

# Gewinner und Verlierer in der Libellenfauna: Veränderung der Verbreitung in Deutschland zwischen 1980 und 2016

Diana Bowler<sup>1,2,3</sup>, David Eichenberg<sup>1</sup>, Klaus-Jürgen Conze<sup>4</sup>, Frank Suhling<sup>5</sup>,  
Kathrin Baumann<sup>6</sup>, Theodor Benken<sup>7</sup>, André Bönsel<sup>8</sup>, Torsten Bittner<sup>9</sup>,  
Arne Drews<sup>10</sup>, André Günther<sup>11</sup>, Nick Isaac<sup>12</sup>, Falk Petzold<sup>13</sup>, Marcel Seyring<sup>14</sup>,  
Thorsten Spengler<sup>6</sup>, Bernd Trockur<sup>15</sup>, D. Vedder<sup>1</sup>, Christoph Willigalla<sup>16</sup>,  
Helge Bruelheide<sup>1,17</sup>, Florian Jansen<sup>18</sup> & Aletta Bonn<sup>1,2,3</sup>

<sup>1</sup>) Deutsche Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung Halle-Jena-Leipzig,  
Puschstraße, D-04103 Leipzig, diana.bowler@idiv.de

<sup>2</sup>) Friedrich Schiller Universität Jena, Institute für Biodiversität, Dornburger Straße 159,  
D-07743 Jena

<sup>3</sup>) Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Ökosystemleistungen,  
Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig

<sup>4</sup>) GdO (Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen) & Arbeitskreis Libellen NRW,  
Hamburger Straße 92, D-45145 Essen

<sup>5</sup>) Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie,  
Abt. Landschafts-ökologie & Umweltsystemanalyse, Langer Kamp 19c,  
D-38106 Braunschweig

<sup>6</sup>) Arbeitsgemeinschaft Libellen in Niedersachsen und Bremen,  
kathrin.baumann@ag-libellen-nds-hb.de, torsten.spengler@ag-libellen-nds-hb.de

<sup>7</sup>) Schutzgemeinschaft Libellen in Baden-Württemberg e.V., Nuitsstraße 19,  
D-76185 Karlsruhe

<sup>8</sup>) Planung für alternative Umwelt GmbH, Vasenbusch 3, D-18337 Gresenhorst

<sup>9</sup>) Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Griesbachstraße 1,  
D-76185 Karlsruhe

<sup>10</sup>) Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein,  
Hamburger Chaussee 25, D-24220 Flintbek

<sup>11</sup>) Naturschutzinstitut Freiberg, B.-Kellermann-Straße 5, D-09599 Freiberg

<sup>12</sup>) UK Centre for Ecology & Hydrology, Wallingford, UK-OX10 8BB

<sup>13</sup>) Arbeitskreis Libellen Thüringen, Lutherstraße 130, D-07743 Jena

<sup>14</sup>) Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Reideburger Straße 47,  
D-06116 Halle (Saale)

<sup>15</sup>) Arbeitskreis Libellen der DELATTINIA e.V. – Naturforschende Gesellschaft des  
Saarlandes, Brückenstraße 25, D-66636 Tholey-Hasborn

<sup>16</sup>) Willigalla Ökologische Gutachten, Am Großen Sand 22, D-55124 Mainz

<sup>17</sup>) Martin Luther Universität Halle-Wittenberg, Institutsbereich Geobotanik und  
Botanischer Garten, Am Kirchtor 1, D-06108 Halle

<sup>18</sup>) Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät,  
Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18059 Rostock

## Abstract

**Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany** – Recent studies suggest insect declines in parts of Europe; however, the generality of these trends across different taxa and regions remains unclear. Standardized data are not available to assess large-scale, long-term changes for most insect groups but opportunistic citizen science data is widespread for some. Here, we took advantage of ‘citizen science’ data to investigate distributional changes of Odonata. We compiled over 1 million occurrence records from different regional databases. We used occupancy-detection models to account for imperfect detection and estimate annual distributions for each species during 1980–2016 within 5 x 5 km quadrants. We also compiled data on species attributes that were hypothesized to affect species’ sensitivity to different drivers and related them to the changes in species’ distributions. We further developed a novel approach to cluster groups of species with similar patterns of distributional change to represent multi-species indicators. More species increased (45%) than decreased (29%) or remained stable (26%) in their distribution (i.e., number of occupied quadrants). Species showing increases were generally warm-adapted species and/or running water species, while species showing decreases were cold-adapted species using standing water habitats such as bogs. Time-series clustering defined five main patterns of change – each associated with a specific combination of species attributes, and confirming the key roles of species’ temperature and habitat preferences. Trends in Odonata provide mixed news – improved water quality, coupled with positive impacts of climate change, could explain the positive trends of many species. At the same time, declining species point to conservation challenges associated with habitat loss and degradation. Our study demonstrates the great value of ‘citizen science’ and the work of natural history societies for assessing large-scale distributional change.

## Zusammenfassung

Jüngste Studien deuten auf einen Insektenrückgang in Teilen Europas hin, wobei aber unklar ist, ob sich diese Trends über verschiedene Taxa und geografische Regionen hinweg verallgemeinern lassen. Für die Beurteilung weiträumiger, langfristiger Veränderungen liegen für die meisten Insektengruppen keine standardisierten Daten vor. Allerdings gibt es für einige Insektengruppen zahlreiche ‚Citizen Science‘ Daten. In dieser Studie benutzen wir solche Daten, um zu untersuchen, wie sich die Verbreitung von Libellen in Deutschland in den letzten 35 Jahren verändert hat. Auf der Basis von mehr als einer Million Beobachtungen von Libellen aus verschiedenen regionalen Datenbanken wurden Trends für fast alle in Deutschland vorkommenden Arten berechnet. Diese Trends wurden mit den Eigenschaften der jeweiligen Art in Beziehung gesetzt, um diejenigen Faktoren zu identifizieren, die für ihre Bestandsentwicklung besonders wichtig sind. Unsere Daten zeigen, dass die Zahl besetzter Messtischblatt-Quadranten bei 45 % der Arten zunahm, bei 29 % der Arten schrumpfte und bei 26 % der Arten keine signifikante Änderung erfolgte. Eine Zunahme wurde vor allem bei wärmeangepassten Arten und Fließgewässerarten festgestellt. Rückgänge wurden hingegen eher bei kälteangepassten Arten beobachtet,

die stehende Gewässerhabitate wie zum Beispiel Moore nutzen. Insgesamt nahm der durchschnittliche Artenreichtum pro Fläche über einen Großteil des Untersuchungszeitraums zu. Aus den Trends der Libellenarten konnten wir verschiedene Schlussfolgerungen ableiten. So könnten die positiven Trends vieler Arten auf eine bessere Wasserqualität in Kombination mit positiven Auswirkungen des Klimawandels zurückzuführen sein. Gleichzeitig lassen rückläufige Arten den Verlust und die Schädigung ihrer Habitate (vor allem kleiner stehender Gewässer) vermuten. Unsere Studie zeigt, wie wertvoll ‚Citizen Science‘ und die Arbeit von Fachverbänden für das Aufzeigen von weiträumigen Verbreitungsänderungen sind.

## Einleitung

Jüngste Studien deuten auf einen langfristigen Rückgang von Insektenbeständen in verschiedenen Teilen Europas hin (CONRAD et al. 2006; HALLMANN et al. 2017; VALTONEN et al. 2017; HOMBURG et al. 2019). Ein wesentliches Anliegen von Naturschutzbemühungen ist es, solchen Entwicklungen entgegenzuwirken, insbesondere weil Rückgänge bei Insekten weitreichende Konsequenzen für andere Arten haben können (HALLMANN et al. 2014; CARDOSO et al. 2020). Allerdings basieren zahlreiche Studien zu Veränderungen von Insektenbeständen auf lokalen Datensätzen. Daher ist es unklar, wie repräsentativ diese für größere Gebiete sind. Mangels standardisierter Monitoring-Verfahren ist es für die meisten Insektentaxa schwierig, Veränderungen auf einer großen räumlichen Skala zu beurteilen. Das Verständnis solcher weiträumiger Populationstrends von Arten ist aber für die Entwicklung effektiver Erhaltungsmaßnahmen essenziell. Um Entscheidungsprozesse im Naturschutz zu unterstützen, ist es deshalb dringend erforderlich, alle verfügbaren Daten zu nutzen, um weiträumige und langfristige Veränderungen von Insekten-Populationen und -Gemeinschaften beurteilen zu können.

Mit Ausnahme der Schmetterlinge (VAN SWAAY et al. 2008) gibt es kaum groß angelegte, standardisierte Monitoringprogramme für Insekten. Allerdings tragen ‚Citizen Scientists‘ oder Bürgerwissenschaftler:innen (Freiwillige, oft mit einem hohen Grad an Expertise und Spezialwissen zu einer Artengruppe) große Mengen an Beobachtungsdaten zusammen, die aber meist ohne ein einheitliches Beobachtungsprotokoll erhoben werden (CHANDLER et al. 2017). Deswegen sind solche ‚Citizen Science‘-Daten mit zahlreichen statistischen Herausforderungen verbunden, haben aber den Vorteil einer großen räumlichen und langen zeitlichen Abdeckung. Außerdem gibt es zu jeder Jahreszeit aktive ‚Citizen Scientists‘, sodass ihre Daten tendenziell einen größeren Anteil der biologischen Gemeinschaft erfassen, inklusive der seltenen Arten, als dies bei stärker standardisierten Erhebungen der Fall ist (BRADTER et al. 2018). Mit der wachsenden Verfügbarkeit von ‚Citizen Science‘-Daten haben sich auch die Methoden zu ihrer Analyse weiterentwickelt, wie zum Beispiel sogenannte ‚occupancy-detection models‘, die auch die Variabilität des Erhebungsaufwands berücksichtigen

(VAN STRIEN et al. 2010; VAN STRIEN et al. 2013; ISAAC et al. 2014; RAPACCIUOLO et al. 2017).

Libellen (Odonata) bieten sich für die Anwendung solcher Methoden zur Untersuchung langfristiger Veränderungen an, da hierzu umfangreiche ‚Citizen Science‘-Aufzeichnungen vorhanden sind, z.B. der Atlas der Libellen Deutschlands (BROCKHAUS et al. 2015). Jüngste Studien zu Libellen in verschiedenen europäischen Ländern deuten auf eine Zunahme des Vorkommens zahlreicher Arten hin (POWNEY et al. 2015; TERMAAT et al. 2019). Auch sonst gibt es Hinweise, dass die Bestände vieler Süßwasserorganismen in Teilen Europas in letzter Zeit zugenommen haben (z.B. GOERTZEN et al. 2022). Das wird auf eine bessere Abwasserbehandlung zurückgeführt, die eine Erholung von früheren Auswirkungen der Wasserverschmutzung ermöglichte (VAN STRIEN et al. 2016; VAN KLINK et al. 2020), insbesondere seit der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) in den 2000er-Jahren (GIGER 2009; HERING et al. 2010). Allerdings sind auch Signale des Klimawandels in der Ausbreitung südlicher Arten in Richtung Norden erkennbar (HICKLING et al. 2006; OTT 2010).

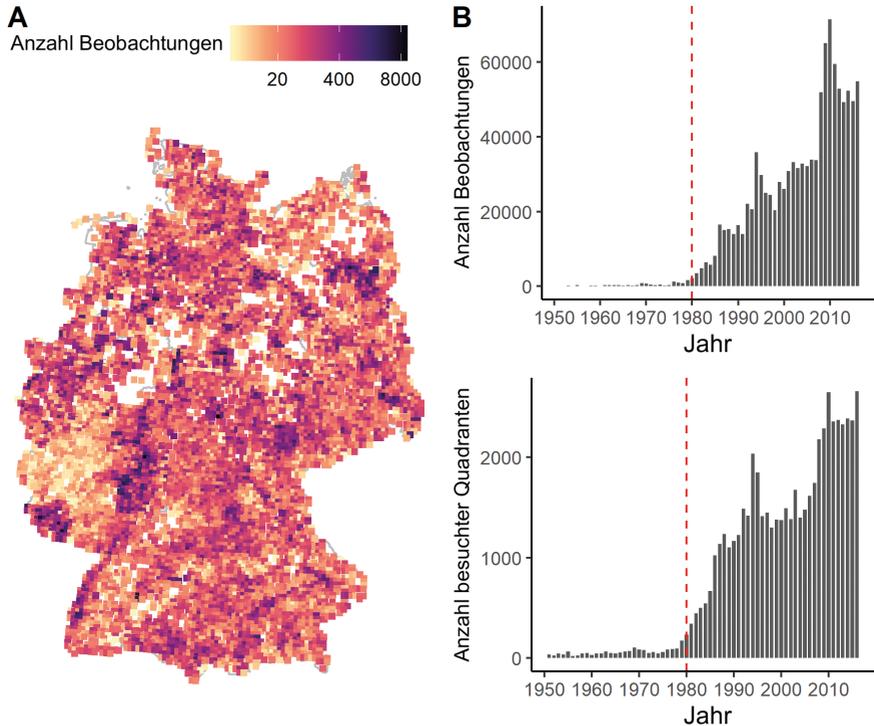
Viele Studien zur Veränderung der Biodiversität konzentrieren sich lediglich auf den Durchschnittstrend einer Art. Dieser Ansatz kann allerdings eine Vielfalt komplexerer zeitlicher Muster verschleiern (BARANOV et al. 2020; OUTHWAITE et al. 2020). Außerdem können solche einfachen Analysen übermäßig durch Schwankungen in einzelnen Jahren beeinflusst werden (SEIBOLD et al. 2019). Jüngste Analysen von wirbellosen Arten in Großbritannien haben sowohl Zeiträume der Zunahme als auch Zeiträume des Rückgangs aufgezeigt, die zwischen den verschiedenen Taxa variierten (MACGREGOR et al. 2019; OUTHWAITE et al. 2020). So gingen beispielsweise Süßwasserorganismen in Großbritannien zwischen 1970 und Mitte der 1990er-Jahre zurück, nahmen aber dann bis 2010 wieder zu (OUTHWAITE et al. 2020).

Wir haben die Veränderung der Verbreitung von Libellen anhand von unstrukturierten, hauptsächlich von ‚Citizen Scientists‘ erhobenen Daten zwischen 1980 und 2016 in Deutschland untersucht – dem Land mit dem höchsten Reichtum an Libellenarten in Europa (BROCKHAUS et al. 2015; KALKMAN et al. 2018). Dabei haben wir ihre Veränderungen mit Blick auf langfristige Trends analysiert, aber auch die spezifischen Veränderungsmuster im Laufe der Zeit untersucht. Um mögliche Treiber für Veränderungen herauszuarbeiten, haben wir Artenmerkmale identifiziert, die mit Veränderungen der Verbreitung verknüpft sind. Dabei erwarteten wir eine Zunahme von wärmeangepassten Arten, von Fließgewässerarten und von Arten, von denen wir annahmen, dass diese am meisten vom Klimawandel und einem besseren Wasser- und Umweltmanagement profitieren (TERMAAT et al. 2015). Im Gegenzug erwarteten wir eine Abnahme von kälteangepassten Arten. Wir gingen davon aus, dass die stärkste Erholung von Fließgewässerarten insbesondere in den 2000er-Jahren zu beobachten sein müsste, als die Aktivitäten in Verbindung mit der EU-WRRL eingeleitet wurden, obgleich infolge einer besseren Abwasserbehandlung in den 1990er-Jahren eine Erholung auch früher erkennbar sein könnte.

## Methoden

### Datengrundlage

In Zusammenarbeit mit der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen e.V. (GdO) und Naturschutzbehörden aus mehreren Bundesländern wurde ein Datensatz mit 1.198.708 Einzelbeobachtungen von Libellen aus ganz Deutschland zusammengestellt (Abb. 1). Diese Daten waren sehr heterogen, da sie von amtlichen und ehrenamtlichen Naturschutzorganisationen ohne einheitliches Erhe-



**Abbildung 1:** (A) Räumliche Verteilung der Beobachtungen in unserem aggregierten Libellendatensatz über ca.  $5 \times 5$  km große Messtischblatt-Quadranten in Deutschland. Der Grad der Schattierung zeigt die Anzahl der Artbeobachtungen zwischen 1980 und 2016. (B) Zeitliche Verteilung der Anzahl jährlicher Artbeobachtungen (oben) und der jährlichen Anzahl besuchter Quadranten (unten). Die senkrechte rote Strichlinie markiert den Beginn unseres Untersuchungszeitraums. – **Figure 1.** (A) Spatial distribution of observations in our dragonfly dataset across approx.  $5 \times 5$  km survey quadrants in Germany. The degree of shading shows the number of species observations between 1980 and 2016. (B) Temporal distribution of the number of annual species observations (top) and the annual number of quadrants visited (bottom). The vertical red dash line marks the beginning of our study period.

bungsverfahren erfasst worden waren. Allerdings stammten die meisten Beobachtungen von erfahrenen Artenkennern (MAUERSBERGER et al. 2013; TROCKUR 2013; BROCKHAUS et al. 2015; PETZOLD 2021). Die verfügbaren Daten enthielten in der Regel Informationen über die Beobachterin oder den Beobachter bzw. das Projekt, das Datum der Beobachtung, das Lebensstadium der beobachteten Art und die geografischen Koordinaten oder den Messtischblatt-Quadranten (MTBQ, ca. 5 × 5 km) (GOERTZEN & SUHLING 2019). Ergänzt wurde dieser Datensatz durch Beobachtungen von iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>), wobei Duplikate entfernt und nur verifizierte Beobachtungen zugelassen wurden. Diese Daten machten jedoch nur einen geringen Teil (4,3 %) der Gesamtdaten aus.

Einige Einträge dieses Rohdatensatzes mussten aus Gründen der statistischen Auswertbarkeit entfernt werden. Dazu gehörten alle Beobachtungen vor 1980, da es hierfür insgesamt zu wenige gab, sowie Einträge von Kartierungsquadranten, die nur ein Mal besucht worden waren. Beobachtungen von Larven wurden aufgrund der für sie nötigen gesonderten Erhebungsverfahren ebenso ausgeschlossen wie Arten, die in weniger als einem Viertel aller Jahre beobachtet wurden und für die deshalb kein Trend ermittelt werden konnte (*Coenagrion hylas*, *Gomphus simillimus*, *Lestes macrostigma* und *Onychogomphus uncatatus*). Die Durchführung dieser Filterschritte reduzierte unseren Datensatz auf 1.073.129 Einträge.

Insgesamt wurde aber versucht, so viele Einträge wie möglich zu behalten, um auch seltene Arten untersuchen zu können. So war die seltenste beobachtete Art, die einbezogen wurde, *Oxygastra curtisii* mit 43 Nachweisen über 11 Jahre, während *Ischnura elegans* mit 88.486 Nachweisen über alle 36 Jahre die am häufigsten beobachtete Art war. Die meisten Arten wurden in allen oder fast allen Jahren gesichtet. Auch saisonal wandernde Arten wie *Anax ephippiger* und *Sympetrum fonscolombii* wurden mit einbezogen, obwohl sie wohl nicht in Deutschland überwintern. Insgesamt wurden im letzten publizierten Libellenatlas für Deutschland (BOUDOT & KALKMAN 2015; BROCKHAUS et al. 2015) 81 Arten aufgeführt, von denen 77 Arten in die Analyse eingingen.

## Arteigenschaften

Aus den Eigenschaften der Arten, die sich auf ihre Empfindlichkeit gegenüber Klimawandel und Landnutzungsänderung auswirken könnten, wurden sieben Eigenschaften ausgewählt, zu denen nutzbare Daten vorlagen.

### Verbreitung

Die europäische Arealgröße der Arten wurde als Anzahl der belegten Rasterquadranten (50 × 50 km) im Atlas von BOUDOT & KALKMAN (2015) bestimmt.

### Temperaturpräferenz von Arten

Die Temperaturpräferenz von Arten wurde durch das Übereinanderlegen der europäischen Verbreitung jeder Art mit einer Durchschnittstemperaturkarte von E-OBS V. 19e (CORNES et al. 2018) in Anlehnung an das Vorgehen in anderen Studien

ermittelt (JIGUET et al. 2007). Für jede Art wurde der Mittelwert der mittleren Tagestemperaturen der belegten Rasterzellen berechnet. Damit sollte nicht die optimale Temperatur einer Art geschätzt werden, sondern die Arten nach ihren präferierten Temperaturen in eine Rangfolge gebracht werden.

### *Reproduktionsbiologie*

Daten zum Voltinismus, d.h. zur Anzahl der Generationen pro Jahr, wurden von CORBET et al. kompiliert (2006) und durch Kenntnisse des Ko-Autor:innen-Teams ergänzt. Folgende Kategorien wurden verwendet: multivoltin, bivoltin, univoltin, semivoltin und partivoltin.

### *Phänologie*

Die mittleren Werte für den Beginn der Hauptflugzeit wurden von BOUDOT & KALKMAN (2015) übernommen. Die Phänologie der Arten variiert zwar je nach Region, jedoch war auch hier wie bei der Temperaturpräferenz das Ziel, Arten entsprechend ihres Flugbeginns in eine Reihenfolge zu bringen.

### *Habitat*

Die wichtigsten Habitatpräferenzen wurden nach den Beschreibungen in DIJKSTRA (2006) und BOUDOT & KALKMAN (2015) klassifiziert. Jede Art wurde danach codiert, ob sie die folgenden Habitate nutzt: Bäche, Flüsse, Weiher, Seen, Gräben, Kanäle, Marschland, Moore, Wald und Steinbrüche.

### *Morphologie*

Die Hinterflügelänge (Median) wurde von DIJKSTRA (2006) übernommen. Sie dient hier als Maß für die Größe einer Art.

### *Gefährdungsgrad*

Die Rote Liste-Einstufung von 2015 wurde für jede Art in Deutschland zusammengestellt (OTT et al. 2015), wobei die deutschen Kategorien den internationalen IUCN-Kategorien nach JANSEN et al. (2020) zugeordnet wurden.

## **Modellierung der tatsächlichen Verbreitungen**

Bei der Analyse von Artvorkommensdaten muss die Wahrscheinlichkeit berücksichtigt werden, dass eine Art zu einer bestimmten Zeit an einem bestimmten Ort zwar anwesend war, aber von dem/der Beobachter:in nicht erfasst wurde. Im Folgenden fassen wir unsere Analysemethodik zusammen, eine detaillierte Beschreibung findet sich im Originalartikel (BOWLER et al. 2021).

Die fehlenden Beobachtungen können mittels statistischer Modelle (sog. ‚occupancy-detection models‘) teilweise kompensiert werden (VAN STRIEN et al. 2013; ISAAC et al. 2014; OUTHWAITE et al. 2020). Im Zuge dieser Modellierung erstellten wir für jede Art zwei mathematische Gleichungen. Die erste Gleichung berech-

net abhängig vom Jahr und der Ökoregion die Wahrscheinlichkeit, dass die Art tatsächlich in einem bestimmten Quadranten vorkommt. Die zweite Gleichung berechnet abhängig von der Jahreszeit und dem Beobachtungsaufwand die Wahrscheinlichkeit, dass die Art, falls im Quadranten vorhanden, auch entdeckt wird. Mit diesen beiden Gleichungen lässt sich auf Basis der beobachteten Daten die zu erwartende tatsächliche Verbreitung der Arten berechnen.

### Trendanalyse

Anhand dieser modellierten Artvorkommen wurde berechnet, wie viele Quadranten pro Jahr von jeder Art besetzt waren (also die Artverbreitung), die Steigung der linearen Regressionslinie durch die jährlichen Verbreitungen (also der Populationstrend) sowie der relative Unterschied in der Artverbreitung zwischen dem ersten und dem letzten Jahr.

Anschließend wurde untersucht, wie sich die Arteigenschaften auf die Populationstrends auswirkten. Dazu wurde eine multiple lineare Regression herangezogen, in die zu Beginn alle oben genannten Arteigenschaften gingen. Um die wichtigsten Einflussfaktoren zu identifizieren, wurden dann schrittweise alle Eigenschafts-Variablen, die keinen statistisch signifikanten Einfluss auf das Gesamtmodell hatten, entfernt. Außerdem wurde in einer separaten Analyse die Abhängigkeit der Trends vom Rote-Liste-Status der Arten geprüft.

Um Muster in den Populationsentwicklungen der Arten zu identifizieren, wurde eine Cluster-Analyse der einzelnen Zeitreihen durchgeführt. Dazu wurden mithilfe eines Algorithmus (MONTERO & VILAR 2014) jeweils solche Arten gruppiert, deren Verbreitungen im Studienzeitraum eine ähnliche Dynamik zeigten.

## Ergebnisse

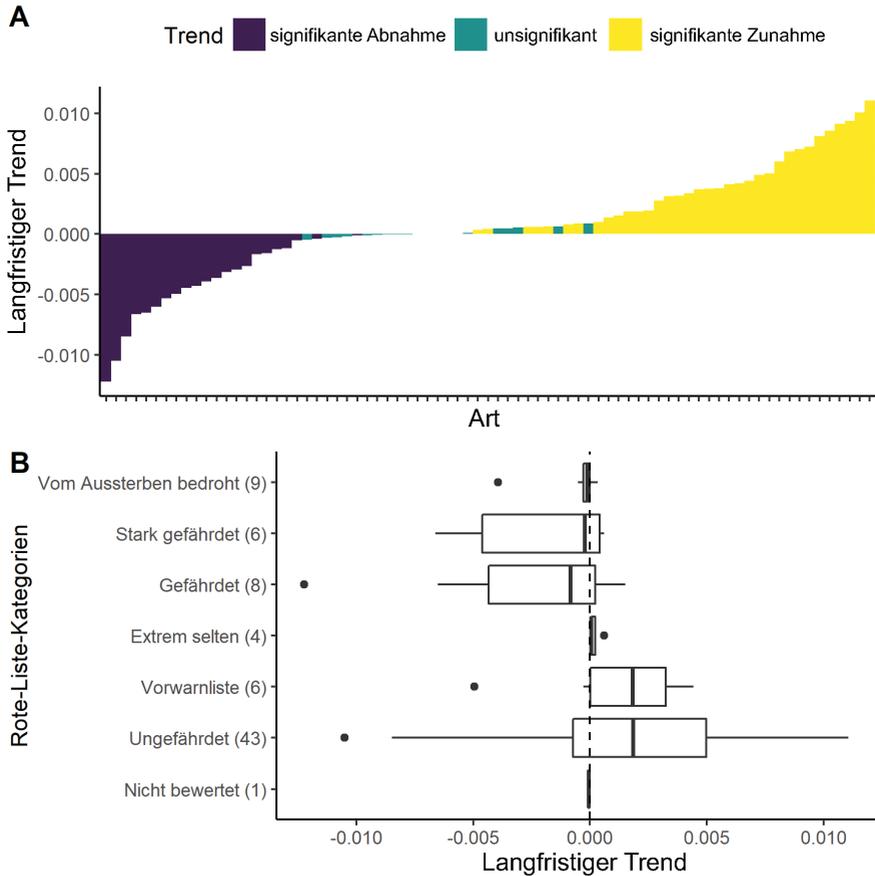
### Trends

Von den 77 Arten nahmen 35 in ihrer Verbreitung signifikant zu und 22 Arten signifikant ab, während 20 Arten keinen deutlichen Trend zeigten (Abb. 2A). Im Mittel (Median) vergrößerte sich die Zahl besetzter Quadranten zunehmender Arten jährlich um 0,37 %, während sich die abnehmender Arten jährlich um 0,38 % verkleinerte.

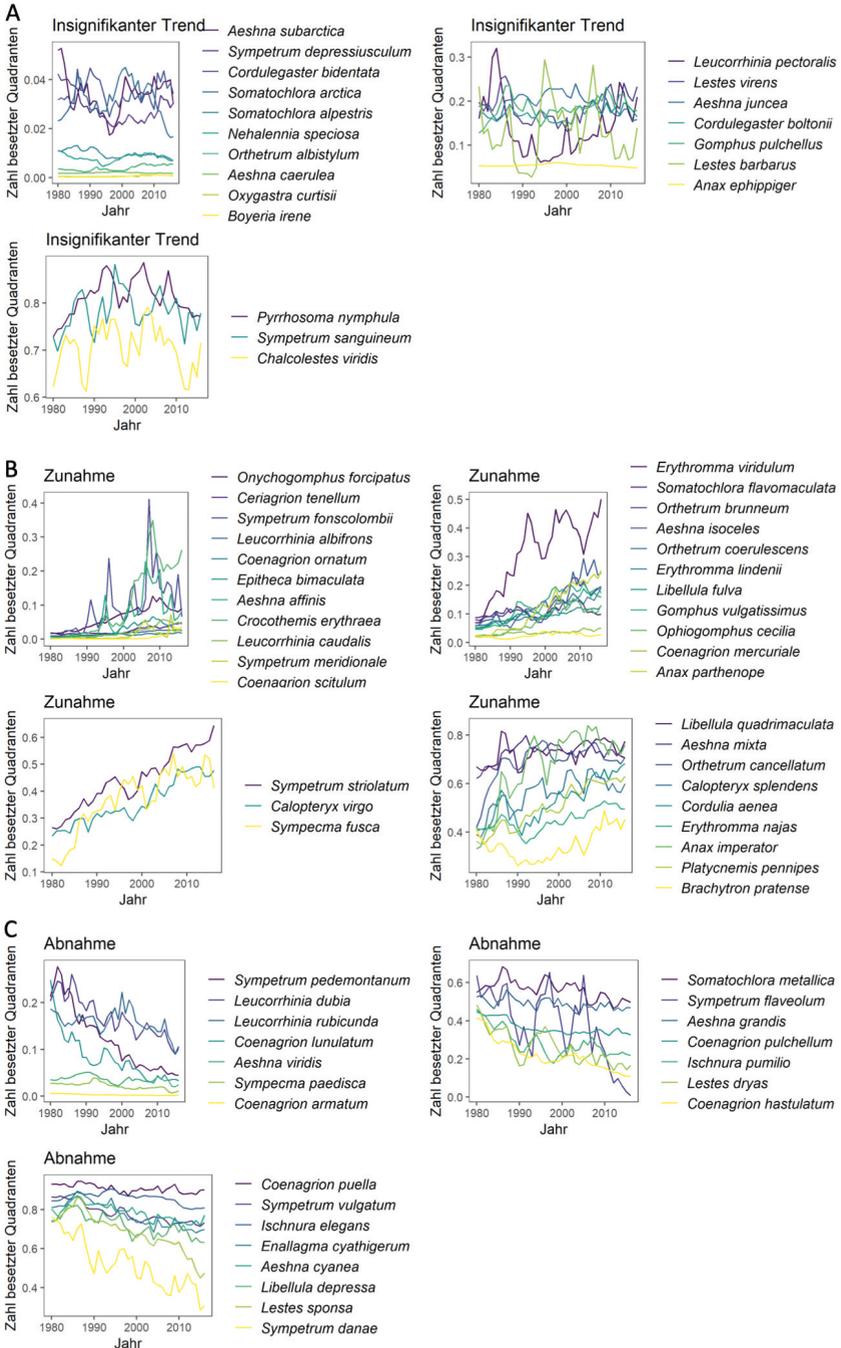
Zu den Arten mit insignifikantem Trend gehörten u.a. *Cordulegaster bidentata*, *Lestes virens* und *Chalcolestes viridis* (Abb. 3A). Zu den Arten mit steigender Tendenz gehörten *Crocothemis erythraea*, *Erythromma viridulum*, *Sympetma fusca* und *Anax imperator* (Abb. 3B). Zu den Arten mit rückläufigen Tendenzen gehörten *Sympetrum pedemontanum*, *Coenagrion hastulatum* und *S. danae* (Abb. 3C).

Anisopteren wiesen gegenüber Zygopteren hinsichtlich ihrer Anteile bei der Zunahme (24/50 vs. 11/27) und Abnahme (11/50 vs. 11/27) keine signifikanten Unterschiede auf.

Die geschätzten Verbreitungstrends stimmten mit dem aktuellen Rote-Liste-Status für Deutschland überein. Bedrohte Arten (gefährdet, stark gefährdet, vom Aussterben bedroht) verzeichneten im Vergleich zu nicht oder gering gefährdeten Arten stärker fallende Bestandstrends (Abb. 2B). Bei den nicht gefährdeten Arten



**Abbildung 2:** Geschätzte bundesweite Trends der Verbreitungen von Libellenarten. (A) Langfristige Trends (y-Achse: mittlere jährliche Veränderung der Verbreitung in %, 0 = keine Veränderung) für jede Art (x-Achse) in der Reihenfolge der Stärke ihrer Trends. (B) Boxplots der Assoziation zwischen dem langfristigen Trend und der Rote Liste-Einstufung. Die Anzahl der Arten in jeder Gruppe ist in Klammern angegeben. – **Figure 2.** Estimated nationwide trends in the distributions of dragonfly species. (A) Long-term trends (y-axis: mean annual change in distribution in %, 0 = no change) for each species (x-axis) in order of strength of their trends. (B) Boxplots of the association between the long-term trend and Red List classification. The number of species in each group is given in brackets.



**Tabelle 1:** Einfluss von Arteigenschaften auf ihre langfristigen Verbreitungstrends, basierend auf einer multiplen linearen Regression. – **Table 1.** Influence of species traits on their long-term distribution trends, based on multiple linear regression.

Arteigenschaft	Einfluss auf den Populationstrend	Bedeutung
Temperaturpräferenz	↑	wärmeliebende Arten nahmen zu
Flugbeginn	↓	später im Jahr auftretende Arten nahmen ab
Voltinismus	↔	kein Einfluss auf die Verbreitung feststellbar
Flügelänge	↑	größere Arten nahmen zu
Flusshabitat	↑	in Fließgewässern lebende Arten nahmen zu
Moorhabitat	↓	in Mooren lebende Arten nahmen ab

fanden wir allerdings einige (z.B. *Sympetrum danae* und *Lestes sponsa*, Abb. 2B) mit recht deutlich negativem Bestandstrend.

### Merkmale der Arten

In der multiplen linearen Regression waren die wichtigsten Merkmale zur Erklärung von Variationen in den Populationstrends die Temperaturpräferenz, der Flugzeitbeginn, die Flügelänge und die Flussnutzung (Tab. 1). Die Temperaturpräferenz zeigte dabei eine positive Assoziation: wärmeangepasste Arten nahmen zu, während kälteangepasste Arten abnahmen. Arten, die früher im Jahr als fliegende adulte Tiere auftreten und Arten mit längeren Flügeln verzeichneten ebenfalls stärker zunehmende Trends. Arten, die Flusshabitate bewohnen, tendierten zu einer Zunahme, während mit Moorhabitaten assoziierte Arten zu einer Abnahme tendierten. Der Voltinismus spielte kaum eine Rolle. Insgesamt waren Temperaturpräferenz, Flügelänge, Flugzeitbeginn und Flussnutzung für 27 % der Variation von Trends zwischen Arten verantwortlich.

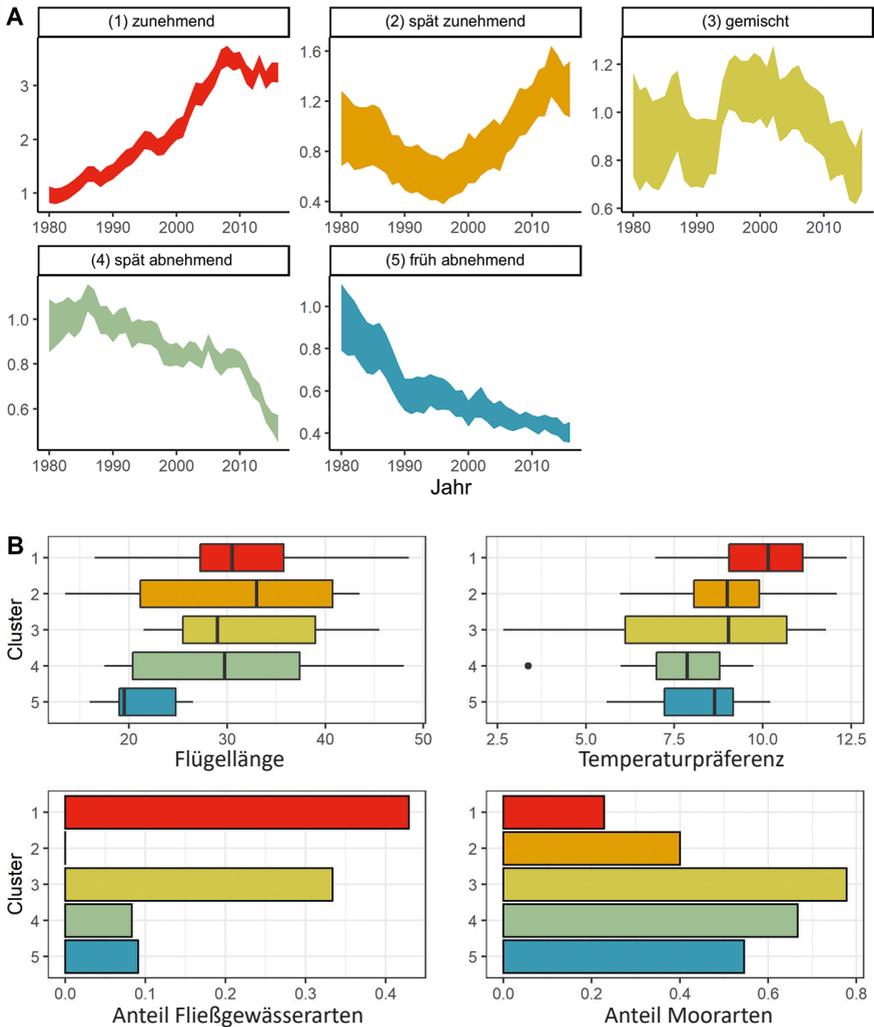
**linke Seite: Abbildung 3:** Trendlinien für (A) Arten mit nicht-signifikantem Trend, (B) zunehmende und (C) abnehmende Arten (y-Achse: Prozent aller kartierten Quadranten, in denen eine Art vorkommt; Linien zeigen Mittelwerte der Modellrechnung). Arten sind nach Häufigkeit/Seltenheit gruppiert, um eine bessere Visualisierung zu ermöglichen (Achtung: unterschiedliche Skalen auf den y-Achsen). Hier zeigen wir nur die beste Modellrechnung für jede Art, Modellunsicherheiten und Konfidenzintervalle werden in Bowler et al. 2021 gezeigt. – **left page. Figure 3.** Trend lines for (A) species with non-significant trends, (B) increasing, and (C) decreasing species. (y-axis: percent of all mapped quadrants in which a species occurs; lines show mean values of the model calculation). Species are grouped by frequency/rarity for better visualisation (note: different scales on the y-axes). Here we show only the best model calculation for each species, model uncertainties and confidence intervals are shown in BOWLER et al. 2021.

Das Zeitreihen-Clustering der Artentwicklungen ergab fünf Gruppen von Arten mit ähnlichen Veränderungsmustern (Abb. 4). Anhand der Cluster-Einordnung ließen sich 59 % der interspezifischen Variation in langfristigen Trends erklären. Cluster 1, mit 35 Arten die größte Gruppe, umfasst Arten mit einer durchgehenden Zunahme des Vorkommens bis in die letzten Jahre (Abb. 4A). Wärmeangepasste Fließgewässerarten sind mit der höchsten Wahrscheinlichkeit innerhalb dieser ersten Gruppe zu finden (Abb. 4B). Cluster 2 umfasst zehn Arten, die anfangs abnahmen, aber ab den 2000er-Jahren wieder zunahmten. Cluster 3 umfasst neun Arten, die größtenteils Moorhabitats nutzen und variable Trends aufweisen, aber ab den 2000er-Jahren in der Regel abnahmen. Cluster 4 umfasst zwölf Arten, die rückläufig waren, insbesondere in der letzten Dekade, und bei denen es sich tendenziell um kälteangepasste Moorarten handelt. Cluster 5 umfasst schließlich elf Arten mit einer starken Abnahme in den 1980er-Jahren, bei denen es sich tendenziell um kälteangepasste, kleine Arten handelt.

## Diskussion

Süßwasserhabitats sind mehrfachen anthropogenen Bedrohungen wie Eutrophierung, Versauerung, Klimawandel und Kanalisierung ausgesetzt (VÖRÖSMARTY et al. 2010). Weltweit wird von einem Rückgang von Süßwasser-Wirbeltierarten berichtet (HE et al. 2019). Deshalb könnten unsere Erkenntnisse zu zahlreichen stabilen oder zunehmenden Libellenarten seit 1980 in Deutschland auf den ersten Blick überraschend wirken. Allerdings decken sich unsere Ergebnisse mit denen anderer Studien über Libellenarten mit zunehmenden Trends in Europa (POWNEY et al. 2015; VAN STRIEN et al. 2016; TERMAAT et al. 2019;) sowie mit solchen zu allgemein positiven Trends in der Biomasse von Süßwasser-Insekten (VAN KLINK et al. 2020). Insofern deuten die Ergebnisse darauf hin, dass der tatsächliche Sachverhalt komplexer ist als das einfache Narrativ vom „Insektensterben“. Allerdings muss man auch beachten, dass die berechneten Trends mit einer niedrigen ‚Baseline‘ von 1989 beginnen, und viele Gewässerbelastungen und damit auch negative Auswirkungen auf die Libellenfauna bereits schon vorher passiert sind, und sich nun einige Populationen wieder erholt haben.

Wahrscheinlich spielt der Klimawandel für den Erfolg zahlreicher Libellenarten in Europa eine Schlüsselrolle. Als sehr mobile Tiere können viele Libellenarten offenbar flexibel auf den Klimawandel reagieren, was sich anhand von Verschiebungen ihrer Verbreitungsgebiete zeigt, die aus anderen Ländern berichtet werden (HICKLING et al. 2005; FLENNER & SAHLEN 2008). Möglicherweise zeigen Libellen hier eine stärkere bzw. schnellere Reaktion auf den Klimawandel als viele andere terrestrische Artengruppen (HASSALL 2015). Wir stellten fest, dass ehemals seltene wärmeangepasste Arten wie *Crocothemis erythraea* und *Erythromma viridulum* deutschlandweit große Expansionen durchlaufen haben. Auch die Zunahmen im Vorkommen von Arten, die typischerweise frühzeitig im Jahr auftreten, könnten mit steigenden Temperaturen in Verbindung stehen. Frühere und längere



**Abbildung 4:** Zeitreihen-Cluster und assoziierte Merkmale. **(A)** Jedes Cluster zeigt ein gemeinsames zeitliches Muster für die Veränderung des Vorkommens für eine Gruppe von Arten. Der Index repräsentiert die jährliche mittlere Verbreitung im Verhältnis zu 1980. Die Anzahl der Arten in den einzelnen Clustern betrug: 35, 10, 9, 12 und 11. **(B)** Die unteren Darstellungen zeigen Boxplots oder Balkendiagramme für Merkmalswerte innerhalb jedes Clusters. – **Figure 4.** Time series clusters and associated features. **(A)** Each cluster shows a common temporal pattern of change in occurrence for a group of species. The index represents the annual mean occupancy relative to 1980. The number of species in each cluster was: 35, 10, 9, 12 and 11. **(B)** The lower plots show boxplots or bar charts for trait values within each cluster.

Fortpflanzungszeiten könnten das Potenzial für mehr als eine Generation pro Jahr erhöhen oder den sich früh im Jahr fortpflanzenden Arten die Monopolisierung von Ressourcen gegenüber Arten ermöglichen, die sich erst später fortpflanzen. Zudem stellten wir fest, dass die Flügellänge ein wichtiger Prädiktor war. Zu den größten Gewinnern zählte *Anax imperator*, ein starker Flieger mit langen Flügeln (RÜPPELL 1989).

Unsere Ergebnisse könnten auch Auswirkungen eines besseren Umweltmanagements zeigen, insbesondere für Flüsse. Zahlreiche Fließgewässerarten nahmen ab 1980 (oder später in den 1990ern) zu, auch wenn die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) mit dem Ziel der Verbesserung der Wasserqualität erst 2000 umgesetzt wurde (HERING et al. 2010). Wahrscheinlich ist das darauf zurückzuführen, dass es in Deutschland bereits vor dem Jahr 2000 eine ganze Bandbreite anderer Schutz- und Umweltmanagementprojekte zur Verbesserung der Wasserqualität gab (DETERING 2000; GIGER 2009). Solche Projekte umfassten die Expansion von wasserreinigenden Pflanzen, ein besseres Fließgewässermanagement (weniger Entfernung von Vegetation und Störung der Sedimente), Aktivitäten in Verbindung mit der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, die auf spezifische Arten gerichtet waren, und Schutzmaßnahmen zur Verbesserung von geschädigten Feuchtgebieten. In den Niederlanden wurden positive Trends von Libellen ebenfalls teilweise auf Habitatverbesserungen zurückgeführt (TERMAAT et al. 2015). Gleichermaßen haben Fluss-Renaturierungsprojekte in Europa eine gewisse Erholung anderer Taxa wie beispielsweise von Fischen ermöglicht, wenn auch nicht unbedingt bis hin zu ihrem einstigen Zustand (THOMAS et al. 2015). Der Erfolg der Fließgewässerarten könnte auch Synergien zwischen Klimawandel und Umweltmanagement widerspiegeln, da eine bessere Wasserqualität durch den Klimawandel beförderte Expansionen unterstützt haben könnte, indem sich eingewanderte Arten erfolgreicher etablieren konnten (BRAUNE et al. 2008).

Trotz der Verbesserungen in einigen Süßwasserhabitaten gab es auch eine Anzahl an rückläufigen Arten oder „Verlierern“. Die Abnahme kälteangepasster Arten könnte auf physiologische Belastung durch sich erwärmende Klimaverhältnisse zurückzuführen sein; ziemlich sicher hängt sie mit Habitatverlusten in Verbindung mit Klimawandel und Landnutzung zusammen. Einige abnehmende Arten wie *Sympetrum danae* und *Coenagrion hastulatum* sind kälteangepasst (basierend auf unserer Einschätzung der Temperaturpräferenz anhand von Verbreitungsdaten) und für Moorhabitats typisch. Diese zählen zu den am stärksten gefährdeten Habitats in Europa (EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR 2015). Insgesamt ergaben sich für Arten der Stillgewässerhabitats schlechtere Trends als für Arten der Fließgewässerhabitats. Während einige Arten der Stillgewässerhabitats wie Schotter-/Sandgruben häufiger wurden, hat die Grundwasserabsenkung infolge der Übernutzung von Wasserressourcen wahrscheinlich die Verfügbarkeit vieler stehender Kleingewässer reduziert. Kleine bzw. flache Gewässer sind zudem dürranfällig (OPITZ et al. 2019). Der Erfolg laufender Schutzprojekte zur Restaurierung von Mooren und weiteren Stillgewässerhabitats erfordert ein anhaltendes Monitoring (DOLNY et al. 2018; KRIEGER et al. 2019).

Mithilfe von Zeitreihen-Clustering wurden fünf charakteristische Muster für Veränderungen der Verbreitung definiert, die vielen Arten gemein waren. Dies erlaubte, zwischen Arten zu unterscheiden, die zwar in einem Zeitraum über 30 Jahre eine ähnliche Gesamtbilanz hatten, aber anderen zeitlichen Verläufen unterlagen. Wenngleich es sich dabei um eine Vereinfachung der Realität handelt, sollen mit diesem Ansatz typische Veränderungsmuster identifiziert werden, die auf bisher übersehene Auswirkungen von Umweltänderungen hinweisen könnten. Insbesondere könnte eine genauere Untersuchung der Zeitpunkte der Trendwenden innerhalb der Cluster aufzeigen, welche Einflüsse wann welche Rolle spielten.

Trotz der Belege für Artenfluktuationen stellten wir keinen Trend hin zu einem allgemeinen Diversitätsverlust fest. Dennoch ergeben sich aus unseren Erkenntnissen drei Schlussfolgerungen für den Libellenschutz in Deutschland. Erstens sprechen die engen Zusammenhänge zwischen Artmerkmalen und Verbreitungstrends für den Einsatz merkmalsbasierter Gefährdungsbewertungen im Artenschutz (CONTI et al. 2014). Zweitens muss bedacht werden, dass die Zunahme mancher Arten ihre Erholung innerhalb ihres historischen Verbreitungsgebiets widerspiegeln, die Zunahme anderer Arten jedoch ihre Expansion in neue Regionen bedeutet. Diese zweite Gruppe könnte als „Neueinheimische“ angesehen werden (ESSL et al. 2019) und zur Entwicklung neuer Arteninteraktionen und -zusammensetzungen beitragen (CARRASCO et al. 2018), wobei die Konsequenzen davon für etablierte/einheimische Arten derzeit noch unklar sind (FLENNER & SAHLEN 2008; SUHLING & SUHLING 2013). Drittens hat die abnehmende Verbreitung anderer Arten in den 2010er-Jahren zu einem Gesamtrückgang im mittleren Artenreichtum geführt. Von einem Stillstand der Erholung von Libellenarten wurde auch in den Niederlanden (VAN GRUNSVEN et al. 2020) und in Großbritannien (OUTHWAITE et al. 2020) berichtet. Um dessen Ursachen aufzufindig zu machen, ist allerdings ein weitergehendes Monitoring und die gesammelte Auswertung naturschutzfachlicher Berichte nötig.

### **Grenzen unserer Studie**

Da unsere Analyse auf nicht systematisch erhobenen Daten beruht, sollte die Robustheit der Trends stets mit Vorbehalt betrachtet werden. Wir können nicht ausschließen, dass zeitliche und räumliche Variationen in der Datenerfassung einige der Ergebnisse beeinflusst haben, auch wenn wir uns bemüht haben, dies mit Hilfe statistischer Verfahren zu minimieren. Zudem konzentrierte sich unsere Analyse ausschließlich auf die Veränderung von Artverbreitungen und nicht auf Populationsgrößen (Abundanzen). Bei einigen Arten könnten sich Zu- und Abnahmen der Abundanz noch nicht in Veränderungen ihrer Verbreitung niedergeschlagen haben. Außerdem wurden nur Veränderungen ab 1980 untersucht. Höchstwahrscheinlich würden ältere Daten, wären sie in ausreichender Menge verfügbar, die Beurteilung ermöglichen, inwieweit Arten sich wieder erholt und auf ihre ehemaligen historischen Verbreitungsgebiete ausgedehnt haben (GOERTZEN & SUHLING 2019; OUTHWAITE et al. 2020). So könnten sich z.B. die negativen Auswirkungen

früherer Wasserverschmutzungen der Fließgewässer zeigen, denn massive Belastung insbesondere mit organischen Substanzen gab es schon Ende des 19. und Anfang des 20. Jahrhunderts (z.B. THIENEMANN 1926; MARTEN 2001).

## Schlussfolgerungen

Anhand eines umfangreichen ‚Citizen Science‘-Datensatzes konnten wir mit unserer Analyse ein komplexes Bild positiver und negativer, linearer und nicht-linearer Veränderungen der Verbreitung von Libellenarten zwischen 1980 und 2016 zeichnen.

Wahrscheinlich haben dabei Klimawandel, Habitatveränderungen und Umweltmanagement gemeinsam eine Rolle gespielt. Kälteangepasste Habitat-Spezialisten aus Stillgewässerhabitaten scheinen am anfälligsten zu sein; hingegen deutet die Zunahme von Arten, die mit Flusshabitaten assoziiert sind, auf den Erfolg von Umweltmanagementmaßnahmen hin.

Insgesamt unterstreicht unsere Studie den Wert der intensiven Erfassungsbemühungen von Bürgerwissenschaftler:innen, also von Freiwilligen und auch Freiberufler:innen, deren Erhebungen häufig von naturhistorischen Fachgesellschaften unterstützt und koordiniert wurden, für die Beurteilung weiträumiger Veränderungen der Biologischen Vielfalt. Damit zeigt sie auch, wie wichtig es ist, diese Anstrengungen der Fachgesellschaften in Zukunft zu unterstützen.

## Weitere Informationen

Die Populationstrends und Verbreitungen aller Arten können in Rohversion unter <https://doi.org/10.5061/dryad.73n5tb2wp> heruntergeladen werden. Die ursprüngliche Veröffentlichung mit zusätzlichen Details zu Methodik und Ergebnissen findet sich auf <https://doi.org/10.1111/ddi.13274> (auf Englisch).

## Literatur

- BARANOV V., J. JOURDAN, F. PILOTTO, R. WAGNER & P. HAASE (2020) Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. *Conservation Biology* 34(5): 1241–1251. doi: 10.1111/cobi.13477
- BOUDOT J.P. & V.J. KALKMAN (Eds.). (2015) Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNNC publishing, The Netherlands
- BOWLER D.E., D. EICHENBERG, K.-J. CONZE, F. SUHLING, K. BAUMANN, T. BENKEN, A. BÖNSEL, T. BITTNER, A. DREWS, A. GÜNTHER, N.J.B. ISAAC, F. PETZOLD, M. SEYRING, T. SPENGLER, B. TROCKUR, C. WILLIGALLA, H. BRUELHEIDE, F. JANSEN & A. BONN (2021) Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany. *Diversity & Distributions* 27: 1353–1366
- BRADTER U., L. MAIR, M. JONSSON, J. KNAPE, A. SINGER, A. & T. SNALL (2018) Can opportunistically collected Citizen Science data fill a data gap for habitat suitability models of less common species? *Methods in Ecology and Evolution* 9(7): 1667–1678. doi: 10.1111/2041-210x.13012
- BRAUNE E., O. RICHTER, D. SONDERGATH & F. SUHLING (2008) Voltinism flexibility of a

riverine dragonfly along thermal gradients. *Global Change Biology* 14(3): 470–482. doi:10.1111/j.1365–2486.2007.01525.x

BROCKHAUS T., H.-J. ROLAND, T. BENNKE, K.-J. CONZE, A. GÜNTHER, K.G. LEIPELT, M. LOHR, A. MARTENS, R. MAUERSBERGER, J. OTT, F. SUHLING, F. WEIHRACH & C. WILLIGALLA (2015) Atlas der Libellen Deutschlands. *Libellula Supplement* 14: 1–394

BUCKLAND, S.T., A.C. STUDENY, A.E. MAGURAN, J.B. ILLIAN & S.E. NEWSON (2011) The geometric mean of relative abundance indices: a biodiversity measure with a difference. *Ecosphere* 2(9): 1–15. doi:10.1890/es11-00186.1

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008) Daten zur Natur 2008. Landwirtschaftsverlag, Münster

CARDOSO P., P. BARTON, K. BIRKHOFFER, F. CHICHORRO, C. DEACON, T. FARTMANN, C. FUKUSHIMA, S. , R. GAIGHER, J.C. HABEL, C.A. HALLMANN, M. HILL, HOCHKIRCH KWAK ML, S. MAMMOLA, J.A. NORIEGA, A.B. ORFINGER, F. PEDRAZA, J.S. PRYKE, F.O. ROQUE, J. SETTELE, J.P. SIMAIKA, N.E. STORK, F. SUHLING, C. VORSTER & M.J. SAMWAYS (2020) Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation* 242: 108426. doi:10.1016/j.biocon.2020.108426.

CARRASCO D., G.A. DESURMONT, D. LAPLANCHE, M. PROFFIT, R. GOLS, P.G. BECHER, M.C. LARSSON, T.C.J. TURLINGS & P. ANDERSON (2018) With or without you: Effects of the concurrent range expansion of an herbivore and its natural enemy on native species interactions. *Global Change Biology* 24(2): 631–643. doi:10.1111/gcb.13836

CHANDLER M., L. SEE, K. COPAS, A.M.Z. BONDE, B.C. LOPEZ, F. DANIELSEN, J.K. LEGIND, S. MASINDE, A.J. MILLER-RUSHING, G. NEWMAN, A. ROSEMARTIN & E. TURAK (2017) Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological Conservation* 213: 280–294. doi:10.1016/j.biocon.2016.09.004

CONRAD K.F., M.S. WARREN, R. FOX, M.S. PARSONS & I.P. WOIWOD (2006) Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation* 132(3): 279–291. doi:10.1016/j.biocon.2006.04.020

CONTI L., A. SCHMIDT-KLOIBER, G. GRENOUILLET & W. GRAF (2014) A trait-based approach to assess the vulnerability of European aquatic insects to climate change. *Hydrobiologia* 721(1): 297–315. doi:10.1007/s10750-013-1690-7

CORBET P.S., F. SUHLING & D. SÖNDGERATH (2006) Voltinism in Odonata: a review. *International Journal of Odonatology* 9: 1–44

CORNES R., G. VAN DER SCHRIER, E.J.M. VAN DEN BESSELAAR & P.D. JONES (2018) An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Datasets. *J. Geophys. Res. Atmos.* 123: 9391–9409. doi:10.1029/2017JD028200

DENNIS E.B., B.J.T. MORGAN, R. FOX, D.B. ROY & T.M. BRERETON (2019) Functional data analysis of multi-species abundance and occupancy data sets. *Ecological Indicators* 104: 156–165. doi:10.1016/j.ecolind.2019.04.070

DETERING U. (2000) Das Gewässerauenprogramm NRW am Beispiel der oberen Lippe. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Ed.) Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen: 153–162. Bonn

DIJKSTRA K.-D.B. (2006) Field guide to the Dragonflies of Britain and Europe. Bloomsbury Publishing PLC

DOLNY A., H. SIGUTOVA, S. OZANA & L. CHOLEVA (2018) How difficult is it to reintroduce a dragonfly? Fifteen years monitoring *Leucorrhinia dubia* at the receiving site. *Biological Conservation* 218: 110–117. doi:10.1016/j.biocon.2017.12.011

ESSL F., S. DULLINGER, P. GENOVESI, P.E. HULME, J.M. JESCHKE, S. KATSANEVAKIS, I. KUHN, B. LENZNER, A. PAUCHARD, P. PYSEK, W. RABITSCH, D.M. RICHARDSON, H. SEE-

- BENS, M. KLEUNEN, W.H. VAN DER PUTTEN, M. VILA & S. BACHER (2019) A Conceptual Framework for Range-Expanding Species that Track Human-Induced Environmental Change. *Bioscience* 69(11): 908–919. doi:10.1093/biosci/biz101
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2015) State of nature in the EU – Results from reporting under the nature directives 2007–2012.
- FLENNER I. & G. SAHLEN (2008) Dragonfly community re-organisation in boreal forest lakes: rapid species turnover driven by climate change? *Insect Conservation and Diversity* 1(3): 169–179. doi:10.1111/j.1752-4598.2008.00020.x
- GIGER W. (2009) The Rhine red, the fish dead – the 1986 Schweizerhalle disaster, a retrospect and long-term impact assessment. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 98–111. doi:10.1007/s11356-009-0156-y
- GOERTZEN D., A.S. SCHNEIDER, T.O. EGGERS & F. SUHLING (2022) Temporal changes of biodiversity in urban running waters – Results of a twelve-year monitoring study. *Basic and Applied Ecology* 58: 74–87. doi.org/10.1016/j.baae.2021.11.007
- GOERTZEN D. & F. SUHLING (2019) Urbanization versus other land use: Diverging effects on dragonfly communities in Germany. *Diversity and Distributions* 25(1): 38–47. doi:10.1111/ddi.12820
- GREGORY R.D., J. SKORPILOVA, P. VORISEK & S. BUTLER (2019) An analysis of trends, uncertainty and species selection shows contrasting trends of widespread forest and farmland birds in Europe. *Ecological Indicators* 103: 676–687. doi:10.1016/j.ecolind.2019.04.064
- HALLMANN C.A., R.P.B. FOPPEN, C.A.M. VAN TURNHOUT, H. DE KROON & E. JONGEJANS (2014) Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511(7509): 341–343. doi:10.1038/nature13531
- HALLMANN C.A., M. SORG, E. JONGEJANS, H. SIEPEL, N. HOFLAND, H. SCHWAN, W. STENMANS, A. MULLER, H. SUMSER, T. HORREN, D. GOULSON & H. DE KROON (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One* 12(10): e0185809. doi:10.1371/journal.pone.0185809
- HASSALL C. (2015) Odonata as candidate macroecological barometers for global climate change. *Freshwater Science* 34(3): 1040–1049. doi:10.1086/682210
- HE F.Z., C. ZARFL, V. BREMERICH, J.N.W. DAVID, Z. HOGAN, G. KALINKAT, K. TOCKNER & S.C. JANIG (2019) The global decline of freshwater megafauna. *Global Change Biology* 25(11): 3883–3892. doi:10.1111/gcb.14753
- HERING D., A. BORJA, J. CARSTENSEN, L. CARVALHO, M. ELLIOTT, C.K. FELD, A.S. HEISKANEN, R.K. JOHNSON, J. MOE, D. PONT, A.L. SOLHEIM & W. VAN DE BUND (2010) The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment* 408(19): 4007–4019. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.05.031
- HICKLING R., D.B. ROY, J.K. HILL, R. FOX & C.D. THOMAS (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12(3): 450–455. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x
- HICKLING R., D.B. ROY, K. HILL, J.K. HILL & C.D. THOMAS (2005) A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology* 11(3): 502–506. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.00904.x
- HOMBURG K., C. DREES, E. BOUTAUD, D. NOLTE, W. SCHUETT, P. ZUMSTEIN, E. VON RUSCHKOWSKI & T. ASSMANN T. (2019) Where have all the beetles gone? Long-

- term study reveals carabid species decline in a nature reserve in Northern Germany. *Insect Conservation and Diversity* 12(4): 268–277. doi:10.1111/icad.12348
- ISAAC N.J.B., A.J. VAN STRIEN, T.A. AUGUST, M.P. DE ZEEUW & D.B. ROY (2014) Statistics for citizen science: extracting signals of change from noisy ecological data. *Methods in Ecology and Evolution* 5(10): 1052–1060. doi:10.1111/2041-210x.12254
- JANSEN F., A. BONN, D.E. BOWLER, H. BRUELHEIDE & D. EICHENBERG (2020) Moderately common plants show highest relative losses. *Conservation Letters* 13(1). doi:10.1111/conl.12674
- JIGUET F., A.S. GADOT, R. JULLIARD, S.E. NEWSON & D. COUVET (2007) Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology* 13(8): 1672–1684. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01386.x
- KALKMAN V.J., J.P. BOUDOT, R. BERNARD, G. DE KNIJF, F. SUHLING & T. TERMAAT (2018) Diversity and conservation of European dragonflies and damselflies (Odonata). *Hydrobiologia* 811(1): 269–282. doi:10.1007/s10750-017-3495-6
- KÉRY M., G. GUILLERA-ARROITA & J.J. LAHOZ-MONFORT (2013) Analysing and mapping species range dynamics using occupancy models. *Journal of Biogeography* 40(8): 1463–1474. doi:10.1111/jbi.12087
- KÉRY M. & J.A. ROYLE (2015) Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Volume 1: Prelude and Static Models. Academic Press.
- KÉRY M., J.A. ROYLE, H. SCHMID, M. SCHAUB, B. VOLET, G. HAFLIGER & N. ZBINDEN (2010) Site-occupancy distribution modeling to correct population-trend estimates derived from opportunistic observations. *Conservation Biology* 24(5): 1388–1397. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01479.x
- KRIEGER A., T. FARTMANN & D. PONIATOWSKI (2019) Restoration of raised bogs-Land-use history determines the composition of dragonfly assemblages. *Biological Conservation* 237: 291–298. doi:10.1016/j.biocon.2019.06.032
- MACGREGOR C.J., J.H. WILLIAMS, J.R. BELL & C.D. THOMAS (2019) Moth biomass increases and decreases over 50 years in Britain. *Nature Ecology & Evolution* 3: 1645–1649. doi:10.1038/s41559-019-1028-6
- MARTEN M. (2001) Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trend-monitoring of macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. *Aquatic Ecology* 35: 159–171
- MAUERSBERGER R., O. BRAUNER, F. PETZOLD & M. KRUSE (2013) Die Libellenfauna des Landes Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 22: 1–186
- MONTERO P. & J.A. VILAR (2014) TSclust: An R Package for time series clustering. *Journal of Statistical Software* 62(1): 1–43
- OPITZ T., R. ACHTZIGER & L. LUEG (2019) Analysis of small water bodies and the occurrence and reproduction of amphibians in the Hospital- and Stadtwald of Freiberg during the dry year 2018. *Freiberg Ecology online* 5: 13-34
- OTT J. (2010) Dragonflies and climate change – recent trends in Germany and Europe. *BIORISK? Biodiversity and Ecosystem Risk Assessment* 5: 253–286
- OTT J., K.-J. CONZE, A. GÜNTHER, R. MAUERSBERGER, H.-J. ROLAND & F. SUHLING (2015) Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortung, dritte Fassung, Stand Anfang 2012. *Libellula Supplement* 14: 395–422
- OUTHWAITE C.L., R.E. CHANDLER, G.D. POWNEY, B. COLLEN, R.D. GREGORY & N.J.B. ISAAC

- (2018) Prior specification in Bayesian occupancy modelling improves analysis of species occurrence data. *Ecological Indicators* 93: 333–343. doi:10.1016/j.ecolind.2018.05.010
- OUTHWAITE C.L., R.D. GREGORY, R.E. CHANDLER, B. COLLEN & N.J.B. ISAAC (2020) Complex long-term biodiversity change among invertebrates, bryophytes and lichens. *Nature Ecology & Evolution* 4: 384–392. doi:10.1038/s41559-020-1111-z
- OUTHWAITE C.L., G.D. POWNEY, T.A. AUGUST, R.E. CHANDLER, S. RORKE, O.L. PESCOFF, M. HARVEY, H.E. ROY, R. FOX, D.B. ROY, K. ALXANDER, S. BALL, T. BANTOCK, T. BARBER, B.C. BECKMANN, T. COOK, J. FLANAGAN, A. FOWLES, P. HAMMON, P. HARVEY, D. HEPPEL, D. HUBBLE, J. KRAMER, P. LEE, C. MACADAM, R. MORRIS, A. NORRIS, S. PALMER, C.W. PLANT, J. SIMKIN, A. STUBBS, P. SUTTON, M. TELFER, I. WALLACE & N.J.B. ISAAC (2019). Annual estimates of occupancy for bryophytes, lichens and invertebrates in the UK, 1970–2015. *Scientific Data* 6: 259. doi:10.1038/s41597-019-0269-1
- PARADIS E. & K. SCHLIEP (2019) Ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics* 35(3): 526–528. doi:10.1093/bioinformatics/bty633
- PETZOLD F. (2021) Abschluss der Basiserfassungen für ein landesweites Libellenmonitoring in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 57(1): 11–18
- POWNEY G.D., S.S.A. CHAM, D. SMALLSHIRE & N.J.B. ISAAC (2015) Trait correlates of distribution trends in the Odonata of Britain and Ireland. *PeerJ* 3. doi:10.7717/peerj.1410
- RAPACCIUOLO G., J.E. BALL-DAMEROW, A.R. ZEILINGER & V.H. RESH (2017) Detecting long-term occupancy changes in Californian odonates from natural history and citizen science records. *Biodiversity and Conservation* 26(12): 2933–2949. doi:10.1007/s10531-017-1399-4
- RÜPPELL G. (1989) Kinematic analysis of symmetrical flight maneuvers of Odonata. *Journal of Experimental Biology* 144: 13–42
- SEIBOLD S., M.M. GOSSNER, N.K. SIMONS, N. BLUTHGEN, J. MULLER, D. AMBARLI, C. AMMER, J. BAUHUS, M. FISCHER, J.C. HABEL, K.E. LINSENMAIR, T. NAUSS, C. PENONE, D. PRATI, P. SCHALL, E.D. SCHULZE, J. VOGT, S. WOLLAUER & W.W. WEISSER (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671–674. doi:10.1038/s41586-019-1684-3
- SUHLING I. & F. SUHLING (2013) Thermal adaptation affects interactions between a range-expanding and a native odonate species. *Freshwater Biology* 58(4): 705–714. doi:10.1111/fwb.12074
- TERMAAT T., R.H.A. VAN GRUNSVEN, C.L. PLATE & A.J. VAN STRIEN (2015) Strong recovery of dragonflies in recent decades in The Netherlands. *Freshwater Science* 34(3): 1094–1104. doi:10.1086/682669
- TERMAAT T., A.J. VAN STRIEN, R.H.A. VAN GRUNSVEN, G. DE KNIJF, U. BJELKE, K. BURBACH, K.-J. CONZE, P. GOFFART, D. HEPPEL, V.J. KALKMAN, G. MOTTE, M.D. PRINS, F. PRUNIER, D. SPARROW, G.G. VAN DEN TOP, C. VANAPPELGHEM, M. WINTERHOLLER & M.F. WALLISDEVRIES (2019) Distribution trends of European dragonflies under climate change. *Diversity and Distributions* 25(6): 936–950. doi:10.1111/ddi.12913
- THIENEMANN A. (1926) „Pfisters Mühle“. Ein Kapitel aus der Geschichte der Biologischen Wasseranalyse. *Verhandlungen des naturhistorischen Vereines der preussischen Rheinlande* 82: 315–329.
- THOMAS G., A.W. LORENZ, A. SUNDERMANN, P. HAASE, A. PETER & S. STOLL (2015) Fish community responses and the temporal dynamics of recovery following river habitat restorations in Europe. *Freshwater Science* 34(3): 975–990. doi:10.1086/681820
- TROCKUR B. (2013) Bemerkenswertes und aktuelle Ergänzungen zur Libellenfauna des

Saarlandes aus den Jahren 2002 bis 2011 (Insecta: Odonata). *Abhandlungen der DE-LATTINIA* 39: 79–154

VALTONEN A., A. HIRKA, L. SZOCS, M.P. AYRES, H. ROININEN & G. CSOKA (2017) Long-term species loss and homogenization of moth communities in Central Europe. *Journal of Animal Ecology* 86(4): 730–738. doi:10.1111/1365-2656.12687

VAN GRUNSVEN R., G. BOS & M. POOT (2020) Strong changes in Dutch dragonfly fauna. *Agriion* 24(2): 134–138

VAN KLINK R., D.E. BOWLER, K.B. GONGALSKY, A.B. SWENGEL, A. GENTILE & J.M. CHASE (2020) Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368: 417–420.

VAN STRIEN A.J., A.W.G. MEYLING, J.E. HERDER, H. HOLLANDER, V.J. KALKMAN, M.J.M. POOT, S. TURNHOUT, B. VAN DER HOORN, W. VAN STRIEN-VAN LIEMPT, C.A.M. VAN SWAAY, C.A.M. VAN TURNHOUT, R.J.T. VERWEIJ & N.J. OERLEMANS (2016) Modest recovery of biodiversity in a western European country: The Living Planet Index for the Netherlands. *Biological Conservation* 200: 44–50. doi:10.1016/j.biocon.2016.05.031

VAN STRIEN A.J., T. TERMAAT, D. GROENENDIJK, V. MENSING & M. KERY (2010) Site-occupancy models may offer new opportunities for dragonfly monitoring based on daily species lists. *Basic and Applied Ecology* 11(6): 495–503. doi:10.1016/j.baae.2010.05.003

VAN STRIEN A.J., C.A.M. VAN SWAAY & T. TERMAAT (2013) Opportunistic citizen science data of animal species produce reliable estimates of distribution trends if analysed with occupancy models. *Journal of Applied Ecology* 50(6): 1450–1458. doi:10.1111/1365-2664.12158

VAN SWAAY C.A.M., P. NOWICKI, J. SETTELE & A.J. VAN STRIEN (2008) Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 17(14): 3455–3469. doi:10.1007/s10531-008-9491-4

VÖRÖSMARTY C.J., P.B. MCINTYRE, M.O. GESSNER, D. DUDGEON, A. PRUSEVICH, P. GREEN, S. GLIDDEN, S.E. BUNN, C.A. SULLIVAN, C.R. LIERMANN & P.M. DAVIES (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467(7315): 555–561. doi:10.1038/nature09440

*Manuskripteingang: 28. Januar 2022*

