

10

Auswirkungen auf geschützte und schutzwürdige Arten

S. Trautmann, St. Lötters, J. Ott, J. Buse, K. Filz, D. Rödder, N. Wagner, A. Jaeschke, U. Schulte, M. Veith, E.-M. Griebeler, K. Böhning-Gaese

Der Klimawandel wirkt sich auf verschiedenste Organismen in unterschiedlicher Weise aus, abhängig von der Biologie, Ökologie und Physiologie der betroffenen Arten. Geschützte/schutzwürdige Arten sind in diesem Zusammenhang von besonderem Interesse, weil Deutschland eine besondere Verantwortung für ihren Erhalt trägt.

10.1 Geschützte und schutzwürdige Arten

In diesem Kapitel werden geschützte und schutzwürdige Arten behandelt, um möglichst viele Arten abzudecken, die durch den Klimawandel gefährdet werden könnten.

Geschützte Arten stellen einen Fokus dar, weil sie oftmals in ihrem Bestand gefährdet sind, aber auch weil ihre Bestände zumeist gut bekannt sind. Beides bildet wichtige Voraussetzungen, diese Arten als Gradmesser für Veränderungen zu nutzen. Sie werden oft zur Unterschutzstellung bestimmter (z. B. FFH- und Natura 2000) Gebiete genutzt und ihr Erhaltungszustand ist ein Indikator für den Zustand des jeweiligen Gebietes.

Dadurch, dass besonderes Augenmerk auf sie gerichtet wird, bietet sich die Chance, Veränderungen besser zu dokumentieren als das bei vielen nicht geschützten Arten(gruppen) möglich wäre. Auch die gesetzlichen Instrumente zum Schutz dieser Arten bieten mehr Möglichkeiten als für potenziell durch den Klimawandel gefährdete nicht geschützte Arten. Somit könnten geschützte Arten auch unter dem Einfluss des Klimawandels ein wichtiges Instrument des Naturschutzes darstellen, sofern sie in ihrer Reaktion auf den Klimawandel charakteristisch für bestimmte Lebensgemeinschaften sind.

Es können aber auch Arten, die aktuell noch nicht (stark) gefährdet sind, an Bedeutung gewinnen. Daher werden in diesem Kapitel auch sog. „schutzwürdige“ Arten betrachtet. Als schutzwürdig werden Arten bezeichnet, die durch den Klimawandel besonders gefährdet werden könnten und/oder deren Verbreitungsschwerpunkte in Deutschland liegen und für die Deutschland deshalb eine besondere Verantwortung trägt.

Diese Definition schutzwürdiger Arten orientiert sich teilweise an Konzepten prioritärer Vogelarten, insbesondere nach der Definition von Nipkow (2005), der zur Priorisierung von Vogelarten sowohl ihren Rote-Liste-Status als auch den Anteil Deutschlands an der europäischen Population heranzieht. Auf diese Arten wird in diesem Kapitel u. a. Bezug genommen, denn gerade in Zusammenhang mit dem Klimawandel erscheint es wichtig, den Fokus auf Arten zu lenken, für die bei negativen Veränderungen eine besondere Verantwortung für Deutschland entsteht. Zusätzlich werden Arten betrachtet, für die unabhängig von ihrem derzeitigen Gefährdungsstatus starke Veränderungen von Areal und/oder Abundanz projiziert werden.

10.2 Fragestellungen und Aufbau des Kapitels

Eine Frage, die sich stellt, ist, in wie weit der Klimawandel positive oder negative Auswirkungen auf geschützte Arten oder Artengruppen haben wird. Werden sich Häufigkeiten zu Gunsten oder zu Ungunsten geschützter Arten verschieben? Könnten klimatische Veränderungen auch positive Auswirkungen haben, z. B. über die Verbesserung der Umweltbedingungen?

Im vorliegenden Kapitel wird die Bedeutung einzelner Artengruppen dargestellt, indem ihre Schutz-

würdigkeit den beobachteten und für die Zukunft projizierten Auswirkungen des Klimawandels gegenübergestellt wird. Ziel ist eine Darstellung des Status Quo zum Wissen über (mögliche) Klimawandelauswirkungen auf die jeweiligen Gruppen mit Fokus auf Deutschland, ohne jedoch internationale Untersuchungen außen vor zu lassen.

Im Folgenden werden für alle Artengruppen zunächst der Schutzstatus und die Bedeutung dieser für den Schutz bestimmter Lebensräume bzw. -gemeinschaften umrissen. Dies soll der Einordnung aller weiteren Untersuchungen dienen, da die Organismengruppen, die am stärksten vom Klimawandel betroffen sind oder in Zukunft sein könnten, nicht zwingend identisch sein müssen mit solchen, denen naturschutzfachlich höchste Priorität zukommt.

Im nächsten Schritt werden beobachtete Veränderungen aufgezeigt, die mit dem Klimawandel in Zusammenhang gebracht werden und aus wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoringprogrammen abgeleitet werden können. Das Bild ist hier sehr heterogen, da es nicht für alle Gruppen standardisierte Monitoringprogramme und wissenschaftliche Untersuchungen gibt. Umso wichtiger erscheint eine Zusammenstellung der Wirkungen und Wirkmechanismen in den Fällen, in denen sie bekannt sind. Im Umkehrschluss lässt sich daraus oft ein erhöhter Bedarf an Forschung oder Verbesserung der Datengrundlage ableiten.

Einen weitergehenden Schritt bilden die Abschnitte zu projizierten Auswirkungen des Klimawandels auf bestimmte Artengruppen. Hier werden Arbeiten vorgestellt, die zeigen, welche Auswirkungen der Klimaveränderung erwartet werden können. Diese Modelle bilden Projektionen bzw. Szenarien und nicht Prognosen im engeren Sinne ab, da ihnen Faktoren wie biotische Interaktionen, Landnutzungsszenarien oder auch realistische Abschätzungen der Ausbreitungsfähigkeit von Arten fehlen. Dennoch bilden Sie Anhaltspunkte für die Sensitivität der Arten für Klimawandel.

Am Ende der Artgruppenkapitel werden z. T. Wissenslücken und zukünftiger Forschungsbedarf diskutiert, außerdem Ideen, wie die Datenbasis verbessert werden kann, um eine Nutzbarkeit der Artengruppen z. B. als Indikatoren zu gewährleisten.

An die Artgruppenkapitel schließt sich eine abschließende Diskussion an, in der die Ergebnisse allgemein zusammengefasst werden.

10.3 Vögel

S. Trautmann, K. Böhning-Gaese

10.3.1 Beschreibung der Artengruppe

Vögel sind vielgenutzte Indikatororganismen, für die aufgrund ihrer Popularität viele Daten vorliegen. Für Europa gibt es einen soliden Wissensstand über diese Artengruppe.

Viele Vogelarten in Europa sind durch eine Reihe von Bestimmungen, u. a. die Vogelschutzrichtlinie, die Ramsarkonvention, aber auch die FFH-Richtlinie, geschützt. Einige Gruppen, wie Gänse, Enten, Krähen- und Hühnervögel unterliegen dem Jagdrecht, viele der übrigen Arten sind über die zuvor genannten Richtlinien geschützt.

Des Weiteren liegt mit der Roten Liste gefährdeter Arten (Südbeck et al. 2007) ein Instrument zur Beurteilung des Gefährdungsgrades der deutschen Brutvogelarten vor. In dieser sind 68 (bzw. inkl. der extrem seltenen Arten 94) Arten als gefährdet aufgeführt, 21 stehen auf der sog. Vorwarnliste. Dies betrifft v. a. Hühner- und Watvögel, sowie Arten der urbanen und Agrarlandschaften, von denen ein hoher Anteil als gefährdet gilt.

Prioritäre Arten werden hingegen durch viele Arten repräsentiert, die heute (noch) recht häufig sind und z. T. lediglich auf der Vorwarnliste zur Roten Liste stehen. Zu diesen gehören einige Arten der Agrarlandschaften, z. B. Haus- und Feldsperling (*Passer domesticus*, *Passer montanus*), aber auch Feld- und Heidelerche (*Alauda arvensis*, *Lullula arborea*, Nipkow et al. 2009).

10.3.2 Datenverfügbarkeit

Für Deutschland gibt es neben den Daten der Roten Liste der Brutvögel durch verschiedene Monitoringprogramme, z. B. für häufige und seltene Brutvögel oder rastende Wasservögel, See- und Greifvogelmonitoring, aber auch das Integrierte Singvogelmonitoring und weitere Vogelmarkierungsprogramme eine breite Datenbasis für Bestände und Populationstrends. Ein neuer Atlas DEutscher BrutvogelARTen (ADEBAR) entsteht gerade und wird bald einen umfassenden Überblick über die Verbreitung und Häufigkeit von Vogelarten bieten. Dazu kommen interaktive Angebote zum Sammeln

von Zufallsbeobachtungen, wie das Internetportal ornitho.de, das mittelfristig die Erhebung von Monitoring- und Zufallsdaten verknüpfen könnte. Außerdem gibt es eine Reihe von Citizen-Science-Projekten wie z. B. die Stunde der Gartenvögel, die Stunde der Wintervögel (beides NABU-Projekte), das DDA-Birdrace oder auch den GEO-Tag der Artenvielfalt, bei denen ebenfalls großflächig Vögel erfasst werden. Zu den genannten Programmen kann der Zugang zu Daten beim Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V., den Vogelschutzwarten bzw. Beringungszentralen (Integriertes Singvogelmonitoring), beim NABU und bei GEO erfragt werden.

10.3.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Artengruppe

Bestände und Gefährdungssituation von Vögeln sind oft Grundlage für die Ausweisung von Schutzgebieten (Natura 2000). Vögel haben im Vergleich mit vielen anderen Artengruppen insofern einen Sonderstatus, da sie als erste Artengruppe Anstoß für ein weltumspannendes Netzwerk von Schutzgebieten gaben, die sog. Important bird areas (IBA). Auch in Deutschland gibt es spezielle Vogelschutzgebiete, die u. a. auch für die Erstellung des FFH-Schutzgebietsnetzwerkes genutzt wurden.

Durch die breite Datenbasis für Vögel und die Instrumente der Anhänge der Vogelschutzrichtlinie und der Roten Liste bedrohter Brutvogelarten ergibt sich zudem eine hohe Bedeutung der Vögel für Planungsverfahren.

Allerdings sind Vögel per se keine optimalen Indikatoren: Obwohl Sie in vielen Lebensräumen in den Nahrungsketten weit oben stehen und damit Indikatorfunktion haben können, sind sie gerade in einem Klimawandelkontext nicht dazu geeignet, Auswirkungen auf die Mehrzahl weniger mobiler Organismen zu repräsentieren und werden daher in diesem Kapitel nur als eine von mehreren taxonomischen Gruppen behandelt.

10.3.4 Beobachtete Veränderungen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoring

Es lässt sich eine große Zahl an Veränderungen in der einheimischen Vogelwelt nachweisen. Neben Einflüssen invasiver Arten oder geänderter land-

wirtschaftlicher Bewirtschaftung gibt es inzwischen auch Nachweise, dass Vögel auf das sich verändernde Klima reagieren. Man kann diese Veränderungen in phänologische, genetische, sowie biogeographische und Bestandsveränderungen unterteilen.

Phänologische Veränderungen haben u. a. zur Entdeckung von Klimawandelauswirkungen auf Vögel beigetragen. Zunächst wurden Veränderungen in den Ankunftszeiten der Zugvögel entdeckt, die sich mit großklimatischen Parametern wie der nordatlantischen Oszillation (NAO; Hüppop & Hüppop 2003) erklären ließen. Auch die Wegzugzeiten verändern sich, jedoch in unterschiedlicher Weise für Kurz- und Langstreckenzieher (Jenni & Kéry 2003).

Generell ist ein Rückgang der Zugaktivität und eine Verkürzung der Zugwege (Visser et al. 2009) zu beobachten, es könnte durch den Klimawandel sogar dazu kommen, dass bei einigen Arten das Zugverhalten durch Klimaerwärmung verloren geht (Pulido & Berthold 2010).

Diese Veränderungen lassen sich nur verlässlich anhand standardisierter Monitoringprogramme nachweisen. Dies sind Programme wie das „Monitoring häufiger Brutvögel“ zur Bestimmung von Bestandstrends oder auch das Integrierte Singvogelmonitoring, ein Vogelberingungsprogramm, das zusätzliche Aussagen über Veränderungen im Lebenszyklus von Arten und Populationen erlaubt.

Änderungen anderer Aspekte der Phänologie von Vögeln, so z. B. des Brutverhaltens, lassen sich auch bereits feststellen. Ein plakatives Beispiel ist der Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*), ein langstreckenziehender Insektenfresser, dessen Ankunftszeit in den Brutgebieten sich durch die Klimaerwärmung zwar verfrüht, der aber dennoch zu spät ankommt, um die sich noch stärker ins zeitige Frühjahr verschiebende Hauptverfügbarkeit seiner Nestlingsnahrung nutzen zu können (u. a. Visser et al. 2003).

Viele der vorgenannten phänologischen Anpassungen werden als direkte Reaktion auf den Klimawandel und damit als phänotypische Plastizität interpretiert, auch wenn nicht immer geklärt ist, ob es sich bereits um genetische Anpassungen handelt (Gienapp et al. 2007). Jedenfalls könnte die hieraus resultierende Selektion für bestimmte Merkmale Einfluss auf die genetische Diversität der betroffenen Arten ausüben.

Potenzial für mikroevolutive Veränderungen bieten die bereits zu beobachtende Selektion für morphologische Merkmale, wie z. B. eine kleinere Körpergröße (u. a. Salewski et al. 2010), aber auch Veränderungen des Zugverhaltens. So zeigen Untersuchungen bei Mönchsgasmücken (*Sylvia atricapilla*, Pulido & Berthold 2010), dass durch Selektion innerhalb weniger Generationen der Verlust der sog. Zugruhe möglich ist. Ebenso zeigt die schnelle Etablierung einer nordwestziehenden Population von Mönchsgasmücken (Rolshausen et al. 2009), dass sich durch selektive Verpaarung unterschiedlich ziehender Individuen rasch neue Zugtraditionen und reproduktive Isolation entwickeln können.

Zusätzlich zu diesen Auswirkungen des und möglichen Anpassungen an den Klimawandel lassen sich anhand großflächiger Bestandserfassungen und regelmäßiger Abschätzung des Gefährdungsgrades von Arten auch Aussagen zu weiteren Einflüssen des Klimawandels treffen.

Ein Aspekt, der auf Veränderungen hindeutet, sind bereits nachgewiesene Arealverschiebungen (z. B. Thomas & Lennon 1999). Für Deutschland zeigt sich das regional in der Veränderung der Zusammensetzung von Artengemeinschaften, wie am Beispiel der Bodensee-Avifauna. Dort kam es zu Verschiebungen der regionalen Abundanzen zu Ungunsten von Arten, deren Arealschwerpunkt weiter nördlich des Untersuchungsgebietes liegt im Vergleich mit Arten, die schwerpunktmäßig weiter südlich verbreitet sind (Lemoine et al. 2007). Dabei sind von den zwischen 1980 und 2000 eingewanderten 16 Arten mit der Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*), der Mittelmeermöwe (*Larus michahellis*), dem Haselhuhn (*Bonasa bonasia*), der Felsenschwalbe (*Ptyonoprogne rupestris*), der Ringdrossel (*Turdus torquatus*), dem Orpheusspötter (*Hippolais polyglotta*) und der Zippammer (*Emberiza cia*) sieben Arten eingewandert, für die günstige klimatische Bedingungen eine wichtige Rolle gespielt haben könnten. Hinzu kam nach 2000 noch der Alpensegler (*Apus melba*).

Von diesen Arten sind die Zippammer als „vom Aussterben bedrohte“ und das Haselhuhn als „stark gefährdete“ Art sicherlich am stärksten bedroht, während Alpensegler und Felsenschwalbe momentan als Arten mit „geographischer Restriktion“ geführt werden (Südbeck et al. 2007). Diesen Status

hat die Schwarzkopfmöwe bereits in der vorletzten Roten Liste verloren (Witt 2002), während Ringdrossel und Mittelmeermöwe auf keiner der Roten Listen seit 1996 zu finden sind.

Der Wiedehopf (*Upupa epops*) als mediterrane Art ist hingegen im gleichen Zeitraum in der Bodenseeregion ausgestorben. Nach größeren Bestandseinbrüchen in vergangenen Jahrzehnten hat sich sein deutschlandweiter Bestand aber stabilisiert und er wurde von Rote Liste Kategorie I („vom Aussterben bedroht“) in II heruntergestuft („stark gefährdet“). Dazu könnten auch verstärkte Artenschutzmaßnahmen und genauere Bestandserfassungen geführt haben. Andererseits werden auch immer wieder Klimaschwankungen als Gefährdungsfaktoren angeführt (Berthold & Bauer 2005), so dass die Klimaerwärmung ebenso zur Bestandserholung beigetragen haben könnte.

Insgesamt lassen sich für Deutschland zum gegenwärtigen Zeitpunkt nahezu nur Klimawandelauswirkungen nachweisen, die mit der Ausbreitung südlicher Arten in Zusammenhang stehen. So konnte sich der Bienenfresser (*Merops apiaster*), eine als typischer Klimazeiger anerkannte Art (Kinzelbach et al. 1997), in den letzten Jahren von Süden bzw. Südwesten her stark nach Deutschland ausbreiten (Todte 2003). Das betrifft auch andere mediterrane Arten, wie den Orpheusspötter (*Hippolais polyglotta*, Reullier et al. 2006, Sudfeldt et al. 2009) oder die Zwergohreule (*Otus scops*, Niehuis et al. 2003, Sudfeldt et al. 2007), von denen es verstärkt Nachweise jenseits ihrer bisherigen nördlichen Arealgrenzen gibt. Die europaweiten Trends dieser Arten werden von Hagemeyer & Blair (1999) entweder als „stabil“ oder als „unsicher“ angegeben.

Galt der Bienenfresser in der vorherigen Version der Roten Liste (Witt 2002) noch als Art mit geografischer Restriktion, so kann diese Einschätzung nun nicht mehr gehalten werden, bei der Zwergohreule war das sogar bei der Version von 2002 (Witt 2002) schon nicht mehr der Fall, sie gilt nun als unregelmäßig in Deutschland brütende Art.

An diesen Veränderungen ist abzulesen, dass eine Reihe von Vogelarten in Deutschland durch den Klimawandel durchaus günstig beeinflusst werden können. Allerdings handelt es sich bei diesen allesamt um Arten, die in Deutschland außerhalb ihres Verbreitungszentrums vorkommen, so dass sich nach dem Konzept von Nipkow (2005)

keine besondere Verantwortlichkeit Deutschlands für ihren Erhalt ergibt. Das gilt selbst für eine in Deutschland stark gefährdete Art wie den Wiedehopf, deren Verbreitungsschwerpunkt im mediterranen Raum liegt.

Hingegen ist der Nachweis des klimabedingten Rückgangs von Vogelarten bisher noch nicht wissenschaftlich erbracht worden. Dieser Rückgang lässt sich nicht nur an potenziellen Verschiebungen von Arealgrenzen festmachen, sondern auch durch ein „Ausdünnen“ der Populationen innerhalb des Verbreitungsgebietes.

Auf mögliche Folgen im Sinne von Artaussterben wird im nächsten Abschnitt eingegangen, der sich mit in die Zukunft projizierten Auswirkungen des Klimawandels auf Vögel beschäftigt. Allerdings gibt es schon einige Hinweise darauf, dass Arten, die als klimasensitiv gelten, im Rückgang begriffen sind, so z. B. neben dem Trauerschnäpper, Fitis (*Phylloscopus trochilus*) und Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*). Beim Gelbspötter (*Hippolais icterina*) hingegen sehen wir im Mittel stabile Populationsgrößen (Sudfeldt et al. 2009), obwohl dieser regional (z. B. in Baden-Württemberg) offenbar zeitversetzt mit der Arealausweitung des Orpheusspötters abzunehmen scheint (Südbeck et al. 2007). Beim Sprosser (*Luscinia luscinia*), für den zugunsten seiner „Schwesterart“ Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*) ein Arealrückzug nach Nordosten projiziert wird, lassen sich noch keine genauen Aussagen treffen, allerdings nimmt die Nachtigall in ihrem Bestand zu (Sudfeldt et al. 2009).

Aber auch in den Fällen, wo wir übereinstimmend mit Modellvorhersagen Abnahmen finden, lässt sich nur schwer eine Kausalität nachweisen, da für den Rückgang von Arten eine Reihe nicht-klimatischer Einflussfaktoren in Frage kommen (Berthold & Bauer 2005).

10.3.5 Vorhergesagte Veränderungen anhand von Modellierungen

Trotz der oft skizzierten negativen Auswirkungen des Klimawandels auf Vögel, könnten viele der bisher beobachteten Veränderungen potenziell als neutral (z. B. Veränderung von Zugverhalten) oder positiv (Einwanderung südlicher Arten) wahrgenommen werden. Ausschließlich negativ bewertbare Effekte wurden nur beim Trauerschnäpper ge-

zeigt, während graduelle Rückgänge durch Arealverschiebungen oft kaum wahrgenommen werden. Auch ist in Deutschland noch keine Vogelart erwiesenermaßen klimabedingt ausgestorben.

Betrachtet man nun aber Modellvorstellungen und Projektionen über die Veränderung unserer Avifauna in den nächsten 50 – 100 Jahren, so fällt auf, dass wir mit überwiegend stark negativen „Vorhersagen“ konfrontiert werden. Die Ergebnisse der Modellierungen von Huntley et al. (2008) für Europa zeigen, dass Vogelarten bis zum Jahr 2100 im Mittel um 550 km nach Nordosten wandern müssten, um ihrer klimatischen Nische zu folgen und dass diese zukünftig nur noch zu 40 % mit dem heutigen Verbreitungsgebiet überlappen könnte. Ähnlich negative Projektionen gibt es für Deutschland, wo die Artenzahlen sich über verschiedene Modelle hinweg verringern, wenngleich auch eine Reihe von Arten aus dem mediterranen Raum einwandern könnte. Allerdings unterscheiden sich diese Vorhersagen in ihrer Effektgröße von denen von Huntley et al. (2008), insbesondere, wenn verschiedene Landnutzungsszenarien in die Modelle einbezogen werden (Trautmann et al., in Vorb.).

Die vorhergesagten Auswirkungen betreffen sowohl häufige als auch seltene Arten und es werden eine Reihe von Arten als in Deutschland aussterbend projiziert (Tab. 10.1).

Von diesen Arten sind einige aktuell gefährdet oder geschützt, aber eine ganze Reihe gilt als ungefährdet, darunter Arten wie der Kranich, der sich momentan ausbreitet, oder der Seeadler, der durch Artenschutzmaßnahmen von der Roten Liste bedrohter Vogelarten gestrichen werden konnte. Nach derzeitigem Stand befindet sich nur eine Art, der Fischadler (*Pandion haliaetus*), unter den von Nipkow (2009) als prioritär identifizierten Arten. Es stellt sich also die Frage, ob dieses Konzept unter Klimawandeleinflüssen ausreichend ist, greift es für die genannten Arten doch erst, wenn sie in anderen europäischen Ländern so stark zurückgegangen sind, dass Deutschland einen höheren Anteil an der Gesamtpopulation stellt. Vielmehr zeigt sich, dass nicht nur gefährdete Arten in Zukunft unter dem Klimawandel leiden könnten, sondern auch Arten, die heute nicht gefährdet sind.

Aber auch die Nutzbarkeit der Roten Liste als Indikator unter Klimawandelgesichtspunkten sollte hinterfragt werden, da der Hauptteil der potenziell

Tab. 10.1: Vogelarten, die für Deutschland als aussterbend oder bis auf Restvorkommen zurückgehend (in Klammern) projiziert werden; RL Kat. = Rote Liste-Kategorie (s. a. Abb. 10.1), VSR Anh. I = Vogelschutzrichtlinie Anhang I.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Rote Liste- und Schutzstatus	prioritär (Nipkow 2009)	Vorhersagen
<i>Aix galericulata</i>	Mandarinente	Neozoon	nein	Trautmann et al.
<i>Anas acuta</i>	Spießente	RL Kat. III	nein	Trautmann et al.
<i>Anas penelope</i>	Pfeifente	RL Kat. R	nein	Trautmann et al.
<i>Aquila pomarina</i>	Schreiadler	VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Arenaria interpres</i>	Steinwälzer	RL Kat. II	nein	Trautmann et al.
<i>Aythya nyroca</i>	Moorente	VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Bucephala clangula</i>	Schellente		nein	Trautmann et al., (Huntley et al. 2008)
<i>Carpodacus erythrinus</i>	Karmingimpel		nein	Trautmann et al.
<i>Chlidonias hybridus</i>	Weißbartseeschwalbe	RL Kat. R, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Chlidonias niger</i>	Trauerseeschwalbe	RL Kat. I, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al., (Huntley et al. 2008)
<i>Ficedula parva</i>	Zwergschnäpper	VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Grus grus</i>	Kranich	VSR Anh. I	nein	Trautmann et al., Huntley et al.
<i>Haliaeetus albicilla</i>	Seeadler	VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Larus minutus</i>	Zwergmöwe	RL Kat. R, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Locustella fluviatilis</i>	Schlagschwirl		nein	Trautmann et al., (Huntley et al. 2008)
<i>Luscinia luscinia</i>	Sprosser		nein	Trautmann et al., Huntley et al. (2008)
<i>Mergus serrator</i>	Mittelsäger		nein	Trautmann et al., Huntley et al. (2008)
<i>Philomachus pugnax</i>	Kampfläufer	RL Kat. I, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Pluvialis apricaria</i>	Goldregenpfeifer	RL Kat. I, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Podiceps auritus</i>	Ohrentaucher	RL Kat. I, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Podiceps nigricollis</i>	Schwarzhalstaucher		nein	Trautmann et al.
<i>Porzana parva</i>	Kleines Sumpfhuhn	RL Kat. I, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Sterna caspia</i>	Raubseeschwalbe	RL Kat. I, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Sterna paradisaea</i>	Küstenseeschwalbe	RL Kat. II, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Sylvia nisoria</i>	Sperbergrasmücke	VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Tringa glareola</i>	Bruchwasserläufer	RL Kat. I, VSR Anh. I	nein	Trautmann et al.
<i>Tringa ochropus</i>	Waldwasserläufer		nein	Trautmann et al., Huntley et al. (2008)
<i>Turdus iliacus</i>	Rotdrossel		nein	Trautmann et al.
<i>Somateria mollissima</i>	Eiderente		nein	Huntley et al. (2008)
<i>Pandion haliaetus</i>	Fischadler	VSR Anh. I, RL Kat. III	ja	Huntley et al. (2008)
<i>Charadrius hiaticula</i>	Sandregenpfeifer	RL Kat. I	nein	Huntley et al. (2008)
<i>Gallinago gallinago</i>	Bekassine	RL Kat. I	nein	Huntley et al. (2008)
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Trauerschnäpper		nein	(Huntley et al. 2008)
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Fitis		nein	(Huntley et al. 2008)
<i>Hippolais icterina</i>	Gelbspötter		nein	(Huntley et al. 2008)

als aussterbend projizierten Arten heute in keiner Gefährdungskategorie der Roten Liste steht. Von den übrigen Arten stehen jedoch die meisten Arten in der höchsten Gefährdungskategorie (s. Abb. 10.1).

Zusätzlich zu Verbreitungsveränderungen werden z. B. Veränderungen der relativen Anteile von Zug- und Standvögeln projiziert (u. a. Lemoine et al. 2003, 2007, Rolshausen et al. 2009), für die es schon erste Hinweise gibt (Pulido & Berthold 2010).

Neben Veränderungen in den Brutgebieten werden aber auch Änderungen der Winterverbreitungsgebiete vorhergesagt (u. a. Barbet-Massin et al. 2009). Hier wiederum ist bisher zu wenig über die Auswirkungen möglicher Veränderungen auf die deutschen Brutpopulationen bekannt; starke Populationsrückgänge trans-sahara-ziehender Arten deuten aber darauf hin, dass nicht nur Klimaverän-

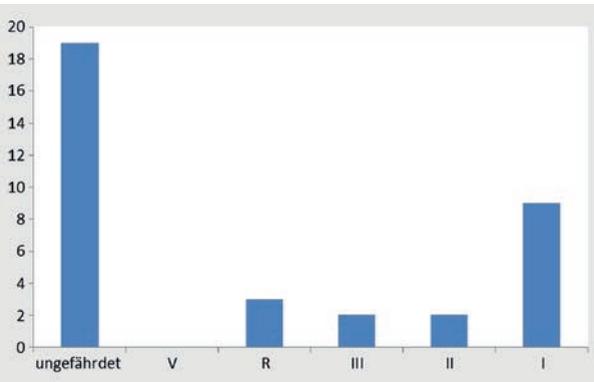


Abb. 10.1: Aktueller Gefährdungsgrad der von Huntley et al. (2008) und/oder Trautmann et al. (in Vorb.) potenziell in Deutschland als bis Ende bzw. Mitte des 21. Jahrhunderts aussterbend projizierten Arten. V = Vorwarnliste, R = Arten mit geographischer Restriktion, III = gefährdet, II = stark gefährdet, I = vom Aussterben bedroht. Südbeck et al. 2007.

derungen in Europa Auswirkungen auf die Vögel in Deutschland haben könnten (Sanderson et al. 2006).

In der Summe zeigen die Modellvorhersagen für viele geschützte/schutzwürdige Arten großflächige Arealverluste. Diese könnten auch heute noch nicht als gefährdet oder prioritär eingestufte Arten betreffen (s. Tab. 10.1). Für weit weniger Arten zeigen sich positive Projektionen, dies betrifft aber zumeist heute häufige Arten, für die Deutschland in den meisten Fällen keine besondere Verantwortung trägt.

10.3.6 Diskussion: Wissenslücken und Forschungsbedarf sowie Ideen zur Verbesserung der Datenbasis als Entscheidungshilfe für Stakeholder

Nachdem bereits vielfältige Veränderungen nachgewiesen und mit dem Klimawandel in Zusammenhang gebracht werden konnten, stellt sich nun die Frage, wie sich eine weitere Erwärmung in der Zukunft tatsächlich auswirken könnte. Es gibt erste Hinweise, dass Vögel nicht nur ihre Arealnordgrenzen verschieben, sondern dass sich auch Abundanzen innerhalb des Verbreitungsgebietes verschieben (Jiguet et al. 2010).

Im Vergleich vorhergesagter mit tatsächlichen Veränderungen zeigt sich, dass sich diese Trends fortsetzen könnten. So korrelieren beobachtete Populationstrends mit vorhergesagten Veränderungen und heutige Populationstrends deuten bereits potenzielle zukünftige Veränderungen an (Green et al. 2008, Schwager et al. 2009).

Langzeitdaten aus dem Vogelmonitoring und unterstützend aus Citizen Science-Projekten könnten zeigen, wie sich diese Korrelationen weiterentwickeln.

Von großer Bedeutung werden also die zur Verfügung stehenden Daten sein, anhand derer wir die Veränderungen messen können. Daten zu Bestandsveränderungen und Arealverschiebungen sind dabei besonders wichtig und zeigen, wie sich Populationen und Verbreitungsgebiete verändern und wo Handlungsbedarf besteht. Um allerdings handeln zu können, müssen neben den Veränderungen auch die sie beeinflussenden Mechanismen verstanden werden. Hier gewinnen Projekte an Bedeutung, die neben reinen Bestands- und Verbreitungsdaten weitere Daten erheben. Hier fehlt es noch an Untersuchungen zu phänotypischen, phänologischen (z. B. auch biometrischen) und genetischen Anpassungen von Arten an Klimaveränderungen, die im Rahmen von integrierten Monitoringprogrammen erfolgen könnten.

Beringungsprogramme wären darüber hinaus auch nutzbar, um Vorhandensein und Ausbreitung von Krankheitserregern wie der Aviären Influenza („Vogelgrippe“), des Trichomonadenbefalls bei Grünfinken oder des aktuell bei Amseln grassierenden Usutu-Virus (Jöst et al. 2011) zu überwachen. Dies ist insbesondere bei einer durch Klima-

wandeleinflüsse günstigen Prognose für bestimmte Krankheitserreger oder deren Überträger wichtig.

Außerdem sollten die Auswirkungen der Klimaerwärmung auf die Ökologie von Arten und Lebensgemeinschaften genauer untersucht werden, um Faktoren zu identifizieren, die wie beim Trauerschnäpper zur Erklärung der Klimasensitivität und zur Verbesserung von Zukunftsprojektionen beitragen können. Beispiele für solche Untersuchungen am Wendehals (*Jynx torquilla*) finden sich bei Geiser et al. (2008) und Becker et al. (2009b).

Eine Schwierigkeit insbesondere der Untersuchungen, die sich Artverbreitungsmodellen bedienen, liegt in der Unsicherheit ihrer Zukunftsprojektionen. Selbst der Climatic Atlas of European Breeding Birds (Huntley et al. 2008) will sich nicht als „Vorhersage“ der zukünftigen Verbreitungsgebiete der Vogelarten verstanden wissen, sondern bildet lediglich die „klimatischen Gunsträume“ unter der Voraussetzung vorher ausgewählter Klimaszenarien ab. Dass jedoch neben klimatischen Veränderungen sowohl die Ausbreitungsfähigkeit von Arten, als auch mögliche Veränderungen der Landnutzung starke Auswirkungen auf Zukunftsprojektionen für Artverbreitung und Artenreichtum haben können, wird von Trautmann et al. (in Vorb.) gezeigt.

Zur Verbesserung der Modelle sollte deshalb eine beständige Evaluierung und Anpassung erfolgen, auch um Wirkmechanismen besser verstehen und beurteilen zu können. Diesem Zweck können auch die nachfolgend beschriebenen Indikatorensysteme dienen.

Indikatoren

Die Projektionen, dass selbst heute noch nicht bedrohte Arten durch den Klimawandel gefährdet werden könnten (Tab. 10.1), zeigen, dass es nötig wird, diese Entwicklungen zu verfolgen. Aus diesem Grund ist es wichtig, Indikatoren für die Veränderung der Vogelwelt unter Klimawandeleinflüssen zu etablieren.

Ein solcher Indikator ist der Climate Impact Indicator (CII; Huntley et al. 2007), der aufbauend auf den Zukunftsprojektionen im Climatic Atlas of European Breeding Birds (Huntley et al. 2008) eine Einteilung europäischer Vogelarten in potenziell positiv oder negativ vom Klimawandel beeinflusste Arten vornimmt. Diese Information wird genutzt, um Populationstrends zu gewichten und aus bei-

den Gruppen einen Gesamtindikator zu erstellen (s. Huntley et al. 2007). Dadurch lassen sich mögliche positive und auch negative Klimawandelauswirkungen einfach darstellen. Der Indikator ist für ganz Europa konzipiert, was im Hinblick auf länderübergreifende Schutzmaßnahmen sinnvoll ist. Für Deutschland ist das Artenset jedoch eingeschränkter und einige der südlich verbreiteten Arten, die den Trend des Indikators bisher treiben, kommen hier nicht vor. Daher lassen sich die Aussagen des Indikators nur eingeschränkt auf Deutschland anwenden. Ein weiterer limitierender Faktor ist die Tatsache, dass die Vorhersagen zur Klimasensitivität der Arten, auf denen er basiert, lediglich auf Grundlage projizierter Arealveränderungen erstellt wurden. Veränderungen der Häufigkeit von Arten müssen aber nicht in gleicher Weise stattfinden, weshalb die Einteilung in „Klimagewinner“ und „Klimaverlierer“ nicht zwingend identisch wäre, wenn man Abundanzen projizieren würde, so wie das von Gottschalk et al. (in Vorb.) gemacht wird. Außerdem ist diese Einteilung sehr stark von den verwendeten Modellen und deren inherenten Unsicherheiten abhängig.

Ein weiterer Indikator, der den Einfluss des Klimawandels auf Vögel abbildet, ist der Community Temperature Index (CTI) von DeVicтор et al. (2008). Dieser weist jeder Art eine mittlere Temperaturnische zu (die Durchschnittstemperatur innerhalb ihres Verbreitungsgebietes in Europa) und mittelt diese Werte gewichtet anhand der Häufigkeit der Arten in einem Gebiet. Hierzu können Monitoring-Rohdaten eingesetzt werden. Dieser Indikator hat aber den Nachteil, dass er nicht zwischen Arten unterscheidet, sondern nur einen Temperaturwert für eine Artengemeinschaft liefert.

Andererseits erlaubt ebendieser Ansatz Aussagen über die Veränderung von Vogelartengemeinschaften in Deutschland, weil er im Gegensatz zu Gregory's CII skalierbar ist. Zudem ließe sich der Ansatz auf andere Organismen übertragen, was beim CII nicht so einfach möglich ist, da für diese zunächst Artverbreitungsmodelle erstellt werden müssten.

Einen weiteren „Indikator“ für den Zustand der Vögel in Deutschland bildet die Rote Liste der Brutvögel Deutschlands (Südbeck et al. 2007). Es zeigt sich jedoch, dass viele potenziell durch Klimawan-

del gefährdete Arten noch nicht in der Roten Liste erfasst sind. Allerdings finden sich unter den gefährdeten Arten, die durch Klimawandel aussterben könnten, v. a. vom Aussterben bedrohte Arten, so dass das Konzept der Roten Liste nur erweitert werden müsste, um der potenziellen Gefährdung Rechnung zu tragen.

Bei zukünftigen Roten Listen sollte daher der Klimawandel zumindest in die Liste der Risikofaktoren einbezogen werden, am besten basierend auf Forschungsarbeiten, die für Einzelarten die Klimasensitivität abschätzen lassen.

10.4 Libellen

J. Ott

10.4.1 Beschreibung der Artengruppe

Neben Vögeln, Laufkäfern etc. gehören Libellen seit vielen Jahren zu den am meisten genutzten Indikatororganismen, da sie aufgrund ihrer aquatischen (Larven) und terrestrischen (Imagines, geschlechtsreife Tiere) Lebensweise prädestiniert sind, Veränderungen in komplexen Lebensräumen abzubilden. Somit werden sie gerne bei der Bewertung von Lebensräumen sowohl bei Analysen von Veränderungen infolge von Eingriffen in Landschaften eingesetzt, als auch bei unterschiedlichsten Planungen (z. B. Renaturierungsprojekte). Daneben haben sie sich auch als gute Indikatoren für den Klimawandel etabliert (Ott 2001, 2010a, Hassel & Thompson 2008).

Die Ökologie der deutschen und der europäischen Arten ist recht gut bekannt, die Taxonomie weitgehend fest, auch wenn es gelegentlich zu Umbenennungen kommt (z. B. *Cercion lindenii* in *Erythromma lindenii*). Neue Arten sind in Europa – trotz der erst 1999 beschriebenen *Somatochlora borisii* in Bulgarien – wohl nur in Einzelfällen noch zu erwarten (Dijkstra & Lewington 2006), für die Wissenschaft neue Arten sind in Deutschland auszuschließen.

Nach dem Bundesnaturschutzgesetz bzw. der Bundesartenschutzverordnung sind in Deutschland alle Libellen pauschal „besonders geschützt“ bzw. „streng geschützt“, daneben sind 6 Arten auf dem Anhang II und 8 auf dem Anhang IV der

FFH-Richtlinie aufgeführt (3 Arten finden sich jeweils auf beiden Anhängen gleichzeitig: *Leucorhinia pectoralis*, *Ophiogomphus cecilia*, *Oxygastra curtisii*) (Szymanck et al. 1998, Petersen et al. 2003, Petersen & Ellwanger 2006).

Rote Listen auf Bundesebene gibt es seit mehreren Jahrzehnten, die aktuell (noch) gültige stammt aus dem Jahre 1998 (Ott & Piper 1998), eine neue wird in Kürze erscheinen (Ott et al. in Vorb.). In vielen deutschen Bundesländern gibt es mehr oder minder aktuelle Länderlisten und auch auf europäischer Ebene gibt es seit kurzem eine Rote Liste (Kalkman et al. 2010).

10.4.2 Datenverfügbarkeit

Besonders aufgrund der Aktivität der GdO e. V. (Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen, www.libellula.org) und ihrer Mitglieder (derzeit ca. 620) in den letzten drei Jahrzehnten konnte nicht nur das Wissen zur Ökologie der Libellen in Deutschland massiv vermehrt (z. B. Sternberg & Buchwald 2000), sondern auch ihre Verbreitung immer besser dargestellt werden. Für viele Bundesländer existieren Atlanten und Verbreitungskarten (z. B. Baden-Württemberg: Hunger et al. 2006; Rheinland-Pfalz: Trockur et al. 2010).

Aktuell ist ein deutscher Verbreitungsatlas in Arbeit (s. a.: www.libellen-verbreitungsatlas.de), für den schon mehr als eine Million Datensätze vorliegen.

Mit dem BUND e. V. hat die GdO im Jahr 2011 ein Citizen Science Projekt zur Verbreitung der Feuerlibelle – Libelle des Jahres 2011 – gestartet (www.feuerlibelle.de), daneben existieren weitere Erfassungen auf verschiedenen Plattformen (z. B. www.s2you.com).

Da elf Arten auf der FFH-Liste geführt werden, sind zu diesen Arten spezielle Monitoringprogramme aufgrund der gesetzlichen Verpflichtungen durchzuführen, darüber hinaus werden in vielerlei Forschungs- und Planungsprojekten Daten zu Libellen erhoben. Für einzelne FFH-Arten existieren auch spezielle Studien mit Modellierungen (*Coenagrion mercuriale*: Hunger 2002) bzw. Artenschutzprogramme (*Oxygastra curtisii*: Ott et al. 2007).

Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass in Deutschland eine gute bis sehr gute Datenbasis zur Verbreitung der meisten Arten vorliegt.

10.4.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Artengruppe

Libellen werden – vor allem die FFH-Arten aufgrund der gesetzlichen Verpflichtungen – oft als (Teil-) Grund für die Ausweisung von Schutzgebieten herangezogen, wobei es sich hier in aller Regel um Biotopkomplexe mit hohem aquatischen Anteil handelt (Larven leben bei uns rein aquatisch). Auch die Rote Liste-Arten sind oft Basis zur Ausweisung von Schutzgebieten, dann aber meist zusammen mit anderen Taxa (z. B. Amphibien, Wasservögel etc.).

10.4.4 Beobachtete Veränderungen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoring

Die erste Veröffentlichung, die die Thematik eines Zusammenhangs zwischen dem Klimawandel und der Ausbreitung einer Libellenart in Deutschland aufgriff, erschien 1996 (Ott 1996), wobei hier v. a. die mediterrane Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*) im Mittelpunkt stand. Diese wärmeliebende Art hatte sich zunächst in Süddeutschland angesiedelt, breitete sich dann immer weiter nach Norden und in höhere Lagen aus (Ott 2001). Aktuell hat sie auch die nördlichsten Bundesländer besiedelt (Ott 2007, Ott 2010a). Die Art wurde zu einem Paradebeispiel für die nordwärts gerichtete Ausbreitung einer mediterranen Art in Deutschland und zeigt in vielen europäischen Ländern dasselbe Ausbreitungsmuster (z. B. Polen, Frankreich – s. Ott 2007a, 2010a).

In den vergangenen zwei Jahrzehnten zeigen dann in Deutschland immer mehr südliche Arten ähnliche Ausbreitungstendenzen, wobei es sich nicht nur um die meist hochmobilen Großlibellen (z. B. *Anax parthenope*, *Aeshna affinis*, *Sympetrum meridionale*), sondern auch um die eher kleinräumig mobilen Kleinlibellen handelte (z. B. *Erythromma viridulum*, *Coenagrion scitulum*) (vgl. Ott 2010a). Aktuell gibt es dabei auch Ausbreitungen mit Ansiedlungen über eine Strecke von mehreren hundert Kilometern, wie es das Beispiel der Geisterlibelle (*Boyeria irene*) eindrucksvoll zeigt, die neuerdings in Niedersachsen vorkommt (Clausnitzer et al. 2010). Die nächsten Vorkommen der Art sind aus Frankreich bekannt, in Deutschland trat sie bisher nur am Bodensee auf. Allgemein scheint

sich ein verstärkter Ausbreitungstrend zu manifestieren, wobei hier angemerkt werden muss, dass dies auch auf die zunehmende Beobachterdichte zurückzuführen sein könnte.

Neben der nordwärts gerichteten Ausbreitung (vgl. Hickling et al. 2005) ist auch eine zunehmende Besiedlung höherer Lagen in den Mittelgebirgen und Gebirgen nachzuweisen, nicht nur bei Großlibellen (z. B. *Anax imperator*), sondern ebenfalls auch bei Kleinlibellen (z. B. *Lestes barbarus*, zusammengefasst s. Ott 2010a,c).

Oft geht dieser Prozess zunächst mit einer Erhöhung der Libellendiversität einher (Oertli et al. 2008), doch zeichnet sich zunehmend ab, dass die eher stenöken (umweltangepassten) Gebirgsarten Probleme bekommen. Auch in Moorbiotopen ist anfangs eine Zunahme der Diversität zu verzeichnen, wobei dann Ähnliches für die typischen Moorarten gilt – auch sie werden zurückgedrängt. Neben dem neuen Temperaturregime in den Gewässern, auch verbunden mit sehr niedrigen Sauerstoffgehalten, kommt v. a. der Libellen stark limitierende Faktor „Austrocknung“ hinzu (Ott 2007b, 2010a,b).

Da die betroffenen Biotope meist auch FFH-Lebensräume bzw. Teile von FFH-Schutzgebieten sind, erfolgt dabei eine naturschutzfachliche Entwertung der Schutzgebiete, da sie ihre typischen Arten verlieren (Ott 2007b). Gerade in Moorbiotopen wandern zunehmend „fremde“ Arten ein, deren Wirkung auf diese Lebensgemeinschaften noch nicht abzusehen ist. Zu nennen ist hier wieder die Feuerlibelle, die wohl u. a. aufgrund hoher genetischer Diversität in der Lage ist, auch saure Gewässer zu besiedeln (Ott 2010d).

Weiterhin zeigt sich eine Verschiebung der Phänologien: die Flugzeiten beginnen früher und – sofern die Entwicklungszeiten dies zulassen – erscheint auch noch eine zweite Generation im Jahr. Ob dies auch zu einer Desynchronisation führen kann, z. B. einem verfrühten Schlupf im Herbst (anstatt im kommenden Frühjahr) und Absterben, muss sich noch zeigen; erste Anzeichen hierfür gibt es, nicht nur in Europa (Hassel et al. 2007, Ott 2010a).

Insgesamt lässt sich konstatieren, dass die klimatischen Veränderungen der letzten 2–3 Jahrzehnte zu einer Veränderung der Zusammensetzungen der Libellenzönosen und zu einer Verschie-

bung der Dominanzen in den einzelnen Gewässern, aber auch ganzen Landschaften, geführt haben (Ott 2001a, 2010a). Dafür sind sowohl die geänderten abiotischen Rahmenbedingungen verantwortlich (höhere Mitteltemperaturen, zunehmende Extremata etc.), als auch die Veränderungen in den Gewässern (fallende Wasserstände, Austrocknen, etc.). Dadurch werden euryöke (umwelttolerante) Allerweltsarten bevorzugt, während stenöke Moor- und Gebirgsarten benachteiligt werden. Die Libellenartenzahl in Deutschland wird dabei, wie auch in der jüngsten Vergangenheit (Wiederauftreten der als ausgestorben geltenden *Oxygastra curtisii*, (vgl. Ott et al. 2007), *Boyeria irene* neu für Deutschland, vgl. Clausnitzer et al. 2010), sicher zunächst steigen, doch könnten mittelfristig einige Arten verschwinden (z. B. *Aeshna caerulea* – in Baden-Württemberg nur noch eine verbliebene Population, Hunger et al. 2006).

10.4.5 Vorhergesagte Veränderungen auf Basis von Szenarien

Da eine Änderung der genannten Rahmenbedingungen – steigende Temperaturen, verstärktes Auftreten von Witterungsextremata – nicht abzusehen ist, werden die genannten Prozesse sicher weiterlaufen. D. h. es werden auch in der nächsten Zukunft weitere südliche Libellenarten einwandern (z. B. *Trithemis annulata*, *Platycnemis latipes* oder *P. acutipennis*) und es wird zu einer weiteren Homogenisierung der Zönosen vieler Gewässer (v. a. Bevorzugung euryöker Arten) kommen.

Es ist abzusehen, dass gerade einige der bereits angesprochenen Moor- und Gebirgsarten in zunehmendem Maße Bestandsrückgänge zeigen werden, da sich die Konkurrenzsituationen in ihren Gewässern verändern und ihre Lebensräume verstärkt von Austrocknung betroffen sein werden. Daneben dürften auch die zumindest regional ebenfalls von Austrocknung betroffenen Arten der Quellen in steigendem Maße gefährdet sein (v. a. *Cordulegaster bidentata*).

Auch die weitere Verschiebung der Phänologien – früherer Schlupf, teils Trend zu mehr Generationen – wird sicher stattfinden (vgl. Braune et al. 2008), was im Jahr 2011 bereits eindrücklich zu beobachten war: viele Libellenarten erschienen so früh wie noch nie.

10.4.6 Diskussion: Wissenslücken und Forschungsbedarf, sowie Ideen zur Verbesserung der Datenbasis als Entscheidungshilfe für Stakeholder

Trotz vieler Studien zum Thema „Libellen und Klimawandel“ sind die für die verstärkte Ausbreitungstendenz verantwortlichen Wirkfaktoren noch weitgehend unklar. Mit ziemlicher Sicherheit ist es wohl eine Kombination von Faktoren (z. B. Durchschnitts-, Minimal- oder Maximaltemperatur, Sommer- oder Wintertemperatur, Temperatursumme der Gewässer), wobei nicht nur die Temperaturwerte, sondern auch andere abiotische und biotische Rahmenbedingungen (fallende Wasserstände, Synergismen mit Eutrophierungen – Sukzessionen etc.) eine wichtige Rolle spielen (vgl. das Bsp. der Kleinlibelle *Ischnura pumilio*, die besonders von austrocknenden Gewässern profitiert; Ott 2008).

Inwiefern und über welchen Zeitraum Libellenlarven das Austrocknen der Gewässer überstehen, ist bisher noch kaum untersucht, ebenso wie die neu entstandenen Lebensgemeinschaften und das Zusammenspiel der Arten innerhalb dieser (vgl. Emmerson et al. 2005, Walther 2010).

Ein Aspekt wird zukünftig sicher in noch stärkerem Maße zu beachten sein: Synergismen mit Neozoen (v. a. Fische, Krebse; vgl. Walther et al. 2009, Ott 2010a). Viele Fisch- und Krebsarten profitieren von den höheren Temperaturen in den Gewässern und es treten aus den unterschiedlichsten Gründen praktisch jährlich neue Arten in unseren Gewässern auf.

Indikatoren

Libellen eignen sich sehr gut als Klimaindikatoren, da sie als poikilotherme (wechselwarme) Tiere direkt vom Klima abhängig sind und aufgrund ihrer Mobilität auch recht schnell auf Änderungen reagieren können. Gerade die mediterranen Arten haben in der jüngsten Vergangenheit mit ihrer nordwärts gerichteten Ausbreitung besonders deutliche Reaktionen gezeigt, doch besiedeln nun den mediterranen Raum zunehmend auch afrikanische Arten (vgl. Ott 2010a).

Dabei können einige Arten je nach Region sowohl Gewinner als auch Verlierer sein. Während z. B. in einigen Teilen Deutschlands *Leucorrhinia dubia* sicher von den Auswirkungen des Klimawan-

dels negativ betroffen ist, wird sie in Nordeuropa eher davon profitieren.

Auch könnten Arten, die in Italien und Spanien von zunehmender Austrocknung ihrer Gewässer betroffen sind, in Mitteleuropa wieder zu den Gewinnern zählen.

Um die Auswirkungen darzulegen, ist die Betrachtung der Lebensgemeinschaft vorrangig, denn die Zusammensetzung derselben zeigt sicher am besten die Veränderung (z. B. Anteil mediterraner Arten, Dominanz bestimmter Arten).

10.5 Amphibien und Reptilien

St. Lötters, K. Filz, D. Rödder, N. Wagner, A. Jaeschke, U. Schulte, M. Veith

10.5.1 Beschreibung der Artengruppe

Amphibien und Reptilien zählen zu den wechselwarmen Wirbeltieren; ihre Aktivität und physiologische Leistungsfähigkeit hängen somit stark von der Umgebungstemperatur ab. Temperaturextreme wirken sich negativ auf die Fitness der Tiere aus, daher fehlen sie in den Kaltklimaten der Erde. Temporäre Kältephasen, ebenso wie Hitzeperioden, können Amphibien und Reptilien durch Überwintern bzw. Übersommern überdauern (Huey 1983, Duellman & Trueb 1986). Amphibien sind – im Gegensatz zu Reptilien – wegen ihrer zumeist aquatischen Eier und Larven bzw. ihrer durchlässigen Haut außerdem stark von der Verfügbarkeit von Süßwasser abhängig.

Bei beiden Gruppen hat vor allem die Temperatur Einfluss auf die Dauer der Embryogenese bzw. Larvalentwicklung sowie das Größenwachstum und die Reproduktionsfähigkeit. Temperatur und/oder Niederschlag sind oftmals auch Auslöser für die Fortpflanzung. Darüber hinaus wird bei einigen Reptilien das Geschlecht der Nachkommen durch die Umgebungstemperatur während der Embryonalphase bestimmt.

Das Klima hat folglich für die Verbreitung, Fitness und Phänologie von Amphibien und Reptilien eine große Bedeutung. Einhergehend mit dem eher geringen Ausbreitungspotenzial dieser Tiere ist zu vermuten, dass sich rasche Klimaveränderungen negativ auf sie auswirken können (vgl. Henle et al.

2010, Rödder & Schulte 2010, Sinervo et al. 2010). Bei der Bewertung von beobachteten Veränderungen an Populationen sollten jedoch auch andere Faktoren, wie z. B. die Landnutzung, einbezogen werden. Beide Artengruppen zeigen für eine Vielzahl von Umweltveränderungen eine hohe Anfälligkeit. Dies macht sie zu viel genutzten Indikatororganismen für die Bewertung von Lebensräumen und zu wichtigen Gruppen für den Arten- und Biotopschutz. In Europa spielen sie beispielsweise für die Definition von Schutzgebieten nach der Fauna-Flora-Habitat- (FFH) Richtlinie eine besondere Rolle. Dennoch stellt sich die Frage, ob sich Amphibien und Reptilien auch als Indikatororganismen für die Auswirkungen von Klimaveränderungen eignen.

10.5.2 Datenverfügbarkeit

Es gibt derzeit kein flächendeckendes Monitoringprogramm, das die Bestände von Amphibien und Reptilien bundesweit erfasst. Die meisten Informationen über den Zustand der Arten stammen aus regionalen Tierartenerfassungsprogrammen (TEAP, bspw. Niedersachsen). Auf nationaler und europäischer Ebene werden zudem Bestandsdaten aus den Berichten über den Zustand von Arten und Lebensräumen nach der EU-Naturschutzrichtlinie (FFH-Richtlinie) zu einem aktuellen Verbreitungsbild von Amphibien und Reptilien zusammengefügt. Für Deutschland existieren daneben auch die Daten der Roten Listen der Amphibien und Reptilien (s. u.), die durch verschiedene Monitoringprogramme gespeist werden. Informationen über Verbreitung und Schutzstatus gefährdeter Arten lassen sich im Weltmaßstab auch über die IUCN Red List of Threatened Species (www.iucnredlist.org) einholen. Weitere Datenquellen sind Forschungsvorhaben, die beispielsweise Auswirkungen invasiver Arten oder des Amphibien-Chytridpilzes untersuchen, wie das EU-Projekt RACE (Risk Assessment of Chytridiomycosis to European Amphibian Biodiversity; <http://www.bd-maps.eu/>). Naturschutzorganisationen wie der NABU dokumentieren bundesweit Amphibienwanderungen und führen interaktive Schutzzaun-Datenbanken im Internet, die neben Monitoringprogrammen die regionale Verbreitung und Häufigkeit der Arten zeigen. Ein Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Deutschlands (Günther 1996), der umfangreiche Artmonografi-

en von 21 Amphibien- und 14 Reptilienarten umfasst, erschien 1996 und wurde im vergangenen Jahr neu aufgelegt. Zusätzlich bestehen für eine Reihe von Amphibien und Reptilien Artmonografien, die den aktuellen Kenntnisstand zusammenfassen (z. B. Schulte 2008, Thiesmeier et al. 2009, Blanke 2010) sowie regionale Werke zur Verbreitung von Amphibien und Reptilien in Deutschland (z. B. Laufer et al. 2007, Zöphel & Steffens 2002), die in unregelmäßigen Abständen aktualisiert werden. Eine verstärkte Datensammlung über das GBIF- (Global Biodiversity Information Facility; www.gbif.org) Portal wird angestrebt. Auch andere internetbasierte Plattformen sammeln meist zufällig aufgenommene Daten zu Verbreitung und Häufigkeit von Amphibien und Reptilien und könnten in Zukunft verstärkt für Auswertungen genutzt werden.

10.5.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Artengruppe

Alle 22 vorkommenden Amphibien- und alle 13 Reptilienarten sind in der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) enthalten und stehen nach § 7 und § 39 des Bundesnaturschutzgesetzes unter besonderem Schutz. Die BArtSchV (§ 1 Abs. 1) stuft alle einheimischen Amphibien- und Reptilienarten als „besonders geschützt“ ein; zusätzlich gelten zwei als „streng geschützt“.

Eine wichtige Grundlage für den Artenschutz ist die Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands (Kühnel et al. 2009a,b). Diese stuft bei den Amphibien sieben Arten als „gefährdet“ bis „vom Aussterben bedroht“ ein (Kategorien 1–3); eine weitere wird in der Kategorie „Gefährdung unbekanntes Ausmaßes“ geführt. Bei den Reptilien stehen acht Arten in den Kategorien 1–3 (Kühnel et al. 2009a,b). Grundlage dieser Einstufungen sind die Parameter Arealverlust, Habitatrückgang, Populationsanzahl und -größe. Sie sind ausreichend, auch mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf Amphibien und Reptilien zu erfassen, da diese Einfluss auf die erwähnten Parameter ausüben könnten. Festzuhalten ist aber, dass der Klimawandel potenziell nicht nur die derzeit gefährdeten, sondern alle einheimischen Amphibien und Reptilien betrifft, so dass bald Bedarf für eine Überarbeitung der Roten Liste bestehen könnte. In diesem Zusammenhang sind die Arten

hervorzuheben, für die Deutschland eine besondere Verantwortung besitzt. Hierzu zählen solche, deren Gesamtareal oder Arealzentrum zu großen Teilen auf Deutschland entfällt sowie solche, die Relikt-/Vorpostenvorkommen hierzulande aufweisen (Steinicke et al. 2002).

Über die nationale Gesetzgebung hinaus stehen von den in Deutschland vorkommenden Amphibien- und Reptilienarten 16 bzw. 8 in den Anhängen II, IV und V der FFH-Richtlinie. Anhang II erfordert die Ausweisung von Schutzgebieten (NATURA 2000), während sich die Anhänge IV und V direkt auf den Schutz von Arten beziehen. Diese beiden Anhänge können daher anhand der Reaktionen von Arten auf den Klimawandel ausgelegt werden. Das NATURA 2000-Netzwerk ist hingegen nicht auf den Klimawandel ausgerichtet (Szymanek et al. 1998).

10.5.4 Veränderungen: Beobachtete Veränderungen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoring

Arten- und Populationsrückgänge

Seit mehreren Jahrzehnten wird weltweit ein eklatanter Rückgang an Amphibien beobachtet (Stuart et al. 2008). Spärliche Angaben zu den Reptilien zeigen regional und lokal ähnliche Trends (z. B. Gibbons et al. 2000). Hierfür wird u. a. der Klimawandel verantwortlich gemacht, allerdings v. a. in tropischen Regionen (z. B. Whitfield et al. 2007).

In Bezug auf Amphibien sehen einige Autoren klimatische Veränderungen im Zusammenspiel mit anderen Ursachen als bedeutend für Artensterben bzw. Populationseinbrüche an. Collins & Storfer (2003) stellen den Klimawandel zu den „neuen“ Bedrohungen. Sie diskutieren Wechselwirkungen zwischen „neuen“ und „alten“ Bedrohungen und halten einen Zusammenhang für möglich zwischen dem Klimawandel und:

- (1) der Fragmentierung und Homogenisierung der Landschaft einschließlich der verminderten Erreichbarkeit und der Zerstörung von Lebensräumen (vgl. z. B. Becker et al. 2007, 2009a)
- (2) Interaktionen mit gebietsfremden etablierten Arten, wie das Beispiel sich ausbreitender nordamerikanischer Wasserschildkröten in Europa zeigt (Cadi & Joly 2003).

Collins & Storfer (2003) gehen auch von Wechsel-

wirkungen aus zwischen Klimawandel und:

- (3) dem Einsatz von Pestiziden in der Landwirtschaft. Chen & McCarl (2001) prognostizieren, dass der Klimawandel in vielen landwirtschaftlichen Kulturen zu verstärktem Pestizideinsatz führen kann. Es ist eine Reihe von negativen Effekten von Agrochemikalien auf Amphibienlarven bekannt (vgl. Mann et al. 2009).
- (4) dem Einfluss sich ausbreitender Infektionskrankheiten. Hier ist v. a. die Chytridiomykose zu nennen, eine oft tödliche Hautpilzkrankung, die durch den Amphibien-Chytridpilz (*Batrachochytrium dendrobatidis*) verursacht wird. Bosch et al. (2007) vermuten, dass Amphibien-Massensterben in Spanien mit ungewöhnlichen Klimaereignissen und Chytridiomykose im Zusammenhang stehen.

In Deutschland unterliegen kurz- und langfristig ca. 60 % der Amphibienarten einem mäßigen bis sehr starken Rückgang. Bei den Reptilienarten zeigen kurzfristig sogar nahezu 70 % und langfristig alle Arten Rückgänge (Kühnel et al. 2009a, b). Innerhalb der Amphibien sind bei 90 % und innerhalb der Reptilien bei 77 % der lokal beobachteten Rückgänge die wirkenden Risikofaktoren nicht feststellbar (Kühnel et al. 2009a, b), was auf mögliche Wechselwirkungen, wie unter (1) bis (4) angesprochen, schließen lassen könnte. Die Rolle von Klimaveränderungen bleibt zum jetzigen Zeitpunkt reine Spekulation. Festzuhalten ist jedoch Folgendes:

Zu (1) Klimaveränderungen können zum lokalen Erlöschen von Populationen führen. Angesichts der projizierten Geschwindigkeit des Klimawandels ist zu befürchten, dass die Migrationsfähigkeit vieler Arten nicht ausreicht, um in einer fragmentierten Landschaft neue, klimatisch günstige Habitate zu besiedeln. Das kann zu genetischer Erosion führen, wie Fallstudien am Laubfrosch (*Hyla arborea*) und der Wiesenotter (*Vipera ursinii*) aufzeigen (Ferchaud et al. 2011, Luquet et al. 2011).

Zu (2) Als invasive Arten in Deutschland gelten der Amerikanische Ochsenfrosch (*Lithobates catesbeianus*), die Mauereidechse (*Podarcis muralis*), die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) sowie neuweltliche Schmuckschildkröten der Gattung *Trachemys*. Alle genannten Arten gelten aus verschiedensten Gründen als Gefahr für die einheimische Fauna (z. B. Ficetola et al. 2010, Schulte et al. 2011). Unter Konkurrenzbedingungen im La-

bor konnte beispielsweise ein negativer Effekt von Schmuckschildkröten auf die Körpermassen und Mortalitätsraten heimischer Sumpfschildkröten nachgewiesen werden (Cadi & Joly 2004).

In Deutschland existieren mindestens 83 eingeschleppte Mauereidechsen-Vorkommen unterschiedlichster Herkunft (Schulte et al. 2011). Bei gebietsfremden Populationen konnte ein bis zu vier Wochen früherer Schlupf der Jungtiere im Vergleich zu heimischen Populationen beobachtet werden (U. Schulte, G. Deichsel, unpubl.). Innerhalb von Kontaktzonen in Baden-Württemberg konnte eine weiträumige Hybridisierung zwischen heimischen Mauereidechsen und zahlreichen italienischen Linien nachgewiesen werden (Schulte et al. unpubl.). Das Resultat ist eine schnelle genetische Assimilation der heimischen Population.

Zu (3) Intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen stellen in Deutschland kein bedeutendes Habitat für Amphibien oder Reptilien dar. Jedoch werden extensiv genutzte Saumbiotope, Gewässer oder zeitweise überflutete Felder durchaus angenommen (z. B. Flottmann & Laufer 2004, Sowig 2007). Da etwa die Hälfte der Fläche Deutschlands landwirtschaftlich genutzt wird, kann von einem signifikanten Einfluss von Pestiziden auf deutsche Amphibien- und Reptilienpopulationen ausgegangen werden.

Zu (4) Der Amphibien-Chytridpilz kommt nahezu flächendeckend in Deutschland bei fast allen Arten vor (Ohst et al. 2011); einzige Ausnahme ist der Alpensalamander (*Salamandra atra*; unpubl. Ergebnisse der Autoren). Massensterben, wie etwa in Spanien sind bisher nicht aufgetreten. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass Populationsrückgänge, wie bei der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) im Zusammenhang mit der Chytridiomykose stehen (unpubl. Ergebnisse der Autoren).

Arealveränderungen

Arealverschiebungen in Richtung der Pole oder in größere Höhenlagen, die auf den Klimawandel zurückzuführen sind, wurden weltweit bereits für viele Arten propagiert (z. B. Araújo et al. 2006, Hodgkinson et al. 2011). Dies steht im Zusammenhang mit der fundamentalen Klimanische einer jeden Art, die hier limitierend wirkt. Dies kann z. B. die Maximaltemperatur des wärmsten Quartals oder Monats sein, die die Entwicklung von Reptilieniern bestimmt (z. B. Rödder et al. 2009b). Auch

plötzliche Kälteeinbrüche während der Kaulquapenentwicklung bei früh laichenden Amphibien können limitierend wirken. Bei den meisten Amphibien und Reptilien ist jedoch wenig über die limitierenden Klimaparameter bekannt. Aufgrund der relativ großen Gesamtareale der einheimischen Arten kann jedoch angenommen werden, dass sie generell eine große Nischenbreite aufweisen.

In Deutschland erreichen neun Amphibien- und sechs Reptilienarten ihre Arealgrenzen (Kühnel et al. 2009a, b): Alpensalamander (*Salamandra atra*), Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*), Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*), Feuersalamander (*Salamandra salamandra*), Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*), Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), Springfrosch (*Rana dalmatina*), Rotbauchunke (*Bombina bombina*), Wechselkröte (*Pseudepidalea viridis*); Äskulapnatter (*Zamenis longissimus*), Aspispvipere (*Vipera aspis*), Mauereidechse (*Podarcis muralis*), Östliche Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*), Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*) und Würfelnatter (*Natrix tessellata*). Folgende Arten besitzen in Deutschland Relikt-/Vorpstenvorkommen, was eine besondere nationale Verantwortung bedeutet (Steinicke et al. 2002, Kühnel et al. 2009a, b): Moorfrosch (*Rana arvalis*), Springfrosch (*Rana dalmatina*); Äskulapnatter (*Zamenis longissimus*), Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*), Östliche Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*), Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*) und Würfelnatter (*Natrix tessellata*). Bei keiner dieser, noch bei einer anderen Amphibien- oder Reptilienart Deutschlands liegen bislang Hinweise über erfolgte oder sich vollziehende klimabedingte Arealveränderungen vor (Henle et al. 2010, Rödder & Schulte 2010). Es handelt sich jedoch um die Amphibien- und Reptilienarten, bei denen sich am ehesten Auswirkungen einer Arealverschiebung in Deutschland nachweisen ließen. Bis auf den aktuell ungefährdeten Springfrosch, der aufgrund dieser Tatsache als schutzwürdige Art bezeichnet werden kann, sind alle diese Arten geschützt. Ihre Bestände sollten in Zukunft verstärkt überwacht werden. Gleiches gilt für Arten, deren Areal schwerpunktmäßig in Deutschland liegt, womit sich ebenfalls eine besondere nationale Verantwortlichkeit ergibt: Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*), Feuersalamander (*Salamandra salamandra*), Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), Kreuzkröte (*Epidalea calami-*

ta), Nördlicher Kammolch (*Triturus cristatus*) und Teichfrosch (*Pelophylax kl. esculentus*). Die als ungefährdet geltenden Arten Bergmolch, Feuersalamander und Teichfrosch qualifiziert das als schutzwürdige Arten, sofern man von einer Beeinträchtigung durch den Klimawandel ausgehen kann.

Phänologie, Demographie und Fitness

Wie eingangs erwähnt, sind bei Amphibien und Reptilien die Dauer von Winter- bzw. Sommerruhe sowie bei Amphibien die Laichzeiten eng an klimatische „trigger“ geknüpft. Gerade bei Letzteren konnte in den gemäßigten Breiten verschiedentlich ein Trend zu verfrühten Laichaktivitäten als offensichtliche Folge einer Temperaturerhöhung in Winter und Frühjahr beobachtet werden. Überdurchschnittlich warme Temperaturen während der Larvalphase können auch zu einem früheren Eintritt der Metamorphose, einhergehend mit einer reduzierten individuellen körperlichen Fitness, Überlebensfähigkeit und einem geringeren Reproduktionserfolg führen (z. B. Jakob et al. 2002).

Jedoch sind die Beobachtungen und Trends abhängig von der Art und der Region (vgl. Beebe 1995) und daher keinesfalls zu pauschalisieren. Ein genereller Temperaturanstieg kann möglicherweise sogar positive Auswirkungen auf die Embryonalentwicklung bei Arten in kälteren Regionen haben (vgl. Arribas & Galán 2005).

Auch bei europäischen Reptilien konnte gezeigt werden, dass sie die Eiablage in Jahren mit warmen Frühjahrsmonaten früher vollzogen als in Jahren mit kaltem Frühjahr (z. B. Olsson & Shine 1997). Die Erhöhung der Temperatur kann zudem zu einer früheren und längeren Aktivität im Jahr führen (Moreno-Rueda et al. 2009).

Zu den Amphibien Deutschlands liegen regional ebenfalls Beobachtungen bezüglich einer im Schnitt etwa um drei Wochen früheren Fortpflanzung vor (Münch 1999). Hierzu zählen Erdkröte (*Bufo bufo*) und Grasfrosch (*Rana temporaria*), aber auch Schwanzlurche, wie Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*). Der Nördliche Kammolch (*Triturus cristatus*), für den Deutschland „in hohem Maße verantwortlich“ ist, weil 10 – 30 % seines Areals, zugleich Teil seines Arealzentrums, auf Deutschland entfallen (Kühnel et al. 2009b), wanderte 2001 im Mittel 25 Tage eher an als 21 Jahre zuvor (Münch 2001).

Ein Einfluss des Klimawandels auf die Fitness adulter Amphibien und Reptilien wird ebenfalls diskutiert. Die Umgebungstemperatur beeinflusst maßgeblich die Leistungsfähigkeit und Aktivitätsmuster dieser wechselwarmen Tiere. Klimaerwärmung in den Aktivitäts- und Ruhephasen kann zu einer Beeinflussung des Stoffwechsels führen. Wärmere Winter führen bei den Amphibien und Reptilien zu erhöhtem Energieverbrauch und folglich zu reduzierter Fitness. Dies kann wiederum mit einem geringeren Reproduktionserfolg gekoppelt sein (Reading 2007).

So besteht während des Winters für Amphibien und Reptilien durch Kälteeinbrüche ein verstärktes Risiko, vor allem in sonst eher milden Wintern. Die Tiere sind aufgrund warmer Witterung dann teilweise schon aus ihren tiefen Winterquartieren gekommen, so dass Massensterben die Folge sein kann (Henle 1998, Anholt et al. 2003). Bei der Kreuzotter (*Vipera berus*) wurden in der Vergangenheit bundesweite Bestandseinbrüche unter anderem in Verbindung mit ungewöhnlich warmen Tagen und frostigen Nächten im Februar/März 2003 diskutiert (Podloucky et al. 2005).

Im Zusammenhang mit dem Klimawandel muss vertieft werden, dass bei einigen Reptilien das Geschlecht über die Temperatur während der Embryonalentwicklung bestimmt wird. Ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis ist für die Aufrechterhaltung einer vitalen Population essenziell und wird in einem bestimmten Temperaturbereich erreicht. Je schmaler dieser angelegt ist, umso anfälliger ist eine Art für klimatische Veränderungen (Hulin et al. 2009, Mitchell & Janzen 2010). Die Gefahr für eine durch den Klimawandel bedingte Verschiebung des Geschlechterverhältnisses innerhalb einer Population ist jedoch bisher nicht belegt, da auch natürliche Temperaturschwankungen sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die Geschlechterentwicklung bei Reptilien zeigen (Janzen 1994). Die einzige heimische Reptilienart, für die eine temperaturabhängige Geschlechtsdetermination nachgewiesen werden konnte, ist die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*). In einer Population in Deutschland wurde über Jahre hinweg ein erhöhter Anteil weiblicher Individuen beobachtet. Neben geschlechtsspezifisch unterschiedlicher Mortalität und Emigration könnte diese Beobachtung durch den Klimawandel erklärt werden (Schneeweiß et al. 1998).

10.5.5 Vorhergesagte Veränderungen anhand von Modellierungen und Experimenten

Projektionen zur zukünftigen Verbreitung existieren bereits für eine Reihe von europäischen Amphibien und Reptilien (z. B. Araújo et al. 2006). Hierbei lassen die Modelle meist starke Einbußen im Mittelmeerraum befürchten sowie ein Zurückziehen kälteliebender Arten in höhere Lagen, wobei sich die potenziellen Areale vieler Arten auch nach Norden ausweiten könnten. Neben Veränderungen in den Temperaturen scheinen für Amphibien veränderte Niederschlagsregime und Extremwetterereignisse die stärksten Auswirkungen zu haben.

Aufgrund von Modellprojektionen zählen in Deutschland bei den Amphibien z. B. der Europäische Laubfrosch (*Hyla arborea*), der Springfrosch (*Rana dalmatina*) und die Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) zu den potenziellen Gewinnern des Klimawandels. Dagegen projizieren Modelle größere mögliche Arealverluste in Deutschland z. B. bei der Rotbauchunke (*Bombina orientalis*), dem Moorfrosch (*Rana arvalis*) und dem Kleinen Wasserfrosch (*Pelophylax lessonae*). Bei den in Deutschland vorkommenden Reptilien zeigt sich ein ähnliches Bild. Hier wären z. B. die Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*) und die Mauereidechse (*Podarcis muralis*) als potenzielle Gewinner zu nennen. Potenzieller Arealverlust unter Klimawandel zeigt sich in den Modellprojektionen z. B. der Schlingnatter (*Coronella austriaca*) (A. Jaeschke, unpubl.). Ebenso sind kältedaptierte Arten wie die Kreuzotter (*Vipera berus*) vermutlich negativ vom Klimawandel betroffen.

Neben den reinen Arealveränderungen könnten aber einige andere Faktoren indirekt auf Amphibien wirken. So könnte der durch Klimawandel evtl. begünstigte Einsatz von Organophosphat-Pestiziden, die immunsuppressiv auf Wirbeltiere wirken, diese nach Galloway & Handy (2003) für Parasiten und Krankheiten anfälliger machen. In Zukunft ist zudem die Anpflanzung herbizidresistenter GVP absehbar, so dass nicht-selektive Herbizide gegen Ackerunkräuter gespritzt werden können (Duke & Powles 2008). Langfristig könnten sich allerdings bei nicht nachhaltigem Anbau Resistenzen ausbilden (Powles & Wilcut 2008), welche zusätzlich mit selektiven Herbiziden bekämpft werden müssten und somit eventuell sogar zu einer Mehrbelastung

von Amphibien und Reptilien in Deutschland mit Pestiziden führen könnten. Zudem scheinen bestimmte Totalherbizide selbst bei umweltrelevanten Konzentrationen zu den auf Amphibien am schädlichsten wirkenden Pestiziden zu gehören (z. B. Williams & Semlitsch 2010).

Auch die negativen Auswirkungen durch invasive Arten (z. B. Amerikanischer Ochsenfrosch *Lithobates catesbeianus*, gebietsfremde Mauereidechsen (*Podarcis muralis*) und neuweltliche Schmuckschildkröten der Gattung *Trachemys*) könnten sich verstärken, da diese unter dem Klimawandel eine günstige Prognose haben (z. B. Ficetola et al. 2010, Schulte et al. 2011). Im Falle invasiver Schmuckschildkröten könnte ein Temperaturanstieg zur Ausbreitung in bisher klimatisch ungünstige Regionen Deutschlands führen (Rödder et al. 2009a) und den Druck auf indigene Arten verstärken.

Der Klimawandel könnte aber auch Auswirkungen auf die Phänologie von Amphibien und Reptilien haben, so z. B. bei der Europäischen Sumpfschildkröte, für die ein Temperaturanstieg im späten Frühjahr eine Verschiebung des Geschlechterverhältnisses auf Kosten der Männchen zur Folge haben könnte (Schneeweiß et al. 1998).

Wärmere Winter können bei den Amphibien und Reptilien außerdem zu erhöhtem Energieverbrauch und folglich zu reduzierter Fitness führen. Dies kann wiederum mit einem geringeren Reproduktionserfolg gekoppelt sein.

Andere Forschungsarbeiten zeigen aber, dass der Klimawandel auch positive Auswirkungen zeigen könnte. So könnte ein Anstieg der Temperaturen im Frühsommer bei allen oviparen heimischen Reptilienarten (wie bereits innerhalb eingeschleppter Mauereidechsen-Populationen belegt, s. o.) einen früheren Schlupf der Jungtiere zur Folge haben, der generell die Chancen der Jungtiere für eine erfolgreiche Überwinterung steigert. Ähnlich kann ein Temperaturanstieg im Frühsommer auch bei heimischen ovoviviparen (eierlebendgebärenden) Reptilienarten, so eventuell bei der Kreuzotter (*Vipera berus*), der Schlingnatter (*Coronella austriaca*) oder der Waldeidechse (*Zootoca vivipara*), eine Beschleunigung der Embryonalentwicklung und damit einhergehend einen früheren Schlupf der Jungtiere zur Folge haben.

Auch könnte z. B. eine verringerte klimatische Eignung für den Amphibien-Chytridpilz zu einer

geringeren Belastung der einheimischen Amphibien führen (Rödder et al. 2010).

10.5.6 Diskussion: Wissenslücken und Forschungsbedarf sowie Ideen zur Verbesserung der Datenbasis als Entscheidungshilfe für Stakeholder

Obwohl international bereits viele Studien zu den Auswirkungen des Klimawandels auf Amphibien und Reptilien vorliegen, sind diese für Deutschland deutlich unterrepräsentiert. Wie die heimische Amphibien- und Reptilienfauna auf sich verändernde Temperaturen und Niederschlagsereignisse reagieren wird, ist noch weitestgehend ungeklärt. Erste mögliche Veränderungen wurden, wie oben beschrieben, bereits beobachtet, doch sind weitere Studien erforderlich, um diese mit dem Klimawandel in Verbindung bringen zu können. Zudem ist es notwendig, die einzelnen Wirkfaktoren artbezogen zu untersuchen. Hier gewinnen in Deutschland besonders Projekte an Bedeutung, die neben Verbreitungsdaten auch Daten zu phänologischen, demographischen und genetischen Anpassungen sowie zu sich ausbreitenden Pathogenen (z. B. der Amphibien-Chytridpilz) bei Amphibien und Reptilien hinzuziehen. Eine Ermittlung der artspezifischen Klimasensitivität für die einheimische Fauna, etwa wie bei Foden et al. (2008) durchgeführt, scheint darüber hinaus als Basis für zukünftige Schutzmaßnahmen sinnvoll.

Daten zu Bestandsveränderungen und Arealverschiebungen sind für die Errichtung und Validierung von Schutzgebieten besonders wichtig. Verbreitungsmodelle bieten dabei nur bedingt verlässliche Prognosen, da sie zwar unter bestimmten Klimaszenarien potenzielle Areale für Arten vorhersagen, jedoch weitere Einflussfaktoren (vor allem biotische Interaktion) außer Acht lassen. Von großer Bedeutung ist, dass bei der Ausweisung von Schutzgebieten und deren Verknüpfung durch Korridore (etwa zwischen FFH-Gebieten) neben klimatischen Veränderungen sowohl die Ausbreitungsfähigkeit von Arten, als auch mögliche Veränderungen der Landnutzung berücksichtigt werden.

Zwei Aspekte, die in Zukunft verstärkt Beachtung finden werden, sind Veränderungen in der Landwirtschaft durch den Einsatz gentechnisch

veränderter Pflanzen (GVP) und Neozoen. Insbesondere der tatsächliche, langfristige Herbizideinsatz beim Anbau von GVP wird derzeit kontrovers diskutiert (Benbrook 2009). Inwieweit jedoch ein verstärkter Einfluss von GVP auf die Krankheitsanfälligkeit der Tiere besteht, bedarf der Klärung. Gebietsfremde Arten, besonders aus dem mediterranen Raum, die Modellvorhersagen zufolge dort zunehmend Arealverluste verzeichnen, könnten in Zentraleuropa zukünftig zu den „Gewinnern“ des Klimawandels zählen. Es besteht somit das Risiko, dass konkurrenzfähigere Arten einheimische Arten dabei zunehmend verdrängen. Um Auswirkungen von Neozoen auf die hiesigen Amphibien und Reptilien abzuschätzen, sind entsprechende Studien unumgänglich (z. B. Arealmodellierungen).

Weiterhin ist der Einfluss sich ausbreitender Infektionskrankheiten eine kontinuierliche Bedrohung, besonders für Amphibien. Massensterben bei Amphibien in Spanien wurden bereits in Zusammenhang mit ungewöhnlichen Klimaereignissen und Infektionen mit dem Amphibien-Chytridpilz gesetzt (z. B. Bosch et al. 2007). Ob eine Ausbreitung von Erregern durch den Klimawandel jedoch gefördert wird, ist Gegenstand der Forschung.

Festzuhalten ist, dass Veränderungen in Fitness, Phänologie und Verbreitung der Arten wahrscheinlich nicht auf Klimaveränderungen allein, sondern auf eine Kombination sich wandelnder Klima- und Umweltfaktoren zurückzuführen sein werden. Voraussetzung für zusätzliche Untersuchungen zu aktuellen Klimaeinflüssen auf Amphibien und Reptilien sowie Projektionen über potenzielle zukünftige Auswirkungen des Klimawandels auf beide Gruppen ist eine valide Datenbasis. Es besteht Potenzial zur Verbesserung der Datenlage für Untersuchungen zu Klimawandelauswirkungen auf Reptilien und Amphibien in Deutschland. Für ein Monitoring von Amphibien und Reptilien wurde bereits eine Richtlinie des Verbandes der Deutschen Ingenieure (VDI, Richtlinie 4333) verfasst, die genutzt werden könnte, um ein entsprechendes Monitoringprogramm, nicht nur vor dem Hintergrund der Bedrohungen durch invasive Arten oder Chytridomykose, sondern auch durch Umweltveränderungen, zu initiieren. Darauf aufbauend könnten Veränderungen, nicht nur für einzelne Arten oder regional begrenzt, abgeschätzt werden, sondern bundesweit für alle Arten.

Indikatoren

Keine Amphibien- oder Reptilienart gilt derzeit als Indikator für Klimaveränderungen. Bedingt durch ihre Physiologie und Ökologie sind beide Artengruppen jedoch stark von den habitatbestimmenden Klimaparametern abhängig und es ist zu erwarten, dass sie zeitnah auf Klimaveränderungen reagieren. Veränderungen in der Umgebungstemperatur oder im Wasserhaushalt können potenziell zu Anpassungsreaktionen bei den Tieren oder lokalen Aussterbeereignissen führen. Gemeinsam mit ihrem geringen Ausbreitungspotenzial begründen diese Eigenschaften die Eignung beider Tiergruppen als mögliche Klimaindikatoren. Jedoch gilt möglicherweise, dass weder für Amphibien noch für Reptilien der Klimawandel als alleiniger Faktor für Populationsveränderungen gelten wird. Beide Artengruppen zeigen für eine Vielzahl von Umweltveränderungen eine hohe Anfälligkeit, die viel eher als der Klimawandel oder in Verbindung mit ihm zum Tragen kommen, so dass Faktoren wie die Landnutzung bei der Bewertung einbezogen werden müssen.

10.6 Fang- und Heuschrecken

J. Buse, E.-M. Griebeler

10.6.1 Beschreibung der Artengruppe

Heuschrecken sind eine seit langem erforschte Insektengruppe, die aber erst seit wenigen Jahrzehnten eine Berücksichtigung in der landschaftsökologischen Planung findet. Aufgrund der engen Bindung vieler Arten an bestimmte Lebensräume und der guten Erfassbarkeit der Arten im Gelände, werden Heuschrecken zunehmend als Bioindikatoren eingesetzt. Trotzdem ist der Wissensstand zur Bindung unserer heimischen Heuschreckenarten an abiotische und biotische Umweltfaktoren immer noch lückenhaft.

Wie bei anderen Tiergruppen sind auch bestimmte Heuschrecken rechtlich geschützt. Auf europäischer Ebene ist die FFH-Richtlinie die zentrale rechtliche Grundlage für den Schutz von Arten und Lebensräumen. Allerdings ist keine der 84 in Deutschland vorkommenden Heuschreckenarten dort direkt als Art geschützt, sondern ein Schutz ist nur indirekt über den Schutz bestimmter Lebens-

räume gewährleistet. Auf nationaler Ebene werden in der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) 16 Heuschrecken als besonders geschützte Arten gelistet, davon 11 Arten, wie die Steppen-Sattelschrecke (*Ephippiger ephippiger*), als streng geschützte Arten. Darüber hinaus liegt mit der aktuellen Roten Liste gefährdeter Heuschreckenarten von Deutschland (Maas et al. 2002) eine fundierte Gefährdungseinschätzung und eine Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für den Erhalt von Heuschreckenarten vor. In dieser Roten Liste werden 29 Arten als mindestens gefährdet eingestuft. Davon sind 10 Arten stark gefährdet und weitere 12 Arten sind in Deutschland vom Aussterben bedroht. 7 weitere Arten werden als in ihrem Bestand gefährdet angesehen. Wesentliche Gefährdungsfaktoren für die vom Aussterben bedrohten Arten sind Habitatveränderungen durch Nutzungsintensivierung, -aufgabe oder Aufforstung an Sonderstandorten. Diese Veränderungen betreffen vor allem die Trockenrasen (Maas et al. 2002).

Die einzige in Deutschland natürlich vorkommende Fangschreckenart ist die Gottesanbeterin *Mantis religiosa*, die laut BArtSchV als besonders geschützte Art gilt. Seit 2005 gibt es auch Hinweise auf Vorkommen der Chinesischen Gottesanbeterin (*Tenodera sinensis*) in Rheinland-Pfalz (Pfeifer et al. 2011). Allerdings ist unsicher, ob die Tiere aus freilebenden und sich reproduzierenden Populationen stammen, da die Art ein beliebtes Terrarientier ist.

10.6.2 Datenverfügbarkeit

Seit Ende der 1970er Jahre erlebt die Faunistik der Heuschrecken in Deutschland einen Aufschwung. Durch die öffentliche Hand, aber auch durch private Initiativen und Arbeitskreise werden seitdem immer wieder Kartierungen zum Vorkommen von Heuschreckenarten durchgeführt. Der Bearbeitungsstand für diese Gruppe ist in den Bundesländern jedoch nicht einheitlich. Trotzdem liegt aus allen Bundesländern eine Rote Liste der Heuschrecken vor und für die Heuschrecken in Deutschland existiert seit 2002 ein bundesweiter Atlas zur Verbreitung der einzelnen Arten (Maas et al. 2002). Beispiele für regionale Verbreitungsatlantiden sind „Die Heuschrecken Baden-Württembergs“ (Detzel 1998), sowie seit jüngster Zeit „Die Fang- und Heuschrecken in Rheinland-Pfalz“ (Pfeifer et al. 2011).

Trotz ihres Hauptzweckes der Darstellung der historischen und aktuellen Verbreitung der Arten, liefern diese Atlanten auch wertvolle Informationen zur regionalen und nationalen Bestandentwicklung und stellen ein Kompendium des bestehenden autökologischen Wissens zu einzelnen Arten dar. Eine wichtige zusammenfassende Arbeit zur Ökologie der mitteleuropäischen Heuschrecken lieferten Ingrisch & Köhler (1998a).

10.6.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Artengruppe

Heuschrecken werden neben anderen Gruppen zur naturschutzfachlichen Bewertung von Lebensräumen herangezogen (Naturschutzgebiete, Natura 2000-Gebiete). Aufgrund ihrer relativ leichten Erfass- und Bestimmbarkeit, der übersichtlichen Anzahl von Arten und der vergleichsweise genauen Kenntnis ihrer ökologischen Ansprüche eignen sich Heuschrecken sehr gut als Indikatorgruppe auf verschiedenen räumlichen Skalen. Grundsätzlich erreichen Heuschrecken bei makroskaliger Betrachtung eine hohe Artenvielfalt in wärmebegünstigten Gebieten (Steck et al. 2007, Schouten et al. 2009, eigene Ergebnisse für Süddeutschland). Auf mikroskaliger Ebene werden Heuschrecken stark von der Vegetationsstruktur beeinflusst (Hein et al. 2007). Je nach Lebensraum und Region sind Heuschrecken auch als Indikatorgruppe für die Artenvielfalt anderer planungsrelevanter Gruppen geeignet (Sauberer et al. 2004, Schouten et al. 2009). Anhand des Artenspektrums von Heuschrecken auf einer Fläche können Einschätzungen zur Qualität der Fläche und zu anthropogenen Beeinträchtigungen vorgenommen werden.

10.6.4 Veränderungen: Beobachtete Veränderungen anhand von wissenschaftlichen Untersuchungen oder Monitoring

Heuschrecken sind bezüglich der Auswirkungen von Klimaänderungen relativ wenig untersucht. Es lassen sich daher bisher nur wenige Veränderungen in der einheimischen Heuschreckenfauna durch den Klimawandel erklären und nachweisen, weswegen hier auch Ergebnisse aus anderen Regionen präsentiert werden. Die beobachteten Veränderun-

gen kann man in phänologische, biogeographische und Bestandsveränderungen einteilen.

Phänologie

Änderungen der Phänologie zeigen sich offenbar am deutlichsten in der Verschiebung des Auftretens der ersten Imagines im Jahresverlauf. In einem Vergleich phänologischer Daten von montanen Heuschreckengemeinschaften in Colorado/USA zwischen 1960 und 2008 konnte gezeigt werden, dass der Grad der Verschiebung des Auftretens der ersten Imagines mit dem Grad der Temperaturerwärmung in dieser Zeit zusammenhängt (Nufio et al. 2010). Veränderungen in der Phänologie waren stärker in der subalpinen Höhenlage (3000 m) ausgeprägt, da dort eine stärkere Erwärmung als in den niedrigeren Lagen stattfand. Dieser Effekt war insbesondere bei sich spät im Jahr entwickelnden Arten zu sehen, die wahrscheinlich am deutlichsten von der Zahl der Entwicklungstage (hier Tage mit mindestens 12 °C Tagesmittel) abhängig sind. Als Entwicklungstage werden solche Tage bezeichnet, an denen eine artspezifische Mindesttemperatur erreicht wird, die physiologisch für Entwicklungsprozesse notwendig ist. Über Änderungen in der Phänologie in Deutschland heimischer Heuschreckenarten ist nichts bekannt. Simulationsstudien zu zwei einheimischen Heuschreckenarten (*Oedipoda germanica*, Griebeler et al. 2008; *Platycleis albopunctata*, Griebeler & Gottschalk 2000, 2010) können das in den USA beobachtete frühere Erscheinen der Imagines unter Annahme einer Zunahme der Jahresmitteltemperaturen aber bestätigen.

Biogeographie

Insgesamt lassen sich für Deutschland zum gegenwärtigen Zeitpunkt nahezu nur Klimawandelauswirkungen nachweisen, die mit der Ausbreitung und Verschiebung der Arealgrenzen von wärmeliebenden Fang- und Heuschreckenarten aus dem südlichen Europa in Zusammenhang stehen. Ein Aspekt, der auf Veränderungen hindeutet, sind bereits auf größerem Maßstab nachgewiesene Arealverschiebungen (vgl. Burton 2003). Regionale Bearbeitungen z. B. für Nordwestdeutschland zeigen ähnliche Trends wie auf dem europäischen Maßstab (vgl. Hochkirch 2001).

Die in Deutschland mit Abstand auffälligste Art unter den sich in Ausbreitung befindenden Fang-

und Heuschrecken ist die Europäische Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*). Ein erster schriftlicher Beleg aus dem Jahre 1756 für ein deutsches Vorkommen in der Nähe von Frankfurt a.M. findet sich bei Rösel von Rosenhof, der eine Oothek (Eipaket) und die daraus schlüpfenden Larven in seinen Aufzeichnungen erwähnt (vgl. Brechtel et al. 1996). Die Gottesanbeterin ist also auch schon vor der seit 1950 zu beobachtenden Klimaerwärmung in Deutschland „heimisch“ gewesen. Auffällig sind allerdings ihre seit 1950 stetige Arealerweiterung nach Norden und die Wiederbesiedlung historischer Fundorte in traditionell thermisch begünstigten Gebieten, wie z. B. am Rand des Haardtgebirges und der Südpfalz (vgl. Brechtel et al. 1996, Ehrmann 2003). Mit Hilfe von statistischen Verbreitungsmodellen (Pearson & Dawson 2003) lässt sich der Ausbreitungsprozess der Gottesanbeterin seit 1950 sehr gut durch die klimatischen Veränderungen erklären. Insbesondere die Zunahme der Maximaltemperaturen im September und Oktober (Reproduktionsphase) korreliert mit der Arealerweiterung im süddeutschen Raum (Miczajka et al., in Vorb.). Danach eignen sich besonders Gebiete mit einer Mindestmaximaltemperatur von 19 °C während der Reproduktionsphase für ein Vorkommen der Art.

Auch für die Gemeine Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*) wird innerhalb ihres Areals und nach Norden hin eine Ausbreitung beobachtet (vgl. Maas et al. 2002, Pfeifer et al. 2011). Die Ursache für die Ausbreitung kann in den verbesserten Bedingungen für die Eientwicklung (Ingrisch 1979) in Verbindung mit der guten Flugfähigkeit der Art (Nagy 1992) und ihrer relativ starken Eurytopie liegen. Dadurch kann sie eine Vielzahl von Lebensräumen bei bestehender klimatischer Eignung relativ schnell besiedeln (vgl. Pfeifer et al. 2011). Die Art wurde von Harz (1984) noch als gefährdet in Deutschland eingestuft, gilt aber mittlerweile als ungefährdet (Maas et al. 2002).

Die Ausbreitung des Weinhähnchens (*Oecanthus pellucens*) ist ein weiteres Beispiel für die Ausbreitung des Areals einer thermophilen Heuschreckenart in den letzten Jahrzehnten. Ausbreitungstendenzen dieser holomediterranen Art finden sich im gesamten circumalpinen Raum. In Deutschland wurde eine Arealerweiterung nach Norden vor allem über die Flusstäler von Rhein, Main und Mosel beobachtet (Maas et al. 2002). Die nördliche Are-

algrenze in Deutschland befindet sich momentan in Nordrhein-Westfalen. Klimavariablen korrelieren stark mit der gegenwärtigen Artverbreitung (1980–2000). Grundsätzlich lässt sich auf makroskaliger Ebene (TK 25) die bekannte Thermophilie der Art (vgl. Pfeifer et al. 2011) durch die positive Korrelation mit Sommertemperaturen im Modell bestätigen (Buse & Griebeler 2011). Daneben besteht ein Zusammenhang der Vorkommen mit den Niederschlagssummen im Sommer. Die Zunahme der Sommertemperaturen ist als wahrscheinlichste Ursache für die Arealerweiterung des Weinhähnchens zu sehen.

Weitere Beispiele für südlich verbreitete Arten, bei denen sich gegenwärtig Veränderungen in ihrem Areal oder im Bestand auf europäischem Maßstab zeigen lassen, sind *Conocephalus discolor* (Kleukers et al. 1996) und *Meconema meridionale* (u. a. Maas et al. 2002). Letztere Art wurde erstmals 1958 in Deutschland nachgewiesen und ist seitdem über das Rheintal weit nach Norden vorgedrungen (Sczepanski & Jacobi 2005).

Bestandsveränderungen

Direkte Nachweise über den Einfluss von Klimaänderungen auf die Abundanz und Populationsdichte existieren für Heuschrecken nicht. Grundsätzlich können aber autökologische Untersuchungen zur Temperatur- und Feuchtepräferenz der Arten (vgl. Ingrisch & Köhler 1998a) bei der Interpretation beobachteter Bestandsveränderungen weiterhelfen. Eine Analyse der Veränderungen in der Einstufung einzelner Arten in den bundesdeutschen Roten Listen könnte indirekt Aufschluss über mögliche Bestandsveränderungen im Zusammenhang mit Klimaänderungen geben. Beispielsweise wurden von den ehemals 13 vom Aussterben bedrohten Arten der vorherigen Roten Liste (Ingrisch & Köhler 1998b) die thermophile Grüne Strandschrecke *Aiolopus thalassinus* und die ebenfalls thermophile Steppen-Sattelschrecke *Ephippiger ephippiger* jeweils eine Kategorie herabgestuft (Maas et al. 2002, stark gefährdet). Für alle anderen vom Aussterben bedrohten Arten blieb bis auf eine Ausnahme die Einstufung gleich. Auch die ehemals in Deutschland als stark gefährdet geltende Lauschschrecke *Mecostethus parapleurus* wurde „nur“ noch als gefährdet eingestuft. Alle drei Arten reagieren auf steigende Temperaturen oder Aridität mit positiven

Bestandsveränderungen (Buse & Griebeler 2011). Die klimatischen Veränderungen der letzten Jahrzehnte sind somit sehr wahrscheinlich ursächlich für die beobachtete Zunahme dieser drei Arten in der Fläche (vgl. Maas et al. 2002). Fortschreitender Klimawandel könnte sich möglicherweise auch positiv auf bisher hochgradig geschützte und schutzwürdige Arten auswirken.

Hingegen ist der meist schwieriger zu erbringende Nachweis des klimabedingten Rückgangs von Heuschreckenarten bisher noch nicht mit großer wissenschaftlicher Sicherheit erfolgt. Ein Rückgang lässt sich kurzfristig wahrscheinlich nicht an der Verschiebung von Arealgrenzen festmachen, da Aussterbeprozesse oft großräumig über mehrere Jahrzehnte stattfinden. Bei klimabedingtem Aussterben sollten vermehrt Populationen an den Grenzen der klimatischen Nische verschwinden. Sonstige Einflussfaktoren, wie eine veränderte Landnutzung, sollten sich im Gegensatz dazu zufällig verteilt über das gesamte Verbreitungsareal der Art auswirken oder zumindest keine Häufung an den Grenzen der klimatischen Nische aufweisen. Negative Bestandsveränderungen bei der Zweipunkt-Dornschrecke *Tetrix bipunctata* (von ungefährdet auf gefährdet, Maas et al. 2002) können evtl. teilweise durch eine Abnahme der klimatischen Eignung in Deutschland erklärt werden. Eine enge Temperaturtoleranz auf makroskaliger Ebene korreliert hier mit einer Abnahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art bei steigenden Januartemperaturen und höheren Jahresniederschlägen (Buse & Griebeler 2011). Die deutschen Populationen der Zweipunkt-Dornschrecke befinden sich am westlichen Arealrand der euro-sibirisch verbreiteten Art. Die mittleren Jahresniederschläge in den gegenwärtig besiedelten süddeutschen Messtischblättern ($n = 355$, Maas et al. 2002) betragen 898 mm bei einer mittleren Januartemperatur von $-1,86\text{ }^{\circ}\text{C}$. Die bis 1979 in Süddeutschland ausgestorbenen Populationen ($n = 34$) befanden sich zwar an Standorten mit einem feuchteren Klima (mittlerer Jahresniederschlag = 985 mm), allerdings ist der Unterschied zu den Bedingungen an gegenwärtig besiedelten Standorten nicht signifikant (t -Test, $p = 0,115$). Bezüglich der mittleren Januartemperatur hatten die Standorte der ausgestorbenen Populationen im Mittel ein wärmeres Klima ($-1,25\text{ }^{\circ}\text{C}$), allerdings ist hier der Unterschied eben-

falls nicht signifikant (t-Test, $p = 0,052$). Aufgrund der relativ geringen Zahl ausgestorbener Populationen lässt sich ein Klimawandel-Einfluss auf den Bestandsrückgang der Zweipunkt-Dornschrecke nicht nachweisen, kann aber nicht ausgeschlossen werden.

Aber auch in den Fällen, wo wir übereinstimmend mit Modellvorhersagen zu Klimawandelauswirkungen Zu- oder Abnahmen im Freiland finden, lässt sich nur schwierig ein kausaler Zusammenhang nachweisen. Oft kommen für den Rückgang oder die Ausbreitung von Arten eine ganze Reihe nicht-klimatischer Einflussfaktoren in Frage. Bei den genannten Arten, für die man einen positiven Klimawandeleinfluss vermutet, handelt es sich bei allen um Arten, die in Deutschland außerhalb ihres Verbreitungszentrums vorkommen, so dass sich zunächst keine besondere Verantwortlichkeit Deutschlands für den Erhalt dieser Arten ergibt. Bei der Gottesanbeterin besteht derzeit Unklarheit darüber, ob nicht doch kleine Populationen lokal und unentdeckt die letzten 250 Jahre beispielsweise in der Umgebung von Frankfurt a. M. überlebt haben. Für den Erhalt solcher Reliktpopulationen hätte Deutschland sicherlich eine gewisse Verantwortung, da diese Populationen evtl. phäno- und genotypische Anpassungen an die Standorte zeigen könnten. Die Verbreitung einer Art und die Dynamik ihrer Bestandsänderung werden maßgeblich durch die Ausbreitungsfähigkeit der Art beeinflusst (Pearson & Dawson 2003). Bei den einwandernden und sich ausbreitenden thermophilen Heuschreckenarten ist in der Regel eine gute Ausbreitungsfähigkeit festzustellen. Diese kann entweder aktiv durch eine gute Flugfähigkeit (*Phaneroptera falcata*, *Sphingonotus caeruleus*) oder passiv durch effektive Verdriftungs- und Anheftungsmechanismen der Individuen (*Meconema meridionale*, *Mantis religiosa*) gewährleistet sein. Die aktuell in Ausbreitung begriffenen Arten sind sicher nur die erste Vorhut aus dem Süden, die bei anhaltender Erwärmung in den nächsten Jahrzehnten durch ausbreitungsschwächere Arten ergänzt werden wird. Bei Heuschreckenarten mit dimorpher Flügelausbildung können sich je nach Populationsdichte und räumlicher Position innerhalb ihres Verbreitungsgebietes erhebliche Unterschiede in den Anteilen von makropteren flugfähigen und brachypteren nicht-flugfähigen Individuen ergeben. Populationen an den Rändern

des Verbreitungsgebiets haben dabei in der Regel einen höheren Anteil flugfähiger Individuen als die Populationen im Kerngebiet (Thomas et al. 2001, Simmons & Thomas 2004). Bei flügelmorphenen Heuschreckenarten kommt den makropteren (langflügeligen) Formen während der Ausbreitung eine Schlüsselrolle als Erstbesiedler zu (vgl. Hochkirch & Damerau 2009 für *Metrioptera roeselii*).

10.6.5 Vorhergesagte Veränderungen anhand von Modellierungen und Experimenten

Die einzigen verfügbaren Aussagen zu zukünftigen Veränderungen der Heuschreckenfauna beruhen auf der Anwendung von Artverbreitungsmodellen (z. B. Diniz-Filho et al. 2010, Buse & Griebeler 2011) oder sind Modellrechnungen zur Verteilung von Artenvielfalt bei verschiedenen Klima- und Landnutzungsszenarien (z. B. Steck et al. 2007). Die grundsätzlichen Probleme bei der Projektion und Interpretation zukünftiger Verbreitung von Arten mit Verbreitungsmodellen wurden bereits im Kapitel für die Artengruppe Vögel besprochen. Bisher existieren für Deutschland großräumige Verbreitungsmodelle nur für einige wenige Heuschreckenarten (vgl. Buse & Griebeler 2011). Der Einfluss und die Richtung des Einflusses von Klimavariablen auf die derzeitige Verbreitung von Heuschreckenarten variiert von Art zu Art (Tab. 10.2). Bei Annahme einer über die Zeit konstanten Bindung an diese Klimavariablen (Nischenkonstanz) lassen sich mit Verbreitungsmodellen Projektionen für die zukünftige Verbreitung von Arten berechnen.

Der unabhängige Beitrag von Klimavariablen in den Verbreitungsmodellen korreliert nicht mit dem derzeitigen Bestandstrend der Arten (Spearman's Rangkorrelationstest, $p = 0,886$). Bei den Heuschreckenarten, für die Verbreitungsmodelle in Süddeutschland erstellt wurden, ergeben sich im Vergleich vor und nach 1980 beobachtete Rasterverluste (= Bestandstrend) zwischen 3 und 76 % (Tab. 10.2). Anders als bei der Artengruppe Vögel zeigen damit bisherige Bestandstrends keine Übereinstimmung mit der potenziellen zukünftigen Bestandsentwicklung auf Basis von Klimaänderungen. Thermophile Heuschreckenarten sind ebenso stark von Bestandsverlusten betroffen wie kältetolerante Arten (Tab. 10.2). Das kann bedeuten, dass ande-

Tab. 10.2: Einfluss von Klimavariablen auf die derzeitige Verbreitung von Heuschreckenarten auf der Ebene von Messtischblättern in Süddeutschland (1980–2000). Getestet wurden mittlere Jahres- und Sommertemperaturen, die mittlere Temperatur des kältesten Monats sowie die Summe der Jahres- bzw. Sommerniederschläge: „+“ = positiver linearer Zusammenhang, „-“ = negativer linearer Zusammenhang, „²“ = quadratischer Zusammenhang (Glockenkurve), „0“ = kein Zusammenhang. Dargestellt ist auch die Bestandsentwicklung in den letzten Jahrzehnten in Deutschland geschätzt als Quotient der Anzahl besetzter Rasterzellen nach und vor 1980 (aus Maas et al. 2002). Zukünftige Trends zur Größe des Verbreitungsareals basieren auf der Anwendung von Verbreitungsmodellen für Süddeutschland. k. A. = keine Angabe. Vgl. Buse & Griebeler 2011.

Art	Einfluss der Temperatur	Minimale mittlere Jahrestemperatur bei Vorkommen	Einfluss des Niederschlags	Derzeitiger Bestandstrend (Rasterverlust)	Zukünftiger Arealtrend Süddeutschland
<i>Aiolopus thalassinus</i> (F., 1781)	+	8,9 °C	0	50 %	+
<i>Barbitistes constrictus</i> BRUNNER v. WATTENWYL, 1878	²	3,2 °C	-	46 %	-
<i>Calliptamus italicus</i> (L., 1758)	0	7,5 °C	-	76 %	k. A.
<i>Chorthippus apricarius</i> (L., 1758)	-	3,5 °C	-	29 %	k. A.
<i>Ephippiger ephippiger</i> (FIEBIG, 1784)	+	7,6 °C	0	32 %	k. A.
<i>Euthystira brachyptera</i> (OCSKAY, 1826)	²	1,2 °C	+	12 %	-
<i>Mecostethus parapleurus</i> (HAGENBACH, 1822)	+	5,8 °C	+	38 %	+
<i>Oecanthus pellucens</i> (SCOPOLI, 1763)	+	7,1 °C	²	3 %	+
<i>Oedipoda germanica</i> (LATREILLE, 1804)	0	5,1 °C	²	52 %	k. A.
<i>Psophus stridulus</i> (L., 1758)	²	1,8 °C	0	55 %	k. A.
<i>Sphingonotus caeruleus</i> (L., 1767)	²	6,5 °C	0	48 %	+
<i>Tetrix bipunctata</i> (L., 1758)	²	1,2 °C	-	42 %	-
<i>Tettigonia cantans</i> (FUESSLY, 1775)	-	1,2 °C	²	14 %	-

re Einflussfaktoren, wie die Intensität und Art der Landnutzung für Heuschrecken eine relativ starke Rolle für die Bestandsentwicklung spielen. Ebenso könnten durch den Klima- und Landschaftswandel geänderte biotische Interaktionen, die z. B. die innerartliche Konkurrenz in Populationen erhöhen, sich negativ auf den Bestand von Populationen auswirken (Griebeler & Gottschalk 2010).

Eine Erhöhung der Temperaturen während der Ei- und Larvalentwicklung führt wahrscheinlich bei den meisten Arten zu einer schnelleren Entwicklung bis zur fertigen Imago, was aber durch veränderte Niederschlagsverhältnisse und das Timing des Endes der Diapause (z. B. ist die Photoperiode invariant bzgl. des Klimawandels) zum Teil wieder ausgeglichen werden kann (vgl. Guo et al. 2009, Griebeler & Gottschalk 2010). Temperatur-

erhöhungen können sich grundsätzlich positiv auf das Potential des Artenreichtums in einer Region auswirken. Verschiedene Landnutzungsszenarien für die Zukunft weisen aber auf eine andere Entwicklung hin (vgl. Steck et al. 2007). Häufige Arten sind dabei gleichermaßen betroffen wie seltene Arten.

10.6.6 Diskussion: Wissenslücken und Forschungsbedarf, sowie Ideen zur Verbesserung der Datenbasis als Entscheidungshilfe für Stakeholder

Insgesamt ist die Datenbasis für weitere Untersuchungen der Auswirkungen von Klimaänderungen auf Fang- und Heuschrecken in Deutschland nicht schlecht. Bedarf für weitere Untersuchungen

besteht in der Weiterentwicklung der Methodik im Bereich der Verbreitungsmodelle durch die Einbeziehung von biotischen Interaktionen und der artspezifischen Ausbreitungsfähigkeit (vgl. Buse & Griebeler 2011). Weiterhin würde die Kombination von Verbreitungsmodellen mit individuenbasierten Modellen deren Projektionen verbessern, da letztere eine explizite Modellierung und damit Einschätzung des Einflusses der Interaktion von Individuen mit ihrer abiotischen und biotischen Umwelt erlauben (vgl. Griebeler & Gottschalk 2000, 2008; Griebeler et al. 2010). Eine Ausweitung des Kalibrierungsraumes für Heuschrecken-Verbreitungsmodelle auf ganz Deutschland oder sogar Europa wäre wünschenswert. Eine Überprüfung von Verbreitungsmodellen an Testräumen oder in anderen Zeiträumen kann Unsicherheiten in der Interpretation der Modelle reduzieren. Erkenntnisse aus manipulativen Feldexperimenten und Untersuchungen auf Populationsebene fehlen bisher für die meisten in Deutschland vorkommenden Arten. Wichtig für alle Modellansätze ist eine Weiterführung bestehender Monitoringaktivitäten bzw. die Fokussierung des Monitorings auf potenziell klimavulnerable Arten, wie *Tetrix bipunctata* und *Tettigonia cantans*. Eine Liste der klimavulnerablen Heuschreckenarten wird gegenwärtig von den Autoren für Rheinland-Pfalz erarbeitet.

10.7 Zusammenfassung und Diskussion

Bei jeder der betrachteten Artengruppen wird es Gewinner und Verlierer des Klimawandels geben. Bei allen Gruppen sind heute schon Auswirkungen des Klimawandels erkennbar, so z. B. bei den mobileren Artengruppen (Vögel, Libellen, einige Heuschrecken) eine nordwärts gerichtete Ausbreitung, bei den weniger mobilen Amphibien und Reptilien hingegen noch nicht. Je nach Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel könnten also in Zukunft mobile Artengruppen sogar stärker vom Klimawandel betroffen sein als weniger mobile. Letztere tragen bei eingeschränkter Anpassung an den Klimawandel jedoch ein höheres Aussterberisiko. Dies muss aber nicht zwingend so sein, da sich bereits bei Arten aller betrachteten Gruppen die Phänologie verändert. Das kann dazu führen, dass die Wirkbe-

ziehungen innerhalb von Ökosystemen entkoppelt werden und sich die Zusammensetzung ganzer Artengemeinschaften ändern könnte.

Auch auf physiologischer und genetischer Ebene bewirkt der Klimawandel bei einigen Arten bereits Änderungen oder steht zumindest im Verdacht, darauf Auswirkungen zu haben. Je nach Artengruppe und ihrer Abhängigkeit von bestimmten Umweltbedingungen ergeben sich dabei ganz unterschiedliche Reaktionen auf den Klimawandel.

Neben beobachteten Auswirkungen liegen für fast alle der behandelten Artengruppen bereits Zukunftsszenarien für mögliche Klimawandelauswirkungen vor. Im Falle von Artverbreitungsmodellen gibt es immer noch eine Reihe theoretischer oder methodischer Probleme, so dass Verbesserungen zu erwarten sind. Insbesondere der Einbeziehung von Faktoren wie Ausbreitungsfähigkeit, Landnutzung und biotischer Interaktionen wird zur Abschätzung realistischer Klimawandelauswirkungen eine entscheidende Rolle zukommen.

Nach derzeitigem Stand sollten die vorliegenden Modellprojektionen als Arbeitshypothesen angesehen werden, die fortwährend überprüft werden müssen.

Insgesamt werden durch den Klimawandel nicht nur geschützte oder aktuell gefährdete Arten bedroht, sondern auch Arten, denen heute noch kein besonderes Augenmerk gilt. Wenn Deutschland für diese Arten zusätzlich eine Verantwortlichkeit in einem gesamteuropäischen Kontext besitzt, sollten sie als schutzwürdige Arten stärker in den Fokus gerückt werden.

Der Klimawandel stellt aber auch eine ernstzunehmende Gefahr für heute bereits stark gefährdete Arten dar, während in den meisten Fällen anpassungsfähige „Allerweltsarten“ zu den Gewinnern des Klimawandels zählen (können).

Bisher wurden Rote Listen generell in ihrer Nutzbarkeit zur Abschätzung der Gefährdung von Arten unter Klimawandeleinflüssen angezweifelt (Akcakaya et al. 2006). Sie könnten aber dafür nutzbar werden, wenn sie Klimawandel als Risikofaktor explizit einbeziehen.

Um einer Art den Risikofaktor Klimawandel zuzuweisen, müsste die Verantwortlichkeit Deutschlands für das europäische (bzw. in manchen Fällen globale) Vorkommen klimasensitiver Arten bestimmt werden. Auf dieser Basis lassen

sich für alle behandelten Artengruppen unter dem Aspekt des Risikofaktors Klimawandel schutzwürdige Arten definieren, denen unabhängig von ihrem derzeitigen Gefährdungstatus gesteigerte Aufmerksamkeit gelten sollte.

Für alle Artengruppen gilt, dass viele der (möglichen) Wirkmechanismen des Klimawandels noch nicht bekannt sind und daher physiologische, sowie phänologische, phänotypische und genetische Veränderungen verstärkt erforscht werden müssen, um die tatsächliche Gefährdung durch den Klimawandel erfassen zu können. In allen Fällen ist aber v. a. eine weitere Beobachtung der Veränderungen von Populationen und Lebensgemeinschaften wichtig, wobei die unterschiedliche Datenlage dies sicher erschwert. Bei Vögeln und Libellen liegen ausreichend Daten vor, bei Amphibien, Reptilien und Heuschrecken müssten diese sicherlich noch besser gebündelt werden. Bei allen Artengruppen könnte ein standardisiertes Monitoring nach dem Vorbild der Vögel einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung des Wissensstandes liefern. Von besonderem Nutzen wäre es, die Monitoringprogramme auf den gleichen Flächen durchzuführen, um zwischen den einzelnen taxonomischen Gruppen einen Vergleich in Bezug auf ihre Klimawandelsensitivität herstellen zu können.

Die Nutzbarkeit von Artengruppen als Klimawandelindikatoren hängt sicher von der (sehr unterschiedlichen) Datenbasis ab. Dennoch müssten Anstrengungen unternommen werden, Klimawandelauswirkungen auf alle relevanten Artengruppen zu messen. Nicht bei allen Artengruppen wird sich das – wie beim Vogel- oder Tagfaltermonitoring – auf ehrenamtlicher Basis realisieren lassen, aber ein abgestimmtes Klimawandel- und Biodi-

versitätsmonitoring wäre ein wichtiger Schritt, um Auswirkungen auf ganze Artengemeinschaften und damit auch die Veränderungen von Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen abschätzen zu können.

Der Messung dieser Auswirkungen könnte der Community Temperature Index (CTI) dienen, der bereits für Vögel und Schmetterlinge angewendet wurde. Seine Umwandlung in einen echten (Polit-?) Indikator könnte durch die Bestimmung gruppenspezifischer Schwellenwerte für relevante Klimawandelauswirkungen geschehen. Wichtig ist bei der Bewertung von Klimawandelfolgen v. a., dass nicht nur eine, sondern mehrere Artengruppen betrachtet werden, die ein breites Spektrum in Bezug auf Mobilität, Physiologie und Ökologie abdecken. Dies trifft auf die behandelten Artengruppen zu, die außerdem alle als gute Indikatoren angesehen werden können. Nur durch Einbeziehen aller behandelten (und weiteren) Gruppen können allgemeine Auswirkungen des Klimawandels abgeschätzt und umfassende, abgestimmte Schutzkonzepte erarbeitet werden. Unabhängig vom Klima sollten aber für alle Artengruppen auch andere Einflussfaktoren betrachtet werden. Bisher bekannte Bedrohungen der Artenvielfalt könnten durch den Klimawandel verstärkt (z. B. Fragmentierung von Lebensräumen), aber auch verringert werden (z. B. Amphibien-Chytridpilz). Aus Sicht des Naturschutzes wird z. B. neben den rein klimatischen Veränderungen der Landnutzung eine bedeutende Rolle zukommen. Insbesondere das Management und die Vernetzung von Habitatstrukturen wird für die Anpassung weniger mobiler Organismengruppen an den Klimawandel von entscheidender Bedeutung sein.

Literatur

- Аккакая, H.R., Butchard, S.H.M., Mace, G.M., Stuart, S.M., Hilton-Taylor, C. (2006): Use and misuse of the IUCN red list criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. *Global Change Biol.* 12, 2037 – 2043.
- Anholt, B.R., Hotz, H., Guex, G., Semlitsch, R.D. (2003): Overwinter survival of *Rana lessonae* and its hemiclinal associate *Rana esculenta*. *Ecology* 84, 391 – 397.
- Aráujo, M.B., Thuiller, W., Pearson, R.G. (2006): Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *J. Biogeogr.* 33, 1712 – 1728.
- Arribas, O.J., Galán, P. (2005): Reproductive characteristics of the Pyrenean high-mountain lizards: *Iberolacerta aranica* (Arribas, 1993), *I. aurelioi* (Arribas, 1994) and *I. bonnali* (Lantz, 1927). *Anim. Biol.* 55, 163 – 190.
- Barbet-Massin, M., Walther, B.A., Thuiller, W., Rahbek, C., Jiguet, F. (2009): Potential impacts of climate change on the winter distribution of Afro-Palaearctic migrant passerines. *Biol. Lett.* 5, 248 – 251.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F., Batista, R.F., Prado, P.I. (2007): Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318, 1775 – 1777.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad,

- C.F.B., Prado, P.I. (2009a): Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. *Conserv. Biol.* 24, 287 – 294.
- Becker, D., Tolkmitt, D., Nicolai, B. (2009b): Comeback der Wendehälse...Profitieren sie wirklich von der Klimaerwärmung? *Vogelwarte* 47, 346 – 347.
- Beebee, T.J.C. (1995): Amphibian breeding and climate. *Nature* 374, 219 – 220.
- Benbrook, C. (2009): Impacts of genetically engineered crops on pesticide use: The first thirteen years. *Organic Centre*, Boulder, 69 S.
- Berthold, P., Bauer, H.-G. (2005): *Kompendium der Vögel Mitteleuropas*. 3 Bde. Wiesbaden, 1767 S.
- Blanke, I. (2010): Die Zauneidechse. *Bielefeld*. 160 S.
- Bosch, J., Carrascal, L.M., Duran, L., Walker, S., Fisher, M.C. (2007): Climate change and chytridiomycosis in a montane area of Central Spain: is there a link? *Proc. R. Soc. B* 274, 253 – 260.
- Braune, E., Richter, O., Söngerath, D., Suhling, F. (2008): Voltinism flexibility of a riverine dragonfly along thermal gradients. *Global Change Biol.* 14, 1 – 13.
- Brechtel, F., Ehrmann, R., Detzel, P. (1996): Zum Vorkommen der Gottesanbeterin *Mantis religiosa* (Linné, 1758) in Deutschland. *Carolinea* 54, 73 – 90.
- Burton, J.F. (2003): The apparent influence of climatic change on recent changes of range by European insects (Lepidoptera, Orthoptera). *Proceedings 13th International colloquium European Invertebrate Survey*, Leiden, 2001, 13 – 20.
- Buse, J., Griebeler, E. M. (2011): Incorporating classified dispersal assumptions in predictive distribution models - a case study with grasshoppers and bush-crickets. *Ecol. Modell.* 222, 2130 – 2141.
- Cadi, A., Joly, P. (2003): Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Can. J. Zool.* 81, 1392 – 1398.
- Cadi, A., Joly, P. (2004): Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiv. Conserv.* 13, 2511 – 2518.
- Chen, C.-C., McCarl, B.A. (2001): An investigation of the relationship between pesticide usage and climate change. *Climate Change* 50, 475 – 487.
- Clausnitzer, H.-J., Hengst, R., Krieger, C., Thomes, A. (2010): *Boyeria irene* in Niedersachsen (Odonata: Aeshnidae). *Libellula* 29, 155 – 168.
- Collins, J.P., Storfer, A. (2003): Global amphibian declines: Sorting the hypotheses. *Divers. Distrib.* 9, 89 – 98.
- Detzel, P. (Hrsg.) (1998): *Die Heuschrecken Baden-Württembergs*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Direktionen der Staatlichen Museen für Naturkunde in Stuttgart und Karlsruhe, Stuttgart, 580 S.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Jiguet, F. (2008): Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proc. R. Soc. B* 275, 2743 – 2748.
- Dijkstra, K.-D., Lewington, R. (2006): *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe*. Dorset, 320 S.
- Diniz-Filho, J.A.F., Nabout, J.C., Bini, L.M., Loyola, R.D., Rangel, T.F., Nogues-Bravo, D., Araujo, M.B. (2010): Ensemble forecasting shifts in climatically suitable areas for *Tropidacris cristata* (Orthoptera: Acridoidea: Romaleidae). *Insect Conserv. Div.* 3, 213 – 221.
- Duellman, W.E., Trueb, L. (1986): *The biology of amphibians*. Baltimore, 670 S.
- Duke, S.O., Powles, S.B. (2008): Glyphosate: a once-in-a-century herbicide. *Pest Manag. Sci.* 64, 319 – 325.
- Ehrmann, R. (2003): Die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*), Neufunde in Deutschland. *Articulata* 18, 253 – 254.
- Emmerson, M., Bezemer, M., Hunter, M.D., Jones, T.H. (2005): Global change alters the stability of food webs. *Global Change Biol.* 11, 490 – 501.
- Ferchaud, A.-L., Lyet, A., Cheylan, M., Arnal, V., Baron, J.-P., Montgelard, C., Ursenbacher, S. (2011): High genetic differentiation among French populations of the Orsini's viper (*Vipera ursinii ursinii*) based on mitochondrial and microsatellite data: implications for conservation management. *J. Hered.* 102, 67 – 78.
- Ficetola, G.F., Maiorano, L., Falcucci, A., Dendoncker, N., Boitani, L., Padoa-Schioppa, E., Miaud, C., Thuiller, W. (2010): Knowing the past to predict the future: land-use change and the distribution of invasive Bullfrogs. *Global Change Biol.* 16, 528 – 537.
- Flottmann, H.J., Laufer, H. (2004): Wasserstandsdynamik in der mittleren Oberrheinaue beeinflusst das Fortpflanzungsverhalten des Laubfrosches (*Hyla a. arborea*). In: Glandt, D., Kronshage, A. (Hrsg.): *Der Europäische Laubfrosch: Biologie, Schutzmaßnahmen, Effizienzkontrollen*. *Zeitschr. Feldherpetol., Suppl.*, 5, 83 – 96.
- Foden, W., Mace, G., Vié, J.-C., Angulo, A., Butchart, S., DeVantier, L., Dublin, H., Gutsche, A., Stuart, S., Turak, E. (2009): Species susceptibility to climate change impacts. In: Vié, J.-C., Stuart, S.N. (Hrsg.) (2009): *Wildlife in a Changing World, An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Schweiz, 77 – 88.
- Galloway, T., Handy, R. (2003): Immunotoxicity of organophosphorous pesticides. *Ecotoxicology* 12, 345 – 363.
- Geiser, S., Arlettanz, R., Schaub, M. (2008): Impact of weather variation on feeding behaviour, nestling growth and brood survival in Wry-necks *Jynx torquilla*. *J. Ornithol.* 149, 597 – 606.
- Gibbons, J., Scott, D., Ryan, T., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T. (2000): The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *Bioscience* 50, 653 – 666.
- Gienapp, P., Leimu, R., Merilä, J. (2007): Responses to climate change in avian migration time – microevolution versus phenotypic plasticity. *Clim. Res.* 35, 25 – 35.
- Green, R.E., Collingham, Y.C., Willis, S.G., Gregory, R.D., Smith, K.W., Huntley, B. (2008): Performance of climate envelope models in retrodicting recent changes in bird population size from observed climatic change. *Biol. Lett.* 4, 599 – 602.
- Griebeler, E.M., Maas, H., Veith, M.

- (2008): Survival of the endangered red-winged grasshopper *Oedipoda germanica* (Caelifera: Acrididae) under current and degrading habitat conditions of a dynamic landscape coined by viticulture. In: Fattorini, S. (Hrsg.) *Insect ecology and conservation*, Research Signpost, Kerala, 115 – 134.
- Griebeler, E.M., Gottschalk, E. (2000): An individual based model of the impact of suboptimal habitats on survival of the grey bush cricket, *Platycleis albopunctata* (Orthoptera: Tettigoniidae). *J. Insect Conserv.* 4, 225 – 237.
- Griebeler, E.M., Gottschalk, E. (2010): Conservation of the grey bush cricket, *Platycleis albopunctata* (Orthoptera: Tettigoniidae) under differing habitat conditions: implications from an individual-based model. In: Habel, J., Aßmann, T. (Hrsg.) *Survival on changing climate – Phylogeography and conservation of relict species*, Springer, Berlin, 385 – 400.
- Guo, K., Shu-Guang, H., Sun, O.J.A., Kang, L. (2009): Differential responses to warming and increased precipitation among three contrasting grasshopper species. *Global Change Biol.* 15, 2539 – 2548.
- Günther, R. (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena.
- Hagemeyer, W.J.M., Blair, M.J. (Hrsg.) (1999): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. London, 903 S.
- Harz, K. (1984): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s. lat.). In: Blab, J., Nowak, E., Trautmann, W., Sukopp, H. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell 1, 114 – 115.
- Hassel, C., Thompson, D. (2008): The effects of environmental warming on Odonata: a review. *J. Odonatol.* 11, 131 – 153.
- Hassel, C., Thompson, D.J., French, G.C., Harvey, I.F. (2007): Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. *Global Change Biol.* 13, 933 – 941.
- Hein, S., Voss, J., Poethke, H.-J., Schröder, B. (2007): Habitat suitability models for the conservation of thermophilic grasshoppers and bush crickets – simple or complex? *J. Insect Conserv.* 11, 221 – 240.
- Henle, K. (1998): Eidechsen-Ötzis. Die Eidechse 9, 50 – 54.
- Henle, K., Dick, D., Harpke, A., Kühn, I., Schweiger, O., Settele, J. (2010): Climate change impacts on European amphibians and reptiles. In: Council of Europe (Hrsg.): Biodiversity and climate change: Reports and guidance developed under the Bern Convention, Vol. 1, Nature and Environment 156. Council of Europe Publishing, Strasbourg, 225 – 306.
- Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K., Thomas, C.D. (2005): A northward shift of range in British Odonata. *Global Change Biol.* 11, 1 – 5.
- Hochkirch, A. (2001): Rezente Areal- und Bestandveränderungen bei Heuschrecken Nordwestdeutschlands (Orthoptera, Saltatoria). Verhandlungen des Westdeutschen Entomologentages 2000, 167 – 178.
- Hochkirch, A., Damerau, M. (2009): Rapid range expansion of a wing-dimorphic bush-cricket after the 2003 climatic anomaly. *Biol. J. Linn. Soc.* 97, 118 – 127.
- Hodkinson, T.R., Jones, M.B., Waldren, S., Parnell, J.A.N. (2011): Climate change, ecology and systematics. Cambridge, 544 S.
- Hüppop, O., Hüppop, K. (2003): North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. *Proc. R. Soc. B* 270, 233 – 240.
- Huey, R.B. (1983): Lizard ecology: studies of a model organism. Cambridge, 512 S.
- Hulin, V., Delmas, V., Girondot, M., Godfrey, M.H., Guillon, J.-M. (2009): Temperature-dependent sex determination and global change: are some species at greater risk? *Oecologia* 160, 493 – 506.
- Hunger, H. (2002): Anwendungsorientiertes Habitatmodell für die Helm-Azurjungfer (Coenagrion mercuriale, Odonata) aus amtlichen GIS-Grundlagendaten. *Natur Land* 77, 261 – 265.
- Hunger, H., Schiel, F.-J., Kunz, B. (2006): Verbreitung und Phänologie der Libellen Baden-Württembergs (Odonata). *Libellula, Suppl.* 7, 15 – 188.
- Huntley, B., Green, R., Collingham, Y., Willis, S.G. (2007): A Climatic Atlas of European Breeding Birds. Barcelona, 521 S.
- Huntley, B., Collingham, Y. C., Willis, S.G., Green, R.E. (2008): Potential impacts of climatic change on European breeding birds. *PLoS One* 3, e1439.
- Ingrisch, S. (1979): Untersuchungen zum Einfluss von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Embryogenese einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). *Zool. Beitr. N. F.* 25, 343 – 364.
- Ingrisch, S., Köhler, H. (1998a): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Magdeburg, 460 S.
- Ingrisch, S., Köhler, H. (1998b): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s.l.). In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schr.reihe Land 55, 252 – 254.
- Jakob, C., Poizat, G., Crivelli, A. J., Veith, M. (2002): Larval growth variation in marbled newts (*Triturus marmoratus*) from temporary Mediterranean ponds. *Amphibia-Reptilia* 23, 359 – 362.
- Janzen, F.J. (1994): Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *PNAS* 91, 7487 – 7490.
- Jenni, L., Kéry, M. (2003): Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. *Proc. R. Soc. B* 270, 1467 – 1471.
- Jiguet, F., DeVictor, V., Ottvall, R., Van Turnhout, C., van der Jeugd, H., Lindström, A. (2010): Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal ranges. *Proc. R. Soc. B* 277, 3601 – 3608.
- Jöst, H., Bialonski, A., Maus, D., Sambri, V., Eiden, M., Groschup, M.H., Günther, S., Becker, N., Schmidt-Chanasit, J. (2011): Isolation of usutu virus in Germany. *Am J Trop Med Hyg.* 85, 551 – 553.
- Kalkman, V.J., Boudot, J.-P., Bernard, R., Conze, K.-J., de Knijf, G., Dyatlova, E., Ferreira, S., Jovic, M., Ott, J., Riservato, E., Sahlén, G. (2010): European List of Dragonflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 30 S.
- Kinzelbach, R., Nicolai, B., Schlenker, R. (1997): Der Bienenfresser *Merope apiaster* als Klimazeiger: Zum Einflug in Bayern, der Schweiz und Baden im Jahr 1644. *J. Ornithol.* 138, 297 – 308.

- Kleukers, R.M.J.C., Decler, K., Haes, E.C.M., Kolshorn, P., Thomas, B. (1996): The recent range expansion of *Conocephalus discolor* (Thunberg) (Orthoptera: Tettigoniidae) in Western Europe. *Entomologist's Gaz.* 47, 37 – 49.
- Kühnel, K.-D., Geiger, A., Laufer, H., Podloucky, R., Schlüpmann, M. (2009a): Rote Liste und Gesamartenliste der Kriechtiere (Reptilia) Deutschlands. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1). BfN, Bonn, 229 – 256.
- Kühnel, K.-D., Geiger, A., Laufer, H., Podloucky, R., Schlüpmann, M. (2009b): Rote Liste und Gesamartenliste der Lurche (Amphibia) Deutschlands. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1). BfN, Bonn, 257 – 288.
- Laufer, H., Fritz, K., Sowig, P. (2007): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. Stuttgart, 807 S.
- Lemoine, N., Böhning-Gaese, K. (2003): Potential impact of global climate change on species richness of long-distance migrants. *Conserv. Biol.* 17, 577 – 586.
- Lemoine, N., Bauer, H.-G., Peintinger, M., Böhning-Gaese, K. (2007): Effects of climate and land-use change on species abundance in a Central European bird community. *Conserv. Biol.* 21, 495 – 503.
- Luquet, E., Léna, J.-P., David, P., Joly, P., Lengagne, T., Perrin, N., Plénet, S. (2011): Consequences of genetic erosion on fitness and phenotypic plasticity in European tree frog populations (*Hyla arborea*). *J. Evol. Biol.* 24, 99 – 110.
- Maas, S., Detzel, P., Staudt, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungssatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. BfN, Bonn, 402 S.
- Mann, R.M., Hyne, R.V., Choung, C.B., Wilson, S.P. (2009): Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environ. Pollut.* 157, 2903 – 2927.
- Mitchell, N.J., Janzen, F. (2010): Temperature-dependent sex determination and contemporary climate change. *Sex. Dev.* 4, 129 – 140.
- Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J. M., Alaminos, E. (2009): Climate warming and activity period extension in the Mediterranean snake *Malpolon monspessulanus*. *Climate Change* 92, 235 – 242.
- Münch, D. (1999): Amphibienwanderung beginnt im Ruhrgebiet immer früher. *Elaphe N.F.* 7, 33.
- Münch, D. (2001): Wanderungsbeginn und Bestandsentwicklung des Kammlolchs an einer Amphibientunelanlage in Dortmund 1981 – 2001. *RANA* 4, 296 – 278.
- Nagy, B. (1992): Role of activity pattern in colonization by Orthoptera. In: *Proceedings 4th ECE/XIII SIEEC* 1991, 351 – 363.
- Niehuis, M., Dietzen, C., Freundlieb, G. (2003): Erster Brutnachweis der Zwergohreule (*Otus scops*) in Rheinland-Pfalz (Dritter Brutnachweis für Deutschland). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 10, 149 – 156.
- Nipkow, M. (2005): Prioritäre Arten für den Vogelschutz in Deutschland. *Ber. Vogelschutz* 42, 123-135.
- Nipkow, M. (2009): Vogelschutz in Deutschland. Das NABU-Grundsatzprogramm Vogelschutz. NABU, Berlin, 64 S.
- Nuño, C.R., McGuire, C.R., Bowers, M.D., Guralnick, R.P. (2010): Grasshopper community response to climatic change: variation along an elevational gradient. *PLoS ONE* 5, e12977.
- Oertli, B., Indermuehle, N., Angélibert, S., Hinden, H., Stoll, A. (2008): Macroinvertebrate assemblages in 25 high alpine ponds of the Swiss National Park (Cirque de Macun) and relation to environmental variables. *Hydrobiologia* 597, 29 – 41.
- Ohst, T., Gräser, Y., Mutschmann, F., Plötner, J. (2011): Neue Erkenntnisse zur Gefährdung europäischer Amphibien durch den Hautpilz *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Zeitschr. Feldherpetol.* 18, 1 – 17.
- Olsson, M., Shine, R. (1997): The seasonal timing of oviposition in sand lizards (*Lacerta agilis*): why early clutches are better. *J. Evol. Biol.* 10, 369 – 381.
- Ott, J. (1996): Zeigt die Ausbreitung der Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* BRULLÉ in Deutschland eine Klimaveränderung an? - *Nat.schutz Landsch.plan.* 2, 53 – 61.
- Ott, J. (2001): Expansion of Mediterranean Odonata in Germany and Europe – consequences of climatic changes – Adapted behaviour and shifting species ranges. In: Walter, G.-R. et al. (Hrsg.) (2001): „Fingerprints“ of climate change. Kluwer Academic Publishers, New York, 89 – 111.
- Ott, J. (2007a): The expansion of *Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832) in Germany – an indicator of climatic changes. In: Tyagi, B.K. (Hrsg.) (2007): *Biology of dragonflies – Odonata*. Scientific Publisher Dept., India, 201 – 222.
- Ott, J. (2007b): Hat die Klimaänderung eine Auswirkung auf das Netz NATURA 2000? - Erste Ergebnisse aus Untersuchungen an Libellenzönosen dystropher Gewässer im Biosphärenreservat Pfälzerwald. In: Balzer, S., Dieterich, M., Beinlich, B. (Bearb.): *Natura 2000 und Klimaänderungen*. *Natursch. Biol. Vielf.* 46, BfN, Bonn, 171 S.
- Ott, J. (2008): Die Kleine Pechlibelle (*Ischnura pumilio*) (CHARPENTIER, 1825) in der Pfalz: ein Profiteur von Regenrückhaltebecken, Naturschutzgewässern und der Klimaänderung. *Mainzer Naturwiss. Arch.* 46, 233 – 261.
- Ott, J. (2010a): Dragonflies and climatic changes - recent trends in Germany and Europe. In: Ott, J. (Hrsg.) (2010) *Monitoring Climatic Change with Dragonflies*. *BioRisk* 5, 253 – 286.
- Ott, J. (2010b): Zur aktuellen Situation der Moorlibellen im „Pfälzerwald“ – wie lange können sie sich in Zeiten des Klimawandels noch halten? *Annales Scientifiques Res. Bios. Vosges du Nord-Pfälzerwald*, Vol. 15 Coll. Tourbières, 123 – 139.
- Ott, J. (2010c): The big trek northwards: recent changes in the European dragonfly fauna. In: Settele, J., Penev, L., Georgiev, T., Grabaum, R., Grobelink, V., Hammen, V., Klotz, S., Kotarac, M., Kühn, I. (Hrsg.) (2009): *Atlas of Biodiversity Risk*. Sofia-Moscow, 82 – 83.
- Ott, J. (2010d): Bemerkungen zum Vorkommen von *Aeshna affinis* Vander Linden, 1820, *Somatochlora arctica* (Zetterstedt, 1840) und *Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832) (Insecta: Odonata: Aeshnidae, Cor-

- duliidae, Libellulidae) in Woogen des Biosphärenreservates Pfälzerwald-Vosges du Nord. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 11, 1291 – 1310.
- Ott, J., Piper, W. (1998): Rote Liste der Libellen Deutschlands. Schr.R. Landschaftspfl. Naturschutz 55, 353 – 374.
- Ott, J., Schorr, M., Trockur, B., Lingenfelder, U. (2007): Artenschutzprogramm für die Gekielte Smaragdlibelle (*Oxygastra curtisii*, Insecta: Odonata) in Deutschland - das Beispiel der Population an der Our. Invertebrate Ecology and Conservation Monographs, vol. 3. Sofia-Moscow, 130 S.
- Ott, J. et al. (in Vorb.): Rote Liste Libellen Deutschlands.
- Pearson, R. G., Dawson, T. P. (2003): Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecol. Biogeogr. 12, 361 – 371.
- Petersen, B., Ellwanger, G., Biewald, G., Hauke, U., Ludwig, G., Pretscher, P., Schröder, E., Ssymanck, A. (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schr.-R. Landschaftspfl. Natursch. H. 69, BfN, Bonn, 743 S.
- Petersen, B., Ellwanger, G. (2006): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 3: Arten der EU-Osterweiterung. Schr.-R. Landschaftspfl. Natursch. H. 69, BfN, Bonn, 188 S.
- Pfeifer, M.A., Niehuis, M., Renker, C. (2011): Die Fang- und Heuschrecken in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 41, Landau, 680 S.
- Podlucky, R., Clausnitzer, H.-J., Laufer, H., Teufert, S., Völkl, W. (2005): Anzeichen für einen bundesweiten Bestandseinbruch der Kreuzotter (*Vipera berus*) infolge ungünstiger Witterungsabläufe im Herbst und Winter 2002/2003 – Versuch einer Analyse. Zeitschr. Feldherpetol. 12, 1 – 18.
- Powles, S.B., Wilcut, J. (2008): Review of glyphosate-resistant weeds around the world: lessons to be learnt. Pest Manag. Sci. 64, 360 – 365.
- Pulido, F., Berthold, P. (2010): Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. PNAS 107, 7341 – 7346.
- Reading, C.J. (2007): Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. Oecologia 151, 125 – 131.
- Reullier, J., Pérez-Tris, J., Bensch, S., Secondi, J. (2006): Diversity, distribution and exchange of blood parasites meeting at an avian moving contact zone. Mol. Ecol. 15, 753 – 763.
- Rödder, D., Kwet, A., Lötters, S. (2009a): Translating natural history into geographic space: a macroecological perspective on the North American Slider, *Trachemys scripta* (Reptilia, Cryptodira, Emydidae). J. Nat. Hist. 43, 2525 – 2536.
- Rödder, D., Schmidlein, S., Veith, M., Lötters, S. (2009b): Alien invasive Slider turtle in unpredicted habitat: a matter of niche shift or predators studied? PLoS ONE 4, e7843.
- Rödder, D., Schulte, U. (2010): Amphibien und Reptilien im anthropogenen Klimawandel: Was wissen wir und was erwarten wir? Zeitschr. Feldherpetol. 17, 1 – 22.
- Rödder, D., Kielgast, J., Lötters, S. (2010): Future potential distribution of the emerging amphibian chytrid fungus under anthropogenic climate change. Dis. Aquat. Org. 92, 201 – 207.
- Rolshausen, G., Segelbacher, G., Hobson, K.A., Schaefer, H.M. (2009): contemporary evolution of reproductive isolation and phenotypic divergence in sympatry along a migratory divide. Curr. Biol. 19, 2097 – 2101.
- Salewski, V., Hochachka, W.M., Fiedler, W. (2010): Global warming and Bergmann's rule: do central European passerines adjust their body size to rising temperatures? Oecologia 162, 247 – 260.
- Sanderson, F.J., Donald, P.F., Pain, D.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J. (2006): Long-term population declines in Afro-Palaearctic migrant birds. Biol. Conserv. 131, 93 – 105.
- Sauberer, N., Zulka, K.P., Abensperg-Traun, M., Berg, H.-M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzar, C., Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H., Grabherr, G. (2004): Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. Biol. Conserv. 117, 181 – 190.
- Schneeweiß, N., Andreas, B., Jendretzke, N. (1998): Reproductive ecology data of the European pond turtle, *Emys o. orbicularis* (Linnaeus, 1758) in Brandenburg, Northeast Germany. Mertensiella 10, 227 – 234.
- Schouten, M.A., Verweij, P.A., Barendregt, A., Kleukers, R.M.J.C., Kalkman, V.J., de Ruiter, P.C. (2009): Determinants of species richness patterns in the Netherlands across multiple taxonomic groups. Biodiv. Conserv. 18, 203 – 217.
- Schulte, U. (2008): Die Mauereidechse. Bielefeld. 160 S.
- Schulte, U., Hochkirch, A., Lötters, S., Rödder, D., Schweiger, S., Weimann, T., Veith, M. (2011): Cryptic niche conservatism among evolutionary lineages of an invasive lizard. Glob. Ecol. Biogeogr., im Druck.
- Schwager, M., Trautmann, S., Böhning-Gaese, K. (2009): Current trends in bird abundance anticipate predicted areal changes in 2050- Is the predictive power of models related to species traits? Posterbeitrag zur 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ), Bayreuth.
- Szczepanski, S., Jacobi, B. (2005): Notizen zur Ausbreitung der Südlichen Eichenschrecke (*Meconema meridionale* COSTA) in Nordrhein-Westfalen. Natur und Heimat 65, 1 – 6.
- Simmons, A.D., Thomas, C.D. (2004): Changes in dispersal during species' range expansion. Am. Nat. 164, 378 – 395.
- Sinervo, B., Méndez-de-la-Cruz, F., Miles, D.B., Heulin, B., Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M., Lara-Resendiz, R., Martínez-Méndez, N., Calderón-Espinosa, M.L., Meza-Lázaro, R.N., Gadsden, H., Avila, L.J., Morando, M., De la Riva, I.J., Sepulveda, P.V., Duarte Rocha, C.F., Ibagüengoytia, N., Puntriano, C.A., Massot, M., Lepetz, V., Oksanen, T.A., Chapple, D.G., Bauer, A.M., Branch, W.R., Clobert, J., Sites Jr., J.W. (2010): Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. Science 328, 894 – 899.
- Sowig, P. (2007): Amphibien und Reptilien in der Agrarlandschaft. In: Laufer, H., Fritz, K., Ssymanck, A.,

- Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schr.reihe Landsch. pfl. Naturschutz 53, BfN, Bonn, 743 S.
- Symanck, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schr.reihe Landsch.pfl. Naturschutz 53, BfN, Bonn, 560 S.
- Steck, C.E., Bürgi, M., Bolliger, J., Kienast, F., Lehmann, A., Gonseth, Y. (2007): Conservation of grasshopper diversity in a changing environment. *Biol. Conserv.* 138, 360 – 370.
- Steinicke, H., Henle, K., Gruttke, H. (2002): Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten. Münster, 96 S.
- Sternberg, K., Buchwald, R. (2000): Libellen Baden-Württembergs, Bd. 2 Großlibellen. Stuttgart, 712 S.
- Stuart, S.N., Hoffmann, M., Chanson, J.S., Cox, N.A., Berridge, R.J., Ramani, P., Young, B. E. (2008): Threatened amphibians of the world. *Lynx Edicions, Barcelona*, 758 S.
- Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Grüneberg, C., Mitschke, A., Schöpf, H., Wahl, J. (2007): Vögel in Deutschland – 2007. DDA, BfN, LAG VSW, 40 S.
- Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Flade, M., Grüneberg, C., Mitschke, A., Schwarz, J., Wahl, J. (2009): Vögel in Deutschland – 2009. DDA, BfN, LAG VSW, 68 S.
- Südbeck, P., Bauer, H.-G., Boschert, M., Boye, P., Knief, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007. *Ber. Vogelschutz* 44, 23 – 81.
- Thiesmeier, B., Kupfer, A.R., Jehle (2009): Der Kammolch (2. Auflage). Bielefeld. 158 S.
- Thomas, C.D., Lennon, J.J. (1999): Birds extend their ranges northwards. *Nature* 399, 213.
- Thomas, C.D., Bodsworth, E.J., Wilson, R.J., Simmons, A.D., Davies, Z.G., Musche, M., Conrad, L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411, 577 – 581.
- Todte, I. (2003): Einwanderer mit Zukunft: Bienenfresser in Deutschland. *Der Falke* 50, 202 – 207.
- Trockur, B., Boudot, J.-P., Fichet, V., Goffart, Ph., Ott, J., Proess, R. (2010): Atlas der Libellen – Atlas des Libellules. Fauna und Flora der Großregion/Faune e Flore dans la Grande Région, Landweiler-Reden, 201 S.
- Visser, M.E., Adriaansen, F., van Balen, J.H., Blondel, J., Dhondt, A.A., van Dongen, S., du Feu, S., Ivankina, E. V., Kerimov, A.B., de Laet, J., Matthysen, E., McCleery, R., Orell, M., Thomson, D. L. (2003): Variable responses to large-scale climate change in European Parus populations. *Proc. R. Soc. B* 270, 367 – 372.
- Visser, M.E., Perdeck, A.C., Van Balen, J.H., Both, C. (2009): Climate change leads to decreasing bird migration distances. *Global Change Biol.* 15, 1859 – 1865.
- Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V.E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilà, M., Vohland, K., Settele, J. (2009): Alien Species in a Warmer World: Risks and Opportunities. *Trends Ecol. Evol.* 24, 686 – 693.
- Walther, G.-R. (2010): Community and ecosystem responses to recent climate change. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 2019 – 24.
- Whitfield, S.M., Bell, K.E., Philipp, T., Sasa, M., Bolaños, F., Chaves, G., Savage, J.M., Donnelly, M.A. (2007): Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *PNAS* 104, 8352 – 8356.
- Williams, B.K., Semlitsch, R.D. (2010): Larval responses of three Midwestern anurans to chronic, low-dose exposures of four herbicides. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.* 58, 819 – 827.
- Witt, K. (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. *Ber. Vogelschutz* 39, 13 – 60.
- Zöphel, U., Steffens, R. (2002): Atlas der Amphibien Sachsens. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, 139 S.