Sperlingskauz zusammen mit Arten, deren Hauptverbreitung in Südeuropa liegt, wie Zitronenzeisig und Berglaubsänger. Andererseits sind die offenen bzw. halboffenen Wälder an der oberen Waldgrenze und am Rand von landwirtschaftlich genutzten Flächen von grosser Bedeutung für Arten wie den Baumpieper oder die Klappergrasmücke, die auf offene Flächen mit einzelnen Bäumen angewiesen sind.



Pierre Mollet

Arvenverjüngung an der oberen Baumgrenze. Tannenhäher tragen die Samen von den grossen Bäumen hangaufwärts und legen dort Depots an. Jene Samen, die sie nicht mehr finden, keimen. Damit sorgen die Vögel für eine Ausbreitung der Arve entlang des Höhengradienten. Solche locker mit Bäumen bestockte Zwergstrauchheiden und alpine Weiden sind hervorragende Lebensräume für Baumpieper, Zitronenzeisig und Klappergrasmücke.

In der Schweiz, aber vermutlich auch in den umliegenden Ländern mit grossem Anteil an den Alpen, gehören Gebirgsnadelwälder zu den wichtigsten Lebensräumen für den Vogelschutz im europäischen Kontext. Insgesamt 37 Vogelarten haben bei uns im internationalen Vergleich grosse Vorkommen, weshalb die Schweiz für sie eine hohe Verantwortung hat[1, 3, 4]. Die grössten Anteile an den gesamteuropäischen Populationen gibt es in der Schweiz zwar bei den alpinen Arten Bergpieper, Alpenbraunelle, Schneesperling und Alpendohle, aber auch von mehreren typischen Arten der subalpinen Nadelwälder wie Ringdrossel, Zitronenzeisig, Tannenhäher, Tannenmeise und Raufusskauz lebt ein jeweils überproportionaler Anteil der europäischen Population in der Schweiz[11].

Veränderungen in der Waldnutzung

Während Jahrhunderten wurden Gebirgsnadelwälder von der lokalen Bevölkerung mehr oder weniger intensiv genutzt. Häufig geschah dies in Form von gemischten landwirtschaftlich-forstlichen Bewirtschaftungssystemen, in denen beweidete Wälder sehr grosse Flächen einnahmen. Holz wurde aber auch grossflächig kommerziell genutzt, d.h. als Rohstoff ins Unterland verkauft, oder diente als Brennstoff für die Verhüttung von lokal gewonnenen Metallerzen[10]. Ab dem späten 19. Jahrhundert jedoch begannen sich die Lebensbedingungen der Bevölkerung in den Berggebieten in vieler Hinsicht grundlegend zu ändern, und diese Veränderungen wirkten sich auch auf die Waldbewirtschaftung und damit auf die Waldentwicklung aus. Erst verlor Holz als Brenn- und Baustoff zunehmend an Bedeutung, denn es wurde durch andere Materialien wie Kohle und Stahl verdrängt. Grössere kommerzielle Holznutzungen in den Gebirgsnadelwäldern gab es danach kaum noch. Die Entwicklung, die damit einsetzte, dauert bis heute an und ist in erster Linie gekennzeichnet durch einen starken Anstieg des Holzvorrats und damit auch von Altholz, aber auch durch eine Zunahme von Totholz. Während des 20. Jahrhunderts wurde zudem die Landwirtschaft im Berggebiet auf grossen Flächen aufgegeben, in erster Linie auf wenig ertragreichen Böden. Dies führte zu einer ausgedehnten Vergrösserung der bewaldeten Fläche – ebenfalls eine Entwicklung, die bis heute anhält.

Die Folgen dieser Veränderungen für die Vogelwelt der Gebirgswälder werden nur teilweise in avifaunistischen Daten sichtbar. Anzunehmen ist, dass die Zunahme des Holzvorrats vor allem die Lebensbedingungen für Spechte und damit auch für weitere Höhlenbrüter verbessert hat. Tatsächlich ist beispielsweise der Bestandsindex für die Haubenmeise zwischen 1999 und 2016 für die Wälder über 1500 m deutlicher angestiegen, im Gegensatz zum Index für die Wälder darunter. Andererseits gilt der Anstieg des Holzvorrats und die damit verbundene Verdichtung und «Verdunkelung» der Wälder als wichtige Rückgangsursache beim Auerhuhn[6]. Weiter ist zu vermuten, dass die «Verwaldung» von ehemaligem Landwirtschaftsland zu positiven Trends bei Arten junger Waldstadien, aber auch zu Negativtrends bei Arten offener und halboffener Flächen führte. Tatsächlich deuten Daten aus dem Tessin darauf hin, dass die Aufgabe der alpwirtschaftlichen Nutzung und die sich daraus ergebenden Vegetationsveränderungen für negative Bestandstrends beim Birkhuhn mitverantwortlich sein könnte[12].

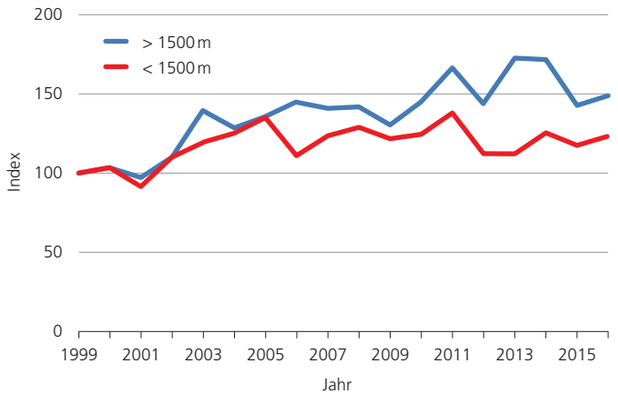
Situation erfreulich, aber zukünftige Entwicklung ungewiss

Weitaus die meisten Arten der subalpinen Nadelwälder sind weit verbreitet und nicht gefährdet. Viele haben ihr Brutgebiet in den letzten paar Jahrzehnten gar ausgedehnt oder ihre Bestände sind angestiegen. Wie sich diese Situation weiter entwickelt, hängt vor allem von der zukünftigen anthropogenen Nutzung dieser Wälder ab. Geht die Zunahme von Alt- und Totholz weiter? Oder führt Energieknappheit zu einer erneuten starken Nutzung oder gar Übernutzung der Ressource Holz? Und wie wird sich die Klimaerwärmung auf subalpine Nadelwälder und ihre Vogelwelt auswirken? Gesicherte Antworten darauf gibt es keine, aber eine Überwachung der Situation, sowohl beim Wald als auch bei der Avifauna, wird auch in Zukunft als Entscheidungsgrundlage von zentraler Bedeutung sein.



Pierre Mollet

Nicht nur Altholz, sondern auch Totholz hat in subalpinen Nadelwäldern während Jahrzehnten zugenommen und zum heute höheren Holzvorrat geführt.



Bestandsentwicklung der Haubenmeise 1999–2016 mit Daten aus dem «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB); dem Jahr 1999 wurde der Indexwert 100 zugewiesen. Der Bestand entwickelte sich oberhalb von 1500 m (blaue Kurve) stärker positiv als unterhalb von 1500 m (rote Kurve).

Pierre Mollet & Gilberto Pasinelli

[1] Ayé et al. (2011); [2] Delarze et al. (2015a–b); [3] Keller et al. (2010); [4] Keller et al. (2011); [5] Körner (2012); [6] Mollet et al. (2008a–b); [7] Mollet et al. (2017); [8] Moning & Müller (2008); [9] Mosimann et al. (1987); [10] Parolini (2012); [11] Sattler et al. (2016a–d); [12] Zbinden et al. (2003); [13] Zbinden et al. (2010)

Species

Seiten 108, 112, 236, 242, 290, 322, 328, 340, 342, 398, 422, 454, 490, 502, 504, 510, 540

Girlitz

Serinus serinus
Serin cini
Verzellino
serin
European Serin



Beat Rüegger

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 35 000–45 000 Paare (2013–2016)

Focus –

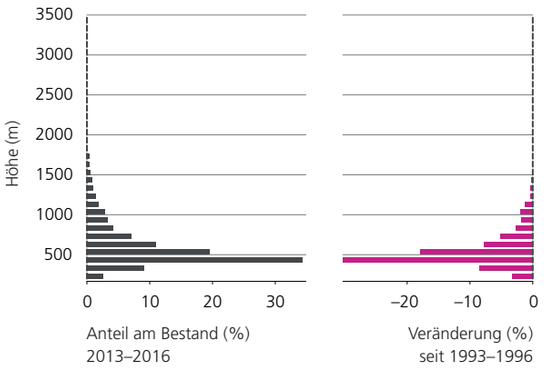
Der Girlitz ist beidseits der Alpen ein verbreiteter Brutvogel. Er bevorzugt halboffene, sonnenexponierte Landschaften mit Nadelhölzern, Gebüschen, Staudenfluren und freien Bodenflächen. Essenziell ist ein reiches Samenangebot als Nahrungsgrundlage. Hohe Dichten findet man im Genferseegebiet und in den Tallagen des Wallis und des Tessins. Gut 80 % des Bestands siedeln unterhalb von 800 m, wobei durchschnittliche Dichten von über 3 Revieren/km² auf Lagen unter 500 m beschränkt sind. Der bisher höchste Brutnachweis gelang auf 1940 m auf der Riederalp VS (U. N. Glutz von Blotzheim). Sänger werden gelegentlich auf über 2100 m festgestellt, so auf 2140 m bei Verbier VS (S. Stricker) und bei Zermatt VS (C. Huwiler) [1].

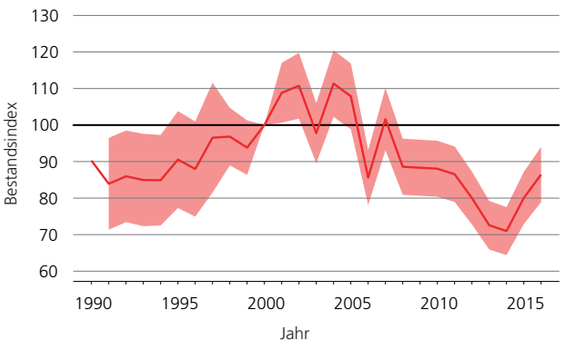
Ab den Siebzigerjahren hat der Girlitz sein Areal in der Schweiz kontinuierlich ausgeweitet und ist als Brutvogel höher gestiegen. Bis 2004 nahm sein Bestand noch zu, danach ging er deutlich zurück. Allerdings hat sich ein erneuter Anstieg seit 2013 auch bis 2017 fortgesetzt. Dadurch resultiert im Vergleich zu 1993–1996 eine markante Ausdünnung der Bestände, besonders in Teilen des Mittellands, des Wallis und des Tessins sowie im nördlichen Jura. Die Abnahme erfolgte auf allen Höhenstufen proportional zum Bestandsanteil. Im Kanton Zürich wurde zwischen 1988 und 2008 noch kein Rückgang festgestellt [AtZH]. Am Bodensee sank der Bestand zwischen 1990 und 2010 um über 20 % [AtBo]. Deutschland, Frankreich und Österreich verzeichnen seit den Neunzigerjahren zum Teil ebenfalls starke Abnahmen [AtD, AtF, 5, 7]. In Italien scheinen die Bestände seit 2000 stabil [6]. Gesamteuropäisch beträgt der Verlust seit 1993–1996 gut 30 % [EBCC].

Obwohl der Girlitz als ursprünglich mediterrane Art sowohl vom Klimawandel (zumindest in Mittel- und Nordeuropa) [ClimAt] als auch von der Ausdehnung der Siedlungsfläche [4] profitieren dürfte, nimmt sein Bestand ab. Das ist vermutlich damit zu erklären, dass der Siedlungsraum zunehmend dichter bebaut und stärker versiegelt wird [4] und die verbleibenden Grünräume häufig zu intensiv gepflegt werden [2, 3]. Ruderalflächen sowie extensiv gepflegte Randstrukturen in Parks und Gärten, die ein reiches Samenangebot bieten, werden zusehends seltener. Angesichts der europaweiten Verluste sind weitere, grossräumiger wirkende und bisher nicht bekannte Ursachen wahrscheinlich.

Jael Hoffmann

[1] Antoniazza (2016b); [2] BAFU (2017a)/OFEV (2017b)/UFAM (2017)/FOEN (2017); [3] Bauer et al. (2016a); [4] Bundesamt für Statistik (2015a)/Office fédéral de la statistique (2015a); [5] Jiguet (2017); [6] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [7] Teufelbauer & Seaman (2017)





Dichte 2013–2016

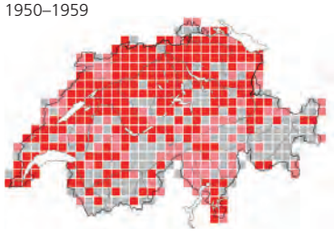


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

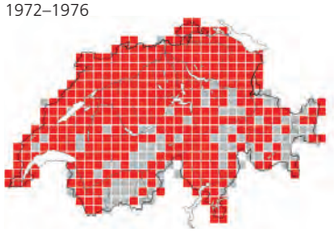


Patenschaft
Peter Abderhalden, Unterwasser

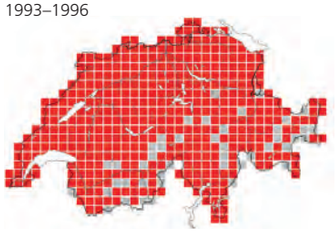
1950–1959



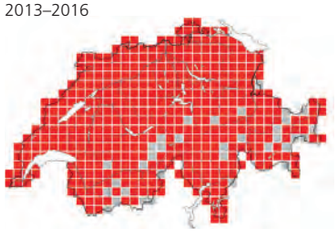
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Erlenzeisig

Spinus spinus
Tarin des aulnes
Lucherino
zaisch d'ogna
Eurasian Siskin



Dominique Nodin

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 10 000–16 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 414

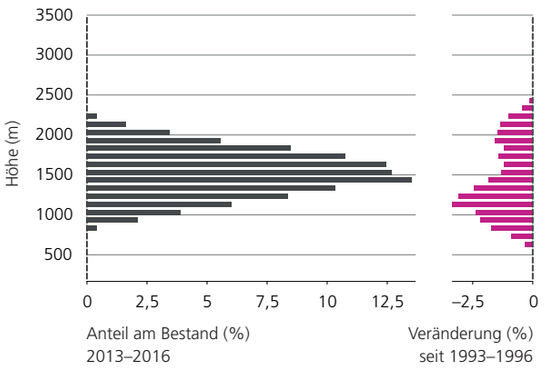
In der Schweiz brütet der Erlenzeisig in den Alpen und im Jura ostwärts bis ins Gebiet des Hauensteins BL/SO. Er bevorzugt dabei eher lichte Nadelwälder[HVM]. Rund 90 % des Bestands besiedeln Lagen von 1100 bis 2000 m. Die höchsten durchschnittlichen Dichten werden zwischen 1300 und 1900 m erreicht. Nach Fichtenmastjahren kommt es sporadisch auch zu Bruten in tieferen Lagen. Während der höchste Nestfund lediglich auf 1720 m bei Mesocco GR liegt (M. Blattner), konnten frisch ausgeflogene, wohl in unmittelbarer Nähe ausgebrütete Jungvögel bei Zermatt VS auf 2220 m festgestellt werden (J. Duplain). Der tiefste Brutnachweis betraf ein Nest in Lugano TI auf 350 m (A. Cereda).

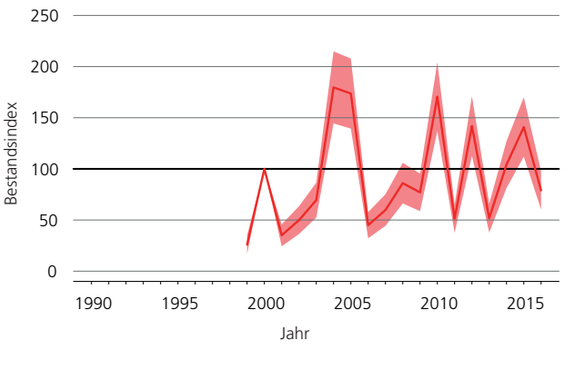
Verbreitung und Bestandsentwicklung sind geprägt von starken Schwankungen und werden von der Samenentwicklung der Fichte beeinflusst[AEn, AtD, HVM, 2, 3]. Besonders hoch waren die Bestände deshalb jeweils in Jahren nach den Fichtenmastjahren von 1999, 2003, 2009, 2011 und 2014[6]. Insgesamt scheint der Trend aber stabil zu sein. Wegen des unsteten und nomadenhaften Auftretens des Erlenzeisigs sind die nachfolgend beschriebenen Veränderungen als Vergleich zweier Momentaufnahmen (1993–1996 und 2013–2016) zu verstehen und geben keinen langfristigen Trend wieder. Die Verbreitung in der Schweiz hat sich gegenüber 1993–1996 nicht wesentlich verändert. Im Mittelland waren einige Atlasquadrate nicht mehr besiedelt, dafür wurde der Erlenzeisig im Tessin und Wallis in einigen Quadraten neu nachgewiesen. Die Dichte hat im Vergleich zu 1993–1996 auf allen Höhenstufen und in mehreren Landesteilen abgenommen. Im Verhältnis zum Bestandsanteil auf der jeweiligen Höhenstufe waren die Rückgänge am oberen und unteren Ende der Höhenverbreitung am stärksten. Während die Bestandsentwicklung in unseren Nachbarländern seit den Neunzigerjahren meist ungewiss[AtF, RLEU, 4] oder stabil ist[AtD], wird gesamteuropäisch seit 1980 eine leichte Abnahme ausgewiesen[EBCC].

Wegen ausgeprägter, natürlicher Schwankungen ist über den langfristigen Bestandstrend des Erlenzeisigs wenig bekannt. Aufgrund der Klimaerwärmung wird nicht nur ein Rückzug der Fichte aus dem Mittelland und den tiefen Lagen der Voralpen prognostiziert[1], sondern auch die jahreszeitliche Verfügbarkeit der Samen von Nadelbäumen[5] dürfte sich für den Erlenzeisig verändern.

Martin Spiess

[1] Allgaier Leuch et al. (2017a–b); [2] Anger & Förschler (2016); [3] Förschler et al. (2006); [4] Nardelli et al. (2015); [5] Santisteban et al. (2012); [6] Wohlgemuth et al. (2016)

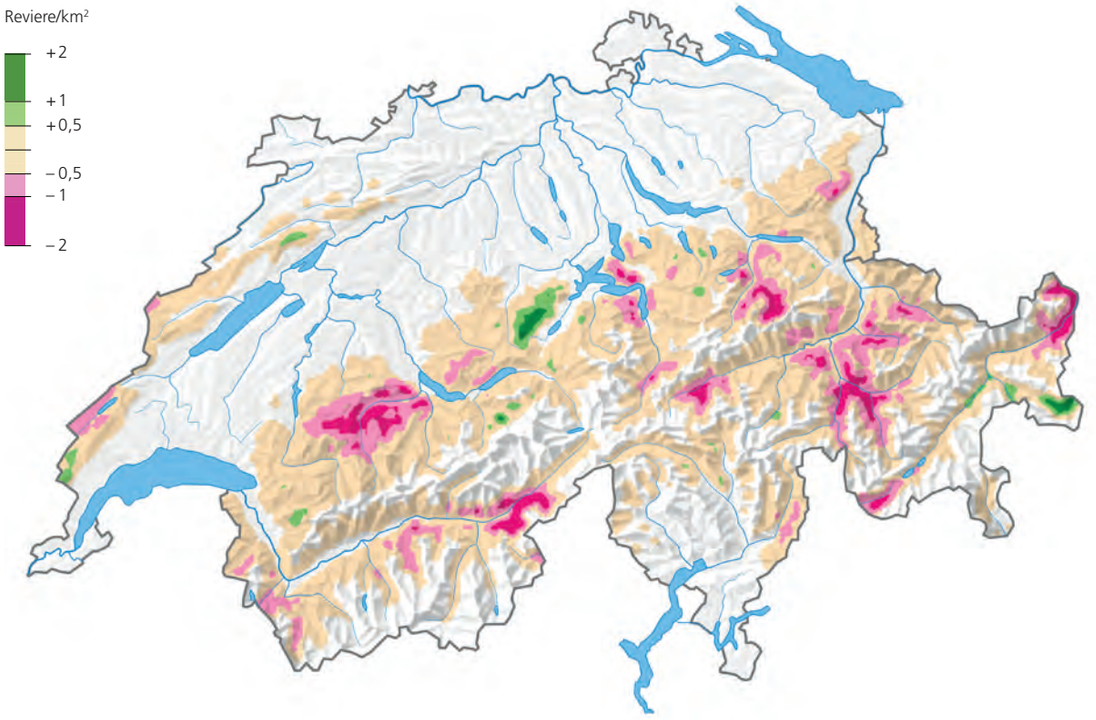




Dichte 2013–2016

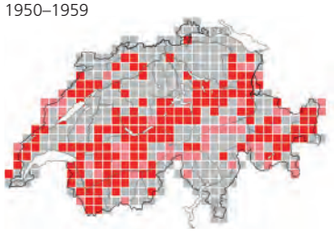


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

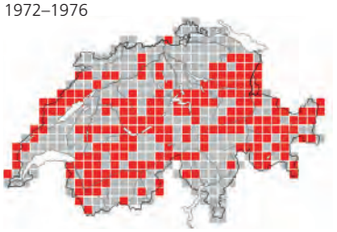


Patenschaft
Anonyme Patenschaft

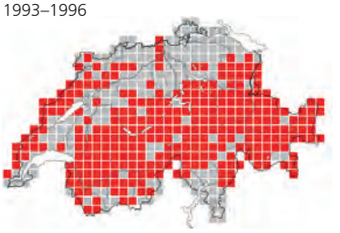
1950–1959



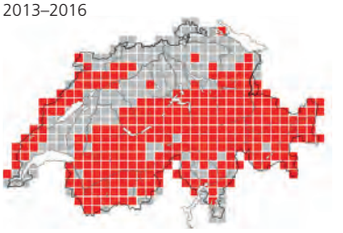
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Grauammer

Emberiza calandra
Bruant proyer
Strillozzo
marena grischa
Corn Bunting



Mathias Schaf

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 80–110 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 428

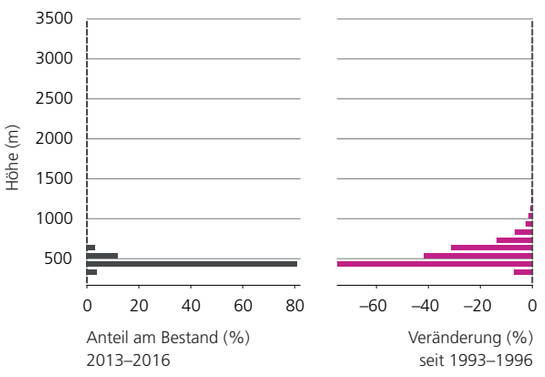
Die Grauammer brütet in der Schweiz in offenen Ackerbau- und Gemüsebaugebieten sowie mancherorts in extensiv genutztem Grünland und am Rand von Feuchtgebieten [VdS]. Etwa 65–80 % des Bestands findet man heute in drei ökologisch grossflächig aufgewerteten Landwirtschaftsgebieten, namentlich der Champagne genevoise, dem Grossen Moos BE/FR und dem Klettgau SH. Kleine Vorkommen existieren auch im Gebiet zwischen Neuenburger- und Genfersee, rund um Sionnet GE, im Flughafenareal Kloten ZH, in der Aareebene BE/SO und im Nuolener Ried SZ. Sporadisch treten einzelne Sänger auch abseits dieser Gebiete auf. Über 95 % des Bestands besiedeln Lagen unterhalb von 600 m. Während Bruten bis 1020 m bekannt sind [HVM], stammt der höchste Brutnachweis in jüngerer Zeit von Sagogn GR auf 730 m (2001; E. Mühlethaler). Der höchste Nachweis eines brutverdächtigen Sängers im Zeitraum 2013–2016 lag bei 790 m bei Menzingen ZG (D. Kronauer).

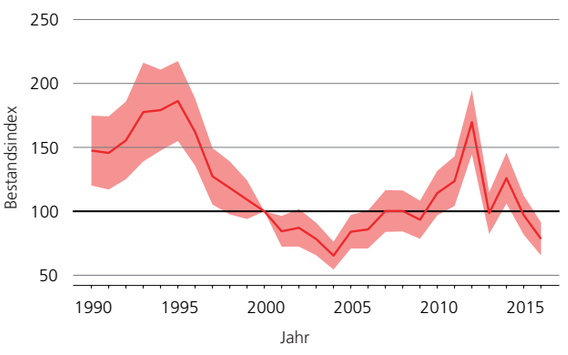
Schweizweit ist ein dramatischer Rückgang zu verzeichnen [2, 7]. Während der Bestand 1993–1996 auf 400–600 Paare geschätzt wurde [AtCH2], waren es 2013–2016 noch 80–110 Paare. Seit 1993–1996 ist die Grauammer aus etlichen Gebieten verschwunden, auch ehemals wichtige Bastionen wie das Wallis oder die Reussebene AG/ZG/ZH sind heute praktisch verwaist [2]. Bei neu besiedelten Flächen handelt es sich meist nur um sporadische Nachweise einzelner Sänger. Auch in Österreich und Baden-Württemberg sind die Bestände seit den Neunzigerjahren um rund 80 % zurückgegangen [1, 13]. Wegen starker Zunahmen in Ostdeutschland nach der Wiedervereinigung war die Bestandsentwicklung in Deutschland von 1990 bis 2000 trotz Arealschwunds positiv, seither ist der Bestand bei grösseren Schwankungen stabil [AtD]. In Italien ist der Trend leicht positiv, in Frankreich und auch gesamteuropäisch hingegen negativ [AtF, EBCC, 10].

Die Ursachen des Bestandsrückgangs liegen in der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und dem damit verbundenen Verlust an struktur- und insektenreichen Lebensräumen [4, 5, 12]. Im Ackerland kann die Grauammer nachweislich mit qualitativ wertvollen Biodiversitätsförderflächen, vor allem grossen und flächigen Buntbrachen, gefördert werden [6, 8, 9, 11, 14]. In älteren Buntbrachen erreicht die Grauammer die höchsten Dichten, das Optimum liegt bei sechs Jahren [3, 15].

Reto Spaar & Raffael Ayé

[1] Anthes et al. (2017); [2] Ayé et al. (2013); [3] Birrer et al. (2012); [4] Boatman et al. (2004); [5] Brickle et al. (2000); [6] Brodier et al. (2014); [7] Christen (2017a); [8] Jenny et al. (2002a–b); [9] Meichtry-Stier et al. (2014); [10] Nardelli et al. (2015); [11] Perkins et al. (2011); [12] Spaar et al. (2012a–b); [13] Teufelbauer & Seaman (2017); [14] Zollinger (2012); [15] Zollinger et al. (2013)





Vorkommen 2013–2016

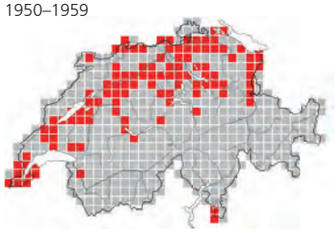


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

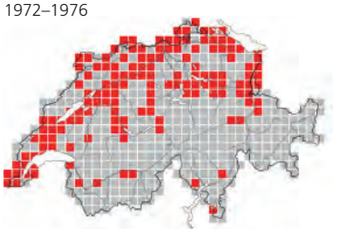


Patenschaft
Kurt Lehmann

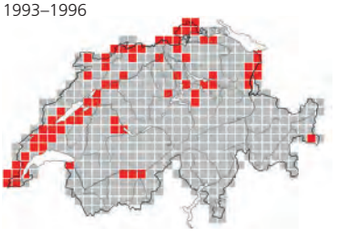
1950–1959



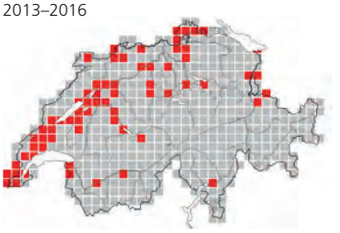
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Zippammer

Emberiza cia
Bruant fou
Zigolo muciatto
marena da chanella
Rock Bunting



Patrick Donini

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 7000–10 000 Paare (2013–2016)

Focus Seite 552

Die Schweiz liegt am nördlichen Rand des Brutgebiets der wärmeliebenden Zippammer. Sie kommt bei uns insbesondere in den südlichen Landesteilen vor, stellenweise auch im Jura und in den Nordalpen. Bewohnt werden südexponierte, offene und halboffene Lebensräume von felsigen Hängen und Steinbrüchen bis zu lichten Wäldern, Jungwuchsflächen und Weinbergen. Hohe Dichten werden nur im Wallis, Tessin und Puschlav GR erreicht. In geeigneten Kilometerquadraten können regelmässig über 12 Reviere gezählt werden. Der Grossteil der Population brütet zwischen 800 und 2000 m. Die höchsten Brutnachweise gelangen bei Zermatt VS auf 2300–2400 m [VdS, 7].

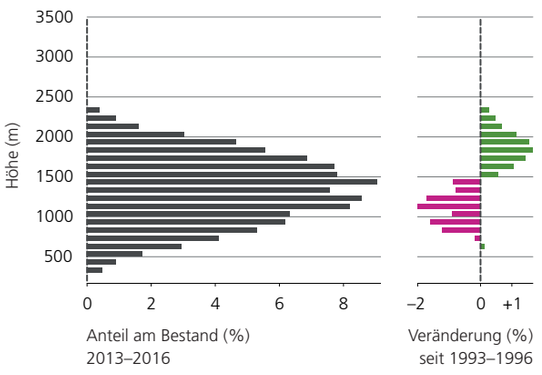
Seit 1993–1996 konnte die Art in vielen Atlasquadraten insbesondere entlang der Nordalpen und in den Bündner Alpen neu nachgewiesen werden. Ein Teil dieser Vorkommen dürfte vor allem dank der erhöhten Beobachtungstätigkeit entdeckt worden sein, aber es handelt sich teils wohl auch um Neubesiedlungen. Nach grossen Bestandseinbrüchen im Jura ab den Siebzigerjahren liegen dort in den wenigen noch besetzten Atlasquadraten nur noch Einzelbeobachtungen vor. In den Vogesen [4] und im Schwarzwald [2, 6] hat die Zippammer ebenfalls deutlich abgenommen.

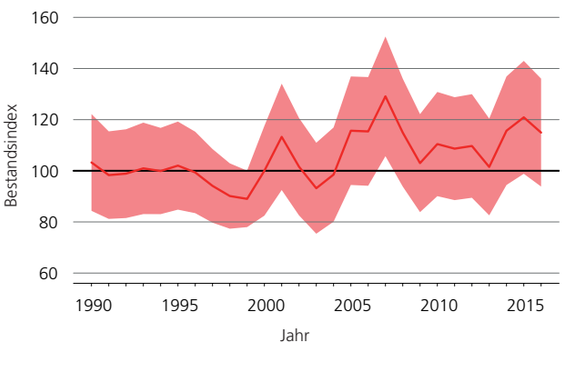
Seit 1990 fluktuiert der Bestand der Zippammer, wobei in tieferen Lagen bis 1500 m leichte Rückgänge zu verzeichnen sind, insbesondere im Oberwallis. In geeigneten Gebieten im Wallis kann sie sich aber gut halten [9]. Diese Abnahmen werden kompensiert durch eine Zunahme in den Höhenstufen ab 1500 m. In verschiedenen Regionen werden als Hauptgrund für die Rückgänge Verbuschung und Aufforstungen genannt [AtD, AtF, 1, 3, 6]. In höheren Lagen dagegen profitiert die Zippammer vermutlich von ersten Stadien der Vergandung [AtF].

Der europäische Bestand ist insgesamt stabil [EBCC]. In den Nachbarländern finden unterschiedliche Entwicklungen statt: Nach einer längeren Phase mit einem rückläufigen Bestand zeichnet sich in Deutschland seit Ende der Neunzigerjahre ein positiver Trend ab [AtD]. Bei der viel grösseren Population in Frankreich wurde dagegen ein Rückgang festgestellt [AtF, 5]. In beiden Ländern gibt es zwischen den Regionen aber erhebliche Unterschiede und grosse Unsicherheiten. In Italien blieb der Bestand stabil [8].

Livio Rey

[1] Albegger et al. (2015); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Christen (1997); [4] Dronneau & les observateurs de la LPO Alsace (2016); [5] Jiguet (2017); [6] Mann et al. (1990); [7] Posse (2011); [8] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [9] Schuphan & Wink (2016)

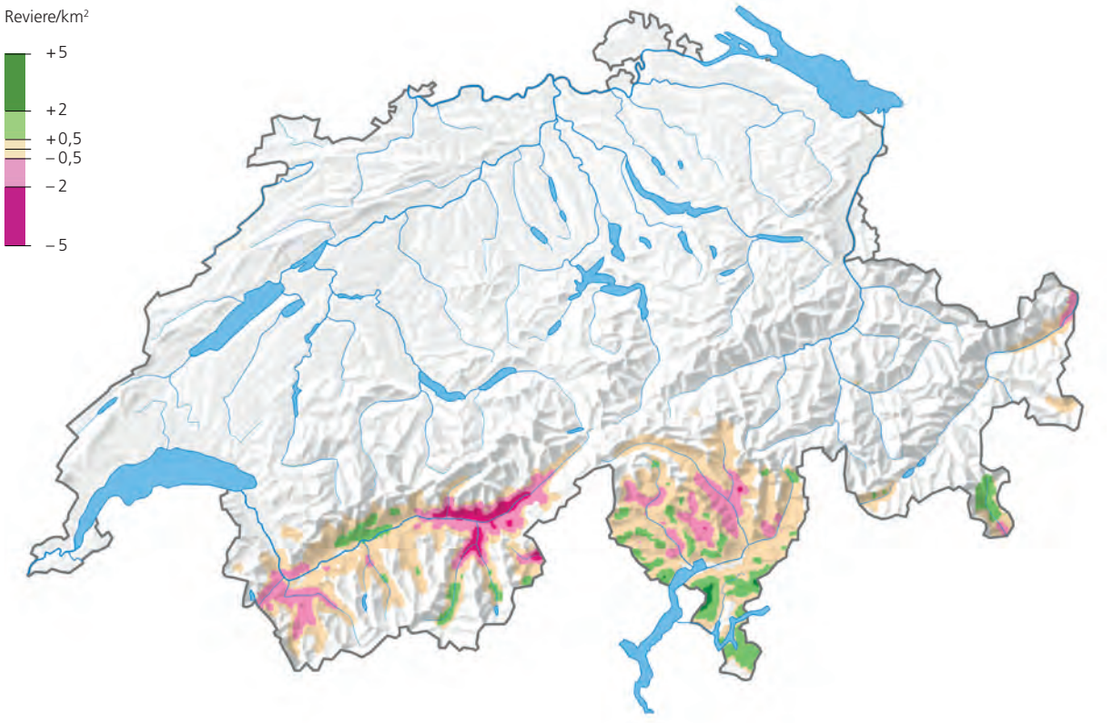




Dichte 2013–2016

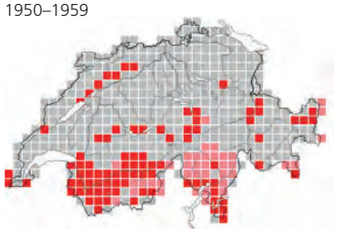


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

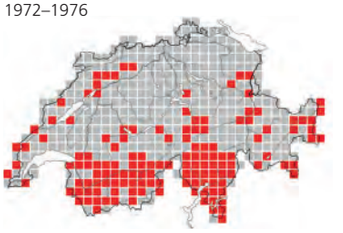


Patenschaft
Jean-Paul Gaillard-Denys

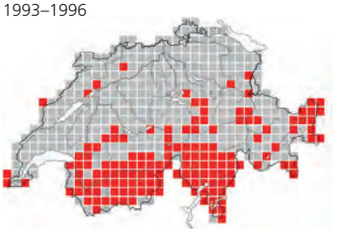
1950–1959



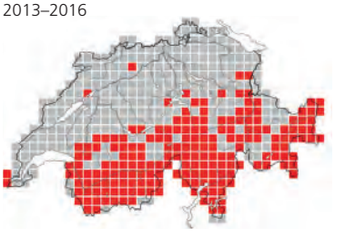
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Aus Naturkatastrophen entsteht Vielfalt

Der Wald bedeckt rund ein Drittel der Fläche der Schweiz und spielt deshalb beim Artenschutz eine bedeutende Rolle. Seit einem Jahrhundert nimmt die Waldfläche zu und die Bestände werden dichter, dies auf Kosten spärlich bestockter Flächen, die für die Biodiversität besonders wichtig sind. Einzig Waldbrände und Stürme stören heutzutage diese Entwicklung.

In unseren Breitengraden bildet Wald das Endstadium der Vegetationsentwicklung auf praktisch allen Standorttypen unterhalb der alpinen Zone[1]. Diese Vorherrschaft wird im natürlichen Zustand nur durch Naturkräfte wie Stürme, Hochwasser, Lawinen oder Waldbrände in Frage gestellt. Unsere heutige offene Landschaft ist deshalb die Folge jahrtausendealter tiefgreifender Veränderungen durch menschliche Aktivitäten[8].

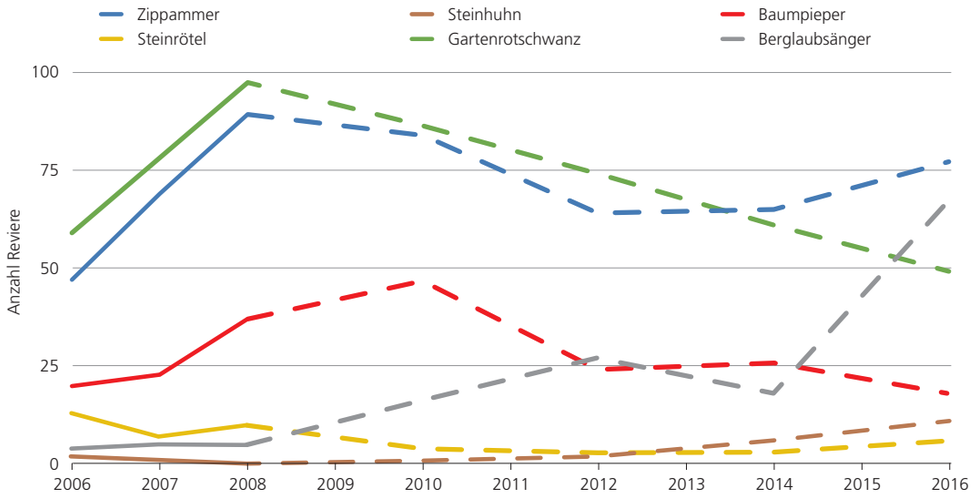
Die Bewirtschaftung und Unterhalt der offenen Bereiche sind die wichtigsten Mittel des Menschen gegen das Wiederausbreiten des Waldes. Darüber hinaus wird mit grossem Aufwand versucht, alle bedrohenden Naturkräfte zu reduzieren, die für die Infrastrukturanlagen wie auch für die Schutzwälder eine Gefahr darstellen: Fluss- und Bachverbauungen wehren die meisten Hochwasser ab, Lawinenverbauungen verhindern das Abgleiten von Schneemassen und Waldbrände werden so gründlich eingedämmt, dass sie in der Regel nur kleinflächig bleiben. Einzig gegen Stürme ist der Mensch machtlos.

Die enormen Kräfte dieser Ereignisse stellen für die Natur allerdings keine Katastrophe dar, selbst wenn die betroffenen Flächen dadurch massiv verändert werden. Verschiedene Arten beginnen sofort, diese stark umstrukturierten, neu entstandenen Lebensräume der frühen Sukzessionsstadien zu besiedeln[1]. Unter ihnen sind diverse Pionierarten, die stark darunter gelitten haben, dass spätestens ab dem 20. Jahrhundert die relativ strikte Landschaftsgestaltung durch den Menschen gegenüber den Unwägbarkeiten der Natur mehr und mehr dominierte.

Neues Leben nach dem Feuer

Waldbrände entstehen durch Blitzschlag oder menschliches Fehlverhalten; sie kommen vor allem in den Zentral- und Südalpen vor, speziell im Tessin, aber auch im Wallis und in Graubünden[6, 15]. Seit dem 20. Jahrhundert wurden hier 160 Brände mit mindestens 100 ha Schadensfläche registriert. In den letzten 20 Jahren hat ihre Häufigkeit aber deutlich abgenommen, denn es gab nur noch 13 solche Fälle. Zwei dieser Waldbrandflächen wurden ornithologisch untersucht: jene von Leuk VS, wo am 13. August 2003 zwischen 800 und 2100 m Höhe 310 ha Wald und Magerwiesen verbrannten[7, 9, 12, 15], und jene von Visp VS vom 26. April 2011 mit 130 ha zerstörtem Wald zwischen 650 und 1520 m[4, 9].

Die Waldbrandfläche von Leuk liefert aufgrund ihrer Ausdehnung und Exposition, aber auch dank der Langfristigkeit und Vielfalt der dort durchgeführten biologischen Studien die bemerkenswertesten Erkenntnisse. Zwar belegen diese, wie auch jene der Fläche von Visp, die vorübergehend katastrophalen Folgen für die örtliche Waldavifauna, aber erstmals in Mitteleuropa zeigen sie auch die überaus positive Wirkung für anspruchsvolle Arten der Roten Liste und der Liste der Prioritätsarten[10]. Ein Befund zeigte sich schon sehr bald: Das Nebeneinander von nackten Bodenstellen und einjährigen Pflanzen mit einem reichen Samenangebot rund um geschwärzte Baumstämme mit zahllosen Sitzwarten und vielen Höhlen schafft Brutplätze und Nahrung für eine Reihe unterschiedlichster Vogelarten (bis zu 50 Arten 2016). Ein erstes Maximum bei der Revierdichte wurde nach fünf Jahren erreicht. Mit dem natürlichen Sukzessionsverlauf, in dessen Rahmen Laubhölzer die vor dem Brand dominierenden Waldföhren und Fichten ersetzten[15], änderte sich auch die Zusammensetzung der Brutvogelwelt. Nacheinander folgten die Dominanzperioden von Steinrötel, Gartenrotschwanz, Zippammer, Baumpieper und Steinhuhn, wohingegen die Bestände eigentlicher Waldarten, speziell Berglaubsänger und Amsel, erst langsam wieder zulegten.



Revierzahlen 2006–2016 von sechs typischen Vogelarten auf der 310 ha grossen, zwischen 800 und 2100 m gelegenen Waldfläche bei Leuk VS, die im August 2003 abbrannte. Die Häufigkeitsmaxima der einzelnen Arten folgen aufeinander. Gesamthaft wurden die Höhepunkte 2008–2010 und 2016 erreicht. Die Bestandserfassungen fanden ab 2008 nur noch alle zwei Jahre statt (gestrichelte Linien).



Bertrand Posse

Das Feuer vom August 2003 oberhalb von Leuk VS hat eine völlig umstrukturierte Fläche hinterlassen, wie diese Gesamtansicht 14 Jahre später vom Juni 2017 zeigt. Laubwald nimmt heute drei Viertel der Fläche ein. Er unterscheidet sich stark von den einstigen Föhrenbeständen im unteren, den Fichtenwäldern im mittleren und den Lärchenbeständen im obersten Bereich.

In der Waldbrandfläche von Visp herrscht dasselbe kontinentale Klima wie bei Leuk, sie liegt aber am Nord- statt am Südhang. Ähnlich verlief hier insbesondere die Dominanz von Gartenrotschwanz und Zippammer in den ersten Jahren (2012–2015). Im Unterschied zu Leuk fehlten jedoch wärmeliebende Arten wie Steinhuhn und Steinrötel[4].

Sturmchaos als Neubeginn

Von allen Naturgewalten können Winterstürme in Mitteleuropa am ehesten Spuren im Wald hinterlassen. In den letzten zwei Jahrhunderten sind jedoch nur sechs solche Ereignisse als katastrophal eingestuft worden[13], darunter die beiden Orkane «Vivian» vom 26. bis 28. Februar 1990 mit 5 Millionen m^3 und «Lothar» vom 26. und 27. Dezember 1999 mit 12,5 Millionen m^3 Schadholz oder rund 3 % des Schweizer Gesamtholzvorrats[16]. Bei «Lothar» lagen die Sturmflächen vor allem im Mittelland und in den Voralpen, bei «Vivian» in den Alpen und Voralpen. Meist wurden sie geräumt oder so belassen; das Vorgehen hatte auf die Verjüngungsdichte keinen signifikanten Einfluss. Dagegen beeinflusste die Höhenstufe die Geschwindigkeit der Wiederbewaldung[14]. Einzelne dieser Sturmflächen oder auch solche früherer Ereignisse sind im Verlauf der diversen Sukzessionsstadien ornithologisch überwacht worden[2, 3, 5, 17, 18]. In den ersten Erhebungsjahren ist die Vielfalt der Brutvögel hauptsächlich von Umgebungsfaktoren der untersuchten Fläche wie Region, Höhenstufe oder Exposition abhängig. Diese standortsspezifischen Unterschiede verwischen sich mit der Zeit, denn das Wachstum der Bäume begünstigt verbreitete Waldarten wie Rotkehlchen, Amsel, Singdrossel oder Buchfink, deren Siedlungsdichte stärker von der Waldstruktur abhängig ist.



Waldflächen mit Schäden nach den Orkanen «Lothar» (1999, rot) und «Vivian» (1990, schwarz). Ein grosser Teil der betroffenen Flächen ist dabei vollständig verwüstet worden. Quelle: Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Die Häufigkeit von Stürmen und Orkanen sowie die entsprechenden Gefahren für den Wald haben in Mittel- und Nordeuropa in den letzten Jahrzehnten zugenommen. Diese Tendenz dürfte sich fortsetzen[11]. Je nach dem Ausmass solcher Ereignisse könnte sich diese Prognose positiv auf die Vogelwelt auswirken, speziell für jene eher seltenen Arten, die auf ein Mosaik verschiedener Waldstrukturen oder auf lichte Bestände angewiesen sind. Diese Arten sind heutzutage infolge der immer dichteren Waldbestände im Nachteil, könnten aber geeignete Lebensräume rasch besiedeln.

Bertrand Posse

[1] Blondel (1979); [2] Christen (2018); [3] Glutz von Blotzheim (2001); [4] Hintermann & Weber AG (2016); [5] Mollet et al. (2017); [6] Pezzatti et al. (2017); [7] Posse & Sierro (2007); [8] Ramade (2012); [9] Rey (2015); [10] Rey et al. (in Vorb.); [11] Seidl et al. (2014); [12] Sierro & Posse (2011); [13] Usbeck et al. (2010); [14] Wohlgemuth & Kramer (2015); [15] Wohlgemuth et al. (2010a–b); [16] WSL & BUWAL (2001); [17] Zollinger (2015); [18] Zollinger (2016)

Species Seiten 96, 398, 446, 450, 458, 470, 472, 504, 520, 550

Ortolan

Emberiza hortulana
Bruant ortolan
Ortolano
marena da curtin
Ortolan Bunting



Ruedi Aeschlimann

Rote Liste vom Aussterben bedroht (CR)
Bestand 1–5 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 142, 234, 240

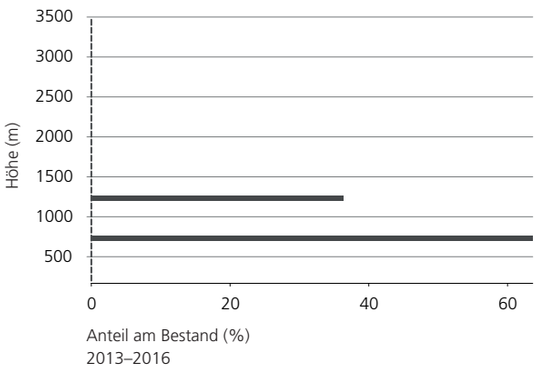
Der Ortolan zeigt über weite Teile Europas eine lückenhafte Verbreitung, was mit seiner Vorliebe für kontinental und mediterran geprägte Landschaften zusammenhängt. In der Schweiz lag der Verbreitungsschwerpunkt schon 1993–1996 im inneralpinen Trockental Wallis. Unterschiedlichste Lebensräume wurden besiedelt – extensive Landwirtschaftsgebiete geprägt durch Weideflächen und Getreidekulturen sowie südexponierte Felsensteppen und verschiedenste Pionierhabitate, vor allem nach Bränden. Heutzutage ist der Ortolan aus den meisten Regionen verschwunden und konnte 2013–2016 nur noch im Zentralwallis in der Leuker Felsensteppe zwischen 650 und 850 m nachgewiesen werden. Ein Sänger wurde zudem am 15. Juli 2013 bei Bürchen VS auf 1240 m beobachtet (T. Stalling)[5]. 2013 konnten noch fünf Reviere festgestellt werden, 2014–2016 nur noch je eines und 2017 keines mehr. Der Ortolan steht damit in der Schweiz kurz vor dem Aussterben.

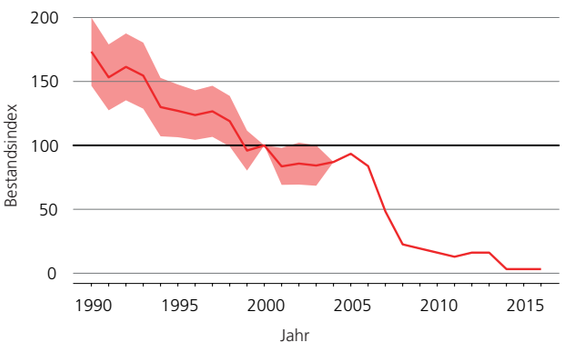
Der Rückgang ist in der Schweiz schon seit den Sechzigerjahren im Gange[6] und konnte trotz eines Artenförderungsprojekts (2005–2015) nicht gestoppt werden[1, 2]. Mittel- und nordeuropäische Populationen zeigen ähnlich katastrophale Tendenzen[3]. Im Gegensatz dazu scheinen südeuropäische Bestände, trotz starken regionalen Unterschieden, noch stabil zu sein. Auf Grund eines hohen, aber sinkenden Bestands von mehreren Millionen Paaren gilt der Ortolan heutzutage auf europäischer Ebene noch nicht als gefährdet[3].

Die Gründe für den Rückgang in weiten Teilen Mitteleuropas und in der Schweiz hängen vor allem mit Lebensraumveränderungen in den Brutgebieten zusammen[4]. In der Schweiz, insbesondere im Wallis, führte der dramatische und flächendeckende Rückgang an extensiven Getreidekulturen zum Verlust einer wichtigen Nahrungsquelle. Zusätzlich wurden in den letzten Jahrzehnten viele Landwirtschaftsflächen entweder intensiviert oder aufgegeben, beides Prozesse, die sich negativ auf den Ortolan ausgewirkt haben. Vor allem die zunehmende Verbuschung ehemals offen gehaltener Kulturlandschaften und Pionierlebensräume haben das Verschwinden beschleunigt. Soll der Ortolan bei uns eine Zukunft haben, würde dies einen konsequenten Wandel der landwirtschaftlichen Nutzungsformen im Alpenraum verlangen.

Alain Jacot & Emmanuel Revaz

[1] Jacot & Revaz (2014); [2] Jacot & Revaz (2015); [3] Jiguet et al. (2016); [4] Menz et al. (2009); [5] Posse (2014); [6] Revaz et al. (2005)





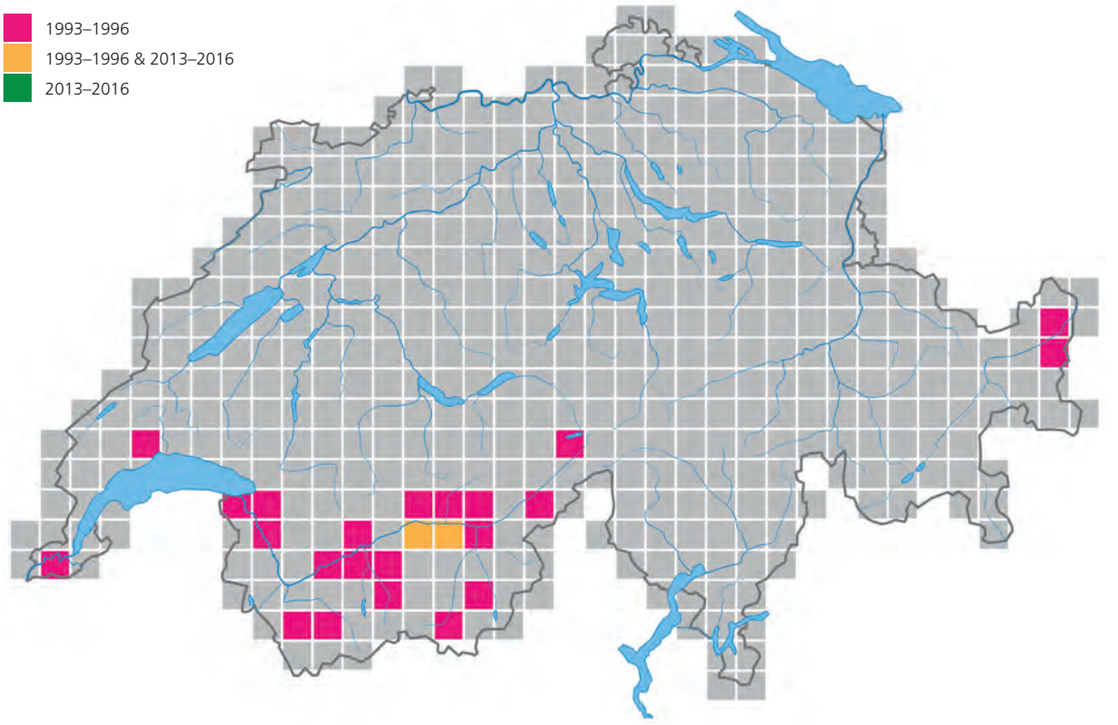
Reviere 2013–2016

1



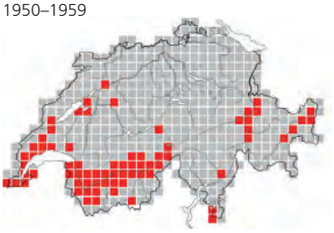
Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996

1993–1996
1993–1996 & 2013–2016
2013–2016

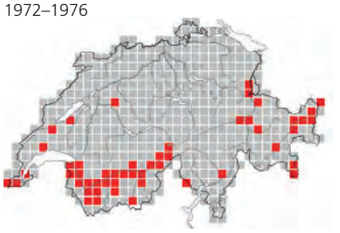


Patenschaft
Ursula Jappert

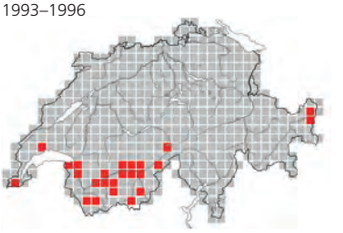
1950–1959



1972–1976



1993–1996



2013–2016



Zaunammer

Emberiza cirlus
Bruant zizi
Zigolo nero
marena da vigna
Cirl Bunting



Mathias Schaf

Rote Liste potenziell gefährdet (NT)
Bestand 1000–1500 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 240, 284, 532

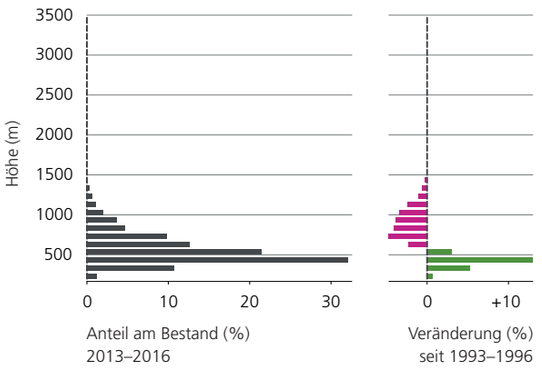
Die Schweiz liegt am nördlichen Rand des Verbreitungsgebiets der Zaunammer. Als wärmeliebende Art bevorzugt sie Rebberge und andere sonnenexponierte, mit Bäumen und Sträuchern durchsetzte, grasbewachsene Hanglagen tiefer Lagen [1, 9]. Sie kommt vor allem in Föhntälern und am Jurasüdfuss vor, lokal auch in den Bergen. Seit 2013 wurden Sänger bei Corbeyrier VD auf 1450 m (J. Erard) und bei L'Isle VD auf 1380 m (C. Plummer) [6] festgestellt. Brutnachweise gelangen bei Zeneggen VS auf 1550 m (W. Holliger) [5] und bei Fully VS auf 1350 m (A. Barras) [6]. Die seltenen Beobachtungen in noch höheren Gebieten betreffen vermutlich umherstreifende Männchen (z.B. bei Fideris GR auf 1800 m; D. Bruderer).

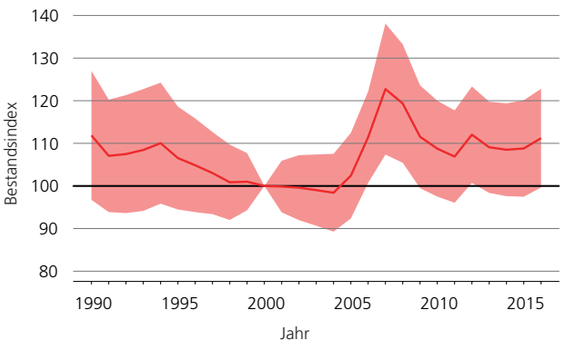
Die Verbreitung der Zaunammer veränderte sich seit 1993–1996 deutlich. Insgesamt ist die Bilanz positiv und die Zaunammer hat Gebiete wiederbesiedelt, die sie zwischen den Siebziger- und Neunzigerjahren verlassen hat. Zudem zeigen sich zwei gegensätzliche Entwicklungen: Oberhalb von 600 m geht die Dichte zurück, in den Niederungen hingegen nimmt sie zu. Dieser Anstieg äussert sich in einer Arealausdehnung vor allem im Norden und Osten des Landes sowie in einer lokalen Verdichtung im Südwesten. Dort werden auch die höchsten Dichten erreicht, nämlich in der Champagne genevoise (2–4 Reviere/km²) [AtGE] und in den Weinbaugebieten am Genfersee. Aber die Dichte kann auch andernorts hoch sein: So waren zwischen St-Blaise NE und Le Landeron NE 2003 auf einer Rebfläche von 25 ha gleichzeitig 4 Nester besetzt [AtNE]. Der schweizerische Bestand ist seit 1990 mehr oder weniger stabil.

Europaweit haben die Bestände zwischen 1995 und 2014 um über 40 % zugenommen [EBCC]. In Frankreich scheint die Zaunammer von der Klimaerwärmung zu profitieren, zeigt aber wie in der Schweiz auch regional unterschiedliche Trends [Atf, 3, 4]. In Deutschland und Italien ist die Entwicklung ebenfalls positiv [AtD, 2, 8]. Die starken Schwankungen der Zaunammer am Rand des Brutgebiets machen indes eine Vorhersage der zukünftigen Entwicklung des Schweizer Bestands schwierig. Etliche geeignete Lebensräume an Südhängen insbesondere im Mittelland wurden infolge der Siedlungsausdehnung überbaut. Zudem gingen viele Kleinstrukturen infolge der Intensivierung der Landwirtschaft und des Rebbaus verloren [7, 9].

Bertrand Posse & Stefan Werner

[1] Brambilla et al. (2008); [2] Campedelli et al. (2012); [3] Jiguet (2017); [4] Muller et al. (2017); [5] Müller et al. (2017a–b); [6] Posse (2014); [7] Rehsteiner (2009); [8] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [9] Spaar et al. (2012a–b)





Vorkommen 2013–2016

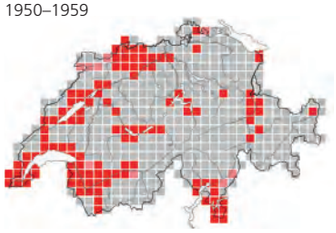


Veränderung des Vorkommens seit 1993–1996

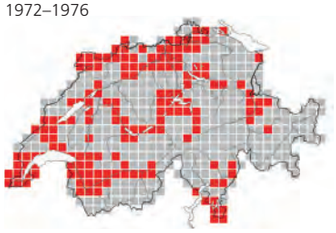


Patenschaft
Dr. Matthias Bürgin

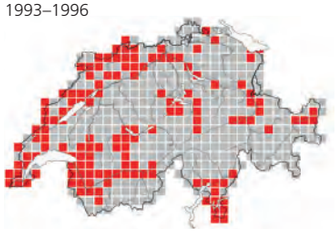
1950–1959



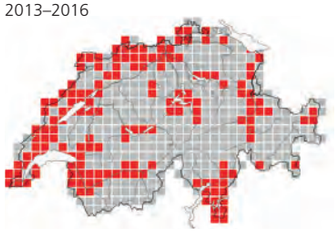
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Goldammer

Emberiza citrinella
Bruant jaune
Zigolo giallo
marena d'aur
Yellowhammer



Mathias Schaf

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 65 000–75 000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 234, 314, 362, 392, 560

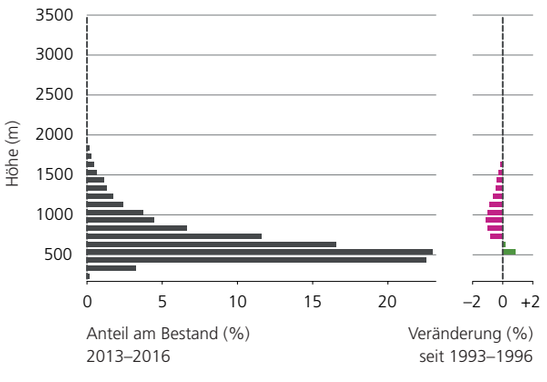
Die Goldammer besiedelt bei uns die Übergangszonen zwischen Wald und offener Landschaft, also Waldränder, Lichtungen, junge Aufforstungen, Obstgärten, Rebberge und vor allem Hecken[8]. Nahrung sucht sie im angrenzenden Kulturland, entlang von Äckern und Gräben sowie auf unbefestigten Wegen und Brachflächen[1, 2]. Die grössten Dichten werden in Lagen von 400 bis 800 m im Mittelland und im westlichen Jura erreicht. Im Alpenraum weisen das Zentralwallis und das Unterengadin GR ebenfalls hohe Dichten auf. Im Tessin kommt die Goldammer nur spärlich vor, da sie hier an ihre Verbreitungsgrenze stösst. Der bisher höchste Brutnachweis gelang auf 1870 m bei Évolène VS (A. Barbalat). Sänger können gelegentlich noch höher steigen, wie Nachweise auf 2190 m bei St-Martin VS[VdS] und bei Poschiavo GR (P. Schmid) zeigen.

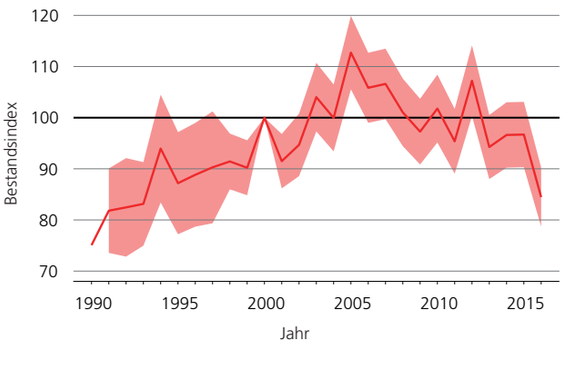
Die landesweite Bestandsentwicklung war bis 2005 leicht positiv, zeigt seither aber wieder einen rückläufigen Trend. In Lagen oberhalb von 700 m, besonders in den Alpentälern und im Jura, haben sich die Bestände seit 1993–1996 ausgedünnt. In manchen Tieflagen konnte der Bestand hingegen zulegen, vor allem in Teilen der Kantone Waadt, Bern, Luzern und Zürich. In Deutschland galten die Bestände als stabil, seit 2000 ist die Tendenz aber negativ[AtD]. In Frankreich hat sich der Bestand von 1989 bis 2013 halbiert[AtF]. Auch in Italien und Österreich sind die Trends negativ[12, 15], gesamteuropäisch ebenfalls[EBCC].

Im Zuge der landwirtschaftlichen Intensivierung und Flurbereinigung sank der Bestand der einst allgegenwärtigen Goldammer bis um 1970 auf einen Tiefpunkt[AtCH2, VdS]. Seit den Achtzigerjahren wurden in den tieferen Lagen vielerorts Hecken gepflanzt[5], später kamen Buntbrachen dazu, was zu einer Trendwende führte[3, 9, 11, 13, 17, 18]. In älteren Buntbrachen erreicht die Goldammer die höchsten Dichten, das Optimum liegt bei sechs Jahren[4, 19]. Im Jura und im Alpenraum setzte die Intensivierung der Landwirtschaft später ein als im Mittelland[10, 14]. Zudem nahmen Hecken in den Berggebieten im Gegensatz zum Mittelland und den Agglomerationen zwischen 1989 und 2003 nicht zu[5]. Negativ wirken sich auch der Einsatz von Pestiziden[AtF, 6, 7] sowie eine auf Wintergetreide statt auf Sommergetreide ausgerichtete Feldbestellung in der Landwirtschaft aus[16].

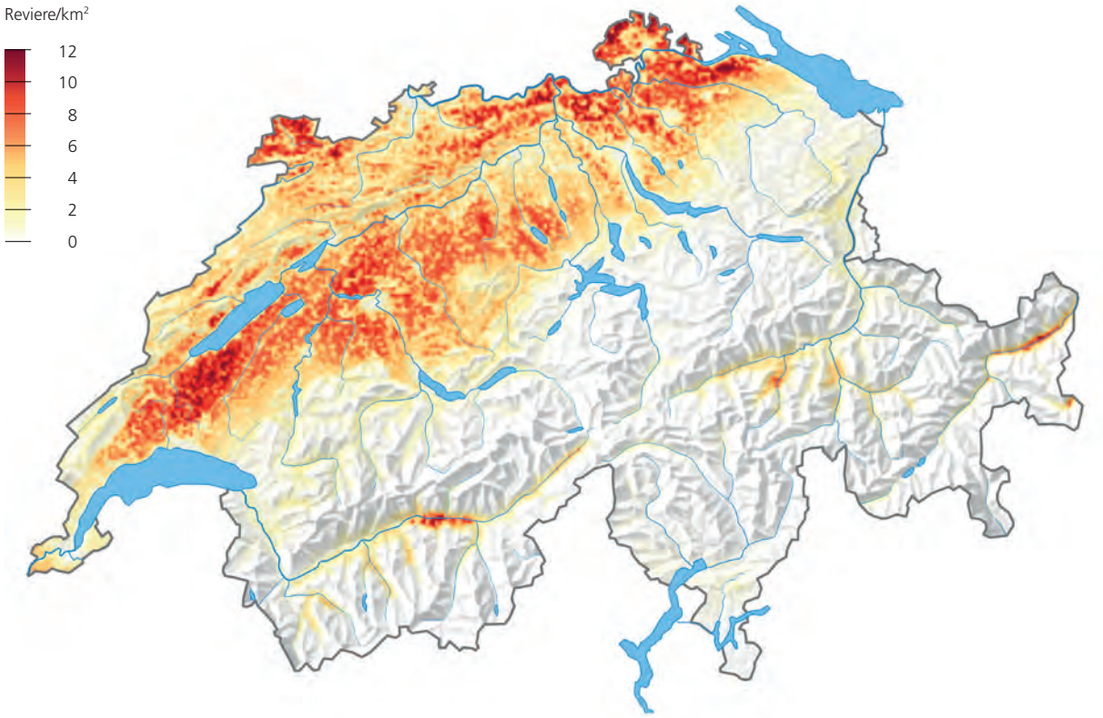
Petra Horch

[1] Biber (1993a); [2] Biber (1993b); [3] Birrer et al. (2007a); [4] Birrer et al. (2012); [5] Bundesamt für Umwelt (2007); [6] Hallmann et al. (2014); [7] Hart et al. (2006); [8] Horch & Holzgang (2006); [9] Martinez et al. (2017); [10] Morard (2014); [11] Müller & Ernst (2014); [12] Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015); [13] Rudin et al. (2010); [14] Sierro et al. (2009); [15] Teufelbauer & Seaman (2017); [16] Weggler & Schwarzenbach (2011); [17] Weggler & Widmer (2000a); [18] Zollinger (2012); [19] Zollinger et al. (2013)

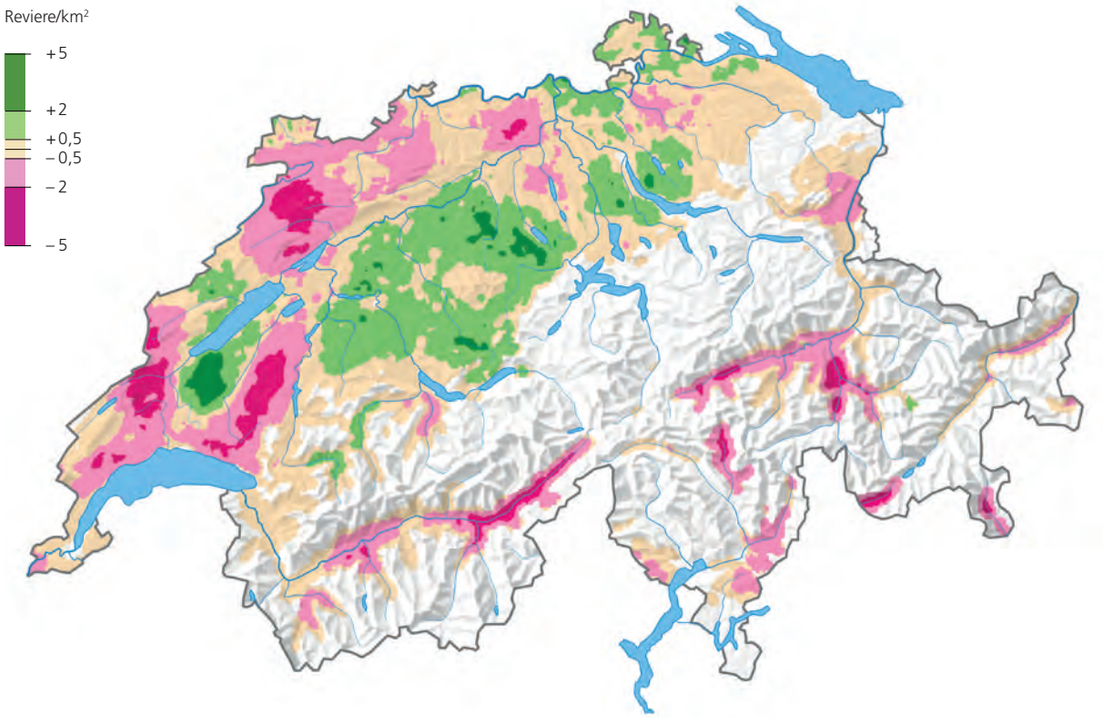




Dichte 2013–2016

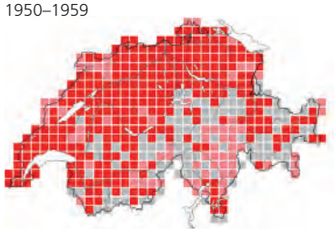


Veränderung der Dichte seit 1993–1996

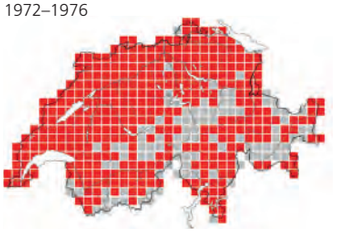


Patenschaft
Ursula & Jörg Helfenstein
Cornelia Krättli, Birrwil
Andi Tromp, Kehrsatz

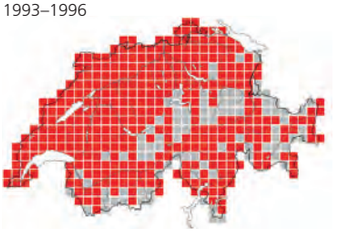
1950–1959



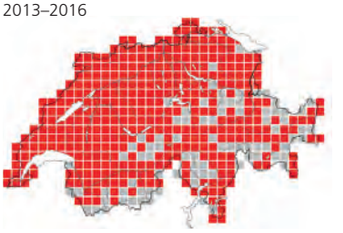
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Vielfältigere Brutvogelwelt jenseits der Grenze

Im Vergleich zur grenznahen Schweiz gibt es im grenznahen Ausland pro Kilometerquadrat mehr Vogelarten, höhere Dichten und mehr Arten der Roten Liste. Diese Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass es jenseits der Grenze mehr naturnahe Flächen und Kleinstrukturen gibt, eine Folge anderer Bewirtschaftung und Landnutzung.

Im Rahmen der Datenerhebung für den Atlas 2013–2016 wurden neben Kilometerquadraten in der Schweiz auch 145 Kilometerquadrate kartiert, die zumindest teilweise im grenznahen Ausland liegen. Die hier präsentierte Auswertung untersucht Flächen, die in einem Bereich 10 km dies- und jenseits der Grenze liegen. Im Westen entlang der Grenze zu Frankreich waren es 59 (Ausland) bzw. 160 Kilometerquadrate (Westschweiz), im Norden entlang der Grenze zu Deutschland 38 (Ausland) bzw. 99 Kilometerquadrate (Nordschweiz). Da die Grenzgebiete im Osten zu Österreich und Liechtenstein sowie im Süden zu Italien und Frankreich sehr heterogene Lebensraumtypen und beträchtliche Höhenunterschiede aufweisen, wurden sie für diese Analyse weggelassen.

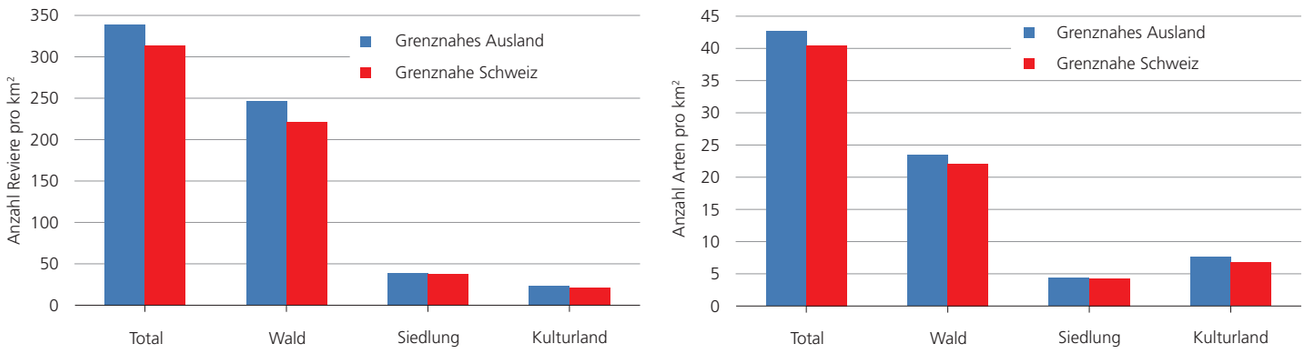
In den Grenzgebieten zu Deutschland und Frankreich sind die Anteile der Lebensräume dies- und jenseits der Grenze vergleichbar. In der Schweiz ist der durchschnittliche Anteil der Gebäudefläche mit 2 % leicht höher als im grenznahen Ausland mit 1,5 %, der Waldanteil (31 bzw. 35 %) und der Kulturlandanteil (48 bzw. 50 %) sind etwas tiefer. Die durchschnittliche Höhe für die Grenzgebiete zu Deutschland und Frankreich ist im In- und Ausland jeweils gleich, entsprechend dürften auch die klimatischen Unterschiede nur gering sein.

Höhere Dichten und erhöhte Artenvielfalt im grenznahen Ausland

Der Vergleich der Anzahl Reviere in den in- und ausländischen Gebieten zeigt, dass im grenznahen Ausland durchschnittlich 25 Reviere pro Kilometerquadrat mehr gefunden wurden als im Inland. Das grenznahe Ausland weist zudem eine grössere Artenvielfalt auf. Jenseits der Grenze kommen pro Kilometerquadrat durchschnittlich 2,2 Arten mehr vor als auf schweizerischer Seite. Auch für Arten, die auf der schweizerischen Roten Liste als gefährdet (Kategorien «vom Aussterben bedroht CR», «stark gefährdet EN», «verletzlich VU») oder «potenziell gefährdet NT» geführt werden [RLCH], zeigt sich dasselbe Bild. Das grenznahe Ausland beherbergt im Mittel 0,3 Rote-Liste-Arten mehr pro Kilometerquadrat als die Schweiz. Im Grenzgebiet zu Frankreich ist dieser Unterschied mit 0,4 Arten mehr deutlicher als im Grenzgebiet zu Deutschland mit 0,2 Arten.

Die höheren Dichten im grenznahen Ausland könnte man darauf zurückführen, dass die Anteile der Lebensraumtypen Wald, Siedlungsraum und Kulturland leicht unterschiedlich sind. Wäre dies die einzige Ursache, würde man aber beispielsweise erwarten, dass Arten, die im Siedlungsraum vorkommen, in der Schweiz höhere Dichten aufweisen, da in den Schweizer Kilometerquadraten durchschnittlich mehr Gebäudefläche vorhanden ist. Dies ist aber nicht so: Die Anzahl Reviere pro Kilometerquadrat ist für Arten des Siedlungsraums dies- und jenseits der Grenze sehr ähnlich. Für einzelne Arten, beispielsweise den Haussperling, finden sich im grenznahen Ausland gar 1,5 Reviere pro Kilometerquadrat mehr als im grenznahen Inland.

Zum selben Schluss kommt man, wenn man die Unterschiede von Waldarten genauer analysiert. Obwohl im Grenzgebiet zu Deutschland der durchschnittliche Waldanteil in- und ausländischer Kilometerquadrate genau gleich gross ist (je 29 %), ist die Dichte von Waldarten in ausländischen Gebieten durchschnittlich um 18,3 Reviere pro Kilometerquadrat höher. Die leicht unterschiedlichen Flächenanteile der Lebensraumtypen können also nicht die alleinigen Ursachen für die beobachteten Unterschiede sein. Zudem lässt sich die erhöhte Artenvielfalt ebenfalls nicht nur durch die leicht unterschiedlichen Anteile der Lebensraumtypen erklären, da eine grössere Fläche eines



Durchschnittliche Anzahl Reviere (links) und durchschnittliche Anzahl Arten (rechts) pro Kilometerquadrat im grenznahen Ausland (blau) und in der grenznahen Schweiz (rot). Die Kulturlandarten beziehen sich auf die sogenannten UZL-Arten (Umweltziele Landwirtschaft). Berücksichtigt wurden nur die Grenzgebiete im Westen zu Frankreich und im Norden zu Deutschland.

bestimmten Lebensraumtyps nicht automatisch zu einer höheren Artenzahl führt.

Deutliche Unterschiede bei den Kulturlandarten

Dass die leicht unterschiedlichen Flächenanteile nicht die alleinige Ursache für die beobachteten Unterschiede sein können, zeigt sich zudem, wenn man die Arten des Kulturlands genauer betrachtet. Typische Kulturlandarten, die sogenannten UZL-Arten (UZL = «Umweltziele Landwirtschaft», mit 29 Ziel- und 18 Leitarten)[1], weisen im grenznahen Ausland eine grössere Artenvielfalt sowie mehr Reviere pro Kilometerquadrat auf. Viele UZL-Arten wie Gartengrasmücke, Gartenrotschwanz oder Goldammer sind auf Kleinstrukturen im Kulturland als Bruthabitat angewiesen. Da sich auch hier der durchschnittliche Anteil des Kulturlands in- und ausländischer Kilometerquadrate kaum unterscheidet, dürften die im Ausland deutlich höheren Bestände auf Unterschiede in der Bewirtschaftung, der Landnutzung und der Anordnung der Landschaftselemente zurückzuführen sein.

Diese Unterschiede im Lebensraum sind im abgebildeten Beispiel aus der Luft ersichtlich. Obwohl beidseits des Rheins je drei Lebensraumtypen, namentlich Siedlungsraum, Kulturland und Wald vorhanden sind, unterscheiden sich diese in ihrer kleinräumigen Zusammensetzung. Besonders im Kulturland ist dies frappant: Auf der deutschen Seite des Rheins sind deutlich mehr Kleinstrukturen wie Gehölze, Hecken, Obstbäume oder Alleen vorhanden als auf der schweizerischen Seite. Dieselbe Beobachtung konnte Scherler[2] in potenziellen Brutgebieten des Steinkauzes machen: In süddeutschen Gebieten war die Anzahl vorhandener Kleinstrukturen deutlich höher als auf inländischen Flächen.

Keine Verbesserung der Situation seit 1993–1996

Eine ähnliche Analyse wurde schon mit den Daten des Atlas 1993–1996 durchgeführt[3]. Im Vergleich dazu hat sich das Bild kaum geändert. Schon damals wies das grenznahe Ausland durchschnittlich mehr Arten und mehr Rote-Liste-Arten pro Kilometerquadrat auf als die grenznahe Schweiz. Auch damals kam man zum Schluss, dass besonders die heutigen UZL-Arten in der Schweiz schlechtere Bedingungen vorfinden als jenseits der Grenze[3]. Während das grenznahe Ausland 2013–2016 durchschnittlich mehr Reviere pro Kilometerquadrat aufwies als die grenznahe Schweiz, wurden 1993–1996 über sämtliche Arten noch keine Unterschiede in der Dichte gefunden. Dies könnte damit zusammenhängen, dass 1993–1996 für alle Arten eine Obergrenze der Anzahl Reviere festgelegt wurde. Wurden damals in einem Kilometerquadrat beispielsweise mehr als zehn revieranzeigende Amseln gefunden, wurde diese Art nicht weiter kartiert. Die erfassten Dichten 1993–1996 waren also unvollständig, da gegen oben begrenzt. Andererseits scheinen die intensive Bewirtschaftung und die maximale Nutzung der zur Verfügung stehenden Flächen in der Schweiz dazu geführt haben, dass heute hierzulande nicht nur die Dichten von seltenen Arten, sondern auch jene zahlreicher häufiger Arten tiefer sind. Dass zudem die Artenzahlen im grenznahen Ausland höher sind, unterstützt die Vermutung, dass die Kleinstrukturen, auf die viele Vögel und andere Tiere angewiesen sind, in der Schweiz seltener oder von schlechterer Qualität sind. Es muss daher alles daran gesetzt werden, die bestehenden naturnahen Strukturen und extensiv genutzten Flächen zu erhalten und Defizite zu beseitigen.



Luftbild des Grenzgebiets bei Wallbach AG/D. Das grenznahe Ausland rechts des Rheins beherbergt deutlich mehr Kleinstrukturen als die grenznahe Schweiz links des Rheins. Besonders offensichtlich sind diese Unterschiede im Kulturland. Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA180142).

	Grenznahes Inland	Grenznahes Ausland
Anzahl Kilometerquadrate	160 (Westschweiz) 99 (Nordschweiz)	59 in Frankreich 38 in Deutschland
Mittlere Anzahl Reviere/km²	313,6	338,9
Mittlere Anzahl Arten/km²	40,5	42,7
Mittlere Anzahl Arten der Roten Liste (inkl. Kategorie NT)/km²	1,3	1,6
Mittlere Anzahl Kulturlandarten/km²	6,8	7,6
Mittlere Anzahl Reviere von Kulturlandarten/km²	21,9	24,0

Übersicht über die Anzahl ausgewerteter Kilometerquadrate im grenznahen In- und Ausland sowie die festgestellte durchschnittliche Anzahl Arten und Reviere pro Kilometerquadrat. Kulturlandarten beziehen sich auf die sogenannten UZL-Arten («Umweltziele Landwirtschaft»).

Simon Hohl

[1] BAFU & BLW (2008)/OFEV & OFAG (2008); [2] Scherler (2014); [3] Schmid & Pasinelli (2002)

Species Seiten 238, 416, 450, 470, 494, 558

Rohrammer

Emberiza schoeniclus
Bruant des roseaux
Migliarino di palude
marena da palì
Reed Bunting



Mathias Schaef

Rote Liste verletzlich (VU)
Bestand 1700–3000 Paare (2013–2016)

Focus Seiten 284, 380

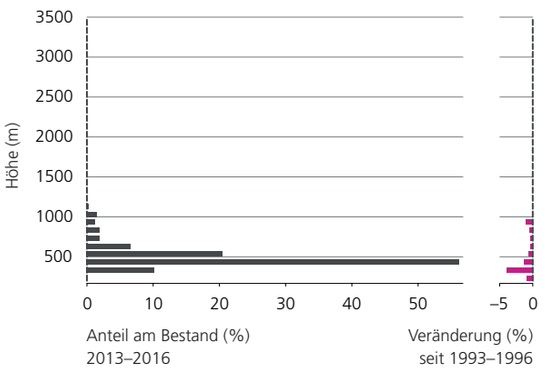
Die Rohrammer kommt in der Schweiz vor allem nördlich der Alpen vor. Sie besiedelt Feuchtgebiete mit (alten) Schilfbeständen und daran anschliessenden Riedwiesen, hauptsächlich unterhalb von 600 m. Die wichtigsten Vorkommen liegen an grösseren Seen, wobei auch abseits davon grössere Bestände existieren (z.B. Neeracherried ZH). Oft brüten einzelne Paare auch in kleinen Feuchtgebieten [6, 7, 8]. Der höchstgelegene Brutnachweis seit 1997 gelang am Lenkerseeli BE auf 1070 m (2000; R. Hauri). 1993–1996 gab es noch Bruten im Rohr Lauenen BE auf 1250 m [AtCH2], wo auch 2014 ein Sänger anwesend war (A. Jordi). 1976 hat die Rohrammer sogar bei Bever GR auf 1700 m gebrütet [AEn]. Der höchste Nachweis eines Sängers erfolgte auf 1790 m bei Sils-Maria GR (2013; D. Jenny).

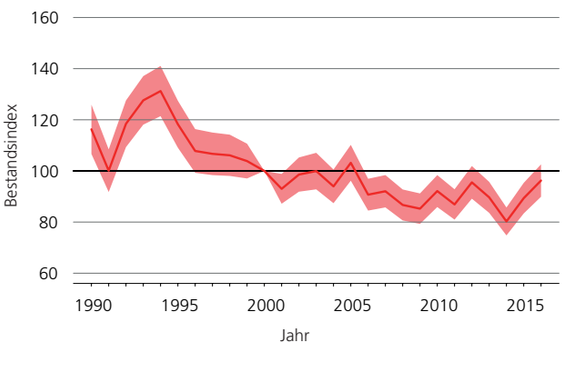
Seit 1993–1996 sind mehrere Gebiete im Mittelland, im Jura und im Wallis verlassen worden. Der Bestand hat seit 1990 abgenommen. Dies ist bedenklich, da geeignete Gebiete in der Schweiz fast ausnahmslos unter Schutz stehen. Im Bodenseegebiet sank der Bestand primär abseits der Schutzgebiete zwischen 1980 und 2010 um über 50 % [AtBo]. Im Kanton Zürich ist er von 1988 bis 2008 ebenso stark eingebrochen [AtZH]. Andererseits sind die Zahlen in der Grande Cariçaie seit 1985 insgesamt stabil [1]. Rückgänge wurden auch in Frankreich und Italien konstatiert [AtF, 4], ebenso auf europäischem Niveau [EBCC].

Gründe für die Abnahme dürften in der Schweiz primär an der verstärkten Schilfmahd liegen, wodurch etwa Libellen und Orchideen gefördert sowie Neophyten bekämpft werden sollen. Dies geschieht nicht nur im Innern von Riedgebieten; manchmal werden auch Altschilfstreifen am Ufer komplett gemäht [7, 10]. Die verbleibenden Altschilfstreifen sind oft nur wenige Meter breit, was die Prädation der bodennahen Nester begünstigt [5, 11]. Erst im dritten bis sechsten Jahr nach der Mahd besiedelt die Rohrammer Parzellen wieder in hoher Dichte [2, 3]. Andernorts wird die Intensivierung der Landwirtschaft als wichtiger Grund für die Bestandsrückgange betrachtet. Dadurch reduziert sich die samen- und körnerreiche Winternahrung [9, 13]. Ob auch unsere Rohrammern, die im südwestlichen Mittelmeerraum überwintern [12], davon betroffen sind, ist ebenso unbekannt wie die Auswirkungen des Stickstoffeintrags oder klimatischer Faktoren in den Brutgebieten.

Gilberto Pasinelli & Stefan Werner

[1] Antoniazza (2018); [2] Antoniazza & Maillefer (2001); [3] Antoniazza et al. (2018); [4] Nardelli et al. (2015); [5] Pasinelli & Schiegg (2006); [6] Pasinelli & Schiegg (2007); [7] Pasinelli & Schiegg (2012); [8] Pasinelli et al. (2008a); [9] Peach et al. (1999); [10] Sautter (2008); [11] Schiegg et al. (2007); [12] Schmitz et al. (2007); [13] Vera et al. (2014)

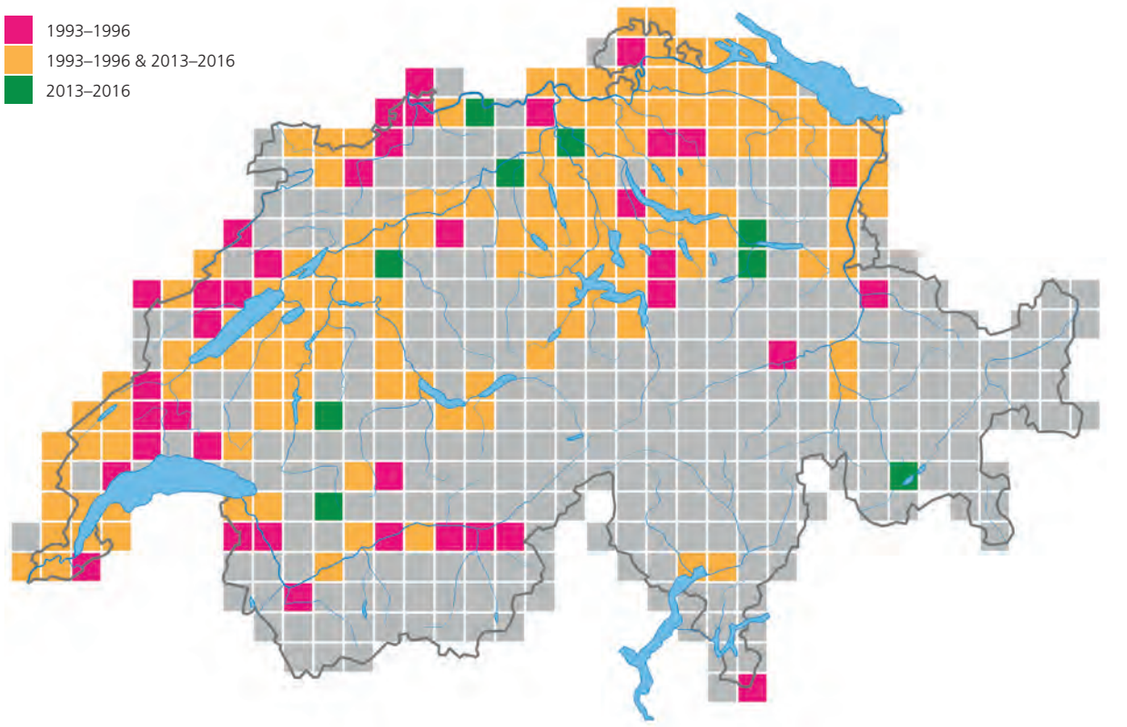




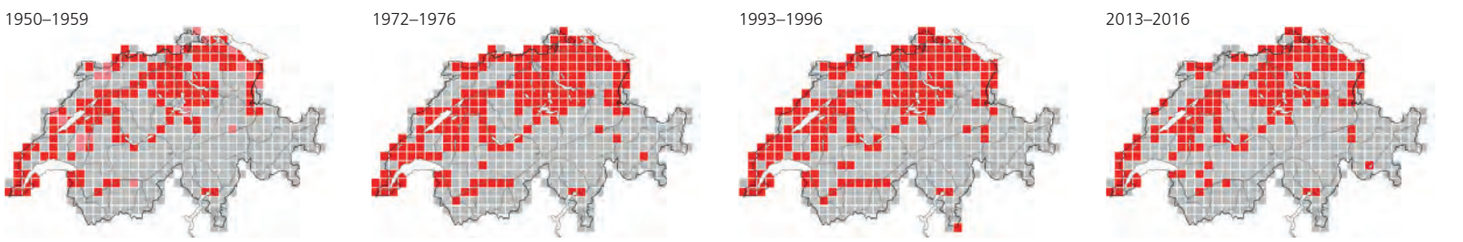
Vorkommen 2013–2016



Veränderung der Verbreitung seit 1993–1996



Patenschaft
Erica & Christoph Kramer, Therwil



Ornithologe (♂ und ♀)

Homo sapiens var. *ornithologicus*
Ornithologue (♂ et ♀)
Ornitologo (♂ e ♀)
ornitholog (♂ e ♀)
Ornithologist (♂ and ♀)



Lukas Linder

Rote Liste nicht gefährdet (LC)
Bestand 3517 Individuen (2013–2016)

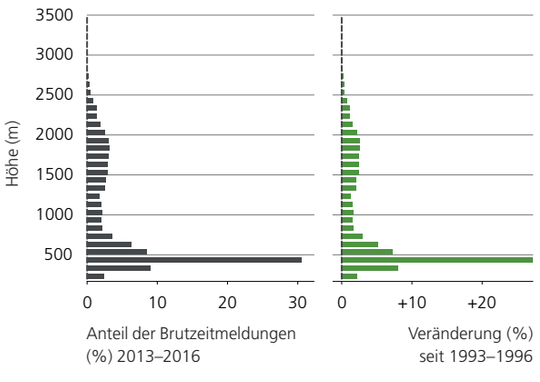
Focus

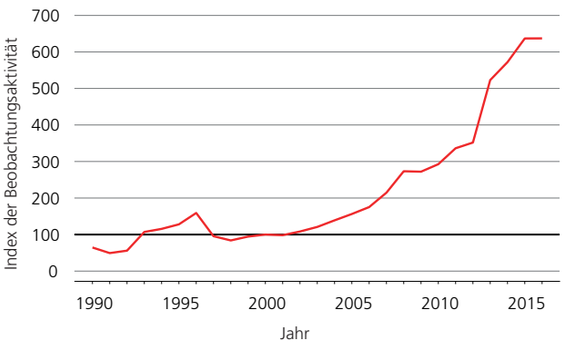
Ornithologinnen und Ornithologen können ein sehr grosses, ja landesweites Streifgebiet haben. Da sie auf Vögel spezialisiert sind und durch ihre Aktivität dieser Atlas entstanden ist, behandeln wir hier nicht die Revierzentren oder Neststandorte, sondern ihre Aktivität (Brutzeitmeldungen). *Homo sapiens* var. *ornithologicus* erreicht die höchsten Aktivitätsdichten unterhalb von 600 m, vor allem in den Bevölkerungszentren Genf, Bern, Basel, Luzern und Zürich. Im Mittelland fallen einige quadratische Flecken auf, die auf ausgesprochen aktive Individuen mit kleinem Homerange zurückzuführen sind. Zu den bevorzugt aufgesuchten Habitaten gehören Gewässer und Feuchtgebiete der Niederungen. Da *H. sapiens* var. *ornithologicus* nicht flugfähig ist, kann er unzugängliche oder nicht erschlossene Gebiete nur mit gewisser Mühe oder mit Mobilitätsmitteln (z.B. Auto, Seilbahn) erreichen. Deshalb werden Regionen und Berglagen mit abnehmender Erreichbarkeit und zunehmender Höhe seltener besucht. Entlang des Alpenhauptkamms und im Wallis trat *H. sapiens* var. *ornithologicus* in vielen Flächen nie auf. Die höchsten Brutzeitmeldungen 2013–2016 stammen vom Zinalrothorn VS auf 4220 bzw. 4120 m (M. Gerber, A. Barras).

Die Anzahl registrierter Ornithologinnen und Ornithologen ist zwischen 1993–1996 und 2013–2016 von 913 auf 3517 angestiegen. Auch ihre Beobachtungsaktivität hat stark zugenommen, am stärksten in ornithologischen Hotspots (z.B. Les Grangettes VD, Grosses Moos BE/FR, Magadinoebene TI). In den meisten Alpenregionen und weiten Teilen des Juras ist die Entwicklung seit 1993–1996 ebenfalls positiv. Ausnahmen bilden Regionen in den Waadtländer Alpen und im Toggenburg SG. Im Mittelland blieb die Aktivität ausserhalb der Hotspots im ähnlichen Rahmen wie 1993–1996 oder war nur leicht höher.

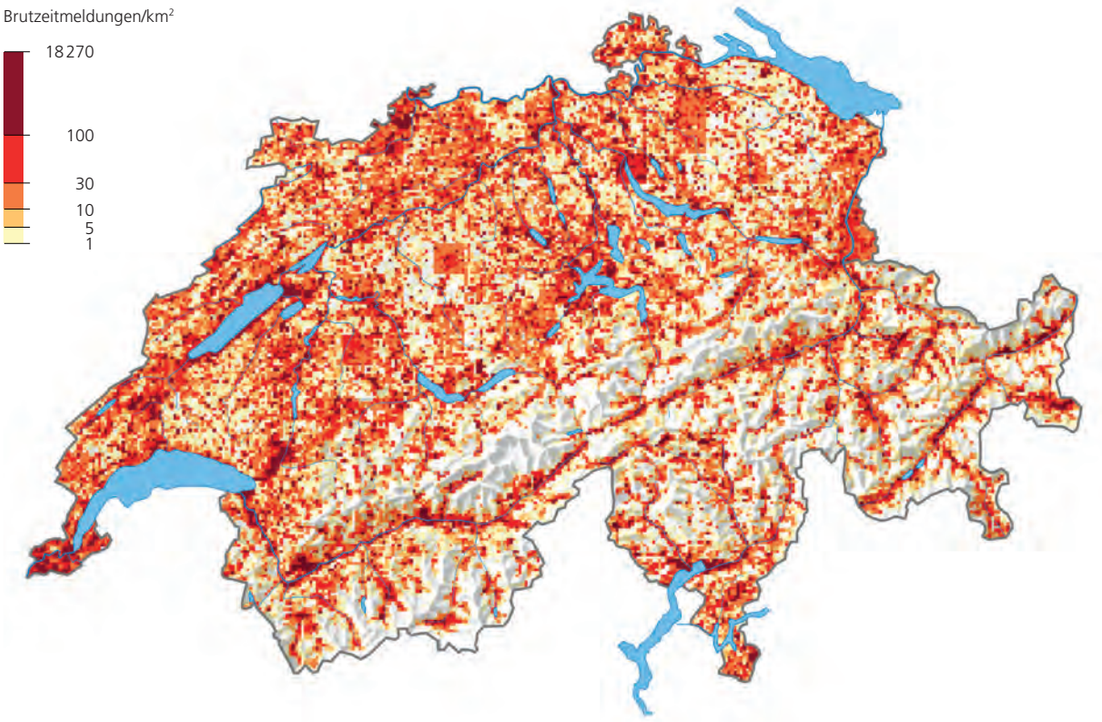
Die Gründe für den starken Anstieg der Aktivität von *H. sapiens* var. *ornithologicus* sind in erster Linie eine erhöhte Mobilität und eine viel einfachere Datenerfassung (z.B. mit Smartphone), die es ihm erlaubt, sich vorwiegend im Freien aufzuhalten und die Erfassung mit Hardware (Papier und Bleistift) in den Behausungen zu reduzieren. Um seine exzellente Meldetätigkeit zu erhalten, sind weitere Vereinfachungen in der Datenerfassung und eine weiterhin gute Betreuung durch die Vogelwarte vorzusehen.

Dominik Hagist & Lukas Jenni





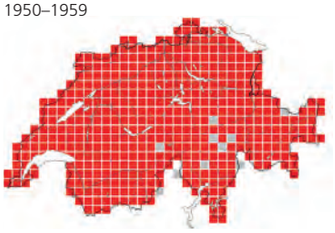
Beobachtungsaktivität 2013–2016



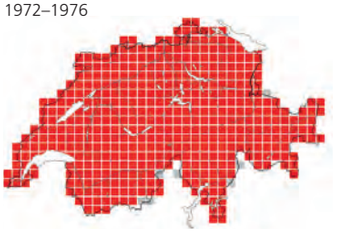
Veränderung der Beobachtungsaktivität seit 1993–1996



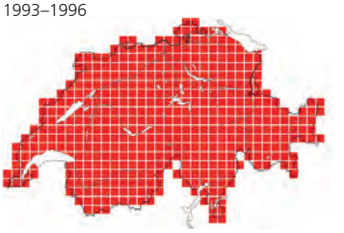
1950–1959



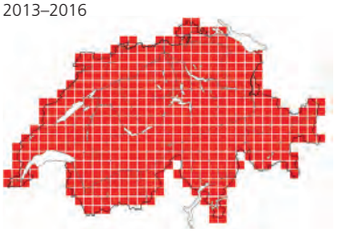
1972–1976



1993–1996



2013–2016



Anhang 1: Arten, die 2013–2016 im Atlasperimeter anwesend waren, ohne dass Brutnachweise erbracht werden konnten

Rothalstaucher

Podiceps grisegena
Grèbe jougris
Svasso collorosso
sfunsella grischa
Red-necked Grebe



Marcel Burkhardt

Patenschaft
Franziska Hindermann Maillard, Ettingen

In Europa brütet der Rothalstaucher überwiegend östlich einer Verbindungslinie zwischen Dänemark und der Türkei. Aus der Schweiz, die am Rand dieses Areals liegt, gibt es noch keinen Brutnachweis, dies im Gegensatz zum Bodensee, wo mindestens zwei Bruten bekannt sind: 1982 im Ermatinger Becken D und 1994 im Rheindelta A[ABo3]. Dazu bestand Brutverdacht 2001 im Eriskircher Ried D (M. Schleicher, G. Knötzsch)[1] und 2008 im Wollmatinger Ried D (S. Werner, C. Gönner)[2]. Im Juni und Juli 2011 balzte ausserdem ein Vogel in einer Haubentaucherkolonie in Horn D und anschliessend an der Radolfzeller Aachmündung D (A. Brall, S. Trösch, G. Segelbacher, H. Reinhardt)[5]. In diesem Gebiet wurde 2017 auch ein Altvogel beim Nestbau entdeckt (J. Büchler)[3]. In den Jahren 2013–2016 kam es in der Schweiz zu einzelnen isolierten Sommerbeobachtungen. Zudem hielt sich ein Rothalstaucher jeden Frühling, wie in allen Jahren seit 2007, regelmässig in der Weissenau BE am Thunersee auf[ID]; 2015 und 2016 balzte er mit einem Haubentaucher und brachte mehrfach Schilfhalme zu einem Haubentauchernest (M. Hammel)[ID, 4]. In den Bolle di Magadino TI wurde am 27. Mai 2015 ein balzendes Paar festgestellt (M. Hammel). Im Jahr darauf verschwand ein Vogel am 8. Juni am selben Ort mehrmals mit einem Fischchen im Schnabel im Schilf (M. Hammel)[ID]. Trotz Verlusten in Südosteuropa legen die europäischen Bestände dank positiver Trends in Fennoskandien und Russland gesamthaft zu[RLEU]. Der Brutbestand in Deutschland konzentriert sich auf den Nordosten des Landes und belief sich in den Jahren 2005–2009 auf 1800–2600 Paare; er gilt seit den Neunzigerjahren als stabil[AtD]. In Frankreich brüten 1–3 Paare, am regelmässigsten im Departement Aube[AtF].

[1] Jacoby et al. (2001); [2] Jacoby et al. (2008); [3] Knaus et al. (2017); [4] Müller et al. (2016a–b); [5] Trösch et al. (2011)

Rohrdommel

Botaurus stellaris
Butor étoilé
Tarabuso
tarbegl grond
Eurasian Bittern



Werner Scheuber

Die Rohrdommel kommt von Westeuropa bis zur asiatischen Pazifikküste vor, ist aber auch in einigen Regionen Südafrikas verbreitet. In Europa sind ihre Vorkommen wegen der starken Bindung an dichte, ausgedehnte Schilfbestände stark zerstreut. Aus der Schweiz gibt es keinen Brutnachweis der Rohrdommel; sie hat aber 1994 am deutschen Bodenseeufer im Wollmatinger Ried gebrütet (C. Hofstätter) ABo3. Gelegentlich werden in der Brutzeit Sänger gemeldet, meist vom Südostufer des Neuenburgersees oder vom Kaltbrunner Riet SG ID. In den Jahren 2013–2016 gab es 2015 drei Meldungen einzelner Sänger: am 1. April bei Ollon VD (J.-M. Fivat), am 2. Mai bei Sionnet GE (T. Milner) sowie am 1. Juni in der Weissenau BE (M. Hammel). Ein weiterer Sänger wurde am 17. April 2016 im grenznahen Ausland an der Radolfzeller Aachmündung D bemerkt (J. Kania) [1]. Im Kaltbrunner Riet waren 2015 zudem 1–2 Individuen bis zum 8. Mai anwesend ID; 2016 hat dort ein Vogel sogar bis zum 16. Mai ausgeharrt [2]. Schliesslich wurde eine Rohrdommel zwischen dem 15. Juni und dem 23. September 2016 mehrfach in Chavornay VD beobachtet (F. Jaquier et al.). Die europäischen Bestände haben zwischen 1970 und 1990 stark abgenommen; zurzeit sind sie aber stabil RLEU. In gewissen Ländern ist der Trend sogar positiv, etwa in Deutschland AtD. In Frankreich geht der Bestand zurück, und das Brutgebiet ist zwischen 1985–1989 und 2009–2012 um 57 % geschrumpft AtF.

[1] Knaus et al. (2016b); [2] Müller et al. (2016a–b)

Schlagschwirl

Locustella fluviatilis
Locustelle fluviatile
Locustella fluviatile
scroller da flum
River Warbler



Markus Varesvuo

Patenschaft
Sarah Dreyfus

Focus Seite 420

Das Brutgebiet des Schlagschwirls erstreckt sich von Südskandinavien, Deutschland, dem Balkan und dem Schwarzen Meer bis nach Zentralsibirien. Er besiedelt dichte Vegetation an Wasserläufen und in Feuchtgebieten. Seit dem Erstnachweis 1991 betrafen alle 14 Beobachtungen in der Schweiz isolierte Sänger im Frühling. In Jahren 2013–2016 gab es Feststellungen vom 25. bis 30. Mai 2013 bei Kleinandelfingen ZH (M. Griesser) [6] und vom 13. bis 24. Mai 2015 bei Schinznach-Dorf AG (J. Landolt et al.) [2]. Ein Männchen, wahrscheinlich ein Durchzügler, sang zudem am 9. Mai 2013 bei Arch BE (W. Christen, K. & M. Eigenheer) [6]. Schliesslich hielt sich ein Sänger vom 31. Mai bis 7. Juni 2017 bei Gunzgen SO auf (U. Elsenberger et al.). Am Bodensee erschien der Schlagschwirl seit den Achtzigerjahren praktisch alljährlich ABo3; 2011 kam es bei Friedrichshafen D auch zur ersten Brut (M. Hemprich) [4]. Nach dem längeren Aufenthalt eines Vogels bei Gaienhofen D im Jahr 2012 (G. Segelbacher, H. Reinhardt, S. Werner, S. Trösch, C. Stauch) [5] gab es am Bodensee in den Jahren 2013–2016 aber keinen Nachweis mehr. In Deutschland war die Bestandsentwicklung in den Jahren 1985–2009 insgesamt positiv. Seit den Neunzigerjahren zeichnet sich allerdings ein Rückgang ab AtD, der vor allem in Bayern zu einem Arealverlust von über 20 % geführt hat [3]. Massive Einbussen sind auch in einigen Regionen Österreichs festzustellen [1]. Der Bestand auf europäischer Ebene hat seit etwa 1995 ebenfalls deutlich abgenommen EBCC.

[1] Albegger et al. (2015); [2] Martinez & Maumary (2016a–b); [3] Rödl et al. (2012); [4] Trösch et al. (2011); [5] Trösch et al. (2012); [6] Vallotton et al. (2014a–b)

Bergfink

Fringilla montifringilla
Pinson du Nord
Peppola
fringhel dal nord
Brambling



Markus Varesvuo

Das Brutgebiet des Bergfinks erstreckt sich über die boreale Zone Eurasiens von Skandinavien bis Kamtschatka. Die Art überwintert in grosser Zahl in Mittel- und Westeuropa, wo verspätete Rückkehrer oft noch bis in den Frühling hinein bleiben können. In Deutschland, den Niederlanden und Polen kommt es regelmässig zu Übersommerungen [AtD], in Frankreich aber deutlich seltener [4]. Brutnachweise sind noch spärlicher: In Deutschland wurden seit 1950 zwölf Brutnachweise bekannt, fast ausschliesslich an der Küste oder auf Inseln im Norden des Landes [AtD]. Auch in Kärnten wurden schon Bruten gefunden [AtA]. In den italienischen Alpen gab es in den letzten 40 Jahren sieben Brutnachweise, so zum Beispiel bei Ponte di Legno in der Lombardei, rund 25 km von der Schweiz entfernt [3]. Ein Teil der italienischen Nachweise könnte jedoch Gefangenschaftsflüchtlinge betreffen [3]. Auch in der Schweiz gelangen hin und wieder Sommerbeobachtungen, so zwischen 1976 und 1996 im Engadin GR und Bergell GR in Fichten-, Bergföhren-, Lärchen- und Arvenwäldern [AEn, VdS]. Es gibt in der Schweiz allerdings keinen Brutnachweis. In den Jahren 2013–2016 wurden zwei Sänger im Jura innerhalb des Atlasperimeters beobachtet: Einer wurde am 20. Mai sowie am 7. und 9. Juni 2014 im Forêt du Risoux nahe Bois-d'Amont F auf 1250 m festgestellt (J. Piaget, F. Louiton) [ID, 1], der andere vom 5. Juni bis 5. Juli 2015 im Vallée de Joux bei Le Chenit VD auf 1340 m (F. Duruz, S. Joss, C. Maillefer, Y. Menétrey) [2]. Zuvor wurde der letzte Sänger in der Schweiz am 31. Mai 2005 bei Trélex VD auf 650 m in einem Buchen-Eichenwald entdeckt (F. Mathey) [5].

Bernard Volet

[1] Antoniazza (2015); [2] Antoniazza (2016b); [3] Brichetti & Fracasso (2013); [4] Dubois et al. (2008); [5] Posse (2006)

Anhang 2: Arten, die im Atlasperimeter seit 1800 mindestens einmal brüteten, von denen aber 2013–2016 keine Brutnachweise gelangen

Rothuhn

Alectoris rufa
Perdrix rouge
Pernice rossa
pernisch cotschna
Red-legged Partridge

Rote Liste in der Schweiz ausgestorben (RE)



Beat Rüegger

Das Rothuhn ist ein Standvogel und kommt natürlicherweise nur in Südwesteuropa zwischen Portugal, Frankreich und Italien vor; die Bestände in Grossbritannien stammen von eingeführten Vögeln ab. Früher war das Rothuhn auch in Südwestdeutschland und in der Schweiz verbreitet. Von dort ist es jedoch im Rahmen eines Arealrückzugs nach Südwesten verschwunden, möglicherweise im Zusammenhang mit der Abkühlung des Klimas gegen Ende des 16. Jahrhunderts[HVM]. Die letzten zuverlässigen Meldungen aus der Schweiz stammen von 1860 aus dem Waadtländer und Neuenburger Jura[3]. Es gibt zwar neuere Beobachtungen fast alljährlich in der Region Genf und etwas seltener auch in der Ajoie JU[ID]. Sie betreffen aber durchwegs Vögel, die im benachbarten Frankreich zu Jagdzwecken ausgesetzt worden sind. Hunderttausende werden dort jedes Jahr praktisch überall im Land freigelassen; gemäss den neuesten verfügbaren Zahlen waren es allein 1996 2,5 Millionen Tiere[2]! Die der Schweiz am nächsten lebenden Bestände finden sich im westlichen Teil der Franche-Comté und in den Dombes[AtF]. In den Hochburgen Spanien und Frankreich gehen die Bestände des Rothuhns kontinuierlich zurück, vor allem wegen des Verschwindens geeigneter Lebensräume und der Jagd[RLEU, 1, 2]. Im Piemont nehmen das Brutgebiet und die Bestandsdichte in höheren Lagen ab, in tieferen Lagen findet indes eine Ausbreitung statt. Umwelt- und Klimaveränderungen scheinen die hauptsächlichen Ursachen für diesen Wandel zu sein[4].

[1] de Juana & Garcia (2015); [2] Dubois et al. (2017); [3] Lüps (1975); [4] Tizzani et al. (2013)

Schellente

Bucephala clangula
Garrot à œil d'or
Quattrocchi
anda stgella
Common Goldeneye

Rote Liste verletzlich (VU)

Patenschaft
Dr. Peter Dollinger, Liebefeld-Bern



Manfred Kühn

Die Schellente ist ein Vogel der eurasischen und nordamerikanischen Taiga. Ihre Hauptbrutgebiete in Europa liegen in Finnland und Schweden, gefolgt von Norwegen und Russland. In den übrigen Ländern ist die Schellente deutlich seltener. Die Schweiz liegt am Südrand ihres Brutgebiets. Hierzulande sind vier Brutnachweise bekannt: Der erste stammt von 1955 in den Grangettes VD [5], drei weitere aus den Jahren 1997–1999 bei Hagneck BE [3, 6]. Seit 1991 brüten in Arosa GR einige frei lebende, aber aus der Gefangenschaft stammende Paare (J. Jelen, P. Knaus) [AtCH2, VdS]. Europaweit sind die Bestände stabil oder zunehmend [RLEU]. In Deutschland hat die Schellente ihr Areal in den letzten Jahrzehnten nach Südwesten erweitert. Dadurch konnte sich der Bestand in Bayern seit den Neunzigerjahren verdoppeln [AtD]. In Österreich hat der Bestand seit der ersten Brut im Jahr 1986 [2] bis 2008–2012 auf 10–15 Paare zugenommen [RLEU]. Der erste Brutnachweis in Frankreich stammt sogar erst aus dem Jahr 1999 [1]; 2014 zählte man dort 3–4 Brutpaare [4].

[1] Combrisson (1999); [2] Lieb & Brader (2004); [3] Marbot (1998); [4] Quaintenne & les coordinateurs-espèce (2016); [5] Trüb et al. (1955); [6] Volet & Burkhardt (2001)

Spiessente

Anas acuta
Canard pilet
Codone
anda gizza
Northern Pintail

Patenschaft
Jean-Emmanuel Lalive



Marcel Ruppen

Das Verbreitungsgebiet der Spiessente umfasst die gesamte Nordhalbkugel, vor allem nördlich des 40. Breitengrades. In Europa brütet sie in erster Linie in Finnland und Russland, gefolgt von Schweden, Estland und Norwegen. Die Brutbestände aller anderen europäischen Länder sind sehr gering. Der Bestandstrend in Europa ist negativ [RLEU]. In der Schweiz ist die Spiessente ein regelmässiger, aber nicht häufiger Wintergast. Die einzige Brut fand 1985 bei Grône VS statt [1].

[1] Fournier & Sierro (1986)

Uferschnepfe

Limosa limosa
Barge à queue noire
Pittima reale
becassina da riva
Black-tailed Godwit



Marcel Burkhardt

Die Uferschnepfe lebt in drei getrennten Populationen in Island, Kontinentaleuropa und Ostsibirien. Aus der Schweiz liegt zwar kein Brutnachweis vor, es gab aber im Rheindelta A und dessen Umgebung zwischen 1955 und 2005 einen kleinen Brutbestand, der 1985 mit 19 Paaren seine Höchststand erreichte [ABo1, ABo3, 1, 2, 3]. Ab den Neunzigerjahren nahm dieses Vorkommen immer stärker ab [ABo3] und folgte damit dem Trend in Deutschland: Dort brüteten in den Achtzigerjahren rund 20 000 Paare; in den Jahren 2005–2009 waren es nur noch 3900–4400. Dieser Rückgang geht mit dem Verlust zahlreicher Brutplätze im Binnenland einher [AtD]. Nicht weit von der Schweiz entfernt liegen die Dombes F, wo die Uferschnepfe mindestens seit 1948 Brutvogel ist; auch hier brütet sie nur noch gelegentlich [AtF]. Obwohl einzelne Bestände der Uferschnepfe das Niveau halten oder gar zunehmen, wie etwa in Island, ist der gesamteuropäische Trend klar negativ [EBCC, RLEU]. Zu den Gründen zählen vor allem das Trockenlegen von Feuchtwiesen und die Intensivierung der Landwirtschaft.

[1] Burtscher et al. (2017); [2] Jacoby et al. (2006); [3] Willi (1961)

Rotschenkel

Tringa totanus
Chevalier gambette
Pettegola
trintga cotschna
Common Redshank

Rote Liste in der Schweiz ausgestorben (RE)



Marcel Burkhardt

Focus Seite 319

Das Verbreitungsgebiet des Rotschenkels erstreckt sich von Island bis nach Ostchina. In Europa konzentrieren sich die Brutbestände auf den Norden. In Mittel- und Südeuropa ist der Rotschenkel weniger häufig und beschränkt sich meist auf Küstenbiotope. In der Schweiz war er zu Beginn des 20. Jahrhunderts noch Brutvogel, vermutlich bis etwa 1930. Der letzte Brutnachweis stammt von 1919 aus dem Kaltbrunner Riet SG, wo in den Jahren zuvor regelmässig einige Paare brüteten [BCH]. Am ausländischen Teil des Bodensees sind Bruten noch bis 1928, im Wollmatinger Ried D und auf der Mettnau D sogar bis 1934 [ABW, BCH] und im Rheindelta A bis etwa 1940 notiert worden. Dort gab es 1970 noch einmal einen Brutversuch [ABo2, AtV]. Die europäischen Bestände gehen seit 1970 leicht zurück [EBCC, RLEU]. In Frankreich, wo der Rotschenkel praktisch ausschliesslich an der Küste brütet, erlebten sie dagegen zwischen 1996 und 2015 einen Aufschwung [AtF, 1]. In Deutschland sind zwischen 1970 und 1990 vor allem die Vorkommen im Binnenland geschrumpft. Dann folgte eine kurze Phase der Stabilität, bis der Niedergang ab dem Jahr 2000 wieder einsetzte [AtD]. Wie bei der Uferschnepfe sind Lebensraumveränderungen für die Bestandsverluste verantwortlich.

[1] Jiguet (2017)

Sumpfohreule

Asio flammeus
Hibou des marais
Gufo di palude
piv da palì
Short-eared Owl


Christine Jung

Die Sumpfohreule ist auf der ganzen Nordhalbkugel verbreitet. In Mittel- und Südeuropa brütet sie nur sporadisch, wenn es dort Kleinsäuger, ihre Hauptbeute, im Überfluss gibt oder wenn im angestammten Brutgebiet Nahrungsmangel herrscht. So kam es 1993 zu Bruten von 6 Paaren in der Wiesen- und Moorlandschaft im Bassin de Drugeon F, 10 km von der Schweiz entfernt [2, 3]. In unserem Land brütete die Sumpfohreule 1908, 1935 (2–3 Paare) und vermutlich 1939 (mindestens 2 Paare) im Wauwilermoos LU, als es dort Wühlmausjahre gab [BCH]. Weitere Bruten erfolgten 1936 [AtV] und 1950 (6 Nester) [ABo1] im Rheindelta A. Hier waren noch im April 1961 zwei Vögel anwesend, und zwischen Mitte April und Mitte Mai 1965 balzten 1–2 Sumpfohreulen [ABo1]. 1935 bestand zudem Brutverdacht auf der Mettnau D [ABW]. Im 20. Jahrhundert haben die Bestände der an Moore, Feuchtwiesen und Brachflächen gebundenen Sumpfohreule in Mitteleuropa deutlich abgenommen, weil ihre Lebensräume entwässert und zerstört worden sind [AtD, EBBA1]. Da die Bestände stark schwanken, ist der aktuelle Trend auf europäischer Ebene schwierig einzuschätzen [RLEU]. In Frankreich gab es 2009–2012 20–80 Paare [AtF] und in Deutschland 2005–2009 50–180 Reviere [AtD]. In Österreich waren es in den letzten Jahren 0–15 Paare [1].

[1] Aistleitner et al. (2015); [2] Michelat (1997); [3] Michelat (1998)

Fischadler

Pandion haliaetus
Balbuzard pêcheur
Falco pescatore
evla da peschs
Osprey

Rote Liste in der Schweiz ausgestorben (RE)


Mathias Schäf

Focus Seiten 142, 190, 264, 319

Als Kosmopolit brütet der Fischadler auf allen Kontinenten mit Ausnahme der Antarktis. Der Grossteil der europäischen Population lebt in Schweden, Finnland und Russland. Die Art war früher viel weiter verbreitet und ist im Lauf der letzten Jahrhunderte aufgrund direkter Verfolgung aus vielen Regionen Europas verschwunden. Der letzte Schweizer Brutnachweis stammt von 1911 bei Ellikon ZH [3, 6]. Nach dem Verbot von Pestiziden auf Basis von chlorierten Kohlenwasserstoffen stieg der europäische Bestand in den Siebzigerjahren wieder an. Einige Gebiete wurden darauf wiederbesiedelt, so Zentralfrankreich ab 1984 [AtF, 5] und Bayern ab 1992 [4]. Gegenwärtig sind Brutzeitbeobachtungen in der Schweiz noch selten. In den Jahren 2013–2016 hielt sich ein 2012 in Frankreich geborenes Weibchen vom 8. Juli bis 5. September 2014 im Norden des Kantons Thurgau auf (H. Roost, S. Trösch) [1], ebenso im Frühjahr 2015 bis am 1. Juni (M. Roost) [2]. Zudem wurde vom 21. Mai bis 1. Oktober 2016 ein Vogel mehrfach im Kanton Schwyz beobachtet (P. Kühne, R. Janevski et al.). Im Rahmen eines Wiederansiedlungsprojekts auf Initiative von Nos Oiseaux wurden 2015 6, 2016 12 und 2017 ebenfalls 12 Jungvögel bei Bellechasse FR freigelassen [8]. Die positiven Erfahrungen mit solchen Projekten in England, Spanien, Italien und Portugal seit 1996 geben Anlass zur Hoffnung auf eine erste Schweizer Brut in den nächsten Jahren [7], wobei hierzulande ausreichend potenzielle Horstareale vorhanden sind [3].

[1] Knaus et al. (2014); [2] Knaus et al. (2015); [3] Krummenacher et al. (2009); [4] Müller et al. (2008); [5] Nadal et al. (2012); [6] Stemmler (1932); [7] Strahm & Landenbergue (2013); [8] Strahm & Landenbergue (2018)

Kornweihe

Circus cyaneus
Busard Saint-Martin
Albanella reale
melv da graun
Hen Harrier


Mathias Schäf

Patenschaft
Bertrand Zufferey, Vissoie

Die Kornweihe ist von der Iberischen Halbinsel bis Sibirien verbreitet. In der Schweiz, die am Südrand dieses Areals liegt, tritt sie vor allem als Durchzügler und Wintergast auf. Es sind nur zwei Schweizer Brutnachweise bekannt: 1917 bei Sionnet GE [3] und 1999 bei Vendlincourt JU [1], wo es bereits 1998 Sommernachweise gegeben hatte. Ein Weibchen (evtl. dasselbe) hielt sich dort auch Mitte April 2000 auf und wurde Ende August in Begleitung von 1–2 Jungvögeln beobachtet. Der genaue Brutplatz blieb aber unbekannt [1]. Auch im grenznahen Frankreich bei Genf kam es in früheren Zeiten zu Bruten: 1902 im Pays de Gex und 1957–1958 zwischen Loisin und Veigy [2]. Heute ist der Osten Frankreichs praktisch nicht mehr besiedelt, und der auf 13 000–22 000 Paare geschätzte französische Brutbestand ist rückläufig [AtF]. Auch in Deutschland ist die Tendenz negativ; die 40–60 verbliebenen Paare 2005–2009 beschränken sich weitgehend auf die ostfriesische Küste. Während die dortigen Verluste bis in die Achtzigerjahre vor allem auf Entwässerungen feuchter Standorte zurückgingen, sind die Gründe für die Abnahmen seit 1997 unbekannt [AtD]. Auf europäischem Niveau gehen die Bestände ebenfalls zurück. Als Ursachen gelten Lebensraumveränderungen als Folge der Intensivierung in der Landwirtschaft, des Verlusts von Feuchtgebieten und verstärkter Aufforstungen [RLEU].

[1] Challet & Monnerat (2003); [2] Géroudet (1980); [3] Poncy (1917)

Wiesenweihe

Circus pygargus
Busard cendré
Albanella minore
melv da prada
Montagu's Harrier

Rote Liste verletzlich (VU)


Patrick Donini

Patenschaft
Regina Schallberger-Diethelm

Die Wiesenweihe kommt von Nordafrika bis Zentralsibirien vor. Ihr Brutgebiet ist in Mitteleuropa aber stark aufgesplittert. In der Schweiz hat sie nie regelmässig gebrütet. Im 20. Jahrhundert sind hierzulande 37 sichere oder wahrscheinliche Bruten bekannt, vor allem in der Westschweiz und letztmals 1986 [VdS]. Die einzige aktuelle Brut fand 2007 im Klettgau SH statt (M. Roost, S. Trösch, M. Jenny, P. Parodi, N. Baiker) [3]. In Deutschland nahm der Bestand in den letzten Jahren in mehreren Regionen zu. So stieg er in Bayern zwischen 2000 und 2009 von 62 auf 155 Paare [AtD], was zur Besiedlung des Nordens von Baden-Württemberg geführt hat [2]. Diese Erfolge stehen im Zusammenhang mit Nestschutzmassnahmen auf Getreidefeldern, welche die Wiesenweihe seit den Siebzigerjahren besiedelt hat. In Frankreich wird der Bestand auf 5600–9000 Paare geschätzt. Die Tendenz ist leicht rückläufig und das Areal scheint im Osten des Landes zu schrumpfen [AtF]. Ungefähr 700 Bruten profitieren dort von ähnlichen Schutzmassnahmen wie in Deutschland [AtF]. In Italien umfasst der Bestand 260–380 Paare und hat zwischen 1980 und 2012 leicht zugenommen [1]. Der gesamteuropäische Trend ist zwar nicht bekannt, aber in den Ländern der Europäischen Union ist er negativ [RLEU].

[1] Nardelli et al. (2015); [2] Pürckhauer et al. (2014); [3] Volet & Gerber (2008)

Rotfussfalke

Falco vespertinus
Faucon kobez
Falco cuculo
falcun vespertin
Red-footed Falcon



Markus Varesvuo

Das Brutgebiet des Rotfussfalken erstreckt sich von Osteuropa bis nach Sibirien, wo er offene, von Hecken und Bäumen durchzogene, insektenreiche Landschaften der Tieflagen besiedelt. In der Schweiz ist er ein regelmässiger Durchzügler, hat jedoch noch nie gebrütet. Es gibt aber grenznahe Brutnachweise von 1956 im Rheinholz bei Gaissau A [ABo2] und von 1977 im Dornbirner Ried A [1]; der zweite Ort befindet sich indes knapp ausserhalb des Atlasperimeters. Aus Deutschland sind Brutnachweise aus dem 19. und 20. Jahrhundert bekannt, die letzte Brut wurde 1978 in Sachsen-Anhalt festgestellt. In diesem Bundesland wie auch in Bayern bestand noch in den Neunzigerjahren Brutverdacht [AtD]. Obwohl weit abseits des üblichen Areals gelegen, hat der Rotfussfalke einige Male in Frankreich zu brüten versucht, davon im Jahr 1993 mindestens zweimal erfolgreich in den Departementen Isère und Vendée [3]. Der Bestand in Österreich nimmt stark ab, 2008–2012 wurde er noch auf 6–14 Paare geschätzt [RLEU, 2]. In Italien waren es 2013 50–70 Brutpaare [4]. Der europäische Trend ist ebenfalls negativ, hauptsächlich wegen Lebensraumzerstörungen und des Rückgang von Grossinsekten infolge von Pestizidanwendung.

[1] Blum et al. (1977); [2] Dvorak et al. (2017); [3] Legendre (2005); [4] Nardelli et al. (2015)

Kurzzehenlerche

Calandrella brachydactyla
Alouette calandrelle
Calandrella
lodola de la detta curta
Greater Short-toed Lark



Mathias Schäf

Patenschaft
Sylvie Nicoud, Prilly

Focus Seiten 369, 425

Die Kurzzehenlerche ist von Nordafrika bis Zentralchina verbreitet. In Europa konzentrieren sich ihre Vorkommen auf die Iberische Halbinsel, Italien und den Balkan. Die Schweiz befindet sich nördlich des Brutgebiets, wird aber jedes Jahr vor allem im Frühling von einigen Durchzüglern besucht. Zwischen 2008 und 2017 wurde die Kurzzehenlerche pro Jahr im Schnitt an 21 Orten beobachtet, mit einem stärkeren Einflug 2016 (32 Orte). Ein Brutnachweis konnte bis anhin erst einmal erbracht werden, 1989 bei Martigny VS in einem Zuckerrübenfeld auf Sandboden [2]. Im europäischen Verbreitungsschwerpunkt in Spanien ist der Bestand rückläufig [4], und auch in Italien und Frankreich sind die Trends negativ. In Frankreich wurde der Bestand 2000 auf 3000–6000 Paare geschätzt, 2009–2012 waren es nur noch 800–1500 Paare [AtF]. In Italien beträgt die Abnahme zwischen 2000 und 2011 57 % [1]. Die Kurzzehenlerche ist vermutlich ein Opfer der Landschaftsveränderung aufgrund geänderter Landwirtschaftspraktiken, vor allem des Rückgangs der Brachflächen, der zunehmenden Verwendung von Dünger und Bioziden sowie der Abnahme extensiver Beweidung, Nutzungsaufgabe und Vergandung [3, 4].

[1] Campedelli et al. (2012); [2] Curchod et al. (1990); [3] de Juana & Garcia (2015); [4] Massa & La Mantia (2000)

Brillengrasmücke

Sylvia conspicillata
Fauvette à lunettes
Sterpazzola della Sardegna
fustgetta dals egliers
Spectacled Warbler


Dennis Lorenz

Patenschaft
Dorothea Witzig

Focus Seite 425

Die Brillengrasmücke kommt in Nordwestafrika, von Portugal bis Italien und im Nahen Osten vor. Obwohl die Schweiz weit nördlich des üblichen Areals liegt, ist die Brillengrasmücke bei uns seit dem ersten Nachweis 1989 insgesamt zehnmal (bis 2017) festgestellt worden. Darunter gibt es drei Brutnachweise: 1989 und 2008 in der Region Leuk VS auf 670 m[5] bzw. 1100 m (B. Posse et al.)[8] sowie 2005 bei Zermatt VS auf 2050 m[9]. Sänger in geeigneten Lebensräumen waren zudem 2008 bei Boudevilliers NE (C. Sinz, D. Gobbo, A. Frey, J. Laesser, V. Martin)[8], 2011 bei Greich VS (C. Roesti, J. Mazenauer, M. Bally)[6] und erneut bei Leuk (M. Zimmerli)[6] sowie 2017 im Val d'Hérens VS (J.-C. Muriset et al.) anwesend. Die Brillengrasmücke hat eine Vorliebe für trockene Standorte mit niedrigem Gestrüpp und findet passende Lebensräume auch in der subalpinen Zone der Schweiz[9]. Der gesamteuropäische Bestandstrend ist unklar[RLEU]. Einerseits gehen in Frankreich die wichtigsten Vorkommen im Mittelmeerraum zurück[AtF]. Andererseits scheinen die in jüngster Zeit entdeckten, zahlenmässig allerdings sehr bescheidenen Bestände in der montanen Stufe in den Pyrénées-Orientales[7] und im Zentralmassiv[4] zuzunehmen[AtF]. In Italien unterscheidet sich der Trend je nach Region: In den Bergen von Latium und in den Abruzzen breitet sich die Brillengrasmücke aus, in der Provinz Lecce verliert sie dagegen an Terrain[2]. Europaweit ist eine Arealerweiterung nach Norden festzustellen, möglicherweise eine Folge der Klimaerwärmung[1]. Der erste deutsche Brutnachweis von 2017 in Nordrhein-Westfalen ist ein weiterer Hinweis dafür[3].

[1] Assandri & Morganti (2015); [2] Brichetti & Fracasso (2010); [3] König et al. (2017); [4] Lovaty (2015); [5] Maumary et al. (1990); [6] Piot et al. (2012)/Piot & Vallotton (2012); [7] Roy (2000); [8] Schweizer & Thoma (2009)/ Schweizer et al. (2009); [9] Werner et al. (2006)

Weissstterniges Blaukehlchen

Cyanecula svecica cyanecula
Gorgebleue à miroir blanc
Pettazzurro occidentale
puppenblau cun staila alba
White-spotted Bluethroat


Marcel Burkhardt

Patenschaft
Meinrad Küttel
Swen & Karin Mischkulnig

Das Weissstternige Blaukehlchen ist deutlich weniger weit verbreitet als die rotsternige Unterart und kommt von Spanien bis in die Ukraine vor. In der Schweiz ist es vor allem auf dem Durchzug anzutreffen, meist in Feuchtgebieten im Flachland. Auch wenn es bei uns wahrscheinlich schon im 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts zu Bruten kam[VdS], sind nur zwei Brutnachweise bekannt: 1927 am Fanel BE[2] und 2006 bei Altstätten SG (R. Zingg, K. Moor, G. Sieber, P. Schönenberger, I. Hugentobler)[7], wo zwischen 2001 und 2008 alljährlich ein Sänger anwesend war. In den Jahren 2013–2016 wurden 2013 zwei territoriale Männchen am Südufer des Neuenburgersees festgestellt (P. Rapin, M. Antoniazza)[5], wo bereits 2012 zwei Sänger kartiert worden waren (M. Zimmerli, P. Rapin, C. Sinz, J. Mazenauer, M. Antoniazza)[4]. Auch bei Altstätten zeigte sich am 17. Mai 2014 (G. Sieber)[3] und am 20. April 2016 (G. Sieber) je ein Sänger. Es ist gut möglich, dass das Weissstternige Blaukehlchen erneut in der Schweiz brütet, denn dessen Bestände nehmen in den meisten Ländern (ausser Spanien und Österreich) zu[RLEU, 1]. So hat sich beispielsweise das Brutgebiet in Bayern zwischen 1996–1999 und 2005–2009 um 25 % ausgedehnt[6]. Der Bestandszuwachs in Frankreich und Deutschland dürfte auf den expandierenden niederländischen Bestand zurückzuführen sein. Daneben spielen wohl auch Renaturierungsmassnahmen in Feuchtgebieten, klimatische Aspekte in den Überwinterungsgebieten und die Verkürzung des Zugweges eine Rolle[AtD].

[1] Dvorak et al. (2016); [2] Hess (1927); [3] Müller (2015); [4] Müller & Volet (2013); [5] Müller & Volet (2014); [6] Rödl et al. (2012); [7] Volet et al. (2007)

Zwergschnäpper

Ficedula parva
Gobemouche nain
Pigliamosche pettirosso
sgnappamustgas pitschen
Red-breasted Flycatcher



Markus Varesvuo

Patenschaft
Mirjam Emma Studer

Focus Seiten 190, 420

Das Brutgebiet des Zwergschnäppers erstreckt sich von Mitteleuropa östlich einer Linie zwischen Dänemark und Griechenland bis nach Russland. Die Schweiz liegt damit am Westrand der Verbreitung und der Zwergschnäpper erscheint hier nur unregelmässig. Gelegentlich treten auch im Frühjahr Sänger auf, verweilen aber kaum. Nur zwischen 2001 und 2006 kam es im Prättigau GR jährlich zu Beobachtungen von Sängern [VdS]. Hier gelangen 2003 (F. & S. Castelli, V. Zindel, V. Oswald, C. Meier-Zwicky)[2] und 2006 (U. Bühler)[3] auch die beiden bislang einzigen Schweizer Brutnachweise. Die Reviere lagen auf einer Höhe von 800 m in Laubwäldern mit vielen alten Buchen und reichlich Totholz [VdS]. Gesamteuropäisch entwickeln sich die Bestände eher positiv [RLEU]. Der Trend in ganz Deutschland und speziell in Bayern ist stabil, aber im Nordosten des Landes sinken die Bestände seit dem Ende der Neunzigerjahre [AtD], vor allem infolge der praktizierten Forstwirtschaft mit starken Auflichtungen der Waldstrukturen[4]. In Vorarlberg ist seit den Achtzigerjahren ein deutlicher Rückgang festzustellen, der besonders auf verstärkte Eingriffe in Altholzbestände zurückgeführt wird; der Bestand wurde 2001–2008 auf weniger als 10 Paare geschätzt [AtV]. Auch für ganz Österreich ist die Tendenz negativ[1].

Bernard Volet

[1] Dvorak et al. (2017); [2] Preiswerk (2004)/Preiswerk & Maumary (2004); [3] Schweizer (2007)/Schweizer & Vallotton (2007); [4] Vökler (2014)

Anhang 3: Gefangenschaftsflüchtlinge, die 1997–2017 im Atlasperimeter brüteten

Schwarzschwan

Cygnus atratus
Cygne noir
Cigno nero
cign nair
Black Swan



Stefan Pfützke / Green-Lens.de

Focus Seite 124

Der aus Australien stammende Schwarzschwan ist in Neuseeland und vielen europäischen Ländern eingeführt worden, wo sich in der Folge auch kleine Brutbestände bildeten. In der Schweiz werden zwar regelmässig Gefangenschaftsflüchtlinge beobachtet, zu Bruten kommt es aber nur selten. Im Zeitraum 2013–2016 gab es nur eine solche Meldung aus dem grenznahen Ausland. Sie betrifft ein Brutpaar mit einem Küken, das 2014 bei Radolfzell D beobachtet wurde (S. Werner, H. Reinhardt, C. Stauch, M. Rüttiger, É. Morard)[2]. In der gleichen Region gab es bereits 2012 eine erfolgreiche Brut (C. Stauch, G. Segelbacher, H. Reinhardt et al.)[4]. Nach Bruten in den Jahren 2000–2002 an der Landesgrenze zwischen Kaiseraugst AG und Altrhein/Wyhlen D[1] brütete der Schwarzschwan 2003 in Thun BE erstmals auch in der Schweiz[VdS]. Bis 2008 kam es dort alljährlich zu weiteren Bruten von 1–2 Paaren[5, 6, 7]; 2009 brütete ein Paar am Wohlensee BE (T. Schwaller, A. Jordi). Der Bestand in Deutschland wird auf 20–30 Brutpaare geschätzt[AtD], jener in Frankreich auf 26–30[AtF]. In beiden Ländern ist die Tendenz positiv.

[1] Kestenholz et al. (2005); [2] Knaus et al. (2014); [3] Müller & Volet (2010); [4] Trösch et al. (2012); [5] Volet & Gerber (2008); [6] Volet & Gerber (2009); [7] Volet et al. (2007)

Weisswangengans

Branta leucopsis
Bernache nonnette
Oca facciabianca
auca mungia
Barnacle Goose



Christioph Moning/Green-Lens.de

Patenschaft
Corinne Gianola, Dübendorf

Focus Seite 124

Das natürliche Brutgebiet der Weisswangengans umfasst Ostgrönland, Island, Spitzbergen, die russische Arktis und Gebiete an der Ostsee. In anderen Regionen Europas sind kleinere Brutbestände entstanden, vor allem in den Niederlanden und in Norddeutschland. Die meisten der in der Schweiz beobachteten Vögel sind Gefangenschaftsflüchtlinge oder stammen aus verwilderten Populationen. In den Jahren 2013–2016 wurde in der Schweiz nur 2016 ein Gelege mit zwei Eiern auf der Insel vor Cheseaux-Noréaz VD gemeldet (M. Antoniazza, C. Schönbächler, M. Bastardot)[1]. 2017 kam es dort erneut zu einer Brut (M. Antoniazza), die als Schweizer Premiere erfolgreich verlief (A. Gander et al.). Zuvor gab es am Fanel BE/NE zwischen 1987 [AtCH2] und 2003 (B. Monnier, P. Rapin, F. Schneider)[3] regelmässig Gelege mit unbefruchteten Eiern. 2000 und 2001 war dort zudem eine Weisswangengans mit einer Graugans verpaart (Groupe d'étude et de gestion de la Grande Cariçaie)[ID, 2]. Ein brütender Vogel wurde 2003 auch aus Sursee LU gemeldet [VdS]. Die Weisswangengans ist in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet geschützt und nimmt im Bestand tendenziell zu [RLEU]. In Deutschland ist die Anzahl Brutpaare sogar deutlich gestiegen: Mitte der Neunzigerjahre waren es 15 und 2005–2009 schon 410–470 Paare [AtD].

[1] Müller (2017); [2] Posse (2001); [3] Posse (2004)

Kanadagans

Branta canadensis
Bernache du Canada
Oca del Canada
auca da Canada
Canada Goose



Stefan Pfützke/Green-Lens.de

Patenschaft
Robin Schnyder

Focus Seite 124

Die Kanadagans stammt aus Nordamerika und ist in Europa eingeführt worden. Die in der Folge entstandenen Brutbestände leben vor allem zwischen Grossbritannien und Finnland. In der Schweiz tritt die Kanadagans einzeln oder in kleinen Trupps meist in der Nähe der grossen Seen auf. Bruten sind hierzulande sehr selten. In den Jahren 2013–2016 hat ein nicht verpaartes Weibchen 2014 in Genf 3 Eier gelegt (S. Mancini)[3]. Nach mehreren Brutversuchen in den Jahren 2001 und 2002 in Genf bzw. 2004 und 2005 im Reussdelta UR [VdS] kam es 2012 in Ouchy VD zur ersten erfolgreichen Brut der Kanadagans in der Schweiz (F. Maillardet, M. Gorgerat)[4]. Möglicherweise sind weitere Bruten am Genfersee unentdeckt geblieben [VdS]. 2017 hat vermutlich wieder ein Paar in Genf einen Brutversuch unternommen (M. Müller). Im grenznahen Ausland hat die Kanadagans in den späten Achtziger- und in den Neunzigerjahren am deutschen Bodenseeufer regelmässig Junge aufgezogen [ABo3]. Heute brütet sie dort nicht mehr[5]; die letzte erfolgreiche Brut stammt von 2002 bei Radolfzell D (S. Werner)[2]. Der Brutbestand in ganz Deutschland wird auf 3600–5000 Brutpaare geschätzt [AtD] und wächst kontinuierlich weiter. Dasselbe gilt auch für Frankreich, wo die Erhebung 2015 zwischen 9500 und 10 000 Individuen ergab[1].

[1] Dubois et al. (2016); [2] Jacoby et al. (2002); [3] Müller (2015); [4] Müller & Volet (2013); [5] S. Werner, schriftl.

Streifengans

Anser indicus
Oie à tête barrée
Oca indiana
auca strivlada
Bar-headed Goose



Christioph Moning/Green-Lens.de

Die Streifengans stammt ursprünglich aus Zentralasien, vor allem aus Kirgisistan, China und der Mongolei. Sie ist in Europa eingeführt worden; verwilderte Bestände gibt es unter anderem in den Niederlanden und in Belgien. Aus der Schweiz sind zwei Bruten bekannt: 2001 wurde eine Familie mit drei Jungen bei Hilterfingen BE beobachtet (E. Urbanzik)[3], und 2004 hat ein Paar bei Unterseen BE gebrütet (D. Grossniklaus)[3]. In Deutschland brütet die Streifengans zerstreut; 2005–2009 schätzte man dort den Bestand auf 5–20 Paare[AtD]. Obwohl der Bruterfolg fast überall recht gering ist, gilt die Population als selbsttragend[1]. 2014–2015 lag die Anzahl Brutpaare in Frankreich bei 2–6, davon eines in der Petite Camargue alsacienne nördlich von Basel[AtF, 2].

[1] Bauer et al. (2016b); [2] Dubois et al. (2016); [3] Kestenholz et al. (2005)

Graukopfkasarka

Tadorna cana
Tadorne à tête grise
Casarca sudafricana
auca dal chau grisch
South African Shelduck



Roger Wilmshurst/Alamy Stock Foto

Die aus Südafrika stammende Graukopfkasarka wird oft in Gefangenschaft gehalten. Bei allen drei in der Schweiz nachgewiesenen Freilandbruten handelt es sich um Mischbruten mit Rostgänsen, wobei stets ein Rostgans-Männchen mit einem Graukopfkasarka-Weibchen verpaart war. Die erste Brut fand 1988 in Zürich statt[4], die anderen 1996 und 1997 am Klingnauer Stausee AG[AtCH2, VdS]. Eine weitere Brut zwischen diesen beiden Arten ist 1998 aus Rheinfelden D gemeldet geworden[3]. Offenbar ist dies die einzige bekannte Brut in unseren Nachbarländern[1, 2].

[1] Baccetti et al. (2014); [2] Bauer & Woog (2008); [3] Bauer et al. (2016a); [4] Tobler (1988)

Moschusente

Cairina moschata
Canard de Barbarie
Anatra muta
anda-mustgat
Muscovy Duck



Eckhard Lietzow

Die Moschusente ist ursprünglich zwischen Mexiko und Uruguay verbreitet. Die domestizierte Form der Moschusente (sog. Warzenente) wird in Europa häufig in Gefangenschaft gehalten; an verschiedenen Orten gibt es auch kleinere verwilderte Bestände, so etwa in England und den Niederlanden [AtGB, 2]. In den Jahren 2013–2016 gelang der erste Brutnachweis in der Schweiz: 2013 wurde ein Weibchen mit zwei Küken bei Caslano TI entdeckt (M. Tomasi, P. Stephani). Eine Brut hat allerdings schon 1984 bei Konstanz D stattgefunden [3]. Die Situation der Moschusente in den Nachbarländern ist schlecht dokumentiert, weil die Feldornithologen ihr kaum Beachtung schenken. 2004–2007 wurde der deutsche Bestand auf rund 20 Brutpaare [AtD] und 2015 der französische auf 25–30 Individuen geschätzt [4]. In Italien gilt der Bestand als selbsttragend [1]. Gemäss den aktuellen Erhebungen für den neuen österreichischen Brutvogelatlas sind Bruten der Moschusente im Osten dieses Landes nicht allzu selten.

[1] Baccetti et al. (2014); [2] Banks et al. (2008); [3] Bauer et al. (1995); [4] Dubois et al. (2016)

Rotschulterente

Callonetta leucophrys
Canard à collier noir
Alzavola anellata
anda dal culier cotschen
Ringed Teal



Roger Wilmshurst / rspb-images.com

Die Rotschulterente lebt natürlicherweise in Bolivien, Paraguay, Südostbrasilien, Nordargentinien und Uruguay. Als Ziervogel wird sie in weiten Teilen Europas gehalten. Die einzige bekannte Schweizer Freibrut fand im Juni 1999 in Genf statt [AtGE]. Einzelne Bruten wurden auch aus Deutschland gemeldet, vor allem aus Dortmund [AtD, 2]. Mindestens drei Brutnachweise gibt es aus Frankreich [3], aber keinen aus Italien [1].

[1] Baccetti et al. (2014); [2] Bauer & Woog (2008); [3] Dubois et al. (2008)

Brautente

Aix sponsa
Canard carolin
Anatra sposa
anda spusa
Wood Duck



Ruedi Aeschlimann

Focus Seite 124

Die ersten Brautenten sind im 19. Jahrhundert aus Nordamerika nach Europa gebracht worden. Die Art hat hier aber weniger gut Fuss gefasst als die nahe verwandte ostasiatische Mandarinente. In der Schweiz ist die Brautente stellenweise an Seen und Fliessgewässern aller Landesteile anzutreffen, normalerweise unterhalb von 700 m. Seit 1996 [AtCH2] brütet sie sporadisch bei uns. Brutmeldungen gab es aber bereits in den Dreissigerjahren vom deutschen Bodenseeufer [ABo1]. In den Jahren 2013–2016 wurden in der Schweiz zwei Bruten registriert, und zwar 2013 bei Treiten BE (C. Gartmann) [3] und 2015 bei Biberstein AG (T. Aegerter, R. Kern Fässler) [2]. Es handelte sich dabei um den 22. und 23. Brutnachweis in der Schweiz. Die Hälfte aller bekannten Brutorte verteilt sich zwischen Thun BE und Aarau AG, entweder direkt an der Aare oder in deren Nähe. Die übrigen Bruten erfolgten am Rhein zwischen Chur GR und Bad Ragaz SG (5 Bruten), am Flachsee Unterlunkhofen AG (3 Bruten) sowie am Hochrhein bei Rheinfelden AG, am Neuenburgersee bei Yverdon-les-Bains VD und im Wallis bei Sion (je 1 Brut). Auch in den Nachbarländern sind die Bestände bescheiden: In Frankreich zählte man 2015 3–5 [1] und in Deutschland zwischen 2005 und 2009 25–40 Brutpaare; hier nimmt der Bestand zu [AtD].

[1] Dubois et al. (2016); [2] Müller (2016); [3] Müller & Volet (2014)

Chilepfeifente

Mareca sibilatrix
Canard de Chiloé
Fischione del Cile
anda chilena
Chiloe Wigeon



Chris Stenger/Buiten-Beeld

Die Chilepfeifente kommt als Wildvogel in Südchile, Argentinien und auf den Falkland-Inseln vor. Der einzige Schweizer Brutnachweis stammt aus Sursee LU, wo am 25. Mai 1998 ein Weibchen mit drei Küken festgestellt worden ist (R. Wüst-Graf) [VdS]. Beobachtungen liegen auch aus den Nachbarländern vor, allerdings ohne Bruthinweise [1, 3]. Andernorts in Europa hat die Chilepfeifente ausserdem in Spanien und Belgien gebrütet [2].

[1] Baccetti et al. (2014); [2] Banks et al. (2008); [3] Bauer & Woog (2008)

Indien-Fleckschnabelente

Anas poecilorhyncha
Canard à bec tacheté
Germano indiano
anda dal bec taclà indica
Indian Spot-billed Duck



Marcel Burkhardt

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Indien-Fleckschnabelente reicht von Pakistan bis nach Südchina. Gefangenschaftsflüchtlinge werden gelegentlich in der Schweiz und anderswo in Europa beobachtet. Eine Mischbrut zwischen einem leuzistischen Weibchen und einem Stockerpel wurde 2006 bei Martigny VS festgestellt (B. Posse)[2].

Ähnliche Fälle gab es vorher schon in Südbaden: im Jahr 2000 bei Rielasingen, 2001 bei Moos und 2006 bei Grenzach-Wyhlen[1], seither allerdings nicht mehr[AtD]. Die Indien-Fleckschnabelente hat auch schon an anderen Orten in Deutschland gebrütet, zu dauerhaften Ansiedlungen kam es aber nie[AtD].

[1] Bauer & Woog (2008); [2] Posse (2007)

Bahamaente

Anas bahamensis
Canard des Bahamas
Codone delle Bahamas
anda da las Bahamas
White-cheeked Pintail



Patrick Donini

Focus Seite 124

Als Wildvogel kommt die Bahamaente auf den Antillen und in Südamerika vor. Auch wenn Gefangenschaftsflüchtlinge an den Schweizer Seen und Fliessgewässern recht häufig auftreten, gab es hierzulande vor 2013–2016 noch keinen einzigen Brutnachweis. Im Rahmen der Feldarbeiten für den Atlas 2013–2016 wurden nun zwei Bruten entdeckt: 2013 wurde ein Weibchen mit einem Küken in Vevey VD (J.-M. Fivat, D. Rumo)[5] und 2014 ein Weibchen mit sechs Küken auf dem Augster Stau BL/AG/D (A. Niffeler, D. Kratzer)[4] festgestellt. Bruten der Bahamaente sind in Europa zurzeit noch seltene Einzelfälle. In Frankreich sind lediglich drei Brutnachweise bekannt[3], in Deutschland keine weiteren[2] und in Italien gar keine[1].

[1] Baccetti et al. (2014); [2] Bauer & Woog (2008); [3] Dubois (2007); [4] Müller (2015); [5] Müller & Volet (2014)

Mönchssittich

Myiopsitta monachus
Conure veuve
Parrocchetto monaco
papagagl dal chapitsch
Monk Parakeet



David J. Slater/rspb-images.com

Der Mönchssittich stammt ursprünglich aus dem zentralen Südamerika. Isolierte Brutpaare oder kleine, eingeführte Bestände kommen in Europa vor allem in Spanien, Italien, Belgien und Tschechien vor[4]. Sie stammen von Gefangenschaftsflüchtlingen oder freigelassenen Tieren ab. In der Schweiz sind zwei Bruten von freilebenden Vögeln dokumentiert: 1997 in Balerna TI[AtCH2] und 2005 in S. Nazzaro TI[VdS]. Im Gegensatz zu Angaben in älteren Quellen[ABo3, VdS] betrafen die Bruten in Konstanz D in den späten Siebziger- und frühen Achtzigerjahren nicht den Mönchssittich, sondern den Braunohrsittich *Pyrrhura frontalis*[1]. Obwohl der Mönchssittich in Deutschland im 20. Jahrhundert mehrfach und in verschiedenen Regionen gebrütet hat, konnte er sich hier nicht dauerhaft ansiedeln[1]. Dies im Gegensatz zu Italien, wo der auf 400–500 Paare geschätzte Brutbestand[3] in den letzten Jahren sogar noch zugenommen hat[5]. In Frankreich hat der Mönchssittich vorübergehend an verschiedenen Orten gebrütet; im Süden erreichte der Bestand im Jahr 2014 17–19 Brutpaare (2–4 in Marseille und 15 in Toulon)[AtF].

[1] Bauer & Woog (2008); [2] Bauer et al. (2016a); [3] Brichetti & Fracasso (2006); [4] Lever (2005); [5] Mori et al. (2013)

Halsbandsittich

Psittacula krameri
Perruche à collier
Parrocchetto dal collare
papagagl dal culerin
Rose-ringed Parakeet



Mathias Schäf

Focus Seite 124

Als Wildvogel bewohnt der Halsbandsittich die afrikanische Sahelzone und den indischen Subkontinent. Er wurde aber in vielen anderen Regionen der Erde eingeführt. Heute weisen diverse Städte Europas bedeutende Brutbestände auf, vor allem in Grossbritannien, den Niederlanden, Belgien und Deutschland. Im Jahr 2015 gab es in zehn Ländern fest etablierte Bestände, und die Zahl aller Tiere in Europa wurde auf mindestens 85 000 geschätzt[4]. In Deutschland konzentrieren sich die im Bestand stark zunehmenden Vorkommen nach wie vor auf das Rheintal zwischen Heidelberg und Düsseldorf[AtD]. Abseits seiner Kernpopulation in Paris hat sich der Halsbandsittich in vielen Städten in Nord-, Ost- und Südfrankreich angesiedelt, wo die Paarzahlen ebenfalls rasch ansteigen[AtF, 1, 4]. In Italien kommt er fast überall vor; die aktuellen Dichtezentren sind Rom und Palermo[2, 4]. In der Schweiz ist er regelmässig in sehr kleiner Zahl anzutreffen, Bruten sind hier aber überaus selten. In den Jahren 2013–2016 hielt ein Paar ab dem 20. April 2016 in Embrach ZH eine Höhle besetzt, gab die Brut dann aber auf (M. Gärtner)[3]. Dies war der fünfte Schweizer Brutnachweis. Alle früheren betrafen ein Paar, das von 1991 bis 1994 in Monthey VS brütete[AtCH2]. Meldungen aus anderen Gegenden der Schweiz deuten darauf hin, dass weitere Bruten unentdeckt geblieben sein könnten, vor allem im Tessin[VdS].

[1] Dubois et al. (2016); [2] Fraticelli (2014); [3] Müller (2017); [4] Pârâu et al. (2016)

Braunkopf-papageimeise

Sinosuthora webbiana
Paradoxornis de Webb
Panuro di Webb
maset da Webb
Vinous-throated Parrotbill



Neil Bowman / FLPA

Focus Seite 124

Die im äussersten Südosten Russlands, in China und im Norden Vietnams verbreitete Braunkopfpapageimeise wurde 1995 in der Provinz Varese in der Lombardei ausgesetzt. Ein Tierhändler liess damals ungefähr 150 Individuen frei. Bereits im gleichen Jahr wurden erste Bruthinweise gemeldet[3, 4]. Die italienische Population wuchs, doch blieb ihre Ausbreitung durch das Angebot geeigneter Lebensräume und wegen harter Winter begrenzt[3]. Der Bestand wurde 2009 auf 3500–5000 Individuen in vier Hauptgebieten geschätzt[2]. Seit 1998 besteht auch eine kleine Population in den Niederlanden[1]. In der Schweiz wurde die Braunkopfpapageimeise 2017 erstmals festgestellt: Zwischen April und Dezember wurden mehrfach mindestens 4 Vögel in einem Feuchtgebiet in der Magadinoebene TI beobachtet. Am 14. Mai 2017 transportieren zwei Individuen Nistmaterial (R. Lardelli), es gab danach aber keine weiteren Bruthinweise. Die Braunkopfpapageimeise ist streng an Feuchtgebiete mit grasartiger Vegetation gebunden und könnte auch die nahe gelegenen Schutzgebiete Bolle di Magadino TI und Maggiadelta TI besiedeln. Möglicherweise wird ihre Ausbreitung aber durch harte Winter limitiert.

Bernard Volet

[1] Boele et al. (2014); [2] Boto et al. (2009); [3] Brichetti & Fracasso (2010); [4] Luoni (2009)

Dank

Dieses Grossprojekt wäre ohne die Unterstützung durch viele Personen, Organisationen und Institutionen nicht durchführbar gewesen. Wir danken allen ganz herzlich, die zum Gelingen dieses Projekts beigetragen haben: für die eingesetzte Freizeit, die körperliche Anstrengung, den Enthusiasmus, den Durchhaltewillen, das entgegengebrachte Vertrauen, die finanzielle Unterstützung, die gute Zusammenarbeit und die Geduld!

Ein spezieller Dank geht an alle Feldornithologinnen und Feldornithologen, welche die Datenbasis für dieses Werk gelegt haben. Folgende Personen haben als Verantwortliche oder Mitarbeitende in einem Atlasquadrat, durch Kartierungen in Kilometerquadraten und/oder durch ihre grosse Meldetätigkeit massgeblich zu diesem Atlas beigetragen:

Brigitte Abgottspon, Fiesch
Guido Ackermann, Heiligkreuz (Mels)
Andreas Aeberhard, Bonaduz
Adrian Aebischer, Freiburg
Pascal Aeby, La Chaux-de-Fonds
Therese Aegerter, Rombach
Heidi Aemisegger, Buchs SG
Hans Peter Aeschlimann, Bolken
Giuseppe Agostani, Abbadia Lariana I
Catherine Agustoni, Morbio Inferiore
Patrick Albrecht, Athenaz (Avusy)
Désirée Altenburger, Unterstammheim
Edith Altenburger, Buchs SG
Roland Altenburger, Unterstammheim
Michel Amez-Droz, Cernier
Ulrich Andreas Ammann, Langenthal
Matthias Amsler, Schaffhausen
Richard & Doris Amstutz, Steinerberg
Kurt Anderegg, Rapperswil SG
Christof Angst, Bern
Christoph Angst, Perlen
Michel Antoniazza, Yvonand
Sylvain Antoniazza, Yvonand
Nadine Apolloni, Boncourt
Raphaël Arlettaz, Sion
Stephan E. Armbruster, Naters
Lukas Arn, Suberg
Robin Arnoux, La Chaux-de-Fonds
Daniel Arrigo, Nidau
Nicolas Auchli, Steffisburg
Raffael Ayé, Basel
Edi Baader, Ziefen
Erich Bächler, Olten
Simon Bächli, Umiken
Christian Bachmann, Mittelhäusern
Stefan Bachmann, Mettmenstetten
Elias Bader, Olten
Christina Balass Blaser, Oberwil-Lieli
Max E. Ballmer, Füllinsdorf
Mathieu Bally, Féchy
Oliver Balmer, Binningen
Carl'Antonio Balzari, Muri bei Bern
Reto Bänninger, Amriswil
Alain Barbalat, Morges
Arnaud Barras, Sion
Sarah Barrêto Silva, Froideville
Silvio Bartholdi, Bertschikon
Albert Bassin, Biel
Marc Bastardot, Colombier VD
Günther Batliner, Schaan
Hans Bätscher, Helgisried-Rohrbach
Hansrudolf Batzli, Bönigen bei Interlaken
Michel Baudraz, La Conversion
Hans-Günther Bauer, Radolfzell D
Michaela Bauer, Chur
Corsin Baumann, Illnau
Ruedi Baumann, Luzern
Sophie Baumann, Flaach
Claudia Baumberger, Château-d'Œx
Peter Baumberger, Frauenfeld
Frederik Baumgarten, Basel
Franz Baumgartner, Frutigen
Hansruedi Baur, Zuzwil SG
Michel Beaud, Ferpicloz
Pierre Beaud, Montbovon
Rosmarie Beckmann-Christen, Buchs SG
Christian Beerli, Winterthur
Anna Bérard, Buchs ZH
Enrico Bergantini, Murten
Arlette Berlie, Bullet
Éric Bernardi, Étoy
René Berner, Boniswil
Gérald Berney, Onex
Markus Berset, Eglisau
David Berthold, Porrentruy
Étienne Bertouille, Bernex
Daniel Berz, Bad Zurzach
Cilia Besançon, Oberneunforn
Fabienne Besson, Yvonand
Barbara Bichsel, Fajauna
Thomas Bieler, Rabius
Heribert Bielmann, Düdingen
Hanspeter Bieri, Hemmental
Werner Bieri, Bern
Walter Bigler, Dänikon ZH
François Biollaz, Mase
Radames Bionda, Baceno I
Monica Biondo, Rosshäusern
Christof Bircher, Hinwil
Simon Birrer, Sursee
Guido Bischofberger, Oberegg
Jean-Daniel Blant, Neuenburg

Peter Blaser, Oberwil-Lieli
Simon Blaser, Oberthal
Walter Blaser, Laupen BE
Martin Blattner, Binningen
Franz Blöchlinger, St. Gallen
Andreas Blösch, Büetigen
Franziska Blum, Regensdorf
Paola Bof, Bellinzona
Yvonne Bollinger, Zürich
Mario Böni, Münsingen
Marianne Bonnard, Échandens
Timothée Bonnet, Zürich
Josef Borer, Breitenbach
Heinz Borgmann, Domat/Ems
Adrian Borgula, Luzern
Marco Borio, Wangs
Frank Borleis, Leipzig D
Ursula Bornhauser, Ottikon bei Kemptthal
Bruno Bösch, Ulisbach
Rolf Bösch, Jonschwil
Markus Boschung, Mörschwil
Barbara Bosco, Steffisburg
Laura Bosco, Bern
André Bossus, Bernex
Yves Bötsch, Bern
Noé Bourguet, Freiburg
Florence Bovay, La Chaux-de-Fonds
Oliver Bracko, Zürich
Arnaud Brahier, Delémont
Jean-Luc Brahier, Souboz
Paul J. Brändli, Wangen bei Dübendorf
Judith Brechbühler, Hildisrieden
Beat Briggen, Niederurnen
Daniel Bruderer, Egnach
Roland Bruderer, Nesslau
Alexandra Brunner, Oberkirch LU
Claudia Brunner, Eischoll
Martin Brunner, Therwil
Franz Bucher, Unterägeri
Rafael Bucher, Entlebuch
Walter Buchmann, Wettingen
Martin Buchs, Ebikon
Manuel Bueno, Savigny
Manuel Bühler, Gossau SG
René Bühler, Gossau SG
Roman Bühler, Sempach Station
Ueli Bühler, Domat/Ems
Alois Bühlmann, Sursee
Jost Bühlmann, Zürich
Ute Bujard, Arnex-sur-Nyon
Karin Burgess, Beatenberg
Pierrick Buri, Pampigny
Elisabeth Burkhard, Uzwil
Pierre Bürki, Herzogenbuchsee
Thomas Bürki, Deitingen
Elisabeth Bürkli, Hinterkappelen
Wolfram Bürkli, Samedan
Jacques Burnand, Zürich
Jean-François Burri, Basse-Nendaz
Urs Bütikofer, Masein
Valentin Bütler, Stans
Mauro Caccivio, Losone
Dante Cadenazzi, Lostallo
Elisabeth Camenzind, Gersau
Mario Camici, Gasel
Pirmina Caminada, Surcasti
Maurizio Camponovo, Bidogno
Jeannette Cantieni, Sagogn
Isabella Cappelletti-Arnold, Losone
Emmanuel Carino, Lausanne
Jean-Louis Carlo, Genf
Anne Carron-Bender, Fully
Ingrid Casellini, Chur
Silvio Castelli, Malans GR
Maura Cattaneo, Losone
Isabelle Cattin Gasser, Genf
Nicolas Cerf, Steinach
Vincent Chabloz, Morges
Tom Chadwick, Hergiswil NW
Michel Chapuisat, Crissier
Christophe Chautems, Corseaux
Michel Chesaux, Champéry
Pascal Christe, Biel
Ruedi Christen, Wichtrach
Walter Christen, Solothurn
Barbara Salome Christoffel, Elgg
Solange Chuat-Clottu, Travers
Bernard Claude, Neuenburg
François Claude, Neuenburg
Hans-Peter Clausen, Bitsch
Fabio Clémençon, Grandson
Jacques Cloutier, La Fouly VS
Jean-Luc Coquoz, Bulle
Armanda Cotter, Grandson
Gottardo Crameri, Domat/Ems
Michel Crameri, Zürich
Simon Crameri, Zürich
Damien Crelier, Porrentruy
América Croisier, Le Pont
Lucius Cueni, Allschwil
Carole Daenzer, Orbe
Hermann Dähler, Winterthur
Richard Dajcar, Bad Ragaz
Cornelia D'Alessandri, St. Silvester
Gottlieb Dändliker, Genf
Doris Davatz, Oberstammheim
Flavio Del Fante, Astano
Philippe Delacrétaz, Romanel-sur-Lausanne
Gaëtan Delaloye, Ardon
Noémie Delaloye Hermin, Ardon
Silvia Delfs-Jegge, Basel
Chiara Della Bruna, Lumino
Jean-Claude Delley, Petit-Lancy
Johannes Denkinger, Olten
Xavier Denys, St-Blaise
Philippe Desbiolles, Posieux
Henri Descombes, Givisiez
Alexandre Deslex, Lausanne
Benoît Dessibourg, Grolley
Fabio Di Pietro, Reinach BL

Célia Dias, Intragna
Marlène Dias, Freiburg
Raffaele Dicasco, Bludenz A
Nicole Dickbrenner, Volken
Hans Dischl, Oberhelfenschwil
Mario Dittli, Steinen
Verena Döbelin, Frutigen
Hans-Ueli Dössegger, Schwerzenbach
Boris Droz, Strasbourg F
Sylvia Dubach, Jona
Bertrand Ducret, Corcelles-près-Payerne
Jérôme Duplain, Romainmôtier
Niklaus Dürst, Bern
Charles Dvorak, Vallorbe
Matthieu Dvorak, Konstanz D
Gallus Ebneter, Siebnen
Ruth Eggenberger, Sevelen
Moritz Eggenschwiler, Münster VS
Andrea Egli, Ennetbürgen
Samuel Ehrenbold, Luzern
Margreth Ehrismann, Rothrist
Marc Eichenberger, Naters
Konrad Eigenheer, Brügglen
Martina Eigenheer, Brügglen
Urs Elsenberger, Olten
Tamara Emmenegger, Pfungen
Olivier Epars, Villeneuve VD
Jacques Erard, Leysin
Matthias Ernst, Winterthur
Urs Esslinger, Olten
Christophe Estermann, Lignerolle
François Estoppey, La Forclaz VD
Armin Eugster, Bürglen TG
Urs Eugster, Winkel
Beat Eyer, Glis
Martin Eyer, Glis
Maya Fahrni, Steffisburg
Philippe Fallot, Biel
Martin Fankhauser, Basel
Barbara Fannin, Chur
Martial Farine, Les Bois
Adolf Fäs, Aarau
Stefan Fäs, Aarau
Jean-Marc Fasmeyer, Bramois
Philipp Fässler, Herrenschwanden
Nicola Ferrari, Malvaglia
Jean-Luc Ferrière, Genf
Barbara Fierz, Ennenda
Flurin Filli, Ardez
Georges Fischer, Buchrain
Luzius Fischer, Riehen
Curdin Florineth, Ftan
Isabelle Flöss, Thalwil
Heinz Flück, Solothurn
Fritz Flückiger, Grabs
Claudio Foletti, Massagno
Christian Fosserat, Genf
Charles Francey, Saignelégier
Laurent Francey, Freiburg
Daniel Franck, Mosnang
Stéphane Franck, Zürich
Patrick Frara, Derendingen
Jean-Pierre Frauche, Prilly
Martin Frehner, Sargans
André Frei, Gunzwil
Lolo Frei, Meierskappel
Philippe Frei, Bern
Manuel Freiburghaus, Renan BE
Simon Freuler, Bottmingen
Caroline Frey, Ste-Croix
Michael Frey, Arlesheim
Peter Frey, Schaffhausen
Daniel Friedli, Zollikofen
Christoph Furrer, Ruswil
Roman Furrer, Luzern
Stephan Furrer, Altdorf UR
Romain Fürst, Les Bois
Stephan Gaar, Domat/Ems
Mario Gandini, Bioggio
Maurilio Garbani Nerini, Loco
David Garbutt, Dornach
Stéphane Gardien, St-Germain-de-Joux F
Margrith Gärtner, Dättlikon
Max Gasser, Bözberg
Andreas Gattlen, Glis
Philippe Gavillet, Posat
Daniel Gebauer, Burgdorf
Susanna Geissbühler, Kriens
Hanspeter Geisser, Lichtensteig
Samuele Gendotti, Claro
Bertrand Gentizon, Les Monts-de-Corsier
Bernard Genton, Féchy
Anatole Gerber, Biel
Enrico Gerber, Ostermundigen
Martin Gerber, Steffisburg
Sébastien Gerber, Crémines
Markus Gerber, Bern
Anna Gersten, Ried-Brig
Paolo Giacometti, Stierva
Michel Gigon, Reconvilier
Jean-Marie Gisiger, Bassecourt
Esther Glaus, Jona
Sievi & Rösli Gliott, Davos Platz
Didier Gobbo, Montmollin
Daniel Godli, Pontresina
Vasco Gonçalves, Morges
Albert Good, Berschis
Niklaus Good, Sargans
Albert Good sen., Vilters
Michael Götsch, Dübendorf
Christoph & Jan Graber, Langnau im Emmental
Ronald Graber, Bern
Lukas Graf, Schaffhausen
Michael Graf, Jona
Roland F. Graf, Wädenswil
Roman Graf, Horw
Christian Grand, Écharlens
Jérôme Gremaud, Bulle
Jérémy Gremion, Palézieux-Village
Josef Greter, Goldau

Matthias Griesser, Andelfingen
Peter Grimm, Klingnau
Rosa Grisiger, Sachseln
Markus Grob, Jona
Philippe Grosvernier, Reconvilier
Martin Grüebler, Emmenbrücke
Hugues Guerrin, Sonceboz-Sombeval
Bastien Guibert, Gy
Nicolas Guillod, Bern
Jodok Guntern, Olten
Marcel Güntert, Rüfenacht BE
Thomas Gunz, Lachen SZ
Erwin Gunzinger, Welschenrohr
Claire Guyot, Ebnat-Kappel
Benjamin Gygax, Nods
Hans Häfeli, Biberist
Dominik Hagist, Olten
Jörg Hagmann, Basel
Markus Haller, Boniswil
Alfred Häller, Obfelden
Marco Hammel, Merligen
Felix Hämmerli, Rapperswil-Jona
Rolf Hangartner, Zürich
Helle Hansen, Thalwil
René Hardegger, Oberkirch LU
Josef Hartmann, Chur
Margrit Hartmann, Glattfelden
Gertrud Hartmeier, Brugg AG
Ruedi Hasler, Gams
Thomas Hasler, Dübendorf
Verena Hasler, Magden
Jörg Hassler, Laupen BE
Gilles Hauser, Freiburg
Jean-Marc Hayoz, Bernex
Lorenz Heer, Köniz
Willy Heimann, Perrefitte
Martin Heinzer, Brunnen
Daniela Heldner, Glis
Jean-Claude Hennin, Auvernier
Isabelle Henry, Chavannes-près-Renens
Dominik Henseler, Oberkirch LU
Jürgen Herbst, Oberstammheim
Daniel Herren, Échallens
Heinz Hersberger, Rünenberg
Bernhard & Edith Herzog, Villnachern
Heinz Hess, Muhen
Martin Hess, Küssnacht am Rigi
Michael Hettich, Hemishofen
Gabriele Hilke Peter, Sempach
Gertrud Hillenbrand, Bäretswil
Claudia Hischenhuber, Glion
Merlin Hochreutener, Zürich
Josy Hochstrasser, Ennetmoos
Jakob Hochuli, Gais
Martin Hofer, Fuldera
Jael Hoffmann, Zürich
Brigitte Hofmann, Winterthur
Michael Hofmann, Seewen SZ
Tristan Hofmann, Champagne
Martin Hohermuth, Möhlin
Simon Hohl, Liestal
Benjamin Homberger, Neuhausen am Rheinfall
Werner Honegger, Au ZH
Petra Horch, Schenkon
István Horváth, Möhlin
Jürg Hosang, Chur
Jürg Hostettler, Muri bei Bern
Lukas Howald, Dornach
Alfred Huber, Birmensdorf ZH
Alois Huber, Sins
Christian Huber, Chancy
Rudolf Hummel, Casalzuino I
Max & Ilse Hüni, Zetzwil
Kurt Hunziker, Unterseen
Kai & Christine Huovinen-Hufschmid, Davos Platz
Edith Hüppi, Menzingen
Leo Hüppin, Au ZH
Jochen Hüttl, Lörrach D
Charlotte Huwiler, Vevey
Stefan Imhof, Goppisberg
Ladina Imper-Filli, Heiligkreuz (Mels)
Robert Inchauspé, Genf
Eva Inderwildi, Couvet
Romy Ineichen, Giswil
Arthur Ingold, Berikon
Claudio Irniger, Lavin
Ursina Irniger, Lavin
Elisabeth Isler, Weinfelden
Dominik Iten, Oberägeri
Andrej Iwangoff, Reinach BL
Christophe Jaberg, Brüttelen
Hugo Jacobs, Davos Glaris
Harald Jacoby, Konstanz D
Alain Jacot, Bern
Kuno Jäggi, Wollerau
Katharina Jakob, Bern
Anina Janett, Savognin
Armando Janett, Savognin
Michel Jaquet, Prilly
Frédéric Jaquier, Yverdon-les-Bains
Sophie Jaquier, Sempach Station
Roman Jaschok, Hasliberg Goldern
Denis Jeandupeux, La Chaux-de-Fonds
Jacques Jeanmonod, Grandcour
Noël Jeannot, Charquemont F
Olivier Jean-Petit-Matile, Prilly
Corine Jeker, Effingen
Jan Jelen, Arosa
Ruth Jenni, Lichtensteig
Hannes Jenny, Zizers
Hervé Joly, St-Aubin-Sauges
Tobias Jonas, Davos Dorf
Norbert Jordan, Évionnaz
Sabine Joss, Beatenberg
Laurent Juillerat, Neuenburg
Daniel Jung, Lussy FR
Kilian Junker, Ardon
Luca Jurietti, Airolo
Dani Jutz, Oberkirch LU
Xaver Jutz, Zürich

Martin Käch, Luzern
Lüder Kaestner, Sils/Segl Maria
Roland Kalberer, Lentigny
Elisabeth Kalbermatten, Bern
Harry Kälin, Muotathal
Hansruedi & Marianne Käppeli, Thun
Kerstin Karbe-Lauener, Blignou (Ayent)
Patrick Karlen, Gampel
René Kaspar, Zürich
Markus Kasper, Möhlin
Christoph Katzenmaier, Basel
Bruno Kaufmann, Hinterkappelen
Bruno Keist, Ebnat-Kappel
Regula Keller, Seon
Simon Keller, Sissach
Stefan Keller, Wädenswil
Verena Keller, Oberkirch LU
Margrit Kern, Klosters Dorf
Regine Kern Fässler, Rombach
Marc Kéry, Basel
Daniel Kessler, Schaffhausen
Matthias Kestenholz, Schenkon
Anton Kilchör, Kleinbösingen
Verena Kläusler, Schupfart
Edith Kläusli, Castrisch
Maryjane Klein, Champagne
Daniel Kleiner, Fischbach-Göslikon
Reto Kleiner, Sennhof (Winterthur)
Gunther Klenk, Krattigen
Susanne Klossner, Uetendorf
Ruth Kluker, Campsut-Cröt
Florian Knaus, Zürich
Peter Knaus, Luzern
Hans Kneubühler, Luzern
Franz Koch, Eschenbach LU
Isabelle Koenig, Le Noirmont
Gerald Kohlas, Rüti ZH
Michel Kohler, Hauterive NE
Michael Kolbe, Ried-Brig
Claudio Koller, Zürich
Markus Koller, Eschenbach LU
Romain Koller, Bellelay
Pascal König, Bern
Urs Kormann, Müntschemier
Pius Korner, Ettiswil
Markus Krähenbühl, Münsingen
Gerd Kraus, Überlingen D
Daniel Kronauer, Steinhausen
Patric Kubli, Bülach
Peter & Rosemarie Küchel, Brienzwiler
Marianne Küffer, Lyss
Pius Kühne, Lauerz
Christine Kull, Zizers
David Külling, Hünibach
Beat Küng, Sachseln
Natascha Kunkel, Konstanz D
Guido Kunz, Siebnen
Peter Kunz, Sarnen
Pius Kunz, Willisau
Niklaus Künzle, Ausserberg
Franziska Kurz, Freiburg im Breisgau D
Urs Kyburz, Reinach
Jacques Laesser, Zofingen
Nathalie Laesser, Zofingen
Cornelia Lai, Sachseln
Alice Lambrigger, Fiesch
Steven Lampert, Bern
Denis Landenbergue, Burtigny
Jonas Landolt, Zürich
Michael Lanz, Biel
Roberto Lardelli, Genestrerio
Pierre Lauener, Blignou (Ayent)
Diana Lawniczak, Steffisburg
James Lawrence, Siebnen
Henri Lecler, Vouvry
Armin Lehmann, Freiburg
Daniel Lehner, Gränichen
Kurt Lenggenhager, Stetten AG
Marais Leone, Cerniat
Fabio Lepori, Cagiallo
Flurin Leugger, Arlesheim
Anna Tina Leuthold, Steffisburg
Walter Leuthold, Zürich
Ingrid Leutwiler, Rapperswil-Jona
Dani Leutwyler, Kölliken
Simon Lézat, Genf
Felix Liechti, Emmenbrücke
Fritz Liechti, Muttenz
Simone Liechti, Kirchlindach
Friedrich Lienert, Willerzell
Stephan Liersch, Trogen
Christian Locher, Braunwald
Adrian Lodder, Vilters
Inge Löhnert, Perlen
Ludovic Longchamp, Grandson
Willi Looser, Salmsach
Franziska Lörcher, Zürich
Dennis Lorenz, Vilters
Ursula Loritz, Buchs ZH
Stephanie Losch, Itingen
Aurelio Lubini, Gordola
Bernard Lugrin, Bernex
Célestin Luisier, Saillon
Roberto Lupi, Besazio
Erich Lüscher, Domat/Ems
Heinz Lüscher, Muhen
Stephan Lüscher, Berg TG
Urs Lustenberger, Triengen
Hans Lüthi, Füllinsdorf
Roland Lüthi, Malters
Thomas Lüthi, Hägendorf
Helena Lüthy, Zürich
Patrick Mächler, Winterthur
Arnaud Maeder, La Chaux-de-Fonds
Kurt Maibach, Emmenmatt
Lorette Maire, Pully
Serge-André Maire, Les Ponts-de-Martel
Luca Manganaro Solcà, Vezia
Giorgio Mangili, Cabbio
Martin Mani, Ennenda

Cristina Marazzi, Losone
Gianni Marcolli, Agarone
Freddy Mariaux, Crans-près-Céligny
Hans Märki, Mamishaus
Christian Marti, Sempach
Jakob Marti, Nidfurn
Kurt Marti, Buchs SG
Ulrich Marti, Langenthal
Urs Marti, Solothurn
Veronika Martignoli, Thörishaus
Marc Martin, Cartigny
Philippe Roger Martin, Genf
Valère Martin, La Chaux-de-Fonds
Nicolas Martinez, Rodersdorf
Alessio Martinoli, Casale Litta I
Alexia Maspero, Lausanne
François Mathey, Chéserex
Franziska Matter, Sattel
Hermann Mattes, Münster D
Yvan Matthey, Le Crêt-du-Locle
Daniel Matti, Möhlin
Lionel Maumary, Lausanne
Susanna Maurhofer, Bern
Julien Mazenauer, Chézard-St-Martin
Audrey Mégali, Blonay
Franz-Stefan Meichtry, Glis
Brigitte Meier, Tamins
Martin Meier, Mägenwil
Roland Meier, Diesbach GL
Hans Meierhans, Kandersteg
Christoph Meier-Zwicky, Malans GR
Alexandre Meisser, Genf
Christian Meisser, Genf
Alain Meister, Vevey
Yves Menétrey, Orient
Barbara Messmer, Emmenbrücke
Adolf Meyer, Flamatt
Andre Meyer, La Tour-de-Trême
Anna Meyer, Kreuzlingen
Friederike Meyer, Altikon
Rolf Meyer, Balsthal
Sebastian Meyer, Luzern
Corinna Michael, Versam
Bernard Michellod, Basse-Nendaz
Dominique Michellod, Brignon (Nendaz)
Therese Molinaro, Meggen
Kathrin Möller, Schaffhausen
Pierre Mollet, Flüh
Christian Monnerat, Neuenburg
Patrick Monney, Dompierre FR
Bernard Monnier, Chaumont
Bernard Montfort, Châtel-St-Denis
Ruth Moos, Finstersee
Markus Mooser, Kestenholz
Alain Morard, Wabern
Éric Morard, Miex
Anna-Regula Morf, Cinuos-chel
Lea Morf, Winterthur
Corentin Morvan, Lannion F
Ivo Moser, Altstätten SG
Valentin Moser, Allschwil
Markus Mosimann, Thun
Renate Mosimann-Erb, Riniken
Paul Mosimann-Kampe, Ins
Daniel Muff, Brittnau
Erich Mühlethaler, Rhäzüns
Peter & Vreni Mulle, Sargans
Matia Muller, Genf
Andreas Müller, Wädenswil
Christoph Müller, Unterägeri
Claudia Müller, Villnachern
Erich Müller, Walenstadt
Guido Müller, Birsfelden
Karl Müller, Adligenswil
Mathis Müller, Pfyn
Reinhold Müller, Frauenfeld
Werner Müller, Zürich
Carole Murcott, Diemtigen
Jean-Claude Muriset, Yverdon-les-Bains
Michel Muriset, Valeyres-sous-Montagny
Béatrice Murisier Vielle, Vernayaz
Lorenz Mutzner-Käser, Maienfeld
Hansruedi Nabholz, Hindelbank
Thomas Nabulon, Thayngen
Alain Niclass, Corserey
Benoît Nicolet, Sorens
Giorgio Nidola, Breganzona
Maja Niederhauser, Stäfa
Pirmin Nietlisbach, Schenkon
Alfred Niffeler, Birsfelden
Paul Nijman, Gerolfingen
Sales Nussbaumer, Oberägeri
Markus Oehler, Thalheim AG
Gottfried Oesterhelt, Reinach BL
Nikolai Orgland, Teufen AR
Orlando Ostinelli, Bellinzona
Veronica Oswald, Chur
Birgit Ottmer, Filisur
Luca Pagano, Arcegno
Aristide Parisod, Lausanne
Marcel Parodi, Schaffhausen
Pascal Parodi, Schaffhausen
Simon-Pierre Parrat, Freiburg
Gilberto Pasinelli, Sempach Station
Nicola Patocchi, Morbio Superiore
Rosanna Pedrini, Airolo
Daniel Peier, Oensingen
Heidi Peier, Meilen
Markus Peier, Oensingen
Alain Perrenoud, Biel
Christophe Perret, La Chaux-de-Fonds
Christophe Perret-Gentil, Bioley-Orjulaz
Marco Perrig, Raron
Marina Pestoni, Gudo
Clara Petazzi, Bellinzona
Dieter Peter, Neuenkirch
Urs Peter, Ennetbaden
Dominik Pfister, Winterthur
Ronny Pfüller, Läufelfingen
Nathalie Philo Vazquez, Arnex-sur-Orbe

Joël Piaget, Môtiers NE
Bram Piot, Gex F
Therese Plüss, Rothrist
Alexis Pochelon, Collonge-Bellerive
Cédric Pochelon, Genf
Gabriel Pochon, Chavannes-les-Forts
Pierre-André Pochon, Les Vérines (Chamoson)
Zoé Portier-Fleury, Cottens VD
Werner Portmann, Kleindöttingen
Bertrand Posse, Martigny
Jean-Nicolas Pradervand, Brent
Georges Preiswerk, Riehen
Hervé Prisset, Walenstadt
Marco Probst, Kappel SO
Jean-Michel Progin, Diesse
Ferdi Proyer, Bonaduz
Kurt Pulfer, Arlesheim
Anita Python, Locarno
Filippo Rampazzi, Lugano
Ursula Ramseier, Wolfhausen
Pascal Rapin, Payerne
Lucie Rathgeb, Bern
Rodolphe Rauber, Nendaz
Pierre-Alain Ravussin, Baulmes
Benoît Reber, Champagne
Käthi Reber, Domat/Ems
Rolf Reber, Domat/Ems
Joy Reding, Steinerberg
Maik Rehnus, Zürich
Andreas Reich, Schaffhausen
Toni Reichmuth, Unteriberg
Erwin Reist, Häusernmoos im Emmental
Thomas Rempfler, Samedan
Niklaus Reusser, Kandergrund
Max Reutlinger, Nürensdorf
Emmanuel Revaz, Salvan
Jacqueline Rey, Veyras
Livio Rey, Bern
Alexandre Reymond, Lausanne
Paola Ricceri, Gudo
Ruth Richner, Brunnen
Dennis Riederer, Winterthur
Nadia Rieille, Martigny
Yann Rime, Freiburg
Mathias Ritschard, Zürich
Christian Rixen, Davos Glaris
Aleksandra Rnjakovic, Massongex
Klaus Robin, Uznach
Gilbert Rochat, Grandvaux
Christian Roesti, Bern
Renato Roganti, Vicosoprano
Christian Rogenmoser, Luzern
Paul Rogenmoser, Schüpfheim
Sigrid Rogl, Hinterkappelen
Daniel Rohrer, Corgémont
Thomas Romanski, Tesserete
Harald Roost, Neuhausen am Rheinfall
Martin Roost, Schaffhausen
Heidi Roschitzki-Voser, Zürich
Olivier & Véronique Rosselet, Palézieux-Village
Attilio Rossi, Studen BE
Kurt Rösti, St. Stephan
Olivier Roth, Bern
Tobias Roth, Münchenstein
Stéphan Roulet, Chaumont
Christian Roulier, Cuarny
Fabienne Roux, Montricher
Claude Ruchet, Dardagny
Marlys Rudin, Schwerzenbach
Manuel Ruedi, Vandœuvres
Albert Rüegg, Trimmis
Beat Rüegger, Rothrist
Rachel Rumo, Senèdes
Elsbeth Ruoss, Merlischachen
Christian Rust, Mulhouse F
Andreas Rutz, Dietfurt
Winnie Rutz, Jona
Rolf Ryser, Muri bei Bern
Herbert Sager, Egliswil
Christophe Sahli, Prilly
Peter Saladin, Basel
Marco Salvioni, Gudo
Peter Salzgeber, Visp
Ruedi & Alexa Salzgeber, St. German
Roland Santschi, Thun
Thomas Sattler, Oberkirch LU
Gauvain Saucy, Lajoux
Eric Sauser, Riehen
Meo Sauter, Güttingen
Marlène Sauthier, Pont-de-la-Morge (Sion)
Jérémy Savioz, Sierre
Daniela Scacchi, Cadro
Chiara Scandolara, Cadenazzo
Michael Schaad, Bern
Yvan Schaerer, Montreux
Katrin Schäfer, Sissach
Martin Schäfer, Sargans
Anton & Elsbeth Schäfler, Gossau SG
Daniel Schär, Herbetswil
Olivier Schär, Gimel
Agnes Schärer, Neuenhof
Gerhard Schärer, Münsingen
Jonas Schärer, Bern
Grégoire Schaub, Bulle
Michael Schaub, Magden
Inge Ursula Schaubhut, Küsnacht ZH
Bruno Schelbert, Widen
Luca Schenardi, Altdorf UR
Céline Schenk, Ravoire
Daniel Scherl, Oberrieden
Patrick Scherler, Zürich
Daniel Schertenleib, Aarau
Beatrice Schertenleib, Neuhausen am Rheinfall
Alex Schläpfer, Basel
Christian Schlatter, Dornach
Hans Schmid, Sursee
Imelda Schmid, S-chanf
Maximilian Schmid, Vicosoprano
Patrick Schmid, Hirschthal
Paul Schmid, Steinmaur

Walter Schmid, Vals
Alfons & Rita Schmidlin, Wiezikon bei Sirnach
Yvan Schmidt, Caux
Zuzana Schmidtova, Wilderswil
Anita Schneeberger, Winterthur
Gaby Schneeberger, Flawil
Fabian Schneider, Payerne
Annegret Schnider, Münchenstein
Ueli Schoch, Winden
Peter Schönenberger, Salez
Walter Schönenberger, Birmensdorf ZH
Johanna Schoop, Lausanne
Annina Schreich, Masein
Gabriela Schrempp Bryner, Winterthur
Martin Schuck, Zürich
Markus Schuhmacher, Eiken
Heidi Schuler, Chur
Peter Schuler, Mönchaltorf
Hannes Schumacher, Sargans
Helmut Schumacher, Vilters
Max Schüpbach, Châtillon FR
Eveline Schürmann, Zeihen
Irene Schürmann, Meilen
Thomas Schwaller, Bern
Nicolo Schwarzenbach, Herisau
Yvonne Schwarzenbach, Zürich
Manuel Schweizer, Bern
Sandra Schweizer, Thundorf
Robin Séchaud, Ecublens VD
Gernot Segelbacher, Radolfzell D
Céline Seidel, Sugiez
Sandrine Seidel, La Chaux-de-Fonds
Peter Seiler, Allschwil
Giovanni Sgarbi, Bellinzona
Gregor Sieber, Eschen
Antoine Sierro, Leuk Stadt
Fritz Sigg, Lindau
Silvana Signorell, St. Moritz
Claude Sinz, Corcelles NE
Pavel Sokol, Lausanne
Gisela Sommer, Wettingen
Ruth Sonder, Salouf
Ernst Sonderegger, Hombrechtikon
Esther Sonderegger, Magden
Vincent Sonnay, Lutry
Edith Sonnenschein, Engen D
Reto Spaar, Ruswil
Thierry Spenlehauer, Biederthal F
Claudia Spiess, Basel
Martin Spiess, Villars-Burquin
Martina Spinelli, Gentilino
Raffaele Spocci, Bellinzona
Philipp Springer, Münchenstein
Alessandro Staehli, St-Blaise
Thomas Stahel, Bözberg
Judith Stalder, Egolzwil
Thomas Stalling, Inzlingen D
Ivan Stamenic, Udligenswil
Benno Stanger, Trin
Regula Staub, Menzingen
Urs-Peter Stäuble, Rüti bei Büren
Manfred Steffen, Lotzwil
Pia Steg, Wahlen bei Laufen
Helene Steimen, Villmergen
Andreas Steinegger, Dornach
Arnold Steiner, Naters
Mauro & Lucia Stella, Arogno
Regula Stengele, Rothrist
Daniel Stenz, Villigen
Paolo Stephani, Breganzona
Thomas Steuri, Huttwil
Bertrand Sthioul, Genf
Silvan Stöckli, Brig
Veronika Stöckli, Davos Dorf
Barbara Stoecklin, Arbon
Margherita Stoffel, Orselina
Daniel Ston, Neuenburg
Anders Storensten, Beckenried
Morena Stornetta, Cugnasco
Michael & Regula Storz, Oberentfelden
Michael Straubhaar, Münsingen
Nicolas Strebel, Ormalingen
Stephan Strebel, Tschugg
Laurent Strehler, Granges-près-Marnand
Andrea Stricker, Schwerzenbach
Simon Stricker, Uerikon
Reto Strimer, Ardez
Silvio Stucki, Zürich
Bruno & Madeleine Studer, Ruswil
Mathias Studer, Walenstadt
Alain Sturzinger, Meyrin
Martin Stützle, Ennenda
Fritz & Maja Suter, Brugg AG
Werner Suter, Oberstammheim
Vreni Suter-Tague, Ormalingen
André Sutter, Unterentfelden
Louis Sutter, Bern
Pierre-André Taillard, La Chaux-de-Fonds
Maria Tarnuzzer, Schiers
Pietro Teichert, Avegno
Urs Thalmann, Fahrni bei Thun
Mireille Thélin, Perly
Stéphane Theytaz, Montfaucon
Dominik Thiel, St. Gallen
Christine Thielen, Bischofszell
Marco Thoma, Bern
Dieter Thommen, Laufen
Ursula Thüring, Weggis
Monika Tobler, Niedermuhlern
Michele Tognina, Tesserete
Mirko Tomasi, Varese I
Damiano Torriani, Maggia
Marc Tourrette, Soulce
Katharina Tränkle, Zürich
Sirio Trinkler, Horw
Marguerite Trocmé Maillard, Freiburg
Daniel Trolliet, Grandson
Pius Tröndle, Gammen
Stephan Trösch, Schaffhausen
Jacques Trüb, Corseaux

Marcel Tschofen, Balgach
Thomas B. Tschopp, Ettingen
François Turrian, Grandson
Laszlo Udvardi, Brunnen
Thomas Uebelhart, Oberägeri
Marcus Ulber, Zürich
Jürg Urech, Schlossrued
Thea Urech, Masein
Maya Valentini, Lichtensteig
Arnaud Vallat, Neuenburg
Laurent Vallotton, Copponex F
Ralf Vanscheidt, Pfungen
Christian Vaucher, Villars-sur-Glâne
Claude Vaucher, Genf
Stefan Vavruch, Basel
Chris Venetz, Nyon
Françoise Vial, Les Paccots
Henri Vigneau, Noréaz
Daniela Villaume, Arlesheim
Ruth Visani, Chur
Manfred Vith, Klaus A
Maria Vith, Klaus A
Christoph Vogel-Baumann, Zofingen
Hansruedi Vögeli, Goldach
Alois Vogler, Stetten AG
Gian Voirol, Kappel SO
Bernard Volet, Sempach
Andrea Völkle, Gersau
Andreas von Ballmoos, Lyssach
Magali von Ballmoos, Nidau
Markus von Däniken, Olten
Hermann & Ursula von Gunten, Binningen
Hannes von Hirschheydt, Aristau
Rico von Känel, Freienwil
Hugo von Rohr, Winterthur
Jan von Rönn, Hildisrieden
Beat von Wyl, Giswil
Martin Von Wyl, Leggia
Philippe Vuilleumier, La Chaux-de-Fonds
Res Wagner, Bern
Johannes Wahl, Jena D
Thomas Wahli, Bern
Beat Walser, Steinhausen
Paul Walser, Zürich
Françoise Walther, Prahins
Alfred Wälti, Heiligkreuz (Mels)
Hans Wampfler, Worb
Beat Wartmann, Oberengstringen
Samuel Wechsler, Oberkirch LU
Martin Weggler, Horgenberg
Claude Wehrli, Le Fuet
Thomas Wehrli, Pontresina
André Weiss, Winterthur
Andreas Weiss, Zürich
Ernst Weiss, Killwangen
Hans-Rudolf Weiss, Therwil
Stefan Werner, Sempach Station
Patrik Wetli, Wohlen AG
Martin Wettstein, Thun
Emmanuel Widmann, Sion
Erich Widmer, St. Gallenkappel
Michael Widmer, Winterthur
Regina Wigger, Luzern
Peter Wild, Seuzach
Rolf Wildhaber, Flumserberg Bergheim
Georg Willi, Mauren FL
Peter Willi, Azmoos
Kaspar Windlin, Kerns
Raffael Winkler, Basel
Klemens Winzeler, Ennenda
Markus Wipf, Rombach
Sonja Wipf, Davos Glaris
Peter Wiprächtiger, Schötz
Laurenz Wirth, Niederstetten
Tobias Wirthner, Eyholz
Gregor Wittwer, Bern
Martin Wittwer, Domat/Ems
Brigitte Wolf, Bitsch
Lucas Wolfer, Glovelier
Adrian Wullschleger, Vordemwald
Ruedi Wüst-Graf, Sursee
Monica Wyder, Acquarossa
Gabriel Wyer, Lalden
Theo Wyer, Visp
Andy Wyss, Alpnachstad
Bruno Wyss, Aarberg
Patrik Wyss, Härkingen
Hugo Zaberer, Tuggen
Nicola Zambelli, Breno
Giulia Zanetti, Bever
Mario Zanoli, Schmerikon
Theodora Zarzavatsaki, Genf
Niklaus Zbinden, Oberkirch LU
Adrien Zeender, Freiburg
Daniel Zeller, Zweisimmen
Katrin Zickendraht, Basel
Barbara Ziegler, Eschenbach LU
Marianne Zimmerli, Zofingen
Martin Zimmerli, Marin-Épagnier
Stephan Zimmerli, Seon
Erwan Zimmermann, Courroux
Jean-Lou Zimmermann, Cernier
Peter Zobrist, Schafhausen im Emmental
Daniel Zollinger, Sierre
Jean-Luc Zollinger, Romanel-sur-Lausanne
Christa Zollinger, Rüti ZH
Kàroly Zombori, Seewis-Schmitten
Marcel Züger, Salouf
Max Zumbühl, Hombrechtikon
Stanislaus Zurbriggen, Visp
Jean-Fred Zweiacker, Basel
Hans-Martin & Elsbeth Zweifel, Ennenda
Daniel Zwygart, Ziefen
Anton Zwyssig, Ebikon

Datenerhebung und -auswertung
Folgende Zivildienstleistende, Praktikanten und Mitarbeitende im Auftragsverhältnis halfen mit grossem Elan bei der Feldarbeit in anspruchsvollem Gelände oder wenig bearbeiteten Gebieten, bei der Auswertung von aktuellen Kartierungen, beim Digitalisieren von Kartierungen von 1993–1996, bei der Festlegung der Routen vor der Feldarbeit, beim Versand der Feldunterlagen und/oder bei der Datenkontrolle und -auswertung:

Pascal Aeby, Joël Anliker, Lukas Arn, Nicolas Auchli, Elias Bader, Hansruedi Batzli, Frederik Baumgarten, Jean-Luc Ferrière, Bastien Guibert, Dominik Hagist, Marco Hammel, Isabelle Henry, Dominik Henseler, Merlin Hochreutener, Simon Hohl, Isabelle Kaiser, Alessio Martinoli, Julien Mazenauer, Corentin Morvan, Valentin Moser, Nikolai Orgland, Joël Piaget, Yann Rime, Christian Rogenmoser, Martin Roost, Luca Schenardi, Martin Spiess, Simon Stricker, Katarina Varga, Chris Venetz, Philine von Hirschheydt, Johannes Wahl, Lucas Wolfer, Andy Wyss und Stephanie Zihlmann.

Beobachtungsdaten, die im Rahmen eigener Projekte erhoben wurden, erhielten wir von folgenden Organisationen, Firmen und Personen: Abteilung Natur und Landschaft des Kantons Zug, Abteilung Umwelt und Energie der Stadt Zug, Ala – Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz, Amt für Raumentwicklung Kanton Thurgau, Aqua Terra, Association de la Grande Cariçaie, Auenschutzpark Aargau, BINA Engineering SA, BirdLife Aargau, BirdLife-Naturzentrum Neeracherried, BirdLife Österreich, BirdLife Schweiz, BirdLife Zürich, British Trust for Ornithology (BTO), Centre Suisse de Cartographie de la Faune (CSCF), Centro Italiano Studi Ornitologici (CISO), Cornell Lab of Ornithology, Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA), EBN Italia, Fondation des Grangettes, Fondazione Bolle di Magadino, Groupe Broyard de Recherches Ornithologiques (GBRO), Groupe d'Étude sur les Rapaces Nocturnes de l'Ouest Vaudois (GERNOV), Groupe Ornithologique de Baulmes et Environs (GOBE), Hintermann & Weber AG, Koordinationsteam European Breeding Bird Atlas 2 (EBBA2), Lega italiana protezione uccelli (LIPU), Ligue pour la protection des oiseaux (LPO) Ain, Ligue pour la protection des oiseaux (LPO) Franche-Comté, Ligue pour la protection des oiseaux (LPO) Haute-Savoie, Naturzentrum Glarnerland, Observation International, Office des Données Naturalistes du Grand Est (Odonat), Ökobüro Theiler Landschaft, Orniplan AG, Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee (OAB), Ornithologische Arbeitsgruppe Reusstal (OAR), Ornithologischer Verein der Stadt Zug, Pro Natura Vaud, Réseau Gypaète Suisse occidentale (RGSO), Schweizerische Beringungszentrale, Schweizerischer Nationalpark, Société des Amis des Chouettes et Hiboux des Endroits Montagneux (SACHEM), Stadt Aarau, Stiftung Lauerzersee, Stiftung Pro Bartgeier, Storch Schweiz, Verein Hopp Hase, Vulture Conservation Foundation (VCF), Wildhut der Kantone Bern, Graubünden, St. Gallen und Tessin, Zürichsee Landschaftsschutz ZSL sowie Gaby Banderet, Pierre Beaud, Simon Birrer, Jost Bühlmann, Valentin Bütler, Walter Christen, Serge Denis, Arthur Egloff, Sepp Frei, Pierre Henrioux, Roger Hodel, Denis Horisberger, Andreas Jaun, Thomas Leu, Roland Luder, Lionel Maumary, Lukas Merkelbach, Erich Mühlethaler, Gilberto Pasinelli, Livio Rey, Marianne Richter-Bütler, Willi und Regula Schlosser, Daniel Studler, Thomas Troxler, François Turrian, Laurent Willenegger, Jean-Lou Zimmermann und Jean-Luc Zollinger.

Ein grosser Dank gebührt zudem allen freiwilligen Mitarbeitenden und Partnerorganisationen, deren Daten aus anderen laufenden Überwachungsprojekten der Vogelwarte ebenfalls in den Atlas 2013–2016 eingeflossen sind. Michael Lanz, Pierre Mollet, Muriel Perron und Martin Roost haben uns mit der Ausweisung von Potenzialgebieten für Weissrückenspecht, Auerhuhn, Waldschnepfe und Schafstelze unterstützt. Jérémy Savioz trug massgeblich zur Erstellung der Punktkarten und den Bestandsschätzungen bei. J. Andrew Royle vom amerikanischen Patuxent Wildlife Research Institute hat uns bei den Bestandsschätzungen geholfen.

Den regionalen Atlaskoordinatorinnen und Atlaskoordinatoren danken wir für ihre Kontakte zu lokalen Ornithologinnen und Ornithologen und insbesondere für das Organisieren der regionalen Atlastreffen: Edi Baader, Albert Bassin, Jean-Daniel Blant, Jérôme Duplain, Martin Gerber, Jérôme Gremaud, Alain Jacot, Roberto Lardelli, Bernard Lugrin, Christoph Meier-Zwicky, Claudia Müller, Bertrand Posse, Pierre-Alain Ravussin, Martin Roost, Michael Schaad, Hans Schmid, Natalina Signorell, Silvana Signorell, Stephan Trösch, Martin Weggler und Georg Willi.

Für das Publizieren von Aufrufen für die Mitarbeit beim Atlas 2013–2016 und/oder Zwischenberichte sowie für das Organisieren von Vortragssälen danken wir folgenden Institutionen und Organisationen herzlich: Association Coup d'Ailes, Association Sorbus (Sauvegarde des Oiseaux Rares et de la Biodiversité Utile à leur Survie), Basellandschaftlicher Natur- und Vogelschutzverband (BNV), Berner Ala – Bernische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz, Berner Vogelschutz (BVS), BirdLife Aargau, BirdLife Luzern, BirdLife Sarganserland, BirdLife Schweiz, BirdLife Solothurn, BirdLife St. Gallen, BirdLife Zug, BirdLife Zürich, Bureau exécutif de l'Association de la Grande Cariçaie (BEx), Centre d'Étude et de Protection des Oiseaux Bienne et environs (CEPOB), Cercle des sciences naturelles de Vevey-Montreux, Cercle des sciences naturelles du Chablais, Cercle des Sciences Naturelles Nyon-La Côte, Cercle Ornithologique de Fribourg (COF), Cercle Ornithologique de Lausanne (COL), Cercle ornithologique des Montagnes neuchâteloises (COMONE), Cercle ornithologique et des sciences naturelles d'Yverdon-les-Bains (COSNY), Commune de Bernex, Fauna.vs, Ficedula, Groupe des Jeunes de Nos Oiseaux, Groupe Ornithologique du Bassin Genevois (GOBG), Groupe ornithologique et des sciences naturelles de Morges et environ (GOS), Le Pèlerin – Association franc-montagnarde d'étude et de protection des oiseaux, Musée d'histoire naturelle de La Chaux-de-Fonds, Natur- und Vogelschutzverein Oberwallis (NVO), Naturmuseum Solothurn, Naturmuseum Thurgau, Nos Oiseaux – Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee (OAB), Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Graubünden (OAG), Ornithologische Gesellschaft Basel (OGB), Schweizer Alpen-Club (SAC), Société des

Sciences Naturelles du Pays de Porrentruy (SSNPP), Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles (SNSN), Société Vaudoise des Sciences Naturelles (SVSN), Société Zoologique de Genève und Thurgauer Vogelschutz (TVS). Sowohl die Auftakt- als auch die Abschlussveranstaltung durften wir an der Universität Freiburg abhalten.

Ausarbeitung der Methode
Der Atlas 2013–2016 konnte stark auf der Methode des Atlas 1993–1996 aufbauen. Wertvolle methodische Beratung erhielten wir insbesondere von Beat Naef-Daenzer, Hans Schmid und Niklaus Zbinden. Gaëtan Delaloye und dem Team von Biolovision Sàrl danken wir herzlich für die Erweiterung von www.ornitho.ch mit einem speziellen Atlastool. Pirmin Kalberer (Sourcepole AG) und Guido Häfliger haben «Terrimap online» entwickelt. Daniel Rohrer hat uns im Zusammenhang mit Ideen zur automatischen Revierausscheidung beraten.

Für die Suche nach schwierig zu erfassenden Arten wurden spezifische Arthinweise verfasst. Folgende Personen haben zur Erstellung dieser Arthinweise beigetragen: Ernst Albegger, Simon Birrer, Martin Blattner, André Bossus, Ueli Bühler, François Estoppey, Philippe Frei, Anatole Gerber, Chris Hails, Pierre Henrioux, Ruedi Hess, Alain Jacot, Verena Keller, Jacques Laesser, Roberto Lardelli, Hans Märki, Valère Martin, Pierre Mollet, Christoph Moning, Claudia Müller, Gilberto Pasinelli, Bertrand Posse, Pierre-Alain Ravussin, Hans Schmid, Antoine Sierro, Philippe Vuilleumier, Michael Widmer und Niklaus Zbinden.

Geodatengrundlage und Karten
Für das Bereitstellen der Feldkarten, der Variablen für die Modelle und der Kartenprodukte durften wir auf verschiedene Geodaten von Swisstopo (VECTOR 25, Topografisches Landschaftsmodell, Luftbilder, Pixelkarten), des Bundesamts für Statistik (Arealstatistik), des Amts für Bau und Infrastruktur des Fürstentums Liechtenstein (Arealstatistik), von Meteotest/Bundesamt für Umwelt (Stickstoffdeposition) und der Europäischen Umweltagentur (CORINE Land Cover) zurückgreifen. Mit der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) gab es einen Austausch bezüglich Geodaten zu Waldhabitaten.

Vom Institut für Kartografie und Geoinformation der ETH Zürich erhielten wir den Reliefhintergrund für unsere Karten und wurden von René Sieber und Stefan Räber bezüglich den Kartendarstellungen beraten, und dank Lorenz Hurni und Christian Häberling konnten wir die Übersichtskarte der Schweiz aus dem Schweizer Weltatlas verwenden, der durch die Schweizerische Konferenz der kantonalen Erziehungsdirektoren (EDK) herausgegeben wird. Für die Beschreibung der Lebensräume konnten wir Karten und Daten von folgenden Stellen und Personen beziehen: Amt für Bau und Infrastruktur des Fürstentums Liechtenstein, Amt für Raumentwicklung und Geoinformation Kanton St. Gallen, Bundesamt für Statistik (BFS), Bundesamt für Umwelt (BAFU), Linus Cadotsch, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), MeteoSchweiz, Section du cadastre et de la géoinformation canton du Jura und Swisstopo. Martin Vollenweider und Isabelle Bentz vom Institut für Multimedia Production (IMP) der Hochschule für Technik und Wirtschaft (HTW) in Chur haben uns Konzeptideen zur multimedialen Präsentation der Atlasdaten geliefert.

Texte und Fotos
Den 70 Autorinnen und Autoren von Art-, Focus- und Lebensraumtexten danken wir herzlich. Folgende Experten haben ihre Expertise bei der Interpretation der Beobachtungsdaten und der Kontrolle der Texte eingebracht: Bettina Almasi, Michel Antoniazza, Raphaël Arlettaz, Raffel Ayé, Alain Barbalat, Hans-Günther Bauer, Laurent Broch, Daniel Bruderer, Ueli Bühler, Walter Christen, Serge Denis, Hubert du Plessix, Jérôme Duplain, François Estoppey, Christian Geiger, Bernard Genton, Urs N. Glutz von Blotzheim, Dominik Hagist, Heinrich Haller, Isabelle Henry, Petra Horch, Harald Jacoby, Alain Jacot, Lukas Jenni, David Jenny, Markus Jenny, Verena Keller, Marc Kéry, Matthias Kestenholz, Andreas Kofler, Peter und Ursula Köhler, Daniel Kratzer, Jacques Laesser, Michael Lanz, Roberto Lardelli, Hans Märki, Christian Marti, Christoph Meier, Christoph Meier-Zwicky, Florian Melles, Stephanie Michler, Pierre Mollet, Claudia Müller, Mathis Müller, Beat Naef-Daenzer, Luca Pagano, Bertrand Posse, Mathias Ritschard, Michael Schaad, Michael Schaub, Bruno Schelbert, Hans Schmid, Martin Schuck, Markus Schuhmacher, Reto Spaar, Jürgen Ulmer, Henri Vigneau, Jan von Rönn, Martin Weggler, Stefan Werner, Friederike Woog, Ruedi Wüst-Graf, Niklaus Zbinden und Jean-Lou Zimmermann. Für das Layout und den Webauftritt waren Marcel Burkhardt, Philip Büttiker, Guido Häfliger, Isabelle Kaiser und Tabea Kölliker zuständig. Die Übersetzung der Texte erstellten Tania Brasseur Wibaut, Bärbel Koch, Stephanie Morris, Osvaldo Negra, Francesca Pedrocchi, Bertrand Posse, Chiara Solari, Johann von Hirschheydt und Henri-Daniel Wibaut. Das Lektorat übernahmen Walter Christen, Lukas Jenni, Verena Keller, Matthias Kestenholz, Bertrand Posse, Jérémy Savioz, Arno Schneider, Chiara Solari und Bernard Volet. Die Fotoautoren sind jeweils bei den Bildern direkt ausgewiesen. Einige von ihnen stellten uns ihre Fotos unentgeltlich zur Verfügung.

Geldgeber
Den folgenden Donatoren sind wir zu grossem Dank verpflichtet. Dank ihrer grosszügigen Unterstützung konnte der Atlas 2013–2016 im vollen Umfang realisiert werden: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Amt für Natur, Jagd und Fischerei des Kantons St. Gallen, Amt für Umwelt des Fürstentums Liechtenstein, Schweizerischer Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (SNF), Legat Zoé Jeanne Matthey-Jonais, Fondation Grenouille, Alfons und Mathilde Suter-Caduff Stiftung, Gemeinnützige Stiftung Accentus, Stiftung Vinetum, Stiftung Yvonne Jacob, Zigerli-Hegi-Stiftung und eine anonyme Stiftung. Die Patinnen und Paten, die 250 Franken oder mehr gespendet haben, werden direkt bei den Arttexten ausgewiesen. Weitere Zuwendungen erhielten wir von folgenden Personen, unter anderem dank eines speziellen Atlasmailings:

Jürg Abderhalden, Lausen; Rolf Abderhalden, Thun; Dora Abderhalden Tasdelen, Dietikon; Peter Abendroth-

Knüsel, St. Erhard; Silvia Abraham, Zürich; Reto Ackermann, Vitznau; Carmelina Ackle, Gipf-Oberfrick; Marianne Acklin, Erlenbach ZH; Daniel Aeberli, Kehrsatz; Lorenz Aebi, Bern; Christoph Aegerter-Ulrich, Wettingen; Marie France Aepli, Bern; Fritz Aeschbach, Magden; Jean-Claude Affolter, Malleray; Mario Albek, Montagnola; Cornelis Alberti, Colombier NE; Walter Albisser-Marbach, Rotkreuz; Bruno Albrecht-Buchli, Meggen; Peter Allemann, Oensingen; Werner Allemann-Jeger, Breitenbach; Christoph Allenspach, Zürich; Barbara Almasi-Stutz, Zollikon; Rachel Althof, Binningen; Werner Altorfer, Basel; Ernst Amgwerd, Oberlunkhofen; Claudine Ammann-Buri, Muri bei Bern; Roger & Edina Ammann-Caroni, Oberhofen am Thunersee; Gisela & Rolf Amrein, Luzern; Nikolaus Amrhein, Zürich; Elisabeth Amsler, Erlinsbach; Silvio Amstad, St-Sulpice VD; Werner Andergassen, Münchenbuchsee; Irene Andrey-Hatt, Courtaman; Verena Angst-Trindler, Winterthur; Urs P. Ankli, Basel; Elisabeth & Max Anliker-Haag, Zürich; Ruth Elisabeth Annen, Basel; André Antonin-Lombardo, Genf; Didier F. Arm, Genf; Didier Arnet, Crans-près-Céligny; Christine Arnold, Uster; Susanne Arnold-Gloor, Möriken AG; Antoinette Arnold-Ursprung, Frick; Ulrich Asper, Grimentz; Christian Auchli-Jaun, Steffisburg; Armand Baccala, Steffisburg; Yvonne Bach, Hauterive NE; Willi & Elisabeth Bächi-Maag, Wallisellen; Manfred Bächler, Luzern; Otto Bachmann, Baar; Pia Bachmann, Luzern; Régina Bader, Le Grand-Saconnex; Bruno Badilatti, Zuoz; Gaston Noël Baechler, Blonay; Christian Baer, Schaffhausen; Dave Baer, Versoix; Pierluigi Ballabeni, Forel (Lavaux); Jean-Marc Balmas, Genf; Marcel Bärfuss, Corgémont; Pascale Barth, Échandens; Hans R. Barth-Calonder, Domat/Ems; Barbara Bärtschi, Zürich; Familie Marti Bärtschi, Frauenfeld; Marc-André Baschy-Assemani, Bellevue; Peter Batt, Muri bei Bern; Doris Bättig, Luzern; Clemens Bauer-Pham, Zürich; Philipp & Simone Bauer-Tschopp, Madetswil; Jan Bauke, Langnau am Albis; Daniel Baumann, St. Gallen; Jörg Baumann, Wohlenschwil; Sylvia Baumann Kurer, Winterthur; Jakob Baumgartner, Zollikerberg; Thomas & Cornelia Baumgartner-Käser, Gerzensee; Anne Bauty, Vessy; Andrew & Brigitte Baxter, Klingnau; Chantal Beaudry, Schindellegi; Rudolf Bechtler, Herrliberg; Thomas Bechtler, Uster; Andreas Beck, Bremgarten bei Bern; Christoph & Beatrice Beck, Gland; Thomas Beck, Unterentfelden; René Beck-Helg, Menzingen; Martin & Nicole Beck-Marchetti, Allschwil; Barbara L. Begelsbacher, Basel; Abigaëlle, Julianne, Sandrine & Didier Beier, Commugny; Angela Benedetti-Hiltwein, Basel; Yvonne Benes-Wanner, Reinach BL; Gody Benz, Schaan; Marcel Berbier-Tapparel, Montana; Ernst & Gisela Berger-Teichmann, Bern; Brigitte Bernhard, Feldbrunnen; Silvia Bernhard-Gredig, Hedingen; Thomas Bertschy, Gümligen; Patrick Beuché, Sion; Ernst Beutler, Erlach; Armand Beyeler, Lausanne; Rico Bianchi-Weidmann, Birsfelden; Felix & Regula Bibus-Waser, Altendorf; Bickel Reklamen GmbH, Jürg Bickel, Wangen bei Dübendorf; Peter Bickel, Zürich; Cédric Biedermann, Sierre; Marianne Biedermann, Zürich; Regin & Matthias Biedermann-Meyer, Arisdorf; Walter Biel, Basel; Markus & Charlotte Bienz-Wuerth, Wallisellen; Simon & Hanna Bieri-Hegglin, Villmergen; Nelly Bindschaedler, Genf; Jacqueline Biner-Bracke, Montreux; Lise Binggeli, Vernier; Hans-Georg Binz-Millbrodt, Jegenstorf; Sylvia Birkhahn, Schafisheim; Thomas Birri, Berg SG; Urs Bischofberger, Winterthur; Susanne Bischoff, Thun; Catherine Bissegger, Uetikon am See; Nathalie Blanchet, Genf; Elisabeth Blanco-Roth, St. Gallen; Jürg Blaser, Olten; Beatrice Blatter-Schönholzer, Gachnang; Andreas Blatter-Suter, Bern; Daniel & Gabriela Blättler, Meggen; Hanspeter Blattmann-Lüchinger, Aeugst am Albis; Aurelia Bleiker, Zürich; Françoise Bloch, St-Prex; Jürg Bloesch, Zürich; Andreas Blösch, Büetigen; Irene Blum, Küsnacht ZH; Bernard Blum-Helbling, Basel; Corine Bobillier-May, Carouge GE; Nicolas Bochet, Versoix; Peter Böckli, Basel; Ruth Böckli, Kilchberg ZH; Virginia F. Bodmer-Altura, Zürich; Walter Boeniger, Dietikon; Dominik Böhlen, Toffen; Michael Böhler-Dobler, Zürich; Willy Bohner, Wiedlisbach; Armin Bollier-Schneller, Ebmatingen; Adolf Bolliger, Zürich; Heinrich Bolliger, Aarau; Hansjörg Bolliger-Enzler, Allschwil; Daniel Bolomey, Vufflens-la-Ville; Andrea Bolte, Davos Platz; Andrew & Andrea Bond-Buhl, Wädenswil; Carlo Bonferroni, Montbrelloz; Rudolf & Gerda Bonfiglioli-Merz, Neftenbach; François & Gillian Bonny-Hallamore, Châbles FR; Rita Boos, Oberglatt ZH; Heinz Borer, Solothurn; Lorenz Borer-Gnehm, Bassersdorf; Stéphane Borgeaud, Genf; Madeleine Born, Basel; Clélia Bornhauser, Lausanne; Rudolf Born-Kaiser, Farnern; Ulrich & Adrienne Borsari-Sennhauser, Zollikerberg; Martin Bösch, Wittenbach; Adelheid Bösiger, Bern; Rudolf & Heidi Bossard-Borner, Luzern; Isabelle Bossart & Bernard Wietlisbach, Petit-Lancy; Hans-Ernst Bosshard, La Tour-de-Peilz; Walter Bosshard, Allschwil; Carlo & Elisabeth Bottani, Chippis; Marie-Edith Bourban, Saclentse; Anna Bouvier, Neuenburg; Madeleine Boxler, Zürich; Werner Bräm, Zürich; Patricia Brander-Weber, Arisdorf; Urs-Beat Brändli, Rudolfstetten; Barbara Bratschi-Weber, Muri bei Bern; Waldemar & Vreni Braun-Ehrler, Liestal; Denise Brenner, Basel; Heinz Brenner, Mönchaltorf; Kathi Brenner-Portmann, Zürich; Pietro Brentini, Biasca; Peter Bretscher, Andelfingen; Roman Brodmann, Niederrohrdorf; Georg Brügger-Marschik, Schaffhausen; Liselotte Bruhin, St-Légier-La Chiésaz; Tina Brühwiler, Frauenfeld; Peter & Annegret Brunner, Sissach; Rolf Brunner, Wil SG; Silvia Brunner, Bottighofen; Josef Brunner-Zuber, Baar; Sandro Brunschwyler, Erlach; Barbara Brütsch-Wolf, Ottikon (Gossau ZH); François Buache, Esmonts; Martin Büchel, Baar; Christof & Michaela Bucheli Frey, Basel; Simone Bucheli-Buache, Bern; Linus Bucheli-Flury, Bösingen; Philipp & Susanne Bucher-Jäggi, Ursenbach; Ernst Büchi-Auer, Saland; Irene Buchli, Weisslingen; Fredy Buchmann, Buchs SG; Madeleine Büchner, Uerikon; René & Marianne Buder-Minder, Pfeffingen; Felix Büeler, Nürensdorf; Edith Buffat, Wabern; Jean-Claude Buffle-Lamunière, Genthod; Claudine Buhler, La Chaux-de-Fonds; Martha Bühler, Wattwil; Ruth Bühler-Knabenhans, Oetwil an der Limmat; Toni Bühlmann & Gabriele Zimmermann, Kesswil; Elisabeth Buhofer, Hagendorn; Dieter & Annelies Bührle-Külling, Ramsei; Andreas Bundi, Mägenwil; Christian & Kathrin Buol-Zehnder, Davos Platz; Liselotte Burgherr, Dübendorf; Caroline Burke, Thun; Hans Rudolf Burkhard, Herzogenbuchsee; Patrik Burkhardt, Spiez; Elisabeth Bürkli, Hinterkappelen; Rosemarie Burri, Ettingen; Verena Burri, Zuchwil; Ulrich Büschlen, Gümligen; Béatrice Buschor, Sulgen; Susanna Buss-

Wolf, Baar; Hugo Bütikofer, Jegenstorf; Regine Buxtorf, Basel; Andrin Cabalzar, Chur; Doris Calegari Hofer, Zürich; Ilaria Calo-De Martin, Sugiez; Lorenz Paul Camenzind-Konopka, Luzern; Regina Candrian, Seuzach; Alessandro Canopoli, Erlenbach ZH; Erwin Carrer-Lohri, Therwil; Michael Casey, Zürich; Roland Cattini, Effretikon; François Caula, Étoy; Alois Cavelti, Bubikon; Elisabeth Cavelti, Flims Dorf; Christine Cerletti-Sarasin, Bottmingen; Herbert Cerutti, Maseltrangen; Ursula & Raymond Cettou-Reinhard, Grand-Lancy; Pierre-Philippe Chappuis, Gland; Anne Chappuis-Schneeberger, Le Grand-Saconnex; Stephan & Carmen Chassot, Champvent; Didier Chatelan-Martin, Bretigny-sur-Morrens; Philippe Chételat, Flaach; Brigitte Chevalier, Vésenaz; Beat Christen, Bern; Waltraud Christen Graber, Luzern; Gisela Christener, Oberburg; Martin Christ-Flotow, Basel; Ariane Christinaz-Koch, Genf; Marthe Chuard, Pully; Commune de Collonge-Bellerive; Hans Heinrich Coninx, Zürich; Pascal Constantin, St-Léonard; Irène C., Therwil; Gianmarco Cudde, Olten; Enrico & Monika Curschellas-Bürgi, Burgistein; Jonas Daeppen, Wabern; Hermann & Verena Dähler, Winterthur; Rosemarie Däster-Schild, Grenchen; Doris Davatz, Oberstammheim; Ursula De Virgilio, Oberwil BL; Peter Degiacomi, Basel; Alois & Marianne Degonda-Schildknecht, Wolfhausen; François & Arlette Delay-Soutter, Vessy; Réjane Delétra-Gillard, Étoy; Roland & Jacqueline Delétraz-Sfaellos, Aire-la-Ville; Henri Delez, St-Maurice; Brigitte Dell, Wädenswil; Rainer & Irene Delvai, Adliswil; Gabriel Demartines, Chambésy; Esther Demuth, Rapperswil SG; Hanspeter Denzler, Stäfa; André & Françoise Deom-Bolle, Nyon; Gabriele Deparade-Willmes, Büren SO; Karl Derendinger, Kloten; Eric Descombes-Cabero, Givisiez; Frédéric Dessarzin, Bulle; Niklaus Deuchler-Schärer, Kilchberg ZH; Colette Devanthéry, Yens; Pierre-Alain Devaud, Genf; Katia Di Prinzio, Arnex-sur-Orbe; Robert Di Salvo, Bossonnens; Urban Diethelm-Mütsch, Wädenswil; Andreas & Doris Diriwächter-Baumli, Unterentfelden; Agathe Doerr, Basel; Jrene Dolf, Aarberg; Harutyun Donikyan-Ringger, Langnau am Albis; Caroline Donzé, Gy; John & Anne-Marie Doody, Collonge-Bellerive; Markus Dosch, Zürich; Sophie Douin, Leukerbad; Hubert du Plessix, Mies; Véronique Dubois, Lausanne; Matthias Dudler, Wettingen; Viviane Duflon, Zürich; André Dunand, Freiburg; Olivier Duperrex, Genf; Damien Dupré, Cressier FR; Jeanette Dür-Lindt, Burgdorf; Markus Dürr, Malters; Werner & Agnes Durrer-Scheu, Ebikon; Sabine Duschmale-Oeri, Basel; Ines Dutli, Opfikon; Frédéric Duvoisin, Colombier NE; Veronika Eberhard, Basel; Doris Eberhart, Gelterkinden; Herbert Eberhart, Langnau am Albis; René Eberli, Winterthur; Sigrid Edelmann, Saillon; Urs & Regula Edelmann, Witterswil; Rolf Eger, Rombach; Sylvie Egger, Porrentruy; Margrit Egger-Beer, Riedholz; Heinz Eggimann, Worb; Lukas Eggimann, Konolfingen; Monika Egli, Zürich; Rudolf Egli-Helfenstein, Malters; Rudolf Ehinger-Bürgi, Frenkendorf; Inka Ehrbar, Bäch SZ; Matthias Ehrensperger, Jona; Philippe Ehrenström, Yverdon-les-Bains; Andreas Ehrsam, Hofstetten SO; Pierre Eichenberger, Bösingen; J. & R. Eichenberger, Zürich; Felicitas Elmer-Felber, Oberurnen; Albert Elmiger-Bänziger, Appenzell; Susanne Endress-Thueler, Speicher; Max & Gabriella Eng, Mauensee; Pia Engel-Lenzlinger, Ibach; Hermann & Linda Engler-Mansfield, Oberentfelden; Ernst & Susanna Enz, www.digitale-anmut.ch; Peter & Marina Enz-Monsch, Egg bei Zürich; Simone Éperon, Oron-le-Châtel; Marie-Hélène Epiney, Vollèges; Hanspeter Eppenberger, Buchberg; Erwin Erb, Waltenschwil; Reto Erdin, Wildegg; Ruedi Ermel-Flückiger, Murten; Daniel Erni, Balzers; Margret Eschler, Bern; Stephan Estermann, Zug; Pierre-François & Inge Etter, Cugy VD; Christoph Ettlin, Basel; Fritz Etzensperger, Wolfhausen; Werner & Doris Fahrni, Basel; Mireille Faist, Dübendorf; Romano Fanconi, Brunnen; Mireille Fehr-Jeannet, Plan-les-Ouates; Feinbäckerei Röthlin AG, Kerns; Magrit & Hans Felder, Bischofszell; Pius Felder, Ebikon; Susanna Feldmann, Chur; Marianne Feller, Arbon; Daniel Fetz, Winterthur; Arthur Fiechter, Neuenburg; Hans Fierz-Jost, Allschwil; Christa Fillinger, Zürich; Georg & Angela Fink-Utz, Stein am Rhein; Ernst Fischer, Forch; Andreas Fischer-Lewis, Zürich; Thomas Fleischlin, Luzern; Anna Flückiger-Bernold, Muttenz; Kathrin Forster, Frauenfeld; Liliane Frachebourg, Genf; Gerd Ulrich Fragner, Turgi; Renée Francillon & Martin Geiser, Lausanne; Florine Frank, Winterthur; Herbert Frank, Kerzers; Rene Franzoni, Binningen; Markus Frei, Thun; Fredi Frei-Bagno, Basel; Heinz P. Frei-Bigler, Gerolfingen; Hans T. Frei-Kleiner, Merlischachen; Johann & Katharina Frei-Morf, Kyburg; Adolf & Silvia Freitag, Grafstal; Jürg Fretz, Uitikon Waldegg; Irène Frey, Aarau; Peter & Joan Frey, Erlenbach ZH; Günther Frick, Balzers; Reto Frick, Balzers; Hans-Rudolf Frick-Brütsch, Obfelden; Hans & Renate Friedli, Steg VS; Marcel Friedrich-Wigger, Bern; Eric Frischknecht, Hünenberg; Sabine Frischknecht, Romanshorn; Peter Frischknecht-Eggli, Thalwil; Bruno Frischkopf-Huber, St. Erhard; Hans-Peter Fritsche, Wislikofen; Raymond Fromaigeat, Saxon; André & Rita Frommer, Erlinsbach; Anita Frost-Ainley, La Rippe; Marcel Fuchs, Affoltern im Emmental; Marcel Fuchs, Kilchberg ZH; Hanspeter Fügli, Laax GR; Georges Fünfschilling, Binningen; Hanspeter Funk-Julliard, Baden; Andreas Fürer, Bern; Beat Furrer, Ulisbach; Cornel Fürst-Le Fraper, Pfäffikon SZ; Maya Furter, Unterengstringen; Thomas Furter, Wil SG; Konrad Gabi, Trogen; Sherif Gabr-Basig, Ebmatingen; François Gacond-Berger, Neuenburg; Sabina Gallati, Bern; Rolf Gallmann, Basel; Walter Gamba, Rheinfelden; Thomas Gamper, Diessenhofen; Bertrand & Rose Ganne-Martin, St-Cergue; Lorenz Ganz, Kriens; Leonhard Gärtner, Egnach; Bettina Garzetta-Kernen, Cologny; Andreas Gass-Alig, Wermatswil; Patrick Gassmann, Gümligen; Regula Gassmann, Wallisellen; Philippe Gaudard, Yverdon-les-Bains; Jacques-Hubert Gay, Verbier; Barbara Gebert, Grüningen; Corinne Geiser, Herrenschwanden; Rolf F. Geiser, Zofingen; Constantin & Claire-Lise Geissler Piron, Carouge GE; Isabelle Gendre, Zürich; Anna Gerber, Bern; Enrico Gerber, Bern; Erwin Gerber, Meiringen; Michael Gerber, Zürich; Monika Gerber & Christoph Heck, Englisberg; Paul Gerber, Zürich; Rene Gerber, Worb; Ursina & Markus Gerber, Uzwil; Markus & Brigitte Gerber-Schär, Bern; Werner Gerber-Schüpbach, Rheinfelden; Lydia Gerber-Tavernini, Wabern; Elsbeth Gerhard, Obfelden; Thomas Gerster-Bischoff, Basel; Rosmarie Gervasi-Meier, Utzenstorf; Oreste Ghisalba, Reinach BL; Jean-Luc Giauque, Arnex-sur-Orbe; Urs Gilli, Zumikon; Mady Gindrat, Chêne-Bougeries; Monique Girard, Onex; Valerie

Girsberger, Schönenwerd; Fridolin Gisler, Beromünster; Martin Glarner, Kriens; Elisabeth Glattfelder Bopp, Basel; Michael Glinz-Knöpfli, Affeltrangen; Martina Gloor, Arlesheim; Denyse Gmür-Baschy, Thun; Louis Godet, Auvernier; Henri Gogniat, Posieux; Wilhelm Goldmann, Wollerau; Gérard Gougler, Lenzburg; Reto Graf, Rebstein; Thomas Graf, Basel; Marianne Graf Bärtschi, Sundlauenen; Elsy Graf-Seger, Horgen; Bernhard Granwehr, Zofingen; Margrit & Heinz Grauwiller-Siegfried, Seengen; Hanspeter Gredig, Appenzell; Werner Greminger, Winterthur; Ruedi Gretler, Ehrendingen; Cornelia Griehl-Marti, Solduno; Ursula Grob, Herzogenbuchsee; Hans Grob-Hoderegger, Herisau; Friedrich Grohe, Rougemont; Hanspeter Grombach, Zürich; Ernst Gronmaier-Frey, Allschwil; Daniel Grosclaude, Le Mont-sur-Lausanne; Béatrice Grossen, Versoix; Margrith Groth-Vogel, Collonge-Bellerive; Walter & Lisa Gruber, Walchwil; Josef Grünenfelder, Muralto; Edith Grünig, Ligerz; Ole & Iris Grupp, Winterthur; Hanni Grutsch, Arni-Islisberg; Andreas Grütter, Bern; René Gschwind, Hofstetten SO; Eugen Gstöhl, Balzers; Erich Gubler, Birsfelden; Barbara Guggenbühl Gasser & Ubald Gasser-Guggenbühl, Stäfa; Kurt Guggisberg, Ittigen; Alain Guillaume-Gentil, Peseux; Brigitta Gujan, Klosters; Markus Guntli, Buchs SG; Yolanda Gürtler, Allschwil; Alfred Guyer-Bützer, Oberkirch LU; Kurt Gysler-Waser, Pratteln; Sabine Haarmann, Erlenbach ZH; Walter Habegger, Waltenschwil; Rolf Häberli, Bern; Ursula Häberling, Ettingen; Maja Haberstich, Schlossrued; Heinz Haegler-Ehrat, Commugny; Pablo Hager-Schürch, Glis; Ursula E. Hagmann-Gehrig, Beinwil (Freiamt); Erika Haldemann, Amriswil; Lukas Haller, Zürich; Ursula & Rudolf Haller, Zürich; Friedrich & Annemarie Haller-Gloor, Reinach AG; Emil Halter, Frauenfeld; Mario Hammel-Zwahlen, Merligen; Ulrich & Yvonne Hämmerli-Huggenberger, Auenstein; Hans Handschin, Basel; Katharina Hänggi, Bäch SZ; Erika Hänni, Basel; Jürgen & Christa Hanstein-Limpert, Zürich; Anne-Marie Hardegger, Genf; Daniela Härdi, Unterentfelden; Charles Härdi-Birri, Agno; Christian Hardmeyer, Allschwil; Hans-Ueli Haslebacher-Ammann, Ostermundigen; Klaus Hasler-Wakefield, Zürich; Eduard & Elisabeth Hatt-Fuchs, Zürich; Suzanne Hauffe, Allschwil; Heiko Haumann, Basel; Lotti Hauri, Zuzgen; Karl Hausammann-Mathys, Bremgarten bei Bern; Dieter Häuselmann, Hölstein; Monika Hauser-Tomasi, Wilen bei Wollerau; Christine Hausherr, Rotkreuz; Markus Haussmann-Olsen, Richterswil; Werner Hecker-Tschopp, Münchenstein; Ruth Hediger, Andelfingen; Otto Heeg-Heeringa, Erlinsbach; Richard Heer-Breitler, Neunkirch; Andreas Hefti, Dietlikon; Hans Hegglin-Kottmann, Villmergen; Elvira Heim, Uettligen; Susanne Heitsch-Tiller, Bussigny; Philipp U. Heitz-Meyer, Au ZH; Erich Helfenstein, Ennetmoos; Andreas Helfenstein-Lussi, Neuenkirch; Pius Helg, Davos Dorf; Jeanette Hemmi, Jona; Jürgen Herbst, Oberstammheim; Roland Hergert-Zbinden, Luzern; Isabell Hermann Brütsch, St. Gallen; Peter Herold, Uetikon am See; Peter & Irène Herrmann-von May, Stettlen; Niklaus Hertig, Ebikon; Andreas Hertner, Landquart; Thomas & Judith Herzig, Kölliken; Elvira Herzog-Reber, Rheinfelden; Felix Hess-Cvijanovich, Erlenbach ZH; Markus Heuer, Bern; Peter & Rosemarie Hiestand-Nauer, Allschwil; Magdalena Hilfiker, St. Gallen; Hans Hilfiker-Finsterwald, Villigen; Renate Hilti, Schaan; Thomas Hiltpold, Thun; Gioia Hilty-Haab, Meilen; Michael Hindermann, Maisprach; Tobias Hintermann, Therwil; Therese Hirsbrunner, Langenthal; René & Ea Hirsig de With, Erlenbach ZH; Kurt Hirt, Mörigen; Hans Hirter, Bern; Otto & Jeannette Hirzel-Jüstrich, Wetzikon ZH; Santina Hirzel-Manara, Davos Platz; Martin Eugen Hischier, Glis; Erna Hnatek-Reichardt, Krummenau; Matthias Hobi, Schinznach Dorf; Franziska Hoch-Greiner, Payerne; Esther Hochuli, Zürich; Roland & Margaretha Hochuli, Bubendorf; Sigrid Hodel-Hoenes, Fontnas; Gioia Hofmann, Zürich; Hansjörg Hofmann, Liestal; Othmar Hofmann, Hünenberg See; Dorothée Hofmann-Müller, Zürich; Willi Hofmann-Stach, Frauenfeld; Rudolf Hofstetter-Mattenberger, Beinwil am See; Emil & Verena Hollenweger, Hünibach; Annemarie Holzer, Genf; Marcelle Holzer Steiner & Claude Steiner, Péry; Doris Honegger, Wald ZH; Konrad Honegger, Wald ZH; Werner Honegger, Bubikon; Brigitte Honegger-Völlmin, Arlesheim; David Hood, Basel; Theodor Horat-Heidlauf, Obfelden; Jürg & Dora Hostettler-König, Spiegel bei Bern; Emmanuel & Barbara Hottinger-Dettling, Zürich; Peter & Doris Hotz, Oberrieden; Otto Hotz-Parzefall, Triesenberg; Werner Hotz-Trindler, Richterswil; Eduard Howald-Künzi, Wangen an der Aare; Karl & Ruth Howald-Stäheli, Gränichen; Eva Huber, Bern; Kalinka Huber, Bern; Marc Huber, Zürich; Franziska & Matthias Huber-Pasdzior, Rickenbach BL; Walter Huber, Zürich; Urs Huber-Burla, Riedholz; Reinhard & Ingrid Huber-Landolt, Bottmingen; Kurt & Frieda Hugentobler, Regensdorf; Elisabeth Hühn, Boll; Isabelle Humm, Bursins; Hans Rudolf Hunkeler, Seuzach; Erika Hunziker-Lehner, Schöftland; Urban Hüppi, Jona; Kurt & Annita Hüppin-Monn, Rüti ZH; Charlotte Hürlimann-Swaving, Brunnen; Lorenz Hurni & Agnès Montangero Hurni, Baden; Pascal Hurni, Neuenburg; Philipp Hurni, Bolligen; Thomas & Beatrice Huser-Bichler, Rüschlikon; Erwin Hüsler, Hünenberg See; Gardi Hutter, Arzo; Claude Imhof, Hasle-Rüegsau; Hugo Imhof, Basel; Eduard & Margrit Indermaur, Altdorf UR; Herbert Ineichen, Ballwil; Liliane Innocenzi, Genthod; Interwind AG, Zürich; Irène und Max Gsell Stiftung, Bern; Dietrich Iselin-Sarauw, Ittigen; Hugo & Christine Jacobs-Buff, Davos Glaris; Éliane Jacot-Des-Combes, Bernex; Viviane Jacot-Richez, Onex; Fernand Jacquenoud & Karin Olt, Thônex; Jakob Jäggi, Kandersteg; Peter Jäggi, Toffen; Theres Jäggi-Binkert, Kleindöttingen; Heinz & Gertrud Jäggi-Wyss, Steffisburg; Martin Jakob, Olten; Béatrice Jakob-Wick, Lachen SZ; François Jaton, Genf; Orest Jaworsky, Sempach; Peter Jegge, Winterthur; Markus & Karin Jeker, Meikirch; Fridolin Jeker-Frutiger, Basel; Daniel Jenny, Wilderswil; Eduard Jericke-Dörig, Oberrieden; Christoph Jezler, Wernetshausen; Josef Jöhl-Eckert, Bern; Philippe & Martine Jolissaint, Vernier; Jürg Joos, Wetzikon ZH; Hansulrich Jordi-Stauffer, Eriswil; Renata Jori, Basel; Christa Joss, Wiesendangen; Martin Joss, Stäfa; Dr. Peter Jud, Uster; Eberhard & Annette Jung, Bühler; Matthias Jungck, Köniz; Johannes Jung-Jossi, Stäfa; Bruno Juon, Schlieren; Victoria Kägi, Schlieren; Katharina Kaiser, Bern; Christel Kalunder, Glarus; Franz Käppeli, Zürich; Rolf Käppeli, Montreux; Roman Käppeli, Zürich; Viktor Käppeli, Binningen; Renate Käppeli-Gilg, Luzern; Peter Kasper-Chappuis, Meggen; Bernhard Kaufmann,

Hirschthal; Hans Kaufmann, Neuenkirch; Klaus & Evelyne Kaufmann, Riehen; Hansruedi Kaufmann-Bucher, Zürich; Albert Keller, Therwil; Daniel Keller, Kloten; Dominik Keller, Zollikon; Karl Keller, Seuzach; Konrad Keller, Brunegg; Lukas Keller & Sarah Stead, Zürich; Marianne Keller, Bern; Max Keller, Buochs; Robert Keller, Winterthur; Rudolf Keller, Oberweningen; Stefan Keller, Dussnang; Andreas Keller-Buchecker, Luzern; Rudolf & Lore Keller-Götschi, Allschwil; René & Liana Keller-Schmitt, Henggart; René Keller-Weidmann, Zürich; Eleonore Kern, Bülach; Peter Kern, Seewis Dorf; Yves Kernen, Chexbres; Paul & Jeanette Kirchmeier, Bex; Verena Kistler-Heer, Uster; Rolf Otto & Heidi Klaus-Fuchs, Bottmingen; Melanie Kleiner-Zulauf, Winterthur; Angelika Klemenz-Renner, Thun; Dora Klingbacher-Grob, Zürich; Hans Klötzli, Bern; René Kluser, Forch; Bernhard Knell-Forrer, Kilchberg ZH; Hugo & Anita Kneubühler-Frick, Triesen; Ueli Knoblauch, Maur; Susanne Knoblauch-Meyer, Bassersdorf; Markus Kobelt, Ossingen; Rosita Koch, Lugano; Felix Koch-Lerf, Luzern; Peter & Maria Koch-Mettler, Niederuzwil; Silvia Kohler, Chur; Stefan Kohl-Hug, Uster; Hanspeter Kolb, Biel; Hansjörg König, Losone; Hermine Königsecker Nuber & Werner Nuber-Königsecker, Bern; Stavros Kourouklis, Commugny; Marcus Kradolfer, Siblingen; Sibyl Kraft & Christian Peter, Winterthur; Thomas Kramser, Agarone; Axel Krausse, Wattwil; Ursula Kreibich, Basel; Annetrudi Kress, Reinach BL; Anita Kübel, Gland; Eric Kubli, Zürich; Dieter Küffer, Küsnacht ZH; Daniel & Irene Kühler, Regensdorf; Brigitte Kuhn, Basel; Jörg Kuhn, Reinach BL; Max Kuhn, Uster; Sylviane Kuhn, Biel; Jörg & Ladina Kühne-Thomasin, Fläsch; Nino Kuhn-Winterberger, Schlieren; Sandra Kull & Flavio Rieder, Römerswil LU; Margrit Kummer-Weber, Hinterkappelen; Dorothee Kündig, Zollikerberg; Beatrice Küng, Tennwil; Bruno Küng, Bern; Erich Küng, Zürich; Stefan Kunz, Brittnau; Ralph & Monika Künzler, Kirchdorf AG; Herbert Künzli, Bremgarten bei Bern; Oscar & Linda Künzli, Urtenen-Schönbühl; Hans Kunz-Schüpbach, Neuenegg; Stefan Küpfer, Chur; Alfred Kupper-Widmer, Meilen; Margrit Kürsteiner, Winkel; Markus & Clara Kuster-Niederberger, Freienbach; L. Klein AG, Biel; Michael La Roche-O'Donnell, Basel; Heinz Lacina, Kastanienbaum; Franz Laczo, Zürich; Pascal Ladner-Geering, Freiburg; Rainer Lambrecht, Zürich; Madeleine Lancoud-Pauly, Confignon; Bruno Lang-Landert, Wädenswil; Claudia Lardelli, Chur; Olivier & Anita Lasserre-Borgna, Lausanne; Jean-Claude Lauber, Winterthur; Ueli Lauber, Wettingen; Jean-Pierre Läubli, Coppet; Maria Lauria, Ste-Croix; Hélène Le Comte, Genf; Fritz Ledermann, Basel; Bernhard Leeman, Benglen; Peter & Daniela Lehmann, Froideville; Mariette Lehmann Sieber, Allschwil; Albert Leibacher, Zürich; Brigitte Leibacher, Jona; Peter & Theres Leistner-Simmler, Windisch; Cornelius Lenggenhager, St. Gallen; Rolf Lenz, Trogen; Hansjörg Lerch, Basel; Martin & Eva Leuenberger, Amsoldingen; Michel Leuenberger, Basel; Max Leu-Mannhart, Schaffhausen; Karl Leutenegger, Silenen; Walter Leuthold, Zürich; Madeleine Levine, Nyon; May Lévy, Lausanne; Hugo & Kathrin Lex, Speicher; Federica Liechti, Bern; Esther Lienhard, Figino; Urs & Annelies Lier-Rieder, Lenzburg; Thomas Linder, Zürich; Judith Linggi, Neuhausen am Rheinfall; Simone Linsi-Morthier, Grandvaux; Ruedi Lipp, Eich; Roland Lips-Keller, Bottmingen; Urszula Lisitzki, Basel; Robert Litschi, Ennenda; Ernst Löbach-Raabe, Eschen; Brigitte Locher, Wettingen; Hans Heinrich Locher, Binningen; Judith Locher, Seuzach; Sonia Lohm, Petit-Lancy; Rolf Löhrer, Riehen; Stephanie Losch, Itingen; René Lötscher, Lausen; Haika Lübcke & Jens-Peter Schütte-Lübcke, Zürich; Ursula Lüber-Allemann, Bern; Helmut Ludwig, Kriens; Michael Ludwig, Bremgarten AG; Ralf Ludwig, Freiburg; Alain Lugon, Villiers; Brigitte Lüscher, Fislisbach; Felix Lüscher-Buffet, Brunnen; Brigitte Lüthi, Bubendorf; Erich Lüthi, Jaberg; Markus Lüthi-Bader, Yens; Markus Lüthi-Etter, Signau; Nicole Lüthi-Rothen, Hausen AG; Urs Lütschg, Riedern; Bettina Mahnig-Schär, Luzern; Brigitte Maire, Lausanne; Dominique Malatesta, Orbe; Gisela Mandl-Hug, Netstal; Thomas Manser, Zürich; Francine Marchesi, Grandvaux; Christian-Louis Maréchal-Emery, Collonge-Bellerive; Daniela Margelli, Riehen; Freddy Mariaux, Crans-près-Céligny; Andreas Maritz, Zürich; Liliane Marolf-Ruf, Mörigen; Lucienne Marquis, Olten; Jean-Philippe Marti-Grossen, Bévilard; Sonja Martin, Winterthur; Annemarie Martin Vogt, Basel; Rudolf Martin-Rusterholz, Arisdorf; Theda Marx, Bönigen bei Interlaken; Oliver Masutti, Zürich; Kurt Mathis, Stans; Anis Matthess, Thônex; Claude Matthey-Dupraz, Cormondrèche; Elmar Mattle, Romanshorn; Norbert Mauchle, Jona; Erna Maurer, Küsnacht ZH; Hans-Peter Maurer, Meiringen; Beatrix Maurice-Schubiger, Oberwil BL; Marco Mayr, Ueken; Dominique Maystre, Chêne-Bourg; Thomas & Erica Mc Shane-Caluzi, Arzier-Le Muids; Anton Meier, Schwanden GL; Bruno Meier, Arzier-Le Muids; Felix Meier, Ausserferrera; Guido Meier, Vaduz; Martin Meier, Ennetbaden; Robert Meier, Boniswil; Thomas Meier, Aarau; Ursula Meier, Zürich; Brita Meier-Birkel, Uitikon Waldegg; Kurt Meier-Bosshardt, Winterthur; Silvan & Karin Meier-Ernst, Villigen; Alex Meier-Laaksonen, Brugg AG; Maria Meihsl, Genf; Dorothee Meili, Bülach; Max Meili, Dürnten; Walter & Roesli Meister-Wälchli, Balsthal; Jürgen Menegatti-Schmid, Gordola; Florian Menétrey, Paudex; Éliane Mercier-Mermod, Lausanne; Joan Merino de Tiedra, Morges; Gilbert Mermod-Saugy, Prilly; Carmen Mermoud, La Tour-de-Peilz; Margrit Merz-Gozzer, Bösingen; Jean Mesnil, Delémont; Erika Mettler-Jenny, Küsnacht ZH; Remo & Doris Metzger, Chur; Richard Metzger-Schmid, Stansstad; Hans-Rudolf Meuter-Aebi, Langnau im Emmental; Edwin Meyer, Känerkinden; Elisabeth Meyer, Hinterkappelen; Erika Meyer, Chur; Herbert Meyer, Zürich; Silvia Meyer, Meggen; Gregor Meyer-Wigert, Möhlin; Eric André Millioud, Sion; Paul Minder-Hofstetter, Breno; Peter Mischler-Rothe, Wernetshausen; Kurt Mittner, Sissach; Dominic Möckli, Uhwiesen; Marilen Möckli, Bonstetten; Eric Modoux-Jardini, Genf; Gilles & Marie-Claire Moinat, Genf; Jean-Pierre Mollet, Ayer; Liliane Mollet-Jacot, Ayer; Ursi Moor, Oberkirch LU; André & Hanna Moosmann-Suter, Zürich; Monique Morand, La Tour-de-Trême; Martha Morell Muller & Pierre Muller-Morell, Jona; Fritz Morgenthaler-Streich, Zürich; Marcel Mori, Schleinikon; Oskar & Stephanie Mörikofer, Kaiseraugst; Jolanda Möri-Wick, Brittnau; Beat & Karin Moser, Kaiserstuhl AG; Paul Moser, Zürich; Olivier & Patrizia Moser-Zimmermann, Stilli; Christine Muff, Thalwil; Paul Muffat, Veyrier; Brigitta Müller, Basel; Bruno Johann Müller, Hämikon;

Claude Müller, Lenzburg; Hans-Peter Müller, Uitikon Waldegg; Konrad Müller, Hettlingen; Susanna Müller, Solothurn; Thomas Müller, Walchwil; Verena Müller, Gümligen; Sonja Müller-Maier, Widen; Beat & Trudy Müller-Plüss, Luzern; René & Claudine Muller-Sauser, Pully; Fred H. Müller-Urner, Dornach; Sonja Murbach, Basel; Roland Naenni, Bioley-Magnoux; Natur- und Vogelschutzverein Kestenholz; Werner Nauer, Einsiedeln; Peter Nauser-Büchi, Uster; Gustave Naville, Zumikon; Jean-Pierre Naz, Avully; Dieter Neff, Muttenz; Tamas Németh, St. Gallen; Ernst Neuenschwander, Nidau; Zara Neukom, Schaffhausen; Frank Neve, Meilen; Ruth Nibbia-Streuli, Netstal; Simon Niederberger, Baar; Theresia Niederberger, Hergiswil NW; Thomas Niederberger, Wolfenschiessen; Heinz Niedermann, Trimbach; Linda Nigg, Schaffhausen; Fridolin Noser, Weissbad; Stefan Noser, Jona; Hans-Jörg & Mireille Noth, Neftenbach; Helmut Nowack, Wettingen; Nicolas & Christine Nussbaumer, Lausanne; Marianne Nusser-Müller, Bottmingen; Sylvia Nydegger-Iseli, Nürensdorf; Gregor Nyffeler, Zürich; Martin Nyffenegger, Huttwil; Paul Nyffenegger, Muri bei Bern; Rudolf Nyffenegger, Gelterkinden; Suzanne Oberer-Kundert, Liestal; Trudi Oberli, Steffisburg; Michael Obrecht, Hofstetten SO; Raimund Obrist, Sirnach; Peter Ochsendorf, Cologny; Pierre Ochsner, Genf; Patrick Odier, Troinex; Rolf Oechslin-Zaugg, Spiez; Andreas Oertli, Herrliberg; Werner Oesch, Aarau Rohr; Martin & Shizuko Oesterreicher-Ichikawa, Altendorf; Laurence Omarini, Genf; Marie-Louise Opl Steffen, Bern; Albrecht Oppe-Tosch, Rheinfelden; Regula Oppikofer, Mund; Catherine Orci-Darier, Cologny; Richard Ort, Beringen; Magne Osteras, Onex; Marianna Oswald, Zürich; Roland Oswald-Dolanc, Thun; Bruno Oswald-Meyer, Riehen; Madeleine Page, Schindellegi; Lorenz Pamer, Basel; Raphaël Paratte, Le Noirmont; Christel Pedroli, Lugano; Alain Perret, Duillier; Chantal Perret, Lausanne; Cédric & Ludivine Perret-Gentil, Genf; Max Perrin-Müller, Remetschwil; Mona Perrotti, Lausanne; Jean-Jacques & Iris Perruchoud, Chalais; Dietrich & Jeanne Pestalozzi-Racine, Dietikon; Colette Peter, Luzern; Wolfgang Peter, Genf; Daniel & Claire Peter-Favre, Lausanne; Urs Petermann-Kost, Luzern; Dieter & Christiane Peters, Altendorf; Andreanne Petoud, Servion; Heinz & Therese Peyer-Brügger, Düdingen; Maria Pfäffli, Lugnorre; Thea Pfäffli-Trummer, Gerolfingen; Loni Pfahrer, Winterthur; Urs Pfeiffer, Zürich; Martin Pfeiffer-Aeschbacher, Hausen am Albis; Diego Pfirter, Pratteln; Fred Pfister, Meyrin; Heinrich Pfister, Leibstadt; Thomas Pfister, Amriswil; Laurent Pfister-Berney, Les Hauts-Geneveys; Matthias Pfisterer-Munzinger, Münchenstein; Beat Pfrunder, Bottmingen; Nicolas Pictet, Russin; Hans-Joachim Pielsch, Klosters; Nicolas Pierard, Conches; Charles Piller, Le Grand-Saconnex; Karin Ellen Pinato, Stäfa; Antoinette Pitteloud, Grandvaux; Christian Pittet, Lucens; Yves Pittet, Pully; Hanspeter Plattner, Muttenz; Ueli Plüss, Freienstein; Karin & Jürg Podolak-Hofmann, Gränichen; Alessandra Pomari, Minusio; Marc-Vincent Porret, La Chaux-de-Fonds; Christopher Portman, Céligny; Kurt Portmann, Ossingen; Verena Pozzi, Samedan; Ursula Prager-Schärer, Zumikon; Volker Prasuhn, Wabern; Anny Progin-Gillard, Lavey-Village; Friedrich Pulfer, Sigriswil; Kurt & Regula Pulfer, Arlesheim; Emilio Puri, Birchwil; Caecilia Püschel, Ebmatingen; Nelly Püttmann-Bissegger, Weinfelden; Chantal Python, Veyrier; Hanni Räber, Wauwil; Bernhard Raeber-Anrig, Luzern; Peter Raimann, Zug; Anita Ramseier, Pratteln; Erhard Ramseier, Bern; Margrit Ramseier-Guthauser, Thalwil; Peter Rapp-Pestalozzi, Basel; Elisabeth & Martin Rast-Spirk, Neuenhof; Hugo Rauch, Stäfa; Gian Paolo Ravelli, Mies; Marcel Rebmann, Lupsingen; Balz Recher-Gisin, Otelfingen; Markus Rechsteiner, Ostermundigen; Kurt Rehmann-Rossini, Basel; Gregor Reinhard, Zürich; Erwin Reinhardt-Scherz, Muri bei Bern; Caspar Reinhart, Zürich; Nanni Reinhart-Schinz, Winterthur; Stephan Reisewitz, Brugg AG; Katja Reitt, Winterthur; Isabelle Renaud, Ollon VD; Bluette Renggli, Cugy VD; Guido Renggli, Aesch ZH; Albert Renken, St-Sulpice VD; Andreina Reutemann-Gerster, Neunkirch; Martin Reutimann, Uerikon; Frédéric Rey, Cologny; Rösli Rey, Aetingen; Annemarie S. Reynolds, Emmetten; Irene Reynolds, Emmetten; Marianna Rey-Von Arx, Oberentfelden; Claudio & Brigitte Rezzoli, Rorschach; Marc & Birgit Riedi-Mehl, Ortschwaben; Kurt Rietmann, Aarau; Johannes Rietschel, Russikon; Markus Ritter, Hettlingen; Rudolf Ritter, Rüschlikon; Laurent Rivier-Strong, Le Mont-sur-Lausanne; Daniel & Ursula Rivollet, Saxon; Perry Robin, Morges; Jean-Claude Rochat-Bühler, St. Gallen; Andreas Roffler, Chur; Monika Rogel, Zug; Stéphane Rohner, Vandœuvres; Brigitte Rohner-Engeli, Unterengstringen; Kurt Rohrbach-Devaux, Büren an der Aare; Christian Rohrer, Churwalden; Kurt Rolli, Basadingen; Jürg & Christine Römer, Langnau im Emmental; Bernadette Roos, Gettnau; Anna Rosi-Hagmann, Buchs SG; Wiebke Rösler Häfliger, Zürich; Silvia Rosser, Romanshorn; Sylvana Rossi, Zürich; Walter & Jacqueline Rost-Roche, Affoltern am Albis; Heinz Rothenbühler, Dagmersellen; Ernst Röthlisberger, Mettmenstetten; Eva Roth Heege & Andreas Heege, Zug; Hans-Ulrich & Bärbi Roth-Riedberger, Erlinsbach; Markus Rothweiler, Oberwil BL; Lotty Roulin-Saxer, Daillens; Philippe Rouquet, Pully; Jürg Rub, Oberhofen am Thunersee; Peter Ruchti-Tobler, Zürich; Susanna Rudow, Zug; Denise Rüegg, Le Pâquier-Montbarry; Markus Rüegsegger, Büren zum Hof; Konrad Ruess, Urdorf; Hanspeter Ruf, Stüsslingen; Fritz Rüfenacht-Neiger, Arlesheim; Christian Ruffieux, Corminbœuf; Erika Rumpel-Leuenberger, Basel; Duri & Elisabeth Rungger-Brändle, Aarau; Madeleine Rupp, Steffisburg; Marcel Ruppen, Zürich; Thomas Ruprecht, Bern; Bruno & Judith Rutishauser, Zürich; Max Rüttimann-Mettler, Weinfelden; Mathias Ryser, Gommiswald; Rolf & Margrit Ryser, Burgdorf; Ivana Ryser-Bauerovà, Köniz; Christoph Ryter, Rüfenacht BE; Gertrude Saalmann, Genf; Charlotte Sadowski-Cron, Zürich; Herbert Sager, Egliswil; Hansruedi Sägesser, Lyssach; Peter Sahli, Ortschwaben; Alain Salanon, St-Légier-La Chiésaz; Roy Salveter, Bern; Beat & Sylvia Salzmann-Scheidegger, Muri bei Bern; Felix Sandmeier, Aesch ZH; Werner Saner-Vögtli, Trimbach; Rolf Santschi, Signy; Jean-François Sarrasin, Praz-de-Fort; Jurg Sauder-Ruysschaert, Sorens; Anna Sax, Zürich; Alexander Schaaf, Wuppenau; Pascal Schacher-Schürch, Dornach; Ruth & René Schadegg-Schuler, Rüfenacht BE; Eira Annemarie Schader-Berger, Zürich; Sonja Schaeppi, Thalwil; Reinfried Schafflützel, Trin; Gerhard Schafroth, Spiez; Elisabeth Schaller, Kilchberg ZH; Hélène Schaller-Schneider, Basel; Susanne Schallschmidt, Basel; Christiane

Schambeck & Thomas Karlen, Basel; Roland Schäppi, Stäfa; Christine Schär von Steiger, Burgdorf; Roland & Gertrud Schären-Vogt, Wiedlisbach; Fabienne Schärer, Basel; Frank Schärer, Anglikon; Verena Schärer, Wabern; Roland & Erna Schär-Jetzer, Grabs; René Schärli-Riggenbach, Rupperswil; Hedi Schäublin, Wetzikon ZH; Verena Schaub-Niklaus, Laufen; Guido & Ruth Scheidegger-Lämmli, Bremgarten bei Bern; Isabelle Schenker, Gurmels; Mark Schenker, Zürich; Ursula Schenk-Straumann, Starrkirch-Wil; Peter Scherer-Soliva, Dübendorf; Maria-Christine Scherz, Gümligen; Gérard Scheurer, St-Gingolph; Gerhard Schiefer, Riehen; Fritz Schiess-Wullschleger, Wattwil; Beat Schifferli, Basel; Lotte Schilder Bär & Marc Bär, Zürich; Alfred E. Schiller-Blattmann, Aeugst am Albis; Bruno Schilling, Schneisingen; Heinrich Schilling, Kreuzlingen; Markus Schilling-Wassmer, Winterthur; André Schindler-Rikenbach, Ostermundigen; Christine Schläpfer, Biberstein; Rolf D. Schläpfer, Zürich; Daniel & Isabelle Schlatter, Untersiggenthal; Heinrich Schlatter, Zürich; Werner Schlegel, Gretschins; Markus Schmid, Oberdiessbach; Martin Schmid, Thalheim an der Thur; Martina Schmidhauser, Kilchberg ZH; Jacqueline Schmidli, Safnern; Hans-Erich Schmitt, Binningen; Joël Schmitt, Tafers; Hans-Rudolf Schmitter, Gerzensee; Eva Schneeberger, St. Gallen; Raymond & Josette Schnegg, Pampigny; Andreas Schneider, Reigoldswil; Cristina Schneider, Nassenwil; Konrad Schneider, Basel; Marcel Schneider, Degersheim; Markus Schneider, Ostermundigen; Rosmarie Schneider, Oberengstringen; Ernst Schneider-Bernheim, Rüschlikon; Jürg & Daniela Schneiter, Worb; Maryse Schneiter, Carouge GE; Adelbert Schnüriger, Baar; Beat Schnurrenberger, Schaffhausen; Corinne Schnyder, Carouge GE; Hans-Ulrich Schoch, Aeugst am Albis; Matthias Schönauer, Riehen; Kai-Uwe Schöning, Oberwil BL; Jeannette Schoop, Lostorf; Othmar & Annette Schreiber, Flims Waldhaus; Roland Schreiber, Wil SG; Urs & Elisabeth Schrempp-Linder, Unterlangenegg; Rudolf Schriber-Schürmann, Meggen; Martin Schröter, Grüningen; Theres Schryber, Remetschwil; Ursula Schudel-Bänninger, Kollbrunn; Peter Schuler, Mönchaltorf; Andrea H. Schuler-Wyss, Glarus; Max Schürch, Zürich; Adrian & Elvira Schürch-Schläppi, Gais; Siegfried & Linda Schürpf, Walchwil; Petra Schütz, Zuchwil; Rolf Schütz, Dornach; Corinne Schütz-Schwarzentrub, Obergerlafingen; Waltraut Schwab, Kloten; Christiane Schwarm, Aarau; Othmar Schwarzenbach, Steffisburg; Johannes & Esther Schwarz-Lehmann, Zollikerberg; Urs Schwarz-Vollenweider, Solothurn; Max Schweizer, Wettswil; Simon Schweizer, Winterthur; Valérie Schweizer, Pully; Matthias & Marie-Madeleine Schweizer-Glaus, Aarau; Alfred R. Schwitter, Les Plans-sur-Bex; Jean Schwitzgebel-Cotter, Bex; Renate Schwob, Baar; Hartmann P. Seeger-Kummer, Küsnacht ZH; Hansruedi Seiler-Dalcher, Allschwil; Gilbert Senn, Genf; Thomas Senn-Buchs, Gansingen; Rolf Siegrist, Oftringen; Paula Siegrist-Marquis, Nuglar; Beat Sigel, Uster; Katrin Signer, Landquart; Werner Sigrist, Thun; Daniel Sigron, Chur; Rolf Singer, Fruthwilen; Roger Sokoll, Riehen; Hanspeter & Andrea Soller-Scheller, Muttenz; Josef Sommer, Malters; Pierre Sonnard, Lausanne; Frank Sonnrein, Apples; Erich Späh, Zürich; Carl Heinrich Spengler, Herrliberg; Walter Spengler, Zürich; Lothar Spiegel, Islikon; Bettina Spieler Gauch, Freiburg; Edith Sprüngli, Zürich; Karl & Françoise Städeli-Schmid, Zürich; Markus Stadler, Olten; Irene M. Staehelin, Bischofszell; Leonie Stahel-Isenring, Basel; Thomas Stahlberger, Basel; Albert Stähli, Thalwil; Willi Stähli, Basel; Stähli Haustechnik AG, Winterthur; Hans & Rosemarie Stähli-Merlet, Münsingen; René Stähli-Steffen, Neftenbach; Hans Stähli-Wenger, Thun; René Stalder, Wallbach; Roger Alfred Stamm, Ettingen; Karin Stammbach, Zürich; Rolf Staub, Veyrier; Christian Staub-Brenzikofer, Gümligen; Heidy Stäubli, Konolfingen; Annemarie & Walter Staub, Dürrenäsch; André Staudenmann, Vuarrens; Markus Stauffacher, Zürich; Pia Stauffacher, Aristau; Hans Peter Stebler, Wangen bei Olten; Guido Stefani-Kuczynski, Luzern; Christoph Steffen, Stäfa; Martin Steger, Sempach; Rebecca Steinemann, Horgen; Bernard Steiner, Lausanne; Jürg Steiner, Winterthur; Felix Steiner-Fetz, Chur; Karl Steiner-Kessler, Winterthur; Edi & Heidy Steiner-Wettstein, Frauenfeld; Verena Steinmann Manz, Zürich; Heinrich Steinmann-Schmid, Uitikon Waldegg; Anita Stettler, Comano; Erich Stieger, Zürich; André Stierli, Magden; Hilde Stocker, Rombach; Hildegard Stocker-Seiler, Basel; Severin Stöckli, Greifensee; Karl & Ruth Stoffer-Haag, Wetzikon ZH; Adrian Stokar, Zürich; Brigit Stokar, Zürich; Irène Stokman, Chailly-Montreux; Arthur Stoll, Basel; Rolf Stooss, Walliswil bei Wangen; Marco & Annemieke Stössel-Lub, Oberkirch LU; Robert Strahm, Schöfflisdorf; Annalis Strasser, Zollikerberg; Barbara Strasser, Sisseln AG; Romy M. Strasser, Gontenschwil; Karl Strassmann, Hittnau; Dr. Rudolf & Gisela Straub, Meiringen; Hans Peter Straumann-Amherd, Liestal; Robert & Lisa Straumann-Endres, Oberglatt ZH; Peter Streit, Thun; Brigitte Stromeyer de Raulino, Gingins; Klara Stücheli-Höhn, Diessenhofen; Urs Stüdeli, Bellach; Verena Studer-Nussbaumer, Hauenstein; Hugo Sturzenegger, Luzern; Remo Stutz, Schübelbach; Viktor Styger-Reifler, St. Gallen; Kurt Suppiger, Gontenschwil; Markus Suremann, Nänikon; Guido Suter, Walchwil; Marcel Suter, Lohn SH; Marianne Suter, Uttigen; Martin Suter, Basel; Robert Suter, Hünenberg; Rudolf Suter, Stallikon; Alfons Sutter, Rafz; Michael Sutter, Volketswil; Werner Sutter-Zimmermann, Berikon; Karin Sutter-Zurfluh, Niederteufen; Christine Talfer, Freiburg; Eva Talotti, Pfäffikon ZH; Ruedi Tanner, Zürich; Ursi Tanner-Herter, Furna; Maurice Taylor, Genf; Roger Tellenbach, Hilterfingen; Franz Thalmann, Meggen; Ursula & Klaus Thalmann-Schranz, Buchrain; Ursula Thee, Bassersdorf; Hans Thierstein, Bern; Claudia Thoma & Daniel Landis, Gwatt (Thun); Hansrudolf & Magdalena Thoma, Thun; Walter Thoma-Christen, Épalinges; Monika Thomann, Märwil; Robert Thomas, Cheyres; Colette Thorens, Corsier GE; Pierre-François Thuillard, Le Mont-sur-Lausanne; Bärbel Tielking-Urscheler, Zürich; Monika Tobler, Niedermuhlern; Paul Tobler, Winterthur; Emanuela Tognola Fratini, Kandersteg; Simone Tönz, Zürich; Begonia Tora, La Chaux-de-Fonds; Nicole Tosoni-Crevoisier, Lajoux JU; Silvia Tresch, Altdorf UR; Laurent Treuthardt, Neuenburg; Edwin Trinkler, Steffisburg; Michel Tripet, Basel; Rolf Trüb, Wettswil; Michael Trummler-Baumgartner, Geuensee; Kurt Tschanz, Goldach; Andreas Tschopp, Spiegel bei Bern; Thomas B. & Elisabeth M. Tschopp-Camenzind, Ettingen; Jérôme Tschudi, Biel; Michael Tschudin, Ormalingen; Johannes Tschumi, Balt-

schieder; Barbara Tschupp, Horw; Maurizio Tuccillo, Olten; Heleen Udo, Reinach BL; Judith Uehlinger-Walter, Horgen; Adrian Uhlmann, Gränichen; Esther Ulrich, Olten; Linus Ulrich, Utzigen; Karen Umbach, Zug; Roger Vagnières, Palézieux; Esther Vaissière-Meier, Wallisellen; Marcel van der Heijden, Schöfflisdorf; Eva van der Werf-Frick, Wetzikon ZH; Albert Jan & Mireille van Lennep-Vermij, Brent; Miroslava Vanek, Diegten; François & Nicole Verrey, Zürich; Daniel Vessaz-Ziegler, Derendingen; Otto Vetsch, Zürich; Walter Vetsch, Grüningen; Joachim Vetterli, Pfäffikon ZH; Inge Vietze-Bendele, Frauenfeld; Guy & Daniela Villaume-Marantelli, Arlesheim; Pierre-André Vincent-Tache, Lutry; Sabine Vinke & Reto Heygel, Zürich; Freddy Vischer, Füllinsdorf; Werner Vischer, Basel; Pierre-André Voegeli, Choulex; Paco & Franziska Voegelin-Birrer, Dietikon; Franziska Vogel, Emmenbrücke; Thomas Vogel, Stansstad; Edith Vogelsang, Forch; Georg Th. Vogelsanger, St. Gallen; Peter Vogt, Untereggen; René Vögtli-Jäggi, Seewen SO; Marie-Laure Vollenweider, Conches; Marianne von Ah, Stalden (Sarnen); Christoph von Albertini, Herrliberg; Bernhard & Christine von Allmen, Seengen; Franziska von Arx, Aarau; Ambros Von Arx-Lehner, Neuendorf; Gunther von Balthazar, Oberlunkhofen; Kaspar von Bergen-Bähler, Brienz BE; Reinhard von der Crone-End, Erlenbach ZH; Aloys & Claudia Von Graffenried-von Planta, Biglen; Roger von Gunten, Rorschacherberg; Angela von Känel, Kaufdorf; Margrit von Moos, Merlischachen; Marianne von Schulthess-Schweizer, Rheinfelden; Jürg Von Wartburg, Dürrenäsch; Doris Vontobel, Zug; Véronique Vouilloz, Martigny; Jean-Luc Vuilleumier, Colombier NE; René Vuilleumier, Penthaz; Christine Vullioud, Bussigny; Jean Waespe, Bussigny; Hans Waespi, Winterthur; Ruedi Wäger, Vandœuvres; Heinz & Elfriede Wagner-Dettwiler, Bubendorf; Peter & Brigitte Waibel-Frick, Arbon; Stefan Waldmeier, Muri AG; Daniel Wallach, Basel; Freddy Wallimann, Lungern; Gabi Walliser-Arnold, Luzern; Fredy & Silvia Walser-Cabalzar, Wald AR; Urs Walter, Winterthur; Hans Walter-Herzog, Dornach; Max & Eva Walter-Ott, Oberrieden; Jean Walthert, Neuenburg; Martin Walti, Zürich; Werner A. Wangler, Luzern; Henri Wannaz, Prilly; Hans & Patricia Warlies-Hess, Oberwil BL; Christina Warren & Lars Deutschländer, Bern; Erwin Waser, Pully; Erich Wasserfallen, Uetendorf; Stefan Wassmer, Basel; Franziska Weber, Oberlunkhofen; Roland Weber, Felben-Wellhausen; Ruth Weber, Petit-Lancy; Thomas Weber, Gelterkinden; Ursula Weber-Lanz, Neuhausen am Rheinfall; Rudolf Wechsler, Birsfelden; Willy & Therese Wegmann, Aathal-Seegräben; Friedrich Wegmann-Liechti, Volketswil; Erwin Wehrle-Lüthi, Zollikerberg; Peter Wehrli, Winterthur; Ruth Wehrli, Hedingen; Christoph Wehrmüller, Basel; Anna Weibel, Chur; Kurt Weilenmann, Therwil; Leo Weilenmann, Merenschwand; Ulrich J. Weis, Riva San Vitale; Michael Weiss, Wallisellen; Emmy Weiss-Lauber, Riehen; John Weissmann, Zürich; François Wenger, Neuenburg; Jean-Claude Wenger-Schrafl, Zumikon; Hans Wenk-Grob, Gattikon; Ruth Werder-Meier, Kappel SO; Ruth Wernli, Wangen bei Dübendorf; Klara Werren, Stans; Hubert Wey, Unterengstringen; Dominic Widler, Diessenhofen; Emmanuel Widmann, Sion; Bruno Widmer, Zürich; Wiederkehr AG, Buchrain; Andres & Verena Wiemken, Flüh; Robert Wild, Muri AG; Erich & Mariann Willi, Plons; Werner Williner-Aregger, Mettmenstetten; Jeannette Williner-Metzinger, Lausanne; Margrit Wirth-Bischof, Wald ZH; Bernhard Witschi, Büren an der Aare; Isabella Witschi, Bern; Luzia Wittlin, Basel; Walter Wittmer, Biberist; Heinz Wittwer, Basel; Rudolf & Elisabeth Witzig-Heller, Erlinsbach; Matthias Wohlgemuth, Neuhausen am Rheinfall; Fritz Wolf, Hedingen; Thomas Wolfangel-Schürch, Hittnau; Liza & Hanspeter Woodtli, Stettfurt; Werner Woodtli-Hunkeler, Lenzburg; Rolf Woodtli-Vögtli, Strengelbach; Robert Wüest, Birsfelden; Ruth Wullschleger-Lustenberger, Rüschlikon; Roger Würgler, Muhen; Karl Würz, Basel; Trix-Béatrice Wüthrich, Bern; Rudolf Wüthrich-Bienz, Uettligen; Paul Julian & Marietheres Wyser-Ulmann, Appenzell; Gabriela Wyss, Zürich; Simon Wyss-Honner, Zürich; Jürg & Cornelia Wyss-Imber, Bubendorf; André Wyss-Lönne, Thun; Muriel Zahn, Meilen; Christoph & Monique Zahn-Massot, Bern; Zahnarztpraxis Remo Loepfe, Zeiningen; Andrea G. Zanetti, Liebefeld; Werner Zanola-Streule, Zürich; Lore Zedi, Bolligen; Judith Zehnder, Winterthur; Marlene Zelger, Stans; Walter Zellweger, Zürich; Brigitte Zenger, Lütschental; Ernst Ziehli-Sutter, Bern; Peter Zigerlig, Dübendorf; Dominique Zillweger, Avenches; Brigitte Ziltener Gschwend, Wollerau; Antoinette Zimmermann, Luzern; Claire Zimmermann, Begnins; Erich Zimmermann, Wohlen AG; Max Zimmermann, Bern; Ernst Zimmermann-Jenny, Meilen; Monika Zingg, Effretikon; Robert Zingg-Blattner, Bonstetten; Richard Zmasek, Winterthur; Andrea Roberto Zoelly, Forch; Jean-Luc Zollinger, Romanel-sur-Lausanne; Rahel Zschokke Longridge, Zürich; Roland Zuber, Zeiningen; Daniel Zülle, Reinach AG; Arne & Cornelia Zumbach-Holzmann, Schötz; Angela Zumbühl, Horw; Christophe Zumstein, Schaffhausen; Eleonore Zürcher, Zug; Daniel Züst, Bern; Anna Zwahlen, Bönigen bei Interlaken; Jean Zwahlen, Genf; Josef Zwicker, Zürich; zahlreiche ungenannte Spenderinnen und Spender.

Wir bedanken uns bei allen ganz herzlich für die finanzielle Unterstützung!

Literaturverzeichnis

Basisliteratur

ABE **Lüps, P., R. Hauri, H. Herren, H. Märki & R. Ryser (1978):** Die Vogelwelt des Kantons Bern. Ornithol. Beob. Beiheft zu Band 75/1978 (Beiheft 4).

ABo1 **Jacoby, H., G. Knötzsch & S. Schuster (1970):** Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithol. Beob. Beiheft zu Band 67/1970 (Beiheft 1).

ABo2 **Schuster, S., V. Blum, H. Jacoby, G. Knötzsch, H. Leuzinger, M. Schneider, E. Seitz & P. Willi (1983):** Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

ABo3 **Heine, G., H. Jacoby, H. Leuzinger & H. Stark (1999):** Die Vögel des Bodenseegebietes. Vorkommen und Bestand der Brutvögel, Durchzügler und Wintergäste. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 14/15. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

ABW **Hölzinger, J. (1997):** Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.2, Passeriformes – Sperlingsvögel (2. Teil): Muscicapidae (Fliegenschnäpper) – Thraupidae (Ammertangaren). Ulmer, Stuttgart. – **Hölzinger, J. (1999):** Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.1, Passeriformes – Sperlingsvögel (1. Teil): Alaudidae (Lerchen) – Sylviidae (Zweigsänger). Ulmer, Stuttgart. – **Hölzinger, J. & M. Boschert (2001):** Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 2.2, Non-Passeriformes – Nicht-Sperlingsvögel (2. Teil): Tetraonidae (Rauhfusshühner) – Alcidae (Alken). Ulmer, Stuttgart. – **Hölzinger, J. & U. Mahler (2001):** Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 2.3, Non-Passeriformes – Nicht-Sperlingsvögel (3. Teil): Pteroclididae (Flughühner) – Picidae (Spechte). Ulmer, Stuttgart. – **Hölzinger, J. & H.-G. Bauer (2011):** Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 2.0, Non-Passeriformes – Nicht-Sperlingsvögel (1.1. Teil): Rheidae (Nandus) – Phoenicopteridae (Flamingos). Ulmer, Stuttgart. – **Bauer, H.-G. & J. Hölzinger (in Vorb.):** Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 2.1.1, Non-Passeriformes – Nicht-Sperlingsvögel (1.2. Teil): Anseriformes. Ulmer, Stuttgart.

AEn **Mattes, H., R. Maurizio & W. Bürkli (2005):** Die Vogelwelt im Oberengadin, Bergell und Puschlav. Ein Naturführer zur Avifauna in einem inneralpinen Gebiet. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

AGR **Meier-Zwicky, C. & H. Schmid (2010):** Die Vögel Graubündens. 4. korr. Aufl. Desertina, Chur.

AN1 **Schmid, H., M. Burkhardt, V. Keller, P. Knaus, B. Volet & N. Zbinden (2001):** Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz/L'évolution de l'avifaune en Suisse. Avifauna Report Sempach 1, Annex/annexe. Schweizerische Vogelwarte/Station ornithologique suisse, Sempach.

AtA **Dvorak, M., A. Ranner & H.-M. Berg (1993):** Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981–1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt, Wien.

AtBL **Blattner, M. & M. Kestenholz (1999):** Die Brutvögel beider Basel. Mitt. Nat.forsch. Ges. beider Basel 4. Naturforschende Gesellschaft beider Basel, Liestal.

AtBo **Bauer, H.-G., S. Werner et al. (in Vorb.):** Bodensee-Brutvogelatlas 2010–2012. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

AtCH0 **Knaus, P., R. Graf, J. Guélat, V. Keller, H. Schmid & N. Zbinden (2011):** Historischer Brutvogelatlas. Die Verbreitung der Schweizer Brutvögel seit 1950/Atlas historique des oiseaux nicheurs. La répartition des oiseaux nicheurs de Suisse depuis 1950. Schweizerische Vogelwarte/Station ornithologique suisse, Sempach.

AtCH1 **Schifferli, A., P. Géroudet & R. Winkler (1980):** Verbreitungsatlas der Brutvögel der Schweiz/Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse. Schweizerische Vogelwarte/Station ornithologique suisse, Sempach.

AtCH2 **Schmid, H., R. Luder, B. Naef-Daenzer, R. Graf & N. Zbinden (1998):** Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996/Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse. Distribution des oiseaux nicheurs en Suisse et au Liechtenstein en 1993–1996. Schweizerische Vogelwarte/Station ornithologique suisse, Sempach.

AtD **Gedeon, K., C. Grüneberg, A. Mitschke, C. Sudfeldt, W. Eikhorst, S. Fischer, M. Flade, S. Frick, I. Geiersberger, B. Koop, K. Bernd, M. Kramer, T. Krüger, N. Roth, T. Ryslavy, S. Stübing, S. R. Sudmann, R. Steffens, F. Vökler & K. Witt (2014):** Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.

AtF **Issa, N. & Y. Muller (2015):** Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale. Vol. 1: Des Anatidés aux Alcidés, Vol. 2: Des Ptéroclididés aux Embérizidés. LPO/SEOF/MNHN. Delachaux et Niestlé, Paris.

AtFL **Willi, G. (2018):** Brutvogelatlas des Fürstentums Liechtenstein. Ber. Bot.-Zool. Ges. Liecht.-Sargans-Werdenberg 41. Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sarganserland-Werdenberg, Vaduz.

AtFR **Cercle Ornithologique de Fribourg (1993):** Atlas des oiseaux nicheurs du canton de Fribourg et de la Broye vaudoise/Verbreitungsatlas der Brutvögel des Kantons Freiburg und des waadtländer Broyegebietes. Cercle Ornithologique de Fribourg, Fribourg.

AtGE **Lugrin, B., A. Barbalat & P. Albrecht (2003):** Atlas des oiseaux nicheurs du canton de Genève. Editions Nicolas Junod, Genève.

AtGB **Balmer, D. E., S. Gillings, B. J. Caffrey, R. L. Swann, I. S. Downie & R. J. Fuller (2013):** Bird Atlas 2007–11: the breeding and wintering birds of Britain and Ireland. BTO Books, Thetford.

AtNE **Mulhauser, B. & J.-D. Blant (2007):** Les oiseaux nicheurs du canton de Neuchâtel. Editions Muséum d'histoire naturelle, Neuchâtel, Editions de la Girafe, La Chaux-de-Fonds, et Nos Oiseaux, Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, Montmollin.

AtV **Kilzer, R., G. Willi & G. Kilzer (2011):** Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Bucher, Hohenems.

AtZH **Weggler, M., C. Baumberger, M. Widmer, Y. Schwarzenbach & R. Bänziger (2009):** Brutvogelbestände im Kanton Zürich 2008 und Veränderungen seit 1988. Schlussbericht. ZVS/BirdLife Zürich, Zürich.

AVD **Sermet, E. & P.-A. Ravussin (1996):** Les oiseaux du canton de Vaud. Nos Oiseaux, Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, La Chaux-de-Fonds.

BCH **Glutz von Blotzheim, U. N. (1962):** Die Brutvögel der Schweiz. Verlag Aargauer Tagblatt, Aarau.

ClimAt **Huntley, B., R. E. Green, Y. C. Collingham & S. G. Willis (2007):** A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.

EBBA1 **Hagemeijer, W. J. M. & M. J. Blair (1997):** The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance. Poyser, London.

EBCC **European Bird Census Council (EBCC) (2017):** Trends of common birds in Europe. 2017 update. http://www.ebcc.info/index.php?ID=631 (Stand: 2.2.2018).

HBW **del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie & E. de Juana (2017):** Handbook of the birds of the world Alive. Lynx Edicions, Barcelona. https://www.hbw.com (Stand: 22.11.2017).

HVM **Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer (1966–1997):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1–3 von K. M. Bauer & U. N. Glutz von Blotzheim bearbeitet, Bd. 4–7 von U. N. Glutz von Blotzheim, K. M. Bauer & E. Bezzel sowie Bd. 8–14 von U. N. Glutz von Blotzheim & K. M. Bauer. Mehrere Bände seither in der 2., durchges. Aufl. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden (bis 1982) bzw. Aula, Wiesbaden.

ID **Archiv der Schweizerischen Vogelwarte Sempach:** Beobachtung aus dem Archiv der Schweizerischen Vogelwarte Sempach (Informationsdienst), die bisher noch in keinem offiziellen Publikationsorgan in der hier wiedergegebenen Form publiziert wurde.

RLCH **Keller, V., A. Gerber, H. Schmid, B. Volet & N. Zbinden (2010):** Rote Liste Brutvögel. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Umwelt-Vollzug Nr. 1019. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

RLEU **BirdLife International (2015):** European Red List of birds. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.

VdS **Maumary, L., L. Vallotton & P. Knaus (2007):** Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Nos Oiseaux, Montmollin. **Maumary, L., L. Vallotton & P. Knaus (2007):** Les oiseaux de Suisse. Station ornithologique suisse, Sempach, et Nos Oiseaux, Montmollin.

Spezialliteratur

Abegg, B., S. Wegmann, M. Fehr, H.-P. Stutz, A. Hofmann & A. Keel (2005): Aktionsplan Lichte Wälder im Kanton Zürich. Baudirektion des Kantons Zürich, Abteilung Wald und Fachstelle Naturschutz, Zürich.

Abegg, M., U.-B. Brändli, F. Cioldi, C. Fischer, A. Herold-Bonardi, M. Huber, M. Keller, R. Meile, E. Rösler, S. Speich, B. Traub & B. Vidondo (2014a): Fourth national forest inventory – result tables and maps on the Internet for the NFI 2009–2013 (NFI4b). Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf. http://www.lfi.ch/resultate/ (Stand: 30.3.2018).

Abegg, M., U.-B. Brändli, F. Cioldi, C. Fischer, A. Herold-Bonardi, M. Huber, M. Keller, R. Meile, E. Rösler, S. Speich, B. Traub & B. Vidondo (2014b): Quarto inventario forestale nazionale – Tabelle e cartine dei risultati in internet IFN 2009–2013 (IFN4b). Istituto federale di ricerca WSL, Birmensdorf. http://www.lfi.ch/resultate/ (Stand: 30.3.2018).

Abegg, M., U.-B. Brändli, F. Cioldi, C. Fischer, A. Herold-Bonardi, M. Huber, M. Keller, R. Meile, E. Rösler, S. Speich, B. Traub & B. Vidondo (2014c): Quatrième inventaire forestier national suisse – tableaux et cartes des résultats de l'IFN 2009–2013 disponibles sur internet (IFN4b). Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf. http://www.lfi.ch/resultate/ (Stand: 30.3.2018).

Abegg, M., U.-B. Brändli, F. Cioldi, C. Fischer, A. Herold-Bonardi, M. Huber, M. Keller, R. Meile, E. Rösler, S. Speich, B. Traub & B. Vidondo (2014d): Viertes Schweizerisches Landesforstinventar – Ergebnistabellen und Karten im Internet zum LFI 2009–2013 (LFI4b). Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. http://www.lfi.ch/resultate/ (Stand: 30.3.2018).

Académies suisses des sciences (2016): Coup de projecteur sur le climat suisse. Etat des lieux et perspectives. 3e tirage. Swiss Academies Reports Vol. 11, N° 5. Académies suisses des sciences, Berne.

Aebischer, A. (2009): Der Rotmilan: ein faszinierender Greifvogel. Haupt, Bern.

Aebischer, A. & M. Antoniazza (1995): Verbreitung und Bestandsentwicklung des Rohrschwirls *Locustella luscinioides* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 92: 435–453.

Aebischer, A. & L. Broch (in Vorb.): L'histoire du Milan royal *Milvus milvus* dans le canton de Fribourg. Nos Oiseaux.

Aebischer, A. & A. Fasel (2010): Les 10 ans de «Max». Suivi à long terme d'une Cigogne blanche *Ciconia ciconia* par satellites. Nos Oiseaux 57: 165–179.

Aebischer, A. & D. Meyer (1998): Brutbiologie des Rohrschwirls *Locustella luscinioides* am Neuenburgersee. Ornithol. Beob. 95: 177–202.

Aebischer, A., P. Nyffeler, S. Koch & R. Arlettaz (2005): Jugenddispersion und Mortalität Schweizer Uhus *Bubo bubo.* Ein aktueller Zwischenbericht. Ornithol. Anz. 44: 197–200.

Aebischer, A., N. Perrin, M. Krieg, J. Studer & D. R. Meyer (1996): The role of territory choice, mate choice and arrival date on breeding success in the Savi's Warbler *Locustella luscinioides*. J. Avian Biol. 27: 143–152.

Aebischer, N. J. & J. A. Ewald (2004): Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. Ibis 146 (Suppl. 2): 181–191.

Aelvoet, P., C. Guyot, R. Graf & R. Spaar (2016): Biologie, Förderung und Schutz von Feldlerchenbeständen in der subalpinen und alpinen Stufe der Schweiz. Methodenbeschreibung und Resultate aus dem Pilotjahr 2016 am Schamserberg (GR). Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

AG Eulen (2017): Eulen und Nisthilfen. Positionspapier der AG Eulen zu Nisthilfen für Eulen. Genehmigt von der Mitgliederversammlung am 29.10.2016 im Kloster Schöntal. Eulen-Rundblick 67: 96–97.

Agristat (2016): Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung/Statistiques et évaluations concernant l'agriculture et l'alimentation. Schweizer Bauernverband/Union Suisse des Paysans, Brugg.

Ahola, M. P., T. Laaksonen, T. Eeva & E. Lehikoinen (2007): Climate change can alter competitive relationships between resident and migratory birds. J. Anim. Ecol. 76: 1045–1052.

Aistleitner, C., G. Puchberger & M. Brader (2015): Sumpfohreulen (*Asio flammeus*) als Vermehrungsgäste in Oberösterreich. Vogelkdl. Nachr. Oberösterr. – Nat.schutz aktuell 23: 31–41.

Akademien der Wissenschaften Schweiz (2016): Brennpunkt Klima Schweiz. Grundlagen, Folgen und Perspektiven. 3. Aufl. Swiss Academies Reports Vol. 11, Nr. 5. Akademien der Wissenschaften Schweiz, Bern.

Albegger, E. & L. Khil (2016): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 2012–2014. 9. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 54: 118–144.

Albegger, E., O. Samwald, H. W. Pfeifhofer, S. Zinko, J. Ringert, P. Kolleritsch, M. Tiefenbach, C. Neger, J. Feldner, J. Brandner, F. Samwald & W. Stani (2015): Avifauna Steiermark – Die Vögel der Steiermark. BirdLife Österreich – Landesgruppe Steiermark, Graz.

Albrecht, L., R. Geiser, W. Neuerburg & J. Rauh (1988): Das Naturwaldreservat «Wettersteinwald». Jahrb. Ver. Schutz Bergwelt 53: 87–105.

Albrecht, P. (1996): Première nidification en Suisse du Goéland leucophée (*Larus cachinnans*) sur un bâtiment. Nos Oiseaux 43: 302.

Alder, D. & S. Marsden (2010): Characteristics of feeding-site selection by breeding Green Woodpeckers *Picus viridis* in a UK agricultural landscape. Bird Study 57: 100–107.

Aletti, R. & M. Carabella (2015): Check-list degli uccelli della provincia di Varese. Lista completa commentata e illustrata. Quaderni del GIO 2. Gruppo Insubrico di Ornitologia, Clivio.

Allgaier Leuch, B., K. Streit & P. Brang (2017a): Der Schweizer Wald im Klimawandel: Welche Entwicklungen kommen auf uns zu? Merkblatt für die Praxis 59. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.

Allgaier Leuch, B., K. Streit & P. Brang (2017b): La forêt suisse face aux changements climatiques: quelles évolutions attendre? Notice pour le praticien 59. Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf.

Almasi, B., P. Béziers, A. Roulin & L. Jenni (2015): Agricultural land use and human presence around breeding sites increase stress-hormone levels and decrease body mass in barn owl nestlings. Oecologia 179: 89–101.

Altwegg, R., A. Roulin, M. Kestenholz & L. Jenni (2003): Variation and covariation in survival, dispersal, and population size in barn owls *Tyto alba*. J. Anim. Ecol. 72: 391–399.

Altwegg, R., A. Roulin, M. Kestenholz & L. Jenni (2006): Demographic effects of extreme winter weather in the barn owl. Oecologia 149: 44–51.

Amann, F. (1954): Neuere Beobachtungen an Weiden- und Alpenmeisen, *Parus atricapillus*, mit vergleichenden Angaben über die Nonnenmeise, *Parus palustris*. Ornithol. Beob. 51: 104–109.

Amrhein, V., H. P. Kunc, R. Schmidt & M. Naguib (2007): Temporal patterns of territory settlement and detectability in mated and unmated Nightingales *Luscinia megarhynchos*. Ibis 149: 237–244.

Amrhein, V. & D. Zwygart (2004): Bestand und Verpaarungsstatus von Nachtigallen *Luscinia megarhynchos* im elsässischen Rheintal bei Basel. Ornithol. Beob. 101: 19–24.

Anderegg, K. (1969): Brut der Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* im Kaltbrunnerried. Ornithol. Beob. 66: 156–163.

Anderegg, K. (1989): Erste Brut der Eiderente *Somateria mollissima* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 86: 173–175.

Anger, F. & M. Förschler (2016): Der Erlenzeisig *Carduelis spinus* während des Fichtensamen-Gradationsjahres 2015 im Nordschwarzwald. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 32: 39–44.

Anthes, N., M. Boschert & J. Daniels-Trautner (2017): Verbreitung und Bestandsentwicklung der Grauammer *Emberiza calandra* in Baden-Württemberg. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 33: 27–44.

Anthes, N., R. Gastel & P.-C. Quetz (2003): Bestand und Habitatwahl einer Ackerpopulation der Schafstelze (*Motacilla f. flava*) im Landkreis Ludwigsburg, Nordwürttemberg. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 18: 347–361.

Antoniazza, M. (2014): Suivi des oiseaux nicheurs de la Grande Cariçaie. Recensements 2013. Association de la Grande Cariçaie, Cheseaux-Noréaz.

Antoniazza, M. (2016a): Suivi des oiseaux nicheurs de la Grande Cariçaie. Recensements 2015. Association de la Grande Cariçaie, Cheseaux-Noréaz.

Antoniazza, M. (2018): Suivi des oiseaux nicheurs de la Grande Cariçaie. Recensements 2016. Association de la Grande Cariçaie, Cheseaux-Noréaz.

Antoniazza, M. (in Vorb.): Bilan des recensement ornithologiques jusqu'en 2015. Association de la Grande Cariçaie, Cheseaux-Noréaz.

Antoniazza, M., C. Clerc, C. Le Nédic, T. Sattler & G. Lavanchy (2018): Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. Biodivers. Conserv. 27: 749–763.

Antoniazza, M. & R. Lévêque (1977): La Mésange à moustache (*Panurus biarmicus*), une nouvelle espèce nicheuse de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 34: 93–110.

Antoniazza, M. & A. Maillefer (2001): Influence du fauchage des marais sur la répartition et la densité des oiseaux nicheurs de la Grande Cariçaie. S. 53–72 in: P.-A. Ravussin, A. Barbalat, P. Beaud, O. Biber, L. Maumary, S.-P. Parrat & B. Posse (Hrsg.): Agir pour les oiseaux. Actes du 39e Colloque interrégional d'ornithologie, Yverdon-les-Bains (Suisse), 1999. Nos Oiseaux, suppl. 5. Nos Oiseaux, Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, La Chaux-de-Fonds.

Antoniazza, S. (2015): Chronique ornithologique romande: Printemps-été et nidifications en 2014. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 62: 33–54.

Antoniazza, S. (2016b): Chronique ornithologique romande: Printemps-été et nidifications 2015. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 63: 49–72.

Antoniazza, S. (2017): Chronique ornithologique romande: Printemps-été et nidifications 2016. Nos Oiseaux 64: 20–39.

Apolloni, N., P. Aeby, G. Hauser & I. Henry (2018a): Alouette lulu dans le Jura suisse 2016/2017. Situation actuelle et évolution depuis les recensements 2004/2005. Station ornithologique suisse, Sempach.

Apolloni, N., M. U. Grüebler, R. Arlettaz, T. K. Gottschalk & B. Naef-Daenzer (2018b): Habitat selection and range use of little owls in relation to habitat patterns at three spatial scales. Anim. Conserv. 21: 65–75.

Apolloni, N., M. Lanz, S. Birrer & R. Spaar (2017): Intensification des pâturages maigres et pâturages boisés dans la chaîne jurassienne. Pratique et réglementation du girobroyage. Station ornithologique suisse, Sempach.

Arbeiter, S., M. Schulze, P. Tamm & S. Hahn (2016): Strong cascading effect of weather conditions on prey availability and annual breeding performance in European bee-eaters *Merops apiaster*. J. Ornithol. 157: 155–163.

Arbeitsgruppe Seltene Brutvögel Baden-Württemberg (2017): Seltene Brutvögel in Baden-Württemberg 2016. 2. Bericht der Arbeitsgruppe Seltene Brutvögel in Baden-Württemberg (SBBW). Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 33: 81–113.

Arlettaz, R. (1990): La population relictuelle du Hibou petit-duc, *Otus scops*, en Valais central: dynamique, organisation spatiale, habitat et protection. Nos Oiseaux 40: 321–343.

Arlettaz, R. (1993): Une aire de faucon crécerelle *Falco tinnunculus* à 2850 m dans les Alpes valaisannes (Suisse). Alauda 61: 198–199.

Arlettaz, R., M. Krähenbühl, B. Almasi, A. Roulin & M. Schaub (2010a): Wildflower areas within revitalized agricultural matrices boost small mammal populations but not breeding Barn Owls. J. Ornithol. 151: 553–564.

Arlettaz, R., A. Lugon, A. Sierro, P. Werner, M. Kéry & P.-A. Oggier (2011): River bed restoration boosts habitat mosaics and the demography of two rare non-aquatic vertebrates. Biol. Conserv. 144: 2126–2132.

Arlettaz, R., M. L. Maurer, P. Mosimann-Kampe, S. Nusslé, F. Abadi, V. Braunisch & M. Schaub (2012): New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks. J. Ornithol. 153: 229–238.

Arlettaz, R., S. Nusslé, M. Baltic, P. Vogel, R. Palme, S. Jenni-Eiermann, P. Patthey & M. Genoud (2015): Disturbance of wildlife by outdoor winter recreation: allostatic stress response and altered activity-energy budgets. Ecol. Appl. 25: 1197–1212.

Arlettaz, R., P. Patthey, M. Baltic, T. Leu, M. Schaub, R. Palme & S. Jenni-Eiermann (2007): Spreading free-riding snow sports represent a novel serious threat for wildlife. Proc. R. Soc. Lond. B 274: 1219–1224.

Arlettaz, R., M. Schaad, T. S. Reichlin & M. Schaub (2010b): Impact of weather and climate variation on Hoopoe reproductive ecology and population growth. J. Ornithol. 151: 889–899.

Arlettaz, R., M. Schaub, J. Fournier, T. S. Reichlin, A. Sierro, J. E. M. Watson & V. Braunisch (2010c): From publications to public actions: when conservation biologists bridge the gap between research and implementation. BioScience 60: 835–842.

Arn-Willi, H. (1960): Biologische Studien am Alpensegler. Mitt. Nat.forsch. Ges. Kanton Solothurn 19. Vogt-Schild, Solothurn.

Artmann-Graf, G. (2017a): Heuschrecken in der zentralen Nordwestschweiz gestern und heute. Verbreitungsatlas und Monitoring. VVS/BirdLife Solothurn, Hägendorf.

Artmann-Graf, G. (2017b): Schnaken (Tipulidae). http://www.oekart.ch/verbreitungskarten/verbreitungskarten-insekten/fliegen-und-muecken-diptera/schnaken-tipulidae/ (Stand: 29.12.2017).

Aschwanden, J. (2004): Bedeutung von Kleinsäugern in ökologischen Ausgleichsflächen als Nahrung für die Waldohreule *Asio otus* und den Turmfalken *Falco tinnunculus* im Wauwiler Moos (Kanton Luzern). Diplomarbeit, Universität Zürich.

Aschwanden, J., S. Birrer & L. Jenni (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? J. Ornithol. 146: 279–286.

Aschwanden, J. & F. Buner (2006): Ökologische Ausgleichsflächen, Kleinsäuger, Turmfalken *Falco tinnunculus* und Waldohreulen *Asio otus*. Ornithol. Beob. 103: 57–58.

Aschwanden, J., O. Holzgang & L. Jenni (2007): Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. Wildl. Biol. 13: 150–158.

Assandri, G., G. Bogliani, P. Pedrini & M. Brambilla (2016): Diversity in the monotony? Habitat traits and management practices shape avian communities in intensive vineyards. Agric. Ecosyst. Environ. 223: 250–260.

Assandri, G., G. Bogliani, P. Pedrini & M. Brambilla (2017): Assessing common birds' ecological requirements to address nature conservation in permanent crops: Lessons from Italian vineyards. J. Environ. Manage. 191: 145–154.

Assandri, G. & M. Morganti (2015): Is the Spectacled Warbler *Sylvia conspicillata* expanding northward because of climate warming? Bird Study 62: 126–131.

Auenberatungsstelle Bern und Yverdon-les-Bains (2001–2008): Auendossier: Faktenblätter. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Awa II, T., T. A. Evaristus, R. C. Whytock, T. Guilain & J. Mallord (2018): Habitat characteristics of wintering Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* in the Centre Region of Cameroon: conservation implications. Ostrich 89: 19–24.

Ayé, R., E. Bernardi, W. Christen, P. Horch, L. Hüppin, M. Jenny, B. Lugrin, P. Mosimann-Kampe, W. Müller, B. Posse, P. Rapin, H. Schmid, Y. Schwarzenbach, R. Spaar, S. Strebel & J.-L. Zollinger (2013): Bestand der Grauammer *Emberiza calandra* in der Schweiz 2009–2011 und Schwerpunktgebiete für ihre Förderung. Ornithol. Beob. 110: 465–474.

Ayé, R., V. Keller, W. Müller, R. Spaar & N. Zbinden (2011): Révision 2010 de la liste rouge et des espèces prioritaires de Suisse. Nos Oiseaux 58: 67–84.

Ayé, R., H. Schmid, W. Müller & M. Schuck (2017): Gesucht: ruhige Auen. Ornis 2017/2: 34–37.

Baccetti, N., G. Fracasso & C. Gotti (2014): La lista CISO-COI degli uccelli italiani – Parte seconda: le specie naturalizzate (cat. C) e le categorie «di servizio» (cat. D, E, X). Avocetta 38: 1–21.

Bachmann, S., B. Haller, R. Lötscher, U. Rehsteiner, R. Spaar & C. Vogel (2008a): Guide de promotion de l'hirondelle de rivage en Suisse. Conseils pratiques pour la gestion des colonies dans les carrrières et la construction de parois de nidification. Fondation Paysage et Gravier, Uttigen, Association Suisse de l'industrie des Graviers et du Béton, Bern, Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Cudrefin, et Station ornithologique suisse, Sempach.

Bachmann, S., B. Haller, R. Lötscher, U. Rehsteiner, R. Spaar & C. Vogel (2008b): Leitfaden zur Förderung der Uferschwalbe in der Schweiz. Praktische Tipps zum Umgang mit Kolonien in Abbaustellen und zum Bau von Brutwänden. Stiftung Landschaft und Kies, Uttigen, Fachverband der Schweizerischen Kies- und Betonindustrie, Bern, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

BAFU (2017a): Biodiversität in der Schweiz: Zustand und Entwicklung. Ergebnisse des Überwachungssystems im Bereich Biodiversität, Stand 2016. Umwelt-Zustand Nr. 1630. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU (2017b): Jahrbuch Wald und Holz 2017. Umwelt-Zustand Nr. 1718. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU & BLW (2008): Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen Nr. 0820. Bundesamt für Umwelt (BAFU) und Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

BAFU & BLW (2016): Umweltziele Landwirtschaft. Statusbericht 2016. Umwelt-Wissen Nr. 1633. Bundesamt für Umwelt (BAFU) und Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

Baiker, N. (2015): Brutbiologie & Populationsdynamik (1989–2014) des Flussregenpfeifers im St. Galler Rheintal. Bachelorarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil.

Balmford, A., J. Beresford, J. Green, R. Naidoo, M. Walpole & A. Manica (2009): A global perspective on trends in nature-based tourism. PLoS Biol. 7: e1000144.

Bani, L., M. Luppi & V. Orioli (2014): Monitoraggio dell'avifauna nidificante in Lombardia, 1992–2014. Unità per la Conservazione della Biodiversità, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio e di Scienze della Terra, Università degli Studi di Milano-Bicocca, Milano.

Banks, A. N., L. J. Wright, I. M. D. Maclean, C. Hann & M. M. Rehfisch (2008): Review of the status of introduced non-native waterbird species in the area of the African-Eurasian Waterbird Agreement: 2007 update. British Trust for Ornithology, Thetford.

Banks, P. B. & J. V. Bryant (2007): Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. Biol. Lett. 3: 611–613.

Barbalat, A. (2013): Quinze ans d'expansion du Corbeau freux *Corvus frugilegus* dans le bassin genevois. Nos Oiseaux 60: 61–68.

Barbalat, A. & D. Juat (in Vorb.): Situation de l'Alouette lulu *Lullula arborea* nicheuse dans le canton de Genève. Nos Oiseaux.

Barbalat, A. & B. Piot (2009): Progression récente du Pic mar *Dendrocopos medius* dans le bassin genevois. Nos Oiseaux 56: 87–98.

Barbet-Massin, M., W. Thuiller & F. Jiguet (2012): The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. Glob. Chang. Biol. 18: 881–890.

Barras, A. G. (2016): Foraging habitat selection by Ring Ouzels *Turdus torquatus* in alpine timberline ecosystems: building the evidence for species conservation management. Masterarbeit, Universität Bern.

Barthélemy, É. (2015): Atlas des oiseaux nicheurs de Marseille. Delachaux et Niestlé, Paris.

Bashta, A.-T. (2007): Der Einfluss standortfremden Fichtenanbaus auf die Vogelgemeinschaften einer montanen Waldregion in den Ostkarpaten. Ornithol. Beob. 104: 209–216.

Bassi, E., E. Viganò & G. Scieghi (2014): New breeding of the Eurasian Dotterel, *Eudromias morinellus*, in the Italian Alps. Riv. ital. Ornitol. 84: 5–10.

Bassin, P., C. Huber & M. Zuber (1984): Beitrag zur Ernährung des Raubwürgers (*Lanius excubitor*) in der Nordwestschweiz (Ajoie, Kanton Jura). Jahrb. Nat.hist. Mus. Bern 8: 217–230.

Bastian, A., H.-V. Bastian, W. Fiedler, J. Rupp, I. Todte & J. Weiss (2013): Der Bienenfresser (*Merops apiaster*) in Deutschland – eine Erfolgsgeschichte. Fauna Flora Rheinl.-Pfalz 12: 861–894.

Baudraz, M., M. Antoniazza, C. Clerc, A. Gander & C. Le Nédic (2014): Plan de gestion des réserves naturelles de la rive sud du lac de Neuchâtel. Association de la Grande Cariçaie, Cheseaux-Noréaz.

Bauer, H.-G. (2013): Zur Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung von «Alpenmeise» und «Weidenmeise». Vogelwarte 51: 200–204.

Bauer, H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. 2., vollständig überarb. Aufl. Aula, Wiebelsheim.

Bauer, H.-G., M. Boschert, M. I. Förschler, J. Hölzinger, M. Kramer & U. Mahler (2016a): Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs. 6. Fassung. Stand 31.12.2013. Naturschutz-Praxis Artenschutz 11: 1–239.

Bauer, H.-G., M. Boschert & J. Hölzinger (1995): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 5, Atlas der Winterverbreitung. Ulmer, Stuttgart.

Bauer, H.-G., W. Fiedler, G. Heine & I. Seier (2011): Bestandsdynamik, Verbreitung und Brutbiologie der Rostgans *Tadorna ferruginea* an Bodensee und Hochrhein – negative Auswirkungen auf einheimische Vogelarten? Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 27: 103–121.

Bauer, H.-G., O. Geiter, S. Homma & F. Woog (2016b): Vogelneozoen in Deutschland – Revision der nationalen Statuseinstufungen. Vogelwarte 54: 165–179.

Bauer, H.-G. & F. Woog (2008): Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. Vogelwarte 46: 157–194.

Baumann, N. (2003): Wirkungen von Flussgerinneaufweitungen auf Vögel der Uferpionierstandorte – insbesondere Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*) und Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*). Diplomarbeit, Universität Basel.

Baumann, N. (2005): Neue Forschungsergebnisse zum Erfolg von Flussaufweitungen: Der Natur den Lauf lassen. Ornis 2005/5: 10–13.

Bausch, T., R. Ludwigs & S. Meier (2016): Winter tourism and climate change: Impacts and adaptation strategies. University of Applied Sciences, Department of Tourism, Munich.

Bayly, N. J., S. J. R. Rumsey & J. A. Clark (2011): Crossing the Sahara desert: migratory strategies of the Grasshopper Warbler *Locustella naevia*. J. Ornithol. 152: 933–946.

Beale, C. M., I. J. Burfield, I. M. W. Sim, G. W. Rebecca, J. W. Pearce-Higgins & M. C. Grant (2006): Climate change may account for the decline in British ring ouzels Turdus torquatus. J. Anim. Ecol. 75: 826–835.

Bearhop, S., W. Fiedler, R. W. Furness, S. C. Votier, S. Waldron, J. Newton, G. J. Bowen, P. Berthold & K. Farnsworth (2005): Assortative mating as a mechanism for rapid evolution of a migratory divide. Science 310: 502–504.

Beaud, M. (2001): Quelques expériences dans le domaine de la protection de la Sterne pierregarin *Sterna hirundo* en période de nidification. S. 73–80 in: P.-A. Ravussin, A. Barbalat, P. Beaud, O. Biber, L. Maumary, S.-P. Parrat & B. Posse (Hrsg.): Agir pour les oiseaux. Actes du 39e Colloque interrégional d'ornithologie, Yverdon-les-Bains (Suisse), 1999. Nos Oiseaux, suppl. 5. Nos Oiseaux, Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, La Chaux-de-Fonds.

Beaud, M. (2010): Le Martinet noir *Apus apus*, nicheur rupestre dans les parois de molasse de la Sarine (Fribourg, Suisse). Récapitulation des nicheurs en sites naturels dans l'ensemble de la Suisse. Nos Oiseaux 57: 265–276.

Beaud, M. (2017): Comment éloigner les Goélands leucophées *Larus michahellis* des plateformes de nidification et harmoniser une colonie mixte de Sternes pierregarins *Sterna hirundo* et de Mouettes rieuses *Larus ridibundus*. Nos Oiseaux 64: 105–110.

Beaud, P. & E. Beaud (2018): Les oiseaux nicheurs de la commune de Haut-Intyamon en Gruyère (Albeuve – Lessoc – Montbovon – Meirivue). Cercle Ornithologique de Fribourg, Fribourg.

Beaud, P., F. Manuel & E. Beaud (1995): Les oiseaux du Pays-d'Enhaut. Atlas des oiseaux nicheurs. Nos Oiseaux, Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, La Chaux-de-Fonds.

Beliard, J.-M. & D. Tissier (2014): Grimpereau des bois et Grimpereau des jardins, identification, statut et répartition dans le Rhône et Lyon Métropole. L'Effraie 41: 4–22.

Bellebaum, J. (2002): Ein «Problemvogel» bekommt Probleme: Bestandsentwicklung der Lachmöwe *Larus ridibundus* in Deutschland 1963–1999. Ergebnisse einer Erhebung des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten 1999. Vogelwelt 123: 189–201.

Bellebaum, J., C. Grüneberg & J. Karthäuser (2016): Status und Bestandstrend des Wachtelkönigs *Crex crex* in Deutschland. Vogelwelt 136: 113–119.

Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr & U. Mammen (2013): Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. J. Nat. Conserv. 21: 394–400.

Bengtsson, J., J. Ahnström & A.-C. Weibull (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. J. Appl. Ecol. 42: 261–269.

Berg, Å. & T. Pärt (1994): Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. Ecography 17: 147–152.

Berger-Flückiger, A., P. Horch & O. Biber (2008a): Régression et disparition d'une population de Tariers des prés *Saxicola rubetra* sur le plateau de Diesse (Jura bernois, Suisse) entre 1972 et 2007. Nos Oiseaux 55: 99–108.

Berger-Flückiger, A., M. Kéry, O. Biber & P. Horch (2008b): Evolution de l'avifaune nicheuse du plateau de Diesse (Jura bernois) entre 1972 et 2000. Nos Oiseaux 55: 83–98.

Berger-Flückiger, A., J. Laesser & P. Horch (2010): Evolution de deux populations de Tariers des prés *Saxicola rubetra* dans les Préalpes de Suisse occidentale. Nos Oiseaux 57: 177–194.

Bergmann, F. (1999): Langfristige Zunahme früher Bruten beim Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) in einem südwestdeutschen Untersuchungsgebiet. J. Ornithol. 140: 81–86.

Bernasconi, A., A. Perrenoud & O. Schneider (2001a): Guide pratique. Grand Tétras et Gélinotte des bois: protection dans la planification forestière régionale. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne.

Bernasconi, A., A. Perrenoud & O. Schneider (2001b): Praxishilfe Auerhuhn und Haselhuhn: ihr Schutz in der regionalen Waldplanung. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Berndt, R. K. & B. Struwe-Juhl (2004): Warum geht der Brutbestand des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) in Schleswig-Holstein zurück? Corax 19: 281–301.

Bernet, D. (1997): Brutvogelkartierung eines voralpinen Wirtschaftswaldes. Ökologische Studie als Beitrag zum Entscheid über die künftige Bewirtschaftung standörtlich schwieriger Bestände. Ornithol. Beob. 94: 233–256.

Béziers, P. & A. Roulin (2016): Double brooding and offspring desertion in the barn owl (*Tyto alba*). J. Avian Biol. 47: 235–244.

Bezzel, E., I. Geiersberger, G. von Lossow & R. Pfeifer (2005): Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Ulmer, Stuttgart.

BFS, ARE, DEZA & BAFU (2016): Nachhaltige Entwicklung. Taschenstatistik 2016. Nachhaltige Entwicklung, regionale und internationale Disparitäten 734-1600. Bundesamt für Statistik (BFS), Bundesamt für Raumentwicklung (ARE), Direktion

für Entwicklung und Zusammenarbeit (DEZA) und Bundesamt für Umwelt (BAFU), Neuchâtel.

Biber, O. (1984): Bestandesaufnahmen von elf gefährdeten Vogelarten in der Schweiz. Ornithol. Beob. 81: 1–28.

Biber, O. (1993a): Angebot und Nutzung der Hecken und Gebüsche als Nistorte der Goldammer *Emberiza citrinella* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft (Schweizer Mittelland). Ornithol. Beob. 90: 115–132.

Biber, O. (1993b): Raumnutzung der Goldammer *Emberiza citrinella* für die Nahrungssuche zur Brutzeit in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft (Schweizer Mittelland). Ornithol. Beob. 90: 283–296.

Biber, O., M. Moritzi & R. Spaar (2003): Der Weissstorch *Ciconia ciconia* in der Schweiz – Bestandsentwicklung, Altersaufbau und Bruterfolg im 20. Jahrhundert. Ornithol. Beob. 100: 17–32.

Billinger, K. (2004): Erste erfolgreiche Bruten des Seidenreihers (*Egretta garzetta*) am unteren Inn (Oberösterreich) 2003. Egretta 47: 151–154.

Biollaz, F., B. Posse, S. Denis, B. Gabbud, N. Jordan, S. Mettaz, B. Michellod & R. Arlettaz (2011): Premières reproductions du Gypaète barbu *Gypaetus barbatus* en Valais depuis son extermination à la fin du XIXe siècle. Nos Oiseaux 58: 3–12.

Biollaz, F. & M. Schaad (2017a): Bartgeier (*Gypaetus barbatus*) 2016: Monitoring Brutpaare und Einzelvögel in den Westschweizer Alpen. Bartgeiernetzwerk Westschweiz, Stiftung Pro Bartgeier, Mase und Bern.

Biollaz, F. & M. Schaad (2017b): Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) 2016: Monitoring et reproduction dans les Alpes de Suisse occidentale. Réseau Gypaète Suisse occidentale, Stiftung Pro Bartgeier, Mase et Berne.

Biondo, M. (1998): Intraspezifische Aggressionen, Populations- und Nahrungsökologie der Dohle *Corvus monedula* in Murten, Kanton Freiburg. Ornithol. Beob. 95: 203–220.

BirdLife International (2016a): *Crex crex*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22692543A86147127. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22692543A86147127.en (Stand: 28.11.2017).

BirdLife International (2016b): *Spatula querquedula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22680313A86016410. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22680313A86016410.en (Stand: 30.9.2017).

BirdLife International (2017a): European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. BirdLife International, Cambridge.

BirdLife International (2017b): Handbook of the Birds of the World and BirdLife International digital checklist of the birds of the World. Version 9.1. http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/BirdLife_Checklist_Version_91.zip (Stand: 16.9.2017).

BirdLife International (2017c): Species factsheet: *Aegithalos caudatus*. http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/long-tailed-tit-aegithalos-caudatus (Stand: 16.12.2017).

BirdLife International (2017d): Species factsheet: *Passer italiae*. http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/italian-sparrow-passer-italiae (Stand: 12.12.2017).

BirdLife Schweiz & Stiftung Landschaftsschutz Schweiz SL (2017): Zustand der national bedeutenden Moore der Schweiz 2017. 30 Jahre Rothenthurm-Abstimmung. Ein Kurzanalyse. BirdLife Schweiz, Zürich, und Stiftung Landschaftsschutz Schweiz SL, Bern.

Birrer, S. (1991): Besiedlung der Schweiz durch die Reiherente *Aythya fuligula* bis 1990. Ornithol. Beob. 88: 321–335.

Birrer, S. (2001): Waldohreulen in der Reussebene. Jahresber. Stiftung Reusstal 2001: 56–57.

Birrer, S. (2014): Reaktion der Waldohreule *Asio otus* auf Klangattrappen – Konsequenzen für Bestandsaufnahmen. Vogelwarte 52: 111–117.

Birrer, S. (2017): Bestand der Waldohreule in der Umgebung des Wauwiler Moos LU. Unveröffentlichter Bericht.

Birrer, S. & R. Graf (2016): Wiesenbewässerung in den Alpen und ihr Einfluss auf die Vogelwelt. Monticola 108: 51–61.

Birrer, S., M. Jenny, F. Korner-Nievergelt, K. Meichtry-Stier, L. Pfiffner, J. Zellweger-Fischer & J.-L. Zollinger (2013a): Ökologische Vorrangflächen fördern Kulturlandvögel. Julius Kühn-Archiv 442: 138–150.

Birrer, S. & F. X. Kaufmann (2014): Dornröschen, wach auf! Ornis 2014/4: 15–17.

Birrer, S., L. Kohli & M. Spiess (2007a): Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturland-Vogelarten im Mittelland? Ornithol. Beob. 104: 189–208.

Birrer, S., P. Mosimann-Kampe, M. Nuber, S. Strebel & N. Zbinden (2013b): Ökologischer Ausgleich und Brutvögel – das Beispiel Grosses Moos 1997–2009. Ornithol. Beob. 110: 475–494.

Birrer, S., P. Mosimann-Kampe & S. Strebel (2016): Brutvogelmonitoring Grosses Moos. Bericht 2016. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Birrer, S., P. Mosimann-Kampe & S. Strebel (2018): Brutvogelmonitoring Grosses Moos. Bericht 2017. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Birrer, S. & R. Oppermann (2012): Recreating HNV farmland and improving nature value – farmers taking over new challenges in central Europe. S. 484–490 in: R. Oppermann, G. Beaufoy & G. Jones (Hrsg.): High nature value farming in Europe. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher.

Birrer, S. & H. Schmid (1989): Verbreitung und Brutbestand des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in der Schweiz 1985–1988. Ornithol. Beob. 86: 145–154.

Birrer, S., M. Spiess, F. Herzog, M. Jenny, L. Kohli & B. Lugrin (2007b): The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. J. Ornithol. 148 (Suppl. 2): S295–S303.

Birrer, S., J. Zellweger-Fischer, S. Stöckli, F. Korner-Nievergelt, O. Balmer, M. Jenny & L. Pfiffner (2014): Biodiversity at the farm scale: A novel credit point system. Agric. Ecosyst. Environ. 197: 195–203.

Birrer, S., J.-L. Zollinger, M. Jenny, F. Korner-Nievergelt & N. Zbinden (2012): Gibt es ein optimales Alter von Buntbrachen?/Quel est l'âge optimal d'une jachère? N+L Inside 3/12: 14–18.

Blackburn, E. & W. Cresswell (2016): High within-winter and annual survival rates in a declining Afro-Palaearctic migratory bird suggest that wintering conditions do not limit populations. Ibis 158: 92–105.

Blattner, M. (1998): Der Arealschwund des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in der Nordwestschweiz. Ornithol. Beob. 95: 11–38.

Blattner, M. & A. Perrenoud (2001a): Gélinotte des bois et gestion de la forêt. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne.

Blattner, M. & A. Perrenoud (2001b): Haselhuhn und Waldbewirtschaftung. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Blondel, J. (1979): Biogéographie et écologie. Synthèse sur la structure, la dynamique et l'évolution des peuplements de vertébrés terrestres. Collection d'écologie 15. Masson, Paris.

Blum, V., K. Müller & A. Schönenberger (1977): Rotfussfalkenbrut im Vorarlberger Rheintal. Ornithol. Beob. 74: 198–200.

BLW (2000): Agrarbericht 2000. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

BLW (2016): Agrarbericht 2016. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

BLW (2017): Agrarbericht 2017. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

Boano, G., A. Bonardi & F. Silvano (2004): Nightingale *Luscinia megarhynchos* survival rates in relation to Sahel rainfall. Avocetta 28: 77–85.

Boatman, N. D., N. W. Brickle, J. D. Hart, T. P. Milsom, A. J. Morris, A. W. A. Murray, K. A. Murray & P. A. Robertson (2004): Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. Ibis 146 (Suppl. 2): 131–143.

Bobbink, R., K. Hicks, J. Galloway, T. Spranger, R. Alkemade, M. Ashmore, M. Bustamante, S. Cinderby, E. Davidson & F. Dentener (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis. Ecol. Appl. 20: 30–59.

Bocca, M. & G. Maffei (2000): Nidification de la Fauvette passerinette, *Sylvia cantillans*, en Vallée d'Aoste (Alpes occidentales italiennes). Riv. ital. Ornitol. 70: 115–120.

Bocca, M. & G. Maffei (2010): Check-list degli uccelli della Valle d'Aosta aggiornata al dicembre 2009. Rev. Valdôtaine Hist. Nat. 64: 61–74.

Boele, A. (2012): De Steltkluut als broedvogel in Nederland in 1990–2011. Limosa 85: 68–72.

Boele, A., F. Hustings, J. van Bruggen, K. Koffijberg, J.-W. Vergeer, C. Plate & T. van der Meij (2015): Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 2012 en 2013. Limosa 88: 173–191.

Boele, A., F. Hustings, J. van Bruggen, A. van Dijk, J.-W. Vergeer & C. Plate (2014): Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 2010 en 2011. Limosa 87: 1–19.

Boele, A., J. van Bruggen, A. van Dijk, F. Hustings, J.-W. Vergeer, L. Ballering & C. Plate (2012): Broedvogels in Nederland in 2010. SOVON-rapport 2012/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Boele, A., A. van Dijk, F. Hustings, J. van Bruggen, K. Koffijberg, J.-W. Vergeer & C. Plate (2011): Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 2008 en 2009. Limosa 84: 61–81.

Böhning-Gaese, K. & R. Oberrath (2003): Macroecology of habitat choice in long-distance migratory birds. Oecologia 137: 296–303.

Bolduc, F. & M. Guillemette (2003): Human disturbance and nesting success of Common Eiders: interaction between visitors and gulls. Biol. Conserv. 110: 77–83.

Bollmann, K. & V. Braunisch (2016a): Auswirkungen des Klimawandels auf Bergwaldvogelarten. S. 287–309 in: A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (Hrsg.): Wald im Klimawandel. Grundlagen für Anpassungsstrategien. Haupt, Bern.

Bollmann, K. & V. Braunisch (2016b): Impacts des changements climatiques sur l'avifaune des forêts de montagne. S. 291–313 in: A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (Hrsg.): Forêts et changements climatiques. Éléments pour des stratégies d'adaptation. Haupt, Berne.

Bollmann, K., A. Friedrich, B. Fritsche, R. F. Graf, S. Imhof & P. Weibel (2008): Kleinräumige Habitatnutzung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* im Alpenraum. Ornithol. Beob. 105: 53–61.

Bollmann, K., P. Mollet & R. Ehrbar (2013): Das Auerhuhn *Tetrao urogallus* im Alpinen Lebensraum: Verbreitung, Bestand, Lebensraumansprüche und Förderung. Vogelwelt 134: 19–28.

Bordignon, L. (1999): Prima nidificazione di Smergo maggiore, *Mergus merganser*, in Piemonte. Riv. ital. Ornitol. 69: 218–220.

Bordignon, L., W. Guenzani, E. Rigamonti, F. Saporetti & A. Viganò (2010): Lo Smergo maggiore *Mergus merganser* sul Verbano e nell'area insubrica. Ficedula 46: 14–21.

Borgo, A. (2010): Check-list habitat requirement, threat and conservation of the *Crex crex* (Rallidae) in the Italian Alps. Gortania 32: 193–201.

Bosch, S., J. Schmidt-Chanasit & W. Fiedler (2012): Das Usutu-Virus als Ursache von Massensterben bei Amseln *Turdus merula* und anderen Vogelarten in Europa: Erfahrungen aus fünf Ausbrüchen zwischen 2001 und 2011. Vogelwarte 50: 109–122.

Boschert, M. (2002): Bestandssituation der Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* in Deutschland unter Einbeziehung der Ergebnisse der ersten bundesweiten Zählung 1999. Vogelwelt 123: 241–252.

Boschert, M. (2016): Auftreten des Drosselrohrsängers *Acrocephalus arundinaceus* in kleinen Schilfgebieten am badischen Oberrhein und Hochrhein. Ornithol. Beob. 113: 321–326.

Bossard, M., J. Feranec & J. Otahel (2000): CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. Technical report No 40. European Environment Agency, Copenhagen.

Bossert, A. (1995): Bestandsentwicklung und Habitatnutzung des Alpenschneehuhns *Lagopus mutus* im Aletschgebiet (Schweizer Alpen). Ornithol. Beob. 92: 307–314.

Bosshard, A. (2016a): Das Naturwiesland der Schweiz und Mitteleuropas. Mit besonderer Berücksichtigung der Fromentalwiesen und des standortgemässen Futterbaus. Bristol-Stiftung, Zürich, und Haupt, Bern.

Bosshard, A. (2016b): Pestizid-Reduktionsplan Schweiz. Aktuelle Situation, Reduktionsmöglichkeiten, Zielsetzungen und Massnahmen. Vision Landwirtschaft, Litzibuch.

Bosshard, A. (2016c): Plan de réduction des pesticides en Suisse. Situation actuelle, possibilités de réduction, objectifs et mesures. Vision Landwirtschaft, Litzibuch.

Bosshard, A., F. Schläpfer & M. Jenny (2010): Weissbuch Landwirtschaft Schweiz. Haupt, Bern.

Both, C., A. V. Artemyev, B. Blaauw, R. J. Cowie, A. J. Dekhuijzen, T. Eeva, A. Enemar, L. Gustafsson, E. V. Ivankina, A. Järvinen, N. B. Metcalfe, N. E. I. Nyholm, J. Potti, P.-A. Ravussin, J. J. Sanz, B. Silverin, F. M. Slater, L. V. Sokolov, J. Török, W. Winkel, J. Wright, H. Zang & M. E. Visser (2004): Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. Proc. R. Soc. Lond. B 271: 1657–1662.

Both, C., S. Bouwhuis, C. M. Lessells & M. E. Visser (2006): Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. Nature 441: 81–83.

Both, C., C. A. M. van Turnhout, R. G. Bijlsma, H. Siepel, A. J. van Strien & R. P. B. Foppen (2010): Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. Proc. R. Soc. Lond. B 277: 1259–1266.

Both, C. & M. E. Visser (2001): Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. Nature 411: 296–298.

Boto, A., A. Galimberti & R. Bonser (2009): The parrotbills in Lombardia, Italy. Birding World 22: 471–474.

Bötsch, Y., Z. Tablado & L. Jenni (2017): Experimental evidence of human recreational disturbance effects on bird-territory establishment. Proc. R. Soc. Lond. B 284: 20170846.

Bottani, C. & J.-C. Praz (1977): La répartition et la biologie de la Fauvette orphée *Sylvia hortensis*, en Valais. Nos Oiseaux 34: 155–158.

Boutin, M., E. Corcket, D. Alard, L. Villar, J.-J. Jiménez, C. Blaix, C. Lemaire, G. Corriol, T. Lamaze & A. Pornon (2017): Nitrogen deposition and climate change have increased vascular plant species richness and altered the composition of grazed subalpine grasslands. J. Ecol. 105: 1199–1209.

Brader, M. & G. Aubrecht (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7. Land Oberösterreich und Oberösterreichisches Landesmuseum, Linz.

Bradshaw, C. J. A., B. W. Brook, S. Delean, D. A. Fordham, S. Herrando-Pérez, P. Cassey, R. Early, C. H. Sekercioglu & M. B. Araújo (2014): Predictors of contraction and expansion of area of occupancy for British birds. Proc. R. Soc. Lond. B 281: 20140744.

Brahier, A., C. Meisser, D. Crelier & V. Egger (2012): Synthèse des activités en faveur de la Chevèche d'Athéna *Athene noctua* en Ajoie (canton du Jura) entre 2002 et 2012. Nos Oiseaux 59: 187–200.

Brambilla, M. (2015): Landscape traits can contribute to range limit equilibrium: habitat constraints refine potential range of an edge population of Black-headed Bunting *Emberiza melanocephala*. Bird Study 62: 132–136.

Brambilla, M., M. Cortesi, F. Capelli, D. Chamberlain, P. Pedrini & D. Rubolini (2017): Foraging habitat selection by Alpine White-winged Snowfinches *Montifringilla nivalis* during the nestling rearing period. J. Ornithol. 158: 277–286.

Brambilla, M., R. Falco & I. Negri (2012): A spatially explicit assessment of within-season changes in environmental suitability for farmland birds along an altitudinal gradient. Anim. Conserv. 15: 638–647.

Brambilla, M., F. Guidali & I. Negri (2008): The importance of an agricultural mosaic for Cirl Buntings *Emberiza cirlus* in Italy. Ibis 150: 628–632.

Brambilla, M., D. Rubolini & F. Guidali (2004): Rock climbing and Raven *Corvus corax* occurrence depress breeding success of cliff-nesting Peregrines *Falco peregrinus*. Ardeola 51: 425–430.

Brambilla, M., D. Rubolini & F. Guidali (2006a): Eagle Owl *Bubo bubo* proximity can lower productivity of cliff-nesting Peregrines *Falco peregrinus*. Ornis Fenn. 83: 20–26.

Brambilla, M., G. Tellini Florenzano, A. Sorace & F. Guidali (2006b): Geographical distribution of Subalpine Warbler *Sylvia cantillans* subspecies in mainland Italy. Ibis 148: 568–571.

Brändli, U.-B. (2010a): Inventaire forestier national suisse. Résultats du troisième inventaire 2004–2006. Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf, et Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne.

Brändli, U.-B. (2010b): Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004–2006. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf, und Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.

Brändli, U.-B. & M. Abegg (2013): How natural are Swiss beech forests? S. 69 in: Swiss Federal Research Institute WSL (Hrsg.): International conference primeval beech forests. Reference systems for the management and conservation of biodiversity, forest resources and ecosystem services. June 2nd to 9th, 2013, L'viv, Ukraine. Abstracts. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf.

Brändli, U.-B., F. Cioldi, C. Fischer & M. Huber (2015a): Inventaire forestier national – Analyses ciblées à l'occasion du Rapport forestier 2015, disponibles en ligne. Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf. http://www.lfi.ch/publ/waldbericht/2015-fr.php (Stand: 30.3.2018).

Brändli, U.-B., F. Cioldi, C. Fischer & M. Huber (2015b): Inventario forestale svizzero – Analisi speciali per il Rapporto forestale 2015 in internet. WSL, Birmensdorf. Istituto federale di ricerca WSL, Birmensdorf. http://www.lfi.ch/publ/waldbericht/2015-it.php (Stand: 30.3.2018).

Brändli, U.-B., F. Cioldi, C. Fischer & M. Huber (2015c): Schweizerisches Landesforstinventar – Spezialauswertungen zum Waldbericht 2015 im Internet. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. http://www.lfi.ch/publ/waldbericht/2015.php (Stand: 30.3.2018).

Brändli, U.-B., F. Cioldi, C. Fischer & M. Huber (2015d): Swiss National Forest Inventory – Special assessments for the Forest Report 2015 in the internet. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf. http://www.lfi.ch/publ/waldbericht/2015-en.php (Stand: 30.3.2018).

Braun, S., B. Rihm & W. Flückiger (2012): Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald: Ausmass und Auswirkungen. Schweiz. Z. Forstwes. 163: 355–362.

Brauneis, J. (2016): Der Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus* im hessischen Werratal – eine unerwartete Renaissance. Ornithol. Mitt. 68: 277–284.

Braunisch, V., J. Coppes, R. Arlettaz, R. Suchant, F. Zellweger & K. Bollmann (2014): Temperate mountain forest biodiversity under climate change: compensating negative effects by increasing structural complexity. PLoS One 9: e97718.

Braunisch, V., P. Patthey & R. Arlettaz (2011): Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. Ecol. Appl. 21: 955–967.

Bregnballe, T., J. Lynch, R. Parz-Gollner, L. Marion, S. Volponi, J.-Y. Paquet, M. R. van Eerden & D. Carss (2014): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic 2012–2013. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 99. IUCN-Wetlands Inter-

national Cormorant Research Group Report. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus.

Bregnballe, T., J. Madsen & P. A. F. Rasmussen (2004): Effects of temporal and spatial hunting control in waterbird reserves. Biol. Conserv. 119: 93–104.

Breitenmoser-Würsten, C. & C. Marti (1987): Verbreitung und Siedlungsdichte von Wasseramsel *Cinclus cinclus* und Bergstelze *Motacilla cinerea* im Saanenland (Berner Oberland). Ornithol. Beob. 84: 151–172.

Brembilla, R. (2012): Il Pettazzurro, *Luscinia svecica svecica*, ritorna a nidificare sulle Alpi lombarde. Riv. ital. Ornitol. 80: 113–114.

Bretagnolle, V. & D. Pinaud (2016): L'observatoire rapaces nicheurs de France. Bilan 2014 et focus sur le Faucon crécerelle! Observatoire Rapaces n° 15/16: 18–20.

Brichetti, P. & G. Fracasso (2004): Ornitologia italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol. 2, Tetraonidae – Scolopacidae. Perdisa, Bologna.

Brichetti, P. & G. Fracasso (2006): Ornitologia italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol. 3, Stercorariidae – Caprimulgidae. Perdisa, Bologna.

Brichetti, P. & G. Fracasso (2007): Ornitologia italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol. 4, Apodidae – Prunellidae. Perdisa, Bologna.

Brichetti, P. & G. Fracasso (2008): Ornitologia italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol. 5, Turdidae – Cisticolidae. Perdisa, Bologna.

Brichetti, P. & G. Fracasso (2010): Ornitologia italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol. 6, Sylviidae – Paradoxornithidae. Perdisa, Bologna.

Brichetti, P. & G. Fracasso (2012): Ornitologia italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol. 7, Paridae – Corvidae. Perdisa, Bologna.

Brichetti, P. & G. Fracasso (2013): Ornitologia italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol. 8, Sturnidae – Fringillidae. Perdisa, Bologna.

Brichetti, P. & N. Grattini (2010a): Distribuzione e trend delle popolazioni di Pendolino *Remiz pendulinus* nidificanti in Italia nel periodo 1980–2007. Picus 36: 5–15.

Brichetti, P. & N. Grattini (2010b): Distribuzione, consistenza ed evoluzione delle popolazioni di Salciaiola, *Locustella luscinioides*, nidificanti in Italia nel periodo 1980–2009. Riv. ital. Ornitol. 79: 89–98.

Brichetti, P., D. Rubolini, P. Galeotti & M. Fasola (2008): Recent declines in urban Italian Sparrow *Passer* (*domesticus*) *italiae* populations in northern Italy. Ibis 150: 177–181.

Brickle, N. W., D. G. C. Harper, N. J. Aebischer & S. H. Cockayne (2000): Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. J. Appl. Ecol. 37: 742–755.

Britschgi, A., R. Spaar & R. Arlettaz (2006): Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. Biol. Conserv. 130: 193–205.

Broch, L., R. Cantin, S. Jaquier, C. Fleury & M. Cantin (2017a): Autour des palombes: Suivi des couples en 2014–2015 & 2016. Rapport non publié.

Broch, L., R. Cantin, S. Jaquier, C. Fleury & M. Cantin (2017b): Epervier d'Europe: Suivi des couples en 2016. Rapport non publié.

Brochet, A.-L., W. van den Bossche, S. Jbour, P. K. Ndang'abg'a, V. R. Jones, Abdou, W. A. L. I., A. R. Al-Hmoud, N. G. Asswad, J. C. Atienza, I. Atrash, N. Barbara, K. Bensusan, T. Bino, C. Celada, S. I. Cherkaoui, J. Costa, B. Deceuninck, K. S. Etayeb, C. Feltrup-Azafzaf, J. Figelj, M. Gustin, P. Kmecl, V. Kocevski, M. Kerbeti, D. Kotrošan, J. Mula Laguna, M. Lattuada, D. Leitão, P. Lopes, N. López-Jiménez, V. Lucić, T. Micol, A. Moali, Y. Perlman, N. Piludu, D. Portolou, K. Putilin, G. Quaintenne, G. Ramadan-Jaradi, M. Ružić, A. Sandor, N. Sarajli, D. Savelić, R. D. Sheldon, T. Shialis, N. Tsiopelas, F. Vargas, C. Thompson, A. Brunner, R. Grimmett & S. H. M. Butchart (2016): Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. Bird Conserv. Int. 26: 1–28.

Brodier, S., S. Augiron, T. Cornulier & V. Bretagnolle (2014): Local improvement of skylark and corn bunting population trends on intensive arable landscape: a case study of the conservation tool Natura 2000. Anim. Conserv. 17: 204–216.

Brommer, J. E., A. Lehikoinen & J. Valkama (2012): The breeding ranges of central European and Arctic bird species move poleward. PLoS One 7: e43648.

Brommer, J. E. & A. P. Møller (2010): Range margins, climate change, and ecology. S. 275–294 in: A. P. Møller, W. Fiedler & P. Berthold (Hrsg.): Effects of climate change on birds. Oxford University Press, Oxford.

Broughton, R. & S. Hinsley (2015): The ecology and conservation of the marsh tit in Britain. Brit. Birds 108: 12–28.

Broughton, R. K., R. A. Hill, P. E. Bellamy & S. A. Hinsley (2010): Dispersal, ranging and settling behaviour of Marsh Tits *Poecile palustris* in a fragmented landscape in lowland England. Bird Study 57: 458–472.

Bruderer, B. & W. Hirschi (1984): Langfristige Bestandsentwicklung von Gartenrötel *Phoenicurus phoenicurus* und Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* nach schweizerischen Beringungszahlen und Nisthöhlenkontrollen. Ornithol. Beob. 81: 285–302.

Bruderer, D. (2014): Brutversuche und Brutnachweise eines Mischpaares Fluss- *Sterna hirundo* × Küstenseeschwalbe *Sterna paradisaea* im Vorarlberger Rheindelta in den Jahren 2010 bis 2013. Elanus 7: 48–53.

Bruderer, D. & H. Schmid (1988): Die Situation der Flussseeschwalbe *Sterna hirundo* in der Schweiz und im angrenzenden Ausland 1976–1987. Ornithol. Beob. 85: 159–172.

Brüngger, M. & F. Estoppey (2008): Exigences écologiques de la Bécasse des bois *Scolopax rusticola* dans les Préalpes de Suisse occidentale. Nos Oiseaux 55: 3–22.

Brunner, A., R. F. Graf & E. Nicca (2015): Brutbiologie und Förderung des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* in einem ausgewählten Gebiet am Schamserberg (Kanton Graubünden). Ornithol. Beob. 112: 219–225.

Bruppacher, L., J. Pellet, R. Arlettaz & J.-Y. Humbert (2016): Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. Biol. Conserv. 196: 196–202.

Buechley, E. R. & Ç. H. Şekercioğlu (2016): The avian scavenger crisis: Looming extinctions, trophic cascades, and loss of critical ecosystem functions. Biol. Conserv. 198: 220–228.

Bühler, C. & T. Roth (2011): Spread of common species results in localscale floristic homogenization in grassland of Switzerland. Divers. Distrib. 17: 1089–1098.

Bühler, R., L. Bosco, R. Arlettaz & A. Jacot (2017): Nest site preferences of the Woodlark (*Lullula arborea*) and its association with artificial nest predation. Acta Oecol. 78: 41–46.

Bühler, U. (2000): Anhaltende Fortpflanzungsstörungen beim Sperber *Accipiter nisus* in der Ostschweiz. Ornithol. Beob. 97: 45–53.

Bühler, U. (2001): Brutvorkommen des Weissrückenspechts *Dendrocopos leucotos* in Nordbünden. Ornithol. Beob. 98: 1–11.

Bühler, U. (2008): Beobachtungen zur Brutbiologie des Weissrückenspechts *Dendrocopos leucotos* in Nordbünden. Ornithol. Beob. 105: 217–230.

Bühler, U. (2009): Totholz – existenziell für den Weissrückenspecht in Nordbünden. Schweiz. Z. Forstwes. 160: 210–217.

Bühler, U. & P.-A. Oggier (1987): Bestand und Bestandsentwicklung des Habichts *Accipiter gentilis* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 84: 71–94.

Bühlmann, J. (2016): 40 Jahre Mittelspecht *Dendrocopos medius* im Niderholz bei Zürich. Lanius 36: 35–41.

Bühlmann, J., S. Lüscher & M. Müller (2018): Bestandsveränderung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im Kanton Thurgau 2005–2015. Ornithol. Beob. 115: 1–10.

Bühlmann, J. & G. Pasinelli (2012): Analyse des Bestandsrückgangs beim Mittelspecht *Dendrocopos medius* von 1978–2002 im Kanton Zürich: Grundlagen für den nachhaltigen Schutz einer gefährdeten Waldvogelart. Ornithol. Beob. 109: 73–94.

Bundesamt für Energie (2017): Windenergie. Bundesamt für Energie BFE, Bern. http://www.bfe.admin.ch/themen/00490/00500/index.html?lang=de# (Stand: 30.4.2018).

Bundesamt für Energie (2018): Statistik der Wasserkraftanlagen der Schweiz. Stand: 01.01.2018. Bundesamt für Energie BFE, Bern.

Bundesamt für Landestopografie (2007): VECTOR25. Das digitale Landschaftsmodell der Schweiz. Produkteinformation. Bundesamt für Landestopografie Swisstopo, Wabern.

Bundesamt für Raumentwicklung (2012): Monitoring Ländlicher Raum, Synthesebericht 2012. Bundesamt für Raumentwicklung (ARE), Bern.

Bundesamt für Raumentwicklung (2014): Trends der Siedlungsflächenentwicklung in der Schweiz. Auswertungen aus raumplanerischer Sicht auf Basis der Arealstatistik Schweiz 2004/09 des Bundesamts für Statistik. Bundesamt für Raumentwicklung ARE, Bern.

Bundesamt für Statistik (2013a): Die Bodennutzung in der Schweiz. Resultate der Arealstatistik. Statistik der Schweiz, Fachbereich 2, Raum und Umwelt 002-0901. Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel.

Bundesamt für Statistik (2013b): Mobilität und Verkehr 2013. Statistik der Schweiz, Fachbereich 11, Mobilität und Verkehr 1130-1300. Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel.

Bundesamt für Statistik (2014): Arealstatistik nach Nomenklatur 2004 – Standard. GEOSTAT-Datenbeschreibung. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel.

Bundesamt für Statistik (2015a): Die Bodennutzung in der Schweiz. Auswertungen und Analysen. Statistik der Schweiz, Fachbereich 2, Raum und Umwelt 002-0905. Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel.

Bundesamt für Statistik (2015b): Szenarien zur Bevölkerungsentwicklung der Schweiz 2015–2045. Statistik der Schweiz, Fachbereich 1, Bevölkerung 201-1501. Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel.

Bundesamt für Statistik (2016a): Arealstatistik Standard – Kantone und Grossregionen nach 17 Klassen. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/raum-umwelt/bodennutzung-bedeckung/bodennutzungswandel.assetdetail.1420904.html (Stand: 20.4.2018).

Bundesamt für Statistik (2016b): Arealstatistik Standard – Kantone und Grossregionen nach 72 Grundkategorien. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/kataloge-datenbanken/tabellen.assetdetail.1420906.html (Stand: 20.4.2018).

Bundesamt für Statistik (2016c): Siedlung wächst weiter auf Kosten der Landwirtschaftsflächen. Neue Resultate der Arealstatistik für die Westschweiz. Medienmitteilung Nr. 0350-1611-70. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel.

Bundesamt für Statistik (2017a): Leistungen im Personenverkehr. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/mobilitaet-verkehr/personenverkehr/leistungen.html (Stand: 4.4.2018).

Bundesamt für Statistik (2017b): Nutztierhalter und Nutztierbestände nach Zone. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/land-forstwirtschaft/landwirtschaft/strukturen.assetdetail.2348915.html (Stand: 20.4.2018).

Bundesamt für Statistik (2018): STAT-TAB – Interaktive Tabellen. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/dienstleistungen/forschung/stat-tab-online-datenrecherche.html (Stand: 20.4.2018).

Bundesamt für Statistik & Bundesamt für Raumentwicklung (2017): Bevölkerung verbringt täglich eineinhalb Stunden im Verkehr. Mikrozensus Mobilität und Verkehr 2015. Medienmitteilung Nr. 2017-0076-D. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchâtel, und Bundesamt für Raumentwicklung ARE, Bern.

Bundesamt für Umwelt (2007): Länge linearer Landschaftselemente. Stand: April 2007. Basisdaten aus dem Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM E4. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Bundesamt für Umwelt (2009): Landschaftszerschneidung. Stand: 2009. Basisdaten aus dem Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM E15. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Bundesamt für Umwelt (2010): Industriebrachen in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Bundesamt für Umwelt (2012): Auswirkungen der Klimaänderung auf Wasserressourcen und Gewässer. Synthesebericht zum Projekt «Klimaänderung und Hydrologie in der Schweiz» (CCHydro). Umwelt-Wissen Nr. 1217. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Bundesamt für Umwelt (2013): Waldpolitik 2020. Visionen, Ziele und Massnahmen für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Schweizer Waldes. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Bundesamt für Umwelt (2016): Strategie der Schweiz zu invasiven gebietsfremden Arten. Beilage zum Bericht des Bundesrates in Erfüllung des Postulates 13.3636 «Stopp der Ausbreitung von invasiven gebietsfremden Arten» von Nationalrat Karl Vogler vom 21.06.2013. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.

Bundesamt für Umwelt (2017a): Aktionsplan Strategie Biodiversität Schweiz. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.

Bundesamt für Umwelt (2017b): Indikator Klima: Auftauen des St. Moritzersees. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-klima/klima--daten--indikatoren-und-karten/klima--indikatoren/indikator-klima.pt.html/aHR0cHM6Ly93d3cuaW5kaWthdG9yZW4uYWRtaW4uY2gvUHVibG/ljL0FlbURldGFpbD9pbmQ9S0wwNDUmbG5nPWRlJlN1Ymo9Tg%3d%3d.html (Stand: 20.9.2017).

Buner, F., M. Jenny, N. Zbinden & B. Naef-Daenzer (2005): Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. Biol. Conserv. 124: 373–381.

Burger, C., E. Belskii, T. Eeva, T. Laaksonen, M. Mägi, R. Mänd, A. Qvarnström, T. Slagsvold, T. Veen, M. E. Visser, K. L. Wiebe, C. Wiley, J. Wright & C. Both (2012): Climate change, breeding date and nestling diet: how temperature differentially affects seasonal changes in pied flycatcher diet depending on habitat variation. J. Anim. Ecol. 81: 926–936.

Burgess, M. D., P. E. Bellamy, S. Gillings, D. G. Noble, P. V. Grice & G. J. Conway (2015): The impact of changing habitat availability on population trends of woodland birds associated with early successional plantation woodland. Bird Study 62: 39–55.

Bürgi, M. (1998): Waldentwicklung im 19. und 20. Jahrhundert. Veränderungen in der Nutzung und Bewirtschaftung des Waldes und seiner Eigenschaften als Habitat am Beispiel der öffentlichen Waldungen im Zürcher Unter- und Weinland. Schweiz. Z. Forstwes. Beiheft 84: 1–234.

Bürgi, M. & M. Stuber (2003): Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. Waldfeldbau, Waldfrüchte und Harz. Schweiz. Z. Forstwes. 154: 360–375.

Buri, P., J.-Y. Humbert, M. Stańska, I. Hajdamowicz, E. Tran, M. H. Entling & R. Arlettaz (2016): Delayed mowing promotes planthoppers, leafhoppers and spiders in extensively managed meadows. Insect Conserv. Divers. 9: 536–545.

Bürkli, W. (2010): Starke Zunahme von Bruten der Reiherente *Aythya fuligula* im Oberengadin (Schweiz) in 2009 – Bestandsentwicklung. Monticola 103: 11–16.

Bürkli, W. (2017): Rekordjahr beim Brutbestand der Reiherente *Aythya fuligula* im Oberengadin (Kanton Graubünden) 2013. Ornithol. Beob. 114: 19–24.

Bürkli, W. & R. Vanscheidt (2012): Bestandsentwicklung der Dohle (*Corvus monedula spermologus*) von 2001 bis 2010 in Graubünden – unter besonderer Berücksichtigung der Kolonie Rätia Ampla in Riom. Jahresber. Nat.forsch. Ges. Graubünden 117: 33–39.

Burla, H. & G. Ribi (1998): Density variation of the Zebra Mussel in Lake Zurich from 1976 to 1988. Aquat. Sci. 60: 145–156.

Burnier, J. (1965): Le Pluvier guignard *Eudromias morinellus* a niché en Suisse. Nos Oiseaux 28: 110–111.

Burtscher, B., C. Hirschböck, A. Puchta, A. Schönenberger, J. Ulmer & R. Hellmair (2017): Wiesenbrüterschutz in Vorarlberg: Grosser Brachvogel, Uferschnepfe, Kiebitz und Bekassine. Bericht zum Projekt des Naturschutzbundes Vorarlberg und der Niederwildreviere Auer Ried, Lustenau, Dornbirn Nord, Dornbirn Süd, Hohenems, Lauterach und Wolfurt. Projektjahr 2016/17. Naturschutzbund Vorarlberg, Dornbirn.

Butet, A., N. Michel, Y. Rantier, V. Comor, L. Hubert-Moy, J. Nabucet & Y. Delettre (2010): Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. Agric. Ecosyst. Environ. 138: 152–159.

Bütler, R., P. Angelstam, P. Ekelund & R. Schlaepfer (2004): Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. Biol. Conserv. 119: 305–318.

Bütler, R., T. Lachat & R. Schlaepfer (2006): Saproxylische Arten in der Schweiz: ökologisches Potenzial und Hotspots. Schweiz. Z. Forstwes. 157: 208–216.

Bütler, R. & B. Wermelinger (2014): Borkenkäfer aufgepasst: Dreizehenspecht. Bündner Wald 2014/3: 49–53.

Buttler, A., F. Kohler & F. Gillet (2009): The Swiss mountain wooded pastures: patterns and processes. S. 377–396 in: A. Rigueiro Rodríguez, J. H. McAdam & M. R. Mosquera-Losada (Hrsg.): Agroforestry in Europe. Current status and future prospects. Advances in Agroforestry series 6. Springer, Dordrecht.

BUWAL (1995): Landschaftskonzept Schweiz. Methodische Aspekte. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Cadar, D., R. Lühken, H. van der Jeugd, M. Garigliany, U. Ziegler, M. Keller, J. Lahoreau, L. Lachmann, N. Becker, M. Kik, B. B. Oude Munnink, S. Bosch, E. Tannich, A. Linden, V. Schmidt, M. P. Koopmans, J. Rijks, D. Desmecht, M. H. Groschup, C. Reusken & J. Schmidt-Chanasit (2017): Widespread activity of multiple lineages of Usutu virus, western Europe, 2016. Euro Surveill. 22: 30452, doi: 10.2807/1560-7917.ES.2017.22.4.30452.

Cagnucci, G. (1998): Analisi della popolazione nidificante di Codirossone (*Monticola saxatilis*) sull'Apennino Umbro-Marchigiano. Gli Uccelli d'Italia 23: 5–11.

Camberlein, P. (2010): Le Goéland cendré *Larus canus* en France: un oiseau nicheur persévérant et atypique. Ornithos 17: 209–216.

Campedelli, T., L. Buvoli, P. Bonazzi, L. Calabrese, G. Calvi, C. Celada, S. Cutini, E. de Carli, L. Fornasari, E. Fulco, G. La Gioia, G. Londi, P. Rossi, L. Silva & G. Tellini Florenzano (2012): Andamenti di popolazione delle specie comuni nidificanti in Italia: 2000–2011. Avocetta 36: 121–143.

Campora, M. & G. Cattaneo (2006): The Short-toed Eagle, *Circaetus gallicus*, in Italy. Riv. ital. Ornitol. 76: 3–44.

Capt, P. E. (1953): Découverte d'un nid de Milouin en Suisse romande. Nos Oiseaux 22: 1–2.

Carpenter, J., J. Smart, A. Amar, A. Gosler, S. Hinsley & E. Charman (2010): National-scale analyses of habitat associations of Marsh Tits *Poecile palustris* and Blue Tits *Cyanistes caeruleus*: two species with opposing population trends in Britain. Bird Study 57: 31–43.

Caruana-Galizia, P. & N. Fenech (2016): The importance of spring hunting in Malta on European Turtle-Dove *Streptopelia turtur* and Common Quail *Coturnix coturnix* populations. Bird Conserv. Int. 26: 29–38.

Castanier, B. & P. Lebreton (2016): La réapparition du Fuligule nyroca *Aythya nyroca* (Güld. 1770) comme nicheur en Dombes au début du XXIe siècle. Alauda 84: 281–320.

Catchpole, C. K. & P. J. B. Slater (2008): Bird song. Biological themes and variations. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambirdge.

Cereda, A. & B. Posse (2002): Habitats et reproduction de la Gorgebleue à miroir roux *Luscinia svecica svecica* au Tessin (Alpes suisses). Réflexions sur le statut de la sous-espèce en Europe moyenne. Nos Oiseaux 49: 215–228.

Challet, M. & C. Monnerat (2003): Nidification du Busard Saint-Martin *Circus cyaneus* en Ajoie (Jura, Suisse) en 1999. Nos Oiseaux 50: 29–34.

Chamberlain, D., R. Arlettaz, E. Caprio, R. Maggini, P. Pedrini, A. Rolando & N. Zbinden (2012): The altitudinal frontier in avian climate impact research. Ibis 154: 205–209.

Chamberlain, D. E., A. R. Cannon, M. P. Toms, D. I. Leech, B. J. Hatchwell & K. J. Gaston (2009): Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. Ibis 151: 1–18.

Chamberlain, D. E., M. Negro, E. Caprio & A. Rolando (2013): Assessing the sensitivity of alpine birds to potential future changes in habitat and climate to inform management strategies. Biol. Conserv. 167: 127–135.

Chamberlain, D. E., P. Pedrini, M. Brambilla, A. Rolando & M. Girardello (2016): Identifying key conservation threats to Alpine birds through expert knowledge. PeerJ 4: e1723.

Chamberlain, D. E., M. P. Toms, R. Cleary-McHarg & A. N. Banks (2007): House sparrow (*Passer domesticus*) habitat use in urbanized landscapes. J. Ornithol. 148: 453–462.

Charman, E. C., K. W. Smith, I. A. Dillon, S. Dodd, D. J. Gruar, A. Cristinacce, P. V. Grice & R. D. Gregory (2012): Drivers of low breeding success in the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in England: testing hypotheses for the decline. Bird Study 59: 255–265.

Chausson, A., I. Henry, B. Ducret, B. Almasi & A. Roulin (2014): Tawny Owl *Strix aluco* as an indicator of Barn Owl *Tyto alba* breeding biology and the effect of winter severity on Barn Owl reproduction. Ibis 156: 433–441.

Chen, I.-C., J. K. Hill, R. Ohlemüller, D. B. Roy & C. D. Thomas (2011): Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333: 1024–1026.

Chevillat, V., O. Balmer, S. Birrer, V. Doppler, R. Graf, M. Jenny, L. Pfiffner, C. Rudmann & J. Zellweger-Fischer (2012a): Gesamtbetriebliche Beratung steigert Qualität und Quantität von Ökoausgleichsflächen. Agrarforsch. Schweiz 3: 104–111.

Chevillat, V., O. Balmer, S. Birrer, V. Doppler, R. Graf, M. Jenny, L. Pfiffner, C. Rudmann & J. Zellweger-Fischer (2012b): Plus de surfaces de compensation écologique et de meilleure qualité grâce au conseil. Rech. Agron. Suisse 3: 104–111.

Chevillat, V., S. Stöckli, S. Birrer, M. Jenny, R. Graf, L. Pfiffner & J. Zellweger-Fischer (2017a): Mehr und qualitativ wertvollere Biodiversitätsförderflächen dank Beratung. Agrarforsch. Schweiz 8: 232–239.

Chevillat, V., S. Stöckli, S. Birrer, M. Jenny, R. Graf, L. Pfiffner & J. Zellweger-Fischer (2017b): Surfaces de promotion de la biodiversité: amélioration quantitative et qualitative par le conseil. Rech. Agron. Suisse 8: 232–239.

Christen, W. (1988): Brutvögel zweier Hecken in der Aareebene. Vögel der Heimat 59: 36–38.

Christen, W. (1994): Verbreitung und Habitatansprüche der Weidenmeise *Parus montanus* in den Wirtschaftswäldern bei Solothurn. Ornithol. Beob. 91: 287–294.

Christen, W. (1997): Vorkommen und Bestandsentwicklung der Zippammer *Emberiza cia* im Solothurner Jura. Ornithol. Beob. 94: 353–358.

Christen, W. (2001): Erste Bruten der Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* in den Städten Bern und Grenchen. Ornithol. Beob. 98: 67–71.

Christen, W. (2007): Veränderung der Erstankunft ausgewählter Zugvogelarten im Frühling in der Region Solothurn. Ornithol. Beob. 104: 53–63.

Christen, W. (2008): Jahreszeitliches Auftreten von Zaunkönig *Troglodytes troglodytes*, Heckenbraunelle *Prunella modularis* und Rotkehlchen *Erithacus rubecula* in einem kleinen Feuchtgebiet bei Grenchen (Kanton Solothurn). Ornithol. Beob. 105: 137–144.

Christen, W. (2015): Brutzeitbeobachtung eines Grünlaubsängers *Phylloscopus trochiloides* im Solothurner Jura. Ornithol. Beob. 112: 307–310.

Christen, W. (2017a): Bestandsentwicklung von zehn Brutvogelarten in der Aareebene bei Solothurn von 1982 bis 2016. Ornithol. Beob. 114: 25–40.

Christen, W. (2017b): Die Vogelwelt der Aareebene westlich von Solothurn, 1980–2016. Walter Christen, Solothurn.

Christen, W. (2018): Veränderung des Brutvogelbestands auf einer ehemaligen Jungwaldfläche im Zeitraum von 35 Jahren. Ornithol. Beob. 115: 35–48.

Clamens, A. & F. Guélin (2011): Les crises du vignoble français comme cause de la régression du Monticole de roche *Monticola saxatilis* en France au début du XXe siècle? Alauda 79: 259–264.

Club Alpin Suisse (2017): Rapport annuel 2016. Club Alpin Suisse CAS, Berne.

Combrisson, D. (1999): Premier cas de reproduction du Garrot à oil d'or *Bucephala clangula* en France. Ornithos 6: 138–140.

Cook, A. (1975): Changes in the Carrion/Hooded Crow hybrid zone and the possible importance of climate. Bird Study 22: 165–168.

Coppes, J., J. Ehrlacher, G. Müller, K. Roth, K.-E. Schroth, V. Braunisch & R. Suchant (2016): Rückgang von Bestand und Verbreitung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* im Schwarzwald. Ornithol. Beob. 113: 235–248.

Coppes, J., J. Ehrlacher, D. Thiel, R. Suchant & V. Braunisch (2017): Outdoor recreation causes effective habitat reduction in Capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. J. Avian Biol. 48: 1583–1594.

Cosandey, A.-C. & S. Rast (2017): Etat des revitalisations dans les zones alluviales d'importance nationale. Evaluation de l'enquête de 2006 auprès des cantons. Programme des Inventaire de biotopes OFEV: Zones alluviales. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

Coudrain, V., R. Arlettaz & M. Schaub (2010): Food or nesting place? Identifying factors limiting Wryneck populations. J. Ornithol. 151: 867–880.

Cretegny, J.-F., F. Cretegny, J. Duplain, I. Henry & E. Rochat (2017): Nidification de la Chouette hulotte (*Strix aluco*) dans la région de Morges – Pied du Jura (VD01). Résultats 2017. Rapport non publié.

Crouzier, P. (2017): Reproduction de la Talève sultane en Dombes (Ain). Ornithos 24: 130–133.

Culat, A. (2009): Première reproduction constatée de l'Aigrette garzette *Egretta garzetta* dans le département du Doubs. Falco 40: 92–94.

Curchod, J., G. Carron, L. Maumary & B. Posse (1990): Première preuve de nidification de l'Alouette calandrelle, *Calandrella brachydactyla*, en Suisse. Nos Oiseaux 40: 345–353.

Daenzer, C., M. Klein, L. Longchamp, D. Trolliet & P.-A. Ravussin (2016): La situation de la Huppe fasciée dans le Nord Vaudois. Rapport d'activités 2016. Groupe ornithologique de Baulmes et environs, Grandson.

Dalby, L., P. Söderquist, T. K. Christensen, P. Clausen, Á. Einarsson, J. Elmberg, A. D. Fox, N. Holmqvist, T. Langendoen, A. Lehikoinen, Å. Lindström, S.-H. Lorentsen, L. Nilsson, H. Pöysä, J. Rintala, A. Þ. Sigfússon & J.-C. Svenning (2013): The status of the Nordic populations of the Mallard (*Anas platyrhynchos*) in a changing world. Ornis Fenn. 90: 2–15.

D'Alessandri, P. (1976): Sorprese ornithologiche in Valle di Blenio. Dall'usignolo di fiume (*Cettia cetti*) alla bigia padovana (*Sylvia nisoria*) al calandro (*Anthus campestris*). Nostro Paese 28: 251–260.

D'Amico, F. (2011): Probabilité de détection du Monticole de roche *Monticola saxatilis* et variation locale d'effectifs en haute vallée d'Ossau (Pyrénées). Le Casseur d'os 11: 118–129.

de Baan, L., S. Spycher & O. Daniel (2015a): Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz von 2009 bis 2012. Agrarforsch. Schweiz 6: 48–55.

de Baan, L., S. Spycher & O. Daniel (2015b): Utilisation des produits phytosanitaires en Suisse de 2009 à 2012. Rech. Agron. Suisse 6: 48–55.

de Juana, E. & E. Garcia (2015): The birds of the Iberian Peninsula. Christopher Helm, London.

De Laet, J. & J. D. Summers-Smith (2007): The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review. J. Ornithol. 148 (Suppl. 2): S275–S278.

Deceuninck, B. (2011): Statut du Râle des genêts *Crex crex* en France en 2009. Distribution, effectifs et tendance. Ornithos 18: 11–19.

Delarze, R., Y. Gonseth, S. Eggenberg & M. Vust (2015a): Guide des milieux naturels de Suisse. Ecologie, menaces, espèces caractéristiques. 3e éd. Rossolis, Bussigny.

Delarze, R., Y. Gonseth, S. Eggenberg & M. Vust (2015b): Lebensräume der Schweiz. Ökologie – Gefährdung – Kennarten. 3. Aufl. Ott Verlag, Bern.

Desholm, M., T. K. Christensen, G. Scheiffarth, M. Hario, Å. Andersson, B. Ens, C. J. Camphuysen, L. Nilsson, C. M. Waltho, S.-H. Lorentsen, A. Kuresoo, R. K. H. Kats, D. M. Fleet & A. D. Fox (2002): Status of the Baltic/Wadden Sea population of the Common Eider *Somateria m. mollissima*. Wildfowl 53: 167–203.

Deutsche Seltenheitenkommission (1994): Seltene Vogelarten in Deutschland 1991 und 1992. Limicola 8: 153–209.

Devictor, V., R. Juillard, D. Couvet & F. Jiguet (2008): Birds are tracking climate warming, but not fast enough. Proc. R. Soc. Lond. B 275: 2743–2748.

Devictor, V., C. van Swaay, T. Brereton, L. Brotons, D. Chamberlain, J. Heliölä, S. Herrando, R. Juillard, M. Kuussaari, Å. Lindström, J. Reif, D. B. Roy, O. Schweiger, J. Settele, C. Stefanescu, A. van Strien, C. van Turnhout, Z. Vermouzek, M. WallisDeVries, I. Wynhoff & F. Jiguet (2012): Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. Nat. Clim. Chang. 2: 121–124.

Di Emidio, M. (2010): Diagnostic des effectifs de Tourterelles des bois (*Streptopelia turtur*) à Genève et évalutation du comportement alimentaire et phénologique de l'espèce. Travail de Bachelor, Haute école du paysage, d'ingénierie et d'architecture HEPIA, Genève.

Diagana, C. H., T. Dodman & S. I. Sylla (2006): Conservation action plans for the Black Crowned Crane *Balearica pavonina* and Black Stork *Ciconia nigra* in Africa. S. 608–612 in: G. C. Boere, C. A. Galbraith & D. A. Stroud (Hrsg.): Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh.

Dietschi, S., S. Gehrig Schmidt, O. Schwank & V. Killer (2005): Qualität von Mähwiesen im Berggebiet. Agrarforschung 12: 466–471.

Dirzo, R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. B. Isaac & B. Collen (2014): Defaunation in the Anthropocene. Science 345: 401–406.

Dobbertin, M., A. Rigling, E. Graf Pannatier, M. Rebetez & T. Wohlgemuth (2006): Die Klimaveränderung bedroht die Föhrenwälder im Wallis. Wald Holz 87: 37–39.

Dolenec, Z. (2006): Laying date of marsh tits *Parus palustris* in relation to climate change. Biologia 61: 635–637.

Donald, P. F., F. J. Sanderson, I. J. Burfield & F. P. J. van Bommel (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. Agric. Ecosyst. Environ. 116: 189–196.

Doppler, T., S. Mangold, I. Wittmer, S. Spycher, C. Stamm, H. Singer, M. Junghans & M. Kunz (2017): Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen. Aqua & Gas 2017 (4): 46–56.

Draaijer, L. & R. Slaterus (2011): Gemengd broedgeval van Citroenkwikstaart en Gele Kwikstaart bij Zeewolde in 2011. Dutch Birding 34: 85–90.

Draeger, U. (2004): Aufschwung im Aargauer Wald. Hotspot 9: 22–23.

Dronneau, C. & les observateurs de la LPO Alsace (2014): Notes d'ornithologie alsacienne N° 6: de novembre 2005 à octobre 2009. Ciconia 38: 96–146.

Dronneau, C. & les observateurs de la LPO Alsace (2016): Notes d'ornithologie alsacienne N° 7: de novembre 2009 à octobre 2013. Ciconia 40: 92–143.

Droz, B., R. Arnoux, E. Rey, T. Bohnenstengel & J. Laesser (2015): Characterizing the habitat requirements of the Common Redstart (*Phoenicurus phoenicurus*) in moderately urbanized areas. Ornis Fenn. 92: 112–122.

Dubois, P. J. (2007): Les oiseaux allochtones en France: statut et interactions avec les espèces indigènes. Ornithos 14: 329–364.

Dubois, P. J., M. Duquet, A. Fossé, P. Le Maréchal, G. Olioso & P. Yésou (2012): Notes d'ornithologie française. Première mise à jour du nouvel inventaire des oiseaux de France. Ornithos 19: 2–41.

Dubois, P. J., P. Le Maréchal, G. Olioso & P. Yésou (2008): Nouvel inventaire des oiseaux de France. Delachaux et Niestlé, Paris.

Dubois, P. J., J.-F. Maillard & J.-M. Cugnasse (2016): Les populations d'oiseaux allochtones en France en 2015 (4e enquête nationale). Ornithos 23: 129–141.

Dubois, P. J., G. Olioso, P. Yésou, P. Le Maréchal & M. Duquet (2017): Notes d'ornithologie française. Troisième mise à jour du nouvel inventaire des oiseaux de France. Ornithos 24: 57–107.

Duplain, J. (2018): Suivi ornithologique des réseaux agro-environnementaux du canton de Genève en 2016–2017. Station ornithologique suisse, Sempach.

Duplain, J., O. Holzgang, J. Guntern & E. Knop (2008): Renforcement des populations de Perdrix grise *Perdix perdix* dans le canton de Genève: synthèse de la phase de projet 2002–2006. Station ornithologique suisse, Sempach.

Duplain, J., Y. Menétrey & R. Spaar (2015): Projet de conservation de la Huppe fasciée (*Upupa epops*) sur la Côte vaudoise: rapport de la période 2012–2014. Station ornithologique suisse, Sempach.

Duquet, M. (2012): La Corneille mantelée *Corvus cornix*: pure ou hybride? Ornithos 19: 57–67.

Duvillard, P.-A., L. Ravanel & P. Deline (2015): Evaluation du risque de déstabilisation des infrastructures de haute montagne engendré par le réchauffement climatique dans les Alpes françaises. Rev. geogr. alp. 103/2, doi: 10.4000/rga.2816.

Dvorak, M., G. Bieringer, B. Braun, A. Grüll, E. Karner-Ranner, B. Kohler, I. Korner, J. Laber, E. Nemeth, G. Rauer & B. Wendelin (2016): Bestand, Verbreitung und Bestandsentwicklung gefährdeter und ökologisch bedeutender Vogelarten im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel: Ergebnisse aus den Jahren 2001 bis 2015. Egretta 54: 4–86.

Dvorak, M., A. Landmann, N. Teufelbauer, G. Wichmann, H.-M. Berg & R. Probst (2017): Erhaltungszustand und Gefährdungssituation der Brutvögel Österreichs: Rote Liste (5. Fassung) und Liste für den Vogelschutz prioritärer Arten (1. Fassung). Egretta 55: 6–42.

Dyrcz, A. & L. Halupka (2009): The response of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* to climate change. J. Ornithol. 150: 39–44.

Ehrbar, R., K. Bollmann & P. Mollet (2015): Die Förderung des Auerhuhns im Waldreservat Amden. Ber. St.Gall. Nat.wiss. Ges. 92: 53–78.

Eigenbrod, F., P. Gonzalez, J. Dash & I. Steyl (2015): Vulnerability of ecosystems to climate change moderated by habitat intactness. Glob. Chang. Biol. 21: 275–286.

Einhorn, B., N. Eckert, C. Chaix, L. Ravanel, P. Deline, M. Gardent, V. Boudières, D. Richard, J.-M. Vengeon, G. Giraud & P. Schoeneich (2015): Changements climatiques et risques naturels dans les Alpes. Impacts observés et potentiels sur les systèmes physiques et socio-économiques. Rev. geogr. alp. 103/2, doi: 10.4000/rga.2829.

Ekroos, J., A. D. Fox, T. K. Christensen, I. K. Petersen, M. Kilpi, J. E. Jónsson, M. Green, K. Laursen, A. Cervencl, P. de Boer, L. Nilsson, W. Meissner, S. Garthe & M. Öst (2012a): Declines amongst breeding Eider *Somateria mollissima* numbers in the Baltic/Wadden Sea flyway. Ornis Fenn. 89: 81–90.

Ekroos, J., M. Öst, P. Karell, K. Jaatinen & M. Kilpi (2012b): Philopatric predisposition to predation-induced ecological traps: habitat-dependent mortality of breeding eiders. Oecologia 170: 979–986.

Engeler, A. (1995): Die Kolonien des Alpenseglers (*Apus melba*) in der Stadt Bern. 2. Aufl. Bernische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz, Bern.

Engler, B. & H.-G. Bauer (2003): Der Haussperling (*Passer domesticus*) und seine Bestandsentwicklung in Deutschland seit 1850. Artenschutzreport 14 (Sonderheft): 21–25.

Engler, J. O., N. Böhm, S. Twietmeyer & O. Elle (2016): Die Arealexpansion des Orpheusspötters *Hippolais polyglotta*: ein Modell für Biogeographie und Populationsgenetik. Ornithol. Beob. 113: 121–132.

Engler, J. O., D. Rödder, O. Elle, A. Hochkirch & J. Secondi (2013): Species distribution models contribute to determine the effect of climate and interspecific interactions in moving hybrid zones. J. Evol. Biol. 26: 2487–2496.

Epple, W. (1997): Rabenvögel: Göttervögel – Galgenvögel. Ein Plädoyer im «Rabenvogelstreit». Braun, Karlsruhe.

Eraud, C., J.-M. Boutin, M. Rivière, J. Brun, C. Barbraud & H. Lormée (2009): Survival of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in relation to western Africa environmental conditions. Ibis 151: 186–190.

Eraud, C., A. Jacquet & P. Legagneux (2011): Post-fledging movements, home range, and survival of juvenile Eurasian Collared-Doves in Western France. Condor 113: 150–158.

Ernst, S. (1988): Die Ausbreitung des Alpenbirkenzeisigs, *Carduelis flammea cabaret* P. L. S. Müller, in Europa bis zum Jahr 1986. Mitt. Zool. Mus. Berlin 64: 3–50 (Suppl. Ann. Ornithol. 12).

Ernst, S. (1998): Die Birkenzeisige. Birkenzeisig und Polarbirkenzeisig (*Carduelis flammea*, *Carduelis hornemanni*). Verlag der Buchhandlung Klingenthal, Klingenthal.

Escher, M. & P. Vonlanthen (2005): Entwicklung der Gänsesäger in der Schweiz (im Vergleich zu Graureiher und Kormoran). Aqua-Sana, Ulmiz.

Estrada, J., V. Pedrocchi, L. Brotons & S. Herrando (2004): Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999–2002. Institut Català d'Ornitologia (IOC) i Lynx Edicions, Barcelona.

Ettwein, A. (2016): Habitatwahl des Weissrückenspechts (*Dendrocopos leucotos*) in Vorarlberg, der Ostschweiz und dem Fürstentum Liechtenstein. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien.

European Chemicals Agency (2017): Annex XV restriction report – lead in shot. Proposal for a restriction. European Chemicals Agency, Helsinki. https://echa.europa.eu/documents/10162/13641/restrictions_lead_shot_axv_report_en.pdf/6ef877d5-94b7-a8f8-1c49-8c07c894fff7 (Stand: 26.4.2018).

Evans, D. M. & K. R. Day (2002): Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. Ibis 144: 2–8.

Evans, D. M., N. Villar, N. A. Littlewood, R. J. Pakeman, S. A. Evans, P. Dennis, J. Skartveit & S. M. Redpath (2015): The cascading impacts of livestock grazing in upland ecosystems: a 10-year experiment. Ecosphere 6: 42, doi: 10.1890/ES14-00316.1.

Evans, K. L. (2010): Individual species and urbanisation. S. 53–87 in: K. J. Gaston (Hrsg.): Urban ecology. Cambridge University Press, Cambridge.

Evans, K. L., K. J. Gaston, S. P. Sharp, A. McGowan, M. Simeoni & B. J. Hatchwell (2009): Effects of urbanisation on disease prevalence and age structure in blackbird *Turdus merula* populations. Oikos 118: 774–782.

Evans, K. L., B. J. Hatchwell, M. Parnell & K. J. Gaston (2010): A conceptual framework for the colonisation of urban areas: the blackbird *Turdus merula* as a case study. Biol. Rev. 85: 643–667.

Evens, R., N. Beenaerts, N. Witters & T. Artois (2017): Study on the foraging behaviour of the European nightjar *Caprimulgus europaeus* reveals the need for a change in conservation strategy in Belgium. J. Avian Biol. 48: 1238–1245.

Ewald, K. C. & G. Klaus (2009): Die ausgewechselte Landschaft. Vom Umgang der Schweiz mit ihrer wichtigsten natürlichen Ressource. Haupt, Bern.

Faivre, B. & J. Secondi (2008): Un point sur la zone de contact entre les deux contrefaisants *Hippolais icterina* et *Hippolais polyglotta*. Alauda 76: 305–318.

Fasola, M. & E. Cardarelli (2015): Long-term changes in the food resources of a guild of breeding Ardeinae (Aves) in Italy. Ital. J. Zool. 82: 238–250.

Fasola, M., D. Rubolini, E. Merli, E. Boncompagni & U. Bressan (2010): Long-term trends of heron and egret populations in Italy, and the effects of climate, human-induced mortality, and habitat on population dynamics. Popul. Ecol. 52: 59–72.

Fayt, P., M. M. Machmer & C. Steeger (2005): Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – a literature review. For. Ecol. Manage. 206: 1–14.

Federal Office for the Environment (2013): Forest Policy 2020. Visions, objectives and measures for the sustainable management of forests in Switzerland. Federal Office for the Environment (FOEN), Bern.

Federal Office for the Environment (2017): Action Plan for the Swiss Biodiversity Strategy. Federal Office for the Environment (FOEN), Bern.

Federal Statistical Office (2017): Passenger transport performance. Federal Statistical Office FSO, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/en/home/statistics/mobility-transport/passenger-transport/performance.html (Stand: 4.4.2018).

Feldner, J., P. Rass, W. Petutschnig, S. Wagner, G. Malle, R. K. Buschenreiter, P. Wiedner & R. Probst (2006): Avifauna Kärntens. Die Brutvögel. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.

Ferrand, Y., P. Aubry, P. Landry & P. Priol (2013): Responses of Eurasian woodcock *Scolopax rusticola* to simulated hunting disturbance. Wildl. Biol. 19: 19–29.

Fey, K., T. Vuorisalo, A. Lehikoinen & V. Selonen (2015): Urbanisation of the wood pigeon (*Columba palumbus*) in Finland. Landsc. Urban Plan. 134: 188–194.

Figuerola, J. (2007): Climate and dispersal: Black-winged Stilts disperse further in dry springs. PLoS One 2: e539.

Fischer, A., M. Lamprecht & H. Stamm (2015a): Wandern in der Schweiz 2014. Sekundäranalyse von «Sport Schweiz 2014» und Befragung von Wandernden in verschiedenen Wandergebieten. Materialien Langsamverkehr Nr. 131. Bundesamt für Strassen ASTRA und Schweizer Wanderwege, Bern.

Fischer, J., M. Jenny & L. Jenni (2009): Suitability of patches and in-field strips for Sky Larks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. Bird Study 56: 34–42.

Fischer, L., A. Kääb, C. Huggel & J. Noetzli (2006): Geology, glacier retreat and permafrost degradation as controlling factors of slope instabilities in a high-mountain rock wall: the Monte Rosa east face. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 6: 761–772.

Fischer, M., F. Altermatt, R. Arlettaz, B. Bartha, B. Baur, A. Bergamini, L.-F. Bersier, S. Birrer, V. Braunisch, P. Dollinger, S. Eggenberg, Y. Gonseth, A. Guisan, J. Guntern, H. Gutscher, F. Herzog, J.-Y. Humbert, M. Jenny, G. Klaus, C. Körner, H. Krättli, M. Küchler, T. Lachat, C. Lambelet-Haueter, Y. Leuzinger, P. Linder, E. A. D. Mitchell, P. Moeschler, G. Pasinelli, D. Pauli, L. Pfiffner, C. Praz, C. Rixen, A. Rübel, U. Schaffner, C. Scheidegger, H. Schmid, N. Schnyder, B. Senn-Irlet, J. Stöcklin, S. Stofer, T. Walter & S. Zumbach (2015b): Etat de la biodiversité en Suisse en 2014. Une analyse scientifique. Forum Biodiversité Suisse, Berne.

Fischer, M., F. Altermatt, R. Arlettaz, B. Bartha, B. Baur, A. Bergamini, L.-F. Bersier, S. Birrer, V. Braunisch, P. Dollinger, S. Eggenberg, Y. Gonseth, A. Guisan, J. Guntern, H. Gutscher, F. Herzog, J.-Y. Humbert, M. Jenny, G. Klaus, C. Körner, H. Krättli, M. Küchler, T. Lachat, C. Lambelet-Haueter, Y. Leuzinger, P. Linder, E. A. D. Mitchell, P. Moeschler, G. Pasinelli, D. Pauli, L. Pfiffner, C. Praz, C. Rixen, A. Rübel, U. Schaffner, C. Scheidegger, H. Schmid, N. Schnyder, B. Senn-Irlet, J. Stöcklin, S. Stofer, T. Walter & S. Zumbach (2015c): Zustand der Biodiversität in der Schweiz 2014. Die Analyse der Wissenschaft. Forum Biodiversität Schweiz, Bern.

Fischer, M., M. Huss, C. Barboux & M. Hoelzle (2014): The new Swiss Glacier Inventory SGI2010: relevance of using high-resolution source data in areas dominated by very small glaciers. Arct., Antarc., Alp. Res. 46: 933–945.

Fischnetz (2004a): Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projekts «Netzwerk Fischrückgang Schweiz». Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf.

Fischnetz (2004b): Sur la trace du déclin piscicole. Rapport final du projet «Réseau suisse poissons en diminution». Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (IFAEPE/EAWAG), Dübendorf.

Fisher, I., J. Ashpole, D. Scallan, C. Carboneras & T. Proud (2018): International single species action plan for the conservation of the European Turtle-dove *Streptopelia turtur* (2018 to 2028). European Commission Technical Report. Office for Official Publications of the European Commission, Luxembourg.

Fiuczynski, K. D. & P. Sömmer (2011): Der Baumfalke *Falco subbuteo*. 5., überarb. und erw. Aufl. Die neue Brehm-Bücherei 575. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.

Flade, M. & J. Schwarz (2004a): Die aktuelle Bestandsentwicklung des Zaunkönigs (*Troglodytes troglodytes*) in Deutschland. Otis 12: 47–52.

Flade, M. & J. Schwarz (2004b): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989–2003. Vogelwelt 125: 177–213.

Floate, K. D., K. G. Wardhaugh, A. B. A. Boxall & T. N. Sharrett (2005): Faecal residues of veterinary parasiticides: nontarget effects in the pasture environment. Annu. Rev. Entomol. 50: 153–179.

Flöss, I. & F. Nievergelt (1996): Bestand der Bergstelze *Motacilla cinerea* im Küsnachter Tobel. Ornithol. Beob. 93: 82–83.

Flückiger, P. F., H. Bienz, R. Glünkin, K. Iseli & P. Duelli (2002): Vom Krautsaum bis ins Kronendach – Erforschung und Aufwertung der Waldränder im Kanton Solothurn. Mitt. Nat.forsch. Ges. Kanton Solothurn 39: 9–39.

FOEN (2017): Biodiversity in Switzerland: status and trends. Results of the biodiversity monitoring system in 2016. State of the environment no. 1630. Federal Office for the Environment (FOEN), Bern.

Fohr, R. (2013): Quelques aspects de la reproduction du Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) dans les Vosges moyenne alsaciennes. Ciconia 37: 114–128.

Fontaine, B., P. Roucou, M. Gaetani & R. Marteau (2011): Recent changes in precipitation, ITCZ convection and northern tropical circulation over North Africa (1979–2007). Int. J. Climatol. 31: 633–648.

Fontana, S., T. Sattler, F. Bontadina & M. Moretti (2011): How to manage the urban green to improve bird diversity and community. Landsc. Urban Plan. 101: 278–285.

Foppen, R., C. J. F. ter Braak, J. Verboom & R. Reijnen (1999): Dutch Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and West-African rainfall: empirical data and simulation modelling show low population resilience in fragmented marshlands. Ardea 87: 113–127.

Förschler, M., F. Anger, E. del Val, D. Aichele & C. Dreiser (2016): Zur aktuellen und historischen Bestandssituation des Wiesenpiepers *Anthus pratensis* im Nordschwarzwald. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 32: 45–51.

Förschler, M. I. (2006): Starker Rückgang beim Zitronenzeisig *Carduelis citrinella* an nachbrutzeitlichen Sammelplätzen im Nordschwarzwald. Vogelwarte 44: 17–21.

Förschler, M. I. & U. Dorka (2010): Citril Finch *Carduelis citrinella* faces extinction at the northern edge of its distribution. Alauda 78: 131–136.

Förschler, M. I., L. Förschler & U. Dorka (2006): Population fluctuations of Siskins *Carduelis spinus*, Common Crossbills *Loxia curvirostra*, and Citril Finches *Carduelis citrinella* in relationship to flowering intensity of spruce *Picea abies*. Ornis Fenn. 83: 91–96.

Förschler, M. I. & J. Kläger (2010): Das Schwarzkehlchen *Saxicola torquata* als Brutvogel in den Hochlagen des Nordschwarzwaldes – eine Folge der Klimaerwärmung? Monticola 103: 17–21.

Förstel, A. (1990): Beobachtungen am Uhu *Bubo bubo* L. im Gehege, Zucht und Auswilderung in Nordbayern. Ornithol. Anz. 29: 1–22.

Forster, R. & G. Wagner (1973): Der Höckerschwan *Cygnus olor* in der Nordostschweiz. Ornithol. Beob. 70: 67–80.

Fossati, D. & C. Brabant (2003): Die Weizenzüchtung in der Schweiz. Agrarforschung 10: 447–458.

Fournier, B. & A. Sierro (1986): Nidification du Canard pilet, *Anas acuta*, aux marais de Grône, Valais. Nos Oiseaux 38: 296.

Fox, A. D., A. Caizergues, M. V. Banik, K. Devos, M. Dvorak, M. Ellermaa, B. Folliot, A. J. Green, C. Grüneberg, M. Guillemain, A. Håland, M. Hornman, V. Keller, A. I. Koshelev, V. A. Kostiushyn, A. Kozulin, Ł. Ławicki, L. Luigujõe, C. Müller, P. Musil, Z. Musilová, L. Nilsson, A. L. Mischenko, H. Pöysä, M. Ščiban, J. Sjenčić, A. Stipniece, S. Švažas & J. Wahl (2016): Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. Wildfowl 66: 22–40.

Fox, A. D., J. P. Kjeldsen, M. Desholm, P. A. F. Rasmussen, T. J. S. Balsby & H. Heldbjerg (2014): Within and between year phenology of calling Spotted Crakes *Porzana porzana* in Denmark. Wildfowl 64: 102–115.

Francesiaz, C., E. Guilbault, J.-D. Lebreton, J. Trouvilliez & A. Besnard (2017): Colony persistence in waterbirds is constrained by pond quality and land use. Freshwater Biol. 62: 119–132.

Frank, A., G. T. Howe, C. Sperisen, P. Brang, J. B. St. Clair, D. R. Schmatz & C. Heiri (2017): Risk of genetic maladaptation due to climate change in three major European tree species. Glob. Chang. Biol. 23: 5358–5371.

Franson, J. C. & D. J. Pain (2011): Lead in birds. S. 563–594 in: W. N. Beyer & J. P. Meador (Hrsg.): Environmental contaminants in biota. Interpreting tissue concentrations. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.

Fraticelli, F. (2014): The rose-ringed parakeet *Psittacula krameri* in a urban park: demographic trend, interspecific relationships and feeding preferences (Rome, central Italy). Avocetta 38: 23–28.

Fredriksson, R. & M. Tjernberg (1996): Upplands fåglar – fåglar, människor och landskap genom 300 år. Upplands Ornitologiska Förening, Uppsala.

Freitag, A. (1996): Le régime alimentaire du Torcol fourmilier (*Jynx torquilla*) en Valais (Suisse). Nos Oiseaux 43: 497–512.

Frick, R. & P. Fluri (2001): Bienenverluste beim Mähen mit Rotationsmähwerken. Agrarforschung 8: 196–201.

Frühauf, J. (2016): Der Wachtelkönig *Crex crex* in Österreich: Trends, Bestand und Schutz. Vogelwelt 136: 93–106.

FSO, ARE, SDC & FOEN (2016): Sustainable development. Pocket statistics 2016. Sustainable Development, Regional and International Disparities 737-1600. Federal Statistical Office (FSO), Federal Office for Spatial Development (ARE), Swiss Agency for Development and Cooperation (SDC) and Federal Office for the Environment (FOEN), Neuchâtel.

Fuchs, W. (1960): Reiherentenbrut bei Einsiedeln. Ornithol. Beob. 57: 61.

Fuller, R. J., L. R. Norton, R. E. Feber, P. J. Johnson, D. E. Chamberlain, A. C. Joys, F. Mathews, R. C. Stuart, M. C. Townsend, W. J. Manley, M. S. Wolfe, D. W. Macdonald & L. G. Firbank (2005): Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. Biol. Lett. 1: 431–434.

Fünfstück, H.-J. (2016): Ein Neubürger im Aufwind: Felsenschwalbe. Falke 63/7: 31–33.

Furrer, R., M. Schaub, A. Bossert, R. Isler, H. Jenny, T. Jonas, C. Marti & L. Jenni (2016): Variable decline of Alpine Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) in Switzerland between regions and sites. J. Ornithol. 157: 787–796.

Gacond, R. (1957): La Locustelle luscinioïde *Locustella luscinioides* (Savi) a niché en Suisse. Nos Oiseaux 24: 6–14.

Gallandat, J.-D. & F. Gillet (1999): Le pâturage boisé jurassien. Bull. soc. neuchâtel. sci. nat. 122: 5–25.

Galliker, T., P. Kühne & H. Loher (2007): Brutbestandesaufnahmen moorrelevanter Vogelarten am Lauerzersee 1997 bis 2006. Ber. Schwyzerische Nat.forsch. Ges. 15: 43–49.

Ganas, P., B. Jaskulska, B. Lawson, M. Zadravec, M. Hess & I. Bilic (2014): Multi-locus sequence typing confirms the clonality of *Trichomonas gallinae* isolates circulating in European finches. Parasitology 141: 652–661.

Garcia, E. F. J. (1983): An experimental test of competition for space between Blackcaps *Sylvia atricapilla* and Garden Warblers *Sylvia borin* in the breeding season. J. Anim. Ecol. 52: 795–805.

Gatter, W. (1997): Waldgeschichte, Buchenprachtkäfer und Rückgang des Berglaubsängers *Phylloscopus b. bonelli*. Vogelwelt 118: 41–47.

Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. Aula, Wiebelsheim.

Gatter, W. (2007a): Bestandsentwicklung des Gartenrotschwanzes *Phoenicurus phoenicurus* in Wäldern Baden-Württembergs. Ornithol. Anz. 46: 19–36.

Gatter, W. (2007b): Langzeit-Populationsdynamik und Rückgang des Feldsperlings *Passer montanus* in Baden-Württemberg. Vogelwarte 45: 109–118.

Gatter, W. (2007c): Populationsentwicklung, Habitatwahl und Arealgrenzen des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* unter dem Einfluss des Siebenschläfers *Glis glis*. Limicola 21: 3–47.

Gatter, W. (2016): Orpheusspötter *Hippolais polyglotta*: Liegen die Ursachen seiner Ausbreitung in Mitteleuropa oder im westafrikanischen Überwinterungsgebiet? Ornithol. Mitt. 68: 235–238.

Gatter, W. & M. Dallmann (2017): Folgen steigender Brutverluste bei Berglaubsänger *Phylloscopus bonelli (bonelli)* und den Kurzstreckenziehern Zilpzalp *P. collybita*, Rotkehlchen *Erithacus rubecula* und Zaunkönig *Troglodytes troglodytes*. Vogelwelt 137: 237–247.

Gay, L., P. Du Defos Rau, J.-Y. Mondain-Monval & P.-A. Crochet (2004): Phylogeography of a game species: the red-crested pochard (*Netta rufina*) and consequences for its management. Mol. Ecol. 13: 1035–1045.

Gehrig-Fasel, J., A. Guisan & N. E. Zimmermann (2007): Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? J. Veg. Sci. 18: 571–582.

Geidel, C. (2014): Felsbrütende Vogelarten contra Geocaching – Ermittlung und Entschärfung von Konfliktfeldern zwischen Naturtschutzzielen und der Entwicklung einer neuen Trendsportart an Naturfelsen und in Abbaustätten. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesbund für Vogelschutz e.V., Hilpoltstein.

Geiger, F., J. Bengtsson, F. Berendse, W. W. Weisser, M. Emmerson, M. B. Morales, P. Ceryngier, J. Liira, T. Tscharntke, C. Winqvist, S. Eggers, R. Bommarco, T. Pärt, V. Bretagnolle, M. Plantegenest, L. W. Clement, C. Dennis, C. Palmer, J. J. Oñate, I. Guerrero, V. Hawro, T. Aavik, C. Thies, A. Flohre, S. Hänke, C. Fischer, P. W. Goedhart & P. Inchausti (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic Appl. Ecol. 11: 97–105.

Geiser, R. (1989): Spezielle Käferbiotope, welche für die meisten anderen Tiergruppen weniger relevant sind und daher in der Naturschutzpraxis meist übergangen werden. Schr.reihe Landsch.pfl. Nat.schutz 29: 268–276.

Geiser, R. (1991): Käfer. S. 240–243 in: G. Kaule (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz. 2., überarb. und erw. Aufl. Ulmer, Stuttgart.

Gendre, N., P. Brossault, L. Strenna, F. Chapalain & V. Godreau (2016): Actes du Colloque Cigogne noire. 21, 22 & 23 septembre 2012, Châlons-en-Champagne – France. Ornithos Hors-série n° 1.

Gentili, R., H. K. Badola & H. J. B. Birks (2015): Alpine biodiversity and refugia in a changing climate. Biodiversity 16: 193–195.

Genton, B. (2010): Chronologie comportementale du Martinet noir *Apus apus* sur un site de reproduction. Choisir une cavité, la partager, la défendre. Nos Oiseaux 57: 243–264.

Genton, B. & M. S. Jacquat (2014): Martinet noir: entre ciel et pierre. Cahiers du MHNC n° 15. Cercle ornithologique des Montagnes neuchâteloises (COMONE) et Musée d'histoire naturelle de La Chaux-de-Fonds. Editions de la Girafe, La Chaux-de-Fonds.

Geocache.ch (2018): Geocaching. Die Seiten für den Schatzsucher. http://www.geocache.ch (Stand: 14.2.2018).

George, K. & H. Zang (2010): Schwankungen der Brutbestände von Kleiber *Sitta europaea*, Kohl-, Blau- und Tannenmeise *Parus major*, *P. caeruleus*, *P. ater* im Harz von 1993 bis 2010. Vogelwelt 131: 239–244.

Gerber, A. (2018): Alouette lulu dans le Parc Chasseral: recensements 2017. Parc régional Chasseral, St-Imier, et Station ornithologique suisse, Sempach.

Gerber, A., W. Leuthold & M. Kéry (2011): Der Bienenfresser *Merops apiaster* in der Schweiz: Durchzug und Bruten. Ornithol. Beob. 108: 101–116.

Gerber, A., S. Müller, T. Schwaller, H. Schmid & R. Spaar (2006): Répartition de l'Alouette lulu *Lullula arborea* dans le Jura suisse. Situation actuelle et évolution depuis la fin des années 1970. Nos Oiseaux 53: 131–144.

Gerber, A. & B. Posse (2009): Nidifications du Guêpier d'Europe *Merops apiaster* en Suisse de 1991 à 2009: une installation durable? Nos Oiseaux 56: 227–230.

Gerber, M. (2014): Gebäudebrut eines Mauerläufers *Tichodroma muraria* in den Dolomiten. Ornithol. Beob. 111: 124–126.

Géroudet, P. (1966): Premières conséquences ornithologiques de l'introduction de la «moule zébrée» *Dreissena polymorpha* dans le lac Léman. Nos Oiseaux 28: 301–307.

Géroudet, P. (1968): L'expansion du Goéland argenté *Larus argentatus michahellis* dans le bassin du Rhône et en Suisse. Nos Oiseaux 29: 313–335.

Géroudet, P. (1980): Notes rétrospectives sur la nidification du Busard Saint-Martin, *Circus cyaneus*, dans le bassin du Léman. Nos Oiseaux 35: 205–218.

Géroudet, P. (1991): Les mouvements transcontinentaux de jeunes Eiders à duvet (*Somateria mollissima*) en 1988 et leurs suites. Nos Oiseaux 41: 1–38.

Géroudet, P., C. Guex & M. Maire (1983): Les oiseaux nicheurs du canton de Genève. Muséum de Genève, Genève.

Gillet, F., F. Kohler, C. Vandenberghe & A. Buttler (2010): Effect of dung deposition on small-scale patch structure and seasonal vegetation dynamics in mountain pastures. Agric. Ecosyst. Environ. 135: 34–41.

Gillet, F., L. Mauchamp, P.-M. Badot & A. Mouly (2016): Recent changes in mountain grasslands: a vegetation resampling study. Ecol. Evol. 6: 2333–2345.

Gilliéron, G. (1976): La Cisticole des joncs, *Cisticola juncidis*, aux Grangettes de Noville – Une nouvelle espèce nicheuse en Suisse. Nos Oiseaux 33: 219–222.

Gil-Tena, A., L. Brotons, M.-J. Fortin, F. Burel & S. Saura (2013): Assessing the role of landscape connectivity in recent woodpecker range expansion in Mediterranean Europe: forest management implications. Eur. J. Forest. Res. 132: 181–194.

Ginzler, C., U.-B. Brändli & M. Hägeli (2011): Waldflächenentwicklung der letzten 120 Jahre in der Schweiz. Schweiz. Z. Forstwes. 162: 337–343.

Giralt, D. & F. Valera (2007): Population trends and spatial synchrony in peripheral populations of the endangered Lesser grey shrike in response to environmental change. Biodivers. Conserv. 16: 841–856.

Glandt, D. (2008): Der Kolkrabe. Der «schwarze Geselle» kehrt zurück. 2., überarb. Aufl. Aula, Wiebelsheim.

Glayre, D. & D. Magnenat (1977): Nidifications de la Marouette de Baillon et de la Marouette poussin à Chavornay. Nos Oiseaux 34: 3–22.

Glutz von Blotzheim, U. (1959): Verbreitung und Häufigkeit des Kiebitz, *Vanellus vanellus* (L.), in der Schweiz von der Zeit der Meliorationen nach 1848 bis heute. Ornithol. Beob. 56: 178–205.

Glutz von Blotzheim, U. (1965): Gibt es unter den in der Schweiz überwinternden Höckerschwänen noch Gäste aus Wildpopulationen? Ornithol. Beob. 62: 61–62.

Glutz von Blotzheim, U. N. (1987): Verbreitung, Siedlungsdichte und Brutbiologie der Vögel des Urserentales, insbesondere der Lorbeerweiden-Gesellschaft zwischen Realp und Hospental. Ornithol. Beob. 84: 249–274.

Glutz von Blotzheim, U. N. (1997): Erste Brut der Zitronenstelze *Motacilla citreola* in der Schweiz und aktueller Stand der Arealexpansion. Ornithol. Beob. 94: 347–352.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2000): Beträchtlicher Arealverlust des Bergpiepers *Anthus spinoletta* infolge Eutrophierung seines Lebensraums und vollständige Verdrängung des Baumpiepers *Anthus trivialis* durch die Mähwirtschaft. Ornithol. Beob. 97: 343–347.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2001): Zur Entwicklung der Avifauna auf ehemaligen Sturmwurfflächen im Tannen-Buchenwaldareal am Schwyzer Nordalpenrand (1990–2000). Ornithol. Beob. 98: 81–112.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2005): Zur Bestandsentwicklung der Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* im Oberwallis. Ornithol. Beob. 102: 303–305.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2007a): Die Vögel der Moorlandschaften Rothenthurm, Schwantenau, Breitried und Schützenried. Ber. Schwyzerische Nat.forsch. Ges. 15: 32–42.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2007b): Veränderungen der Vogelwelt im Raum Ibergeregg. Ber. Schwyzerische Nat.forsch. Ges. 15: 27–31.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2008a): Verdoppelung der Zahl der im Oberwallis an Gebäuden brütenden Paare der Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* von 2001 bis 2008. Ornithol. Beob. 105: 391–396.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2008b): Zur Haselnussernte des Tannenhähers *Nucifraga c. caryocatactes*. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 40: 107–116.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2013): Die Wasservögel und Limikolen des Urnersees: Phänologie, Bestandsentwicklung, home range-Nutzung, Legebeginn, Bruterfolg und anthropogene Einflüsse. Ornithol. Beob. 110: 113–166.

Glutz von Blotzheim, U. N. & C. Breitenmoser-Würsten (1990a): Aménagement de gîtes de nidification pour le Cincle plongeur et la Bergeronnette des ruisseaux. L'environnement pratique. Office fédéral de l'économie des eaux et Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.

Glutz von Blotzheim, U. N. & C. Breitenmoser-Würsten (1990b): Hinweise zum Bau von Brutnischen für Wasseramsel und Bergstelze. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Wasserwirtschaft und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Glutz von Blotzheim, U. N., P. Hauff & H. Kovacs (2012): Vom Fels zum First – Zur langfristigen Entwicklung des im Oberwallis an Gebäuden brütenden Bestandes der Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* und zur Dauer der Brutperiode. Ornithol. Beob. 109: 9–22.

Gobbo, D. (1990): Avifaune nicheuse du pâturage boisé du Jura neuchâtelois. Nos Oiseaux 40: 385–406.

Golaz, F. & R. Väinölä (2013): Répartition, dynamique saisonnière et analyse de l'ADN mitochondrial du crustacé mysidé invasif *Hemimysis anomala* G. O. Sars 1907 dans le Léman. Bull. Soc. Vaud. sci. nat. 93: 101–117.

Gonseth, Y., T. Wohlgemuth, C. Sansonnens & A. Buttler (2001): Die biogeographischen Regionen der Schweiz. Erläuterungen und Einteilungsstandard/Les régions biogéographiques de la Suisse. Explications et division standard. Umwelt-Materialien/Cahier de l'environnement Nr./n° 137. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)/Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Bern.

González-Braojos, S., J. J. Sanz & J. Moreno (2017): Decline of a montane Mediterranean pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* population in relation to climate. J. Avian Biol. 48: 1383–1393.

Gotsch, N., N. Finkenzeller, J. Beck, D. Bollier & B. Buser (2002): Bedeutung und Zukunft von Waldweiden im Alpenraum: Auswertung von Daten des Landesforstinventars und einer Befragung von Förstern. Ergebnisse des Komponentenprojektes H, Polyprojekt PRIMALP. Institut für Agrarwirtschaft, ETH Zürich, und Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf.

Gottschalk, E. & W. Beeke (2014): Wie ist der drastische Rückgang des Rebhuhns (*Perdix perdix*) aufzuhalten? Erfahrungen aus zehn Jahren mit dem Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen. Ber. Vogelschutz 51: 95–116.

Graf, R. (2014): Rohrkolbenanbau – eine Chance für die Artenvielfalt? Ornithol. Beob. 111: 93–106.

Graf, R. (2016): Wauwiler Ebene: Zweijahresbericht 2014–2015. Mit integriertem Bericht aus dem Naturschutzgebiet Wauwilermoos. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Graf, R. (2017): Wauwiler Ebene – Ein Vernetzungsprojekt trägt Früchte. Heimatkunde des Wiggertals 74: 21–29.

Graf, R. & L. Bitterlin (2015): Alpenkrähe in den Ostalpen. Vorstudie im Hinblick auf ein Artenförderprojekt. Monticola 107: 5–33.

Graf, R., P. Horch & P. König (2015a): Arten in Vernetzungsprojekten fördern – wo liegen die Defizite? Artenförderung Vögel Schweiz Rundbr. 21: 6–11.

Graf, R., P. Horch & P. König (2015b): La conservation des espèces dans les projets de mise en réseau – où sont les déficits? Programme de conservation des oiseaux en Suisse circulaire 21: 6–11.

Graf, R., M. Jenny, V. Chevillat, G. Weidmann, D. Hagist & L. Pfiffner (2016a): Biodiversität auf dem Landwirtschaftsbetrieb. Ein Handbuch für die Praxis. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick.

Graf, R., M. Jenny, V. Chevillat, G. Weidmann, D. Hagist & L. Pfiffner (2016b): La biodiversité sur l'exploitation agricole. Guide pratique. Station ornithologique suisse, Sempach, et Institut de recherche de l'agriculture biologique, Frick.

Graf, R., P. Korner & S. Birrer (2014a): Bewässerungsanlagen als Ursache für die Nutzungsintensivierung von Grünland im Engadin. Agrarforsch. Schweiz 5: 406–413.

Graf, R., P. Korner & S. Birrer (2014b): Les installations d'irrigation, causes de l'intensification de l'exploitation en Engadine. Rech. Agron. Suisse 5: 406–413.

Graf, R., M. Müller, P. Korner, M. Jenny & L. Jenni (2014c): 20 % loss of unimproved farmland in 22 years in the Engadin, Swiss Alps. Agric. Ecosyst. Environ. 185: 48–58.

Graf, R., S. Neuhaus & P. Korner-Nievergelt (2014d): Kerngebiete für Wiesenbrüter in den Mähwiesengebieten Nord- und Mittelbündens. Jahresber. Nat.forsch. Ges. Graubünden 118: 113–131.

Graf, R. F. & K. Bollmann (2008): Ansprüche des Auerhuhns an die Landschaft und das Waldbestandsmosaik. Ornithol. Beob. 105: 33–43.

Gregory, R. D., S. G. Willis, F. Jiguet, P. Vorísek, A. Klvanovà, A. van Strien, B. Huntley, Y. C. Collingham, D. Couvet & R. E. Green (2009): An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. PLoS One 4: e4678.

Grendelmeier, A., R. Arlettaz & G. Pasinelli (in Vorb.): Numerical response of mammalian carnivores to rodents affects bird reproduction in temperate forests: a case of apparant competition?

Gressel, H. (2011): Das Rotsternige Blaukehlchen (*Luscinia svecica svecica*) in Salzburg und in den Alpen. Ber. nat.-med. Ver. Salzburg 16: 33–86.

Griesser, M. (2016): Der Eisvogel am zürcherischen Abschnitt der Thur 2016. Ornithologisches Inventar des Kantons Zürich. Unveröffentlichter Bericht.

Grüebler, M. & B. Naef-Daenzer (2014): Dispersal und Ansiedlung von Steinkäuzen – Erkenntnisse für die Artenförderung in der Schweiz. Bericht zum Fachkolloquium vom 16. Mai 2014 in Sempach. Ornithol. Beob. 111: 252–259.

Grüebler, M. U., P. Horch & R. Spaar (2015): Whinchats impacted by changes in alpine grassland management: research results from Switzerland. S. 263–273 in: H.-V. Bastian & J. Feulner (Hrsg.): Living on the edge of extinction in Europe. 1st European Whinchat Symposium. LBV Hof, Helmbrechts.

Grüebler, M. U., F. Korner-Nievergelt & J. von Hirschheydt (2010): The reproductive benefits of livestock farming in barn swallows *Hirundo rustica*: quality of nest site or foraging habitat? J. Appl. Ecol. 47: 1340–1347.

Grüebler, M. U., M. Morand & B. Naef-Daenzer (2008a): A predictive model of the density of airborne insects in agricultural environments. Agric. Ecosyst. Environ. 123: 75–80.

Grüebler, M. U., H. Schuler, P. Horch & R. Spaar (2012): The effectiveness of conservation measures to enhance nest survival in a meadow bird suffering from anthropogenic nest loss. Biol. Conserv. 146: 197–203.

Grüebler, M. U., H. Schuler, M. Müller, R. Spaar, P. Horch & B. Naef-Daenzer (2008b): Female biased mortality caused by anthropogenic nest loss contributes to population declineand adult sex ratio of a meadow bird. Biol. Conserv. 141: 3040–3049.

Grünkorn, T., J. Blew, T. Coppack, O. Krüger, G. Nehls, A. Potiek, M. Reichenbach, J. von Rönn, H. Timmermann & S. Weitekamp (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D. BioConsult SH, Husum.

Grünschachner-Berger, V. & M. Kainer (2011): Birkhühner *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): Ein Leben zwischen Windrädern und Schiliften. Egretta 52: 46–54.

Guest, J. (2012): Warum fehlt die Schwanzmeise *Aegithalos caudatus* im oberen Frankenwald? Ornithol. Anz. 51: 176–181.

Guillod, N., R. Arlettaz & A. Jacot (2016): Impact of spatial variation of a crucial prey, the molecricket, on hoopoe territory occupancy and reproduction. J. Avian Biol. 47: 697–705.

Guillod, N., B. Frey, H. Schudel & R. Ayé (2014a): Bau von Wiedehopf-Nisthilfen. Ein Merkblatt des Schweizer Vogelschutzes SVS/BirdLife Schweiz. Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.

Guillod, N., B. Frey, H. Schudel & R. Ayé (2014b): Construction de nichoirs et niches pour huppes fasciées. Fiche technique de l'ASPO/BirdLife Suisse. Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Schweiz, Cudrefin.

Gullett, P., K. L. Evans, R. A. Robinson & B. J. Hatchwell (2014): Climate change and annual survival in a temperate passerine: partitioning seasonal effects and predicting future patterns. Oikos 123: 389–400.

Gullett, P. R., B. J. Hatchwell, R. A. Robinson & K. L. Evans (2015): Breeding season weather determines long-tailed tit reproductive success through impacts on recruitment. J. Avian Biol. 46: 441–451.

Guntern, J., T. Lachat, D. Pauli & M. Fischer (2013a): Flächenbedarf für die Erhaltung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen in der Schweiz. Kurzfassung. Forum Biodiversität Schweiz der Akademie der Naturwissenschaften SCNAT, Bern.

Guntern, J., T. Lachat, D. Pauli & M. Fischer (2013b): Surface requise pour la sauvegarde de la biodiversité en Suisse. Version courte. Forum Biodiversité Suisse, Académie suisse des sciences naturelles (SCNAT), Berne.

Guyot, C., R. Arlettaz, P. Korner & A. Jacot (2017): Temporal and spatial scales matter: circannual habitat selection by bird communities in vineyards. PLoS One 12: e0170176.

Gyimesi, A. & R. Lensink (2012): Egyptian Goose *Alopochen aegyptiaca*: an introduced species spreading in and from the Netherlands. Wildfowl 62: 126–143.

Haag-Wackernagel, D. (2003): Die Strassentaube: Geschichte – Probleme – Lösungen. Ornithol. Beob. 100: 33–57.

Haag-Wackernagel, D. (2006): Human diseases caused by feral pigeons. S. 31–58 in: C. J. Feare & D. P. Cowan (Hrsg.): Advances in vertebrate pest management. Vol. 4. Filander-Verlag, Fürth.

Haag-Wackernagel, D. (2016): Tauben in der Stadt. Tierschutz beider Basel, Basel. https://www.unibas.ch/dam/jcr:b3108793-ee4d-4949-9f5f-27b6e899517d/Broschuere_Tauben_in_der_Stadt_2016.pdf (Stand: 27.11.2017).

Haas, F. & A. Brodin (2005): The Crow *Corvus corone* hybrid zone in southern Denmark and northern Germany. Ibis 147: 649–656.

Hagist, D. & R. Graf (2013): Golfpark Oberkirch – Naturschutzfachliche Erfolgskontrolle. Schlussbericht. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Haller, H. (1978): Zur Populationsökologie des Uhus *Bubo bubo* im Hochgebirge: Bestand, Bestandesentwicklung und Lebensraum in den Rätischen Alpen. Ornithol. Beob. 75: 237–265.

Haller, H. (1994): Der Steinadler *Aquila chrysaetos* als Brutvogel im schweizerischen Alpenvorland: Ausbreitungstendenzen und ihre populationsökologischen Grundlagen. Ornithol. Beob. 91: 237–254.

Haller, H. (1996): Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. Ornithol. Beob. Beiheft 9.

Hallmann, C. A., R. P. B. Foppen, C. van Turnhout, H. de Kroon & E. Jongejans (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. Nature 511: 341–343.

Hallmann, C. A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, W. Stenmans, A. Müller, H. Sumser, T. Hörren, D. Goulson & H. de Kroon (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS One 12: e0185809.

Halupka, L., A. Dyrcz & M. Borowiec (2008): Climate change affects breeding of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus*. J. Avian Biol. 39: 95–100.

Hänni, E. (1932): Haubentaucher-Abschuss 1931 in St. Gallen. Ornithol. Beob. 30: 27.

Hansbauer, M. M. (2010): Kehrt ein Urbayer zurück? Bestandstrends des Kranichs *Grus grus* in Bayern. Ornithol. Anz. 49: 25–40.

Hanus, E., C. Roulier, G. Paccaud, L. Bonnard & Y. Fragnière (2014): Besoins de valorisation des zones alluviales d'importance nationale. Assainissement du charriage, des débits résiduels, des éclusées. Revitalisation. Sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement, Division Espèces, Ecosystèmes, Paysage. GU pro.seco/ Service conseil Zones alluviales & naturaqua PBK, Yverdon-les-Bains.

Hario, M. & J. Rintala (2006): Fledgling production and population trends in Finnish common eiders (*Somateria mollissima mollissima*) – evidence for density dependence. Can. J. Zool. 84: 1038–1046.

Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, K. Cromack Jr. & K. W. Cummins (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Adv. Ecol. Res. 15: 133–302.

Harris, S. J., D. Massimino, S. Gillings, M. A. Eaton, D. G. Noble, D. E. Balmer, D. Procter & J. W. Pearce-Higgins (2017): The Breeding Bird Survey 2016. BTO Research Report 700. British Trust for Ornithology, Thetford.

Hart, J. D., T. P. Milsom, G. Fisher, V. Wilkins, S. J. Moreby, A. W. A. Murray & P. A. Robertson (2006): The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. J. Appl. Ecol. 43: 81–91.

Hauri, R. (1978): Beiträge zur Brutbiologie des Mauerläufers *Tichodroma muraria*. Ornithol. Beob. 75: 173–192.

Hauri, R. (1988): Zur Vogelwelt der Molassefelsen im bernischen Mittelland. Ornithol. Beob. 85: 1–79.

Hauri, R. (1997): Die Wasser- und Sumpfvögel des Lenkerseelis, Berner Oberland. Ornithol. Beob. 94: 81–114.

Hauri, R. (2004): Beeinträchtigung des Bruterfolgs der Reiherente *Aythya fuligula* am Lenkerseeli (Berner Oberland) durch einen Graureiher *Ardea cinerea*. Ornithol. Beob. 101: 138–141.

Hauri, R. (2006): Die Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* als Brutvogel in der Stadt Bern. Monticola 9: 343–353.

Hayhow, D. B., S. R. Ewing, A. Baxter, A. Douse, A. Stanbury, D. P. Whitfield & M. A. Eaton (2015): Changes in the abundance and distribution of a montane specialist bird, the Dotterel *Charadrius morinellus*, in the UK over 25 years. Bird Study 62: 443–456.

Heer, L. (2013): Male and female reproductive strategies and multiple paternity in the polygynandrous Alpine Accentor *Prunella collaris*. J. Ornithol. 154: 251–264.

Hefti-Gautschi, B., M. Pfunder, L. Jenni, V. Keller & H. Ellegren (2009): Identification of conservation units in the European *Mergus merganser* based on nuclear and mitochondrial DNA markers. Conserv. Genet. 10: 87–99.

Hegelbach, J. (2004): Zunahme des Brutbestands der Wasseramsel *Cinclus cinclus* am Küsnachter Bach von 1987 bis 2002. Ornithol. Beob. 101: 99–108.

Hegelbach, J. (2013): Temperaturabhängiger Brutbeginn, Pflanzenphänologie und Zweitbrutanteil bei der Wasseramsel *Cinclus cinclus*. Ornithol. Beob. 110: 453–464.

Hegelbach, J., M. Güntert & R. Winkler (2003): Die Haubenlerche *Galerida cristata* – mit dem 20. Jahrhundert aus der Schweiz verschwunden. Ornithol. Beob. 100: 261–279.

Hegglin, D. & J. P. Müller (2009): Stiftung Pro Bartgeier Bericht 2008/2009. Stiftung Pro Bartgeier, Zürich.

Heiniger, P. H. (1991): Anpassungsstrategien des Schneefinken *Montifringilla nivalis* an die extremen Umweltbedingungen des Hochgebirges. Ornithol. Beob. 88: 193–207.

Heiri, C., U.-B. Brändli, H. Bugmann & P. Brang (2012): Sind Naturwaldreservate naturnäher als der Schweizer Wald? Schweiz. Wald 163: 210–221.

Heldbjerg, H., A. D. Fox, G. Levin & T. Nyegaard (2016): The decline of the Starling *Sturnus vulgaris* in Denmark is related to changes in grassland extent and intensity of cattle grazing. Agric. Ecosyst. Environ. 230: 24–31.

Heldbjerg, H., A. D. Fox, P. V. Thellesen, L. Dalby & P. Sunde (2017): Common Starlings (*Sturnus vulgaris*) increasingly select for grazed areas with increasing distance-to-nest. PLoS One 12: e0182504.

Heldstab, J., F. Leippert, R. Biedermann, M. Herren & O. Schwank (2013): Stickstoffflüsse in der Schweiz 2020. Stoffflussanalyse und Entwicklungen. Umwelt-Wissen Nr. 1309. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Heldstab, J., J. Reutimann, R. Biedermann & D. Leu (2010): Stickstoffflüsse in der Schweiz. Stoffflussanalyse für das Jahr 2005. Umwelt-Wissen Nr. 1018. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Henrioux, F. (1999): Ecologie d'une population de Hiboux moyens-ducs *Asio otus* en zone d'agriculture intensive. Thèse, Université de Neuchâtel.

Henrioux, P. (2017): Chouette de Tengmalm 2016. Etude d'une population de Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans l'Ouest du Jura suisse. Résultats 2016. Groupe d'Etudes sur les Rapaces Nocturnes de l'Ouest Vaudois, Payerne.

Henrioux, P. & J.-D. Henrioux (1995): Seize ans d'étude sur les rapaces diurnes et nocturnes dans l'Ouest lémanique (1975–1990). Nos Oiseaux 43: 1–26.

Henrioux, P., J.-D. Henrioux, P. Walder & G. Chopard (2003): Effects of forest structure on the ecology of Pygmy Owl *Glaucidium passerinum* in the Swiss Jura Mountains. Vogelwelt 124: 309–312.

Henrioux, P., J.-D. Henrioux, P. Walder & F. Henrioux (2016): La Chevêchette d'Europe *Glaucidium passerinum* dans le Jura vaudois (Suisse). Alauda 84: 253–266.

Henry, I. (2016): Faits marquants et résumé des saisons de nidification 2011–2015 pour la Choette hulotte dans la région de Morges (VD). Groupe rapaces de Morges et environs, Chavannes-près-Renens.

Hernández-Brito, D., M. Carrete, A. G. Popa-Lisseanu, C. Ibáñez & J. L. Tella (2014): Crowding in the city: losing and winning competitors of an invasive bird. PLoS One 9: e100593.

Hertach, M. (2015): Evaluation der Umsetzung von Vernetzungsprojekten in den Kantonen Bern, Freiburg, Schaffhausen, Zürich. Bachelorarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil.

Herzog, F., T. Walter, S. Aviron, S. Birrer, S. Buholzer, J. Derron, S. Dreier, P. Duelli, L. Eggenschwiler, S. Hoechstetter, O. Holzgang, P. Jeanneret, D. Kampmann, E. Knop, L. Kohli, H. Luka, S. Pearson, L. Pfiffner, S. Pozzi, O. Roux, B. Schüpbach & M. Spiess (2005): Wirkung der ökologischen Ausgleichsflächen auf Biodiversität und Landschaft. Schr.reihe FAL 56: 185–201.

Hess, A. (1927): Ornithologische Beobachtungen: Weissterniges Blaukehlchen, *Luscinia svecica cyanecula* (Wolf). Ornithol. Beob. 24: 249.

Heuret, J. & A. Rouillon (1998): Première reproduction réussie de Gypaètes barbus *Gypaetus barbatus* issus de réintroduction dans les Alpes (Haute-Savoie, France): observations comportementales du couple et du jeune. Nos Oiseaux 45: 199–207.

Heward, C. J., A. N. Hoodless, G. J. Conway, N. J. Aebischer, S. Gillings & R. J. Fuller (2015): Current status and recent trend of the Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola* as a breeding bird in Britain. Bird Study 62: 535–551.

Hewson, C. M. & D. G. Noble (2009): Population trends of breeding birds in British woodlands over a 32-year period: relationships with food, habitat use and migratory behaviour. Ibis 151: 464–486.

Hickling, R., D. B. Roy, J. K. Hill, R. Fox & C. D. Thomas (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. Glob. Chang. Biol. 12: 450–455.

Hiemer, D., V. Salewski, W. Fiedler, S. Hahn & S. Lisovski (2018): First tracks of individual Blackcaps suggest a complex migration pattern. J. Ornithol. 159: 205–210.

Hinsley, S. A. & P. E. Bellamy (2001): The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. J. Environ. Manage. 60: 33–49.

Hinsley, S. A., J. E. Carpenter, R. K. Broughton, P. E. Bellamy, P. Rothery, A. Amar, C. M. Hewson & A. G. Gosler (2007): Habitat selection by Marsh Tits *Poecile palustris* in the UK. Ibis 149 (Suppl. 2): 224–233.

Hintermann & Weber AG (2016): Sukzession in der Waldbrandfläche Visp: Spezialauswertung im Rahmen des Biodiversitätsmonitorings Schweiz. Hintermann & Weber AG, Bern.

Hirschheydt, J. von, M. Schaub & F. Del Fante (2006): La Rondine (*Hirundo rustica*) nella Bassa Riviera (Ticino): sviluppo degli effettivi, successo riproduttivo e tasso di sopravvivenza negli anni 1997–2004. Boll. Soc. ticin. sci. nat. 94: 25–38.

Hoessly, M. (2008): Die Schafstelze und ihre Verbreitung im Gebiet Hemishofen-Ramsen. Maturaarbeit, Kantonsschule Schaffhausen.

Hoffmann, J. & S. Michler (2015): Unterschiede zwischen Natur- und Kunstnestern der Mehlschwalbe (*Delichon urbicum*): Nestbau, Besetzung und Bruterfolg. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Hoffmann, J., E. Postma & M. Schaub (2015): Factors influencing double brooding in Eurasian Hoopoes *Upupa epops*. Ibis 157: 17–30.

Hole, D. G., A. J. Perkins, J. D. Wilson, I. H. Alexander, P. V. Grice & A. D. Evans (2005): Does organic farming benefit biodiversity? Biol. Conserv. 122: 113–130.

Holt, C. A., R. J. Fuller & P. M. Dolman (2011): Breeding and post-breeding responses of woodland birds to modification of habitat structure by deer. Biol. Conserv. 144: 2151–2162.

Homberger, B., J. Duplain, M. Jenny & L. Jenni (2017): Agri-environmental schemes and active nest protetion can increse hatching success of a reintroduced farmland bird species. Landsc. Urban Plan. 16: 44–51.

Höntsch, K. (2005): Der Kleinspecht (*Picoides minor*) – Autökologie einer bestandsbedrohten Vogelart im hessischen Vordertaunus. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt a. M.

Hõrak, P. & M. Männiste (2016): Viability selection affects black but not yellow plumage colour in greenfinches. Oecologia 180: 23–32.

Horch, P. (2014): Das Braunkehlchen – ein Wiesenbrüter in Not: Rückgang, Schutz- und Fördermassnahmen in der Schweiz. Monticola 106: 31–38.

Horch, P., N. Guillod & R. Spaar (2016): Artenförderung Kiebitz in der Wauwiler Ebene, Kanton Luzern: Jahresbericht 2016. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Horch, P., C. Gygax, S. Fischer, A. Egli, P. Bünter & R. Spaar (2017): Artenförderung Kiebitz in der Wauwiler Ebene, Kanton Luzern: Jahresbericht 2017. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Horch, P. & O. Holzgang (2006): Hecken für Heckenbrüter: Erkenntnisse aus den drei Inventaren 1979, 1988 und 1999 im Kanton Thurgau. Ornithol. Beob. 103: 39–56.

Horch, P., A. Jacot & R. Spaar (2015): Landwirtschaft und Naturschutz im Goms: Gemeinsamer Einsatz für das Braunkehlchen. Jahresbericht 2014. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Horch, P., U. Rehsteiner, A. Berger-Flückiger, M. Müller, H. Schuler & R. Spaar (2008): Bestandsrückgang des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* in der Schweiz, mögliche Ursachen und Evaluation von Fördermassnahmen. Ornithol. Beob. 105: 267–298.

Horch, P. & R. Spaar (2010): Lo Stiaccino *Saxicola rubetra*. Specie target per l'agricoltura estensiva. Ficedula 45: 20–27.

Horch, P. & R. Spaar (2015): Die Situation des Braunkehlchens in der Schweiz, getestete Massnahmen und Ergebnisse. S. 285–292 in: H.-V. Bastian & J. Feulner (Hrsg.): Living on the edge of extinction in Europe. 1st European Whinchat Symposium. LBV Hof, Helmbrechts.

Horisberger, D. (2017): La dynamique d'évolution du pic mar et du chêne dans le canton de Vaud. Schweiz. Z. Forstwes. 168: 305–312.

Horváth, I. & M. Schaub (2007): Das leise Verschwinden des Rotkopfwürgers. Baselbieter Heimatbuch 26: 277–280.

Hoscilo, A., H. Balzter, E. Bartholomé, M. Boschetti, P. A. Brivio, A. Brink, M. Clerici & J. F. Pekel (2015): A conceptual model for assessing rainfall and vegetation trends in sub-Saharan Africa from satellite data. Int. J. Climatol. 35: 3582–3592.

Huber, N., M. Kéry & G. Pasinelli (2017): Occupancy dynamics of the Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* assessed with habitat and remote sensing data. Ibis 159: 623–637.

Huber, N., F. Kienast, C. Ginzler & G. Pasinelli (2016): Using remote-sensing data to assess habitat selection of a declining passerine at two spatial scales. Landsc. Ecol. 31: 1919–1937.

Hughes, B., J. A. Robinson, A. J. Green, Z. W. D. Li & T. Mundkur (2006): International single species action plan for the conservation of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*. CMS Technical Series No. 13 & AEWA Technical Series No. 8. Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS) and Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), Bonn.

Humann-Guilleminot, S., Ł. J. Binkowski, G. Glauser, L. Jenni & F. Helfenstein (in Vorb.): A nation-wide survey of neonicotinoid insecticides in agricultural land with implications for agri-environment schemes.

Humbert, J.-Y., J. Ghazoul, N. Richner & T. Walter (2010): Hay harvesting causes high orthopteran mortality. Agric. Ecosyst. Environ. 139: 522–527.

Humbert, J.-Y., J. Ghazoul & T. Walter (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. Agric. Ecosyst. Environ. 130: 1–8.

Huntley, B., Y. C. Collingham, S. G. Willis & R. E. Green (2008): Potential impacts of climatic change on European breeding birds. PLoS One 3: e1439.

Hustings, F. (2002): Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998–2000. Verspreiding, aantalen, verandering. Nederlandse fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden.

Imboden, C. (1976a): Eaux vivantes. Initation à la biologie des zones humides. Ligue suisse pour la protection de la nature, Bâle.

Imboden, C. (1976b): Leben am Wasser. Kleine Einführung in die Lebensgemeinschaften der Feuchtgebiete. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.

Imesch, N., B. Stadler, M. Bolliger & O. Schneider (2015a): Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Vollzugshilfe zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt im Schweizer Wald. Umwelt-Vollzug Nr. 1503. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Imesch, N., B. Stadler, M. Bolliger & O. Schneider (2015b): Biodiversité en forêt: objectifs et mesures. Aide à l'exécution pour la conservation de la diversité

biologique dans la forêt suisse. L'environnement pratique n° 1503. Office fédéral de l'environnement, Berne.

Immitzer, M., U. Nopp-Mayr & M. Zohmann (2014): Effects of habitat quality and hiking trails on the occurrence of Black Grouse (*Tetrao tetrix* L.) at the northern fringe of alpine distribution in Austria. J. Ornithol. 155: 173–181.

Imperio, S., R. Bionda, R. Viterbi & A. Provenzale (2013): Climate change and human disturbance can lead to local extinction of alpine rock ptarmigan: new insight from the Western Italian Alps. PLoS One 8: e881598.

Inderwildi, E. (2016): Population trend, time of arrival and altitudinal distribution of the Corncrake *Crex crex* in Switzerland – the results of 20 years of conservation. Vogelwelt 136: 107–112.

Inderwildi, E., L. Heer, L. Maumary, J. Laesser & W. Müller (2017a): Aktionsplan Wachtelkönig Schweiz. BirdLife Schweiz, Zürich.

Inderwildi, E., L. Heer, L. Maumary, J. Laesser & W. Müller (2017b): Plan d'action Râle des genêts Suisse. BirdLife Suisse, Zurich.

Inderwildi, E. & W. Müller (2015): Auswirkungen eines langfristigen Artenförderungsprogramms auf Verbreitung und Bestand des Wachtelkönigs *Crex crex* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 112: 23–40.

Inderwildi, E., W. Müller & R. Ayé (2016a): Empoisonnements intentionnels de Faucons pèlerins et d'autres rapaces: reconnaître et signaler les cas suspects. Une fiche d'information du Groupe de travail Faucon pèlerin. BirdLife Suisse, Cudrefin.

Inderwildi, E., W. Müller & R. Ayé (2016b): Vorsätzliche Vergiftung von Wanderfalken und anderen Greifvögeln: Verdachtsfälle erkennen und melden. Ein Merkblatt der Arbeitsgruppe Wanderfalke. BirdLife Schweiz, Zürich.

Ineichen, S. (1997): Die wilden Tiere in der Stadt: Zur Naturgeschichte der Stadt. Die Entwicklung städtischer Lebensräume in Mitteleuropa, verfolgt am Beispiel von Zürich. Waldgut, Frauenfeld.

Ineichen, S., B. Klausnitzer & M. Ruckstuhl (2012): Stadtfauna: 600 Tierarten unserer Städte. Haupt, Bern.

Ingold, P., B. Huber, B. Mainini, H. Marbacher, P. Neuhaus, A. Rawyler, M. Roth, R. Schnidrig & R. Zeller (1992): Freizeitaktivitäten – ein gravierendes Problem für Tiere? Ornithol. Beob. 89: 205–216.

Interessengemeinschaft Sperber (2008): Der Sperber in Deutschland. Eine Übersicht mit Beiträgen aus 15 Regionen. Books on Demand, Norderstedt.

Isaksson, C. (2015): Urbanization, oxidative stress and inflammation: a question of evolving, acclimatizing or coping with urban environmental stress. Funct. Ecol. 29: 913–923.

Isenmann, P. & G. Fradet (1998): Nest site, laying period, and breeding success of the Woodchat Shrike (*Lanius senator*) in Mediterranean France. J. Ornithol. 139: 49–54.

Isler, R. & A. Bossert (2015): Alpenschneehuhn- und Birkhuhn-Bestandsaufnahmen 2014 in ausgewählten Gebieten der Schweizer Alpen. Unveröffentlichter Bericht. KBP Bern.

IUCN (2003): Guidelines for application of IUCN Red List criteria at regional levels: version 3.0. IUCN Species Survival Commission. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Gland and Cambridge.

Jacob, J.-P., C. Dehem, A. Burnel, J.-L. Dambiermont, M. Fasol, T. Kinet, D. van der Elst & J.-Y. Paquet (2010): Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001–2007. Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole, Gembloux.

Jacoby, H. (2017): 25. Bericht über die Durchführung des Überwachungsprogramms im Wasservogelreservat von internationaler Bedeutung Ermatinger Becken in der Saison 2016/2017. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Jacoby, H., M. Hemprich, G. Knötzsch, H. Leuzinger, A. Puchta & P. Willi (2001): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 162. Bericht über die Brutzeit 2001. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Jacoby, H., M. Hemprich, G. Knötzsch, U. Maier, A. Puchta & P. Willi (2002): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 166. Bericht über die Brutzeit 2002. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Jacoby, H., M. Hemprich, G. Knötzsch, U. Maier & J. Ulmer (2008): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 190. Bericht Brutzeit/Sommer 2008. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Jacoby, H., G. Knötzsch, A. Puchta, J. Ulmer & P. Willi (2006): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 182. Bericht Brutzeit/Sommer 2006. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Jacot, A. & B. Posse (2018): Avifauna Leukerfeld und Unterhalt der ökologischen Ausgleichsflächen A9 und des Golfclubs Leuk. Bilanz 2016 und 2017. Schweizerische Vogelwarte, Aussenstelle Wallis, Sion.

Jacot, A. & E. Revaz (2014): Massnahmen zur Rettung des Ortolans in den Leuker Felsensteppen. Schlussbericht Phase 1: 2010–12. Schweizerische Vogelwarte, Aussenstelle Wallis, Sion.

Jacot, A. & E. Revaz (2015): Massnahmen zur Rettung des Ortolans in den Leuker Felsensteppen. Schlussbericht Phase 2: 2014/15. Schweizerische Vogelwarte, Aussenstelle Wallis, Sion.

Jaeger, J., R. Bertiller & C. Schwick (2007a): Degree of landscape fragmentation in Switzerland: Quantitative analysis 1885–2002 and implications for traffic planning and regional planning. Condensed version. Swiss Statistics, domain 2, Territory and Environment 868-0200. Federal Statistical Office, Neuchâtel.

Jaeger, J., R. Bertiller & C. Schwick (2007b): Landschaftszerschneidung Schweiz: Zerschneidungsanalyse 1885–2002 und Folgerungen für die Verkehrs- und Raumplanung. Kurzfassung. Statistik der Schweiz, Fachbereich 2, Raum und Umwelt 866-0200. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.

Jaeger, J., R. Bertiller & C. Schwick (2007c): Morcellement du paysage en Suisse: Analyse du morcellement 1885–2002 et implications pour la planification du trafic et l'aménagement du territoire. Version succincte. Statistique de la Suisse, domaine 2, Espace et environnement 867-0200. Office fédéral de la statistique, Neuchâtel.

Jakob, C. & B. Poulin (2016): Indirect effects of mosquito control using *Bti* on dragonflies and damselflies (Odonata) in the Camargue. Insect Conserv. Divers. 9: 161–169.

Jakoby, O., G. Stadelmann, H. Lischke & B. Wermelinger (2016a): Borkenkäfer und Befallsdisposition der Fichte im Klimawandel. S. 247–264 in: A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (Hrsg.): Wald im Klimawandel. Grundlagen für Anpassungsstrategien. Haupt, Bern.

Jakoby, O., G. Stadelmann, H. Lischke & B. Wermelinger (2016b): Les scolytes et la sensibilité de l'épicéa aux infestations dans le contexte des changements climatiques. S. 251–269 in: A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (Hrsg.): Forêts et changements climatiques. Éléments pour des stratégies d'adaptation. Haupt, Berne.

Jaquier, S. & F. Meyer (2013): Gesucht: helle Wohnung an ruhiger Lage. Ornis 2013/1: 16–19.

Jeanmonod, J. & L. Broch (2001): Suivi d'une population de Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* dans la vallée de la Broye en suite d'une pose intensive de nichoirs: premiers résultats. S. 27–39 in: P.-A. Ravussin, A. Barbalat, P. Beaud, O. Biber, L. Maumary, S.-P. Parrat & B. Posse (Hrsg.): Agir pour les oiseaux. Actes du 39e Colloque interrégional d'ornithologie, Yverdon-les-Bains (Suisse), 1999. Nos Oiseaux, suppl. 5. Nos Oiseaux, Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, La Chaux-de-Fonds.

Jeanmonod, J. & P. Rapin (2014): Première nidification de la Grande Aigrette *Egretta alba* en Suisse. Nos Oiseaux 61: 1–11.

Jenni, L., M. M. Madry, T. Kraemer, J. Kupper, H. Naegeli, H. Jenny & D. Jenny (2015): The frequency distribution of lead concentration in feathers, blood, bone, kidney and liver of golden eagles *Aquila chrysaetos*: insights into the modes of uptake. J. Ornithol. 156: 1095–1103.

Jenni-Eiermann, S., B. Almasi, C. Müller, B. Schmid, A. Roulin & L. Jenni (2014): Die Modulation der Stressantwort bei Vögeln und ihre Bedeutung für den Naturschutz. Ornithol. Beob. 111: 107–120.

Jenni-Eiermann, S., U. Bühler & N. Zbinden (1996): Vergiftungen von Greifvögeln durch Carbofurananwendung im Ackerbau. Ornithol. Beob. 93: 69–77.

Jenny, D. (1992): Bruterfolg und Bestandsregulation einer alpinen Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos*. Ornithol. Beob. 89: 1–43.

Jenny, D. (1999): Die Rückkehr des Bartgeiers (*Gypaetus barbatus*) ins Engadin (Schweiz). Egretta 42: 86–96.

Jenny, D. (2007): Bearded Vulture monitoring in Engadine, Switzerland in 2007. S. 37–41 in: H. Frey, G. Schaden & P. Fasce (Hrsg.): Bearded Vulture annual report 2007. Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture (FCBV), Wassenaar.

Jenny, D. (2011a): Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Uhus *Bubo bubo* im Engadin. Ornithol. Beob. 108: 233–250.

Jenny, D. (2016a): Bartgeier-Monitoring Graubünden 2016. Stiftung Pro Bartgeier, Zürich.

Jenny, D. (2017): Vogelschutzmassnahmen an RhB Fahrleitungen – am Beispiel des Uhus im Engadin. Interner Vorbericht. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Jenny, D., E. Bassi & M. Ferloni (2016): Risiko für aasfressende Greifvögel: Blei. Falke 63, Sonderheft: 59.

Jenny, D. & M. Schaad (2015a): Nichées dérangées – un problème en augmentation. Avinews 2015/2: 8.

Jenny, D. & M. Schaad (2015b): Störung am Horst – zunehmend problematisch. Avinews 2015/2: 8.

Jenny, M. (2011b): Naturschutz im Regal – Bauern und Grossverteiler schaffen gemeinsam ökologische Mehrwerte. Jahrb. Nat.schutz Landsch.pfl. 58: 98–107.

Jenny, M. (2016b): Monitoring Brutvogel- und Feldhasenbestände im Klettgau – Erfassungsjahre 2014 und 2015. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Jenny, M. (2018): Monitoring Brutvogel- und Feldhasenbestände im Klettgau – Erfassungsjahre 2016 und 2017. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Jenny, M., S. Birrer & M. Lanz (2010): Wiederansiedlung des Rebhuhns im Kanton Schaffhausen: Situationsanalyse und Perspektiven für den Zeitraum ab 2010. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Kanton Schaffhausen, Schaffhausen.

Jenny, M., J. Fischer & S. Birrer (2009a): Manuel d'utilisation du système de points. Biodiversité IP-SUISSE. Version 2009. IP-SUISSE, Zollikofen, et Station ornithologique suisse, Sempach.

Jenny, M., J. Fischer, L. Pfiffner, S. Birrer & R. Graf (2009b): Leitfaden für die Anwendung des Punktesystems Biodiversität IP-SUISSE, Version 2009. IP-Suisse, Zollikofen, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Jenny, M., O. Holzgang & N. Zbinden (2005a): Das Rebhuhn – Symbol für eine artenreiche Kulturlandschaft. Avifauna Report Sempach 4. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Jenny, M., O. Holzgang & N. Zbinden (2005b): La Perdrix grise – symbole d'un paysage agricole diversifié. Avifauna Report Sempach 4. Station ornithologique suisse, Sempach.

Jenny, M., B. Josephy & B. Lugrin (2003): Ökologische Aufwertungsmassnahmen in Ackerbaugebieten und ihre Auswirkungen auf ausgewählte Brutvogelarten. S. 151–155 in: R. Oppermann & H. U. Gujer (Hrsg.): Artenreiches Grünland, bewerten und fördern: MEKA und ÖQV in der Praxis. Ulmer, Stuttgart.

Jenny, M., S. Michler, J. Zellweger-Fischer, S. Birrer & R. Spaar (2014a): Favoriser l'Alouette de champs. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Jenny, M., S. Michler, J. Zellweger-Fischer, S. Birrer & R. Spaar (2014b): Feldlerchen fördern. Faktenblatt. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Jenny, M. & R. Obrist (2012a): Formation et vulgarisation agricoles: adaptation aux attentes de la société. Hotspot 26: 18–19.

Jenny, M. & R. Obrist (2012b): Landwirtschaftliche Bildung und Beratung: Den gesellschaftlichen Ansprüchen anpassen. Hotspot 26: 18–19.

Jenny, M., U. Weibel, B. Lugrin, B. Josephy, J.-L. Regamey & N. Zbinden (2002a): Perdrix grise. Rapport final 1991–2000. Cahier de l'environnement n° 335. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne.

Jenny, M., U. Weibel, B. Lugrin, B. Josephy, J.-L. Regamey & N. Zbinden (2002b): Rebhuhn. Schlussbericht 1991–2000. Schriftenreihe Umwelt Nr. 335. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Jenny, M., J. Zellweger-Fischer, L. Pfiffner, S. Birrer & R. Graf (2011a): Leitfaden für die Anwendung des Punktesystems. Biodiversität auf Landwirtschaftsbetrieben im Projekt «Mit Vielfalt punkten – Bauern beleben die Natur». Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick.

Jenny, M., J. Zellweger-Fischer, L. Pfiffner, S. Birrer & R. Graf (2011b): Manuel d'utilisation du système de points. La biodiversité dans les domaines agricoles, avec le projet «Les paysans marquent des points – la nature gagne en diversité». Station ornithologique suisse, Sempach, et Institut de recherche pour l'agriculture biologique (FiBL), Frick.

Jiguet, F. (2017): Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC): Résultats par espèces. http://vigienature.mnhn.fr/page/resultats-par-especes (Stand: 2.10.2017).

Jiguet, F., R. Arlettaz, H.-G. Bauer, V. Belik, J. L. Copete, L. Couzi, M. A. Czajkowski, S. Dale, V. Dombrovski, J. Elts, Y. Ferrand, R. Hargues, G. M. Kirwan, S. Minkevicius, M. Piha, G. Selstam, M. Skierczyński, J.-P. Siblet & A. Sokolov (2016): An update of the European breeding population sizes and trends of the Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*). Ornis Fenn. 93: 186–196.

Jones, P. J. (1995): Migration strategies of Palearctic passerines in Africa. Isr. J. Zool. 41: 393–406.

Kaatz, C., D. Wallschläger, K. Dziewiaty & U. Eggers (2017): Der Weissstorch *Ciconia ciconia*. Die neue Brehm-Bücherei 682. VerlagsKG Wolf, Magdeburg.

Kaeser, G. & H. Schmid (1989): Bestand und Bruterfolg des Turmfalken *Falco tinnunculus* und der Schleiereule *Tyto alba* in der Region Rheinfelden 1951–1988. Ornithol. Beob. 86: 199–208.

Kaiser, N. (1993): Etude des cygnes tuberculés *Cygnus olor* Gm. des lacs subjurassiens. Travail de licence, Université de Neuchâtel.

Källander, H., D. Hasselquist, A. Hedenström, A. Nord, H. G. Smith & J.-Å. Nilsson (2017): Variation in laying date in relation to spring temperature in three species of tits (Paridae) and pied flycatchers *Ficedula hypoleuca* in southernmost Sweden. J. Avian Biol. 48: 83–90.

Kammann, E. E. & M. P. Wand (2003): Geoadditive models. Appl. Stat. 52: 1–18.

Kampe-Persson, H. (2010): Naturalised geese in Europe. Ornis Svec. 20: 155–173.

Kampmann, D., A. Lüscher, W. Konold & F. Herzog (2012): Agri-environment scheme protects diversity of mountain grassland species. Land Use Policy 29: 569–576.

Kantonales Amt für Statistik und Finanzausgleich (2018): StatPop – Entwicklung der Wohnbevölkerung nach Bezirk und Gemeinde ab 1850. Kantonales Amt für Statistik und Finanzausgleich, Sion. https://www.vs.ch/web/acf/statpop (Stand: 14.2.2018).

Kašová, M., L. Nad'o & P. Kaňuch (2014): Structure of tree vegetation may reduce costs of territory defence in Eurasian Nuthatch *Sitta europaea*. Bird Study 61: 413–420.

Kear, J. (2005): Ducks, geese and swans. Bird families of the world 16. Oxford University Press, Oxford.

Keller, M. (2007): Projekt «Stadttauben Luzern» 2001–2006. Schlussbericht. Umweltschutz Stadt Luzern, Luzern. https://www.stadtluzern.ch/_rte/publikation/26035 (Stand: 27.11.2017).

Keller, V. (2000): Winterbestand und Verbreitung der Kolbenente *Netta rufina* in der Schweiz und im angrenzenden Ausland. Ornithol. Beob. 97: 175–190.

Keller, V. (2009): The Goosander *Mergus merganser* population breeding in the Alps and its connections to the rest of Europe. Wildfowl Special Issue 2: 60–73.

Keller, V. (2011a): Die Schweiz als Winterquartier für Wasservögel. Avifauna Report Sempach 6. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Keller, V. (2011b): La Suisse, refuge hivernal pour les oiseaux d'eau. Avifauna Report Sempach 6. Station ornithologique suisse, Sempach.

Keller, V. (2014): Vom Wintergast zum regelmässigen Brutvogel: Brutbestand und Verbreitung der Kolbenente *Netta rufina* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 111: 35–52.

Keller, V. (2015): Haubentaucher und Co: Reaktionen auf die Veränderungen der Wasserqualität am Sempachersee. Vogelwarte 53: 426.

Keller, V. (in Vorb.): Population size and breeding success of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* in relation to changes in nutrient content: a long-term study from a formerly highly-eutrophicated lake.

Keller, V., M. Antoniazza, P. Mosimann-Kampe & P. Rapin (2012): Dix ans de reproduction du Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo* en Suisse (2001–2010). Nos Oiseaux 59: 3–10.

Keller, V., R. Ayé, W. Müller, R. Spaar & N. Zbinden (2010): Die prioritären Vogelarten der Schweiz: Revision 2010. Ornithol. Beob. 107: 265–285.

Keller, V., R. Ayé, W. Müller, R. Spaar & N. Zbinden (2011): La revisione 2010 della Lista Rossa degli uccelli nidificanti e delle specie prioritarie per la conservazione in Svizzera. Ficedula 47: 2–16.

Keller, V. & J. Gremaud (2003): Der Brutbestand des Gänsesägers *Mergus merganser* in der Schweiz 1998. Ornithol. Beob. 100: 227–246.

Keller, V. & C. Müller (2012): Monitoring Überwinternde Wasservögel: Ergebnisse der Wasservogelzählungen 2010/11 in der Schweiz/Monitoring hivernal des oiseaux d'eau: Résultats des recensements des oiseaux d'eau 2010/11 en Suisse. Schweizerische Vogelwarte/Station ornithologique suisse, Sempach.

Keller, V. & C. Müller (2015): Bestand und Verbreitung des Kormorans *Phalacrocorax carbo* in der Schweiz und in Europa. Ornithol. Beob. 112: 259–268.

Keller, V. & N. Zbinden (1998): Die Weisskopfmöwe *Larus cachinnans* in der Schweiz: ein Problem für andere Vögel? Ornithol. Beob. 95: 311–324.

Keller, V., N. Zbinden, H. Schmid & B. Volet (2001a): Lista Rossa degli uccelli nidificanti minacciati in Svizzera. Collana dell'UFAFP «Ambiente-Esecuzione». Ufficio federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio, Berna, e Stazione ornitologica svizzera, Sempach.

Keller, V., N. Zbinden, H. Schmid & B. Volet (2001b): Liste Rouge des oiseaux nicheurs menacés de Suisse. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, et Station ornithologique suisse, Sempach.

Keller, V., N. Zbinden, H. Schmid & B. Volet (2001c): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten der Schweiz. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Kéry, M. (1991): Brutbestand und Verbreitung der Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* im Schweizer Jura in den achtziger Jahren. Ornithol. Beob. 88: 209–216.

Kéry, M., K. Pulfer & G. Preiswerk (2005): Geringe Distanz zwischen zwei Paaren des Wanderfalken *Falco peregrinus* in Basel. Ornithol. Beob. 102: 293–296.

Kéry, M., J. A. Royle, H. Schmid, M. Schaub, B. Volet, G. Häfliger & N. Zbinden (2010): Site-occupancy distribution modeling to correct population-trend estimates derived from opportunistic observations. Conserv. Biol. 24: 1388–1397.

Kéry, M., H. Schmid & T. Sattler (2016): Bestandsentwicklung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in der Schweiz mit besonderer Berücksichtigung des Zeitraums seit 2005. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Kestenholz, M. (1997): Status der Mandarinente *Aix galericulata* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 94: 53–63.

Kestenholz, M., O. Biber, P. Enggist & T. Salathé (2010a): Aktionsplan Weissstorch Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 1029. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich, und Storch Schweiz, Kleindietwil.

Kestenholz, M., O. Biber, P. Enggist & T. Salathé (2010b): Plan d'action Cigogne blanche Suisse. Programme de conservation des oiseaux en Suisse. L'environnement pratique n° 1029. Office fédéral de l'environnement, Berne, Station ornithologique suisse, Sempach, Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Zurich, et Cigogne Suisse, Kleindietwil.

Kestenholz, M., L. Heer & V. Keller (2005): Etablierte Neozoen in der europäischen Vogelwelt – eine Übersicht. Ornithol. Beob. 102: 153–180.

Kirby, W. B., P. E. Bellamy, A. J. Stanbury, A. J. Bladon, P. V. Grice & S. Gillings (2015): Breeding season habitat associations and population declines of British Hawfinches *Coccothraustes coccothraustes*. Bird Study 62: 348–357.

Klaus, G. (2007a): État et évolution des marais en Suisse. Résultats du suivi de la protection des marais. État de l'environnement n° 0730. Office fédéral de l'environnement, Berne.

Klaus, G. (2007b): Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz. Ergebnisse der Erfolgskontrolle Moorschutz. Umwelt-Zustand Nr. 0730. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Klein, G., Y. Vitasse, C. Rixen, C. Marty & M. Rebetez (2016): Shorter snow cover duration since 1970 in the Swiss Alps due to earlier snowmelt more than to later snow onset. Clim. Chang. 139: 637–649.

Klemp, S. (2003): Altitudinal dispersal within season in the Grey Wagtail *Motacilla cinerea*. Ibis 145: 509–511.

Knaus, P. (1997): Erstnachweis des Weissrückenspechts *Dendrocopos leucotos* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 94: 185–190.

Knaus, P. (2000): Die Brandgans *Tadorna tadorna* als neuer Brutvogel in der Schweiz. Ornithol. Beob. 97: 7–20.

Knaus, P., D. Bruderer, D. Hagist, M. Hochreutener, U. Maier, G. Segelbacher, J. Ulmer & S. Werner (2016a): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 222. Bericht über den Sommer und die Brutzeit 2016. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Knaus, P., D. Bruderer, D. Hagist, J. Honold, U. Maier, G. Segelbacher, J. Ulmer, S. Trösch & S. Werner (2017): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 226. Bericht über den Sommer und die Brutzeit 2017. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Knaus, P., D. Bruderer, D. Hagist, U. Maier, G. Segelbacher, J. Ulmer & S. Werner (2016b): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 221. Bericht über das Frühjahr und den Heimzug 2016. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Knaus, P., D. Bruderer, M. Hemprich, M. Hochreutener, U. Maier, G. Segelbacher, J. Ulmer & S. Werner (2015): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 218. Bericht über den Sommer und die Brutzeit 2015. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Knaus, P., D. Bruderer, M. Hemprich, G. Segelbacher, S. Trösch, J. Ulmer & S. Werner (2014): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 214. Bericht über den Sommer und die Brutzeit 2014. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Kneubühl, M. (1998): Nahrungsangebot und Raumnutzung der Dohle *Corvus monedula* bei Murten, Kanton Freiburg. Ornithol. Beob. 95: 221–244.

Knop, E. (2016): Biotic homogenization of three insect groups due to urbanization. Glob. Chang. Biol. 22: 228–236.

Knopfli, W. (1955): Les oiseaux de la Suisse. 19e et dernière livraison, Labbes ou Stercoraires, Sternes ou Hirondelles de mer, Grèbes, Plongeons, Oiseaux océaniques fourvoyés. Département fédéral de l'Intérieur (inspection des forêts, chasse et pêche), Berne et Genève.

Knopfli, W. (1956): Die Vögel der Schweiz. 19. Lieferung (Schlusslieferung), Raubmöwen, Seeschwalben, Lappentaucher, Seetaucher, verirrte Meeresbewohner. Eidg. Departement des Innern (Inspektion für Forstwesen, Jagd und Fischerei), Bern und Genf.

Koffijberg, K., C. Hallman, O. Keišs & N. Schäffer (2016): Recent population status and trends of Corncrakes *Crex crex* in Europe. Vogelwelt 136: 75–87.

Kohli, L. & S. Birrer (2003a): Diversité envolée dans la zone agricole – état des habitats de notre avifaune. Avifauna Report Sempach 2. Station ornithologique suisse, Sempach.

Kohli, L. & S. Birrer (2003b): Verflogene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach 2. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Koleček, J., S. Hahn, T. Emmenegger & P. Procházka (2018): Intra-tropical movements as a beneficial strategy for Palearctic migratory birds. R. Soc. Open Sci. 5: 171675.

König, C., S. Stübing & J. Wahl (2017): Sommer 2017: Waldohreule, Wachtelkönig, Weissbauchtölpel. Falke 64/11: 28–33.

Koop, B. & R. K. Berndt (2014): Vogelwelt Schleswig-Holstein. Bd. 7, Zweiter Brutvogelatlas. Wachholtz, Neumünster.

Korner, P., R. Graf & L. Jenni (2017): Large changes in the avifauna in an extant hotspot of farmland biodiversity in the Alps. Bird Conserv. Int. 6: 1–15.

Körner, C. (2012): Alpine treelines. Functional ecology of the global high elevation tree limits. Springer, Basel.

Koschkar, S. & J. Dierschke (2014): «Go West…»: Der Grünlaubsänger *Phylloscopus trochiloides* in Deutschland. Seltene Vögel in Deutschland 2013: 50–59.

Kratzer, D. (2015): Bestandsentwicklung der Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* in Baden-Württemberg von 2007 bis 2015. S. 239–247 in: F. Rau, R. Lühl & J. Becht (Hrsg.): 50 Jahre Schutz von Fels und Falken. Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz 1965–2015. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 31 (Sonderband).

Kronshage, A. (2005): Zum Vorkommen der Drosseln im Oberengadin (Zentralalpen/Schweiz) unter besonderer Berücksichtigung der Ringdrossel (*Turdus torquatus alpestris*), Amsel (*Turdus merula*) und Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*). Jahresber. Nat.forsch. Ges. Graubünden 113: 29–83.

Krüger, T. (2016): On the effects of kitesurfing on waterbirds – a review. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/2016. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover.

Krummenacher, B., M. Weggler, D. Schmidt, K. Bollmann, D. Köchli & K. Robin (2009): Wie gross sind die Chancen für eine Wiederansiedlung des Fischadlers *Pandion haliaetus* in der Schweiz? Ornithol. Beob. 106: 165–180.

Krüsi, B. O., M. Schütz & S. Tidow (1997): Waldränder in der Schweiz. Ökologischer Zustand, botanische Vielfalt und Aufwertungspotential. Schweiz. Wald 97: 5–19.

Kuhnen, K. (1978): Zur Methodik der Erfassung von Uferschwalben (*Riparia riparia*)-Populationen. Vogelwelt 99: 161–176.

Kuijper, D. P. J., E. Oosterveld & E. Wymenga (2009): Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. Eur. J. Wildl. Res. 55: 455–463.

Kurvinen, L., M. Kilpi, M. Nordström & M. Öst (2016): Drivers of decline and changed nest-site preference of the Baltic eider: an island-level analysis from south-western Finland. Ornis Fenn. 93: 55–66.

Kushlan, J. A. & J. A. Hancock (2005): Herons. Bird families of the world 14. Oxford University Press, Oxford.

Kvist, L., J. Martens, A. Ahola & M. Orell (2001): Phylogeography of a Palaearctic sedentary passerine, the willow tit (*Parus montanus*). J. Evol. Biol. 14: 930–941.

Kvist, L., M. Ruokonen, A. Thessing, J. Lumme & M. Orell (1998): Mitochondrial control region polymorphism reveal high amount of gene flow in Fennoscandian willow tits (*Parus montanus borealis*). Hereditas 128: 133–143.

Laaksonen, T., M. Ahola, T. Eeva, R. A. Väisänen & E. Lehikoinen (2006): Climate change, migratory connectivity and changes in laying date and clutch size of the pied flycatcher. Oikos 114: 277–290.

Laber, J., A. Pellinger, A. Széll & B. Wendelin (2016): Bestandsentwicklung in den Jahren 1990–2015 und Wanderungen der Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* Temminck, 1820 im Neusiedler See-Gebiet (Österreich) und in der Region Fertő-Hanság (Ungarn). Egretta 54: 110–117.

Labhardt, A. (1988): Zum Bruterfolg des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in Abhängigkeit von der Grünlandbewirtschaftung in den Westschweizer Voralpen. Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Baden-Württ. 51: 159–178.

Lachat, T., D. Pauli, Y. Gonseth, G. Klaus, C. Scheidegger, P. Vittoz & T. Walter (2010): Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Bristol-Schriftenreihe Bd. 25. Bristol-Stiftung, Zürich, und Haupt, Bern.

Lachat, T., D. Pauli, Y. Gonseth, G. Klaus, C. Scheidegger, P. Vittoz & T. Walter (2011): Evolution de la biodiversité en Suisse depuis 1900. Avons-nous touché le fond? Collection Bristol vol. 25. Fondation Bristol, Zurich, et Haupt, Berne.

Laesser, J., B. Droz, F. Bovay & V. Uldry (2016): Le Rougequeue à front blanc *Phoenicurus phoenicurus* à La Chaux-de-Fonds. Suivi, étude de l'environnement et recommandations pour sa conservation. Nos Oiseaux 63: 137–152.

Laiolo, P., F. Dondero, E. Ciliento & A. Rolando (2004): Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. J. Appl. Ecol. 41: 294–304.

Laiolo, P. & A. Rolando (2005): Forest bird diversity and ski-runs: a case of negative edge effect. Anim. Conserv. 7: 9–16.

Lambiel, C. & E. Reynard (2003): Impacts du développement d'un domaine skiable sur la morphologie glaciaire et périglaciaire: le cas de Verbier (Valais, Suisse).

S. 19–33 in: E. Reynard, C. Holzmann, D. Guex & N. Summermatter (Hrsg.): Géomorphologie et tourisme. Actes de la Réunion annuelle de la Société Suisse de Géomorphologie (SSGm), Finhaut, 21–23 septembre 2001. Travaux et recherches n° 24. Institut de Géographie, Université de Lausanne.

Lamprecht, M., A. Fischer & H. P. Stamm (2014a): Sport Schweiz 2014: Sportaktivität und Sportinteresse der Schweizer Bevölkerung. Bundesamt für Sport BASPO, Magglingen.

Lamprecht, M., A. Fischer & H. P. Stamm (2014b): Sport Suisse 2014: Activité et consommation sportives de la population suisse. Office fédéral du sport OFSPO, Macolin.

Lamprecht, M., A. Fischer & H. P. Stamm (2014c): Sport Svizzera 2014: Pratica sportiva e interesse per lo sport della popolazione svizzera. Ufficio federale dello sport UFSPO, Macolin.

Lanz, M., S. Michler & J. Duplain (2012): Projet de conservation de la Perdrix grise *Perdix perdix* dans le canton de Genève. Rapport final de la phase de projet 2007–2012. Station ornithologique suisse, Sempach.

Lardelli, R. (2007): Nidificazione insolita di Passero solitario *Monticola solitarius*. Ficedula 38: 10–11.

Lardelli, R. (2011): Predazione di Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* su Rondone pallido *Apus pallidus*. Ficedula 47: 25–26.

Lardelli, R. (2014): Il Rondone pallido *Apus pallidus* nell'area alpina: stato attuale delle conoscenze. Ficedula 48: 27–30.

Lardelli, R. & V. Lardelli (1987): Entdeckung einer Brutkolonie des Fahlseglers *Apus pallidus* in Locarno TI. Ornithol. Beob. 84: 326–328.

Lardelli, R. & C. Scandolara (2014): Conservazione di Upupa *Upupa epops*, Civetta *Athene noctua* e Succiacapre *Caprimulgus europaeus* in Ticino: sintesi dei risutati 2010–2013. Ficedula 48: 19–26.

Lardelli, R. & N. Zbinden (2017): Il Gufo reale *Bubo bubo* in Ticino: confronto fra tre censimenti (1987–1989, 2009–2011, 2013–2016). Ficedula 51: 25–31.

Ławicki, Ł. (2014): The Great White Egret in Europe: population increase and range expansion since 1980. Brit. Birds 107: 8–25.

Lawson, B., R. A. Robinson, K. M. Colvile, K. M. Peck, J. Chantrey, T. W. Pennycott, V. R. Simpson, M. P. Toms & A. A. Cunningham (2012): The emergence and spread of finch trichomonosis in the British Isles. Philos. Trans. R. Soc. B 367: 2852–2863.

Lebrun, P. & B. Sonnerat (2008): Statut du Crave à bec rouge *Pyrrhocorax pyrrhocorax* en Haute-Savoie. Le Bièvre 22: 47–53.

Lechenet, M., F. Dessaint, G. Py, D. Makowski & N. Munier-Jolain (2017): Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. Nat. Plants 3: 17008.

Leclercq, B. (2008): Le Grand Tétras *Tetrao urogallus* dans le Jura français: historique et statut actuel. Ornithos 15: 256–265.

Lefranc, N. (2017): Histoire récente, statut actuel et tendances évolutives des Pies-grièches *Lanius* sp. dans le Grand Est. Ciconia 41: 12–26.

Lefranc, N. & J.-P. Paul (2011): La Pie-grièche grise *Lanius excubitor* en France: historique et statut récent en période de nidification. Ornithos 18: 261–276.

Lefranc, N. & F. Preiss (2008): Le Grand Tétras *Tetrao urogallus* dans les Vosges: historique et statut actuel. Ornithos 15: 244–255.

Lefranc, N. & T. Worfolk (1997): Shrikes. A guide to the shrikes of the world. Pica Press, Mountfield.

Legendre, F. (2005): Statut du Faucon kobez *Falco vespertinus* en France: nidification et migration. Ornithos 12: 183–192.

Lehikoinen, A., T. K. Christensen, M. Öst, M. Kilpi, P. Saurola & M. Vattulainen (2008): Large-scale change in the sex ratio of a declining eider *Somateria mollissima* population. Wildl. Biol. 14: 288–301.

Lehikoinen, A., E. Lehikoinen, J. Valkama, R. A. Väisänen & M. Isomursu (2013): Impacts of trichomonosis epidemics on Greenfinch *Chloris chloris* and Chaffinch *Fringilla coelebs* populations in Finland. Ibis 155: 357–366.

Lehikoinen, A. & R. Virkkala (2016): North by north-west: climate change and directions of density shifts in birds. Glob. Chang. Biol. 22: 1121–1129.

Lentner, R. (2016): Mornellregenpfeifer *Charadrius morinellus* Linnaeus, 1758 ein neuer Brutvogel für Tirol. Egretta 54: 145–147.

Leuzinger, M. (2011): Seidenreiher *Egretta garzetta* brüten bei Kembs (Frankreich) nördlich von Basel. Ornithol. Beob. 108: 349–350.

Lever, C. (2005): Naturalised birds of the world. Poyser, London.

Lieb, K. & M. Brader (2004): Nachweis einer Schellentenbrut (*Bucephala clangula*) in einem Gänsesägernistkasten. Vogelkdl. Nachr. Oberösterr. – Nat.schutz aktuell 12: 21–23.

Liechti, P. (1994): Der Zustand der Seen in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt 237. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Liesen, J. (2012): Der Grauspecht *Picus canus* im Kottenforst bei Bonn – historische und aktuelle Verbreitung sowie Diskussion möglicher Rückgangsursachen. Charadrius 48: 12–22.

Lormée, H., C. Eraud & J.-M. Boutin (2011): Quel est l'impact de l'habitat de reproduction sur la démographie du pigeon ramier en France? Faune Sauvage 293: 10–11.

Lovaty, F. (2014): L'importance du bois mort sur pied et des microsites pour la reproduction de la Mésange huppée *Lophophanes cristatus*: exemple dans une pinède de Pins maritimes *Pinus pinaster* de Charente-Maritime (France). Alauda 82: 3–18.

Lovaty, F. (2015): Le statut de la Fauvette à lunettes *Sylvia conspicillata* durant une décennie sur un causse de Lozère (France). Nos Oiseaux 62: 199–202.

Low, M., D. Arlt, S. Eggers & T. Pärt (2010): Habitat-specific differences in adult survival rates and its links to parental workload and on-nest predation. J. Anim. Ecol. 79: 214–224.

LPO Champagne-Ardenne (2016): Les oiseaux de Champagne-Ardenne. Nidification, migration, hivernage. Delachaux et Niestlé, Paris.

Luder, R. (1993): Vogelbestände und -lebensräume in der Gemeinde Lenk (Berner Oberland): Veränderungen im Laufe von 12 Jahren. Ornithol. Beob. 90: 1–34.

Luisier, C. (2015): Recherches d'espèces alpines: le Tichodrome échelette et la Perdrix bartavelle. Le Héron 240: 22–27.

Luisier, C. (2017): Habitat, reproduction et régime alimentaire du Tichodrome échelette dans le Valais romand et le Chablais vaudois. Travail de maturité, Lycée-Collège de l'Abbaye, St-Maurice.

Luoni, F. (2009): Un esotico alle porte del Ticino: il Panuro di Webb *Paradoxornis webbianus* in Provincia di Varese. Ficedula 41: 13–18.

Luoni, F., A. Galimberti, A. Boto, C. Celada, M. Casiraghi & G. Tosi (2009): Un Cinese tra noi: il genere naturalizzato *Paradoxornis* in Provinica di Varese. S. 414–419 in: M. Brunelli, C. Battisti, F. Bulgarini, J. G. Cecere, F. Fraticelli, M. Gustin, S. Sarrocco & A. Sorace (Hrsg.): Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Parco Nazionale del Circeo – Sabaudia (LT), 14–18 ottobre 2009. Alula 16. Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Roma.

Lüps, P. (1975): Geschichtliches zur Verbreitung des Rothuhns *Alectoris rufa* (L. 1758) in der Schweiz. Jahrb. Nat.hist. Mus. Bern 5: 133–151.

Lüps, P. (2003): Wenn es auch manchmal scheint, dass alles nichts nützt… Beim Lesen von Band 1 des Ornithologischen Beobachters auftauchende Gedanken zur Entwicklung der Situation von Jagd und Vogelschutz in der Schweiz. Ornithol. Beob. 100: 181–192.

Lüps, P. (2004a): Bestandsentwicklung beim Steinhuhn *Alectoris graeca* 1968–1996 im Berner Oberland (Schweizer Alpen). Beitr. Jagd- Wildforsch. 29: 343–352.

Lüps, P. (2004b): Schnee als limitierender Faktor für das Steinhuhn *Alectoris graeca* in den Schweizer Alpen – eine Übersicht. Ornithol. Beob. 101: 295–306.

Lüthy, M. & D. Weber (2005): Kontrollprogramm Natur und Landschaft: Situation der Brutvögel im Aargau. Umwelt Aargau, Sondernummer 21. Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung Landschaft und Gewässer, Aarau.

Ly, M., S. B. Traore, A. Alhassane & B. Sarr (2013): Evolution of some observed climate extremes in the West African Sahel. Weather Clim. Extremes 1: 19–25.

Maceda-Veiga, A., R. López & A. J. Green (2017): Dramatic impact of alien carp *Cyprinus carpio* on globally threatened diving ducks and other waterbirds in Mediterranean shallow lakes. Biol. Conserv. 212: 74–85.

MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle & C. A. Langtimm (2002): Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology 83: 2248–2255.

Madden, C. F., B. Arroyo & A. Amar (2015): A review of the impact of corvids on bird productivity and abundance. Ibis 157: 1–16.

Madry, M. M., T. Kraemer, J. Kupper, H. Naegeli, H. Jenny, L. Jenni & D. Jenny (2015): Excessive lead burden among golden eagles in the Swiss Alps. Environ. Res. Lett. 10: 034003, doi: 10.1088/1748-9326/10/3/034003.

Madsen, H., N. Bunnefeld, S. Nagy, C. Griffin, P. Du Defos Rau, J.-Y. Mountain-Monval, R. Hearn, A. Czajkowski, A. Grauer, F. R. Merkel, J. H. Williams, M. Alhainen, M. Guillemain, A. Middleton, T. K. Christensen & O. Noe (2015): Guidelines on sustainable harvest of migratory waterbirds. AEWA Conservation No. 5, AEWA Technical Series No. 62. Wetlands International, Bonn.

Maggini, R., A. Lehmann, M. Kéry, H. Schmid, M. Beniston, L. Jenni & N. Zbinden (2011): Are Swiss birds tracking climate change? Detecting elevational shifts using response curve shapes. Ecol. Model. 222: 21–32.

Maggini, R., A. Lehmann, N. Zbinden, N. E. Zimmermann, J. Bolliger, B. Schröder, R. Foppen, H. Schmid, M. Beniston & L. Jenni (2014): Assessing species vulnerability to climate and land use change: the case of the Swiss breeding birds. Divers. Distrib. 20: 708–719.

Magurran, A. E., S. R. Baillie, S. T. Buckland, J. M. Dick, D. A. Elston, E. M. Scott, R. I. Smith, P. J. Somerfield & A. D. Watt (2010): Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. Trend Ecol. Evol. 25: 574–582.

Malle, G. & R. Probst (2010): Das Rotsternige Blaukehlchen in den Elendtälern, Nationalpark Hohe Tauern, Kärnten. Carinthia II 200: 433–464.

Malle, G. & R. Probst (2015): Die Zwergohreule (*Otus scops*) in Österreich: Bestand, Ökologie und Schutz in Zentraleuropa unter besonderer Berücksichtigung der Kärntner Artenschutzprojekte. Carinthia II, Sonderheft 65. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.

Mallord, J. W., P. M. Dolman, A. Brown & W. J. Sutherland (2007): Nest-site characteristics of Woodlarks *Lullula arborea* breeding on heathlands in southern England: are there consequences for nest survival and productivity? Bird Study 54: 307–314.

Mallord, J. W., C. J. Orsman, J. T. Roberts, K. Boafo, R. Q. Skeen, D. K. Sheehan & J. A. Vickery (2018): Apparent resilience of a declining Afro-Palaearctic migrant to forest loss on the wintering grounds. Ibis 160, doi: 10.1111/ibi.12572.

Mallord, J. W., C. J. Orsman, J. T. Roberts, R. Skeen, D. K. Sheehan & J. A. Vickery (2016): Habitat use and tree selection of a declining Afro-Palaearctic migrant at sub-Saharan staging and wintering sites. Bird Study 63: 459–469.

Mann, C. M., S. Barnes, B. Offer & R. Wall (2015): Lethal and sub-lethal effects of faecal deltamethrin residues on dung-feeding insects. Med. Vet. Entomol. 29: 189–196.

Mann, P., H. Herlyn & H. Untheim (1990): Bestandssituation und Habitat der Zippammer *Emberiza cia* im Südschwarzwald. Vogelwelt 111: 142–155.

Marbot, T. (1998): Die Schellente *Bucephala clangula* als Brutvogel am Bielersee. Ornithol. Beob. 95: 325–326.

Marchadour, B. (2014): Oiseaux nicheurs des pays de la Loire. Delachaux et Niestlé, Paris.

Marion, L. (2009): Recensement national des hérons coloniaux de France en 2007: Héron cendré, Héron pourpré, Héron bihoreau, Héron crabier, Héron garde-bœufs, Aigrette garzette, Grande Aigrette. Alauda 77: 243–268.

Marion, L., L. Barbier & C. Morin (2006): Statut du Blongios nain *Ixobrychus minutus* en France entre 1968 et 2004 et causes probables de l'evolution de ses effectifs. Alauda 74: 155–170.

Marques, D. A. & M. Thoma (2015): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2014. 24. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 112: 161–188.

Marques, D. A., M. Thoma & P. Knaus (2013a): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2012. 22. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 110: 385–418.

Marques, D. A., M. Thoma, P. Knaus & L. Vallotton (2013b): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2012. 22e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 60: 215–236.

Marques, D. A., M. Thoma & F. Schneider (2015): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2014. 24e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 62: 155–174.

Marquiss, M. (2010): Seasonal pattern in hawk predation on Common Bullfinches *Pyrrhula pyrrhula*: evidence of an interaction with habitat affecting food availability. Bird Study 54: 1–11.

Marti, C. (1986): Verbreitung und Bestand des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 83: 67–70.

Marti, C. (1995): Das schweizerische Auerhuhn-Schutzprojekt. Naturschutzreport 10: 47–55.

Marti, C. & A. Bossert (1985): Beobachtungen zur Sommeraktivität und Brutbiologie des Alpenschneehuhns *Lagopus mutus* im Aletschgebiet (Wallis). Ornithol. Beob. 82: 153–168.

Marti, C., A. Bossert & H. R. Pauli (2016): Bestand und Verbreitung von Birkhuhn *Tetrao tetrix* und Alpenschneehuhn *Lagopus muta* im Aletschgebiet von 1970 bis 2015. Ornithol. Beob. 113: 1–30.

Marti, J. (2002): Zur Biotopwahl des Berglaubsängers *Phylloscopus bonelli* im Kanton Glarus. Ornithol. Beob. 99: 97–103.

Marti, J. (2007): Zur Habitatwahl des Waldlaubsängers *Phylloscopus sibilatrix* im Kanton Glarus. Ornithol. Beob. 104: 45–52.

Marti, J. (2008): Die Habitatansprüche der Klappergrasmücke *Sylvia curruca* in den höheren Lagen des Kantons Glarus. Ornithol. Beob. 105: 345–352.

Marti, J. (2014): Bestand und Verbreitung des Baumpiepers *Anthus trivialis* im Kanton Glarus 2004–2013 im Vergleich zu 2002–2003. Ornithol. Beob. 111: 85–92.

Marti, J. (2018): Habitat und Bestand der Heckenbraunelle *Prunella modularis* im Kanton Glarus. Ornithol. Beob. 115: 81–90.

Martín, B., A. Onrubia, A. de la Cruz & M. Ferrer (2016): Trends of autumn counts at Iberian migration bottlenecks as a tool for monitoring continental populations of soaring birds in Europe. Biodivers. Conserv. 25: 295–309.

Martinez, N. (2011): Erfolgreiche Brut der Haubenmeise *Parus cristatus* in einem nahezu nadelholzfreien Siedlungsgebiet. Ornithol. Beob. 108: 345–348.

Martinez, N. (2016): Aktionsplan Gartenrotschwanz BS, Zwischenbilanz über die umgesetzten Arbeiten und Vorschläge für Prioritäten 2016–2018. Hintermann & Weber AG, Reinach.

Martinez, N. & S. Birrer (2017): Entwicklung ausgewählter Vogelarten im Landwirtschaftsgebiet des Kantons Basel-Landschaft. Ornithol. Beob. 114: 161–178.

Martinez, N., J. Borer & T. Walser (2012): Veränderung der Vogelwelt im Offenland von Erschwil (Kanton Solothurn) zwischen 1994 und 2010. Ornithol. Beob. 109: 31–42.

Martinez, N., L. Jenni, E. Wyss & N. Zbinden (2010): Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. J. Ornithol. 151: 297–307.

Martinez, N., T. Lüthi, W. Müller, H. R. Pauli & C. Suter (2013): Der Bestand des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in den Kantonen Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Bern und Solothurn. Ornithol. Beob. 110: 77–92.

Martinez, N. & L. Maumary (2016a): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2015. 25e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 63: 243–257.

Martinez, N. & L. Maumary (2016b): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2015. 25. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 113: 269–298.

Martinez, N. & M. Plattner (2015): Starke Zunahme der Molluskenindividuen in der Schweiz. 54. Frühjahrstagung der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft in Beatenberg/Schweiz vom 22. bis 25. Mai 2015, Beatenberg. http://www.biodiversitymonitoring.ch/fileadmin/user_upload/documents/praesentationen/1260_Molluskenzunahme_V1.pdf (Stand: 11.12.2017).

Martinez, N. & T. Roth (2017): Bestandsentwicklung und Brutbiologie des Gartenrotschwanzes *Phoenicurus phoenicurus* in der Nordwestschweiz. Ornithol. Beob. 114: 179–200.

Martinez, N., T. Roth, V. Moser, G. Oesterhelt, B. Pfarr Gambke, P. Richterich, T. B. Tschopp, M. Spiess & S. Birrer (2017): Bestandsentwicklung von Brutvögeln in der Reinacher Ebene (Kanton Basel-Landschaft) von 1997 bis 2016. Ornithol. Beob. 114: 257–274.

Martinèz, J. A., J. E. Martinèz, S. Mañosa, I. Zuberogoitia & J. F. Calvo (2006): How to manage human-induced mortality in the Eagle Owl *Bubo bubo*. Bird Conserv. Int. 16: 265–278.

Martínez-Abraín, A., C. Viedma, J. A. Gómez, M. A. Bartolomé, J. Jiménez, M. Genovart & S. Tenan (2013): Assessing the effectiveness of a hunting moratorium on target and non-target species. Biol. Conserv. 165: 171–178.

Martinez-Juarez, P., A. Chiabai, T. Taylor & S. Quiroga Gómez (2015): The impact of ecosystems on human health and well-being: A critical review. J. Outdoor Recreat. Tour. 10: 63–69.

Marty, C. (2008): Regime shift of snow days in Switzerland. Geophys. Res. Lett. 35: L12501, doi: 10.1029/2008GL033998.

Massa, B. & T. La Mantia (2000): The decline of ground-nesting birds in the agrarian landscape of Italy. Rev. Ecol. (Terre Vie) 65: 73–90.

Massimino, D., I. D. Woodward, M. J. Hammond, S. J. Harris, D. I. Leech, D. G. Noble, R. H. Walker, C. Barimore, D. Dadam, S. M. Eglington, J. H. Marchant, M. J. P. Sullivan, S. R. Baillie & R. A. Robinson (2017): BirdTrends 2017: trends in numbers, breeding success and survival for UK breeding birds. Research Report 704. British Trust for Ornithology, Thetford.

Matter, H. (1982): Einfluss intensiver Feldbewirtschaftung auf den Bruterfolg des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in Mitteleuropa. Ornithol. Beob. 79: 1–24.

Mattes, H. (1982): Die Lebensgemeinschaft von Tannenhäher, *Nucifraga caryocatactes* (L.), und Arve, *Pinus cembra* L., und ihre forstliche Bedeutung in der oberen Gebirgswaldstufe. Ber. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes. Nr. 241. Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf.

Mattes, H. & W. Gatter (2011): Beeinflusst der Star *Sturnus vulgaris* über Höhlenkonkurrenz die Häufigkeit von Spechten *Dendrocopos* sp.? Ornithol. Beob. 108: 251–259.

Matthysen, E. (1990): Behavioral and ecological correlates of territory quality in the Eurasian Nuthatch (*Sitta europaea*). Auk 107: 86–95.

Maumary, L. (2002): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2001. 11e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 49: 229–248.

Maumary, L. (2016): La nidification du Guêpier d'Europe (*Merops apiaster*) à Penthaz (VD) en 2016. Rapport non publié.

Maumary, L. (2017): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2016. 26e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 64: 225–244.

Maumary, L., H. Duperrex, J. Cloutier & L. Vallotton (2013): Première nidification du Circaète Jean-le-Blanc *Circaetus gallicus* en Suisse. Observations sur la biologie de reproduction, en particulier le régime alimentaire. Nos Oiseaux 60: 3–24.

Maumary, L., H. Duperrex & R. Delarze (1990): Nidification de la Fauvette à lunettes (*Sylvia conspicillata*) en Valais (Alpes suisses). Nos Oiseaux 40: 355–372.

Maumary, L. & S. Gysel (2002): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2001. 11. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 99: 249–275.

Maumary, L. & P. Mosimann-Kampe (2017): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2016. 26. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 114: 221–248.

Maumary, L., E. Poschung & M. Ruchet (2015): Première nidification du Fuligule nyroca *Aythya nyroca* en Suisse romande. Nos Oiseaux 62: 61–66.

Maumary, L. & F. Schneider (2018): Première preuve de nidification du Pouillot verdâtre *Phylloscopus trochiloides* en Suisse. Nos Oiseaux 65: 35–52.

Maurino, L., M. Probo, A. Gorlier & M. Lonati (2013): Status of rock partridge *Alectoris graeca saxatilis* in Val Troncea Regional Park (Piedmont, north-west Italy). Avocetta 37: 129–132.

Mayer, H., M. Neumann & W. Schrempf (1979): Der Urwald Rothwald in den Niederösterreichischen Kalkalpen. Jahrb. Ver. Schutz Bergwelt 44: 79–117.

Mayer, J., F. Straub & J. Hetzler (2009): Wirkung des Ackerrandstreifen-Managements auf Feldvogelarten in Heilbronn. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 25: 107–128.

Mayot, P. & A. Crosnier (2012): Le faisan commun en France: statut de l'espèce en 2008. Faune Sauvage 295: 29–32.

McCracken, D. I. (1993): The potential for avermectins to affect wildlife. Vet. Parasitol. 48: 273–280.

Mebs, T. (1964): Zur Biologie und Populationsdynamik des Mäusebussards (*Buteo buteo*). (Unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit vom Massenwechsel der Feldmaus *Microtus arvalis*). J. Ornithol. 105: 247–306.

Mebs, T. & G. Nicklaus (2014): Die Brutvorkommen der Zwergohreule *Otus scops* in Deutschland. Ornithol. Anz. 53: 94–104.

Mebs, T. & W. Scherzinger (2008): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Überarb. und aktualisierte Ausg. Kosmos Naturführer. Kosmos, Stuttgart.

Mebs, T. & D. Schmidt (2014): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. 2. Aufl. Kosmos Naturführer. Kosmos, Stuttgart.

Meichtry-Stier, K. S., J. Duplain, M. Lanz, B. Lugrin & S. Birrer (in Vorb.): The importance of size, location and vegetation composition of perennial fallows for farmland birds.

Meichtry-Stier, K. S., M. Jenny, J. Zellweger-Fischer & S. Birrer (2014): Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). Agric. Ecosyst. Environ. 189: 101–109.

Meichtry-Stier, K. S., F. Korner-Nievergelt, U. Kormann, M. Spiess, P. Mosimann-Kampe, S. Strebel, J.-L. Zollinger & R. Spaar (2013): Habitatwahl der Dorngrasmücke *Sylvia communis* in der Westschweiz: Folgerungen für die Artenförderung. Ornithol. Beob. 110: 1–15.

Meier, F., B. Forster, O. Odermatt, D. Hölling, J. Meyer, V. Dubach, S. Schneider, U. Wasem & V. Queloz (2017a): Protection des forêts – Vue d'ensemble 2016. WSL Berichte Heft 58. Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf.

Meier, F., B. Forster, O. Odermatt, D. Hölling, J. Meyer, V. Dubach, S. Schneider, U. Wasem & V. Queloz (2017b): Situazione fitosanitaria dei boschi 2016. WSL Berichte Heft 59. Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio WSL, Birmensdorf.

Meier, F., B. Forster, O. Odermatt, D. Hölling, J. Meyer, V. Dubach, S. Schneider, U. Wasem & V. Queloz (2017c): Waldschutz-Überblick 2016. WSL Berichte Heft 55. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.

Meier-Zwicky, C. (1999): Zweiter Schweizer Brutnachweis des Mornellregenpfeifers *Charadrius morinellus* L. in Graubünden. Ornithol. Beob. 96: 62–63.

Meisser, C. (2017): Programme de conservation de la Chevêche d'Athéna dans le canton de Genève. Rapport 2016. Groupe Ornithologique du Bassin Genevois, Chancy.

Meisser, C., A. Brahier, R. Lardelli, H. Schudel & M. Kestenholz (2016a): Aktionsplan Steinkauz Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 1638. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.

Meisser, C., A. Brahier, R. Lardelli, H. Schudel & M. Kestenholz (2016b): Plan d'action Chevêche d'Athéna Suisse. Programme de conservation des oiseaux en Suisse. L'environnement pratique n° 1638. Office fédéral de l'environnement, Berne, Station ornithologique suisse, Sempach, et Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Zurich.

Meisser, C., A. Meisser, A. Barbalat & N. Petitpierre (2013): Nidification du Petit-duc scops *Otus scops* dans le canton de Genève, 56 ans après le dernier cas connu. Nos Oiseaux 60: 94–96.

Melendez, L. & P. Laiolo (2014): The role of climate in constraining the elevational range of the Water Pipit *Anthus spinoletta* in an alpine environment. Ibis 156: 276–287.

Menz, M. H. M., P. Mosimann-Kampe & R. Arlettaz (2009): Foraging habitat selection in the last Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* population in Switzerland: final lessons before extinction. Ardea 97: 323–333.

Mermod, M., T. S. Reichlin, R. Arlettaz & M. Schaub (2009): The importance of ant-rich habitats for the persistence of the Wryneck *Jynx torquilla* on farmland. Ibis 151: 731–742.

Mérő, T. O., A. Žuljević & S. Lengyel (2015): Latitudinal, longitudinal and weather-related variation in breeding parameters of Great Reed Warblers in Europe: a meta-analysis. Bird Study 62: 411–416.

MeteoSchweiz (2013): Klimareport 2012. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz, Zürich.

MeteoSchweiz (2014): Klimaszenarien Schweiz – eine regionale Übersicht. Fachbericht MeteoSchweiz Nr. 243. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz, Zürich-Flughafen.

MeteoSchweiz (2016): Klimareport 2015. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz, Zürich.

MeteoSchweiz (2017): Klimareport 2016. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz, Zürich.

MeteoSchweiz (2018a): Klimawandel Schweiz. http://www.meteoschweiz.admin.ch/home/klima/klimawandel-schweiz.html (Stand: 17.4.2018).

MeteoSchweiz (2018b): Schweizer Klima im Detail. http://www.meteoschweiz.admin.ch/home/klima/schweizer-klima-im-detail.html (Stand: 17.4.2018).

MeteoSchweiz & Globe Schweiz (2016): Phänologische Langzeitbeobachtungen als Frühwarnsystem. Faktenblatt. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz und Verein Globe Schweiz, Bern.

MétéoSuisse (2013): Rapport climatologique 2012. Office fédéral de météorologie et de climatologie MétéoSuisse, Zurich.

MétéoSuisse (2014): Scénarios climatiques Suisse – un aperçu régional. Rapport technique MétéoSuisse n° 243. Office fédéral de météorologie et de climatologie MétéoSuisse, Genève.

MétéoSuisse (2016): Rapport climatologique 2015. Office fédéral de météorologie et de climatologie MétéoSuisse, Zurich.

MétéoSuisse (2017): Rapport climatologique 2016. Office fédéral de météorologie et de climatologie MétéoSuisse, Zurich.

MétéoSuisse (2018a): Changement climatique Suisse. http://www.meteosuisse.admin.ch/home/climat/changement-climatique-suisse.html (Stand: 17.4.2018).

MétéoSuisse (2018b): Le climat suisse en détail. http://www.meteosuisse.admin.ch/home/climat/le-climat-suisse-en-detail.html (Stand: 17.4.2018).

MeteoSvizzera (2013): Rapporto sul clima 2012. Ufficio federale di meteorologia e climatologia MeteoSvizzera, Zurigo.

MeteoSvizzera (2016): Rapporto sul clima 2015. Ufficio federale di meteorologia e climatologia MeteoSvizzera, Zurigo.

MeteoSvizzera (2017): Rapporto sul clima 2016. Ufficio federale di meteorologia e climatologia MeteoSvizzera, Zurigo.

MeteoSvizzera (2018a): I cambiamenti climatici in Svizzera. http://www.meteosvizzera.admin.ch/home/clima/i-cambiamenti-climatici-in-svizzera.html (Stand: 17.4.2018).

MeteoSvizzera (2018b): Il clima svizzero nei dettagli. http://www.meteosvizzera.admin.ch/home/clima/il-clima-svizzero-nei-dettagli.html (Stand: 17.4.2018).

MeteoSwiss (2018a): Climate change in Switzerland. http://www.meteoswiss.admin.ch/home/climate/climate-change-in-switzerland.html (Stand: 17.4.2018).

MeteoSwiss (2018b): Swiss climate in detail. http://www.meteoswiss.admin.ch/home/climate/swiss-climate-in-detail.html (Stand: 17.4.2018).

Meury, R. (1989): Siedlungsdichte und Raumnutzung des Baumpiepers *Anthus trivialis* im inselartig verteilten Habitat des aargauischen Reusstals. Ornithol. Beob. 86: 105–135.

Mewes, W. (2010): Die Bestandsentwicklung, Verbreitung und Siedlungsdichte des Kranichs *Grus grus* in Deutschland und seinen Bundesländern. Vogelwelt 131: 75–92.

Meyer, S., D. Unternährer, R. Arlettaz, J.-Y. Humbert & M. H. M. Menz (2017): Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. Agric. Ecosyst. Environ. 239: 376–384.

Meylan, P. (1952): La Mésange rémiz a niché en Suisse *Remiz p. pendulinus* (L.). Nos Oiseaux 21: 269–281.

Meyrier, E., L. Jenni, Y. Bötsch, S. Strebel, B. Erne & Z. Tablado (2017): Happy to breed in the city? Urban food resources limit reproductive output in Western Jackdaws. Ecol. Evol. 7: 1363–1374.

Michalek, K. G. & J. Miettinen (2003): *Dendrocopos major* Great Spotted Woodpecker. BWP Update 5: 101–184.

Michel, V. T., M. V. Jiménez-Franco, B. Naef-Daenzer & M. U. Grüebler (2016): Intraguild predator drives forest edge avoidance of a mesopredator. Ecosphere 7: e01229, doi: 10.1002/ecs2.1229.

Michel, V. T., B. Naef-Daenzer, H. Keil & M. U. Grüebler (2017): Reproductive consequences of farmland heterogeneity in little owls (*Athene noctua*). Oecologia 183: 1019–1029.

Michelat, D. (1997): La nidification du Hibou des marais *Asio flammeus* en France en 1993. Ornithos 4: 35–40.

Michelat, D. (1998): Données comportementales chez le Hibou des marais *Asio flammeus* en période de reproduction. Nos Oiseaux 45: 1–12.

Michelat, D. & M. Gauthier-Clerc (2016): Statut de la Chevêchette d'Europe *Glaucidium passerinum* dans le Jura franc-comtois. Ornithos 23: 28–43.

Michellod, S. (2018): Commune de Bagne – Population par village. Office de la population, Bagnes. http://www.bagnes.ch/uploads/default/id-2597-Population-par-village-2018.pdf (Stand: 14.2.2018).

Michler, S., J. Laesser, M. Spiess & R. Spaar (2016a): Artenförderungsprojekt und integriertes Populationsmonitoring Turmfalke/Schleiereule. Resultate aus 14 Projektjahren. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Michler, S., J. Laesser, M. Spiess & R. Spaar (2016b): Projet de conservation et monitoring intégré des populations de faucon crécerelle et d'effraie des clochers. Résultats de 14 ans de projet. Station ornithologique suisse, Sempach.

Michler, S., S. Rüesch, J. Hoffmann, N. Apolloni & R. Spaar (2015a): Die Mehlschwalbenvolkszählung 2012–2014: Wo findet die kleine Flugkünstlerin noch ein Zuhause? Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Michler, S., S. Rüesch, J. Hoffmann, N. Apolloni & R. Spaar (2015b): Recensement des hirondelles de fenêtre 2012–2014: Où ces messagères du printemps trouvent-elles encore un toit? Station ornithologique suisse, Sempach.

Millot, F., R. Bouteiller, C. Perdreau, S. Chantecaille, P. Mayot, P. Landry & E. Bro (2011): Pratiques agricoles et succès reproducteur des perdrix grises. Faune Sauvage 290: 32–38.

Miranda, B. & G. Pasinelli (2001): Habitatansprüche des Kleinspechts (*Dendrocopos minor*) in Wäldern der Nordost-Schweiz. J. Ornithol. 142: 295–305.

Mitchell, T. (2017): Sahel Precipitation Index (20–10N, 20W–10E), 1901–2017. The Joint Institute for the Study of the Atmosphere and Ocean, Seattle. http://research.jisao.washington.edu/data_sets/sahel/ (Stand: 18.3.2018).

Moeschler, O. & A. Herzig (2016a): Das Kultur- und Freizeitverhalten in der Schweiz. Erste Ergebnisse der Erhebung 2014. Statistik der Schweiz, Fachbereich 16, Kultur, Medien, Informationsgesellschaft, Sport 1615-1401-03. Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel.

Moeschler, O. & A. Herzig (2016b): Le attività culturali e del tempo libero in Svizzera. Primi risultati dell'indagine 2014. Statistica della Svizzera, settore 16, Cultura, media, società dell'informazione, sport 1617-1401-03. Ufficio federale di statistica (UST), Neuchâtel.

Moeschler, O. & A. Herzig (2016c): Pratiques culturelles et de loisirs en Suisse. Premiers résultats de l'enquête 2014. Statistique de la Suisse, domaine 16, Culture, médias, société de l'information, sport 1616-1401-03. Office fédéral de la statistique (OFS), Neuchâtel.

Møller, A. P. (2008): Flight distance of urban birds, predation, and selection for urban life. Behav. Ecol. Sociobiol. 63: 63–75.

Møller, A. P., W. Fiedler & P. Berthold (2010a): Effects of climate change on birds. Oxford University Press, Oxford.

Møller, A. P., E. Flensted-Jensen, K. Klarborg, W. Mardal & J. T. Nielsen (2010b): Climate change affects the duration of the reproductive season in birds. J. Anim. Ecol. 79: 777–784.

Møller, A. P., J. Jokimäki, P. Skorka & P. Tryjanowski (2014): Loss of migration and urbanization in birds: a case study of the blackbird (*Turdus merula*). Oecologia 175: 1019–1027.

Møller, A. P., D. Rubolini & E. Lehikoinen (2008): Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 105: 16195–16200.

Møller, A. P. & T. Szép (2005): Rapid evolutionary change in a secondary sexual character linked to climatic change. J. Evol. Biol. 18: 481–495.

Mollet, P. (2015): Die Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) in der Schweiz – Synthese 2014. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Mollet, P. (2017a): Auf der Fährte der Waldschnepfe. Avinews 2017/3: 6–7.

Mollet, P. (2017b): Sulle tracce della Beccaccia. Avinews 2017/3: 6–7.

Mollet, P. (2017c): Sur les traces de la bécasse des bois. Avinews 2017/3: 6–7.

Mollet, P., R. Arlettaz, P. Patthey & D. Thiel (2007a): Coqs de bruyère: prière de ne pas déranger! Fiche Info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Mollet, P., R. Arlettaz & D. Thiel (2007b): Birkhühner und Auerhühner brauchen Schutz vor Störungen. Faktenblatt. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Mollet, P., R. Hardegger, R. Altwegg, P. Korner & S. Birrer (2017): Die Brutvogelfauna eines Nadelwaldes der nördlichen Voralpen nach dem Sturm Lothar. Schweiz. Z. Forstwes. 168: 59–66.

Mollet, P., M. Kéry, B. Gardner, G. Pasinelli & J. A. Royle (2015): Estimating population size for Capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) with spatial capture-recapture models based on genotypes from one field sample. PLoS One 10: e0129020.

Mollet, P., B. Stadler & K. Bollmann (2008a): Aktionsplan Auerhuhn Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 0804. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.

Mollet, P., B. Stadler & K. Bollmann (2008b): Plan d'action Grand Tétras Suisse. Programme de conservation des oiseaux en Suisse. L'environnement pratique n° 0804. Office fédéral de l'environnement, Berne, Station ornithologique suisse, Sempach, et Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Zurich.

Mollet, P., N. Zbinden & H. Schmid (2009): Steigende Bestandszahlen bei Spechten und anderen Vogelarten dank Zunahme von Totholz? Schweiz. Z. Forstwes. 160: 334–340.

Mombelli, M. (2010): Il Rondone maggiore *Apus melba* nel Mendrisiotto. Ficedula 22: 22–27.

Moning, C. & J. Müller (2008): Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. For. Ecol. Manage. 256: 1198–1208.

Monnerat, C., S. Barbalat, T. Lachat & Y. Gonseth (2016a): Lista Rossa dei Coleotteri Buprestidi, Cerambicidi, Cetonidi e Lucanidi. Specie minacciate in Svizzera. Pratica ambientale n. 1622. Ufficio federale dell'ambiente, Berna, Info Fauna – CSCF, Neuchâtel, e Istituto federale di ricerca WSL, Birmensdorf.

Monnerat, C., S. Barbalat, T. Lachat & Y. Gonseth (2016b): Liste rouge des Coléoptères Buprestidés, Cérambycidés, Cétoniidés et Lucanidés. Espèces menacées en Suisse. L'environnement pratique n° 1622. Office fédéral de l'environnement, Berne, Info Fauna – CSCF, Neuchâtel, et Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf.

Monnerat, C., S. Barbalat, T. Lachat & Y. Gonseth (2016c): Rote Liste der Prachtkäfer, Bockkäfer, Rosenkäfer und Schröter. Gefährdete Arten der Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 1622. Bundesamt für Umwelt, Bern, Info Fauna – CSCF, Neuenburg, und Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.

Monneret, R.-J. (2010): Incidence de l'expansion du Grand-duc d'Europe *Bubo bubo* sur la population du Faucon pelerin *Falco peregrinus* de l'arc jurassien entre 1980 et 2009. Alauda 78: 81–91.

Monneret, R.-J., M. Kéry, M. Coeurdassier, J.-Y. Cretin, D. Parish, J.-P. Herold, R. Ruffinoni & les membres du «Groupe Pèlerin Jura» (2015): Incidence de l'utilisation d'aires artificielles sur la reproduction du Faucon pèlerin *Falco peregrinus* de l'arc Jurassien. Alauda 83: 133–142.

Monnier, B. (1995): Considérations sur les premières nidifications du Harle huppé (*Mergus serrator*) en Suisse en 1993 et 1994. Nos Oiseaux 43: 139–153.

Monnier, B. (1998): Nidification, alimentation du Goéland leucophée *Larus cachinnans* et comparaison avec l'évolution des effectifs de Mouettes rieuses *Larus ridibundus*, de Sternes pierregarins *Sterna hirundo* et de Goélands cendrés *Larus canus* au Fanel et sur la rive sud du lac de Neuchâtel. S. 87–100 in: O. Biber (Hrsg.): Migrations et sites d'escale. Actes du 36e Colloque interrégional d'ornithologie, Neuchâtel (Suisse). Nos Oiseaux, suppl. 2. Nos Oiseaux, Société romande pour l'étude et la protection des oiseaux, La Chaux-de-Fonds.

Montadert, M. (2013): Statut actuel et variations d'abondance du Grand Tétras *Tetrao urogallus* dans le massif jurassien français. Alauda 81: 1–18.

Morard, E. (2014): Suivi de quatre espèces d'oiseaux des prairies et pâturages aux Ormonts (Préalpes vaudoises). Nos Oiseaux 61: 121–132.

Morard, E., M. Antoniazza, I. Dunand & J. Duplain (2007): Refuges lacustres de la rive sud-est du lac de Neuchâtel: Oiseaux d'eau, activités de plaisance et dérangements en période estivale – Suivi 2002–2005. Nos Oiseaux 54: 67–78.

Moreau, R. E. (1972): The Palaearctic-African bird migration systems. Academic Press, London.

Morelli, F., A. P. Møller, E. Nelson, Y. Benedetti, M. Tichit, P. Šímová, L. Jerzak, M. Moretti & P. Tryjanowski (2017): Cuckoo as indicator of high functional diversity of bird communities: A new paradigm for biodiversity surrogacy. Ecol. Indic. 72: 565–573.

Mori, E., M. Di Febbraro, M. Foresta, P. Melis, E. Romanazzi, A. Notari & F. Boggiano (2013): Assessment of the current distribution of free-living parrots and parakeets (Aves: Psittaciformes) in Italy: a synthesis of published data and new records. Ital. J. Zool. 80: 158–167.

Moritzi, M., R. Spaar & O. Biber (2001): Todesursachen in der Schweiz beringter Weissstörche (*Ciconia ciconia*) von 1947–1997. Vogelwarte 41: 44–52.

Morrison, C. A., R. A. Robinson, J. A. Clark, A. D. Marca, J. Newton & J. A. Gill (2013a): Using stable isotopes to link breeding population trends to winter ecology in Willow Warblers, *Phylloscopus trochilus*. Bird Study 60: 211–220.

Morrison, C. A., R. A. Robinson, J. A. Clark, K. Risely & J. A. Gill (2013b): Recent population declines in Afro-Palaearctic migratory birds: the influence of breeding and non-breeding seasons. Divers. Distrib. 19: 1051–1058.

Mosimann, P., B. Naef-Daenzer & M. Blattner (1987): Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. Ornithol. Beob. 84: 275–299.

Mühlethaler, E. & M. Schaad (2010a): Aktionsplan Wiedehopf Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 1030. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.

Mühlethaler, E. & M. Schaad (2010b): Plan d'action Huppe fasciée Suisse. Programme de conservation des oiseaux en Suisse. L'environnement pratique n° 1030. Office fédéral de l'environnement, Berne, Station ornithologique suisse, Sempach, et Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Zurich.

Mulero-Pázmány, M., S. Jenni-Eiermann, N. Strebel, T. Sattler, J. J. Negro & Z. Tablado (2017): Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: A systematic review. PLoS One 12: e0178448.

Mulhauser, B. (2001): Situation de la Bécasse des bois *Scolopax rusticola* en période de reproduction dans le canton de Neuchâtel (Suisse) entre 1998 et 2000. Nos Oiseaux 48: 93–104.

Mulhauser, B. & J.-L. Zimmermann (2014): Contribution de la bioacoustique au monitoring à long terme d'une population de Gélinottes des Bois *Tetrastes bonasia*. Aves 51: 65–86.

Mulhauser, B. & J.-L. Zimmermann (2015): Suivi démographique de la Bécasse des bois *Scolopax rusticola* en période de reproduction dans le canton de Neuchâtel (Suisse) entre 2001 et 2010. Aves 52: 129–150.

Muller, Y. (2011a): Statut de la Chevêchette d'Europe *Glaucidium passerinum* dans le massif vosgien au début du XXIe siècle. Ciconia 35: 97–110.

Muller, Y. (2011b): Statut de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le massif vosgien au début du XXIe siècle. Ciconia 35: 49–62.

Muller, Y. (2014a): La chouette de Tengmalm et la chevêchette d'Europe dans le massif vosgien. S. 1–3 in: LPO Mission Rapaces (Hrsg.): Compte-rendu de la première rencontre nationale du réseau «Petites chouettes de montagne». Bulletin de liaison du réseau Petites chouettes de montagne n° 11, 12 & 13. LPO Mission Rapaces, Paris.

Muller, Y. (2014b): Sites et loges de nidification de la Chevêchette d'Europe *Glaucidium passerinum* dans les Vosges du Nord. Ciconia 38: 53–61.

Muller, Y., C. Dronneau & J.-M. Bronner (2017): Atlas des oiseaux d'Alsace. Nidification et hivernage. Collection «Atlas de la faune d'Alsace». LPO Alsace, Strasbourg.

Müller, C. (2015): Seltene und bemerkenswerte Brutvögel 2014 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 112: 189–202.

Müller, C. (2016): Seltene und bemerkenswerte Brutvögel 2015 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 113: 189–204.

Müller, C. (2017): Seltene und bemerkenswerte Brutvögel 2016 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 114: 147–160.

Müller, C., S. Antoniazza & B. Volet (2017a): Bulletin SI 287. Printemps et été 2017. Station ornithologique suisse, Sempach.

Müller, C., S. Antoniazza & B. Volet (2017b): ID-Bulletin 287. Frühling und Sommer 2017. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Müller, C., S. Antoniazza, B. Volet & M. Spiess (2016a): Bulletin SI 285. Printemps et été 2016. Station ornithologique suisse, Sempach.

Müller, C., S. Antoniazza, B. Volet & M. Spiess (2016b): ID-Bulletin 285. Frühling und Sommer 2016. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Müller, C. & M. Ernst (2014): Verbreitung und Dichte der Feldlerche *Alauda arvensis* und fünf weiterer Brutvögel des Kulturlandes im Kanton Aargau 2011. Ornithol. Beob. 111: 13–34.

Müller, C. & B. Volet (2010): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2009 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 107: 247–264.

Müller, C. & B. Volet (2011): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2010 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 108: 305–322.

Müller, C. & B. Volet (2012): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2011 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 109: 277–294.

Müller, C. & B. Volet (2013): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2012 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 110: 419–436.

Müller, C. & B. Volet (2014): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2013 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 111: 293–312.

Müller, J. (2011): Mögliche Ursachen von Bestandsveränderungen beim Grauspecht *Picus canus*. Charadrius 47: 35–42.

Müller, J., L. Schmid & D. Schmidt (2008): Die Rückkehr des Fischadlers *Pandion haliaetus* als Brutvogel nach Bayern. Ornithol. Anz. 47: 105–115.

Müller, M. (1996): Das Engadin: Lebensraum für Brutvögel der offenen und halboffenen Kulturlandschaft. Jahresber. Nat.forsch. Ges. Graubünden 108: 39–119.

Müller, M. (2005): Das Braunkehlchen in der Unterengadiner Berglandwirtschaft. Faktenblatt Wiesenbrüter. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Müller, M., E. Akeret & H. Leuzinger (2010): Die Avifauna des Seebachtales und dessen Entwicklung seit den Lebensraum-Aufwertungen 2002. Mitt. Thurgau. Nat.forsch. Ges. 64: 231–255.

Müller, M., R. Spaar, L. Schifferli & L. Jenni (2005): Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). J. Ornithol. 146: 14–23.

Müller, M. & M. Weggler (2018): Bestandsentwicklung der Feldlerche *Alauda arvensis* 2008–2017 im Kanton Zürich. Ornithol. Beob. 115: 49–58.

Müller, W. (1975): Brutbestandesaufnahme des Flussuferläufers *Tringa hypoleucos* am unteren Hinterrhein. Ornithol. Beob. 72: 44–52.

Müller, W. (1977): Bestandesaufnahme von Tüpfel- und Zwergsumpfhuhn im Neeracher Ried zur Brutzeit 1977. Ornithol. Beob. 74: 205–207.

Müller, W., C. Glauser, T. Sattler & L. Schifferli (2009): Wirkung von Massnahmen für den Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz und Empfehlungen für die Artenförderung. Ornithol. Beob. 106: 327–350.

Müller-Buser, M. (2000): Auftreten und Verschwinden der Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria* bei Ramosch im Unterengadin zwischen 1987 und 1999. Ornithol. Beob. 97: 233–242.

Müller-Derungs, M., R. Lentner, E. Albegger & P. Knaus (2014): Neue Brutnachweise des Mornellregenpfeifers *Charadrius morinellus* in Graubünden. Ornithol. Beob. 111: 1–12.

Munz, N., C. Leu & I. Wittmer (2012): Pestizidmessungen in Fliessgewässern. Schweizweite Auswertung. Aqua & Gas 92 (11): 32–41.

Mustin, K., A. Amar & S. M. Redpath (2014): Colonization and extinction dynamics of a declining migratory bird are influenced by climate and habitat degradation. Ibis 156: 788–798.

Nadal, R., R. Wahl, P. Lesclaux, G. Tardivo & Y. Tariel (2012): Le statut du Balbuzard pêcheur *Pantion haliaetus* en France continentale. Ornithos 19: 265–275.

Naef-Daenzer, B., J. Luterbacher, M. Nuber, T. Rutishauser & W. Winkel (2012): Cascading climate effects and related ecological consequences during past centuries. Clim. Past 8: 1527–1540.

Nagy, S., S. Flink & T. Langendoen (2014): Waterbird trends 1988–2012. Results of trend analyses of data from the International Waterbird Census in the African-Eurasian Flyway. Wetlands International, Ede.

Najmanová, L. & P. Adamík (2009): Effect of climatic change on the duration of the breeding season in three European thrushes. Bird Study 56: 349–356.

Nardelli, R., A. Andreotti, E. Bianchi, M. Brambilla, B. Brecciaroli, C. Celada, E. Dupré, M. Gustin, V. Longoni, S. Pirrello, F. Spina, S. Volponi & L. Serra (2015): Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008–2012). Serie Rapporti 219/2015. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Roma.

Neimanis, A. S., K. Handeland, M. Isomursu, E. Ågren, R. Mattsson, I. S. Hamnes, B. Bergsjø & V. Hirvelä-Koski (2010): First report of epizootic trichomoniasis in wild finches (family Fringillidae) in southern Fennoscandia. Avian Dis. 54: 136–141.

Nentwig, W., S. Bacher, P. Pyšek, M. Vilà & S. Kumschick (2016): The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. Environ. Monit. Assess. 188: 315.

Netherer, S. & A. Schopf (2010): Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – General aspects and the pine processionary moth as specific example. For. Ecol. Manage. 259: 831–838.

Netzwerk Schweizer Pärke (2018): Entdecken Sie die Einzigartigkeit der Schweizer Pärke. https://www.parks.swiss/de/ (Stand: 14.2.2018).

Newton, I. (2006): Movement patterns of common crossbills *Loxia curvirostra* in Europe. Ibis 148: 782–788.

Nidola, G. (2008): La distribuzione della Passera europea *Passer domesticus* e della Passera d'Italia *Passer hispaniolensis italiae* nel Cantone Ticino e nella Valle Mesolcina: confronto con la situazione degli anni '70. Ficedula 39: 20–24.

Nidola, G. (2009): Eco-etologia di una popolazione di Cornacchia grigia (*Corvus cornix*) in Ticino (Svizzera). Tesi di Laurea Magistrale, Università degli studi dell'Insubria, Varese.

Niedermann-Meier, S., M. Mordini, R. Bütler Sauvain & P. Rotach (2013): Habitatbäume im Wirtschaftswald. Wald Holz 3/13: 26–28.

Niemelä, J. & B. Baur (1998): Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. Biodivers. Conserv. 7: 1407–1416.

Noll, H. (1929): Biologische Beobachtungen über die Kolbenente, *Netta rufina* (Pall.), im Gebiet des Untersees (Bodensee). J. Ornithol. 77: 208–220.

Noll-Tobler, H. (1909): Die Lachmövenkolonie im Linthgebiet bei Uznach. Ornithol. Beob. 7: 33–36.

Norris, K., A. Asase, B. Collen, J. Gockowksi, J. Mason, B. Phalan & A. Wade (2010): Biodiversity in a forest-agriculture mosaic – The changing face of West African rainforests. Biol. Conserv. 143: 2341–2350.

Nussbaumer, A., P. Waldner, S. Etzold, A. Gessler, S. Benham, I. M. Thomsen, B. B. Jørgensen, V. Timmermann, A. Verstraeten, G. Sioen, P. Rautio, L. Ukonmaanaho, M. Skudnik, V. Apuhtin, S. Braun & A. Wauer (2016): Patterns of mast fruiting of common beech, sessile and common oak, Norway spruce and Scots pine in Central and Northern Europe. For. Ecol. Manage. 363: 237–251.

Öberg, M., D. Arlt, T. Pärt, A. T. Laugen, S. Eggers & M. Low (2015): Rainfall during parental care reduces reproductive and survival components of fitness in a passerine bird. Ecol. Evol. 5: 345–356.

Oberli, J., A. Gerber & A. Bassin (2013): Un Martinet pâle *Apus pallidus* dans une colonie jurassienne de Martinets noirs *A. apus*: un premier cas d'hybridation? Nos Oiseaux 60: 205–208.

Oberwalder, J., C. Lair, M. Föger & M. Pollheimer (2002): Siedlungsökologie von Drosseln *Turdus* sp. entlang eines alpinen Höhengradienten. Ornithol. Beob. 99: 205–220.

Ockendon, N., C. M. Hewson, A. Johnston & P. W. Atkinson (2012): Declines in British-breeding populations of Afro-Palaearctic migrant birds are linked to bioclimatic wintering zone in Africa, possibly via constraints on arrival time advancement. Bird Study 59: 111–125.

Ockendon, N., A. Johnston & S. R. Baillie (2014): Rainfall on wintering grounds affects population change in many species of Afro-Palaearctic migrants. J. Ornithol. 155: 905–917.

O'Connor, R. J. & C. J. Mead (1984): The stock dove in Britain, 1930–80. Brit. Birds 77: 181–201.

OFAG (2000): Rapport agricole 2000. Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Berne.

OFAG (2016): Rapport agricole 2016. Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Berne.

OFAG (2017): Rapport agricole 2017. Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Berne.

OFEV (2017a): Annuaire La forêt et le bois 2017. État de l'environnement n° 1718. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

OFEV (2017b): Biodiversité en Suisse: état et évolution. Synthèse des résultats de la surveillance de la biodiversité. État: 2016. État de l'environnement n° 1630. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

OFEV & OFAG (2008): Objectifs environnementaux pour l'agriculture. A partir de bases légales existantes. Connaissance de l'environnement n° 0820. Office fédéral de l'environnement (OFEV) et Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Berne.

OFEV & OFAG (2016): Objectifs environnementaux pour l'agriculture. Rapport d'état 2016. Connaissance de l'environnement n° 1633. Office fédéral de l'environnement (OFEV) et Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Berne.

Office cantonal de statistique et de péréquation (2018): StatPop – Historique de la population résidante par commune dès 1850. Office cantonal de statistique et de péréquation, Sion. https://www.vs.ch/fr/web/acf/statpop (Stand: 14.2.2018).

Office fédéral de la statistique (2013a): L'utilisation du sol en Suisse. Résultats de la statistique de la superficie. Statistique de la Suisse, domaine 2, Espace et environnement 002-0902. Office fédéral de la statistique (OFS), Neuchâtel.

Office fédéral de la statistique (2013b): Mobilité et transports 2013. Statistique de la Suisse, domaine 11, Mobilité et transports 1131-1300. Office fédéral de la statistique (OFS), Neuchâtel.

Office fédéral de la statistique (2015a): L'utilisation du sol en Suisse. Exploitation et analyse. Statistique de la Suisse, domaine 2, Espace et environnement 002-0906. Office fédéral de la statistique (OFS), Neuchâtel.

Office fédéral de la statistique (2015b): Les scénarios de l'évolution de la population de la Suisse 2015–2045. Statistique de la Suisse, domaine 1, Population 202-1501. Office fédéral de la statistique (OFS), Neuchâtel.

Office fédéral de la statistique (2016a): Les surfaces d'habitat et d'infrastructure continuent de s'accroître au détriment des surfaces agricoles. Nouveaux résultats de la statistique de la superficie pour la Suisse occidentale. Communiqué de presse N° 0351-1611-70. Office fédéral de la statistique OFS, Neuchâtel.

Office fédéral de la statistique (2016b): Statistique de la superficie standard – Cantons et grandes régions selon 17 classes. Office fédéral de la statistique OFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home/statistiques/espace-environnement/utilisation-couverture-sol/evolution.assetdetail.1420904.html (Stand: 20.4.2018).

Office fédéral de la statistique (2016c): Statistique de la superficie standard – Cantons et grandes régions selon 72 catégories de base. Office fédéral de la statistique OFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home/statistiques/catalogues-banques-donnees/tableaux.assetdetail.1420906.html (Stand: 20.4.2018).

Office fédéral de la statistique (2017a): Détenteurs et effectifs des animaux de rente selon la zone. Office fédéral de la statistique OFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home/statistiques/agriculture-sylviculture/agriculture/structures.assetdetail.2348911.html (Stand: 20.4.2018).

Office fédéral de la statistique (2017b): Prestations du transport de personnes. Office fédéral de la statistique OFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home/statistiques/mobilite-transports/transport-personnes/prestations.html (Stand: 4.4.2018).

Office fédéral de la statistique (2018): STAT-TAB – Tableaux interactifs. Office fédéral de la statistique OFS, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home/services/recherche/stat-tab-donnees-interactives.html (Stand: 20.4.2018).

Office fédéral de la statistique & Office fédéral du développement territorial (2017): Les Suisses se déplacent chaque jour pendant une heure et demie. Microrecensement mobilité et transports 2015. Communiqué de presse N° 2017-0076-F. Office fédéral de la statistique OFS, Neuchâtel, et Office fédéral du développement territorial ARE, Berne.

Office fédéral de l'énergie (2017): Energie éolienne. Office fédéral de l'énergie OFEN, Berne. http://www.bfe.admin.ch/themen/00490/00500/index.html?lang=fr (Stand: 30.4.2018).

Office fédéral de l'énergie (2018): Statistique des aménagements hydroélectriques de la Suisse. Etat au: 01.01.2018. Office fédéral de l'énergie OFEN, Berne.

Office fédéral de l'environnement (2012): Impacts des changements climatiques sur les eaux et les ressources en eau. Rapport de synthèse du projet «Changement climatique et hydrologie en Suisse» (CCHydro). Connaissance de l'environnement n° 1217. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

Office fédéral de l'environnement (2013): Politique forestière 2020. Visions, objectifs et mesures pour une gestion durable des forêts suisses. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

Office fédéral de l'environnement (2016): Stratégie de la Suisse relative aux espèces exotiques envahissantes. Annexe au rapport du Conseil fédéral répondant au postulat du 21 juin 2013 13.3636, «Mettre un terme à l'expansion des espèces exotiques envahissantes», du conseiller national Karl Vogler. Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne.

Office fédéral de l'environnement (2017a): Indicateur climat: Dégel du lac de St. Moritz. Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne. https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themen/thema-klima/klima--daten--indikatoren-und-karten/klima--indikatoren/indikator-klima.pt.html/aHR0cHM6Ly93d3cuaW5kaWthdG9yZW4uYWRtaW4uY2gvUHVibG/ljL0FlbURldGFpbD9pbmQ9S0wwNDUmbG5nPWZyJlN1Ymo9Tg%3d%3d.html (Stand: 20.9.2017).

Office fédéral de l'environnement (2017b): Plan d'action Stratégie Biodiversité Suisse. Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne.

Office fédéral du développement territorial (2012): Monitoring de l'espace rural, rapport de synthèse 2012. Office fédéral du développement territorial (ARE), Berne.

OFS, ARE, DDC & OFEV (2016): Développement durable. Statistique de poche 2016. Développement durable, disparités régionales et internationales 735-1600. Office fédéral de la statistique (OFS), Office fédéral du développement territorial

(ARE), Direction du développement et de la coopération (DDC) et Office fédéral de l'environnement (OFEV), Neuchâtel.

Olney, P. J. S. (1963): The food and feeding habits of Tufted Duck *Aythya fuligula*. Ibis 105: 55–62.

Ott, R. & R. Graf (2010): Die Vogelwelt in der Heckenlandschaft Albulatal – Brutvogelkartierung 2009. Parc Ela Region Albula-Bergün, Savognin-Bivio.

Övergaard, P., P. Gemmel & M. Karlsson (2007): Effects of weather conditions on mast year frequency in beech (*Fagus sylvatica* L.) in Sweden. Forestry 80: 555–565.

Paar, U., A. Guckland, I. Dammann, M. Albrecht & J. Eichhorn (2011): Häufigkeit und Intensität der Fruktifikation der Buche. AFZ/Wald 66: 26–29.

Pain, D. J., I. J. Fisher & V. G. Thomas (2009): A global update of lead poisoning in terrestrial birds from ammunition sources. S. 99–118 in: R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras & W. G. Hunt (Hrsg.): Ingestion of lead from spent ammunition: Implications for wildlife and humans. The Peregrine Fund, Boise.

Pârâu, L. G., D. Strubbe, E. Mori, M. Menchetti, L. Ancillotto, A. van Kleunen, R. L. White, Á. Luna, D. Hernández-Brito, M. Le Louarn, P. Clergeau, T. Albayrak, D. Franz, M. P. Braun, J. Schroeder & M. Wink (2016): Rose-ringed Parakeet populations and numbers in Europe: a complete overview. Open Ornithol. J. 9: 1–13.

Park, J.-y., J. Bader & D. Matei (2016): Anthropogenic Mediterranean warming essential driver for present and future Sahel rainfall. Nat. Clim. Chang. 6: 941–945.

Parolini, J. D. (2012): Vom Kahlschlag zum Naturreservat. Geschichte der Waldnutzung im Gebiet des Schweizerischen Nationalparks. Nat.park-Forsch. Schweiz 96. Haupt, Bern.

Pärt, T., J. Knape, M. Low, M. Öberg & D. Arlt (2017): Disentangling the effects of date, individual, and territory quality on the seasonal decline in fitness. Ecology 98: 2102–2110.

Partecke, J. & E. Gwinner (2007): Increased sedentariness in European Blackbirds following urbanization: A consequence of local adaptation? Ecology 88: 882–890.

Partecke, J., I. Schwabl & E. Gwinner (2006): Stress and the city: urbanization and its effects on the stress physiology in European blackbirds. Ecology 87: 1945–1952.

Pasinelli, G. (2003): *Dendrocopos medius* Middle Spotted Woodpecker. BWP Update 5: 49–99.

Pasinelli, G., A. Grendelmeier, M. Gerber & R. Arlettaz (2016): Rodent-avoidance, topography and forest structure shape territory selection of a forest bird. BMC Ecol. 16: 24.

Pasinelli, G., C. Mayer, A. Gouskov & K. Schiegg (2008a): Small and large wetland fragments are equally suited breeding sites for a ground-nesting passerine. Oecologia 156: 703–714.

Pasinelli, G., M. Schaub, G. Häfliger, M. Frey, H. Jakober, M. Müller, W. Stauber, P. Tryjanowski, J.-L. Zollinger & L. Jenni (2011): Impact of density and environmental factors on population fluctuations in a migratory passerine. J. Anim. Ecol. 80: 225–234.

Pasinelli, G. & K. Schiegg (2006): Fragmentation within and between wetland reserves: the importance of spatial scales for nest predation in reed buntings. Ecography 29: 721–732.

Pasinelli, G. & K. Schiegg (2007): Sind kleine Naturschutzgebiete für den Schutz von Arten wichtig? Das Beispiel der Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*)/Est-ce que les petites réserves naturelles sont importantes pour protéger les espèces? L'exemple du Bruant des roseaux. N+L Inside 3/07: 20–23.

Pasinelli, G. & K. Schiegg (2012): Die Bedeutung kleiner Feuchtgebiete für den Artenschutz: Synthese einer Populationsstudie an der Rohrammer *Emberiza schoeniclus*. Ornithol. Beob. 109: 201–220.

Pasinelli, G., M. Weggler & B. Mulhauser (2008b): Aktionsplan Mittelspecht Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 0805. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.

Pasinelli, G., M. Weggler & B. Mulhauser (2008c): Plan d'action Pic mar Suisse. Programme de conservation des oiseaux en Suisse. L'environnement pratique n° 0805. Office fédéral de l'environnement, Berne, Station ornithologique suisse, Sempach, et Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Zurich.

Patthey, P., S. Wirthner, N. Signorell & R. Arlettaz (2008): Impact of outdoor winter sports on the abundance of a key indicator species of alpine ecosystems. J. Appl. Ecol. 45: 1704–1711.

Paul, J.-P. (2011): Venturon montagnard *Serinus citrinella*. Liste rouge des vertébrés terrestres de Franche-Comté. LPO Franche-Comté, Besançon. http://files.biolovision.net/franche-comte.lpo.fr/userfiles/publications/MonographiesLR/VenturonmontagnardListerougeFC.pdf (Stand: 9.2.2018).

Pavlova, A., S. Rohwer, S. V. Drovetski & R. M. Zink (2006): Different post-Pleistocene histories of Eurasian parids. J. Hered. 97: 389–402.

Peach, W., S. Baillie & L. Underhill (1991): Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to west African rainfall. Ibis 133: 300–305.

Peach, W. J., H. Q. P. Crick & J. H. Marchant (1995a): The demography of the decline in the British willow warbler population. J. Appl. Stat. 22: 905–922.

Peach, W. J., C. Du Feu & J. McMeeking (1995b): Site tenacity and survival rates of Wrens *Troglodytes troglodytes* and Treecreepers *Certhia familiaris* in a Nottinghamshire wood. Ibis 137: 497–507.

Peach, W. J., J. W. Mallord, N. Ockendon, C. J. Orsman & W. G. Haines (2015): Invertebrate prey availability limits reproductive success but not breeding population size in suburban Hous Sparrows *Passer domesticus*. Ibis 157: 601–613.

Peach, W. J., G. M. Siriwardena & R. D. Gregory (1999): Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings *Emberiza schoeniclus* in Britain. J. Appl. Ecol. 36: 798–811.

Pechacek, P. (2004): Spacing behavior of Eurasian Three-toed Woodpeckers (*Picoides tridactylus*) during the breeding season in Germany. Auk 121: 58–67.

Pechacek, P. & A. Kristin (2004): Comparative diets of adult and young Three-toed Woodpeckers in a European alpine forest community. J. Wildl. Manage. 68: 683–693.

Pedrini, P., F. Florit, G. Martignago, F. Mezzavilla, G. Rassati, G. Silverin & M. Brambilla (2016): Corncrake *Crex crex* population trend in Italy. Vogelwelt 136: 127–130.

Pennycott, T. W., B. Lawson, A. A. Cunningham, V. Simpson & J. Chantrey (2005): Necrotic ingluvitis in wild finches. Vet. Rec. 157: 360.

Pepin, N., R. S. Bradley, H. F. Diaz, M. Baraer, E. B. Caceres, N. Forsythe, H. Fowler, G. Greenwood, M. Z. Hashmi, X. D. Liu, J. R. Miller, L. Ning, A. Ohmura, E. Palazzi, I. Rangwala, W. Schöner, I. Severskiy, M. Shahgedanova, M. B. Wang, S. N. Williamson & D. Q. Yang (2015): Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. Nat. Clim. Chang. 5: 424–430.

Perkins, A. J., H. E. Maggs, A. Watson & J. D. Wilson (2011): Adaptive management and targeting of agri-environment schemes does benefit biodiversity: a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. J. Appl. Ecol. 48: 514–522.

Pernollet, C. A., F. Korner-Nievergelt & L. Jenni (2015): Regional changes in the elevational distribution of the Alpine Rock Ptarmigan *Lagopus muta helvetica* in Switzerland. Ibis 157: 823–836.

Pernollet, C. A., F. Mesléard & M. Guillemain (2018): Importance des rizières pour la conservation des oiseaux d'eau en Camargue. S. 363–375 in: J.-C. Mouret & B. Leclerc (Hrsg.): Le Riz et la Camargue. Vers des agroécosystèmes durables. Cadère/Educagri, Avignon.

Péron, G., Y. Ferrand, F. Gossmann, C. Bastat, M. Guenezan & O. Gimenez (2011a): Nonparametric spatial regression of survival probability: visualization of population sinks in Eurasian Woodcock. Ecology 92: 1672–1679.

Péron, G., Y. Ferrand, F. Gossmann, C. Bastat, M. Guénézan & O. Gimenez (2011b): Escape migration decisions in Eurasian Woodcocks: insights from survival analysis using large-scale recovery data. Behav. Ecol. Sociobiol. 65: 1949–1955.

Perrenou, C. (2009): European Union Management Plan 2009–2011 – Common Quail *Coturnix coturnix*. Technical Report 2009-032. European Commission, Brussels.

Perrig, M., M. U. Grüebler, H. Keil & B. Naef-Daenzer (2014): Experimental food supplementation affects the physical development, behaviour and survival of Little Owl *Athene noctua* nestlings. Ibis 156: 755–767.

Perrig, M., M. U. Grüebler, H. Keil & B. Naef-Daenzer (2017): Post-fledging survival of Little Owls *Athene noctua* in relation to nestling food supply. Ibis 159: 532–540.

Peter, M. (2007): Changes in the floristic composition of semi-natural grasslands in the Swiss Alps over the last 30 years. Dissertation, ETH Zürich.

Peters, M., J. Kilwinski, D. Reckling & K. Henning (2009): Gehäufte Todesfälle von wild lebenden Grünfinken an Futterstellen infolge *Trichomonas-gallinae*-Infektionen – ein aktuelles Problem in Norddeutschland. Kleintierpraxis 54: 433–438.

Peters, M. & I. Ludwichowski (2010): Trichomonaden-Befall bei wild lebenden Grünfinken *Carduelis chloris* und anderen Singvögeln (Passeriformes) in Deutschland im Jahr 2009 – Versuch einer Bilanz. Vogelwelt 131: 207–212.

Pezzatti, G. B., A. de Angelis, D. Ryser & M. Conedera (2017): Wird die Waldbrandgefahr in Zukunft zunehmen? Bündner Wald 2017/2: 17–22.

Pfeffer, J.-J. & D. Schmitt (2007): La situation du Tarier des prés (*Saxicola rubetra*) dans les Hautes-Vosges en 2006–2007. Ciconia 31: 133–144.

Pfister, H. P., B. Naef-Daenzer & H. Blum (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. Ornithol. Beob. 83: 7–34.

Piot, B. & L. Vallotton (2012): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2011. 21e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 59: 207–228.

Piot, B., L. Vallotton & C. Haag (2012): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2011. 21. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 109: 249–276.

Pluess, A. R., S. Augustin & P. Brang (2016a): Forêts et changements climatiques. Éléments pour des stratégies d'adaptation. Haupt, Berne.

Pluess, A. R., S. Augustin & P. Brang (2016b): Wald im Klimawandel. Grundlagen für Anpassungsstrategien. Haupt, Bern.

Plummer, M. (2016): JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. Version 4.2.x. http://mcmc-jags.sourceforge.net (Stand: 28.2.2018).

Pochelon, C. (2018): Recensements de la Tourterelle des bois à Genève en 2017. Groupe Ornithologique du Bassin Genevois, Chancy.

Podhrázský, M., P. Musil, Z. Musilová, J. Zouhar, M. Adam, J. Závora & K. Hudec (2016): Central European Greylag Geese *Anser anser* show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years. Ibis 159: 352–365.

Poncy, R. (1917): Nidification du Busard Saint-Martin. Ornithol. Beob. 15: 6–8.

Posse, B. (2000): Chronique ornithologique romande: le printemps et la nidification en 1998. Nos Oiseaux 47: 87–116.

Posse, B. (2001): Chronique ornithologique romande: migrations de printemps et nidifications en 2000. Nos Oiseaux 48: 179–204.

Posse, B. (2004): Chronique ornithologique romande: migrations de printemps et nidifications en 2003. Nos Oiseaux 51: 21–44.

Posse, B. (2005): Chronique ornithologique romande: migrations de printemps et nidifications en 2004. Rapport de la centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 52: 31–56.

Posse, B. (2006): Chronique ornithologique romande: printemps-été et nidifications en 2005. Rapport de la centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 53: 35–58.

Posse, B. (2007): Chronique ornithologique romande: printemps-été et nidifications en 2006. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 54: 85–110.

Posse, B. (2008): Chronique ornithologique romande: printemps-été et nidifications en 2007. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 55: 35–58.

Posse, B. (2009): Chronique ornithologique romande: printemps-été et nidifications en 2008. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 56: 41–62.

Posse, B. (2011): Chronique ornithologique romande: printemps-été et nidifications en 2010. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 58: 33–56.

Posse, B. (2012): Chronique ornithologique romande: printemps-été et nidifications en 2011. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 59: 85–108.

Posse, B. (2013): Chronique ornithologique romande: printemps-été et nidifications en 2012. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 60: 33–56.

Posse, B. (2014): Chronique ornithologique romande: printemps-été et nidifications en 2013. Rapport de la Centrale ornithologique romande. Nos Oiseaux 61: 25–48.

Posse, B., P. Keusch, V. Keller & R. Spaar (2011): Artenförderungskonzept Vögel Wallis/Concept pour la sauvegarde des oiseaux en Valais. Schweizerische Vogelwarte/Station ornithologique suisse, Sempach, und/et Dienststelle für Wald und Landschaft des Kantons Wallis/Service des forêts et du paysage du Canton du Valais, Sitten/Sion.

Posse, B. & E. Revaz (2005): Deuxième cas de reproduction de la Fauvette passerinette *Sylvia cantillans* en Suisse. Nos Oiseaux 52: 23–26.

Posse, B. & A. Sierro (2007): L'incendie de Loèche: monitoring des oiseaux nicheurs en 2006, trois ans après l'événement. Station ornithologique suisse, Antenne valaisanne, Salquenen.

Potti, J. (2009): Advanced breeding dates in relation to recent climate warming in a Mediterranean montane population of Blue Tits *Cyanistes caeruleus*. J. Ornithol. 150: 893–901.

Potts, G. R. & N. J. Aebischer (1995): Population dynamics of the Grey Partridge *Perdix perdix* 1793–1993: monitoring, modelling and management. Ibis 137: 29–37.

Poulin, B. (2012): Indirect effects of bioinsecticides on the nontarget fauna: The Camargue experiment calls for future research. Acta Oecol. 44: 28–32.

Poulin, B., G. Lefebvre & L. Paz (2010): Red flag for green spray: adverse trophic effects of *Bti* on breeding birds. J. Appl. Ecol. 47: 884–889.

Power, E. F., D. L. Kelly & J. C. Stout (2012): Organic farming and landscape structure: effects on insect-pollinated plant diversity in intensively managed grasslands. PLoS One 7: e38073.

Pöysä, H. (1996): Population estimates and the timing of waterfowl censuses. Ornis Fenn. 73: 60–68.

Pradervand, J.-N. & B. Posse (2016): Un couple de Petits-duc scops *Otus scops* s'est reproduit en ville de Martigny (Valais, Suisse). Nos Oiseaux 63: 21–27.

Preiswerk, G. (2004): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2003. 13. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 101: 261–280.

Preiswerk, G. & L. Maumary (2004): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2003. 13e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 51: 227–240.

Premuda, G., A. Belosi, F. Viviani & M. Franchini (2015): Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* population monitoring at the Apuane Alps migration watch-site (Tuscany). Avocetta 39: 5–12.

Press, W. H., S. A. Teucholsky, W. T. Vetterling & B. P. Flannery (1996): Numerical recipes in C. The art of scientific computing. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge.

Price, T. (2008): Speciation in birds. Roberts, Greenwood Village.

Probst, R. (2013): Der Baumfalke (*Falco subbuteo*) in Kärnten: Eine inneralpine Studie zur Ökologie des Kleinfalken. Carinthia II, Sonderheft 64. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.

Proffitt, F. M., I. Newton, J. D. Wilson & G. M. Siriwardena (2004): Bullfinch *Pyrrhula pyrrhula* breeding ecology in lowland farmland and woodland: comparisons across time and habitat. Ibis 146 (Suppl. 2): 78–86.

Puchta, A. (2012): Der Alpensegler *Apus melba* ist seit 2005 Brutvogel in Lindau (Bayern). Ornithol. Beob. 109: 101–108.

Puchta, A., A. Schönenberger & A. Steininger (2017): Der Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) im Kojenmoos (Riefensberg – Vorarlberg/Österreich und Oberstaufen – Bayern/Deutschland). inatura – Forschung online 47: 1–30.

Puchta, A., J. Ulmer, A. Schönenberger & B. Burtscher (2009): Zur Situation des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Vorarlberger Alpenrheintal. Ornithol. Beob. 106: 275–296.

Puchta, A., J. Ulmer, A. Schönenberger & B. Burtscher (2011): Herausragender Bruterfolg des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Vorarlberger Rheintal im Frühling 2010. Ornithol. Beob. 108: 205–215.

Puchta, A., J. Ulmer, A. Schönenberger & B. Burtscher (2012): Artenschutzkonzept Kiebitz (*Vanellus vanellus*). Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, Bregenz.

Pulcher, C. & G. Boano (1984): Le Martinet pâle, *Apus pallidus*, nicheur à Domodossola (Novara, Italie). Nos Oiseaux 37: 241.

Pürckhauer, C., J. Dehner, R. Dehner, W. Dornberger, K.-H. Geier & K. Ott (2014): Brutvorkommen und Bestandsentwicklung der Wiesenweihe *Circus pygargus* in Baden-Württemberg. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 30: 141–149.

Python, A. (2006): Utilisation de l'habitat par la Bergeronnette printanière *Motacilla flava cinereocapilla* dans une zone d'agriculture intensive de Suisse méridionale. Nos Oiseaux 53: 19–30.

QGIS Development Team (2017): QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org (Stand: 28.2.2018).

Quaintenne, G. & les coordinateurs-espèce (2016): Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2014. Ornithos 23: 65–101.

R Core Team (2016): R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien. https://www.R-project.org/ (Stand: 28.2.2018).

Rabosée, D., H. de Wavrin, J. Tricot & D. van der Elst (1995): Atlas des oiseaux nicheurs de Bruxelles. Aves, Liège.

Ram, D., A.-L. Axelsson, M. Green, H. G. Smith & Å. Lindström (2017): What drives current population trends in forest birds – forest quantity, quality or climate? A large-scale analysis from northern Europe. For. Ecol. Manage. 385: 177–188.

Ramade, F. (2012): Éléments d'écologie. Écologie appliquée: action de l'homme sur la biosphère. 7e éd. Sciences Sup. Dunod, Paris.

Rampazzi, F. & L. Pagano (2017): La nidificazione del biancone *Circaetus gallicus* nel Cantone Ticino (Svizzera). Boll. Soc. ticin. sci. nat. 105: 71–79.

Ranftl, H. (1994): Der Flussregenpfeifer in Nordbayern. Vogel Umwelt 8: 35–41.

Ranner, A., J. Laber & H.-M. Berg (1995): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1980–1990. 1. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 38: 59–98.

Rapin, P. (2003): Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo*: première nidification en Suisse d'oiseaux d'origine sauvage. Nos Oiseaux 50: 21–27.

Ratcliffe, D. (1993): The Peregrine Falcon. 2nd ed. Poyser, London.

Rau, F. (2015): Bestands- und Arealentwicklung von Wanderfalke *Falco peregrinus* und Uhu *Bubo bubo* in Baden-Württemberg 1965–2015. S. 99–127 in: F. Rau, R. Lühl & J. Becht (Hrsg.): 50 Jahre Schutz von Fels und Falken. Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz 1965–2015. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 31 (Sonderband).

Rau, F., R. Lühl & J. Becht (2015): 50 Jahre Schutz von Fels und Falken. Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz 1965–2015. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 31 (Sonderband).

Ravussin, P.-A. & D. Arrigo (2012): Le Gobemouche noir *Ficedula hyoleuca* en Suisse romande: victime du réchauffement climatique. Nos Oiseaux 59: 23–37.

Ravussin, P.-A., P. Henrioux, F. Henrioux, D. Trolliet, L. Longchamp, J. Morel & M. Beaud (2016): Régime alimentaire de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le massif de Jura. Nos Oiseaux 63: 215–226.

Ravussin, P.-A., L. Longchamp, D. Trolliet, C. Daenzer & V. Métraux (2017): Chouette de Tengmalm 2016. Rapport annuel. Groupe ornithologique de Baulmes et environs, Baulmes.

Ravussin, P.-A. & A. Roulin (2007): Biologie de reproduction du Moineau friquet *Passer montanus* dans l'ouest de la Suisse. Nos Oiseaux 54: 193–204.

Ravussin, P.-A., D. Trolliet, C. Daenzer, L. Longchamp, K. Romailler & V. Métraux (2015): Quel avenir pour la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le massif du Jura? Bilan de trente années de suivi. Nos Oiseaux 62: 5–28.

Ravussin, P.-A., P. Walder, P. Henrioux, V. Chabloz & Y. Menétrey (1994): Répartition de la Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans les sites naturels du Jura vaudois. Nos Oiseaux 42: 245–260.

Reeber, S., Y. Kayser & le Comité d'Homologation National (2016): Les oiseaux rares en France en 2015. 33e rapport du Comité d'homologation national. Ornithos 23: 300–329.

Reed, T. E., V. Grøtan, S. Jenouvrier, B.-E. Sæther & M. E. Visser (2013a): Population growth in a wild bird is buffered against phenological mismatch. Science 340: 488–491.

Reed, T. E., S. Jenouvrier & M. E. Visser (2013b): Phenological mismatch strongly affects individual fitness but not population demography in a woodland passerine. J. Anim. Ecol. 82: 131–144.

Regierungsrat des Kantons Zürich (1995): Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich. Amt für Raumplanung des Kantons Zürich, Zürich.

Rehsteiner, U. (2009): Lo Zigolo nero *Emberiza cirlus*: Melodia nei vigneti. Ficedula 42: 31–36.

Rehsteiner, U. & R. Spaar (2009): Förderung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in der Schweiz: eine Übersicht über Grundlagen und Zukunftsaussichten. Ornithol. Beob. 106: 351–364.

Reinhardt, A. & H.-G. Bauer (2009): Analyse des starken Bestandsrückgangs beim Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* im Bodenseegebiet. Vogelwarte 47: 23–39.

Reitz, F. & P. Mayot (2017): Situation et tendance d'évolution des populations de perdrix et de faisan commun vues à travers le réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC-FDC. Faune Sauvage 317: 4–9.

Remontées Mécaniques Suisses (2017): Faits et chiffres de la branche des remontées mécaniques suisses. Édition 2017. Remontées Mécaniques Suisses, Berne.

Renevey, B. (1987): Effectifs et évolution de la population nicheuse de Grèbes huppés, *Podiceps cristatus*, sur la rive Sud-Est du lac de Neuchâtel. Nos Oiseaux 39: 113–128.

Réseau des parcs suisses (2018): Découvrez les particularités des parcs suisses. https://www.parks.swiss/fr/ (Stand: 14.2.2018).

Rete dei parchi svizzeri (2018): Scopri le ricchezze dei parchi svizzeri. https://www.parks.swiss/it/ (Stand: 14.2.2018).

Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015): Uccelli comuni in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2014. https://mito2000.it/2015/05/27/news-brochure-2014/ (Stand: 21.9.2017).

Reullier, J., J. Pérez-Tris, S. Bensch & J. Secondi (2006): Diversity, distribution and exchange of blood parasites meeting at an avian moving contact zone. Mol. Ecol. 15: 753–763.

Reusser, S. & W. Riedo (2017): Informationen aus dem BLW – Ländliche Entwicklung/Informations de l'OFAG – Développement rural/Informazioni dell'UFAG – Sviluppo delle aree rurali. S. 6–14 in: S. Reusser (Hrsg.): Info 2017: Ländliche Entwicklung/Développement rural/Sviluppo rurale. Suissemelio, Schweizerische Vereinigung für ländliche Entwicklung/Association suisse pour le développement rural/Associazione svizzera per lo sviluppo rurale, und/et/e Bundesamt für Landwirtschaft BLW/Office fédéral de l'agriculture OFAG/Ufficio federale dell'agricoltura UFAG, Bern.

Revaz, E. (2000): Chronique ornithologique valaisanne: de l'hiver 1998–1999 à l'automne 1999. Rapport de la Centrale ornithologique valaisanne. Bull. Murithienne 118: 67–82.

Revaz, E. & B. Posse (2007): Monitoring 2006 du Monticole de roche *Monticola saxatilis* en Valais. Station ornithologique suisse, Antenne Valais, Salquenen.

Revaz, E., B. Posse, A. Gerber, A. Sierro & R. Arlettaz (2005): Quel avenir pour le Bruant ortolan *Emberiza hortulana* en Suisse? Nos Oiseaux 52: 67–82.

Revaz, E., B. Posse, A. Jacot & R. Arlettaz (2016): Les effets de l'entretien des digues du Rhône sur une espèce prioritaire, le rossignol: synthèse 2009–2014. Station ornithologique suisse, Antenne valaisanne, Sion.

Revaz, E., M. Schaub & R. Arlettaz (2008): Foraging ecology and reproductive biology of the Stonechat *Saxicola torquata*: comparison between a revitalized, intensively cultivated and a historical, traditionally cultivated agro-ecosystem. J. Ornithol. 149: 301–312.

Revermann, R., H. Schmid, N. Zbinden, R. Spaar & B. Schröder (2012): Habitat at the mountain tops: how long can Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) survive rapid climate change in the Swiss Alps? A multi-scale approach. J. Ornithol. 153: 891–905.

Rey, L. (2015): The effects of forest wildfire on bird communities in an inner-alpine valley: fire as a future management tool for rare avifauna? Masterarbeit, Universiät Bern.

Rey, L., M. Hunziker, M. Stremlow, D. Arn, G. Rudaz & F. Kienast (2017a): Mutation du paysage: résultats du programme de monitoring Observation du paysage suisse (OPS). État de l'environnement n° 1641. Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne, et Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf.

Rey, L., M. Hunziker, M. Stremlow, D. Arn, G. Rudaz & F. Kienast (2017b): Wandel der Landschaft: Erkenntnisse aus dem Monitoringprogramm Landschaftsbeobachtung Schweiz (LABES). Umwelt-Zustand Nr. 1641. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, und Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.

Rey, L., M. Kéry, A. Sierro, B. Posse, R. Arlettaz & A. Jacot (in Vorb.): Effects of wildfire on inner-Alpine bird community dynamics.

Rey, P., J. Hesselschwerdt & S. Werner (2016): Koordinierte biologische Untersuchungen an Hochrhein und Aare 2001 bis 2013. Zusammenfassender Kurzbericht. Umwelt-Zustand Nr. 1619. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Rey, P., U. Mürle, J. Ortlepp, S. Werner, J. Hesselschwerdt & B. Unger (2015): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/12. Makroinvertebraten. Umwelt-Zustand Nr. 1522. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Rey, P., J. Ortlepp & D. Küry (2005): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 380. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Rhymer, C. M., C. L. Devereux, M. J. H. Denny & M. J. Whittingham (2012): Diet of Starling *Sturnus vulgaris* nestlings on farmland: the importance of Tipulidae larvae. Bird Study 59: 426–436.

Rigling, A. & H. P. Schaffer (2015a): Forest report 2015. Condition and use of Swiss forests. Federal Office for the Environment, Bern, and Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf.

Rigling, A. & H. P. Schaffer (2015b): Rapport forestier 2015. État et utilisation de la forêt suisse. Office fédéral de l'environnement, Berne, et Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf.

Rigling, A. & H. P. Schaffer (2015c): Rapporto forestale 2015. Stato e utilizzazione del bosco svizzero. Ufficio federale dell'ambiente, Berna, e Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio WSL, Birmensdorf.

Rigling, A. & H. P. Schaffer (2015d): Waldbericht 2015. Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.

Rihm, B. & B. Achermann (2016): Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Environmental studies no. 1642. Federal Office for the Environment, Bern.

Rippa, D., V. Maselli, O. Soppelsa & D. Fulgione (2011): The impact of agro-pastoral abandonment on the Rock Partridge *Alectoris graeca* in the Apennines. Ibis 153: 721–734.

Ritschard, M. (2015a): Aktion Dachseeschwalbe. Ornis 2015/5: 20–21.

Ritschard, M. (2015b): Bestand und Bruterfolg des Kiebitzes in der Schweiz und getroffene Massnahmen zur Artförderung. Ergebnisse 2015. Bericht der Orniplan AG z. Hd. des Schweizer Vogelschutzes SVS/BirdLife Schweiz. Orniplan AG, Zürich.

Ritschard, M. (2017): Bestand und Bruterfolg des Kiebitzes in der Schweiz und getroffene Massnahmen zur Artförderung. Ergebnisse 2016. Bericht der Orniplan AG z. Hd. des Schweizer Vogelschutzes SVS/BirdLife Schweiz. Orniplan AG, Zürich.

Ritschard, M. & M. Villiger (2017): Erfahrungen bei der Umsiedlung von Küken des Kiebitzes *Vanellus vanellus* von einem Flachdach in Gossau (Kanton Zürich). Ornithol. Beob. 114: 97–96.

Rixen, C. & S. Wipf (2017): Non-equilibrium in alpine plant assemblages: shifts in Europe's summit floras. S. 285–303 in: J. Catalan, J. M. Ninot & M. M. Aniz (Hrsg.): High mountain conservation in a changing world. Advances in Global Change Research 62. Springer, Cham.

Rnjakovic, A. (2014): Favoriser la reproduction du Petit Gravelot dans les gravières et les carrières. Document à l'attention de l'industrie suisse du gravier et du béton. ASPO/BirdLife Suisse, Cudrefin, Nos Oiseaux, Montmollin, Station ornithologique suisse, Sempach, et Association suisse de l'industrie des graviers et du béton, Berne.

Robb, G. N., R. A. McDonald, D. E. Chamberlain & S. Bearshop (2008a): Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. Front. Ecol. Environ. 6: 476–484.

Robb, G. N., R. A. McDonald, D. E. Chamberlain, S. J. Reynolds, T. J. E. Harrison & S. Bearhop (2008b): Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. Biol. Lett. 4: 220–223.

Robertson, P. A., T. Adriaens, A. Caizergues, P. A. Cranswick, K. Devos, C. Gutierrez-Exposito, I. Henderson, B. Hughes, A. C. Mill & G. C. Smith (2015): Towards the European eradication of the North American Ruddy duck. Biol. Invasions 17: 9–12.

Robin, K. (2014): Laridenkonzept Linthebene – Zürichsee – Zürcher Oberländer Seen – Neeracherried. Bericht für das Amt für Natur, Jagd und Fischerei des Kantons St. Gallen. Robin Habitat, Uznach.

Robin, K., J. P. Müller & T. Pachlatko (2003): Der Bartgeier. Robin Habitat, Uznach.

Robin, K., J. P. Müller, T. Pachlatko & C. Buchli (2004): Das Projekt zur Wiederansiedlung des Bartgeiers in den Alpen ist 25-jährig: Ein Überblick. Ornithol. Beob. 101: 1–18.

Robinson, J. A. & B. Hughes (2006): International single species action plan for the conservation of the Ferruginous Duck *Aythya nyroca*. CMS Technical Series No. 12 & AEWA Technical Series No. 7. Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS) and Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), Bonn.

Robinson, R. A., D. E. Balmer & J. H. Marchant (2008): Survival rates of hirundines in relation to British and African rainfall. Ring. Migr. 24: 1–6.

Robinson, R. A., B. Lawson, M. P. Toms, K. M. Peck, J. K. Kirkwood, J. Chantrey, I. R. Clatworthy, A. D. Evans, L. A. Hughes, O. C. Hutchinson, S. K. John, T. W. Pennycott, M. W. Perkins, P. S. Rowley, V. R. Simpson, K. M. Tyler & A. A. Cunningham (2010): Emerging infectious disease leads to rapid population declines of common british birds. PLoS One 5: e12215.

Rocha-Camarero, G. & S. J. H. de Trucios (2002): The spread of the Collared Dove *Streptopelia decaocto* in Europe: colonization patterns in the west of the Iberian Peninsula. Bird Study 49: 11–16.

Rödl, T., B.-U. Rudolph, I. Geiersberger, K. Weixler & A. Görgen (2012): Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. Ulmer, Stuttgart.

Rolando, A. & P. Laiolo (1994): Habitat selection of Hooded and Carrion Crows in the alpine hybrid zone. Ardea 82: 193–199.

Rolando, A. & I. J. Patterson (1993): Range and movements of the Alpine Chough *Pyrrhocorax graculus* in relation to human developments in the Italian Alps in summer. J. Ornithol. 134: 338–344.

Rolstad, J., B. Løken & E. Rolstad (2000): Habitat selection as a hierarchical spatial process: the green woodpecker at the northern edge of its distribution range. Oecologia 124: 116–129.

Rolstad, J., P. Majewski & E. Rolstad (1998): Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed scandinavian forest. J. Wildl. Manage. 62: 11–23.

Roodbergen, M., B. van der Werf & H. Hötker (2012): Revealing the contribution of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. J. Ornithol. 153: 53–74.

Roth, T., V. Amrhein, B. Peter & D. Weber (2008): A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. Agric. Ecosyst. Environ. 125: 167–172.

Roth, T., L. Kohli, B. Rihm & B. Achermann (2013): Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. Agric. Ecosyst. Environ. 178: 121–126.

Roth, T., M. Plattner & V. Amrhein (2014a): Plants, birds and butterflies: short-term responses of species communities to climate warming vary by taxon and with altutude. PLoS One 9: e82490.

Roth, T., N. Strebel & V. Amrhein (2014b): Estimating unbiased phenological trends by adapting site-occupancy models. Ecology 95: 2144–2154.

Roulin, A., B. Ducret, P.-A. Ravussin & P. Bize (2009): Importance des mulots *Apodemus* sp. dans le succès de reproduction de la Chouette hulotte *Strix aluco* en Suisse romande. Nos Oiseaux 56: 19–25.

Roux, D., H. Lormée, C. Eraud & J.-M. Boutin (2011): Les populations de colombidés nichant et hivernant en France: tendances d'evolution des espèces les plus communes. Faune Sauvage 293: 6–9.

Roux, G. & W. Thönen (1967): Le Goéland cendré, une nouvelle espèce nicheuse en Suisse. Nos Oiseaux 29: 13–17.

Roux, G. & W. Thönen (1968): La nidification du Goéland argenté *Larus argentatus michahellis* au Fanel. Nos Oiseaux 29: 335–338.

Roux-Fouillet, P., S. Wipf & C. Rixen (2011): Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. J. Appl. Ecol. 48: 906–915.

Roy, E. (2000): Découverte d'une population de Fauvette à lunettes *Sylvia conspicillata* en Cerdagne française. Meridionalis 2: 52–53.

Royle, J. A. (2004): N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. Biometrics 60: 108–115.

Royle, J. A., M. Kéry & J. Guélat (2011): Spatial capture-recapture models for search-encounter data. Methods Ecol. Evol. 602–611.

Ruchet, C. (2017): Projet de conservation de la Huppe fasciée (*Upupa epops*) dans le canton de Genève. Rapport 2017. Groupe Ornithologique du Bassin Genevois, Chancy.

Rudin, M., P. Horch, I. Hugentobler, U. Weber & S. Birrer (2010): Bestandsentwicklung von Brutvögeln im ökologisch aufgewerteten St. Galler Rheintal. Ornithol. Beob. 107: 81–100.

Rüegg, P. (2013): Späte Urbanisierung: die Ringeltaube. Ornis 2013/6: 12–14.

Rumpf, S. B., K. Hülber, G. Klonner, D. Moser, M. Schütz, J. Wessely, W. Willner, N. E. Zimmermann & S. Dullinger (2018): Range dynamics of mountain plants decrease with elevation. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 115: 1848–1853.

Rust-Dubié, C., K. Schneider & T. Walter (2006): Fauna der Schweizer Auen. Eine Datenbank für Praxis und Wissenschaft. Bristol-Schriftenreihe Bd. 16. Haupt, Bern.

Rutz, C. (2008): The establishment of an urban bird population. J. Anim. Ecol. 77: 1008–1019.

Sachot, S., L. Fumagalli & P. Mollet (2008): Das Auerhuhn im Jura: Qualität des Lebensraums, Demographie, Habitatwahl und nicht-invasive genetische Untersuchungen. Ornithol. Beob. 105: 97–106.

Sachslehner, L. (2008): Der Raubwürger in Österreich. Forschungsgemeinschaft Wilhelminenberg, Stockerau.

Sachslehner, L. & J. Trauttmandorff (2014): Artenschutz in Ackerbaugebieten mit Schwerpunkt Raubwürger im Waldviertel. Verlängerungsjahr 2014 (Endbericht). http://www.noe.gv.at/noe/Naturschutz/Raubwuerger_Bericht_2014.pdf (Stand: 7.3.2018).

Saino, N. (1992): Selection of foraging habitat and flocking by Crow *Corvus corone* phenotypes in a hybrid zone. Ornis Scand. 23: 111–120.

Saino, N. & L. Scatizzi (1991): Selective aggressiveness and dominance among carrion crows, hooded crows and hybrids. Boll. Zool. 58: 255–260.

Šálek, M., M. Chrenková, M. Dobrý, M. Kipson, S. Grill & R. Václav (2016): Scale-dependent habitat associations of a rapidly declining farmland predator, the Little Owl *Athene noctua*, in contrasting agricultural landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 224: 56–66.

Salzburger, W., J. Martens, A. A. Nazarenko, Y.-H. Sun, R. Dallinger & C. Sturmbauer (2002): Phylogeography of the Eurasian Willow Tit (*Parus montanus*) based on DNA sequences of the mitochondrial cytochrome b gene. Mol. Phylogenet. Evol. 24: 26–34.

Sanderson, F. J., P. F. Donald, D. J. Pain, I. J. Burfield & F. P. J. van Bommel (2006): Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. Biol. Conserv. 131: 93–105.

Saniga, M. (1999): An ecological and ethological study of wallcreeper (*Tichodroma muraria*) in the Slovak Carpathians. Folia zoologica Monographs 2. Institute of Vertebrate Biology, Academy of Sciences of the Czech Republic, Brno.

Santiago, S., B. Mulhauser & N. Kaiser (2003): Effectifs et statut de la population de gélinotte des bois *Bonasa bonasia* dans le canton de Neuchâtel (Suisse). Bull. soc. neuchâtel. sci. nat. 126: 121–134.

Santisteban, L., C. W. Benkman, T. Fetz & J. W. Smith (2012): Survival and population size of a resident bird species are declining as temperature increases. J. Anim. Ecol. 81: 352–363.

Saporetti, F., S. Colaone, W. Guenzani & T. Zarbo (2016): Nest-site characteristics and breeding biology of the Black Woodpecker in north-western Lombardy, Italy. Riv. ital. Ornitol. 86: 39–48.

Sattler, T., V. Keller, P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2015a): État de l'avifaune en Suisse. Rapport 2015. Station ornithologique suisse, Sempach.

Sattler, T., V. Keller, P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2015b): Situazione dell'avifauna in Svizzera. Rapporto 2015. Stazione ornitologica svizzera, Sempach.

Sattler, T., V. Keller, P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2015c): The state of birds in Switzerland. Report 2015. Swiss Ornithological Institute, Sempach.

Sattler, T., V. Keller, P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2015d): Zustand der Vogelwelt in der Schweiz. Bericht 2015. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & N. Strebel (2017a): Etat de l'avifaune en Suisse online. Station ornithologique suisse, Sempach. http://www.vogelwarte.ch/etat (Stand: 26.4.2018).

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & N. Strebel (2017b): Stato dell'avifauna in Svizzera online. Stazione ornitologica svizzera, Sempach. http://www.vogelwarte.ch/situazione (Stand: 26.4.2018).

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & N. Strebel (2017c): The state of birds in Switzerland online. Swiss Ornithological Institute, Sempach. http://www.vogelwarte.ch/state (Stand: 26.4.2018).

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & N. Strebel (2017d): Zustand der Vogelwelt in der Schweiz online. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. http://www.vogelwarte.ch/zustand (Stand: 26.4.2018).

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2016a): État de l'avifaune en Suisse. Rapport 2016. Station ornithologique suisse, Sempach.

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2016b): Situazione dell'avifauna in Svizzera. Rapporto 2016. Stazione ornitologica svizzera, Sempach.

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2016c): The state of birds in Switzerland. Report 2016. Swiss Ornithological Institute, Sempach.

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2016d): Zustand der Vogelwelt in der Schweiz. Bericht 2016. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2017e): État de l'avifaune en Suisse. Rapport 2017. Station ornithologique suisse, Sempach.

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2017f): Situazione dell'avifauna in Svizzera. Rapporto 2017. Stazione ornitologica svizzera, Sempach.

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2017g): The state of birds in Switzerland. Report 2017. Swiss Ornithological Institute, Sempach.

Sattler, T., P. Knaus, H. Schmid & B. Volet (2017h): Zustand der Vogelwelt in der Schweiz. Bericht 2017. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Sattler, T., E. Rey & H. Schmid (2009): Verbreitung und Populationsentwicklung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in der Schweiz 2005–2008. Ornithol. Beob. 106: 263–274.

Sattler, T. & N. Strebel (2016): Analyse der Waldschnepfennachweise während der Atlasperiode 2013–2016. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Sattler, T. & M. Tobler (2004): Bestandsentwicklung und Strukturabhängigkeit von Brutvögeln in zwei Wohnquartieren der Stadt Solothurn. Ornithol. Beob. 101: 177–192.

Sautter, M. (2008): L'influsso del tipo di gestione dei canneti sul rendimento riproduttivo del Migliarino di palude *Emberiza schoeniclus* nel Canton Zurigo. Ficedula 40: 18–24.

Savioz, J. (2013): Chronique ornithologique valaisanne: de l'automne 2011 à l'été 2013. Bull. Murithienne 131: 83–102.

Scaar, B. (2017): Chevêche d'Athéna en Alsace du Sud. Rapport annuel 2016 à partir des données de baguage et contrôle. Avec la collaboration des bagueurs et responsables de secteur du «Groupe Chevêche 68» de la LPO Alsace. Rapport non publié.

Scandolara, C. & R. Lardelli (2007): Strategia cantonale per lo studio e la protezione degli Uccelli. Principi e indirizzi. Dipartimento del territorio Republica e Cantone Ticino, Ufficio della natura e del paesaggio, Museo cantonale di storia naturale, Bellinzona.

Scandolara, C. & R. Lardelli (2017): L'avifauna nei vigneti ticinesi: un confronto a 30 anni di distanza. Mem. Soc. tic. sc. nat. Mus. cant. st. nat. 12: 201–209.

Scandolara, C., G. Sgarbi, R. Lardelli & N. Patocchi (2014): Monitoraggio della popolazione nidificante di Martin pescatore *Alcedo atthis* nella Riserva delle Bolle di Magadino. Ficedula 26: 2–9.

Schaefer, T., G. Ledebur, J. Beier & B. Leisler (2006): Reproductive responses of two related coexisting songbird species to environmental changes: global warming, competition, and population sizes. J. Ornithol. 147: 47–56.

Schäffer, N. (1999): Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle *Porzana porzana* und Wachtelkönig *Crex crex*. Ökol. Vögel 21: 1–267.

Schaller, R. (1938): Einbürgerung des Höckerschwans in der Schweiz. Ornithol. Beob. 36: 39–40.

Schaub, G., J. Gremaud, J. Studer, P. Koenig & R. Ayé (2013a): La survie du Tarier des prés *Saxicola rubetra* dans la vallée de l'Intyamon dépend de réformes dans la politique agricole. Nos Oiseaux 60: 69–78.

Schaub, M. (1996): Jagdverhalten und Zeitbudget von Rotkopfwürgern *Lanius senator* in der Nordwestschweiz. J. Ornithol. 137: 213–227.

Schaub, M., A. Aebischer, O. Gimenez, S. Berger & R. Arlettaz (2010a): Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Lessons for conservation. Biol. Conserv. 143: 1911–1918.

Schaub, M. & R. Arlettaz (2016): Conservation of the Hoopoe *Upupa epops* in Valais. Annual report 2016. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, and Conservation Biology, Institute of Ecology and Evolution, Universität Bern.

Schaub, M., J. von Hirschheydt & M. U. Grüebler (2015): Differential contribution of demographic rate synchrony to population synchrony in barn swallows. J. Anim. Ecol. 84: 1530–1541.

Schaub, M., H. Jakober & W. Stauber (2011): Demographic response to environmental variation in breeding, stopover and non-breeding areas in a migratory passerine. Oecologia 167: 445–459.

Schaub, M., H. Jakober & W. Stauber (2013b): Strong contribution of immigration to local population regulation: evidence from a migratory passerine. Ecology 94: 1828–1838.

Schaub, M., N. Martinez, A. Tagmann-Ioset, N. Weisshaupt, M. L. Maurer, T. S. Reichlin, F. Abadi, N. Zbinden, L. Jenni & R. Arlettaz (2010b): Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. PLoS One 5: e13115.

Schaub, M. & R. Pradel (2004): Assessing the relative importance of different sources of mortality from recoveries of marked animals. Ecology 85: 930–938.

Schaub, M., R. Pradel & J.-D. Lebreton (2004): Is the reintroduced white stork (*Ciconia ciconia*) population in Switzerland self-sustainable? Biol. Conserv. 119: 104–115.

Schaub, M., B. Ullrich, G. Knötzsch, P. Albrecht & C. Meisser (2006): Local population dynamics and the impact of scale and isolation: a study on different little owl populations. Oikos 115: 389–400.

Schaub, M., R. Zink, H. Beissmann, F. Sarrazin & R. Arlettaz (2009): When to end releases in reintroduction programmes: demographic rates and populations viability analysis of bearded vultures in the Alps. J. Appl. Ecol. 46: 92–100.

Scheibler, D. (2015): Nitrogen deposition and forest clearings in wood warbler habitats in Switzerland. Master thesis, Universität Zürich.

Schelbert, B. (1992): Erster Schweizer Brutnachweis des Bienenfressers. Ornithol. Beob. 89: 63–65.

Schelbert, B. (2015): 20 Jahre Auenschutzpark Aargau. Umwelt Aargau, Sondernummer 43. Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Aarau.

Schelbert, B., J. Fischer, S. Gfeller & M. Weggler (1995): Die Vogelwelt der Reussebene. Eine Entwicklungsgeschichte 1971–1993. Ornithol. Beob. Beiheft 8.

Scherler, P. (2014): Predicting habitat suitability for little owls in Switzerland on different spatial scales. Master thesis, Universität Zürich.

Scherler, P. (2017): Beobachtungen und ausgeschiedene Reviere des Rotmilans im Studiengebiet Kanton FR, Jahre 2016 und 2017. QGIS-Projekte vom 24.11.2017. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Scherrer, S. C., E. M. Fischer, R. Posselt, M. A. Liniger, M. Croci-Maspoli & R. Knutti (2016): Emerging trends in heavy precipitation and hot temperature extremes in Switzerland. J. Geophys. Res. Atmos. 121: 2626–2637.

Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Praktischer Naturschutz. Ulmer, Stuttgart.

Schiegg, K., M. Eger & G. Pasinelli (2007): Nest predation in Reed Buntings *Emberiza schoeniclus*: an experimental study. Ibis 149: 365–373.

Schiess, H. & C. Schiess-Bühler (1997): Dominanzminderung als ökologisches Prinzip: eine Neubewertung der ursprünglichen Waldnutzungen für den Arten- und

Biotopschutz am Beispiel der Tagfalterfauna eines Auenwaldes in der Nordschweiz. Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. 72: 3–127.

Schifferli, A. (1968): Orpheusgrasmücke brütet im Mendrisiotto (Tessin). Ornithol. Beob. 65: 195–196.

Schifferli, A. & P. D'Alessandri (1973): Brutnachweis des Schilfrohrsängers im Val Blenio, Tessin. Ornithol. Beob. 70: 137–138.

Schifferli, L., M. Burkhardt & M. Kestenholz (2005): Bestandsentwicklung des Kormorans *Phalacrocorax carbo* in der Schweiz 1967–2003. Ornithol. Beob. 102: 81–96.

Schifferli, L., R. J. Fuller & M. Müller (1999): Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. Vogelwelt 120: 151–161.

Schifferli, L., O. Rickenbach, A. Koller & M. Grüebler (2009): Massnahmen zur Förderung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Wauwilermoos (Kanton Luzern): Schutz der Nester vor Landwirtschaft und Prädation. Ornithol. Beob. 106: 311–326.

Schifferli, L. & A. Schifferli (1980): Die Verbreitung des Haussperlings *Passer domesticus domesticus* und des Italiensperlings *Passer domesticus italiae* im Tessin und im Misox. Ornithol. Beob. 77: 21–26.

Schläpfer, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. Ornithol. Beob. 85: 309–371.

Schläpfer, M., H. Zoller & C. Körner (1998): Influences of mowing and grazing on plant species composition in calcareous grassland. Bot. Helv. 108: 57–67.

Schlosser, R. & W. Schlosser (2013): Der Habicht in der Nordostschweiz. Bericht 2013. Unveröffentlichter Bericht.

Schlosser, W. & U. Bühler (2010): Langjährige Entwicklung des Brutbestands und Brutgeschehens beim Habicht *Accipiter gentilis* in der Nordostschweiz. Ornithol. Beob. 107: 161–178.

Schmid, H. (1990): Die Bestandsentwicklung des Turmfalken *Falco tinnunculus* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 87: 327–349.

Schmid, H. (2009a): Greifvögel und Eulen. Bericht 2009 der Schweizerischen Vogelwarte Sempach für die «Gemeinschaft der Freunde der Vogelwarte». Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Schmid, H. (2009b): Rapaces diurnes et nocturnes. Rapport 2009 de la Station ornithologique suisse de Sempach destiné aux «Amis de la Station ornithologique». Station ornithologique suisse, Sempach.

Schmid, H. (2009c): Uccelli rapaci diurni e notturni. Rapporto 2009 della Stazione ornitologica svizzera di Sempach per gli «Amici della Stazione ornitologica». Stazione ornitologica svizzera, Sempach.

Schmid, H. (2012a): Hirondelles et martinets. Le monde des oiseaux, numéro 69. Station ornithologique suisse, Sempach.

Schmid, H. (2012b): Rondini e rondoni. Alla scoperta del mondo degli uccelli, numero 69. Stazione ornitologica svizzera, Sempach.

Schmid, H. (2012c): Schwalben und Segler. Themen aus der Vogelwelt, Heft 69. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Schmid, H. & A. Aebischer (in Vorb.): Die Arealexpansion des Rotmilans *Milvus milvus* in der Schweiz. Ornithol. Beob.

Schmid, H., L. Bonnard, A. Hausammann & A. Sierro (2010a): Aktionsplan Flussuferläufer Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 1028. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.

Schmid, H., L. Bonnard, A. Hausammann & A. Sierro (2010b): Plan d'action Chevalier guignette en Suisse. Programme de conservation des oiseaux en Suisse. L'environnement pratique n° 1028. Office fédéral de l'environnement, Berne, Station ornithologique suisse, Sempach, et Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Zurich.

Schmid, H. & J. Denkinger (1997): Aktuelle Verbreitung und Bestandssituation des Wiesenpiepers *Anthus pratensis* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 94: 65–73.

Schmid, H., V. Feller & P. Blaser (1994): Hat das Braunkehlchen *Saxicola rubetra* als Wiesenbrüter im Berner Oberland noch eine Chance? Mitt. Nat.wiss. Ges. Thun 12, 1989–1994: 109–120.

Schmid, H., M. Leuenberger, L. Schifferli & S. Birrer (1992a): Limikolenrastplätze in der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Schmid, H., M. Leuenberger, L. Schifferli & S. Birrer (1992b): Stationnement des limicoles faisant escale en Suisse. Station ornithologique suisse, Sempach.

Schmid, H. & L. Maumary (1996): Die Situation des Wachtelkönigs *Crex crex* in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1970–1994. Ornithol. Beob. 93: 169–175.

Schmid, H., C. Müller & B. Volet (2016): Die Entwicklung der Vogelwelt im Urner Reussdelta. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Schmid, H. & G. Pasinelli (2002): Vergleich der Brutvogelgemeinschaften diesseits und jenseits der Schweizer Grenze. Ornithol. Beob. 99: 187–204.

Schmid, H. & M. Spiess (2008): Brutvogelaufnahmen bei BDM-Z7 und MHB: Anleitung zur Entscheidfindung bei Grenzfällen und zur Revierausscheidung. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Schmid, H., B. Volet & M. Thoma (2004a): Situation actuelle du Héron cendré *Ardea cinerea* en Suisse et évolution des effectifs depuis 1980. Nos Oiseaux 51: 85–93.

Schmid, H., N. Zbinden & V. Keller (2004b): Überwachung der Bestandsentwicklung häufiger Brutvögel in der Schweiz/Surveillance de l'évolution des effectifs des oiseaux nicheurs répandus en Suisse. Schweizerische Vogelwarte/Station ornithologique suisse, Sempach.

Schmid, M. & H. Jenny (2012): Das Birkhuhn: Eine Charakterart fühlt sich wohl in Graubünden. Jahresber. Nat.forsch. Ges. Graubünden 117: 55–68.

Schmid, W., H. Bolzern & C. Guyer (2007): Mähwiesen – Ökologie und Bewirtschaftung. Flora, Fauna und Bewirtschaftung am Beispiel von elf Luzerner Mähwiesen. Umwelt und Energie Kanton Luzern, Luzern.

Schmidt, J.-U., A. Eilers, M. Schimkat, J. Krause-Heiber, A. Timm, W. Nachtigall & A. Kleber (2017): Effect of Sky Lark plots and additional tramlines on territory densities of the Sky Lark *Alauda arvensis* in an intensively managed agricultural landscape. Bird Study 64: 1–11.

Schmidt, M. (2000): Der Alpensegler (*Tachymarptis melba*) in Freiburg im Breisgau – Dynamik einer Population. Nat.schutz südl. Oberrhein 3: 35–44.

Schmit, F. (2016): Ersatz für den Ersatz: Künstliche Sandschüttungen für die Uferschwalbe. Ornis 2016/6: 12–15.

Schmitz, P., F. Steiner & M. Kestenholz (2007): Analyse des données suisses de reprises du Bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus*. Nos Oiseaux 54: 131–138.

Scholl, I. (2015): Inventar der Gebäude mit Seglernistplätzen in Aarau 2013–2014. Inventar im Auftrag der Stadt Aarau. Iris Scholl, Uster.

Scholl, I. (2016a): Nistplätze für Mauer- und Alpensegler. Praktische Informationen rund um Baufragen. 2., überarb. Aufl. Iris Scholl, Uster.

Scholl, I. (2016b): Sites de nidification pour les Martinets noirs et à ventre blanc. Informations pratiques relatives aux constructions. 2e éd. rev. et corr. Iris Scholl, Uster.

Schropp, T. J., F. Schönfeld & C. Wagner (2016): Die Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Bayern – ein Neubürger startet durch. Ornithol. Anz. 54: 277–296.

Schuck, M. & M. Lanz (2017): Comeback der Wendehälse. Ornis 2017/1: 18–21.

Schuck, M., G. Pasinelli, W. Müller, R. Spaar, A. Aebischer, A. Barbalat, A. Bassin, J. Bühlmann, D. Horisberger, P. Knaus, T. Lüthi, N. Martinez, M. Müller, B. Mulhauser, H. R. Pauli, C. Thiel-Egenter, M. Weggler & R. Ayé (2018): Entwicklung von Bestand und Verbreitung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 115: 91–106.

Schümperlin, W. (1994): Die Brutpopulation der Schafstelze *Motacilla flava* im unteren Thurgau und im angrenzenden Zürcher Weinland. Ornithol. Beob. 91: 52–56.

Schuphan, I. & M. Wink (2016): Die Zippammer *Emberiza cia* im Wallis: von der heissen Felsensteppe zum rauen Hochgebirge. Ornithol. Beob. 113: 299–308.

Schuster, S. (2004): Die Einnischung einer neuen Vogelart am Bodensee: die Weisskopfmöwe *Larus cachinnans*. Ornithol. Beob. 101: 115–124.

Schuster, S. (2017): Verhaltensänderungen bei Ringeltauben *Columba palumbus* im Voralpenraum. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 33: 71–80.

Schuster, S., K. Schilhansl & M. Peintinger (2012): Zusammenbruch von Populationszyklen bei Feldmäusen *Microtus arvalis* und überwinternden Mäusebussarden *Buteo buteo* im Bodenseegebiet. Vogelwelt 133: 99–103.

Schwarzenbach, Y., B. Scheel, R. Ayé & S. Jaquier (2014a): Favoriser l'hirondelle de fenêtre – fiche pratique pour la conservation. Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Schweiz, Cudrefin.

Schwarzenbach, Y., B. Scheel, R. Ayé & S. Jaquier (2014b): Mehlschwalben fördern. Ein Merkblatt des SVS/BirdLife Schweiz. Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.

Schweizer, M. (2003): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2002. 12. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 100: 293–314.

Schweizer, M. (2005a): Hybridization between Blue-headed Wagtail and Ashy-headed Wagtail in Switzerland. Dutch Birding 27: 235–241.

Schweizer, M. (2005b): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2004. 14. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 102: 251–270.

Schweizer, M. (2007): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2006. 16. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 104: 241–262.

Schweizer, M. (2013): Das Auftreten der verschiedenen Unterarten der Schafstelze *Motacilla flava* in der Schweiz und ihre Handhabung durch die Schweizerische Avifaunistische Kommission (SAK). Ornithol. Beob. 110: 33–40.

Schweizer, M. & L. Maumary (2003): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2002. 12e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 50: 261–276.

Schweizer, M. & B. Piot (2005): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2004. 14e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 52: 245–260.

Schweizer, M. & M. Thoma (2009): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2008. 18. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 106: 377–400.

Schweizer, M., M. Thoma & B. Piot (2009): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2008. 18e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 56: 237–255.

Schweizer, M. & L. Vallotton (2007): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2006. 16e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 54: 225–241.

Schweizer Alpen-Club (2017): Jahresbericht 2016. Schweizer Alpen-Club SAC, Bern.

Schweizer Wanderwege (2014): Schweizer Wanderwegnetz: Kenngrössen. Schweizer Wanderwege, Bern. https://www.wandern.ch/download.php?id=2956_89f87ecf (Stand: 9.2.2018).

Schwick, C., J. Jaeger & F. Kienast (2011a): Mesurer et éviter l'étalement urbain. Notice pour le praticien 47. Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf.

Schwick, C., J. Jaeger & F. Kienast (2011b): Zersiedelung messen und vermeiden. Merkblatt für die Praxis 47. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.

Schwick, C., J. A. G. Jaeger, A. Hersperger & F. Kienast (2013): Stark beschleunigte Zunahme der Zersiedelung in der Schweiz. Geomatik Schweiz/Géomatique Suisse 111: 48–53.

Scridel, D., G. Bogliani, P. Pedrini, A. Iemma, A. von Hardenberg & M. Brambilla (2017): Thermal niche predicts recent changes in range size for bird species. Clim. Res. 73: 207–216.

Seddon, P. J., D. P. Armstrong & R. F. Maloney (2007): Developing the science of reintroduction biology. Conserv. Biol. 21: 303–312.

Seidl, R., M.-J. Schelhaas, W. Rammer & P. J. Verkerk (2014): Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. Nat. Clim. Chang. 4: 806–810.

Seilbahnen Schweiz (2017): Fakten und Zahlen zur Schweizer Seilbahnbranche. Ausgabe 2017. Seilbahnen Schweiz (SBS), Bern.

Seitler, E., L. Thöni & M. Meier (2014): Atmosphärische Stickstoff-Deposition in der Schweiz 2000 bis 2014. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, der OSTLUFT, der WSL und der Kantone AG, BE, BL, GE, GR, LU, NE, SO, SZ, TI, ZG und ZH. Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB), Rapperswil.

Sermet, E. & B. Posse (1998): Nidification de la Fauvette passerinette *Sylvia cantillans* aux Follatères/Fully, Valais. Synthèse des observations en Suisse. Nos Oiseaux 45: 227–236.

Service conseil Zones alluviales Berne et Yverdon-les-Bains (2001–2008): Dossier Zones alluviales: fiches. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

Seymour, C. L. & W. R. J. Dean (2010): The influence of changes in habitat structure on the species composition of bird assemblages in the southern Kalahari. Austral Ecol. 35: 581–592.

Sharps, K., I. Henderson, G. Conway, N. Armour-Chelu & P. M. Dolman (2015): Home-range size and habitat use of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* nesting in a complex plantation-forest landscape. Ibis 157: 260–272.

Shaw, L. M., D. Chamberlain & M. Evans (2008): The House Sparrow *Passer domesticus* in urban areas: reviewing a possible link between post-decline distribution and human socioeconomic status. J. Ornithol. 149: 293–299.

Sheehan, D. K., S. Wotton, J. C. Dunn & T. J. Morris (2014): Ähnliches Schicksal: Wandertaube damals – Turteltaube heute. Falke 61/2: 28–31.

Sierro, A. (2015): Mesures de conservation et suivi de l'Engoulevent *Caprimulgus europaeus* en Valais: bilan 2014. Station ornithologique suisse, Sempach.

Sierro, A. (2016): Interventions forestières en faveur de l'Engoulevent en Valais (Alpes suisses). Bilan de 22 ans d'expérience (1993–2014). Station ornithologique suisse, Sempach.

Sierro, A. & R. Arlettaz (2013): Utilisation de l'habitat et stratégie de chasse chez les derniers Petits-ducs *Otus scops* de l'adret valaisan: mesures de conservation ciblées. Nos Oiseaux 60: 79–90.

Sierro, A., R. Arlettaz, B. Naef-Daenzer, S. Strebel & N. Zbinden (2001): Habitat use and foraging ecology of the nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in the Swiss Alps: towards a conservation scheme. Biol. Conserv. 98: 325–331.

Sierro, A., M. Frey Iseli, R. Graf, G. Dändliker, M. Müller, L. Schifferli, R. Arlettaz & N. Zbinden (2009): Banalisation de l'avifaune du paysage agricole sur trois surfaces témoins du Valais (1988–2006). Nos Oiseaux 56: 129–148.

Sierro, A. & B. Posse (2011): L'incendie de Loèche: monitoring des oiseaux nicheurs en 2010, sept ans après l'événement. Station ornithologique suisse, Antenne valaisanne, Salquenen.

Signorell Häusler, N., M. Bauer, L. Imper-Filli, H. Schuler & C. Meier-Zwicky (2012): Brutverbreitung von sieben ausgewählten Siedlungsvogelarten (Türkentaube, Mauersegler, Rauch-, Mehl- und Felsenschwalbe, Haus- und Italiensperling) im Kanton Graubünden. Jahresber. Nat.forsch. Ges. Graubünden 117: 69–76.

Siitonen, J., P. Martikainen, P. Punttila & J. Rauh (2000): Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. For. Ecol. Manage. 128: 211–225.

Sikora, A., Z. Rohde, M. Gromadzki, G. Neubauer & P. Chylarecki (2007): Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznán.

Sim, I., C. Rollie, D. Arthur, S. Benn, H. Booker, V. Fairbrother, M. Green, K. Hutchinson, S. Ludwig, M. Nicoll, I. Poxton, G. Rebecca, L. Smith, A. Stanbury & P. Wilson (2010): The decline of the Ring Ouzel in Britain. Brit. Birds 103: 229–239.

Siriwardena, G. M. (2006): Avian nest predation, competition and the decline of British Marsh Tits *Parus palustris*. Ibis 148: 255–265.

Skórka, P., M. Lenda, D. Moroń & P. Tryjanowski (2013): New methods of crop production and farmland birds: effects of plastic mulches on species richness and abundance. J. Appl. Ecol. 50: 1387–1396.

Skórka, P., J. D. Wójcik, R. Martyka & M. Lenda (2012): Numerical and behavioural response of Black-headed Gull *Chroicocephalus ridibundus* on population growth of the expansive Caspian Gull *Larus cachinnans*. J. Ornithol. 153: 947–961.

Smith, K. W. (2005): Has the reduction in nest-site competition from Starlings *Sturnus vulgaris* been a factor in the recent increase of Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* numbers in Britain? Bird Study 52: 307–313.

Sokolov, L. V., A. P. Shapoval & M. V. Yakovleva (2013): Long-term monitoring of Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* irruptions in the Baltic region and Karelia. Avian Ecol. Behav. 24: 3–33.

Sonnabend, H. & W. Poltz (1978): 30jährige Bestandsaufnahme von Raubwürger *Lanius excubitor* und Rotkopfwürger *Lanius senator* am nordwestlichen Bodensee. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 17: 133–139.

Sorace, A. & M. Gustin (2010): Bird species of conservation concern along urban gradients in Italy. Biodivers. Conserv. 19: 205–221.

Sorg, M., H. Schwan, W. Stenmans & A. Müller (2013): Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013. Mitt. Entomol. Ver. Krefeld 1: 1–5.

Šotnár, K., A. Krištín, M. Sárossy & S. Harvančík (2008): On foraging ecology of the Scops Owl (*Otus scops*) at the northern limit of its area. Tichodroma 20: 1–6.

Spaar, R. & R. Ayé (2016a): Bilanz «Artenförderung Vögel Schweiz» 2011–2016. Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Spaar, R. & R. Ayé (2016b): Strategie Artenförderung Vögel Schweiz 2016–2020. Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Spaar, R. & R. Ayé (2016c): Stratégie programme de conservation des oiseaux en Suisse 2016–2020. Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Zurich, et Station ornithologique suisse, Sempach.

Spaar, R., R. Ayé, N. Zbinden & U. Rehsteiner (2012a): Elemente für Artenförderungsprogramme Vögel Schweiz – Update 2011. Koordinationsstelle des Rahmenprogramms «Artenförderung Vögel Schweiz». Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Spaar, R., R. Ayé, N. Zbinden & U. Rehsteiner (2012b): Eléments pour les programmes de conservation des oiseaux en Suisse – Actualisation 2011. Centre de coordination du «Programme de conservation des oiseaux en Suisse». Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Zurich, et Station ornithologique suisse, Sempach.

Spaar, R. & J. Hegelbach (1994): Neststandort und Brutbiologie der Singdrossel *Turdus philomelos* im Zürichbergwald. Ornithol. Beob. 91: 31–41.

Speight, M. C. D. (1989): Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg.

Spiess, M., S. Jenni-Eiermann, S. Heller, U. Rehsteiner & R. Spaar (2008): Artenförderungsprojekt Lachmöwe – Bericht über die Aktivitäten 2004–2006. Interner Bericht. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.

Spühler, L., B. O. Krüsi & G. Pasinelli (2015): Do Oaks *Quercus* spp., dead wood and fruiting Common Ivy *Hedera helix* affect habitat selection of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*? Bird Study 62: 115–119.

St. Galler Tagblatt (2013): Sawiris verkauft mehr in Andermatt. St. Galler Tagblatt, 16.4.2013. http://www.tagblatt.ch/nachrichten/wirtschaft/Sawiris-verkauft-mehr-in-Andermatt;art253651,3371004 (Stand: 14.2.2018).

Stadt Luzern (2017): Stadttauben. https://www.stadtluzern.ch/thema/1615#Stadttauben (Stand: 27.11.2017).

Stadt Zürich (2011): Die Stadttaube. 2. Aufl. Grün Stadt Zürich und Umwelt- und Gesundheitsschutz, Zürich. https://www.stadt-zuerich.ch/content/dam/stzh/ted/Deutsch/gsz/Natuerliche%20Vielfalt/Publikationen%20und%20Broschueren/Tiere/Voegel/111028_Flyer_Stadttaube_Aufl2.pdf (Stand: 27.11.2017).

Staggenborg, J., H. M. Schaefer, C. Stange, B. Naef-Daenzer & M. U. Grüebler (2017): Time and travelling costs during chick-rearing in relation to habitat quality in Little Owls *Athene noctua*. Ibis 159: 519–531.

Stand Up Magazin (2011): Robby Naish Interview. http://standupmagazin.com/2011/06/robby-naish-interview/ (Stand: 4.4.2018).

Šťastný, K., V. Bejček & K. Hudec (2006): Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003. Aventinum, Praha.

Stauber, W. & B. Ullrich (1970): Der Einfluss des nasskalten Frühjahrs 1969 auf eine Population des Rotrückenwürgers und des Rotkopfwürgers in Südwestdeutschland. Vogelwelt 91: 213–222.

Steffens, R., W. Nachtigall, S. Rau, H. Trapp & J. Ulbricht (2013): Brutvögel in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.

Steinbauer, M. J., J.-A. Grytnes, G. Jurasinski, A. Kulonen, J. Lenoir, H. Pauli, C. Rixen, M. Winkler, M. Bardy-Durchhalter, E. Barni, A. D. Bjorkman, F. T. Breiner, S. Burg, P. Czortek, M. A. Dawes, A. Delimat, S. Dullinger, B. Erschbamer, V. A. Felde, O. Fernández-Arberas, K. F. Fossheim, D. Gómez-García, D. Georges, E. T. Grindrud, S. Haider, S. V. Haugum, H. Henriksen, M. J. Herreros, B. Jaroszewicz, F. Jaroszynska, R. Kanka, J. Kapfer, K. Klanderud, I. Kühn, A. Lamprecht, M. Matteodo, U. M. Di Cella, S. Normand, A. Odland, S. L. Olsen, S. Palacio, M. Petey, V. Piscová, B. Sedlakova, K. Steinbauer, V. Stöckli, J.-C. Svenning, G. Teppa, J.-P. Theurillat, P. Vittoz, S. J. Woodin, N. E. Zimmermann & S. Wipf (2018): Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. Nature 556: 231–234.

Steinmetz, H. W., T. Bakonyi, H. Weissenböck, J.-M. Hatt, U. Eulenberger, N. Robert, R. Hoop & N. Nowotny (2011): Emergence and establishment of Usutu virus infection in wild and captive avian species in and around Zurich, Switzerland – Genomic and pathologic comparison to other central European outbreaks. Vet. Microbiol. 148: 207–212.

Stemmler, C. (1932): Die Adler der Schweiz. Grethlein, Zürich.

Stephens, P. A., L. R. Mason, R. E. Green, R. D. Gregory, J. R. Sauer, J. Alison, A. Aunins, L. Brotons, S. H. M. Butchart & T. Campedelli (2016): Consistent response of bird populations to climate change on two continents. Science 352: 84–87.

Stettler, M. & R. Christen (2010): Vielfältiger Lebensraum, Ruhe, Sensibilisierung – Auerhuhnförderung auf drei Ebenen. Schweiz. Z. Forstwes. 161: 258–263.

Sticher, H. (1984a): Exploitation de gravier et agriculture à l'exemple du canton d'Argovie. Société suisse de pédologie, Document 1. Juris Verlag, Zurich.

Sticher, H. (1984b): Kiesabbau und Landwirtschaft am Beispiel des Kantons Aargau. Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz, Dokument 1. Juris Verlag, Zürich.

Stock, B. & D. Haag-Wackernagel (2016): Food shortage affects reproduction of Feral Pigeons *Columba livia* at rearing of nestlings. Ibis 158: 776–783.

Stöcklin, J., V. G. Meier & M. Ryf (1999): Populationsgrösse und Gefährdung von Magerwiesen-Pflanzen im Nordwestschweizer Jura. Bauhinia 13: 61–68.

Stoffel, M., T. Mendlik, M. Schneuwly-Bollschweiler & A. Gobiet (2014): Possible impacts of climate change on debris-flow activity in the Swiss Alps. Clim. Chang. 122: 141–155.

Storch Schweiz/Cigogne Suisse (2017): Bulletin Nr./No 46, 2016/2017. Brutergebnisse/Résultats des couvées 2016. Storch Schweiz/Cigogne Suisse, Kleindietwil.

Strahm, W. & D. Landenbergue (2013): La réintroduction du Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* en Suisse romande: un projet pour le centenaire de Nos Oiseaux. Nos Oiseaux 60: 123–142.

Strahm, W. & D. Landenbergue (2018): Troisième année de réintroduction du Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* en Suisse. Nos Oiseaux 65: 53–60.

Straub, F. (2013): Profiteurin von Sturmereignissen: Arealexpansion und Bestandsentwicklung der Weidenmeise *Parus montanus* im zentralen Baden-Württemberg. Ornithol. Jahresh. Baden-Württ. 29: 51–74.

Strebel, G., A. Jacot, P. Horch & R. Spaar (2015): Effects of grassland intensification on Whinchats *Saxicola rubetra* and implications for conservation in upland habitats. Ibis 157: 250–259.

Strebel, N., M. Kéry, M. Schaub, H. Schmid & R. B. O'Hara (2014): Studying phenology by flexible modelling of seasonal detectability peaks. Methods Ecol. Evol. 5: 483–490.

Strebel, S., C. Vogel & N. Zbinden (2012a): Dohlen brauchen Nistmöglichkeiten bei guten Nahrungsplätzen. Avinews 2012/3: 2–3.

Strebel, S., C. Vogel & N. Zbinden (2012b): Les choucas doivent pouvoir nicher où la nourriture de qualité est abondante. Avinews 2012/3: 2–3.

Strenna, L. (2013): L'évolution de la population de Faucons pèlerins *Falco peregrinus* en Bourgogne. Alauda 81: 179–200.

Strubbe, D. & E. Matthysen (2009): Experimental evidence for nest-site competition between invasive ring-necked parakeets (*Psittacula krameri*) and native nuthatches (*Sitta europaea*). Biol. Conserv. 142: 1588–1594.

Stuber, M. & M. Bürgi (2001): Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. Waldweide, Waldheu, Nadel- und Laubfutter. Schweiz. Z. Forstwes. 152: 490–508.

Stuber, M. & M. Bürgi (2002): Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. Nadel- und Laubstreue. Schweiz. Z. Forstwes. 153: 397–410.

Stuber, M. & M. Bürgi (2018): Vom «eroberten Land» zum Renaturierungsprojekt. Geschichte der Feuchtgebiete in der Schweiz seit 1700. Bristol-Schriftenreihe. Bristol-Stiftung, Zürich, und Haupt, Bern.

Stübing, S. & T. Sacher (2012): Klein, aber «oho»: Das Vorkommen des Zwergsumpfhuhns *Porzana pusilla* in Deutschland. Seltene Vögel in Deutschland 2010: 50–57.

Stucki, S. (2005): Rostgans: Entflogener Gehegevogel als Problem für Wildvogelarten. Merkblatt Nicht-einheimische Arten 1. Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Studer, S., C. Appenzeller & C. Defila (2005): Inter-annual variability and decadal trends in alpine spring phenology: a multivariate analyasis approach. Clim. Chang. 73: 395–414.

Studler, D. (2014): Populationsstudie des Waldkauzes (*Strix aluco*) im südlichen Zürcher Weinland. Zwischenbericht 2014. Unveröffentlichter Bericht.

Stüwe, G. (1989): Von Schneegängen und Schneehöhlen des Birkwildes (*Lyrurus tetrix*, L.) in Finnland. Z. Jagdwiss. 35: 164–173.

Sunde, P., K. Thorup, L. B. Jacobsen & C. Rahbek (2014): Weather conditions drive dynamic habitat selection in a generalist predator. PLoS One 9: e88221.

Suter, M. & F. Suter (2008): Bruten des Flussregenpfeifers *Charadrius dubius* im Berninagebiet (Kanton Graubünden) auf 2240 m ü.M. Ornithol. Beob. 105: 387–390.

Suter, W. & R. F. Graf (2008): Das Auerhuhn – eine naturschutzbiologische Betrachtung. Ornithol. Beob. 105: 17–32.

Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman & T. M. Knight (2004): The need for evidence-based conservation. Trend Ecol. Evol. 19: 305–308.

Sutton, M. A., C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinswen & B. Grizzetti (2011): The european Nitrogen Assessement. Cambridge University Press, Cambridge.

Svensson, S., M. Svensson & M. Tjernberg (1999): Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld Supplement nr 31. Sveriges Ornitologiska Förening, Lund.

Swiss Federal Statistical Office (2013): Land use in Switzerland. Results of the Swiss land use statistics. Swiss Statistics, domain 2, Territory and Environment 002-0904. Swiss Federal Statistical Office (FSO), Neuchâtel.

Swisstopo (2005): DHM25. Das digitale Höhenmodell der Schweiz. Produktinformation. Bundesamt für Landestopografie Swisstopo, Wabern.

Szép, T. (1995): Relationship between west African rainfall and the survival of central European Sand Martins *Riparia riparia*. Ibis 137: 162–168.

Tablado, Z. & L. Jenni (2015): Determinants of uncertainty in wildlife responses to human disturbance. Biol. Rev. 92: 216–223.

Tagmann-Ioset, A., M. Schaub, T. S. Reichlin, N. Weisshaupt & R. Arlettaz (2012): Bare ground as a crucial habitat feature for a rare terrestrially foraging farmland bird of Central Europe. Acta Oecol. 39: 25–32.

Tassin, C. (2012): Paysages végétaux du domaine méditerranéen. Bassin méditerranéen, Californie, Chili central, Afrique du Sud, Australie méridionale. IRD Editions, Marseille.

Tayleur, C., P. Caplat, D. Massimino, A. Johnston, N. Jonzén, H. G. Smith & Å. Lindström (2015): Swedish birds are tracking temperature but not rainfall:

evidence from a decade of abundance changes. Glob. Ecol. Biogeogr. 24: 859–872.

Taylor, B. & B. van Perlo (1998): Rails. A guide to the rails, crakes, gallinules and coots of the world. Pica Press, Mountfield.

Teubenbacher, U. (2017a): Todesfälle bei Grünfinken 2001–2017. Unveröffentlichter Bericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin (FIWI) der Vetsuisse Fakultät, Universität Bern.

Teubenbacher, U. (2017b): Usutu-Virus-Erkrankungen bei Amseln in der Schweiz. Unveröffentlichter Bericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin (FIWI) der Vetsuisse Fakultät, Universität Bern.

Teufelbauer, N. (2014): Erhebung der Verbreitung der Brutvögel Österreichs 2013–14. BirdLife Österreich, Wien.

Teufelbauer, N. & B. Seaman (2017): Monitoring der Brutvögel Österreichs. Bericht über die Saison 2016. BirdLife Österreich, Wien.

Teufelbauer, N., B. S. Seaman & M. Dvorak (2017): Bestandsentwicklungen häufiger österreichischer Brutvögel im Zeitraum 1998–2016 – Ergebnisse des Brutvogel-Monitoring. Egretta 55: 43–76.

Thaxter, C. B., A. C. Joys, R. D. Gregory, S. R. Baillie & D. G. Noble (2010): Hypotheses to explain patterns of population change among breeding bird species in England. Biol. Conserv. 143: 2006–2019.

Thiel, D. (2009): Massnahmenplan für den Umgang mit Höckerschwan und Graugans. Umwelt Aargau 44: 43–48.

Thiel, D. (2013): Brüten Waldschnepfen auch im Aargau? Umwelt Aargau 60: 49–50.

Thiel, D., S. Jenni-Eiermann, V. Braunisch, R. Palme & L. Jenni (2008a): Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. J. Appl. Ecol. 45: 845–853.

Thiel, D., S. Jenni-Eiermann & L. Jenni (2008b): Der Einfluss von Freizeitaktivitäten auf das Fluchtverhalten, die Raumnutzung und die Stressphysiologie des Auerhuhns *Tetrao urogallus*. Ornithol. Beob. 105: 85–96.

Thiel, D., S. Jenni-Eiermann, R. Palme & L. Jenni (2011): Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie *Tetrao urogallus*. Ibis 153: 122–133.

Thingstad, P. G., O. Hogstad & J. D. M. Speed (2015): The influence of climatic conditions in breeding grounds and migratory flyways on a subalpine Norwegian Willow Warbler (*Phylloscopus trochilus*) population. Ornis Fenn. 92: 23–33.

Thoma, M. & S. Althaus (2015): Erstnachweis des Grünlaubsängers *Phylloscopus trochiloides* in der Schweiz und sein Status in Europa. Ornithol. Beob. 112: 283–306.

Thomas, C. D. & J. J. Lennon (1999): Birds extend their ranges northwards. Nature 399: 213.

Thomsen, K.-M. (2013): White Stork population across the world. Results of the 6th International White Stork Census 2004/2005/Weissstörche in aller Welt. Ergebnisse des 6. Internationalen Weissstorchzensus 2004/2005. Naturschutzbund Deutschland, Berlin.

Thönen, W. (1948): Eine Schafstelzenbrut am Fanel (Neuenburgersee). Ornithol. Beob. 45: 33–39.

Thönen, W. (1959): Die Mittelente als Brutvogel am Fanel. Ornithol. Beob. 56: 125–128.

Thönen, W. (1962): Stimmgeographische, ökologische und verbreitungsgeschichtliche Studien über die Mönchsmeise (*Parus montanus* Conrad). Ornithol. Beob. 59: 101–172.

Thönen, W. (1986): Tentative de nidification du Goéland brun, *Larus fuscus*, au lac de Neuchâtel. Nos Oiseaux 38: 233–237.

Thönen, W. (1996): Neues zur geographischen Gesangsvariation der Mönchsmeise *Parus montanus* Conrad. Ornithol. Beob. 93: 1–34.

Thönen, W. & E. Haueter (1969): Aufgegebener Brutversuch von Stelzenläufern am Fanel. Ornithol. Beob. 66: 146–147.

Thönen, W. & G. Roux (1967): Die Sturmmöwe *Larus canus* – ein neuer schweizerischer Brutvogel. Ornithol. Beob. 64: 6–9.

Thorup, K., A. P. Tøttrup, M. Willemoes, R. H. G. Klaassen, R. Strandberg, M. L. Vega, H. P. Dasari, M. B. Araújo, M. Wikelski & C. Rahbek (2017): Resource tracking within and across continents in long-distance bird migrants. Sci. Adv. 3: e1601360.

Tierpark Bern (2016): Taubenkonzept der Stadt Bern. https://www.tierpark-bern.ch/index-de.php?frameset=181 (Stand: 12.10.2017).

Tinner, T. & G. Mächler (1951): Über das Brüten des Halsbandfliegenschnäppers, *Muscicapa albicollis* Temm., im Tessin. Ornithol. Beob. 48: 161–165.

Tizzani, P., G. Boano, M. Mosso, M. Pelazza, S. Carolfi, M. Ferra, N. Marletta, G. Pio, I. Pellegrino, P. G. Meneguz, F. Silvano, E. Negri & S. Spanò (2013): Recent distribution of red-legged partridge *Alectoris rufa* in Piedmont (North Western Italy): signs of recent spreading. Avocetta 37: 83–86.

Tobler, H. (1988): Rostgänse brüten in Zürich. Vögel der Heimat 59: 52–53.

Tome, D. & D. Denac (2012): Survival and development of predator avoidance in a post-fledging period of the Whinchat (*Saxicola rubetra*): consequences for conservation measures. J. Ornithol. 153: 131–138.

Tonolla, D., O. Chaix, T. Meile, A. Zurwerra, P. Büsser, S. Oppliger & K. Essyad (2017a): Deflussi discontinui – Misure. Un modulo dell'aiuto all'esecuzione Rinaturazione delle acque. Pratica ambientale n. 1701. Ufficio federale dell'ambiente, Berna.

Tonolla, D., O. Chaix, T. Meile, A. Zurwerra, P. Büsser, S. Oppliger & K. Essyad (2017b): Éclusées – Mesures d'assainissement. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. L'environnement pratique n° 1701. Office fédéral de l'environnement, Bern.

Tonolla, D., O. Chaix, T. Meile, A. Zurwerra, P. Büsser, S. Oppliger & K. Essyad (2017c): Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Vollzug Umwelt Nr. 1701. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Töttrup, A. P., R. H. G. Klaassen, M. W. Kristensen, R. Strandberg, Y. Vardanis, A. Lindström, C. Rahbek, T. Alerstam & K. Thorup (2012): Drought in Africa caused delayed arrival of European songbirds. Science 338: 1307.

Trösch, S., M. Hemprich, H. Jacoby, P. Knaus, G. Knötzsch, U. Maier & J. Ulmer (2010): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 198. Bericht über die Brutzeit und den Sommer 2010. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Trösch, S., M. Hemprich, H. Jacoby, P. Knaus, G. Knötzsch, U. Maier, J. Ulmer & S. Werner (2011): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 202. Bericht über die Brutzeit und den Sommer 2011. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Trösch, S., M. Hemprich, P. Knaus, U. Maier, G. Segelbacher, J. Ulmer & S. Werner (2012): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 206. Bericht über den Sommer und die Brutzeit 2012. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Trösch, S., M. Hemprich, P. Knaus, G. Segelbacher, J. Ulmer & S. Werner (2013a): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 209. Bericht über das Frühjahr und den Heimzug 2013. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Trösch, S., P. Knaus, U. Maier, G. Segelbacher, J. Ulmer & S. Werner (2013b): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 207. Bericht über den Wegzug und den Herbst 2012. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Trösch, S., P. Knaus, U. Maier, G. Segelbacher, J. Ulmer & S. Werner (2013c): Ornithologischer Rundbrief für das Bodenseegebiet Nr. 210. Bericht über den Sommer und die Brutzeit 2013. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.

Trüb, J., G. Gilliéron & P. Géroudet (1955): Une nidification du Garrot en Suisse romande *Bucephala clangula*. Nos Oiseaux 23: 96–98.

Tryjanowski, P. & F. Morelli (2015): Presence of Cuckoo reliably indicates high bird diversity: A case study in a farmland area. Ecol. Indic. 55: 52–58.

Tuck, S. L., C. Winqvist, F. Mota, J. Ahnström, L. A. Turnbull & J. Bengtsson (2014): Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. J. Appl. Ecol. 51: 746–755.

Turchin, P. (2003): Complex population dynamics: a theoretical/empirical synthesis. Princeton University Press, Princeton.

Turner, A. (2006): The Barn Swallow. Poyser, London.

UFAG (2000): Rapporto agricolo 2000. Ufficio federale dell'agricoltura (UFAG), Berna.

UFAG (2016): Rapporto agricolo 2016. Ufficio federale dell'agricoltura (UFAG), Berna.

UFAG (2017): Rapporto agricolo 2017. Ufficio federale dell'agricoltura (UFAG), Berna.

UFAM (2017): Biodiversità in Svizzera: stato ed evoluzione. Risultati del sistema di monitoraggio della biodiversità, stato 2016. Stato dell'ambiente n. 1630. Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Berna.

Ufficio federale dell'ambiente (2013): Politica forestale 2020. Visioni, obiettivi e misure per una gestione sostenibile del bosco svizzero. Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Berna.

Ufficio federale dell'ambiente (2016): Strategia della Svizzera per le specie esotiche invasive. Allegato al rapporto del Consiglio federale in adempimento del postulato 13.3636 «Stop alla diffusione di specie alloctone invasive» del consigliere nazionale Karl Vogler del 21 giugno 2013. Ufficio federale dell'ambiente UFAM, Berna.

Ufficio federale dell'ambiente (2017): Piano d'azione Strategia Biodiversità Svizzera. Ufficio federale dell'ambiente UFAM, Berna.

Ufficio federale dell'energia (2017): Energia eolica. Ufficio federale dell'energia UFE, Berna. http://www.bfe.admin.ch/themen/00490/00500/index.html?lang=it# (Stand: 30.4.2018).

Ufficio federale dell'energia (2018): Statistica degli impianti idroelettrici della Svizzera. Stato al: 01.01.2018. Ufficio federale dell'energia UFE, Berna.

Ufficio federale dello sviluppo territoriale (2012): Monitoraggio dello spazio rurale, Rapporto di sintesi 2012. Ufficio federale dello sviluppo territoriale (ARE), Berna.

Ufficio federale di statistica (2013): L'utilizzazione del suolo in Svizzera. Risultati della statistica della superficie. Statistica della Svizzera, settore 2, Territorio e ambiente 002-0903. Ufficio federale di statistica (UST), Neuchâtel.

Ufficio federale di statistica (2016): Gli insediamenti crescono ancora a scapito delle superfici agricole. Nuovi risultati della statistica della superficie della Svizzera occidentale. Comunicato stampa N. 0352-1611-70. Ufficio federale di statistica UST, Neuchâtel.

Ufficio federale di statistica (2017): Prestazioni del trasporto persone. Ufficio federale di statistica UST, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/it/home/statistiche/mobilita-trasporti/trasporto-persone/prestazioni.html (Stand: 4.4.2018).

Ufficio federale di statistica (2018): STAT-TAB – Tabelle interattive. Ufficio federale di statistica UST, Neuchâtel. https://www.bfs.admin.ch/bfs/it/home/servizi/ricerca/stat-tab-ricerca-dati-online.html (Stand: 20.4.2018).

Ufficio federale di statistica & Ufficio federale dello sviluppo territoriale (2017): La popolazione impiega ogni giorno un'ora e mezza per gli spostamenti. Microcensimento mobilità e trasporti 2015. Communicato stampa N. 2017-0076-I. Ufficio federale di statistica UTS, Neuchâtel, e Ufficio federale dello sviluppo territoriale ARE, Berna.

Ulmer, J. (2017): Erster Brutnachweis des Cistensängers *Cisticola juncidis* in Österreich. Elanus 10: 42–46.

Usbeck, T., T. Wohlgemuth, M. Dobbertin, C. Pfister, A. Bürgi & M. Rebetez (2010): Increasing storm damage to forests in Switzerland from 1858 to 2007. Agric. For. Meteorol. 150: 47–55.

UST, ARE, DSC & UFAM (2016): Sviluppo sostenibile. Statistica tascabile 2016. Sviluppo sostenibile e disparità regionali e internazionali 736-1600. Ufficio federale di statistica (UST), Ufficio federale dello sviluppo territoriale (ARE), Direzione dello sviluppo e della cooperazione (DSC) e Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Neuchâtel.

Vafidis, J. O., I. P. Vaughan, T. H. Jones, R. J. Facey, R. Parry & R. J. Thomas (2016): The effects of supplementary food on the breeding performance of Eurasian reed warblers *Acrocephalus scirpaceus*; implications for climate change impacts. PLoS One 11: e0159933.

Valkama, J., V. Vepsäläinen & A. Lehikoinen (2011): The third Finnish breeding bird atlas. Finnish Museum of Natural History and Ministry of Environment, Helsinki. http://atlas3.lintuatlas.fi/english (Stand: 9.3.2018).

Vallauri, D., J. André & J. Blondel (2003): Le Bois mort, une lacune des forêts gérées. Rev. For. Fr. 2: 99–112.

Valle, R. & F. Scarton (1999): Distribution of Dotterels *Charadrius morinellus* breeding in central and southern European massifs: a review of the current knowledge. Wader Study Group Bull. 89: 50–55.

Vallotton, L. & B. Piot (2008): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2007. 17e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 55: 239–256.

Vallotton, L. & B. Piot (2010): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2009. 19e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 57: 283–301.

Vallotton, L., B. Piot & F. Schneider (2014a): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2013. 23e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 61: 201–222.

Vallotton, L., B. Piot, F. Schneider & N. Martinez (2014b): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2013. 23. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 111: 265–292.

Vallotton, L., B. Piot & M. Schweizer (2008): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2007. 17. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 105: 305–328.

Vallotton, L., B. Piot, M. Schweizer & P. Knaus (2010): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2009. 19. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 107: 221–246.

Valtonen, A., R. Latja, R. Leinonen & H. Pöysä (2017): Arrival and onset of breeding of three passerine birds in eastern Finland tracks climatic variation and phenology of insects. J. Avian Biol. 48: 785–795.

van Eerden, M. R. & J. Gregersen (1995): Long-term changes in the northwest European population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. Ardea 83: 61–79.

van Impe, J. (2005): Über die Ursachen der Ausbreitung des Brutgebiets der Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* in Europa. Ornithol. Mitt. 57: 83–92.

van Nieuwenhuyse, D., J.-C. Génot & D. H. Johnson (2008): The little owl. Conservation, ecology and behavior of *Athene noctua*. Cambridge University Press, Cambridge.

van Oosten, H. H. (2015): On the brink of extinction. Biology and conservation of Northern Wheatears in the Netherlands. Thesis, Radboud University, Nijmegen.

van Oosten, H. H., A. B. van den Burg, R. Versluijs & H. Siepel (2014): Habitat selection of brood-rearing Northern Wheatears *Oenanthe oenanthe* and their invertebrate prey. Ardea 102: 61–69.

Vanat, L. (2017a): Bilan de la saison 2016/17. Fréquentation des domaines skiables. Remontées Mécaniques Suisses, Berne.

Vanat, L. (2017b): Saisonbilanz 2016/17. Frequentierung der Skigebiete. Seilbahnen Schweiz, Bern.

Vandekerkhove, K., L. De Keersmaeker, N. Menke, P. Meyer & P. Verschelde (2009): When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. For. Ecol. Manage. 258: 425–435.

Vandenberghe, C., G. Prior, N. A. Littlewood, R. Brooker & R. Pakeman (2009): Influence of livestock grazing on meadow pipit foraging behaviour in upland grassland. Basic Appl. Ecol. 10: 662–670.

Vatka, E., K. Kangas, M. Orell, S. Lampila, A. Nikula & V. Nivala (2014): Nest site selection of a primary hole-nesting passerine reveals means to developing sustainable forestry. J. Avian Biol. 45: 187–196.

Vatka, E., M. Orell & S. Rytkönen (2011): Warming climate advances breeding and improves synchrony of food demand and food availability in a boreal passerine. Glob. Chang. Biol. 17: 3002–3009.

Vera, P., E. J. Belda, L. Kvist, S. I. Encabo, M. Marín & J. S. Monrós (2014): Habitat preferences for territory selection by the endangered eastern Iberian reed bunting *Emberiza schoeniclus witherbyi*. Ardeola 61: 97–110.

Vermeersch, G., A. Anselin, K. Devos, M. Herremans, J. Stevens, J. Gabriëls & B. van der Krieken (2004): Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000–2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Versluijs, M., C. A. M. van Turnhout, D. Kleijn & H. P. van der Jeugd (2016): Demographic changes underpinning the population decline of Starlings *Sturnus vulgaris* in The Netherlands. Ardea 104: 153–165.

Verstraeten, G., L. Baeten & K. Verheyen (2011): Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. Bird Study 58: 120–129.

Vetter, S. G., T. Ruf, C. Biebee & W. Arnold (2015): What is a mild winter? Regional differences in within-species responses to climate change. PLoS One 10: e0132178.

Vickery, J. A., S. R. Ewing, K. W. Smith, D. J. Pain, F. Bairlein, J. Skorpilova & R. D. Gregory (2014): The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis 156: 1–22.

Vigfusdottir, F., T. G. Gunnarsson & J. A. Gill (2013): Annual and between-colony variation in productivity of Arctic Terns in West Iceland. Bird Study 60: 289–297.

Vigneau, H. & Y. Duc (2001): Dix ans de suivi d'une population de Faucon hobereau *Falco subbuteo* dans le canton de Fribourg (Suisse occidentale). Nos Oiseaux 48: 15–32.

Viksne, J., S. Švažas, A. Czajkowski, M. Janaus, A. Mischenko, A. Kozulin, A. Kuresoo & V. Serebryakov (2010): Atlas of duck populations in Eastern Europe. Oiseaux migrateurs du Paléarctique Occidentale OMPO, Akstis, Vilnius.

Ville de Lausanne (2012): Pigeons: Evolution de la population. http://www.lausanne.ch/thematiques/nature-parcs-et-domaines/arbres-faune-et-flore/faune/pigeons/evolution-de-la-population.html (Stand: 27.11.2017).

Visinand, A. (2015): Via ferrata et sentiers sécurisés en Suisse. http://www.visinand.ch/A/Via_Suisse.htm (Stand: 18.3.2018).

Visser, M. E., F. Adriaensen, J. H. van Balen, J. Blondel, A. A. Dhondt, S. van Dongen, C. Du Feu, E. V. Ivankina, A. B. Kerimov, J. de Laet, E. Matthysen, R. McCleery, M. Orell & D. L. Thomson (2003): Variable responses to large-scale climate change in European *Parus* populations. Proc. R. Soc. Lond. B 270: 367–372.

Visser, M. E., P. Gienapp, A. Husby, M. Morrisey, I. de la Hera, F. Pulido & C. Both (2015): Effects of spring temperatures on the strength of selection on timing of reproduction in a long-distance migratory bird. PLoS Biol. 13: e1002120.

Visser, M. E., A. J. van Noordwijk, J. M. Tinbergen & C. M. Lessells (1998): Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). Proc. R. Soc. Lond. B 265: 1867–1870.

Vitasse, Y., C. Signarbieux & Y. H. Fu (2018): Global warming leads to more uniform spring phenology across elevations. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 115: 1004–1008.

Vittoz, P., D. Cherix, Y. Gonseth, V. Lubini, R. Maggini, N. Zbinden & S. Zumbach (2013): Climate change impacts on biodiversity in Switzerland: A review. J. Nat. Conserv. 21: 154–162.

Vittoz, P., N. Dussex, J. Wassef & A. Guisan (2009): Diaspore traits discriminate good from weak colonisers on high-elevation summits. Basic Appl. Ecol. 10: 508–515.

Vogler, B. R., R. Hoop, M. Sinniger & S. Albini (2015): Intentional methomyl-poisoning of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in Switzerland. Eur. J. Wildl. Res. 61: 611–615.

Vökler, F. (2014): Zweiter Brutvogelatlas des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommern (OAMV) e.V., Greifswald.

Volet, B. (2016): Liste der Vogelarten der Schweiz/Liste des oiseaux de la Suisse/Elenco degli uccelli della Svizzera/Checklist of the birds of Switzerland. Ornithol. Beob. 113: 205–234.

Volet, B. & M. Burkhardt (2001): Übersicht über das Brutgeschehen und andere ornithologische Ereignisse 1999 und 2000 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 98: 307–322.

Volet, B. & M. Burkhardt (2004): Übersicht über das Brutgeschehen und andere ornithologische Ereignisse 2003 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 101: 281–294.

Volet, B. & M. Burkhardt (2006): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2005 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 103: 257–270.

Volet, B. & A. Gerber (2008): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2007 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 105: 329–344.

Volet, B. & A. Gerber (2009): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2008 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 106: 401–418.

Volet, B., A. Gerber & M. Burkhardt (2007): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2006 in der Schweiz. Ornithol. Beob. 104: 263–278.

von dem Bussche, J., R. Spaar, H. Schmid & B. Schröder (2008): Modelling the recent and potential future spatial distribution of the Ring Ouzel (*Turdus torquatus*) and Blackbird (*T. merula*) in Switzerland. J. Ornithol. 149: 529–544.

Walder, P. & P. Henrioux (2008): Troisième preuve de reproduction du Pic tridactyle *Picoides tridactylus* dans le Jura vaudois (Suisse). Nos Oiseaux 55: 159–160.

WallisDeVries, M. F. & R. Bobbink (2017): Nitrogen deposition impacts on biodiversity in terrestrial ecosystems: Mechanisms and perspectives for restoration. Biol. Conserv. 212: 387–389.

Walter, T., S. Eggenberg, Y. Gonseth, F. Fivaz, C. Hedinger, G. Hofer, A. Klieber-Kühne, N. Richner, K. Schneider, E. Szerencsits & S. Wolf (2013a): Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft. Bereich Ziel- und Leitarten, Lebensräume (OPAL). ART-Schriftenreihe 18. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Tänikon.

Walter, T., S. Eggenberg, Y. Gonseth, F. Fivaz, C. Hedinger, G. Hofer, A. Klieber-Kühne, N. Richner, K. Schneider, E. Szerencsits & S. Wolf (2013b): Opérationnalisation des objectifs environnementaux pour l'agriculture. Domaine espèces cibles et caractéristiques, milieux naturels (OPAL). ART-Schriftenreihe 18. Agroscope, Tänikon.

Wartmann, B. (1980): Rotsterniges Blaukehlchen *Luscinia svecica svecica* brütet im Dischmatal bei Davos GR. Ornithol. Beob. 77: 241–244.

Waser, L., C. Ginzler & N. Rehush (2017): Wall-to-wall tree type mapping from countrywide airborne remote sensing surveys. Remote Sens. 9: 766, doi: 10.3390/rs9080766.

Wassmer, S. & C. Haag (2011): Seltene Vogelarten und ungewöhnliche Vogelbeobachtungen in der Schweiz im Jahre 2010. 20. Bericht der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission. Ornithol. Beob. 108: 275–303.

Wassmer, S., C. Haag & L. Vallotton (2011): Oiseaux rares et observations inhabituelles en Suisse en 2010. 20e rapport de la Commission de l'avifaune suisse. Nos Oiseaux 58: 211–232.

Weber, D. (2017): Feldhasen fördern funktioniert! Schlussfolgerungen aus dem Projekt HOPP HASE in der Nordwestschweiz. Bristol-Schriftenreihe Bd. 53. Haupt, Bern.

Weber, S. & J. Hegelbach (1993): Habitatnutzung syntop brütender Berg- und Bachstelzen *Motacilla cinerea* und *M. alba*. Ornithol. Beob. 90: 39–52.

Weber, T. (2002): Brut des Flussregenpfeifers *Charadrius dubius* auf einem bekiesten Flachdach. Ornithol. Beob. 99: 224–226.

Weggler, M. (2004a): Aktionsplan Eisvogel (*Alcedo atthis*). Artenschutzmassnahmen für gefährdete Tierarten im Kanton Zürich. Fachstelle Naturschutz Kanton Zürich, Zürich.

Weggler, M. (2004b): Aktionsplan Mittelspecht (*Dendrocopus medius*). Artenschutzmassnahmen für gefährdete Tierarten im Kanton Zürich. Fachstelle Naturschutz Kanton Zürich, Zürich.

Weggler, M. (2005): Entwicklung der Brutvogelbestände 1976–2003 in den Reservaten der Ala – Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz. Ornithol. Beob. 102: 205–227.

Weggler, M. (2009): Verlauf von Kiebitzbruten *Vanellus vanellus* auf Flachdächern und Versuch der Jungenumsiedlung. Ornithol. Beob. 106: 297–310.

Weggler, M. (2015): Effekt von Silvesterfeuerwerk auf überwinternde Wasservögel im unteren Zürichsee-Becken. Ornithol. Beob. 112: 211–218.

Weggler, M., J. Bühlmann, R. Ayé, M. Müller, W. Müller, Y. Schwarzenbach & G. Pasinelli (2013): Starke Bestandszunahme des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im Kanton Zürich und Konsequenzen für Schutzempfehlungen. Ornithol. Beob. 110: 93–112.

Weggler, M., H. Dähler, H.-U. Dössegger, S. Gysel, R. Hangartner, W. Hunkeler, E. Mühlethaler & W. Müller (2004): Langfristige Entwicklung kleiner Brutvogelbestände in Feuchtgebieten im Kanton Zürich. Ornithol. Beob. 101: 55–74.

Weggler, M., D. Marques, Y. Schwarzenbach & M. Widmer (2011): Wirkung von Uferschutzzonen am Greifensee auf das Brutverhalten des Haubentauchers *Podiceps cristatus*, den Bestand von Brutvögeln des Röhrichts und überwinternde Wasservögel. Ornithol. Beob. 108: 55–70.

Weggler, M. & Y. Schwarzenbach (2011): Zusammenhänge zwischen der Bestandsentwicklung der Brutvögel 1988–2008 und der Quantität und Qualität der Ökoflächen im Landwirtschaftsgebiet im Kanton Zürich. Ornithol. Beob. 108: 323–344.

Weggler, M., Y. Schwarzenbach & M. Widmer (2015): Stabiler Lokalbestand und langjährig benutzte Brutplätze beim Eisvogel *Alcedo atthis* am Hochrhein. Ornithol. Beob. 112: 251–258.

Weggler, M. & M. Widmer (2000a): Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. I. Was hat der ökologische Ausgleich in der Kulturlandschaft bewirkt? Ornithol. Beob. 97: 123–146.

Weggler, M. & M. Widmer (2000b): Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. II. Verstädterung der Siedlungsräume und ihre Folgen für die Brutvogelwelt. Ornithol. Beob. 97: 223–232.

Weggler, M. & M. Widmer (2001): Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. III. Wie gross sind die Veränderungen im naturnahen Ökosystem Wald? Ornithol. Beob. 98: 13–22.

Weisshaupt, N., R. Arlettaz, T. S. Reichlin, A. Tagmann-Ioset & M. Schaub (2011): Habitat selection by foraging Wrynecks *Jynx torquilla* during the breeding season: identifying the optimal habitat profile. Bird Study 58: 111–119.

Wermelinger, B. (2017): Insekten im Wald. Vielfalt, Funktionen und Bedeutung. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, und Haupt, Bern.

Werner, S. (2015): Feuerwerk verursacht starke Störung von Wasservögeln. Ornithol. Beob. 112: 237–249.

Werner, S. (2016): Zweiter Brutnachweis für Österreich im Rheindelta, Vbg. Elanus 9: 46–50.

Werner, S. (2017a): Attività del tempo libero e uccelli acquatici. Avinews 2017/3: 9.

Werner, S. (2017b): Freizeitvergnügen im Lebensraum der Wasservögel. Avinews 2017/3: 9.

Werner, S. (2017c): Loisirs lacustres et avifaune. Avinews 2017/3: 9.

Werner, S. & H.-G. Bauer (2012): Stille Revolution im Bodensee: Wasservögel und wirbellose Neozoen. Falke 59: 212–218.

Werner, S., J. von Hirschheydt, H. Schmid, S. Herzog & R. Spaar (2018): Swiss raptor and owl conservation strategy. Report on behalf of the Federal Office for the Environment FOEN. Swiss Ornithological Institute, Sempach.

Werner, S., H. Werner & B. Posse (2006): Reproduction alpine de la Fauvette à lunettes *Sylvia conspicillata* en Suisse. Nos Oiseaux 53: 209–217.

Wesołowski, T., P. Rowiński & M. Maziarz (2009): Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*: a nomadic insectivore in search of safe breeding grounds? Bird Study 56: 26–33.

Wesołowski, T. & T. Stawarczyk (1991): Survival and population dynamics of Nuthatches *Sitta europaea* breeding in natural cavities in a primeval temperate forest. Ornis Scand. 22: 143–154.

Wesołowski, T. & L. Tomiałojć (1997): Breeding bird dynamics in a primaeval temperate forest: long-term trends in Białowieża National Park (Poland). Ecography 20: 432–453.

Wetlands International (2017): Waterbird population estimates. http://wpe.wetlands.org/ (Stand: 25.9.2017).

White, C. M., T. J. Cade & J. H. Enderson (2013): Peregrine Falcons of the world. Lynx Edicions, Barcelona.

Widmer, M. (2000): Die Heidelerche *Lullula arborea* auf dem Randen – letzte Chance für eine stark bedrohte Vogelart. Mitt. Nat.forsch. Ges. Schaffhausen 45: 69–73.

Wiktander, U., O. Olsson & S. G. Nilsson (2001): Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. Biol. Conserv. 100: 387–395.

Wildtier Schweiz (2014a): Wildruhezonen. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. http://www.wildruhezonen.ch (Stand: 14.2.2018).

Wildtier Schweiz (2014b): Zone di tranquillità. Ufficio federale dell'ambiente UFAM, Berne. http://www.zone-di-tranquillita.ch/ (Stand: 14.2.2018).

Wildtier Schweiz (2014c): Zones de tranquillité. Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne. http://www.zones-de-tranquillite.ch/ (Stand: 14.2.2018).

Willenegger, L. (2017): Le retour du Grand-duc d'Europe *Bubo bubo* dans le Nord-Ouest vaudois dès 2013. Une chronique et quelques nouveautés. Nos Oiseaux 64: 245–268.

Willi, G., J. Soraperra & M. Sperandio (2016): Kartierung von Indikator-Brutvögeln im St. Galler Rheintal 2016. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Vogelwarte Sempach.

Willi, P. (1961): Die Brutvögel des Fussacherriedes. Ornithol. Beob. 58: 35–43.

Willi, T., F. Korner-Nievergelt & M. U. Grüebler (2011): Rauchschwalben *Hirundo rustica* brauchen Nutztiere, Mehlschwalben *Delichon urbicum* brauchen Nisthilfen. Ornithol. Beob. 108: 215–224.

Wilson, A. M., R. J. Fuller, C. Day & G. Smith (2005): Nightingales *Luscinia megarhynchos* in scrub habitats in the southern fens of East Anglia, England: association with soil type and vegetation structure. Ibis 147: 498–511.

Wilson, A. M., A. C. B. Henderson & R. J. Fuller (2002): Status of the Nightingale *Luscinia megarhynchos* in Britain at the end of the 20th Century with particular reference to climate change. Bird Study 49: 193–204.

Wimmer, N. & V. Zahner (2010): Spechte: ein Leben in der Vertikalen. Braun, Karlsruhe.

Winkel, W. & H. Hudde (1997): Long-term trends in reproductive traits of tits (*Parus major*, *P. caeruleus*) and Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*. J. Avian Biol. 28: 187–190.

Winqvist, C., J. Bengtsson, T. Aavik, F. Berendse, L. W. Clement, S. Eggers, C. Fischer, A. Flohre, F. Geiger, J. Liira, T. Pärt, C. Thies, T. Tscharntke, W. W. Weisser & R. Bommarco (2011): Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. J. Appl. Ecol. 48: 570–579.

Wittenberg, R. (2006a): An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern.

Wittenberg, R. (2006b): Espèces exotiques en Suisse. Inventaire des espèces exotiques et des menaces qu'elles représentent pour la diversité biologique et l'économie en Suisse. Connaissance de l'environnement n° 0629. Office fédéral de l'environnement, Berne.

Wittenberg, R. (2006c): Gebietsfremde Arten in der Schweiz. Eine Übersicht über gebietsfremde Arten und ihre Bedrohung für die biologische Vielfalt und die Wirtschaft in der Schweiz. Umwelt-Wissen Nr. 0629. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Wohlgemuth, T., A. Brigger, P. Gerold, L. Laranjeiro, M. Moretti, B. Moser, M. Rebetez, D. Schmatz, G. Schneiter, S. Sciacca, A. Sierro, P. Weibel, T. Zumbrunnen & M. Conedera (2010a): Leben mit Waldbrand. Merkblatt für die Praxis 46. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.

Wohlgemuth, T., A. Brigger, P. Gerold, L. Laranjeiro, M. Moretti, B. Moser, M. Rebetez, D. Schmatz, G. Schneiter, S. Sciacca, A. Sierro, P. Weibel, T. Zumbrunnen & M. Conedera (2010b): Vivre avec les incendies de forêt. Notice pour le praticien 46. Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf.

Wohlgemuth, T. & K. Kramer (2015): Waldverjüngung und Totholz in Sturmflächen 10 Jahre nach Lothar und 20 Jahre nach Vivian. Schweiz. Z. Forstwes. 166: 135–146.

Wohlgemuth, T., A. Nussbaumer, A. Burkart, M. Moritzi, U. Wasem & B. Moser (2016): Muster und treibende Kräfte der Samenproduktion bei Waldbäumen. Schweiz. Z. Forstwes. 167: 316–324.

Wright, D. H. (1991): Correlations between incidence and abundance are expected by chance. J. Biogeogr. 18: 463–466.

Wright, J., M. C. Mainwaring & A. J. N. Kazem (2004): A report on long-term UK population trends in the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*). Report for the Countryside Council of Wales, Contract No. FC 73-05-27. School of Biological Sciences, University of Wales, Bangor.

WSL (2018): Schweizerisches Landesforstinventar LFI. Spezialauswertung der Erhebung 1983–85/1993–95/2004–06/2009–16 vom 8. Februar 2018, Urs-Beat Brändli. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.

WSL & BUWAL (2001): Lothar. Der Orkan 1999, Ereignisanalyse. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf, und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Zang, H. & P. Kunze (2007): Wie beeinflussen Buchenmast und Strenge des Winters die Populationsdynamik des Kleibers *Sitta europaea* im Harz ausserhalb der Brutzeit? Vogelwelt 128: 1–10.

Zanini, M., D. Torriani & C. Scandolara (2009): Censimento e misure di gestione del Piro piro piccolo *Actitis hypoleucos* in Vallemaggia. Ficedula 43: 13–19.

Zbinden, N. (1989): Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. Bericht 1993 der Schweizerischen Vogelwarte Sempach zuhanden der «Gemeinschaft der Freunde der Vogelwarte». Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Zbinden, N., M. Kéry, V. Keller, L. Brotons, S. Herrando & H. Schmid (2010): Species richness of breeding birds along the altitudinal gradient – an analysis of atlas databases from Switzerland and Catalonia (NE Spain). S. 65–73 in: E. M. Spehn & C. Körner (Hrsg.): Data mining for global trends in mountain biodiversity. Taylor & Francis, Boca Raton.

Zbinden, N., R. Maggini, V. Keller & H. Schmid (2012): Swiss Bird Index SBI® Climate Change. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Zbinden, N. & M. Salvioni (2003a): Die Hühnervögel der Tessiner Berge. Avifauna Report Sempach 3. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Dipartimento del territorio, Divisione dell'ambiente, Ufficio caccia e pesca del Cantone Ticino, Bellinzona.

Zbinden, N. & M. Salvioni (2003b): I gallinacei delle montagne ticinesi. Avifauna Report Sempach 3. Stazione ornitologica svizzera, Sempach, e Dipartimento del territorio, Divisione dell'ambiente, Ufficio caccia e pesca del Cantone Ticino, Bellinzona.

Zbinden, N. & M. Salvioni (2003c): Verbreitung, Siedlungsdichte und Fortpflanzungserfolg des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Tessin 1981–2002. Ornithol. Beob. 100: 211–226.

Zbinden, N. & M. Salvioni (2010): La situazione del Fagiano di monte *Tetrao tetrix* nel Cantone Ticino. Ficedula 45: 10–19.

Zbinden, N., M. Salvioni, F. Korner-Nievergelt & V. Keller (2018): Evidence for an additive effect of hunting mortality in an alpine black grouse *Lyrurus tetrix* population. Wildl. Biol. 2018, doi: 10.2981/wlb.00418.

Zbinden, N., M. Salvioni & P. Stanga (2003): La situazione del fagiano di monte *Tetrao tetrix* nel Cantone Ticino alla fine del ventesimo secolo. Stazione ornitologica svizzera, Sempach, e Dipartimento del terrritorio, Ufficio della caccia e della pesca e Sezione forestale del Cantone Ticino, Bellinzona.

Zbinden, N., H. Schmid, M. Kéry & V. Keller (2005a): Swiss Bird Index SBI. Artweise und kombinierte Indices für die Beurteilung der Bestandsentwicklung von Brutvogelarten und Artengruppen in der Schweiz 1990–2003/Swiss Bird Index SBI. Indices spécifiques et combinés décrivant l'évolution des effectifs des oiseaux nicheurs et de groupes d'espèces en Suisse entre 1990 et 2003. Schweizerische Vogelwarte/Station ornithologique suisse, Sempach.

Zbinden, N., H. Schmid, M. Kéry & V. Keller (2005b): Swiss Bird Index SBI® – Kombinierte Indices für die Bestandsentwicklung von Artengruppen regelmässig brütender Vogelarten der Schweiz 1990–2004. Ornithol. Beob. 102: 283–291.

Zeh Weissmann, H., C. Könitzer & A. Bertiller (2009a): Ecomorphologie des cours d'eau suisses. Etat du lit, des berges et des rives. Résultats des relevés écomorphologiques (avril 2009). État de l'environnement n° 0926. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

Zeh Weissmann, H., C. Könitzer & A. Bertiller (2009b): Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Umwelt-Zustand Nr. 0926. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

Zellweger-Fischer, J., P. Althaus, S. Birrer, M. Jenny, L. Pfiffner & S. Stöckli (2016a): Biodiversität auf Landwirtschaftsbetrieben mit einem Punktesystem erheben. Agrarforsch. Schweiz 7: 40–47.

Zellweger-Fischer, J., P. Althaus, S. Birrer, M. Jenny, L. Pfiffner & S. Stöckli (2016b): Relevé de la biodiversité sur les exploitations agricoles à l'aide d'un système à points. Rech. Agron. Suisse 7: 40–47.

Zellweger-Fischer, J., J. Hoffmann, P. Korner-Nievergelt, L. Pfiffner, S. Stoeckli & S. Birrer (2018): Identifying factors that influence bird richness and abundance on farms. Bird Study 65, doi: 10.1080/00063657.2018.1446903.

Zellweger-Fischer, J., M. Schaub, C. Müller, M. Rudin, M. Spiess & L. Jenni (2011): Der Bruterfolg des Turmfalken *Falco tinnunculus*: Resultate und Erkenntnisse aus fünf Jahren integriertem Populationsmonitoring. Ornithol. Beob. 108: 37–54.

Zenker, W. (1980): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Vögel in einem naturnahen Eichen-Ulmen-Auenwald im Erfttal (Naturschutzgebiet Kerpener Bruch). Beiträge zur Avifauna des Rheinlandes H. 13. Gesellschaft Rheinischer Ornithologen, Düsseldorf.

Ziesemer, F. & B.-U. Meyburg (2015): Home range, habitat use and diet of Honey-buzzards during the breeding season. Brit. Birds 108: 467–481.

Zimmerli, M. (2006): Troisième et quatrième preuves de nidification de la Lusciniole à moustaches *Acrocephalus melanopogon* en Suisse. Nos Oiseaux 53: 79–84.

Zingg, S., R. Arlettaz & M. Schaub (2010): Nestbox design influences territory occupancy and reproduction in a declining, secondary cavity-breeding bird. Ardea 98: 67–75.

Zintl, H. & A. Gehrold (2016): Die Flussseeschwalbe *Sterna hirundo* in Bayern ab Mitte des 20. Jahrhunderts: Bestandsentwicklung, Schutzmassnahmen und Bruterfolg. Ornithol. Anz. 55: 1–22.

Zollinger, J.-L. (2012): Oiseaux nicheurs de jachères florales. Nos Oiseaux 59: 123–142.

Zollinger, J.-L. (2014): Dynamique d'une population de Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* au pied du Jura vaudois. Répartition et abandonce. Nos Oiseaux 61: 63–78.

Zollinger, J.-L. (2015): Étude d'une succession secondaire forestière: méthodologie et structure de la communauté des oiseaux nicheurs. Bull. Soc. Vaud. sci. nat. 94: 221–242.

Zollinger, J.-L. (2016): Evolution à long terme de l'avifaune nicheuse d'une succession secondaire forestière: populations et guildes écologiques. Nos Oiseaux 63: 29–48.

Zollinger, J.-L. (2017): Une jachère florale très âgée: un cas d'école. Nos Oiseaux 64: 111–119.

Zollinger, J.-L., S. Birrer, N. Zbinden & F. Korner-Nievergelt (2013): The optimal age of sown field margins for breeding farmland birds. Ibis 155: 779–791.

Zollinger-Göpfert, C., U. Gasser, H. Gfeller & H. Wildermuth (2006): Erster Brutnachweis des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* im Kanton Zürich. Ornithol. Beob. 103: 7–12.

Zurell, D., V. Grimm, E. Rossmanith, N. Zbinden, N. E. Zimmermann & B. Schröder (2012): Uncertainty in predictions of range dynamics: black grouse climbing the Swiss Alps. Ecography 35: 590–603.

Zwarts, L., R. G. Bijlsma, J. van der Kamp & E. Wymenga (2009): Living on the edge: wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishers, Zeist.

Index

Index englisch

A
Alpine Accentor 490
Alpine Swift 166
Alpine Tit 348
Alpine or Willow Tit 346
Arctic Tern 228

B
Baillon's Crake 183
Bar-headed Goose 579
Barn Swallow 390
Barnacle Goose 578
Barred Warbler 418
Bearded Reedling 366
Bearded Vulture 254
Black Grouse 112
Black Kite 268
Black Redstart 468
Black Swan 577
Black Woodpecker 288
Black-crowned Night-heron 194
Black-headed Gull 220
Black-necked Grebe 146
Black-tailed Godwit 571
Black-winged Stilt 204
Blue Rock-thrush 474
Boreal Owl 242
Brambling 568

C
Canada Goose 578
Carrion Crow 336
Cetti's Warbler 409
Chiloe Wigeon 581
Cirl Bunting 556
Citril Finch 540
Citrine Wagtail 513
Coal Tit 340
Collared Flycatcher 466
Collared Sand Martin 396
Common Barn-owl 232
Common Chaffinch 520
Common Chiffchaff 406
Common Coot 186
Common Cuckoo 174
Common Eider 118
Common Firecrest 488
Common Goldeneye 570
Common Grasshopper-warbler 386
Common Hoopoe 272
Common Kestrel 302
Common Kingfisher 278
Common Linnet 530
Common Little Bittern 192
Common Moorhen 184
Common Nightingale 462
Common Pheasant 100
Common Pochard 132
Common Quail 94
Common Raven 334
Common Redshank 571
Common Redstart 470
Common Reed-warbler 378
Common Rosefinch 524
Common Sandpiper 218
Common Shelduck 126
Common Snipe 215
Common Starling 442
Common Stonechat 480
Common Swift 172
Common Teal 139
Common Tern 230
Common Whitethroat 426
Common Woodpigeon 154
Corn Bunting 548
Corncrake 178
Crested Lark 364
Crested Tit 342

D
Dunnock 492

E
Egyptian Goose 122
Eurasian Bittern 567
Eurasian Blackbird 450
Eurasian Blackcap 412
Eurasian Blue Tit 352
Eurasian Bullfinch 526
Eurasian Buzzard 270
Eurasian Collared-dove 160
Eurasian Crag Martin 394
Eurasian Curlew 214
Eurasian Dotterel 205
Eurasian Eagle-owl 250
Eurasian Golden Oriole 310
Eurasian Green Woodpecker 286
Eurasian Hobby 304
Eurasian Jackdaw 330
Eurasian Jay 324
Eurasian Magpie 326
Eurasian Nuthatch 434
Eurasian Penduline-tit 356
Eurasian Pygmy-owl 236
Eurasian Scops-owl 244
Eurasian Siskin 546
Eurasian Skylark 360
Eurasian Sparrowhawk 260
Eurasian Tree Sparrow 500
Eurasian Treecreeper 432
Eurasian Woodcock 216
Eurasian Wryneck 280
European Bee-eater 274
European Goldfinch 538
European Greenfinch 528
European Honey-buzzard 252
European Nightjar 162
European Pied Flycatcher 464
European Robin 458
European Serin 544
European Turtle-dove 158

F
Feral Pigeon 150
Ferruginous Duck 133
Fieldfare 452

G
Gadwall 138
Garden Warbler 416
Garganey 136
Goldcrest 486
Golden Eagle 256
Goosander 120
Great Cormorant 202
Great Crested Grebe 148
Great Grey Shrike 317
Great Reed-warbler 382
Great Spotted Woodpecker 300
Great Tit 354
Great White Egret 200
Greater Short-toed Lark 574
Greenish Warbler 408
Grey Heron 196
Grey Partridge 102
Grey Wagtail 516
Grey-faced Woodpecker 282
Greylag Goose 116

H
Hawfinch 522
Hazel Grouse 104
Hen Harrier 573
Hooded Crow 338
House Sparrow 494

I
Icterine Warbler 372
Indian Spot-billed Duck 582

Italian Sparrow 496

L

Lesser Black-backed Gull 225
Lesser Grey Shrike 316
Lesser Spotted Woodpecker 294
Lesser Whitethroat 422
Little Crake 182
Little Egret 201
Little Grebe 144
Little Owl 238
Little Ringed Plover 206
Long-tailed Tit 410

M

Mallard 140
Mandarin Duck 127
Marsh Tit 344
Marsh Warbler 376
Meadow Pipit 508
Mediterranean Gull 222
Melodious Warbler 370
Mew Gull 224
Middle Spotted Woodpecker 292
Mistle Thrush 444
Monk Parakeet 583
Montagu's Harrier 573
Moustached Warbler 374
Muscovy Duck 580
Mute Swan 114

N

Northern Goshawk 262
Northern House Martin 388
Northern Lapwing 210
Northern Long-eared Owl 246
Northern Nutcracker 328
Northern Pintail 570
Northern Shoveler 137
Northern Wheatear 482
Northern Wren 438

O

Ortolan Bunting 554
Osprey 572

P

Pallid Swift 168
Peregrine Falcon 306
Purple Heron 198

R

Red Crossbill 536
Red Kite 266
Red-backed Shrike 312
Red-billed Chough 320
Red-breasted Flycatcher 576
Red-breasted Merganser 119
Red-crested Pochard 128
Red-footed Falcon 574
Red-legged Partridge 569
Red-necked Grebe 566
Redpoll 534
Red-spotted Bluethroat 460
Reed Bunting 562
Ring Ouzel 454
Ringed Teal 580
River Warbler 567
Rock Bunting 550
Rock Partridge 96
Rock Ptarmigan 106
Rook 332
Rose-ringed Parakeet 583
Ruddy Shelduck 123
Rufous-tailed Rock-thrush 472

S

Savi's Warbler 384
Sedge Warbler 375
Short-eared Owl 572
Short-toed Snake-eagle 258
Short-toed Treecreeper 430
Song Thrush 446
South African Shelduck 579
Spectacled Warbler 575
Spotted Crake 180
Spotted Flycatcher 456
Stock Dove 152
Subalpine Warbler 424

T

Tawny Owl 248
Tawny Pipit 512
Three-toed Woodpecker 290
Tree Pipit 504
Tufted Duck 134

V

Vinous-throated Parrotbill 584

W

Wallcreeper 436
Water Pipit 510
Western Bonelli's Warbler 398
Western Capercaillie 108
Western Marsh-harrier 259
Western Orphean Warbler 421
Western Water Rail 176
Western Yellow Wagtail 514
Whinchat 476
White Stork 188
White Wagtail 518
White-backed Woodpecker 296
White-cheeked Pintail 582
White-spotted Bluethroat 575
White-throated Dipper 440
White-winged Snowfinch 502
Willow Tit 349
Willow Warbler 404
Wood Duck 581
Wood Warbler 400
Woodchat Shrike 318
Woodlark 358

Y

Yellow-billed Chough 322
Yellowhammer 558
Yellow-legged Gull 226

Z

Zitting Cisticola 368

Index romanisch

A

anda baterlunza ... 138
anda chilena ... 581
anda cotschna ... 128
anda crecca ... 139
anda da la palutta ... 137
anda da las Bahamas ... 582
anda da mars ... 136
anda da palì ... 133
anda dal bec taclà indica ... 582
anda dal culier cotschen ... 580
anda faschada ... 126
anda fustga ... 132
anda gizza ... 570
anda loma ... 118
anda mandarina ... 127
anda mora ... 134
anda selvadia ... 140
anda spusa ... 581
anda stgella ... 570
anda-mustgat ... 580
auca cotschna ... 123
auca da Canada ... 578
auca dal chau grisch ... 579
auca egipziana ... 122
auca grischa ... 116
auca mungia ... 578
auca strivlada ... 579

B

ballacua citronella ... 513
ballacua da muntogna ... 516
ballacua da pastgira ... 514
ballacua grischa ... 518
becassa ... 216
becassina da palì ... 215
becassina da riva ... 571
beffarel da curtin ... 372
beffarel poliglot ... 370
brunella da chaglia ... 492
brunella da muntogna ... 490

C

carmesin ... 524
channarel barbet ... 374
channarel da channa ... 375
channarel da flum ... 409
channarel da la cua lada ... 368
channarel da palì ... 376
channarel da puz ... 378
channarel grond ... 382
chanvalin ... 530
chardelin ... 538
chavret ... 162
cicogna alva ... 188
cign dumesti ... 114
cign nair ... 577
citronel ... 540
columba da chasa ... 150
columba tirca ... 160
columbella ... 152
cormoran ... 202
corv champester ... 332
corv grisch ... 338
corv grond ... 334
corv nair ... 336
corvagl ... 320
cot da matg ... 272
cratschla ... 328
crivel ... 302
cruscharel ... 536
cuacotschna da chasa ... 468
cuacotschna d'iert ... 470
cucu ... 174
curnagl ... 322

E

evla (da la pizza) ... 256
evla alva ... 258
evla da peschs ... 572

F

falcun da feglia ... 304
falcun pelegrin ... 306
falcun vespertin ... 574
fasan ... 100
fegliarel da guaud ... 400
fegliarel da muntogna ... 398
fegliarel da salesch ... 406
fegliarel musicant ... 404
fegliarel verdent ... 408
filomela ... 446
fliaun grond ... 214
fringhel ... 520
fringhel dal nord ... 568
fulca ... 186
fustgetta barbet ... 424
fustgetta baterlunza ... 422
fustgetta da feglia ... 416
fustgetta da spinatsch ... 426
fustgetta dal chapitsch ... 412
fustgetta dals egliers ... 575
fustgetta gronda ... 421
fustgetta sdrimada ... 418

G

gambun pitschen ... 204
giaglina da draussa ... 112
giaglina da guaud ... 104
giaglina da taus ... 108
giazla ... 326
girun apivor ... 252
girun da mieurs ... 270
gravarel brin ... 205
gravarel pitschen ... 206

I

irun alv ... 200
irun cotschen ... 198
irun da saida ... 201
irun grisch ... 196
irun stgarvunà ... 194

L

lodola da la cresta ... 364
lodola da pastgira ... 358
lodola da prada ... 360
lodola de la detta curta ... 574
luschaina ... 462

M

maglia-avieuls ... 274
marel grond ... 120
marel mesaun ... 119
marena da chanella ... 550
marena da curtin ... 554
marena da palì ... 562
marena da vigna ... 556
marena d'aur ... 558
marena grischa ... 548
maset alpin ... 348
maset barbet ... 366
maset blau ... 352
maset da guaud ... 340
maset da la cresta ... 342
maset da muntogna ... 346
maset da palì ... 344
maset da salischs ... 349
maset da Webb ... 584
maset grond ... 354
melv da channa ... 259
melv da graun ... 573
melv da prada ... 573
merl blau ... 474
merl da gonda ... 472
merl da l'aua ... 440
merlotscha ... 450
milan cotschen ... 266
milan stgir ... 268
muetta da tschendra ... 224
muetta dal chau nair ... 222
muetta d'argient mediterrana ... 226
muetta fustga ... 225
muetta rienta ... 220

P

papagagl dal chapitsch ... 583
papagagl dal culerin ... 583
pasler da chasa ... 494
pasler da prada ... 500
pasler talian ... 496

pendulina 356
pernisch (grischa) 102
pernisch cotschna 569
pernisch da gonda 96
pestgaderin 278
pestgarel arctic 228
pestgarel da flum 230
pirol 310
pitgacrap grisch 482
pitgalain grisch 282
pitgalain grond 300
pitgalain mesaun 292
pitgalain nair 288
pitgalain pitschen 294
pitgalain strivlà 296
pitgalain traidet 290
pitgalain verd 286
pitgarel 434
pitgascorsa da guaud 432
pitgascorsa d'iert 430
pitgaspina brin 312
pitgaspina dal chau cotschen 318
pitgaspina grisch 317
pitgaspina stgarvunà 316
piv (grond) 250
piv da palì 572
piv mesaun 246
piv nanin 244
pivet cotschnì 512
pivet da muntogna 510
pivet da plantas 504
pivet da prada 508
poleschet 438
prelat 526
pulsauna da l'aua 184
pulsauna da palì 180
pulsauna nanina 183
pulsauna pitschna 182
puppenblau cun staila alba 575
puppenblau cun staila cotschna 460
puppenbrin 476
puppencotschen 458
puppennair 480

Q

quacra 94
quaglia 178

R

ralla da l'aua 176
randulina clera 388
randulina da crap 394
randulina da riva 396
randulina stgira 390
randurel fustg 168
randurel grond 166
randurel pitschen 172
retgottel da stad 488
retgottel d'enviern 486
rivaun cumin 218

S

sbrinzlina 410
scroller da chaglia 386
scroller da flum 567
scroller da palì 384
serin 544
sfunsella da la cresta 148
sfunsella grischa 566
sfunsella naira 146
sfunsella nanina 144
sgnappamustgas dal culurin 466
sgnappamustgas grisch 456
sgnappamustgas nair 464
sgnappamustgas pitschen 576
sgraflin 436
sgragia 324
smatget 522
sprer (pitschen) 260
sprer grond 262
squinz 502
sturnel 442

T

tarbegl grond 567
tarbegl pitschen 192
tidun 154
trintga cotschna 571
tschess barbet 254
tschuetta (da guaud) 248
tschuetta da la mort 238
tschuetta dal pe pailus 242
tschuetta nanina 236
tschuetta velada 232
tulaun 330
tursch dal culurin 454
tursch giagl 452
tursch perniclà 444
turturella 158
urblauna 106

V

vanel 210
verdaun 528
volvachau 280

Z

zaisch da laresch 534
zaisch d'ogna 546

Index wissenschaftlich

A

Acanthis flammea 534
Accipiter gentilis 262
Accipiter nisus 260
Acrocephalus arundinaceus 382
Acrocephalus melanopogon 374
Acrocephalus palustris 376
Acrocephalus schoenobaenus 375
Acrocephalus scirpaceus 378
Actitis hypoleucos 218
Aegithalos caudatus 410
Aegolius funereus 242
Aix galericulata 127
Aix sponsa 581
Alauda arvensis 360
Alcedo atthis 278
Alectoris graeca 96
Alectoris rufa 569
Alopochen aegyptiaca 122
Anas acuta 570
Anas bahamensis 582
Anas crecca 139
Anas platyrhynchos 140
Anas poecilorhyncha 582
Anser anser 116
Anser indicus 579
Anthus campestris 512
Anthus pratensis 508
Anthus spinoletta 510
Anthus trivialis 504
Apus apus 172
Apus pallidus 168
Aquila chrysaetos 256
Ardea alba 200
Ardea cinerea 196
Ardea purpurea 198
Asio flammeus 572
Asio otus 246
Athene noctua 238
Aythya ferina 132
Aythya fuligula 134
Aythya nyroca 133

B

Bonasa bonasia 104
Botaurus stellaris 567
Branta canadensis 578
Branta leucopsis 578
Bubo bubo 250
Bucephala clangula 570
Buteo buteo 270

C

Cairina moschata 580
Calandrella brachydactyla 574
Callonetta leucophrys 580
Caprimulgus europaeus 162
Carduelis carduelis 538
Carduelis citrinella 540
Carpodacus erythrinus 524
Certhia brachydactyla 430
Certhia familiaris 432
Cettia cetti 409
Charadrius dubius 206
Chloris chloris 528
Ciconia ciconia 188
Cinclus cinclus 440
Circaetus gallicus 258
Circus aeruginosus 259
Circus cyaneus 573
Circus pygargus 573
Cisticola juncidis 368
Coccothraustes coccothraustes 522
Columba livia forma *domestica* 150
Columba oenas 152
Columba palumbus 154
Corvus corax 334
Corvus corone cornix 338
Corvus corone corone 336
Corvus frugilegus 332
Corvus monedula 330
Coturnix coturnix 94
Crex crex 178
Cuculus canorus 174
Cyanecula svecica cyanecula 575
Cyanecula svecica svecica 460
Cyanistes caeruleus 352
Cygnus atratus 577
Cygnus olor 114

D

Delichon urbicum 388
Dendrocopos leucotos 296
Dendrocopos major 300
Dryobates minor 294
Dryocopus martius 288

E

Egretta garzetta 201
Emberiza calandra 548
Emberiza cia 550
Emberiza cirlus 556
Emberiza citrinella 558
Emberiza hortulana 554
Emberiza schoeniclus 562
Erithacus rubecula 458
Eudromias morinellus 205

F

Falco peregrinus 306
Falco subbuteo 304
Falco tinnunculus 302
Falco vespertinus 574
Ficedula albicollis 466
Ficedula hypoleuca 464
Ficedula parva 576
Fringilla coelebs 520
Fringilla montifringilla 568
Fulica atra 186

G

Galerida cristata 364
Gallinago gallinago 215
Gallinula chloropus 184
Garrulus glandarius 324
Glaucidium passerinum 236
Gypaetus barbatus 254

H

Himantopus himantopus 204
Hippolais icterina 372
Hippolais polyglotta 370
Hirundo rustica 390

I

Ixobrychus minutus 192

J

Jynx torquilla 280

L

Lagopus muta 106
Lanius collurio 312
Lanius excubitor 317
Lanius minor 316
Lanius senator 318
Larus canus 224
Larus fuscus 225
Larus melanocephalus 222
Larus michahellis 226
Larus ridibundus 220
Leiopicus medius 292
Limosa limosa 571
Linaria cannabina 530
Locustella fluviatilis 567
Locustella luscinioides 384
Locustella naevia 386
Lophophanes cristatus 342
Loxia curvirostra 536
Lullula arborea 358
Luscinia megarhynchos 462
Lyrurus tetrix 112

M

Mareca sibilatrix 581
Mareca strepera 138
Mergus merganser 120
Mergus serrator 119
Merops apiaster 274
Milvus migrans 268
Milvus milvus 266

Monticola saxatilis ... 472
Monticola solitarius ... 474
Montifringilla nivalis ... 502
Motacilla alba ... 518
Motacilla cinerea ... 516
Motacilla citreola ... 513
Motacilla flava ... 514
Muscicapa striata ... 456
Myiopsitta monachus ... 583

N

Netta rufina ... 128
Nucifraga caryocatactes ... 328
Numenius arquata ... 214
Nycticorax nycticorax ... 194

O

Oenanthe oenanthe ... 482
Oriolus oriolus ... 310
Otus scops ... 244

P

Pandion haliaetus ... 572
Panurus biarmicus ... 366
Parus major ... 354
Passer domesticus ... 494
Passer italiae ... 496
Passer montanus ... 500
Perdix perdix ... 102
Periparus ater ... 340
Pernis apivorus ... 252
Phalacrocorax carbo ... 202
Phasianus colchicus ... 100
Phoenicurus ochruros ... 468
Phoenicurus phoenicurus ... 470
Phylloscopus bonelli ... 398
Phylloscopus collybita ... 406
Phylloscopus sibilatrix ... 400
Phylloscopus trochiloides ... 408
Phylloscopus trochilus ... 404
Pica pica ... 326
Picoides tridactylus ... 290
Picus canus ... 282
Picus viridis ... 286
Podiceps cristatus ... 148
Podiceps grisegena ... 566
Podiceps nigricollis ... 146
Poecile montanus ... 346
Poecile montanus montanus ... 348
Poecile montanus rhenanus/salicarius ... 349
Poecile palustris ... 344
Porzana porzana ... 180
Prunella collaris ... 490
Prunella modularis ... 492
Psittacula krameri ... 583
Ptyonoprogne rupestris ... 394
Pyrrhocorax graculus ... 322
Pyrrhocorax pyrrhocorax ... 320
Pyrrhula pyrrhula ... 526

R

Rallus aquaticus ... 176
Regulus ignicapilla ... 488
Regulus regulus ... 486
Remiz pendulinus ... 356
Riparia riparia ... 396

S

Saxicola rubetra ... 476
Saxicola torquatus ... 480
Scolopax rusticola ... 216
Serinus serinus ... 544
Sinosuthora webbiana ... 584
Sitta europaea ... 434
Somateria mollissima ... 118
Spatula clypeata ... 137
Spatula querquedula ... 136
Spinus spinus ... 546
Sterna hirundo ... 230
Sterna paradisaea ... 228
Streptopelia decaocto ... 160
Streptopelia turtur ... 158
Strix aluco ... 248
Sturnus vulgaris ... 442
Sylvia atricapilla ... 412
Sylvia borin ... 416
Sylvia cantillans ... 424
Sylvia communis ... 426
Sylvia conspicillata ... 575
Sylvia curruca ... 422
Sylvia hortensis ... 421
Sylvia nisoria ... 418

T

Tachybaptus ruficollis ... 144
Tachymarptis melba ... 166
Tadorna cana ... 579
Tadorna ferruginea ... 123
Tadorna tadorna ... 126
Tetrao urogallus ... 108
Tichodroma muraria ... 436
Tringa totanus ... 571
Troglodytes troglodytes ... 438
Turdus merula ... 450
Turdus philomelos ... 446
Turdus pilaris ... 452
Turdus torquatus ... 454
Turdus viscivorus ... 444
Tyto alba ... 232

U

Upupa epops ... 272

V

Vanellus vanellus ... 210

Z

Zapornia parva ... 182
Zapornia pusilla ... 183

Index deutsch

A
Alpenbraunelle ... 490
Alpendohle ... 322
Alpenkrähe ... 320
Alpenmeise ... 348
Alpenschneehuhn ... 106
Alpensegler ... 166
Amsel ... 450
Auerhuhn ... 108

B
Bachstelze ... 518
Bahamaente ... 582
Bartgeier ... 254
Bartmeise ... 366
Baumfalke ... 304
Baumpieper ... 504
Bekassine ... 215
Bergfink ... 568
Berglaubsänger ... 398
Bergpieper ... 510
Beutelmeise ... 356
Bienenfresser ... 274
Birkenzeisig ... 534
Birkhuhn ... 112
Blässhuhn ... 186
Blaumeise ... 352
Blaumerle ... 474
Bluthänfling ... 530
Brachpieper ... 512
Brandgans ... 126
Braunkehlchen ... 476
Braunkopfpapageimeise ... 584
Brautente ... 581
Brillengrasmücke ... 575
Buchfink ... 520
Buntspecht ... 300

C
Chilepfeifente ... 581

D
Dohle ... 330
Dorngrasmücke ... 426
Dreizehenspecht ... 290
Drosselrohrsänger ... 382

E
Eichelhäher ... 324
Eiderente ... 118
Eisvogel ... 278
Elster ... 326
Erlenzeisig ... 546

F
Fahlsegler ... 168
Feldlerche ... 360
Feldschwirl ... 386
Feldsperling ... 500
Felsenschwalbe ... 394
Fichtenkreuzschnabel ... 536
Fischadler ... 572
Fitis ... 404
Flussregenpfeifer ... 206
Flussseeschwalbe ... 230
Flussuferläufer ... 218

G
Gänsesäger ... 120
Gartenbaumläufer ... 430
Gartengrasmücke ... 416
Gartenrotschwanz ... 470
Gebirgsstelze ... 516
Gelbspötter ... 372
Gimpel ... 526
Girlitz ... 544
Goldammer ... 558
Grauammer ... 548
Graugans ... 116
Graukopfkasarka ... 579
Graureiher ... 196
Grauschnäpper ... 456
Grauspecht ... 282
Grosser Brachvogel ... 214
Grünfink ... 528
Grünlaubsänger ... 408
Grünspecht ... 286

H
Habicht ... 262
Halsbandschnäpper ... 466
Halsbandsittich ... 583
Haselhuhn ... 104
Haubenlerche ... 364
Haubenmeise ... 342
Haubentaucher ... 148
Hausrotschwanz ... 468
Haussperling ... 494
Heckenbraunelle ... 492
Heidelerche ... 358
Heringsmöwe ... 225
Höckerschwan ... 114
Hohltaube ... 152

I
Indien-Fleckschnabelente ... 582
Italiensperling ... 496

J
Jagdfasan ... 100

K
Kanadagans ... 578
Karmingimpel ... 524
Kernbeisser ... 522
Kiebitz ... 210
Klappergrasmücke ... 422
Kleiber ... 434
Kleines Sumpfhuhn ... 182
Kleinspecht ... 294
Knäkente ... 136
Kohlmeise ... 354
Kolbenente ... 128
Kolkrabe ... 334
Kormoran ... 202
Kornweihe ... 573
Krickente ... 139
Kuckuck ... 174
Kurzzehenlerche ... 574
Küstenseeschwalbe ... 228

L
Lachmöwe ... 220
Löffelente ... 137

M
Mandarinente ... 127
Mariskenrohrsänger ... 374
Mauerläufer ... 436
Mauersegler ... 172
Mäusebussard ... 270
Mehlschwalbe ... 388
Misteldrossel ... 444
Mittelmeermöwe ... 226
Mittelsäger ... 119
Mittelspecht ... 292
Mönchsgrasmücke ... 412
Mönchsmeise (Alpen- oder Weidenmeise) ... 346
Mönchssittich ... 583
Moorente ... 133
Mornellregenpfeifer ... 205
Moschusente ... 580

N
Nachtigall ... 462
Nachtreiher ... 194
Nebelkrähe ... 338
Neuntöter ... 312
Nilgans ... 122

O
Orpheusgrasmücke ... 421
Orpheusspötter ... 370
Ortolan ... 554

P
Pirol ... 310
Purpurreiher ... 198

R
Rabenkrähe ... 336

Raubwürger ... 317
Rauchschwalbe ... 390
Raufusskauz ... 242
Rebhuhn ... 102
Reiherente ... 134
Ringdrossel ... 454
Ringeltaube ... 154
Rohrammer ... 562
Rohrdommel ... 567
Rohrschwirl ... 384
Rohrweihe ... 259
Rostgans ... 123
Rotfussfalke ... 574
Rothalstaucher ... 566
Rothuhn ... 569
Rotkehlchen ... 458
Rotkopfwürger ... 318
Rotmilan ... 266
Rotschenkel ... 571
Rotschulterente ... 580
Rotsterniges Blaukehlchen ... 460

S

Saatkrähe ... 332
Schafstelze ... 514
Schellente ... 570
Schilfrohrsänger ... 375
Schlagschwirl ... 567
Schlangenadler ... 258
Schleiereule ... 232
Schnatterente ... 138
Schneesperling ... 502
Schwanzmeise ... 410
Schwarzhalstaucher ... 146
Schwarzkehlchen ... 480
Schwarzkopfmöwe ... 222
Schwarzmilan ... 268
Schwarzschwan ... 577
Schwarzspecht ... 288
Schwarzstirnwürger ... 316
Seidenreiher ... 201
Seidensänger ... 409
Silberreiher ... 200
Singdrossel ... 446
Sommergoldhähnchen ... 488
Sperber ... 260
Sperbergrasmücke ... 418
Sperlingskauz ... 236
Spiessente ... 570
Star ... 442
Steinadler ... 256
Steinhuhn ... 96
Steinkauz ... 238
Steinrötel ... 472
Steinschmätzer ... 482
Stelzenläufer ... 204
Stieglitz ... 538
Stockente ... 140
Strassentaube ... 150
Streifengans ... 579
Sturmmöwe ... 224
Sumpfmeise ... 344
Sumpfohreule ... 572
Sumpfrohrsänger ... 376

T

Tafelente ... 132
Tannenhäher ... 328
Tannenmeise ... 340
Teichhuhn ... 184
Teichrohrsänger ... 378
Trauerschnäpper ... 464
Tüpfelsumpfhuhn ... 180
Türkentaube ... 160
Turmfalke ... 302
Turteltaube ... 158

U

Uferschnepfe ... 571
Uferschwalbe ... 396
Uhu ... 250

W

Wacholderdrossel ... 452
Wachtel ... 94
Wachtelkönig ... 178
Waldbaumläufer ... 432
Waldkauz ... 248
Waldlaubsänger ... 400
Waldohreule ... 246
Waldschnepfe ... 216
Wanderfalke ... 306
Wasseramsel ... 440
Wasserralle ... 176
Weidenmeise ... 349
Weissbartgrasmücke ... 424
Weissrückenspecht ... 296
Weisssterniges Blaukehlchen ... 575
Weissstorch ... 188
Weisswangengans ... 578
Wendehals ... 280
Wespenbussard ... 252
Wiedehopf ... 272
Wiesenpieper ... 508
Wiesenweihe ... 573
Wintergoldhähnchen ... 486

Z

Zaunammer ... 556
Zaunkönig ... 438
Ziegenmelker ... 162
Zilpzalp ... 406
Zippammer ... 550
Zistensänger ... 368
Zitronenstelze ... 513
Zitronenzeisig ... 540
Zwergdommel ... 192
Zwergohreule ... 244
Zwergschnäpper ... 576
Zwergsumpfhuhn ... 183
Zwergtaucher ... 144


F R A N K R E I C H
D E U T S C H L A N D
Ö S T E R R E I C H
I T A L I E N
L I E C H T E N S T E I N
Schweizer Mittelland
Schweizer Jura
Genfersee (Le Léman)
Neuenburgersee (Lac de Neuchâtel)
Bodensee
Vierwaldstättersee
Zürichsee
Thunersee
Brienzersee
Walensee
Lago Maggiore
Langensee
Luganersee
Comersee
Schweizer Alpen
Berner Alpen
Walliser Alpen
Tessiner Alpen
Glarner Alpen
Urner Alpen
Lepontinische Alpen
Rätische Alpen
Lechtaler Alpen
Allgäuer Alpen
Bregenzer Wald
Appenzeller Alpen
Churfirsten
Glarus
Sargans
Chur
Davos
Arosa
Klosters
Scuol (Schuls)
Zernez
Susch
Samnaun
Ischgl
Landeck
St. Anton
Lech
Feldkirch
Bregenz
Lindau
Konstanz
Friedrichshafen
Ravensburg
Weingarten
Kempten
Immenstadt
Oberstdorf
Sonthofen
Pfronten
Füssen
Marktoberdorf
Isny
Wangen
Meersburg
Überlingen
Singen
Schaffhausen
Stein am Rhein
Kreuzlingen
Romanshorn
Amriswil
Arbon
Rorschach
Sankt Gallen
Wil (SG)
Uzwil
Gossau SG
Herisau
Appenzell
Altstätten
Lustenau
Dornbirn
Hohenems
Sankt Margrethen
Bregenz
Lindau
Tettnang
Markdorf
Radolfzell
Weinfelden
Frauenfeld
Andelfingen
Winterthur
Bülach
Kloten
Dübendorf
Effretikon
Wetzikon
Rüti (ZH)
Rapperswil-Jona
Pfäffikon (SZ)
Wädenswil
Horgen
Meilen
Stäfa
Küsnacht
Zürich
Schlieren
Regensdorf
Wettingen
Baden
Brugg
Aarau
Lenzburg
Wohlen (AG)
Muri (AG)
Affoltern am Albis
Adliswil
Wattwil
Uznach
Weesen
Ziegelbrücke
Einsiedeln
Schwyz
Brunnen
Flums
Buchs
Vaduz
Bludenz
Schruns
Serfaus
Pfunds
Nauders
Martina
Schiers
Landquart
Bad Ragaz
Elm
Linthal
Glarus
Sargans
Flums
Wesen
Walensee
Zug
Cham
Baar
Rotkreuz
Hochdorf
Sursee
Sempachersee
Sempach
Willisau
Huttwil
Langenthal
Zofingen
Aarburg
Olten
Reinach (AG)
Wohlen (AG)
Lenzburg
Aarau
Brugg
Baden
Wettingen
Regensdorf
Dietikon
Schlieren
Zürich
Uster
Grüningen
Hinwil
Rüti (ZH)
Rapperswil-Jona
Pfäffikon (SZ)
Lachen
Einsiedeln
Ziegelbrücke
Weesen
Walenstadt
Sargans
Bad Ragaz
Landquart
Schiers
Klosters
Davos
Arosa
Chur
Thusis
Tiefencastel
Bergün/Bravuogn
Savognin
Filisur
Schmitten
Wiesen
Alvaneu
Alvaneu Bad
Brienz
Meiringen
Interlaken
Spiez
Thun
Oberhofen
Gunten
Sigriswil
Leissigen
Ringgenberg
Iseltwald
Bönigen
Wilderswil
Lauterbrunnen
Grindelwald
Wengen
Mürren
Gsteigwiler
Gstaad
Saanen
Zweisimmen
Frutigen
Adelboden
Kandersteg
Blumisalp
Lötschental
Leukerbad
Leuk
Brig
Visp
Simplon
Monte Leone
Gampel
Steg
Raron
Susten
Turtmanntal
Val d'Anniviers
Sierre (Salgesch)
Siders (Sierre)
Sitten (Sion)
Nendaz
Grächen
Zinal
Weisshorn
Dom
Täschhorn
Mischabel
Saas-Fee
Saas Almagell
Saas Grund
Saas Balen
Zermatt
Monte Moro Pass
Macugnaga
Monte Rosa
Breithorn
Gornergletscher
Theodulpass
Matterhorn
Breuil-Cervinia
Valtournenche
Aosta
Courmayeur
Mont Blanc
Grand Combin
Verbier
Les Haudères
Evolène
Hérémence
Nax
Mont Fort
Col du Grand St-Bernard
Martigny
Bonneville
Cluses
Chamonix
Aiguille Verte
Aiguille du Midi
Mont Blanc
Col des Montets
Col de la Forclaz
Col de la Gueurce
Col de la Givrine
Col du Marchairuz
Col du Mollendruz
Col des Rangiers
Col des Roches
Col des Essert
Col des Mosses
Col du Pillon
Col de la Croix
Col de la Faucille
Col de Jaman
Col du Pillon
Col des Verrières
Col des Roches
Col de la Vue des Alpes
Col du Mont-Crosin
Col de la Tourne
Col du Pillon
Col de la Croix
Col de la Faucille
Col de la Givrine
Col du Marchairuz
Col du Mollendruz
Col des Rangiers
Col des Roches
Col des Essert
Col des Mosses

Focus

Übersicht über die Focustexte

Die Focustexte bezwecken, übergeordnete Themen kompakt zu beleuchten und in einen Zusammenhang mit den Ergebnissen des Atlas zu bringen. Sie finden sich bei einer der darin behandelten Arten eingestreut zwischen den Arttexten und sind in folgende Themengruppen eingeteilt.

Wald
Viele spezialisierte Arten in lichten Wäldern 164
Tot- und Altholz sind essenziell für Vögel 298
Auenwälder sind Vogelparadiese 357
Gebirgsnadelwälder und ihre spezielle Vogelwelt 542
Aus Naturkatastrophen entsteht Vielfalt 552

Gewässer und Feuchtgebiete
Auf dem Vormarsch: gebietsfremde Vogelarten 124
Brutgebiete und Winterquartiere von Wasservögeln 130
Die Schweiz: ein Paradies für fischfressende Vögel? 147
Rallen: heimliches Leben zwischen Wasser und Land 181
Neuer Aufschwung der Schreitvögel 195
Mit den Kiesbrütern geht es bachab 208
Brutplätze für Möwen und Seeschwalben 229
Grosse und nasse Feuchtgebiete braucht das Land 380

Berge und alpine Lebensräume
Hühner: Pflanzenfresser als Spielbälle des Wetters 98
Felswände – spektakuläre und wichtige Rückzugsorte 308
Extensive Juraweiden immer stärker unter Druck 484
Die Alpen – Reduit für Kulturlandvögel? 506

Landwirtschaftsgebiet
Landwirtschaft trägt Verantwortung 234
Kiesgruben – Zufluchtsorte für vertriebene Arten 276
Hecken und Waldränder – wertvolle Strukturen in der Kulturlandschaft 314
Rückgang der Insektenfresser 392
Zu viel Dünger schadet den Vögeln 402
Vögel des Ackerlands im Sturzflug 428
Wiesenbrüter – sind sie noch zu retten? 478
Vielfältige Vogelwelt der Rebberge 532

Siedlungsraum
Neuankömmlinge in Siedlungen – auch heute noch! 156
Schwierige Koexistenz mit Gebäudebrütern 170
Ausdehnung des Siedlungsraums hat Folgen für Kulturlandvögel 362

Freizeitverhalten des Menschen
Im Land der unbegrenzten Freizeitmöglichkeiten? 110
Jagd und Verfolgung durch den Menschen 142

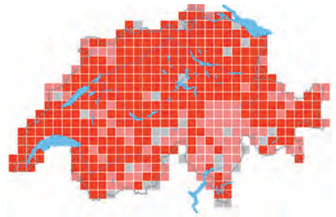
Klima
Südliche Arten breiten sich Richtung Norden aus 284
Viele Brutvögel steigen in die Höhe 414
Mediterrane Arten brüten in der Schweiz 425

Bedrohungen und Vogelschutz
Artenförderung ist nötig und lohnt sich! 212
Weiterer Rückgang der Arten der Roten Liste 240
Die Rückkehr des Bartgeiers 255
Goldene Zeiten für Greifvögel und Eulen? 264
Steter Wandel bei den Schweizer Brutvögeln 319
Langstreckenzieher ziehen den Kürzeren 448
Vielfältigere Brutvogelwelt jenseits der Grenze 560

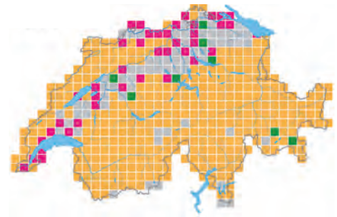
Verbreitung der Vögel (Biogeografie)
Brutvögel vor den Toren der Schweiz 190
Die Mönchsmeise: auf dem Weg zur Aufspaltung? 350
Unverhoffte Ansiedlungen von Brutvögeln 369
Botschafter aus dem Osten 420
Genau hingeschaut: Krähen, Sperlinge und Hybriden 498

Bestandsüberwachung
Überwachung der Vogelwelt in der Schweiz 365

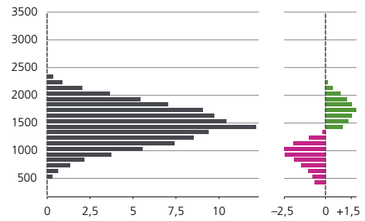
Lesehilfe für die Art- und Focustexte



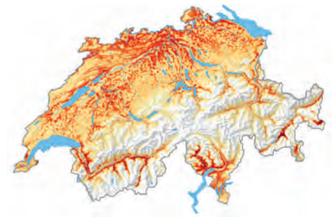
Atlasquadratkarte: Die Verbreitung wird mit roten Atlasquadraten (10 × 10 km) illustriert. In den rosafarbenen Quadraten kann ein Vorkommen 1950–1959 angenommen werden.



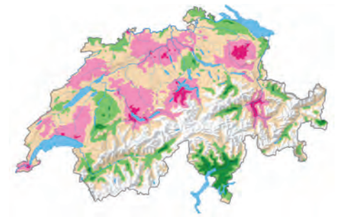
Vergleichskarte auf Stufe Atlasquadrat: Sie zeigt die Verbreitung 1993–1996 vs. 2013–2016. Zu beachten ist, dass die Bearbeitungsintensität von Atlas zu Atlas zugenommen hat.



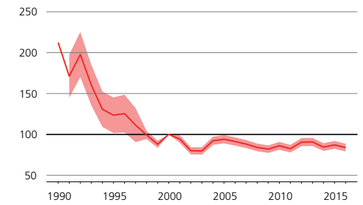
Höhendiagramm: Dargestellt ist der Bestandsanteil (in %) pro 100 m Höhenstufe 2013–2016. Rechts davon wird meist auch die Veränderung 1993–1996 vs. 2013–2016 gezeigt.



Dichtekarte: Bei verbreiteten Brutvögeln wird die modellierte Anzahl Reviere pro km² gezeigt, basierend auf den Kartierungen 2013–2016 in den Kilometerquadraten (1 × 1 km).



Dichteänderungskarte: Für die meisten Arten mit einer Dichtekarte wird die Veränderung der Anzahl Reviere pro km² 1993–1996 vs. 2013–2016 illustriert.



Bestandsindex: Für viele Brutvögel wird der Bestandstrend in der Regel seit 1990 angegeben (Jahr 2000 = 100 %). Zudem wird der Standardfehler des Trends als hellrote Fläche abgebildet.



Verbreitungskarte: Bei spärlich verbreiteten Arten wird die modellierte Wahrscheinlichkeit (von 0 bis 1) pro km² gezeigt, mit der eine Art 2013–2016 als Brutvogel vorkommt.



Verbreitungsänderungskarte: Dargestellt ist für viele Arten mit einer Verbreitungskarte die Veränderung der Vorkommenswahrscheinlichkeit pro km² 1993–1996 vs. 2013–2016.



Punktkarte: Bei Koloniebrütern und eher seltenen Arten wird die Anzahl Brutpaare oder Reviere 2013–2016 meist in mehreren Grössenklassen gezeigt.



Punktveränderungskarte: Bei Koloniebrütern und einigen weiteren Arten wird die Differenz der Anzahl Brutpaare oder Reviere 1993–1996 vs. 2013–2016 illustriert.

Arttext: Beschrieben werden die Verbreitung, die Höhenverbreitung (m = Meter über Meer), besiedelte Lebensräume sowie der Vergleich der Verbreitung, der Dichte und der Höhenverbreitung 1993–1996 und 2013–2016. Ebenfalls diskutiert werden der Bestandstrend und die möglichen Gründe für die festgestellte Entwicklung. Am Schluss finden sich allfällige Verweise auf Focustexte, in denen die betreffende Art erwähnt wird.

Focustext: Die Focustexte beleuchten übergeordnete Themen und bringen sie in einen Zusammenhang mit den Ergebnissen des Atlas 2013–2016. Sie finden sich bei einer der darin behandelten Arten eingestreut zwischen den Arttexten (Übersicht siehe linke Seite).

Literatur: Häufig zitierte Werke werden mit einem Kürzel bezeichnet. Die pro Art zitierte Spezialliteratur ist alphabetisch geordnet und durchnummeriert. In beiden Fällen stehen die vollständigen Zitate im Literaturverzeichnis (S. 604–640).

Ausführliche Erläuterungen zu den Art- und Focustexten finden sich auf S. 88–93.

Der Zustand der Vogelwelt spiegelt unseren Umgang mit der Natur und Landschaft. Dieser Atlas präsentiert die aktuellen Vorkommen, die Häufigkeit und die Höhenverbreitung aller Brutvögel der Schweiz und des Fürstentums Liechtenstein in bislang unerreichter Präzision. Vor allem aber zeigt er die markanten Veränderungen der Schweizer Vogelwelt in den letzten zwanzig bis sechzig Jahren. Das umfangreiche Werk ist eine zentrale Grundlage für den Schutz und die Förderung der einheimischen Vögel und ihrer Lebensräume.



Schweizerische Vogelwarte
Station ornithologique suisse
Stazione ornitologica svizzera
Staziun ornitologica svizra

CH-6204 Sempach

Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016

vogelwarte.ch

Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016

Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein



vogelwarte.ch