

Zusatzmaterial A, B, C, D, E zu:

Langfristige Biodiversitätsveränderungen in Deutschland erkennen – mit Hilfe der Vergangenheit in die Zukunft schauen

Supplement A, B, C, D, E to:
Recognising long-term changes in biodiversity in Germany –
Exploring the future with the help of the past

David Eichenberg, Markus Bernhardt-Römermann, Diana Bowler, Helge Bruelheide, Klaus-Jürgen Conze, Jens Dauber, Jürgen Dengler, Diana Engels, Thomas Fartmann, Dieter Frank, Christian Geske, Volker Grescho, David Harter, Klaus Henle, Sylvia Hofmann, Ute Jandt, Florian Jansen, Johannes Kamp, Antje Kautzner, Birgitta König-Ries, Roland Krämer, Andreas Krüß, Hjalmar Kühl, Martin Ludwig, Holger Lueg, Rudolf May, Martin Musche, Andreas Opitz, Katrin Ronnenberg, Annemarie Schacherer, Livia Schäffler, Katja Schiffers, Ulrich Schulte, Johannes Schwarz, Thomas Sperle, Sabine Stab, Matthias Stöck, Florian Theves, Bernd Trockur, Karsten Wesche, Magnus Wessel, Marten Winter, Christian Wirth und Aletta Bonn

Natur und Landschaft – 95. Jahrgang (2020) – Ausgabe 11: 479–491

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag identifizieren wir Möglichkeiten und Grenzen einer Aufarbeitung bisher noch ungenutzter Datenquellen für raum-zeitliche Biodiversitätsanalysen in Deutschland. Im Rahmen des Syntheseprojekts sMon (<https://www.idiv.de/smon>) des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig erprobt eine Arbeitsgemeinschaft aus Bundes- und Landesbehörden gemeinsam mit Fachgesellschaften, Verbänden und wissenschaftlichen Einrichtungen Methoden, wie heterogene Daten der letzten Jahrzehnte für retrospektive Trendanalysen genutzt werden können. Darauf aufbauend schlagen wir gangbare Wege zur Zukunft des deutschen Biodiversitätsmonitorings vor und illustrieren, wie Daten aus der Vergangenheit helfen können, Monitoring künftig zu gestalten.

Artdaten – Biodiversität – Fachgesellschaften – Landesbehörden – Monitoring – naturkundliche Beobachtungsdaten – Naturschutzverbände – retrospektive Trendanalyse

Abstract

In this article, we identify possibilities and limits of processing as yet unused data sources for spatio-temporal biodiversity trend analyses in Germany. The sMon synthesis project (<https://www.idiv.de/smon>) of the German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig is a joint working group of federal and state authorities cooperating with natural history societies, nature protection organisations and scientific institutions. In this group, we develop and evaluate methods for using heterogeneous data for retrospective trend analyses over the last decades. Building on this, we propose viable approaches for the future of German biodiversity monitoring and illustrate how data from the past can help to shape monitoring in the future.

Species data – Biodiversity – Natural history societies – State authorities – Monitoring – Observational data from natural history – Nature conservation associations – Retrospective trend analysis

Manuskripteinreichung: 23.7.2019, Annahme: 17.8.2020

DOI: 10.17433/11.2020.50153851.479-491

Inhalt		
Zusatzmaterial A.....	S.2	Zusatzmaterial C..... S.6
Zusatzmaterial B.....	S.4	Zusatzmaterial D..... S.7
		Zusatzmaterial E..... S.11

Zusatzmaterial A:

Details zu den Glossar-Begriffen in Kasten 1, S. 480,
in der gedruckten Ausgabe

Supplement A:

Details on the glossary terms in Box 1, p. 480, in the print edition

Artenzahl-Areal-Beziehungen (Species-Area-Relationships) beschreiben die Beziehung zwischen der Fläche eines Gebiets und der dort gefundenen Artenzahl. Größere Gebiete enthalten tendenziell mehr Arten; empirisch folgen die Zahlen mathematischen Beziehungen. Artenzahl-Areal-Beziehungen werden normalerweise für einzelne Arten, eine taxonomische Gruppe oder einen Organismenotypus erstellt (z. B. alle Gefäßpflanzen eines Bezugsraums). Für einzelne Arten können Inzidenzkurven den Zusammenhang der Vorkommenswahrscheinlichkeit mit der Flächengröße abbilden. Dies ist möglich, wenn genügend Fundangaben innerhalb eines gegebenen Habitattyps mit unterschiedlichen Flächengrößen vorhanden sind. Dies ist z. B. häufig der Fall, wenn Daten aus Biotopkartierungen vorliegen.

Ein Beispiel: Eine Art wird innerhalb eines Habitattyps auf Flächen mit kleiner Ausdehnung nicht oder nur selten angetroffen, auf Flächen desselben Habitattyps mit großer Ausdehnung ist sie jedoch öfter zu finden. Wenn nun in einer Fläche mit bekannter Größe dieses Habitattyps diese Art in der Meldeliste fehlt, so kann aus der statistisch modellierten Kurve (sog. Inzidenzkurve) abgeschätzt werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit diese Art auf dieser Fläche vorkommt, aber übersehen wurde.* Eine genaue Methodenbeschreibung hierzu findet sich in Gaston, He (2008); für eine kritische Betrachtung der Methoden siehe Wintle et al. (2012).

Beals Smoothing ist eine multivariate Datentransformation für Präsenz/Absenz-Daten (d. h. 1/0) in Artengemeinschaften, die eine Vielzahl an Nullen (Abwesenheit) sowie einen hohen Grad an Unsicherheit (bezüglich der Unvollständigkeit von Artenlisten) enthalten. Diese Transformation ersetzt die Beobachtungen in der Artenliste einer Erhebung durch vorhergesagte Wahrscheinlichkeiten des Vorkommens einer Art aufgrund der empirischen Co-Occurrence (siehe unten) mit anderen Arten der vollständigen Artenliste über alle Erhebungen hinweg.

Ein Beispiel: Es liegen viele empirische Informationen (z. B. aus detaillierten Vegetationsaufnahmen) zu einer typischen Artengemeinschaft vor. Aus diesen wird deutlich, dass, wenn in dieser Artengemeinschaft die Arten A, B und C vorkommen, auch Art D mit der Wahrscheinlichkeit X vorkommt. Wird nun eine Artenliste aus einer unvollständigen Erhebung herangezogen, in der die Vorkommen der Arten A, B und C gelistet sind, so kann aus den empirischen Werten der Gesamtheit aller vorliegenden Daten abgeschätzt werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit Art D in der entsprechenden Artengemeinschaft vorhanden ist.* Da sich somit Vorkommenswahrscheinlichkeiten ergeben, können Ergebnisse aus dem Beals Smoothing auch Eingang in quantitative Modelle finden. Eine ausführliche Beschreibung und Diskussion dieser Methode findet sich in De Cáceres, Legendre (2008) und Bruehlheide et al. (2020).

Co-Occurrence ist das gemeinsame Auftreten zweier (oder mehrerer) Arten z. B. aufgrund gleichartiger ökologischer Ansprüche an ihren Lebensraum. So treten zwei feuchteliebende Pflanzenarten in einem feuchten Lebensraum mit höherer Wahrscheinlichkeit gemeinsam auf als eine feuchte- und eine trockenheitliebende Art. Co-Occurrence kann auch in der Koevolution miteinander interagierender Arten bedingt

sein, wodurch sich manche Arten gegenseitig fördern (z. B. Ameisen und Blattläuse) oder (kleinräumig) hindern bzw. ausschließen. Auf Basis empirischer Co-Occurrence-Daten können so Lücken in Artenlisten aufgrund der (z. T. auch aus anderen Studien zusammengetragenen) Erfahrungswerte geschlossen werden.* Co-Occurrence ist z. B. die Grundlage des Beals Smoothing. Einführende Gedanken zum Konzept der Co-Occurrence finden sich in Cole (1949), für Anwendungsbeispiele siehe De Cáceres, Legendre (2008), Jansen et al. (2020) und Bruehlheide et al. (2020).

Der Frescalo-Algorithmus (Hill 2012) ermöglicht es, die Wahrscheinlichkeit zu berechnen, mit der eine Art, die in der Meldeliste eines entsprechenden Ortes fehlt, dennoch vorhanden ist; dabei wird die räumliche Ähnlichkeit von z. B. Messtischblattquadranten und Fundmeldungen in der Umgebung dieser Orte einbezogen. Ein Zielquadrant und seine Umgebung (z. B. die umgebenden 100 Zellen) werden aufgrund ihrer biotischen und/oder abiotischen Ähnlichkeit sowie ihrer räumlichen Distanz charakterisiert. Solche biotischen/abiotischen Eigenschaften können z. B. Klima, Bodenbeschaffenheit und Topographie sein oder auch z. B. der Anteil bewaldeter Fläche.

Tritt eine im Zielquadranten nicht gemeldete Art in einer Vielzahl ökologisch ähnlicher Nachbarquadranten auf, so ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass sie im entsprechenden Zielquadranten vorkommt, jedoch nicht entdeckt wurde. Dies kann z. B. passieren, wenn der Quadrant nicht ausreichend untersucht wurde. Um die Untersuchungstiefe abzuschätzen, wird eine Liste der häufigsten Arten der umgebenden ökologisch ähnlichen Nachbarquadranten erstellt. Wurde ein Großteil dieser Arten für den Zielquadranten gelistet, so kann davon ausgegangen werden, dass dieser gut untersucht wurde. Somit ist eine tatsächliche Abwesenheit einer nicht gemeldeten Art an diesem Ort auch dann wahrscheinlich, wenn diese Art in den ökologisch ähnlichen Nachbarquadranten gemeldet wurde.*

Generalisierte (gemischte) lineare Modelle decken eine breite Palette verschiedener statistischer Modelle ab. Sie reichen von einfachen linearen Regressionen bis hin zu komplexen Mehrebenen-Modellen für nicht normalverteilte, zeitlich wiederholte Daten. Sie werden auch als Erweiterung der verallgemeinerten linearen Modelle (engl. Generalized Linear Model, GLM) gesehen, die zufällige, nicht explizit gemessene Effekte oder räumlich-zeitliche Abhängigkeiten beinhalten.

Ein Beispiel: In einer Studie soll der Zusammenhang zwischen mehreren Umwelteinflüssen X und der Anzahl der beobachteten Libellenindividuen Y über einen Zeitraum t hinweg modelliert werden. Hier wäre eine Modellierung von Y mittels Poisson-Verteilung treffender als die Normalverteilung, da eine Individuenzählung nur in ganzzahligen Ergebnissen vorliegen kann. Weiter kann man annehmen, dass die Anzahl der beobachteten Individuen zwischen verschiedenen geographischen Gebieten unterschiedlich ist, was nicht auf die direkt gemessenen Umwelteinflüsse zurückzuführen ist, sondern auf „zufällige“ lokale Besonderheiten. Diese werden adäquat durch die zufälligen Effekte modelliert. Ein

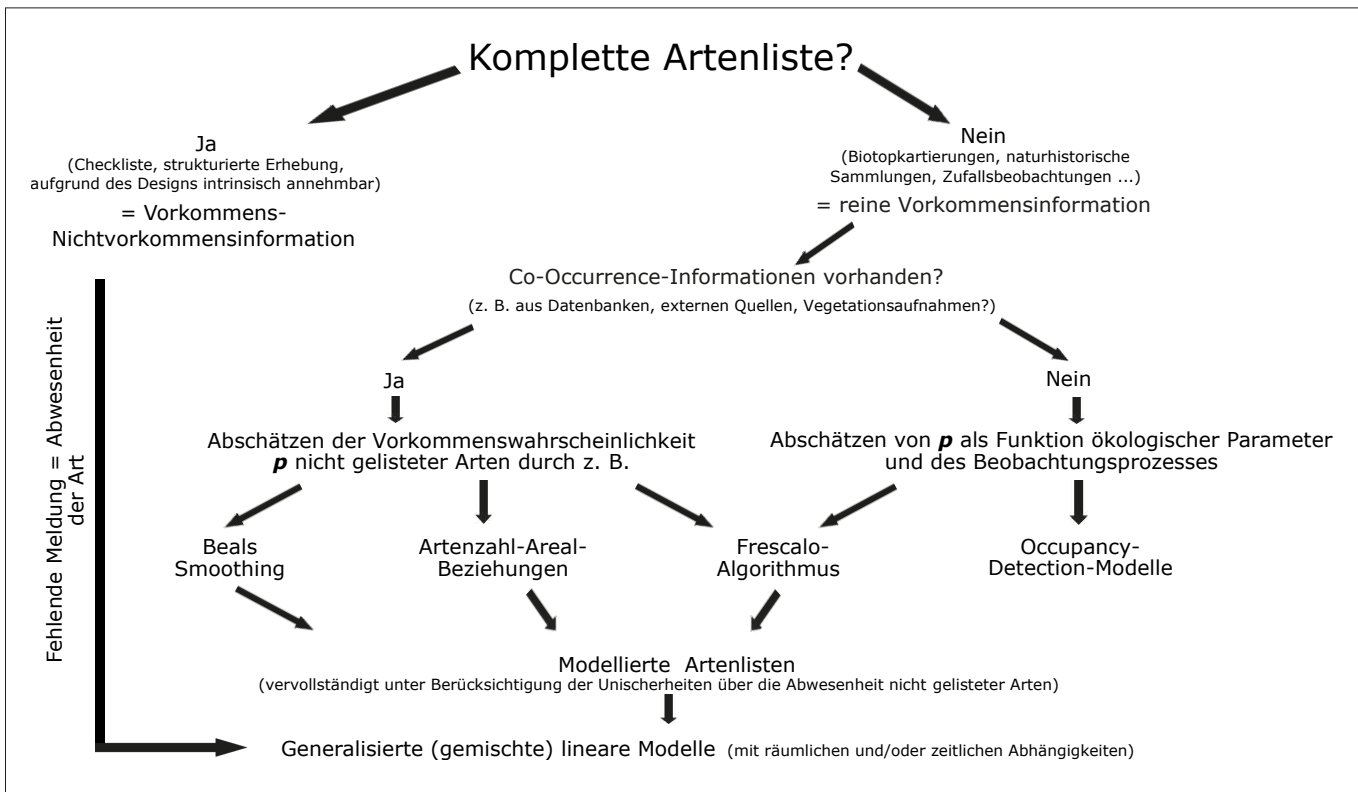


Abb. A: Entscheidungsbaum für die Anwendung geeigneter statistischer Methoden und deren Nutzung in verschiedenen Auswertungsszenarien. Ziel der Analysen ist die Abschätzung eines Trends der Vorkommenswahrscheinlichkeit p (oder ggf. der Abundanz) einer Art über die Zeit hinweg; p bezieht sich auf die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art X am Ort Y zum Zeitpunkt t. Neben Occupancy-Detection-Modellen stehen nach der Vervollständigung der Artenliste (ggf. durch Modellierungen) eine Vielzahl anderer Modelle zur Verfügung.

Fig. A: Decision tree for the use of suitable statistical methods and their application in various scenarios of data evaluation. The aim of such analyses is the estimation of a temporal trend in the occupancy p (or abundance) of a certain species; here, p reflects the probability of an occurrence of species X in location Y at time t. In addition to occupancy-detection models, a large number of models are available after gaps are filled (possibly by modelling) in the potentially incomplete species list.

weiterer Effekt, der bei einer solchen Untersuchung eine Rolle spielt, ist die zeitliche Abhängigkeit der Beobachtungen an Ort 1 zu den Zeitpunkten t_1 und t_2 . Auch solche komplexen Abhängigkeiten lassen sich in generalisierten (gemischten) Modellen berücksichtigen. Gute Einführungen zum Thema gemischte lineare Modelle finden sich in Zuur et al. (2009, 2017).

Occupancy-Detection-Modelle beschreiben eine Klasse moderner Analysemethoden, die es ermöglichen, die Wahrscheinlichkeit des räumlich-zeitlichen Vorkommens einer Art in Abhängigkeit vom Beobachtungsprozess zu modellieren (Kéry, Royle 2016). Es handelt sich um zwei (oder mehrere), hierarchisch an die Daten angepasste generalisierte, gemischte Modelle. Diese berücksichtigen, dass eine Art an einem Ort zwar anwesend sein kann, beim Beobachtungsprozess möglicherweise aber übersehen wurde.

In einem Teil des Modells wird aus den vorhandenen Daten die empirische Beobachtungswahrscheinlichkeit (engl. detection) einer Art abgeschätzt. Hier können Informationen zum Erfassungsaufwand in die Abschätzung der Detektionswahrscheinlichkeit einbezogen werden (z. B. die bei der Beobachtung verbrachte Zeit). Auch die Erfahrung einer Beobachterin bzw. eines Beobachters kann in diesem Teil des Modells berücksichtigt werden (z. B. angenähert durch die Gesamtanzahl der Fundmeldungen dieser Person oder die Anzahl der Jahre, seit denen diese aktiv ist). Es wird hierbei davon ausgegangen, dass eine erfahrene Person, die das Verhalten der zu beobachtenden Arten kennt, diese mit höherer Wahrscheinlichkeit entdeckt, als jemand Unerfahrenes.

In einem anderen Teil des Modells können Daten zu ökologischen Gegebenheiten vor Ort genutzt werden, um die Wahr-

rscheinlichkeit des Vorkommens (engl. occupancy) einer Art an einem Ort zu berechnen. Dies können klimatische Variablen zur Zeit der Beobachtung sein, aber auch das Datum der Erhebung. Des Weiteren können Daten, die bei bekannter Örtlichkeit auch im Nachhinein z. B. aus Geographischen Informationssystemen zur Verfügung stehen, einbezogen werden. Hier können z. B. Faktoren wie der Abstand zum nächsten Gewässer oder der „Isolationsgrad“ einer Beobachtungsfläche vom nächsten bekannten Vorkommen der Art eine wichtige Rolle spielen.

Mit Hilfe einer Verknüpfung dieser beiden Modellteile sind Occupancy-Detection-Modelle in der Lage, das Vorkommen einer Art an einem Ort abzuschätzen, auch wenn diese Art an diesem Ort nicht in der Meldeliste auftaucht. Hierzu werden die geschätzten Detektions- und Vorkommenswahrscheinlichkeiten eines Ortes miteinander multipliziert (Kéry, Royle 2016). Occupancy-Methoden erfordern allerdings, dass mindestens zwei Erfassungen am selben Ort vorgenommen wurden.

Literatur

- Bruehlheide H., Jansen F. et al. (2020): Using incomplete floristic monitoring data from habitat mapping programmes to detect species trends. *Diversity and Distributions* 26: 782–794. DOI: 10.1111/ddi.13058
- Cole L.C. (1949): The measurement of interspecific association. *Ecology* 30(4): 411–424.
- De Cáceres M., Legendre P. (2008): Beals smoothing revisited. *Oecologia* 156: 657–669. DOI: 10.1007/s00442-008-1017-y

Gaston K.J., He F. (2011): Species occurrence and occupancy. In: Magurran A.E., McGill B.J. (Hrsg.): Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press. Oxford: 141 – 151.

Hill M.O. (2012): Local frequency as a key to interpreting species occurrence data when recording effort is not known. *Methods in Ecology and Evolution* 3(1): 195 – 205. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2011.00146.x

Jansen F., Bonn A. et al. (2020): Moderately common plants show highest relative losses. *Conservation Letters* 13: e12674. DOI: 10.1111/conl.12674

Kéry M., Royle J.A. (2016): Applied hierarchical modelling in ecology – Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Vol. 1. Academic Press. Amsterdam: 811 S.

Wintle B.A., Walshe T.V. et al. (2012): Designing occupancy surveys and interpreting non-detection when observations are imperfect. *Diversity and Distributions* 18(4): 417 – 424. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00874.x

Zuur A., Ieno E. et al. (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer. New York: 574 S.

Zuur A., Ieno E., Saveliev A.A. (2017): Beginner's guide to spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Vol. I: Using GLM and GLMM. Highland Statistics Ltd. Newburgh: 12 S.

Endnote

* Einige der hier genannten statistischen Methoden können helfen, Datenlücken zu schließen. Sie führen aber ggf. zu Extrapolationen; d. h. eine Art, die nicht in einer Meldeliste auftaucht, ist tatsächlich abwesend, wird durch die Methodik jedoch fälschlicherweise mit in die Liste aufgenommen. Dies scheint zunächst als nicht wünschenswert, erhöht jedoch die Robustheit der Trendschätzungen: Bei einer Art, die sich sogar nach der eher konservativen Glättung der ggf. lückenhaften Daten z. B. im Rückgang befindet, ist der Rückgang trotz aller Unsicherheiten in den Daten sehr wahrscheinlich zutreffend. Eine solche Robustheit liefert gute Argumente in Diskussionen um Analysen aufgrund einer heterogenen Datenlage.

Zusatzmaterial B: Charakteristika von Biodiversitätsdatensätzen

Supplement B: Characteristics of biodiversity records

1 Arten-/Biotop-Ebene

Erfassungen von Biodiversitätsdaten lassen sich grundsätzlich danach differenzieren, ob der „Fokus der Erhebung“ auf der Erfassung von **Arten** oder von **Biotopten** liegt. Bei einer Erfassung mit dem Fokus auf der **Arten-Ebene** können die zugrundeliegenden Artenlisten eine taxonomische (Groß)gruppe (z. B. Moose, Libellen, Amphibien oder Reptilien) oder Arten einer bestimmten Lebensgemeinschaft (z. B. Makrozoobenthos, rastende Wasservögel etc.) umfassen. Solche Artenlisten schließen oft auch Taxa auf der Ebene von Unterarten, Varietäten, Artengruppen (Aggregate, Sektionen) oder Gattungen ein.

Beispiele für Erfassungen auf Basis vorgegebener Referenzlisten sind Transektbegehungen oder Vegetationsaufnahmen von Plotflächen. Artenlisten können bei speziellen Erfassungsprogrammen wenige bis nur eine einzige Art umfassen, wie z. B. beim Wolfs-Monitoring oder bei den Erfassungsprogrammen der Wildkatze. Dann handelt es sich typischerweise um Erfassungsprogramme, die z. B. auf besonders schützenswerte, charismatische oder aber auch ggf. problematische Arten (z. B. *Ambrosia* als Allergien auslösende Blütenpflanze) ausgerichtet sind. Je nach Erfassungsprotokoll (z. B. stark strukturiert vs. Zufallsbeobachtungen) können Artenlisten mehr oder weniger vollständig erfasst werden (vgl. „Vorkommen vs. Absenzen“ unten).

Erfolgt eine Erfassung mit dem Fokus auf der **Biotopt-Ebene**, so wird der konkrete Lebensraum einer Lebensgemeinschaft (Biozönose im Sinne einer regelmäßig wiederkehrenden Artengemeinschaft) aus Pflanzen und/oder Tieren erfasst und dabei räumlich abgegrenzt. Dabei umfasst die Abgrenzung je nach Erfassungsprogramm eine bestimmte Mindestgröße und kann bei kleinräumiger Verzahnung auch Biotopkomplexe beinhalten.

Bestimmte Biotop- oder Lebensraumtypen können durch charakteristische bzw. sehr stetige Arten definiert sein. So ist z. B. der Biotoptyp B5610 in Thüringen (Zwergstrauch-/Ginsterheide; vgl. Lauser, Korsch 2018) durch ein Set charakteristischer Arten gekennzeichnet, von deren Anwesenheit ausgegangen werden kann, sobald dieser Biotoptyp vorliegt (ggf. werden solche Biotoptypen in Unterkategorien feiner aufgegliedert, sodass noch spezifischere Informationen zur dortigen Vegetation vorliegen). Daraus lassen sich indirekt Artenlisten für die vorliegende Fläche ableiten.

Zusätzlich zur Erfassung und räumlichen Abgrenzung von Biotoptypen kann bei Biotopkartierungen auch das Vorhandensein charakteristischer Arten innerhalb einer Biotopfläche erfasst werden. Diese dienen der Dokumentation der Bestimmung des Biotop-typs und sind häufig sehr lückenhaft, da lediglich Arten in dieser Artenliste auftauchen, die den vorliegenden Typ charakterisieren.

Ein ähnliches Prinzip gilt für Erfassungen aus phytosoziologischen Studien. Wird eine Fläche aufgrund ihrer Phytozönose einer pflanzensoziologischen Einheit zugeordnet, so lassen sich lediglich Rückschlüsse auf die charakteristischen Arten ziehen, nicht aber auf den Gesamtartenbestand an Pflanzen. Bei Datensätzen, die auf **Biotopt-Ebene** erfasst wurden, gilt es daher zu bedenken, dass das aus dem Biotoptyp abgeleitete oder zusätzlich erfasste Arteninventar meist nur die charakteristischen Arten umfasst und daher nicht vollständig ist. Für eine robuste Auswertung solcher Daten hinsichtlich der Trendentwicklung von Arten sind daher zahlreiche externe Zusatzinformationen, wie z. B. Erhebungen auf Artenlisten-Ebene in der näheren Umgebung oder von vergleichbaren Ökosystemen, notwendig, um die Lücken in solchen Artenlisten zu glätten. Dies ist z. B. durch Artenzahl-Areal-Beziehungen oder Co-Occurrence-Methoden möglich, wie sie im Zusatzmaterial A, S. 2 ff., näher beschrieben sind.

Weiterhin können Daten mehr oder weniger standardisiert erfasst werden. Bei einer standardisierten Erfassung wird mit einer festgelegten Erfassungsmethodik und definiertem Erfassungsaufwand pro Raumeinheit diese Einheit auf das Vorkommen aller Arten einer Artenliste untersucht. Bei nicht-standardisierten Erfassungen werden Artvorkommen unsystematisch ohne Bezug zu vorgegebenen Raumeinheiten und ohne Vorgabe einer Methode sowie einer vollständig zu erhebenden Artenliste gesammelt.

2 Raum

Oft werden Daten nach einer bestimmten Stratifizierung (**räumlicher Fokus**) aufgenommen und in **vorgegebene Raumeinheiten** aufgeteilt (das können Habitate, Landschaftselemente, Plotflächen, Transekte, Rasterfelder etc. sein). Ein Beispiel ist die Stratifizierung einer Großlandschaft anhand ihrer Biotoptypen. Weiterhin können Daten eine unterschiedliche **räumliche Auflösung** haben. Diese kann von Aufnahmeflächen von wenigen Quadratmetern (Plots) über Messtischblätter bis hin zu ganzen Bundesländern oder großen Landschaftselementen (z. B. EU-Vogelschutzgebiete) reichen. Darüber hinaus haben verschiedene Datensätze eine unterschiedliche **räumliche Ausdehnung**, die von einer kleinräumigen Örtlichkeit über ein Bundesland bis ganz Deutschland reichen kann, wie dies z. B. bei den bundesweiten Verbreitungsatlanten oder flächendeckenden Rasterkartierungen der Fall ist.

3 Zeit

Auch die zeitliche Abdeckung der Datensätze kann variieren. Während Erhebungen wie z. B. zur Erstellung von Verbreitungsatlanten teilweise Dekaden oder gar Hunderte von Jahren zurückreichen, blicken andere – speziell die aus den neueren Monitoringprogrammen – nur wenige Jahre oder Jahrzehnte zurück (Mihoub et al. 2017). Der zeitliche Fokus beschreibt die zeitliche Dimension, über die ein Datensatz Aussagen machen soll.

Bei Atlas- oder Biotopkartierungen liegt der zeitliche Fokus i. d. R. auf der Zustandsbeschreibung in einem bestimmten Zeitfenster. Monitoringprogramme sind entweder darauf ausgelegt, eine zeitliche Entwicklung zu erfassen und/oder Zustände in wiederholten Zeitfenstern miteinander vergleichbar zu bestimmen (z. B. ist das Monitoring häufiger Brutvögel darauf ausgelegt, Populationstrends über mehrere Jahre zu erfassen, während das Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Monitoring hauptsächlich darauf ausgelegt ist, den Erhaltungszustand im sechsjährigen Berichtszeitraum zu bestimmen). Weiterhin gibt es Datensätze, die bei ihrer Entstehung keinen zeitlichen Fokus haben, sondern erst einmal nur eine Sammlung von Informationen zu Zeitpunkten sind (z. B. Datensammlungen von Zufallsfunden durch Apps).

Die **zeitliche Auflösung** entspricht der Häufigkeit, mit der Daten zu einer Erfassungseinheit aufgenommen werden. Der zeitliche Fokus einer Fragestellung, die Auffinde-Wahrscheinlichkeit und die Dynamik im Auftreten der untersuchten Arten bestimmen, mit welcher zeitlichen Auflösung Daten erhoben werden müssen. Beispielsweise werden im FFH-Monitoring innerhalb des sechsjährigen Berichtszeitraums Daten zu Arten mit hoher Auffinde-Wahrscheinlichkeit und geringer Dynamik jeweils nur in einem Jahr mit nur einer Erhebung aufgenommen. Bei Arten mit geringer Auffinde-Wahrscheinlichkeit und hoher Dynamik werden Daten jeweils in mehreren Jahren und/oder mit mehreren Erhebungen pro Jahr aufgenommen. Daten ohne zeitlichen Fokus werden oft in variabler zeitlicher Auflösung erhoben, z. T. sogar in Echtzeit wie beispielsweise bei Zufallsfundmeldungen durch Apps.

4 Vorkommen versus Absenzen

Bei Erfassungen auf der Biotop-Ebene werden meist nur selektive oder für bestimmte Biotoptypen charakteristische Artvorkommen

zusätzlich erfasst. Aber auch bei Erfassungen mittels Artenlisten werden – trotz der Zielvorgabe einer möglichst vollständigen Erfassung – methodisch bedingt meist nicht alle Arten erfasst. Hierbei wird häufig auch nur die reine Artpräsenz (**Vorkommens-Information**) erhoben. Aus fehlenden Einträgen in solchen Artenlisten kann daher nicht ohne Weiteres auf das tatsächliche Fehlen einer Art geschlossen werden (sog. „**Falsche Absenzen**“). Im Gegensatz dazu existieren aber auch Daten in Form von Vorkommens-Abwesenheits-Informationen, sog. „**Echte Absenzen**“. Vorkommens-Abwesenheits-Informationen unterscheiden sich je nach Ziel der Erhebung und methodischer Herangehensweise.

In Tab. 1, S. 481 in der gedruckten Ausgabe, werden Vorkommens-Abwesenheits-Informationen in zwei grobe, methodische Kategorien unterteilt:

1. Anhand einer angestrebten Vollerfassung des Arteninventars auf einer definierten Fläche und zu einer definierten Artenliste (z. B. einer taxonomischen Gruppe) als Referenz erfasste Daten. Hierzu zählen in der Regel Plot-Daten (z. B. von Vegetationsplots).
2. Daten, die nicht anhand einer Vollerfassung (z. B. zeitlich begrenzter Erfassungsaufwand) und/oder nicht auf einer definierten Fläche erhoben wurden, aber z. B. Informationen zum Erfassungsaufwand (verbrachte Zeit, taxonomischer Fokus) enthalten und somit Rückschlüsse auf Vorkommen oder Abwesenheit zulassen.

Aufnahmen auf der Biotop-Ebene, die auf Basis charakteristischer Arten erhoben wurden, können stets auf die Art-Ebene heruntergebrochen werden. Aus (vielen) Einzelfunden lassen sich häufig auch Daten auf Artengemeinschafts-Ebene erstellen. Allerdings sind dann nur Anwesenheitsinformationen vorhanden. Eine sichere Information über die tatsächliche Abwesenheit einer Art in Raum und Zeit ist nicht gegeben. Während Daten mit echten Absenzen häufig mit geringerer vorausgehender Aufarbeitung für die Berechnung zeitlicher Trends herangezogen werden können, werden für reine Anwesenheitsdaten weitere Schritte benötigt, um die Artenlisten über Raum und Zeit miteinander vergleichbar zu machen (vgl. Abb. A, S. 3 im Zusatzmaterial A).

Da verschiedene Daten zu jeweils unterschiedlichen Zwecken erhoben werden, unterscheiden sich diese in ihrer räumlichen Abdeckung und/oder zeitlichen Auflösung. Dies resultiert häufig aus einer Minimierung des Erhebungsaufwands wie bei Erhebungen von Vorkommen in Raster-Feldern, die außer bei seltenen Arten keine Erhebung aller im Untersuchungsraum vorhandenen Vorkommen im Fokus haben.

5 Abundanz/Aktivitätsdichte/Deckungsgrad

Manche Datensätze enthalten auch Angaben über die Abundanz bzw. die Deckung oder die Aktivitätsdichten der untersuchten Pflanzen oder Tiere. Diese Informationen kommen von strukturierten Erhebungen, d. h. Erhebungen mit einem mehr oder weniger fest definierten Aufnahmeprotokoll. Solche Daten ermöglichen es, auch Veränderungen der Demographie (d. h. Phänologie, Populationsdynamiken, Migrationsverhalten u. Ä.) zu quantifizieren. Tab. 1, S. 481 in der gedruckten Ausgabe, ist der Versuch einer Einordnung dieser Daten entlang der genannten Kategorien.

6 Literatur

- Lauser P., Korsch H. (Bearb.) (2018): Anleitung zur Kartierung der gesetzlich geschützten Biotope im Offenland Thüringens. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG). Weimar: 99 S.
- Mihoub J.B., Henle K. et al. (2017): Setting temporal baselines for biodiversity: The limits of available monitoring data for capturing the full impact of anthropogenic pressures. *Scientific Reports* 7: 41 591. DOI: 10.1038/srep41591

Zusatzmaterial C:

Strukturen zur Datenaufnahme und -haltung

Supplement C: Structures for data recording and storage

Datenbanken, die in vielen Ämtern, Behörden, Fachgesellschaften, Planungsbüros und Forschungseinrichtungen seit Langem vorhanden sind, stellen eine strukturierte Sammlung von Informationen in Form von mehr oder weniger direkt auswertbaren Formaten dar. Im Gegensatz zu reinen Datentabellen können in Datenbanken verschiedene Facetten von Informationen zu einem Thema logisch voneinander getrennt aufbewahrt und nach konzeptionellen oder semantischen Gesichtspunkten miteinander verknüpft werden.

Auch viele andere Projekte verfügen mittlerweile ebenfalls über gut strukturierte Online-Datenbanken (z. B. Citizen-Science-Datenbanken wie <https://www.ornitho.de>, <http://www.ebird.org>, <https://www.ufz.de/tagfalter-monitoring.de>). Eine mangelnde Standardisierung über die Projekte hinweg erschwert jedoch häufig komplexere Auswertungen, da aufgrund fehlender Informationen (z. B. zum Erhebungsaufwand) nicht klar ist, ob gefundene Änderungen in den Vorkommensmeldungen von Arten echte Trends oder eine Veränderung im Beobachtungsaufwand widerspiegeln.

Die Vernetzung interoperabler Datenbanken bietet auch die Möglichkeit, Daten dezentral für eine Vielzahl von Personen zugänglich zu machen, sei es als komplett öffentliche Plattform (z. B. im Internet) oder hinter einer passwortgeschützten Struktur im Intranet von Behörden, Fachgesellschaften oder Forschungseinrichtungen. Somit können neue Verknüpfungen und neue Auswertungen ermöglicht werden und dadurch kann das gemeinsame Wissen über Biodiversität gestärkt werden.

Eine sinnvolle Aufarbeitung und Analyse solcher Datensätze setzt eine hinreichend genaue Dokumentation der verfügbaren Daten voraus (Fegraus et al. 2005). Solche Kerninformationen oder Metadaten lassen sich schon mit wenigen Pflichtfeldern (wie etwa zur Aufnahmemethode, zum Datum, Ort, Taxon und ggf. zur Häufigkeit der gesichteten Individuen) generieren. Je detaillierter die Dokumentation eines Datensatzes, desto besser lässt sich abschätzen, ob Analysen möglich sind und welche Analysemethoden herangezogen werden können. Bei neu erhobenen Daten, neu entstehenden Datenbanksystemen oder bei der retrospektiven Digitalisierung und Mobilisierung von Daten sollten standardisierte Informationen zu zugrundeliegenden Aspekten erhoben werden (vgl. auch Tab. 1, S. 481 in der gedruckten Ausgabe):

1 Was?

Die Zuordnung einer Beobachtung zu einer taxonomischen Grundeinheit, idealerweise einer bestimmten Art (bzw. auch Unterart – falls relevant), sollte bekannt sein. Bei Erhebungen von Artengruppen (z. B. Vegetationsaufnahme von Gefäßpflanzen, Amphibien-Zählung) ist die Angabe der erfassten Gruppe notwendig. Gegebenenfalls kann eine Meldung auf Gattungs- oder Familienbene ebenfalls hilfreich sein.

2 Wann?

Vor allem bei faunistischen Arterfassungen ist diese Angabe wichtig, da die Aktivitätsphasen vieler Arten von deren allgemeiner Phäno-

logie oder gar Tageszeit abhängig sind. Tagesgenaue Zuordnungen lassen u. a. Rückschlüsse auf die Verschiebung der Phänologie zu (z. B. Aktivitätszeitraum, Brutphasen, Blütephasen). Beobachtungen mit genaueren Zeitangaben (z. B. Tageszeit) lassen auch Rückschlüsse auf die Verschiebung täglicher Rhythmen zu.

3 Wo?

Für die räumliche Einordnung ist die Angabe des Fundortes zentral. Automatisierte GPS-Angaben erlauben es oftmals, punktgenaue Positionsangaben zu machen. Diese sind wichtig und können im Nachhinein standardisierten Landschaftsausschnitten zugeordnet werden. Es sollte mindestens die Genauigkeit auf dem Niveau von Messtischblattquadranten angegeben werden. Bei punktgenauen Daten ist die Nennung des Koordinaten-Referenzsystems essenziell.

4 Wer?

Eine Nennung der Beobachterin bzw. des Beobachters ist eine sehr hilfreiche Information. Auch bei anonymisierten Angaben zur erfassenden Person ist unter Verwendung moderner Analysemethoden z. B. der Grad der Erfahrung dieser Person bei der Abschätzung eines Trends mit zu berücksichtigen. Dies erhöht nachweislich die Zuverlässigkeit einiger statistischer Analyseverfahren (vgl. Kelling et al. 2015, 2019). Nicht anonymisierte Angaben erlauben es, die Beobachterin bzw. den Beobachter bei Folgeerhebungen hinzuzuziehen, z. B. um methodische Fehler zu reduzieren.

5 Wie viel?

Die Angabe der Methodik ist wichtig für die spätere Auswertung – unabhängig davon, ob die Daten aus einem strukturierten Monitoring stammen oder ob es sich um eine zufällige Beobachtung handelt. Wichtige Informationen sind: Wurden alle Arten erfasst (komplette Checkliste)? Weiterhin: Wurden Individuen gezählt? Wurden Häufigkeitsklassen geschätzt? Wenn ja, welche? Wurde die Abundanz einer Art (z. B. Deckung, Populationsdichte) geschätzt und in welcher Skala (%-Deckung, nach Londo, nach Braun-Blanquet, Individuenzahl pro Flächeneinheit)? Aus Sicht des Monitorings und der Trendanalysen sind Datensätze mit kompletten Artenlisten sowie Häufigkeits- oder Abundanzangaben extrem wertvoll. Neben Aussagen über die Veränderung der Verbreitung von Arten lassen sich u. a. auch Aussagen über die Dynamik innerhalb der beobachteten Populationen ableiten.

6 Wie?

Die ausreichende Dokumentation des „Wie“ stellt zwar die größte Hürde bei der Mobilisierung von Daten dar, potenziert jedoch den Wert einer Fundmeldung aus Sicht des Naturschutzes und des Monitorings. Es ist wichtig, dass klar abgegrenzt werden kann, welcher

Datensatz mit welcher Methode und welchem Erfassungsaufwand erhoben wurde. So können ggf. Datensätze mit derselben Methode verschnitten, aber auch heterogene Datensätze harmonisiert oder in einem übergreifenden Modell analysiert werden (z. B. Zuur et al. 2017). Mittels moderner statistischer Verfahren können z. B. Einzeldatensätze mit Häufigkeitsangaben nicht nur zur beobachteten Population, sondern auch zur Gesamtpopulation wichtige Informationen liefern (z. B. Bowler et al. 2019). Für Hilfestellungen zur Dokumentation des „Wie“ siehe z. B. Fegraus et al. (2005) und Wilkinson (2016).

7 Literatur

Bowler D.E., Erlend B.N. et al. (2019): Integrating data from different survey types for population monitoring of an endangered species: The case of the Eld's deer. *Scientific Reports* 9(1): 7766. DOI: 10.1038/s41598-019-44075-9

Fegraus E., Andelmann S. et al. (2005): Maximizing the value of ecological data with structured metadata: An introduction to ecological metadata language (EML) and principles for metadata creation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 86(3): 158 – 168.

Kelling S., Johnston A. et al. (2015): Can observation skills of citizen scientists be estimated using species accumulation curves? *PLOS ONE* 10(10): 1 – 20. DOI: 10.1371/journal.pone.0139600

Kelling S., Johnston A. et al. (2019): Using semi-structured surveys to improve citizen science data for monitoring biodiversity. *BioScience* 69(3): 170 – 179. DOI: 10.1093/biosci/biz010

Wilkinson M.D., Dumontier M. et al. (2016): The FAIR guiding principles for scientific data management and stewardship. *Scientific Data* 3: 160018. DOI: 10.1038/sdata.2016.18

Zuur A., Ieno E., Saveliev A.A. (2017): *Beginner's guide to spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Vol. I: Using GLM and GLMM.* Highland Statistics Ltd. Newburgh: 12 S.

Zusatzmaterial D:

Zusammenstellung von Wiederholungsstudien zu verschiedenen Artengruppen in Deutschland

Supplement D:

Compilation of repeated studies on different species groups in Germany

Tab. A siehe S.9 f.

Literatur

Becker T., Spanka J. et al. (2017): Forty years of vegetation change in former coppice-with-standards woodlands as a result of management change and N deposition. *Applied Vegetation Science* 20(2): 304 – 313. DOI: 10.1111/avsc.12282

Dalbeck L., Düssel-Siebert H. et al. (2018): Die Salamanderpest und ihr Erreger *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal): aktueller Stand in Deutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 25(1): 1 – 22.

Diekmann M., Jandt U. et al. (2014): Long-term changes in calcareous grassland vegetation in North-western Germany – No decline in species richness, but a shift in species composition. *Biological Conservation* 172: 170 – 179. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.02.038

Dittmann T., Heinken T., Schmidt M. (2018): Die Wälder von Magdeburgerforst (Fläming, Sachsen-Anhalt) – eine Wiederholungsuntersuchung nach sechs Jahrzehnten. *Tuexenia* 38: 11 – 42. DOI: 10.14471/2018.38.009

Fanigliulo M., Seitz B., Heinken T. (2014): Veränderungen der Grünlandvegetation im Streeseebecken bei Biesenthal seit 1992. *Verhandlungen des Botanischen Vereins Berlin-Brandenburg* 147: 13 – 49.

Flottmann H.-J., Bernd C. et al. (2008): Rote Liste der Amphibien und Reptilien des Saarlandes (Amphibia, Reptilia). In: Ministerium für Umwelt und Delattinia (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere des Saarlandes. Bd. 4. Saarbrücken: 307 – 328.

Fumy F., Löffler F. et al. (2020): Response of Orthoptera assemblages to environmental change in a low-mountain range differs among grassland

types. *Journal of Environmental Management* 256: 109 919. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109919

Grosse W.-R. (2015): Grasfrosch – *Rana temporaria* (LINNAEUS, 1758). *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz in Sachsen-Anhalt* 4: 357 – 370.

Habel J.C., Segerer A. et al. (2016): Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology* 30(4): 754 – 762. DOI: 10.1111/cobi.12656

Hachtel M., Weddelling K. et al. (2006): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 30: 362 – 368.

Hallmann C.A., Sorg M. et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12(10): e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809

Heckes U., Gruber H.-J. (2003): Verbreitung und Bestandssituation der Wechselkröte (*Bufo viridis*, LAURENTI, 1768) in Bayern. *Mertensiella* 14: 28 – 37.

Hoffmann J., Kiesel J. (2007): Vogelindikator für die Agrarlandschaft auf der Grundlage der Abundanzen der Brutvogelarten im Kontext zur räumlichen Landschaftsstruktur. *Landbauforschung Völknerode* 57(4): 333 – 347.

Jandt U., Wehrden H. von, Bruelheide H. (2011): Exploring large vegetation databases to detect temporal trends in species occurrences. *Journal of Vegetation Science* 22(6): 957 – 972. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01318.x

Jensen K., Lenzewski N., Dengler J. (2013): Vegetationsentwicklung im Rückdeichungsgebiet Lenzen: Veränderungen zwischen 2009 und 2011. In: Struck A., Garbe H., Felinks B. (Hrsg.): *Auenreport Spezial. Die Deichrückverlegung bei Lenzen: erste Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung.* Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Potsdam: 58 – 64.

- Kordges T., Weddelling K. (2015): Immer früher? Langzeitmonitoring (1979–2013) zum Laichbeginn des Grasfrosches (*Rana temporaria*) im Felderbachtal in Hattingen (NRW). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 22: 211–222.
- Krause B., Culmsee H. et al. (2011): Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodiversity and Conservation* 20(11): 2347–2364. DOI: 10.1007/s10531-011-9988-0
- Krause B., Culmsee H. et al. (2015): Historical and recent fragmentation of temperate floodplain grasslands: Do patch size and distance affect the richness of characteristic wet meadow plant species? *Folia Geobotanica* 50(3): 253–266. DOI: 10.1007/s12224-015-9220-1
- Kürbis K., Ernst R. (2017): Use it or lose it: Herpetologische Beifänge als wertvolle Datenquelle für ökologisch-naturschutzfachliche Fragestellungen im Amphibienschutz? *Terraria/elaphe* 66: 96–97.
- Lemoine N., Bauer H.G. et al. (2007): Effects of climate and land-use change on species abundance in a Central European bird community. *Conservation Biology* 21(2): 495–503. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2006.00633.x
- Leuschner C., Wesche K. et al. (2013): Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern. *Berichte der Reinhessischen Tüxen Gesellschaft* 25: 166–182.
- Litzka K., Diekmann M. (2017): Resurveying hedgerows in Northern Germany: Plant community shifts over the past 50 years. *Biological Conservation* 206: 226–235. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.12.003
- Löffler F., Poniatowski D., Fartmann T. (2019): Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change – Lessons from a long-term study across different grassland habitats. *Biological Conservation* 236: 315–323. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.05.058
- Lütt S., Dethmann K. et al. (2018): Ergebnisse der Wertgrünlandkartierung. Phase 1 der landesweiten Biotopkartierung in Schleswig-Holstein. *Natur und Landschaft* 93(1): 21–28. DOI: 10.17433/1.2018.50153537.21-28
- Malkmus R., Weddelling K. (2017): Langzeituntersuchung (1987–2016) zum Laichgeschehen einer Metapopulation des Grasfrosches (*Rana temporaria*) im Spessart (Nordwestbayern) und die Auswirkungen nach Einwanderung des Bibers (*Castor fiber*). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 24(2): 187–208.
- Meyer S., Bergmeier E. et al. (2015a): Detecting long-term losses at the plant community level – Arable fields in Germany revisited. *Applied Vegetation Science* 18(3): 432–442. DOI: 10.1111/avsc.12168
- Meyer S., Wesche K. et al. (2015b): Landscape complexity has limited effects on the genetic structure of two arable plant species, *Adonis aestivalis* and *Consolida regalis*. *Weed Research* 55(4): 406–415. DOI: 10.1111/wre.12150
- Nöllert A., Naumann E., Scheidt U. (2003): Verbreitung, Lebensraum und Bestandssituation der Wechselkröte, *Bufo v. viridis* LAURENTI, 1768, in Thüringen. *Mertensiella* 14: 53–71.
- Peppler-Lisbach C., Könitz N. (2017): Vegetationsveränderungen in Borstgrasrasen des Werra-Meißner-Gebietes (Hessen, Niedersachsen) nach 25 Jahren. *Tuexenia* 37: 201–228. DOI: 10.14471/2017.37.001
- Rada S., Schweiger O. et al. (2019): Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. *Diversity and Distributions* 25(2): 217–224. DOI: 10.1111/ddi.12854
- Reinecke J., Klemm G., Heinken T. (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. *Journal of Vegetation Science* 25(1): 113–121. DOI: 10.1111/jvs.12069
- Saathoff U. (2016): Zentrale Artdatenbank Sachsen: Verbesserung der Nutzbarkeit sowie Auswertung des herpetologischen Datenbestandes. *Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik in Sachsen* 17: 28.
- Schuch S., Bock J. et al. (2011a): Long-term population trends in three grassland insect groups: A comparative analysis of 1951 and 2009. *Journal of Applied Entomology* 136(5): 321–331. DOI: 10.1111/j.1439-0418.2011.01645.x
- Schuch S., Bock J. et al. (2011b): Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. *Journal of Insect Conservation* 15(6): 811–822. DOI: 10.1007/s10841-011-9379-6
- Schuch S., Wesche K., Schaefer M. (2012): Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149(1): 75–83. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.02.006
- Seidling W. (2005): Ground floor vegetation assessment within the intensive (Level II) monitoring of forest ecosystems in Germany: Chances and challenges. *European Journal of Forest Research* 124(4): 301–312. DOI: 10.1007/s10342-005-0087-1
- Steffen K., Becker T. et al. (2013): Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. *Hydrobiologia* 713(1): 1–17. DOI: 10.1007/s10750-013-1472-2
- Strubelt I., Diekmann M., Zacharias D. (2017): Changes in species composition and richness in an alluvial hardwood forest over 52 yrs. *Journal of Vegetation Science* 28(2): 401–412. DOI: 10.1111/jvs.12483
- Strubelt I., Diekmann M. et al. (2019): Vegetation changes in the Hasbruch forest nature reserve (NW Germany) depend on management and habitat type. *Forest Ecology and Management* 444: 78–88. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.04.030
- Sudfeldt C., Dröschmeister R. et al. (Hrsg.) (2010): Vögel in Deutschland. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. Münster: 56 S.
- Trockur B. (2013): Bemerkenswertes und aktuelle Ergänzungen zur Libellenfauna des Saarlandes aus den Jahren 2002 bis 2011 (Insecta: Odonata). *Delattinia* 39: 79–154.
- Trockur B., Lingenfelder U. (2014): Die FFH-Libellenarten im Saarland (Insecta: Odonata). *Delattinia* 40: 77–136.
- Wagner N. (2013): Bestandstrends der Erdkröte *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) im Saarland (Anura: Bufonidae). *Delattinia* 39: 195–206.
- Weddelling K., Geiger A. (2011): Erdkröte – *Bufo bufo*. In: Hachtel M., Schlupmann M. et al. (Hrsg.): *Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens*. Laurenti. Bielefeld: 583–622.
- Wesche K., Krause B. et al. (2009): Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 21: 196–210.
- Wesche K., Krause B. et al. (2012): Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation* 150(1): 76–85.

Tab. A: Zusammenstellung von Wiederholungsstudien zu verschiedenen Artengruppen in Deutschland. Beschrieben werden die jeweilige Bezugsregion, die Bezugszeiträume sowie eine grobe Klassifizierung der angewandten Methoden bei der Datenerfassung. In einigen Fällen beinhalten die erwähnten Studien auch Informationen zu den untersuchten Treibern.

Table A: Compilation of repeated studies on different species groups in Germany. The respective reference region, the reference periods and a rough classification of the methods used for data collection are described. In some cases, the studies mentioned also include information on the drivers studied.

Artengruppe	Region	Zeitraum	Datenquelle Artdaten	Untersuchte Treiber	Veröffentlichung
Amphibien	Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Thüringen	2014 – 2017	Hand- und Kescherfänge, Toifunde	Krankheitserreger (Salamanderpest)	Dalbeck et al. (2018)
Amphibien und Reptilien	Saarland	1995 – 2004	Atlasdaten	–	Flottmann et al. (2008)
Amphibien	Wechselkröten in Thüringen	1800 – 1997	Atlasdaten	–	Nöllert et al. (2003)
Amphibien	Wechselkröten in Bayern	1980 – 1998	Atlasdaten	–	Heckes, Gruber (2003)
Amphibien	Amphibienpopulationen im Drachenfelder Ländchen (Nordrhein-Westfalen)	1988 – 1995 vs. 2000 – 2003	Fang-/Wiederfangdaten	–	Hachtel et al. (2006)
Amphibien	Stadtgebiet Freiberg, Mittelsachsen	1989 – 2001 vs. 2002 – 2014	Beobachtungsdaten aus Datenbank, FFH-Monitoring	–	Saathoff (2016)
Amphibien	Grasfrosch im Feiderbachtal, Hattingen (Nordrhein-Westfalen)	1979 – 2013	Laichmonitoring	Witterung	Kordges, Weddeling (2015)
Amphibien	Grasfrosch im Kaltengrund, Spessart (Bayern)	1987 – 2016	Laichmonitoring	Witterung und Biber (<i>Castor fiber</i>)	Malkmus, Weddeling (2017)
Amphibien	Grasfrosch in Sachsen-Anhalt	Vor 2000 vs. 2001 – 2014	Beobachtungsdaten aus Datenbank	–	Grosse (2015)
Amphibien	Erdkröte im Saarland	2009 – 2013	Amphibienzuzählungen	–	Wagner (2013)
Amphibien	Erdkröte in Nordrhein-Westfalen	1986 – 2007	Schutzzaundaten	–	Weddeling, Geiger (2011)
Amphibien	Thüringen (Erfurt)	1997 – 2008	Beifänge in Barberfallen	–	Kürbis, Ernst (2017)
Insekten	Biomasse von Fluginsekten und Gemeinschaftszusammensetzung in Nordrhein-Westfalen und Brandenburg	1989 – 2016	Malaisefallen	–	Hallmann et al. (2017)
Insekten (Libellen)	Saarland	2012 – 2014	Sichtungen, Makrozoobenthos nach Wasserrahmentichtlinie (WRRL), FFH-Monitoring	Landnutzung/Landmanagement	Trockur, Lingenfelder (2014)
Insekten (Libellen)	Saarland	2002 – 2011 vs. Vorjahre	Datenbank der Libellen im Saarland der Sektion Libellen der DELATTINA	–	Trockur (2013)
Insekten (Auchenorrhyncha)	Trockenrasen in Ostdeutschland	1963 – 1967 vs. 2008 – 2010	Transekthebungen	Klimawandel	Schuch et al. (2012)
Insekten (Auchenorrhyncha, Heteroptera, Orthoptera)	Wiesengesellschaften in Norddeutschland	1951 vs. 2009	Transekthebungen	–	Schuch et al. (2011a)
Insekten (Lepidoptera)	Diversität von Tagfaltern in der Umgebung von Regensburg	1840 – 2013	Verschiedene Methoden	Indirekt: Arteneigenschaften	Habel et al. (2016)
Insekten (Lepidoptera)	Diversität von Tagfaltern in Deutschland	2005 – 2015	Transekthebungen	Wirksamkeit von Natura-2000-Schutzgebieten	Rada et al. (2019)
Insekten (Orthoptera)	Trockenrasen in Ostdeutschland	1963 – 1967 vs. 2008 – 2009	Transekthebungen	Landchaftsstruktur, Landschaftsmanagement	Schuch et al. (2011b)
Insekten (Orthoptera)	Graslandhabitate in Nordrhein-Westfalen	1994 – 2015	Akustisch, visuell	Klimawandel, Landnutzungswandel	Löffler et al. (2019)
Insekten (Orthoptera)	Graslandhabitate in Südwestdeutschland (Schwarzwald)	1996 vs. 2017	Akustisch, visuell	Klimawandel, Landnutzungswandel	Fumy et al. (2020)
Pflanzen	Feuchtgrünland in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigerwerte	Wesche et al. (2009) Wesche et al. (2012)
Pflanzen	Auenwiesen in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 1950/1960 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Landchaftsfragmentierung, Landnutzungswandel	Krause et al. (2011) Krause et al. (2015)
Pflanzen	Ackerflächen in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	–	Meyer et al. (2015a, b)
Pflanzen	Ackerland, Grünland, Ufer- und Wasserpflanzen in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungswandel, Eilenberg-Zeigerwerte	Leuschner et al. (2013)
Pflanzen	Ufer- und Wasserpflanzen in Nordwestdeutschland	1950/1960 vs. 1990 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungswandel, Eilenberg-Zeigerwerte	Steffen et al. (2013)
Pflanzen	Wertgrünland in Schleswig-Holstein	1980 vs. 2011	Kartierungen	–	Lütt et al. (2018)

Tab. A: Fortsetzung.
Table A: Continued.

Artengruppe	Region	Zeitraum	Datenquelle Artdaten	Untersuchte Treiber	Veröffentlichung
Pflanzen	Nährstoffarme Kiefernwälder im Unterspreewald (Brandenburg)	1964/1966 vs. 2010	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte	Reinecke et al. (2014)
Pflanzen	Rückdeichungsgebiete in der Region Lenzen (Brandenburg)	2009 vs. 2011	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungswandel	Jensen et al. (2013)
Pflanzen	Heckenvegetation in Norddeutschland	1967 vs. 2015	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungsintensivierung	Litza, Djekmann (2017)
Pflanzen	Grünland (Brandenburg)	1992/1994 vs. 2011	Vegetationsaufnahmen	Landnutzungswandel	Fanigliulo et al. (2014)
Pflanzen	Kalkmagerrasen in Nordwestdeutschland	1936 vs. 1996 vs. 2008	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte; Umweltvariablen	Djekmann et al. (2014)
Pflanzen	Hartholzauenvegetation in Norddeutschland	1960 vs. 2012	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte; Umweltvariablen	Strubelt et al. (2017)
Pflanzen	Naturschutzgebiet Hasbruch, Niedersachsen	1996 vs. 2016	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte; Umweltvariablen; Forstmanagement	Strubelt et al. (2019)
Pflanzen	Bodenvegetation im Waldmonitoring Deutschlands	1987 – 2000	Vegetationsaufnahmen	–	Seidling (2005)
Pflanzen	Ehemalige Niederwaldvegetation in Borsigrasrasen in Hessen und Mitteldeutschland	1970 vs. 2011	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Blatteigenschaften	Becker et al. (2017)
Pflanzen	Niedersachsen	1986/1987 vs. 2012	Vegetationsaufnahmen	Landnutzung, Bodenparameter	Pepler-Lisbach, Könitz (2017)
Pflanzen	Zusammensetzung von Wald-gemeinschaften in Sachsen-Anhalt	1948/1950 vs. 2014	Vegetationsaufnahmen	Klimawandel, Stickstoffeintrag	Dittmann et al. (2018)
Pflanzen	Deutschland	1908 – 2003	Vegetationsaufnahmen	Indirekt: Eilenberg-Zeigenwerte; Umweltvariablen	Jandt et al. (2011)
Vögel	Bodenseeregion	1980 – 1981 vs. 2000 – 2002	Brutvogelatlas	Landnutzungswandel, Klimawandel	Lemoine et al. (2007)
Vögel	Deutschlandweit	1990 – 2013	Revierkartierung	Landnutzungswandel, Klimawandel	Sudfeldt et al. (2010)
Vögel	Brandenburg	2005 und 2006	Revierkartierung	Landnutzungswandel	Hoffmann et al. (2007)

Zusatzmaterial E: Kontaktdaten der Autorinnen und Autoren

Supplement E: Contact details of the authors

Dr. David Eichenberg
Korrespondierender Autor
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
 und
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: david.eichenberg@idiv.de



Der Autor studierte von 2003 bis 2010 Diplom-Biologie an der Universität Bayreuth. Seit Juni 2017 ist er Koordinator des deutschlandweiten Kooperationsprojekts sMon. Von 2010 bis 2014 arbeitete er als Doktorand im Projekt BEF-China an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und promovierte im Forschungsbereich der Biodiversitäts-Ökosystem-Funktions-Forschung. Von 2015 bis 2017 war er im Projekt BEF-China als Datenmanager sowie statistischer Berater tätig. Seine Kompetenzen

liegen in der Bewertung biodiversitätsbezogener Daten sowie deren Aufbereitung zum Schutz der Biodiversität. Mit einem fundierten statistischen Hintergrund ist es ihm ein persönliches Anliegen, die in Deutschland existierenden, aber weit zerstreut vorliegenden Daten zur Biodiversität zusammenzutragen. Eine dauerhafte und enge Kooperation über die Grenzen der Bundesländer hinweg sowie der fachliche Austausch mit ehrenamtlichen Naturschützerinnen und Naturschützern ist ihm dabei besonders wichtig.

Dr. Markus Bernhardt-Römermann
 Friedrich-Schiller-Universität Jena
 Institut für Ökologie und Evolution
 Professur für Ökologie
 Dornburger Straße 159
 07743 Jena
E-Mail: markus.bernhardt@uni-jena.de

Dr. Diana Bowler
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
 und
 Friedrich-Schiller-Universität Jena
 Institut für Biodiversität
 Dornburger Straße 159
 07743 Jena
 und
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: diana.bowler@idiv.de

Prof. Dr. Helge Bruelheide
 Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
 Institut für Biologie/Geobotanik und Botanischer Garten
 Am Kirchtor 1
 06108 Halle
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: helge.bruehlheide@botanik.uni-leipzig.de

Klaus-Jürgen Conze
 Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen e. V. (GdO)
 Organisatorischer Vorstand der GdO
 Hamburger Straße 92
 45145 Essen
E-Mail: kjc@loekplan.de

Prof. Dr. Jens Dauber
 Thünen-Institut für Biodiversität
 Bundesallee 65
 38116 Braunschweig
E-Mail: jens.dauber@thuenen.de

Prof. Dr. Jürgen Dengler
 Züricher Hochschule
 für Angewandte Wissenschaften (ZHAW)
 Forschungsgruppe Vegetationsökologie
 Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen (IUNR)
 Grüentalstrasse 14
 8820 Wädenswil
 SCHWEIZ
 und
 Universität Bayreuth
 Bayreuther Zentrum für Ökologie
 und Umweltforschung (BayCEER)
 Pflanzenökologie
 Universitätsstraße 30
 95447 Bayreuth
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: juergen.dengler@uni-bayreuth.de

Diana Engels
 Stiftung Naturschutz Berlin
 Koordinierungsstelle Fauna
 Potsdamer Straße 68
 10785 Berlin
E-Mail: diana.engels@stiftung-naturschutz.de

apl. Prof. Dr. Thomas Fartmann
 Universität Osnabrück
 Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie
 Barbarastraße 11
 49076 Osnabrück
 und
 Institut für Biodiversität und Landschaftsökologie (IBL)
 An der Kleimannbrücke 98
 48157 Münster
E-Mail: t.fartmann@uos.de

Dr. Dieter Frank
 Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
 Fachgebiet 43 „Arten- und Biotopschutz“
 Staatliche Vogelschutzwarte
 Reideburger Straße 47
 06116 Halle (Saale)
E-Mail: dieter.frank@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Christian Geske
 Hessisches Landesamt für Naturschutz,
 Umwelt und Geologie (HLNUG)
 Abteilung N
 Dezernat N2
 Europastraße 10
 35394 Gießen
E-Mail: christian.geske@hlnug.hessen.de

Volker Grescho
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
 und
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: volker.grescho@idiv.de

Dr. David Harter
 Bundesamt für Naturschutz
 Fachgebiet II 1.2 „Botanischer Artenschutz“
 Konstantinstraße 110
 53179 Bonn
E-Mail: david.harter@bfn.de

Prof. Dr. Klaus Henle
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: klaus.henle@ufz.de

Dr. Sylvia Hofmann
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: sylvia.hofmann@ufz.de

Dr. Ute Jandt
 Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
 Institut für Biologie/Geobotanik und Botanischer Garten
 Am Kirchtor 1
 06108 Halle (Saale)
E-Mail: ute.jandt@botanik.uni-halle.de

Prof. Dr. Florian Jansen
 Universität Rostock
 Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
 Justus-von-Liebig-Weg 6
 18059 Rostock
E-Mail: florian.jansen@uni-rostock.de

Dr. Johannes Kamp
 Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: johannes.kamp@uni-muenster.de

Antje Kautzner
 Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
 Fachgebiet 43 „Arten- und Biotopschutz“
 Staatliche Vogelschutzwarte
 Reideburger Straße 47
 06116 Halle (Saale)
E-Mail: antje.kautzner@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Prof. Dr. Birgitta König-Ries
 Friedrich-Schiller-Universität Jena
 Fakultät für Mathematik und Informatik
 Ernst-Abbe-Platz 1–2
 07743 Jena
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: birgitta.koenig-ries@uni-jena.de

Roland Krämer
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
 und
 Humboldt-Universität zu Berlin
 Geographisches Institut
 Unter den Linden 6
 10099 Berlin
 und
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Permoserstraße 15
 04318 Leipzig
E-Mail: roland.kraemer@hu-berlin.de

Dr. Andreas Krüß
 Bundesamt für Naturschutz
 Abteilung II 1 „Ökologie und Schutz von Fauna und Flora“
 Konstantinstraße 110
 53179 Bonn
E-Mail: andreas.kruess@bfn.de

Dr. Hjalmar Kühl
 Max-Planck-Institut für Evolutionäre Anthropologie
 Deutscher Platz 6
 04103 Leipzig
 und
 Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
 (iDiv) Halle-Jena-Leipzig
 Deutscher Platz 5e
 04103 Leipzig
E-Mail: kuehl@eva.mpg.de

Dr. Martin Ludwig
 Bundesamt für Naturschutz
 Fachgebiet II 1.3 „Terrestrisches Monitoring“
 Konstantinstraße 110
 53179 Bonn
E-Mail: martin.ludwig@bfn.de

Holger Lueg
 Sächsisches Landesamt für Umwelt,
 Landwirtschaft und Geologie
 Referat 62 „Artenschutz“
 Pillnitzer Platz 3
 01326 Dresden
E-Mail: holger-lueg@smul.sachsen.de

Rudolf May
 Bundesamt für Naturschutz
 Fachgebiet II 1.2 „Botanischer Artenschutz“
 Konstantinstraße 110
 53179 Bonn
E-Mail: rudolf.may@bfn.de

Dr. Martin Musche
 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
 Theodor-Lieser-Straße 4
 06120 Halle (Saale)
E-Mail: martin.musche@ufz.de

Dr. Andreas Opitz
 Hessisches Landesamt für Naturschutz,
 Umwelt und Geologie (HLNUG)
 Abteilung N
 Dezernat N2
 Europastraße 10
 35394 Gießen
E-Mail: andreas.opitz@hlnug.hessen.de

Dr. Katrin Ronnenberg
 Thünen-Institut für Biodiversität
 Bundesallee 65
 38116 Braunschweig
E-Mail: katrin.ronnenberg@thuenen.de

Dr. Annemarie Schacherer
 Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,
 Küsten- und Naturschutz
 Tier- und Pflanzenartenschutz
 Göttinger Chaussee 76A
 30453 Hannover
E-Mail: annemarie.schacherer@nlwkn-h.niedersachsen.de

Dr. Livia Schäffler
 Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig
 Leibniz-Institut für Biodiversität der Tiere
 Adenauerallee 160
 53113 Bonn
E-Mail: l.schaeffler@leibniz-zfmk.de

Dr. Katja Schiffers
 Universität Bonn
 INRES – Gartenbauwissenschaften
 Auf dem Hügel 6
 53121 Bonn
E-Mail: katja.schiffers@gmail.com

Dr. Ulrich Schulte
 Büro für Faunistische Gutachten – Dr. Ulrich Schulte
 Artenschutz Amphibien/Reptilien
 Kaiserstraße 2
 33829 Borgholzhausen
E-Mail: ulr.schulte@web.de

Dr. Johannes Schwarz
 Berliner Ornithologische Arbeitsgemeinschaft
 Zehntwerderweg 125a
 13469 Berlin
E-Mail: schwarz@dda-web.de

Dr. Thomas Sperle
 Vogtsstraße 3
 79183 Waldkirch
E-Mail: t.sperle@freenet.de

Dr. Sabine Stab
 Nationalparkzentrum Sächsische Schweiz
 Dresdner Straße 2B
 01814 Bad Schandau
E-Mail: sabine.stab@gmx.net

Dr. Matthias Stöck
 Leibniz-Institut für Gewässerökologie
 und Binnenfischerei (IGB)
 Müggelseedamm 301
 12587 Berlin
E-Mail: matthias.stoeck@igb-berlin.de

Dr. Florian Theves
 Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
 Griesbachstraße 1
 76185 Karlsruhe
E-Mail: florian.theves@lubw.bwl.de

Dr. Bernd Trockur
 Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz Saarland
 Referat D/2 „Arten und Biotopschutz“
 Zentrum für Biodokumentation
 Am Bergwerk Reden 11
 66578 Schiffweil
E-Mail: b.trockur@umwelt.saarland.de

Prof. Dr. Karsten Wesche
Senckenberg Museum für Naturkunde
Postfach 30 01 54
02806 Görlitz
und
Technische Universität Dresden
Abteilung Botanik
Am Grünen Graben 23
02826 Görlitz
E-Mail: karsten.wesche@senckenberg.de

Magnus Wessel
Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND)
Friends of the Earth Germany
Kaiserin-Augusta-Allee 5
10553 Berlin
E-Mail: magnus.wessel@bund.net

Dr. Marten Winter
Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
(iDiv) Halle-Jena-Leipzig
Deutscher Platz 5e
04103 Leipzig
E-Mail: marten.winter@idiv.de

Prof. Dr. Christian Wirth
Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
(iDiv) Halle-Jena-Leipzig
Deutscher Platz 5e
04103 Leipzig
und
Universität Leipzig
Institut für Spezielle Botanik und Funktionelle Biodiversität
Johannisallee 21 – 23
04103 Leipzig
E-Mail: christian.wirth@idiv.de

Prof. Dr. Aletta Bonn
Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung
(iDiv) Halle-Jena-Leipzig
Deutscher Platz 5e
04103 Leipzig
und
Friedrich-Schiller-Universität Jena
Institut für Biodiversität
Dornburger Straße 159f
07743 Jena
und
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
E-Mail: aletta.bonn@idiv.de