



# Rote Liste

der Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands

Heuschrecken und Fangschrecken

Für eine erfolgreiche Embryonalentwicklung benötigen die Eier des Sumpfgrashüpfers (*Pseudochorthippus montanus*) ausreichend Feuchtigkeit. Die Art ist somit stark an feucht-nasse Lebensräume gebunden. Diese sind jedoch aufgrund des Klimawandels und des Einsatzes von Entwässerungssystemen stark zurückgegangen. Infolgedessen sind bereits einige Populationen des Sumpfgrashüpfers in Deutschland erloschen. Die Wiederherstellung und die Erhaltung dieser Lebensräume, z.B. durch eine Stabilisierung des Wasserspiegels, sind wichtige Hilfsmaßnahmen, um dem Rückgang hygrophiler Heuschreckenarten entgegenzuwirken. (Foto: Dominik Poniatowski)



Sumpfgrashüpfer

Die Steppen-Beißschrecke (*Montana montana*) zählte in Deutschland schon lange zu den selteneren Arten. Als typische Bewohnerin von trocken-warmen Steppenlandschaften bevorzugt sie Trockenrasen mit viel Offenboden – ein Lebensraum, der in Deutschland so fast nicht mehr zu finden ist. Dies spiegelt sich auch in der Bestandsentwicklung wider. Die letzten Beobachtungen der Steppen-Beißschrecke stammen aus dem Jahr 2000 aus einem Naturschutzgebiet im Unteren Odertal in Brandenburg. Seitdem gilt die Art deutschlandweit als verschollen. *Montana montana* ist ein Beispiel dafür, wie wichtig die Erhaltung und die Wiederherstellung früher Sukzessionsstadien sind, um die Heuschreckendiversität in Deutschland zu schützen. (Foto: Christian Roesti)



Steppen-Beißschrecke

Europäische Gottesanbeterin



Die Europäische Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) ist die einzige einheimische Vertreterin der Fangschrecken. Als Lauerjägerin wartet sie in trockenwarmen Gras- und Buschlandschaften gut getarnt auf ihre Beute. Einst nur in Süddeutschland zu finden, breitet sie sich seit 20 Jahren in Deutschland immer weiter aus. Der Klimawandel hat zu dieser Entwicklung in starkem Maße beigetragen. Aufgrund des wärmeren Großklimas sind inzwischen weite Teile Deutschlands besiedelbar. (Foto: Dominik Poniatowski)

Große Höckerschrecke



Durch ihre Größe von bis zu 40 mm, die leuchtend roten Schienbeine und den unverkennbaren Gesang zählt die Große Höckerschrecke (*Arcyptera fusca*) zu den auffälligeren Heuschreckenarten in Deutschland. Als optimalen Lebensraum besiedelt sie extensiv genutztes Grünland mit lückiger Vegetation. Durch Nutzungsaufgabe oder Nutzungsveränderungen verschwindet dieser Lebensraumtyp jedoch aus unserer Landschaft und damit auch die Große Höckerschrecke. Derzeit existiert in Deutschland nur noch eine Population und die Art musste, wie auch in der vorherigen Roten Liste, als vom Aussterben bedroht eingestuft werden. (Foto: Thomas Fartmann)

Naturschutz und Biologische Vielfalt  
Heft 170 (7)

**Rote Liste und Gesamtartenliste der  
Heuschrecken und Fangschrecken (Orthoptera  
et Mantodea) Deutschlands**

Bundesamt für Naturschutz  
Bonn - Bad Godesberg 2024

Titelfoto:

Die Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) ist in Deutschland extrem selten und tritt nur in großflächig offenen Heidelandschaften auf. (Foto: Jonas Brüggeshemke)

Redaktion (Rote-Liste-Zentrum):

Katja Rohde-Fingerle, Jonas Bunte, Tino Broghammer, Steffen Caspari, Sandra Ehrmann, Dagmar Hanz, Esra Sohlström  
Rote-Liste-Zentrum (RLZ)  
DLR Projektträger, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V.  
Heinrich-Konen-Straße 1, 53227 Bonn  
[www.rote-liste-zentrum.de](http://www.rote-liste-zentrum.de)



Redaktion (Bundesamt für Naturschutz):

Fachgebiete II 1.1 „Zoologischer Artenschutz“ und II 1.2 „Botanischer Artenschutz“

Layout und Konzeption:

Andrea Nolte (RLZ), Natalie Hofbauer (BfN) und doctronic GmbH & Co. KG

Gestaltung Piktogramm: Natalie Hofbauer (BfN)

Zitierhinweis:

Poniatowski, D.; Detzel, P.; Drews, A.; Hochkirch, A.; Hundertmark, I.; Husemann, M.; Klatt, R.; Klugkist, H.; Köhler, G.; Kronshage, A.; Maas, S.; Moritz, R.; Pfeifer, M.A.; Stübing, S.; Voith, J.; Winkler, C.; Wranik, W.; Helbing, F. & Fartmann, T. (2024): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken und Fangschrecken (Orthoptera et Mantodea) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (7): 88 S.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank DNL-online ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

Institutioneller Herausgeber:

Bundesamt für Naturschutz (BfN)  
Konstantinstraße 110, 53179 Bonn  
[www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck:

Westermann Druck Zwickau GmbH, Zwickau

ISBN: 978-3-7843-9248-6

DOI: 10.19217/rl1707

Bezug über:

BfN-Schriftenvertrieb – Leserservice –  
im Landwirtschaftsverlag GmbH  
48084 Münster  
Tel: 02501 801 - 3000  
E-Mail: [service@lv.de](mailto:service@lv.de)  
oder im Internet  
<https://bfn.buchweltshop.de>

Gedruckt auf „Circle silk“,  
hergestellt aus 100 % Recyclingmaterial,  
FSC®-zertifiziert und mit dem  
EU-Ecolabel ausgezeichnet

Bonn - Bad Godesberg 2024



**Inhaltsverzeichnis**

|   |    |
|---|----|
| Zusammenfassung .....   | 7  |
| Abstract .....  | 7  |
| 1 Einleitung .....  | 7  |
| 2 Grundlagen .....  | 8  |
| 2.1 Artenspektrum .....   | 8  |
| 2.2 Taxonomie und Nomenklatur .....                                   | 10 |
| 2.3 Bewertungsgrundlagen .....  | 11 |
| 2.3.1 Datengrundlagen .....   | 11 |
| 2.3.2 Aktuelle Bestandssituation .....                                | 11 |
| 2.3.3 Langfristiger Bestandstrend .....                               | 12 |
| 2.3.4 Kurzfristiger Bestandstrend .....                               | 12 |
| 2.3.5 Risiko/stabile Teilbestände .....                               | 16 |
| 2.3.6 Verantwortlichkeit .....  | 16 |
| 3 Gesamtartenliste, Rote Liste und Zusatzangaben .....                | 18 |
| 4 Auswertung .....  | 49 |
| 4.1 Auswertung nach Rote-Liste-Kategorie .....                        | 49 |
| 4.2 Auswertung der Kriterien .....                                    | 50 |
| 4.2.1 Aktuelle Bestandssituation .....                                | 50 |
| 4.2.2 Langfristiger Bestandstrend .....                               | 51 |
| 4.2.3 Kurzfristiger Bestandstrend .....                               | 54 |
| 4.2.4 Risiko/stabile Teilbestände .....                               | 54 |
| 4.2.5 Kategorieänderungen .....                                       | 55 |
| 4.2.6 Verantwortlichkeit .....  | 56 |
| 5 Gefährdungsursachen und notwendige Hilfs- und Schutzmaßnahmen ..... | 57 |

|  |    |
|--|----|
| 5.1 Gefährdungsursachen .....                    | 57 |
| 5.1.1 Habitatverlust .....                       | 57 |
| 5.1.2 Verringerung der Habitatqualität .....     | 60 |
| 5.2 Notwendige Hilfs- und Schutzmaßnahmen .....  | 63 |
| 6 Danksagung .....                               | 65 |
| 7 Quellenverzeichnis .....                       | 67 |
| Anhang .....                                     | 85 |
| Anhang 1: Synonyme .....                         | 85 |
| Anhang 2: Liste der nicht etablierten Taxa ..... | 85 |

### Tabellenverzeichnis

|  |    |
|--|----|
| Tab. 1: Anzahl der etablierten Taxa der Heuschrecken und Fangschrecken Deutschlands .....                    | 9  |
| Tab. 2: Einteilung der Rasterfrequenzen in die sieben Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation ..... | 12 |
| Tab. 3: Nationale und regionale Referenzarten für die sieben Großlandschaften Deutschlands .....             | 13 |
| Tab. 4: Schwellenwerte für die Klassifikation der kurzfristigen Bestandsveränderung .....                    | 16 |
| Tab. 5: Gesamtartenliste und Rote Liste .....  | 20 |
| Tab. 6: Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa und der Rote-Liste-Kategorien .....                         | 49 |
| Tab. 7: Auswertung der Kriterien zu den bewerteten Taxa .....  | 53 |
| Tab. 8: Kategorieänderungen gegenüber der vorherigen Roten Liste und ihre Bilanzierung .....                 | 56 |

### Abbildungsverzeichnis

|  |    |
|--|----|
| Abb. 1: Räumliche Verteilung aller 2.817 TK25-Rasterfelder, für die im Zeitraum 2000 bis 2020 mindestens eine Heuschrecken- oder Fangschreckenart nachgewiesen wurde ..... | 14 |
| Abb. 2: Räumliche Verteilung der TK25-Rasterfelder für die Ermittlung des kurzfristigen Bestandstrends .....   | 15 |
| Abb. 3: Italienische Schönschrecke ( <i>Calliptamus italicus</i> ) .....   | 24 |
| Abb. 4: Heideschrecke ( <i>Gampsocleis glabra</i> ) .....  | 29 |

|  |    |
|--|----|
| Abb. 5: Gemeine Plumpschrecke ( <i>Isophya kraussii</i> ) .....  | 31 |
| Abb. 6: Weinhähnchen ( <i>Oecanthus pellucens</i> ) .....  | 35 |
| Abb. 7: Rotflügelige Schnarrschrecke ( <i>Psophus stridulus</i> ) .....  | 40 |
| Abb. 8: Roesels Beißschrecke ( <i>Roeseliana roeselii</i> ) .....  | 41 |
| Abb. 9: Braunfleckige Beißschrecke ( <i>Tessellana tessellata</i> ) .....  | 45 |
| Abb. 10: Kiesbank-Grashüpfer ( <i>Chorthippus pullus</i> ) .....   | 50 |
| Abb. 11: Sumpfgrashüpfer ( <i>Pseudochorthippus montanus</i> ) .....   | 51 |
| Abb. 12: Rotleibiger Grashüpfer ( <i>Omocestus haemorrhoidalis</i> ) .....   | 52 |
| Abb. 13: Alpine Gebirgsschrecke ( <i>Miramella alpina</i> ) .....  | 55 |
| Abb. 14: Luftbild der Warburger Börde .....  | 58 |
| Abb. 15: Luftbild der durch einen Kalkmagerrasen verlaufenden Autobahn 44 als Beispiel für Habitatfragmentierung ..... | 60 |
| Abb. 16: Intensiv genutztes Grünland .....   | 62 |
| Abb. 17: Trockenes Grünland aufgrund sommerlicher Dürren im Vergleich zu einem feuchteren Jahr .....                   | 63 |
| Abb. 18: Altgrasstreifen als Rückzugsraum .....  | 64 |





# Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken und Fangschrecken (Orthoptera et Mantodea) Deutschlands

Stand: Dezember 2020 (Daten), November 2021 (Taxonomie)

Dominik Poniowski, Peter Detzel, Arne Drews, Axel Hochkirch, Inga Hundertmark, Martin Husemann, Raimund Klatt, Henrich Klugkist, Günter Köhler, Andreas Kronshage, Stephan Maas, Raik Moritz, Manfred Alban Pfeifer, Stefan Stübing, Johannes Voith, Christian Winkler, Wolfgang Wranik, Felix Helbing und Thomas Fartmann

## Zusammenfassung

Die vorliegende Rote Liste berücksichtigt – im Sinne einer Checkliste – alle als etabliert geltenden Heuschrecken- und Fangschreckenarten Deutschlands. Derzeit zählen hierzu 83 Taxa. Die aktuelle Gefährdungsanalyse basiert in erster Linie auf einem umfangreichen Rasterdatensatz von mehr als 280.000 Beobachtungen. Hilfreich für die Bewertung der Arten waren darüber hinaus die Ergebnisse zahlreicher Wiederholungsstudien, die in den letzten Jahren publiziert wurden. Mit dieser Datengrundlage und dem vorhandenen Expertenwissen war es dem Autorenteam möglich, für jede Art eine Gefährdungsanalyse durchzuführen. Zu den bestandsgefährdeten Arten (Rote-Liste-Kategorien 1, 2, 3, G) zählen 26 der 83 bewerteten Arten (31,3 %). Hiervon gelten 10 Arten (12,0 %) als gefährdet, 10 Arten (12,0 %) als stark gefährdet und 6 Arten (7,2 %) sind vom Aussterben bedroht. Als ausgestorben oder verschollen müssen inzwischen nicht nur *Arcyptera microptera*, *Epacromius tergestinus* und *Locusta migratoria*, sondern nun auch *Montana montana* angesehen werden. *Troglophilus neglectus* und *Chorthippus eisentrauti* werden in die Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“ eingestuft. Deutschland hat für die Erhaltung von 5 Taxa sowie für die hochgradig isolierten Vorposten von *Podisma pedestris* und *Stenobothrus crassipes* eine erhöhte Verantwortlichkeit.

## Abstract

The new Red List and checklist of the Orthoptera and Mantodea considers all indigenous species of Germany. Currently, these are 83 taxa. An extensive set of grid cell data with more than 280,000 observations was available for the analysis. In addition, numerous recent re-surveys were used to evaluate the red list status of the species. Based on this data set and the existing expert knowledge, a threat analysis was conducted for each species. In total, 26 species (31.3 %) are classified as threatened (red list categories 1, 2, 3, G). Among these species, 10 (12.0 %) are considered vulnerable, 10 (12.0 %) endangered, and 6 (7.2 %) critically endangered. Regionally extinct are not only *Arcyptera microptera*, *Epacromius tergestinus* and *Locusta migratoria* but also *Montana montana*. *Troglophilus neglectus* and *Chorthippus eisentrauti* are assigned to the red list category "Rare". Germany has an increased responsibility for the conservation of 5 taxa. Furthermore, Germany is also particularly responsible for highly isolated outposts of *Podisma pedestris* and *Stenobothrus crassipes*.

## 1 Einleitung

Die erste Rote Liste zur Heuschreckenfauna der Bundesrepublik Deutschland legten Harz & Weidner (1977) vor. Eine erweiterte Neubearbeitung wurde sieben Jahre später publiziert (Harz 1984). Zur Heuschreckenfauna der DDR gibt es eine Übersicht von Köhler (1988). Sie enthält Angaben zum Artenspek-

trum, zu den Arealgrenzen und zur Faunenveränderung. Einige Zeit später veröffentlichten Ingrisch & Köhler (1998) eine erste Rote Liste für das wiedervereinigte Deutschland. Seitdem wird etwa alle zehn Jahre eine turnusmäßige Überarbeitung angestrebt. Die zweite gesamtdeutsche Rote Liste erstellten Maas et al. (2011). Sie basierte erstmalig auf der vom Bundesamt für Naturschutz entwickelten

Methodik einschließlich dem darin enthaltenen Einstufungsschema (Ludwig et al. 2009).

Zwischen der vorherigen Roten Liste von Maas et al. (2011) und der vorliegenden Roten Liste haben sich zahlreiche Umweltveränderungen ergeben. Insbesondere der Landnutzungswandel, der sich seit Mitte des letzten Jahrhunderts stark auf unsere einheimische Artenvielfalt ausgewirkt hat (Cardoso et al. 2020, Ridding et al. 2020, Fartmann et al. 2021a), ist weiter vorangeschritten. In den letzten Jahren mussten beispielsweise zahlreiche Heuschreckenlebensräume – hauptsächlich Wiesen und Weiden – dem Anbau von Energiepflanzen für die Biogasproduktion weichen (Becker et al. 2014, Lüker-Jans et al. 2017, Fartmann et al. 2021b). Zudem geht nach wie vor Grünland durch Überbauung verloren (Burns et al. 2016, Fartmann 2017). Bestandseinbußen sind die Folge – besonders bei einigen noch relativ weit verbreiteten Arten (vgl. Hafner & Zimmermann 2019, Pfeifer et al. 2019, Fartmann et al. 2021b, Thorn et al. 2022). In Naturschutzgebieten sieht die Bestandsituation etwas besser aus (Ogan et al. 2022, Fartmann et al. 2022a), aber auch dort sind in den letzten Jahren einige Populationen erloschen. Dies betrifft insbesondere hoch spezialisierte Arten des Offenlandes (Hafner & Zimmermann 2019, Detzel et al. 2022, Schlumprecht et al. 2022, Thorn et al. 2022). Eine Gefährdungsursache innerhalb von Schutzgebieten kann die Nutzungsaufgabe auf ertragsschwachen Standorten oder der naturschutzfachlich gewollte Prozessschutz sein. Hierdurch verbuschen wertvolle Lebensräume wie mageres Grünland, Halbtrockenrasen und Heiden (Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). In der Folge verlieren diese Flächen ihre Eignung als Habitat für die Bewohner des Offenlandes. Zu dieser Gruppe zählen fast alle in Deutschland vorkommenden Heuschreckenarten (Fischer et al. 2020). Weitere Beeinträchtigungen innerhalb von Naturschutzgebieten stellen hohe Luftstickstoffdepositionen und/oder ungeeignete Habitatpflege dar (Kapitel 5).

Daneben werden die Auswirkungen des Klimawandels immer deutlicher (Poniatowski et al. 2018a, Löffler et al. 2019, Poniatowski et al. 2020, Fartmann et al. 2021b, Engelhardt et al. 2022). Zahlreiche Arten haben sich in den letzten 10 bis 15 Jahren weiter ausgebreitet oder konnten erst in diesem Zeitraum stark expandieren. Gleichzeitig sind negative Bestandsentwicklungen für eine Reihe an Arten wahrscheinlich (Poniatowski et al. 2018a). Zu den Verlierern des Klimawandels gehören insbesondere Arten, die eine hohe Habitatfeuchte oder ein kühles

Bergklima benötigen. Die Details der Bestandsentwicklungen sind den artspezifischen Kommentaren zu entnehmen (Kapitel 3).

Die vorliegende Rote Liste berücksichtigt – im Sinne einer Checkliste – alle als etabliert geltenden Heuschreckenarten Deutschlands. Bestandteil der Roten Liste ist nach Ingrisch & Köhler (1998) erneut die einzige einheimische Fangschrecke *Mantis religiosa*. Insgesamt werden mit dieser Revision somit 83 Heuschrecken- und Fangschreckenarten betrachtet (Kapitel 2.1).

Die aktuelle Gefährdungsanalyse basiert auf einem umfangreichen Rasterdatensatz von mehr als 280.000 Beobachtungen (Kapitel 2). Aktuelle Heuschreckennachweise stammen zumeist aus Beobachtungsportalen wie ArtenFinder Rheinland-Pfalz, Faunistisch-Floristisches Informationsportal Saarland (FFIpS), Insekten Sachsen, Observation und OrthopteraWeb. Zudem haben viele Heuschreckenarbeitskreise und Landesämter Rasterdaten bereitgestellt. Hilfreich für die Bewertung der Arten waren darüber hinaus die Ergebnisse zahlreicher Wiederholungsstudien (re-surveys), die in den letzten Jahren publiziert wurden (u.a. Hafner & Zimmermann 2019, Löffler et al. 2019, Fumy et al. 2020, Fartmann et al. 2021b, Fartmann et al. 2022b, Ogan et al. 2022, Thorn et al. 2022). Mit dieser Datengrundlage und dem vorhandenen Expertenwissen war es dem Team der Autorinnen und Autoren möglich, für jede Art eine Gefährdungsanalyse durchzuführen.

## 2 Grundlagen

### 2.1 Artenspektrum

Betrachtet und bewertet wurden alle 83 Heuschrecken- und Fangschreckenarten, die in Deutschland als etabliert gelten. Derzeit zählen hierzu 82 Taxa der Heuschrecken (Tab. 5). Alle erfüllen die Etablierungskriterien nach Ludwig et al. (2009). Nicht als etabliert gelten *Acrotylus patruelis*, *Gryllodes sigillatus*, *Gryllus bimaculatus* und *Tachycines asynamorus*, die bei Maas et al. (2011) noch in der Gesamtartenliste aufgeführt und für die vorliegende Rote Liste als unbeständig ausgeschlossen wurden. Maas et al. (2011) stuften die Südliche Grille (*Eumodicogryllus bordigalensis*) als etabliertes Neozoon ein. *Eumodicogryllus bordigalensis* wird in der vorliegenden Roten Liste aufgrund ihrer Ausbreitungsgeschichte (Arealerweiterer) als etablierte indigene Art betrachtet und bewertet (Details siehe art-

spezifischer Kommentar). Abweichend von Maas et al. (2011) wurde auch die Europäische Wanderheuschrecke (*Locusta migratoria*) bewertet und der Alpen-Nachtigall-Grashüpfer (*Chorthippus eisentrauti*) wurde gänzlich neu aufgenommen (Begründungen siehe artspezifische Kommentare).

**Tab. 1:** Anzahl der etablierten Taxa der Heuschrecken und Fangschrecken Deutschlands.

| Wie viele etablierte Taxa enthält die Liste?   | absolut   |
|--|-----------|
| Anzahl der Taxa nach der vorherigen Roten Liste (Maas et al. 2011)                   | 85        |
| <b>Streichungen</b>  |           |
| wegen taxonomischer Zusammenfassungen  | – 0       |
| wegen ausgeschlossener Taxa  | – 4       |
| <b>Neuzugänge</b>  |           |
| wegen taxonomischer Aufspaltungen  | + 0       |
| bisher nicht berücksichtigte Taxa  | + 1       |
| durch Erstnachweise  | + 1       |
| <b>Summe: Anzahl etablierter Taxa der vorliegenden Roten Liste (Datenstand 2020)</b> | <b>83</b> |

Ergänzt wird das Artenspektrum der Heuschrecken i.e.S. (Orthoptera) durch die bei Maas et al. (2011) nicht berücksichtigten Fangschrecken (Mantodea), von denen in Deutschland als einzige Art die Gottesanbeterin *Mantis religiosa* (Linnaeus, 1758) etabliert ist (Tab. 5). Sie ist in den wärmebegünstigten Regionen Deutschlands beheimatet und breitet sich seit einigen Jahren stark aus – unter anderem in Baden-Württemberg, Brandenburg, Hessen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und im Saarland (Pfeifer 2012, Schwarz et al. 2017, Hartmann et al. 2018, Schädler et al. 2019, Stübing et al. 2019a, Maas & Staudt 2020, Stenger 2020). Für die mit den Heuschrecken nahe verwandten Ohrwürmer (Dermaptera) und Schaben (Blattoptera) werden die Roten Listen derzeit separat überarbeitet (Pfeifer et al., in Vorb.).

Neben den 83 etablierten Heuschrecken- und Fangschreckenarten (Tab. 1) werden für Deutschland in den letzten Jahren regelmäßig weitere Arten dieser Ordnungen gemeldet. Darunter fallen auch folgende 4 Arten, die in der Roten Liste von Maas et al. (2011) noch als etablierte Arten aufgeführt und für die vorliegende Rote Liste ausgeschlossen wurden: *Acrotylus patruelis*, *Grylloides sigillatus*,

*Gryllus bimaculatus* und *Tachycines asynamorus*. In vielen Fällen handelt es sich hierbei um eingeschleppte oder gegebenenfalls auch mit dem Wind verdriftete Arten aus Süd- oder Südosteuropa wie *Acrotylus patruelis*, *Anacridium aegyptium*, *Eupholidoptera megastyla*, *Gryllomorpha dalmatina*, *Oedaleus decorus*, *Pezotettix giornae*, *Pteronemobius lineolatus*, *Tenodera sinensis* und *Yersinella raymondii* (Maas et al. 2002, Pankratius 2004, Boczki 2007b, Grein 2010, Heller & Mosny 2018, Pfeifer et al. 2019, Engling & Pfeifer 2020, Hochkirch et al. 2020, Pfeifer 2020, Sändig & Fritze 2022). Sie erfüllen nicht die Etablierungskriterien nach Ludwig et al. (2009) und müssen daher als unbeständig gewertet werden. Dementsprechend haben sie für die Gefährdungsanalyse keine Relevanz. Dies gilt auch für Heuschreckenarten, die gerne in der Terraristik als Reptilienfutter verwendet werden. Hin und wieder können hiervon entflozene Tiere im Freiland beobachtet werden. Typische Futtertiere sind – neben dem Heimchen (*Acheta domestica*; gilt in Deutschland als etabliert) – *Grylloides sigillatus*, *Gryllus assimilis*, *Gryllus bimaculatus*, *Locusta migratoria* und *Schistocerca gregaria* (Bellmann et al. 2019, Fischer et al. 2020, Detzel et al. 2022). Zu den unbeständigen bzw. nicht etablierten Arten zählt auch die Gewächshausschrecke (*Tachycines asynamorus*). Sie stammt vermutlich aus subtropisch geprägten Gebieten Ostasiens (Detzel 1998, Bellmann et al. 2019). In Deutschland konnte sie bislang für zahlreiche Gewächshäuser, Gärtnereien und Tropenhäuser nachgewiesen werden (Fischer et al. 2020). Die Gewächshausschrecke ist sehr wärmeliebend und benötigt eine hohe Luftfeuchte. Außerhalb beheizter Gebäude kann die Art daher nicht überleben. Erwähnenswert ist noch der Einzelfund der Kleinen Beißschrecke (*Tessellana veyseli*) 1997 im Naturschutzgebiet „Lieberoser Endmoräne“ (Vorwald & Landeck 2003). Ob das Tier Teil einer kleinen Population war oder eingeschleppt wurde, ist unklar. Seit dieser Beobachtung konnte die Art nicht mehr nachgewiesen werden. Die nächstgelegenen, bekannten Vorkommen von *Tessellana veyseli* befinden sich mehr als 300 km weiter südöstlich in Südmähren (Tschechien) (Holuša et al. 2012). Auf zwei der unbeständigen Arten soll hier genauer eingegangen werden, da sich diese beiden Arten bereits seit mehreren Jahren in Deutschland reproduzieren:

- ***Antaxius pedestris* (Fabricius, 1787):** Ein Einzeltier von *Antaxius pedestris* (Atlantische Bergschrecke) konnte erstmalig 2014 durch Annette von Scholley-Pfab in München nachgewiesen werden (Röl-

ler & Sturm 2017). Seit 2016 ist auch eine kleine Population der Atlantischen Bergschrecke für den Ort Limburgerhof (Rheinland-Pfalz) bekannt (Röller & Sturm 2017). Die Art besiedelt dort hauptsächlich die mediterran gestalteten Stein- und Kiesgärten von Einfamilienhäusern. Laut Röller & Sturm (2017) ist das Vorkommen wahrscheinlich auf Verschleppung zurückzuführen. Eine Ausbreitung hat bislang nicht stattgefunden und ist sehr unwahrscheinlich. Das natürliche Verbreitungsgebiet der flugunfähigen Art beschränkt sich auf die West- und Zentralalpen (Baur et al. 2006, Bellmann et al. 2019, Sardet et al. 2021). Am 2. September 2023 konnte Guggemoos (2023) erstmals ein männliches Tier von *Antaxius pedestris* in einem potenziell natürlichen Habitat nachweisen. Bei dem Fundort handelt es sich um eine Blockschutthalde. Sie befindet sich in den bayerischen Kalkalpen, etwa 4 km südlich von Mittenwald auf 975 m über NHN. Die nächsten bekannten Vorkommen der Art liegen in Österreich in etwa 12 km Entfernung. Bei einer Nachsuche am 17. September 2023 konnten keine weiteren Tiere gefunden werden (Guggemoos 2023). Sollte sich die Annahme eines etablierten Vorkommens in den nächsten Jahren bestätigen, müsste *Antaxius pedestris* als neue und vermutlich extrem seltene Art für Deutschland gewertet werden.

- ***Pholidoptera littoralis* (Fieber, 1853)**: Eine kleine Population von *Pholidoptera littoralis* (Küstenstrauchschrecke) ist in Deutschland seit 2008 bekannt (Glaw 2009). Der Fundort liegt in München, an einer Böschung des Rangierbahnhofs „München Nord“. Es gibt Hinweise auf eine gezielte Ansiedelung (J. Voith, schriftl. Mitteilung 2023). Beheimatet ist *Pholidoptera littoralis* südlich der Alpen von Ligurien, der Südschweiz, dem italienischen Alpenvorland über Slowenien, Istrien und den zentralen Balkan bis nach Rumänien (Baur et al. 2006, Massa et al. 2012, Bellmann et al. 2019, Iorio et al. 2019). Die Population hält sich bereits mehr als 10 Jahre in München. Zuletzt konnte eine leichte Ausbreitungstendenz festgestellt werden (Glaw & Hawlitschek 2018). Ob sich die Art in den kommenden Jahren halten oder sogar weiter ausbreiten kann und somit eine Etablierung in Zukunft denkbar ist, lässt sich aktuell nicht beurteilen.

Für den Übergang vom 19. zum 20. Jahrhundert liegen Beobachtungsdaten weiterer Arten vor, die in vielen Fällen als unsicher eingestuft werden müs-

sen. Ungeklärt sind zum Beispiel die Nachweise von *Acrotylus longipes*, *Celes variabilis* und *Oedaleus decorus* (Harz 1960, Köhler 2001, Fischer et al. 2020). Darüber hinaus gibt es einige Artmeldungen, die mit großer Sicherheit auf Fundortverwechslungen oder Fehlbestimmungen zurückzuführen sind (Detzel 2001, Köhler 2001, Maas et al. 2002, Maas et al. 2011): Exemplarisch seien hier die Funde von *Metrioptera saussuriana*, *Myrmeleotettix antennatus*, *Stenobothrus rubicundulus* und *Tetrix depressa* genannt. Sicher belegt sind die historischen Vorkommen der Dahlemer Gewächshausschrecke (*Phlugiola dahlemica*). Ihr Herkunftsgebiet ist vermutlich Südamerika (Harz 1957). Die ersten Nachweise für Deutschland stammen aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts (Eichler 1938). Vermutlich trat *Phlugiola dahlemica* bis 1945 im Palmenhaus von Berlin-Dahlem und den Gewächshäusern in Babelsberg auf (Harz 1957). Seitdem konnte die Art in Deutschland nicht mehr festgestellt werden (Maas et al. 2002). Die Meldung von *Phlugiola dahlemica* für den Berliner Zoo am 19. September 2020 in Hochkirch et al. (2021) ist nicht korrekt. Es handelte sich um *Tachycines asynamorus* (Hochkirch & Rautenberg 2022).

## 2.2 Taxonomie und Nomenklatur

Seit der vorherigen Roten Liste (Maas et al. 2011) haben sich die wissenschaftlichen Namen einiger Arten geändert (siehe artspezifische Kommentare). Die Korrekturen basieren auf den Überarbeitungen bzw. Revisionen der Ephippigerini, Gomphocerinae und Platycleidini (Massa & Fontana 2011, Barat 2012, Defaut 2012). Das Taxon *Tetrix bipunctata* wird wie in Maas et al. (2011) nicht in *Tetrix bipunctata* und *Tetrix kraussi* aufgetrennt, sondern als eine Art angesehen. Obwohl Lehmann (2004) aufgrund der morphologischen Differenzierung der Hinterflügel vermutet, dass es sich bei *Tetrix bipunctata* um zwei Arten handelt, konnten mittels COI-Barcoding (COI = Cytochrom-c-Oxidase I) bislang keine genetischen Unterschiede festgestellt werden (Hawlitschek et al. 2017). Der Artstatus von *Tetrix kraussi* ist damit nach wie vor nicht hinreichend durch die vorliegenden Daten belegt (Moser et al. 2021). Die wissenschaftliche Nomenklatur folgt an dieser Stelle dem Orthoptera Species File Version 5.0/5.0 (Cigliano et al. 2021). Allerdings wurden entsprechend der Nomenklaturregeln der ICZN (2012) und unter Berücksichtigung der Hinweise von Coray & Lehmann (1998) bei wenigen Arten Korrekturen vorgenommen (siehe Kap. 3, art-

spezifische Kommentare). Die deutsche Namensgebung entspricht Fischer et al. (2020).

### 2.3 Bewertungsgrundlagen

Die Ermittlung der Rote-Liste-Kriterien folgt der in Ludwig et al. (2009) beschriebenen Vorgehensweise. Hierbei wurden sämtliche in der Methodikerweiterung beschriebenen Ergänzungen berücksichtigt (Rote-Liste-Team im BfN 2021). Der wichtigste Parameter, auf dem die Gefährdungsanalyse der Heuschrecken und Fangschrecken Deutschlands basiert, ist die artspezifische Rasterfrequenz – also die Anzahl der von einer Art besetzten Rasterfelder (Kap. 2.3.1). Ein Raster, das den Abmessungen einer topographischen Karte 1 : 25.000 (TK25) entspricht, hat eine räumliche Auflösung von etwa  $10 \times 11$  km. Insgesamt lässt sich Deutschland in 3.006 dieser Rasterfelder unterteilen (vgl. Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005). Auf Basis der artspezifischen Rasterfrequenzen wurden einerseits die aktuelle Bestandssituation der jeweiligen Art ermittelt (Kap. 2.3.2) und andererseits Vorschlagswerte für den lang- und kurzfristigen Bestandstrend berechnet (Kap. 2.3.3 und Kap. 2.3.4). Die Ergebnisse der Auswertung bilden die Bestandsveränderungen allerdings nur grob ab. Es wurden daher noch weitere Grundlagen für die Gefährdungsanalyse genutzt: Ein wichtiger Bestandteil waren die Ergebnisse von Wiederholungskartierungen (re-surveys), die die regionalen Trends der Heuschreckenfauna dokumentieren (u.a. Löffler et al. 2019, Fumy et al. 2020, D'Agostino & Vacher 2021, Fartmann et al. 2021a, Fartmann et al. 2022b, Ogan et al. 2022, Thorn et al. 2022). Auf überregionaler Ebene lieferten Poniatowski et al. (2020) einen sehr guten Überblick über die Arealveränderungen zahlreicher Heuschreckenarten. Hilfreich war in diesem Kontext zudem die Modellierungsstudie von Buse & Griebeler (2011). Ergänzend flossen in den Bewertungsprozess die Erkenntnisse aus den neueren regionalen Roten Listen (Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019, Winkler & Haacks 2019, Maas & Staudt 2020, Wallaschek 2020, Köhler 2021a, Detzel et al. 2022), die Veränderungen des Habitatangebots und das Fachwissen der beteiligten Expertinnen und Experten mit ein.

#### 2.3.1 Datengrundlagen

Für die Auswertung stand ein umfangreicher Rasterdatensatz zur Verfügung, der nicht nur die Atlasdaten von Maas et al. (2002) umfasste, sondern auch

sämtliche Daten beinhaltete, die bei der Erstellung der letzten Roten Liste verwendet wurden (Maas et al. 2011: Stand 2007). Erweitert wurde dieser Rasterdatensatz durch eine umfangreiche Literaturliteraturauswertung (z. B. Diplom- bzw. Masterarbeiten und Fachzeitschriften). Aktuelle Daten (2007 bis 2020) konnten durch Anfragen bei zahlreichen Landesämtern und diversen Heuschreckenarbeitskreisen akquiriert werden. Zudem haben die Beobachtungsportale ArtenFinder Rheinland-Pfalz, Faunistisch-Floristisches Informationsportal Saarland (FFIPs), Insekten Sachsen, Observation und OrthopteraWeb ihre qualitätsgesicherten Heuschreckendaten für die Revision der Roten Liste bereitgestellt. Insgesamt konnten knapp 280.000 Beobachtungsdaten auf Rasterbasis zusammengetragen werden.

Ein TK25-Rasterfeld wurde als besetzt gewertet, wenn mindestens eine Beobachtung der jeweiligen Art innerhalb des zu vergleichenden Zeitraumes in diesem Rasterfeld erfolgt ist (vgl. Termaat et al. 2019, Van Strien et al. 2019, Poniatowski et al. 2020). Redundante Informationen, also mehrere Beobachtungen einer Art für ein bestimmtes Rasterfeld innerhalb eines Zeitraumes, wurden vor der Analyse entfernt. Insgesamt standen für die Berechnung somit knapp 130.000 aggregierte Beobachtungsdaten auf TK25-Basis zur Verfügung (Kap. 2.3.3 und Kap. 2.3.4).

#### 2.3.2 Aktuelle Bestandssituation

Die aktuelle Bestandssituation bezieht sich auf den Zeitraum von 2000 bis 2020 (= aktueller Zeitraum; vgl. Kap. 2.3.4) und wurde mithilfe der artspezifischen Rasterfrequenzen ermittelt. Als Bezugsraum für die Berechnung der artspezifischen Rasterfrequenzen galten alle mindestens mit einer Art besetzten TK25-Rasterfelder. Dies waren insgesamt 2.817 Rasterfelder (Abb. 1). Die Berücksichtigung aller am Bundesgebiet beteiligter 3.006 TK25-Rasterfelder (siehe Kap. 2.3) würde die artspezifischen Rasterfrequenzen zu stark verzerren. Sehr viele der 189 ausgeschlossenen Rasterfelder decken nur einen sehr kleinen Teil des Bundesgebietes ab, da sie am Rand der deutschen Außengrenze liegen. Innerhalb Deutschlands gibt es regional kleine Lücken. Insgesamt betrachtet, deckt der Bezugsraum das Bundesgebiet sehr gut ab (Abb. 2). Die Rasterfrequenz einer Art ist somit der prozentuale Anteil der von dieser Art besetzten Rasterfelder am Bezugsraum. Anhand der so ermittelten Rasterfrequenzen wurden die Schwellenwerte für die jeweiligen Krite-

**Tab. 2:** Einteilung der Rasterfrequenzen in die sieben Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation.

| Kriterienklasse    | Rasterfrequenz    |
|--------------------|-------------------|
| sehr häufig (sh)   | > 66,7 %          |
| häufig (h)         | > 33,3 – ≤ 66,7 % |
| mäßig häufig (mh)  | > 9,9 – ≤ 33,3 %  |
| seltener (s)       | > 2,0 – ≤ 9,9 %   |
| sehr selten (ss)   | > 0,33 – ≤ 2,0 %  |
| extrem selten (es) | > 0,0 – ≤ 0,33 %  |
| ausgestorben (ex)  | 0,0 %             |

rienklassen der aktuellen Bestandssituation festgelegt (Tab. 2) und die Arten diesen Kriterienklassen zugeordnet. Diese Zuordnung wurde dann mittels weiterer Informationen, wie den artspezifischen Lebensraumansprüchen oder Kenntnissen zu den Populationsgrößen, von den Expertinnen und Experten geprüft und in Einzelfällen korrigiert (vgl. Ludwig et al. 2009). Jede Abweichung gegenüber dem berechneten Wert wird im Auswertungskapitel zur aktuellen Bestandssituation (Kapitel 4.2.1) erläutert.

### 2.3.3 Langfristiger Bestandstrend

Ursprünglich war angedacht, den langfristigen Bestandstrend mit den vorhandenen Rasterdaten zu berechnen. Hierfür sollten die vorhandenen Rasterdaten des festgelegten historischen Zeitraumes (1889 bis 1989) mit denen des aktuellen Zeitraumes (2000 bis 2020) abgeglichen werden (vgl. Kap. 2.3.4). Im Laufe der Auswertung zeigte sich allerdings, dass die Berechnung des langfristigen Bestandstrends aufgrund der schlechten Datenlage in zahlreichen Fällen zu unrealistischen Werten führt. Im historischen Zeitraum haben vergleichsweise wenige Personen Heuschrecken kartiert. Trotz der langen Zeitspanne von 100 Jahren umfasst der Rasterdatensatz nur 30.416 aggregierte Beobachtungen. Der langfristige Bestandstrend wurde daher mittels Expertenwissen eingeschätzt. Die vorhandenen Rasterdaten fanden hierbei – soweit möglich – Berücksichtigung. Als weitere Orientierungshilfen dienten die Rote Liste von Maas et al. (2011) und verschiedene Studien, die sich mit den bundesweiten Bestandsveränderungen der Heuschrecken in Deutschland beschäftigt haben (u.a. Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020). Zudem wurde das veränderte Habitatangebot bei der Bewertung des langfristi-

gen Bestandstrends berücksichtigt (Kap. 2.3). Die Begründung der jeweiligen Experteneinschätzung ist den artspezifischen Kommentaren zu entnehmen (Kap. 3).

### 2.3.4 Kurzfristiger Bestandstrend

Um den kurzfristigen Bestandstrend berechnen zu können, mussten die vorhandenen Rasterdaten in zwei etwa gleich gut kartierte Zeiträume eingeteilt werden:

- Referenzzeitraum (n = 49.597 aggregierte Beobachtungen): 1990 bis 1999. Für diesen kurzen Zeitraum lagen gegenüber dem historischen Zeitraum vergleichsweise viele Rasterdaten vor, da in den 1990er Jahren bundesweit sehr intensiv Heuschrecken kartiert wurden. Hierzu hat der Feldführer Bellmann (1985), der erstmalig einem breiten Publikum die Bestimmung nahezu aller deutschen Heuschreckenarten im Freiland ermöglichte, wesentlich beigetragen (Poniatowski & Fartmann 2023).
- Aktueller Zeitraum (n = 47.921 aggregierte Beobachtungen): Der aktuelle Zeitraum reicht von 2000 bis 2020. Die Datenlage war für diesen Zeitraum gut, da seit etwa 10 Jahren zunehmend Heuschreckenfunde gemeldet werden. Dies liegt im starken Maße an der deutlich gestiegenen Nutzung diverser Beobachtungsportale (Poniatowski & Fartmann 2023).

Als weiterer Schritt zur Ermittlung der kurzfristigen Bestandstrends wurden die Arten in zwei Gruppen eingeteilt:

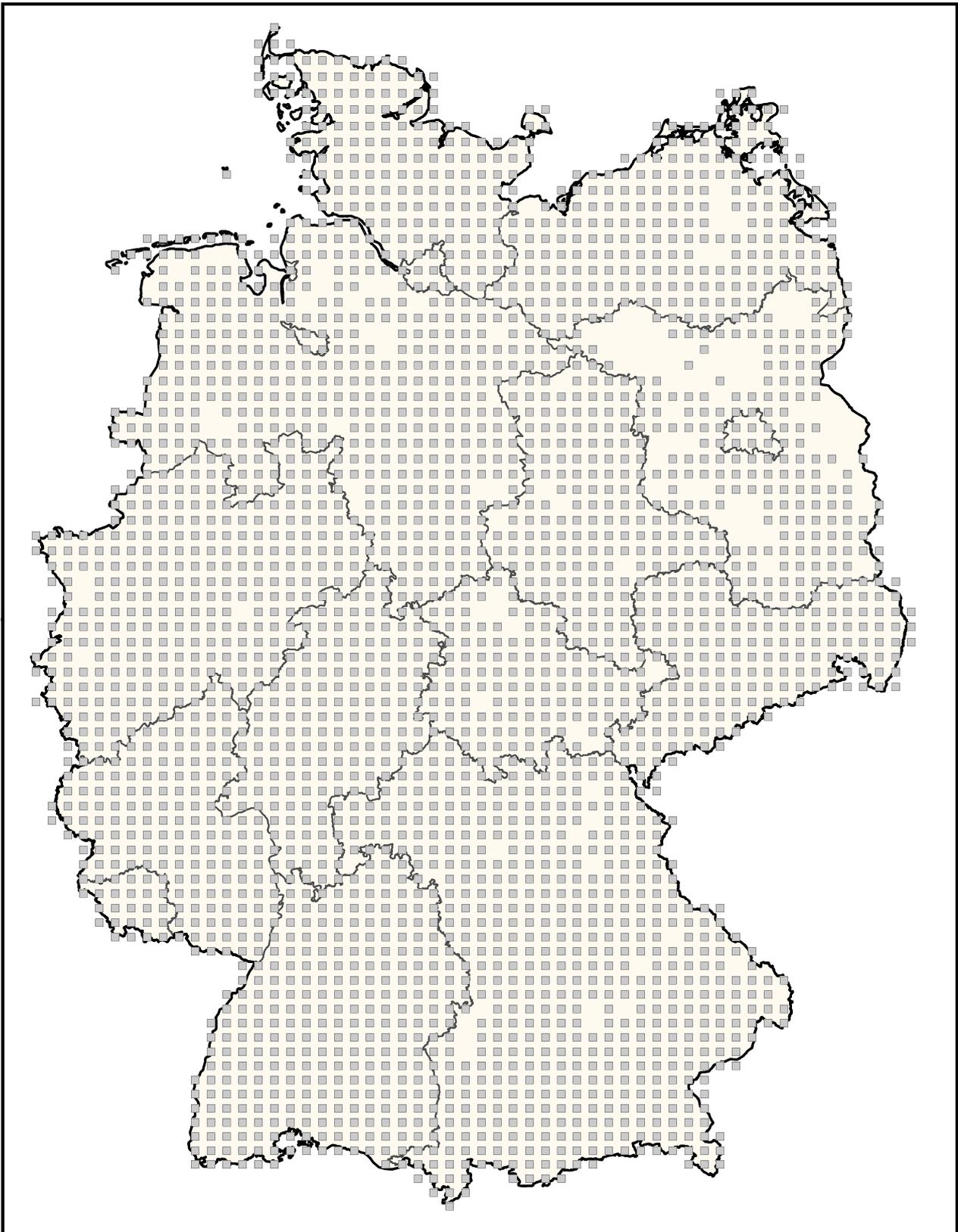
- Gruppe 1: Im Falle der extrem seltenen bis seltenen Arten (Kriterienklassen: es, ss und s) galt die Annahme, dass aufgrund ihrer Attraktivität die besetzten Rasterfelder in beiden Zeiträumen (weitgehend) vollständig kartiert wurden. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends basierte daher auf allen vorhandenen Rasterdaten der jeweiligen Art (Abb. 2a und b).
- Gruppe 2: Gegenüber den selteneren Arten (siehe oben Gruppe 1) war bei den häufigeren Arten (Kriterienklassen: mh, h und sh) aufgrund ihrer weiten Verbreitung nicht davon auszugehen, dass alle besetzten Raster im Referenzzeitraum und im aktuellen Zeitraum vollständig kartiert wurden. Um einen Vergleich ihrer artspezifischen Rasterfrequenzen über die Zeiträume hinweg zu ermöglichen, mussten daher gut kartierte Rasterfelder pro Zeitraum identifiziert werden (Abb. 2c und d).

In Anlehnung an Poniatowski et al. (2020) galt ein Rasterfeld als gut kartiert, wenn in diesem alle nationalen und regionalen Referenzarten innerhalb des jeweiligen Zeitraumes nachgewiesen wurden (Tab. 3). Die nationalen Referenzarten repräsentieren weit verbreitete Arten, die mit hoher Wahrscheinlichkeit in ganz Deutschland vorkommen. Aufgrund der physiogeographischen Unterschiede innerhalb Deutschlands mussten zudem regionale Referenzarten für jede der sieben Großlandschaften Deutschlands festgelegt werden (zur Abgrenzung der Großlandschaften siehe Gedeon et al. 2014). Es galt die Annahme, dass diese regional häufigen Arten in jedem Raster der jeweiligen Großlandschaft vorkommen (vgl. Maas et al.

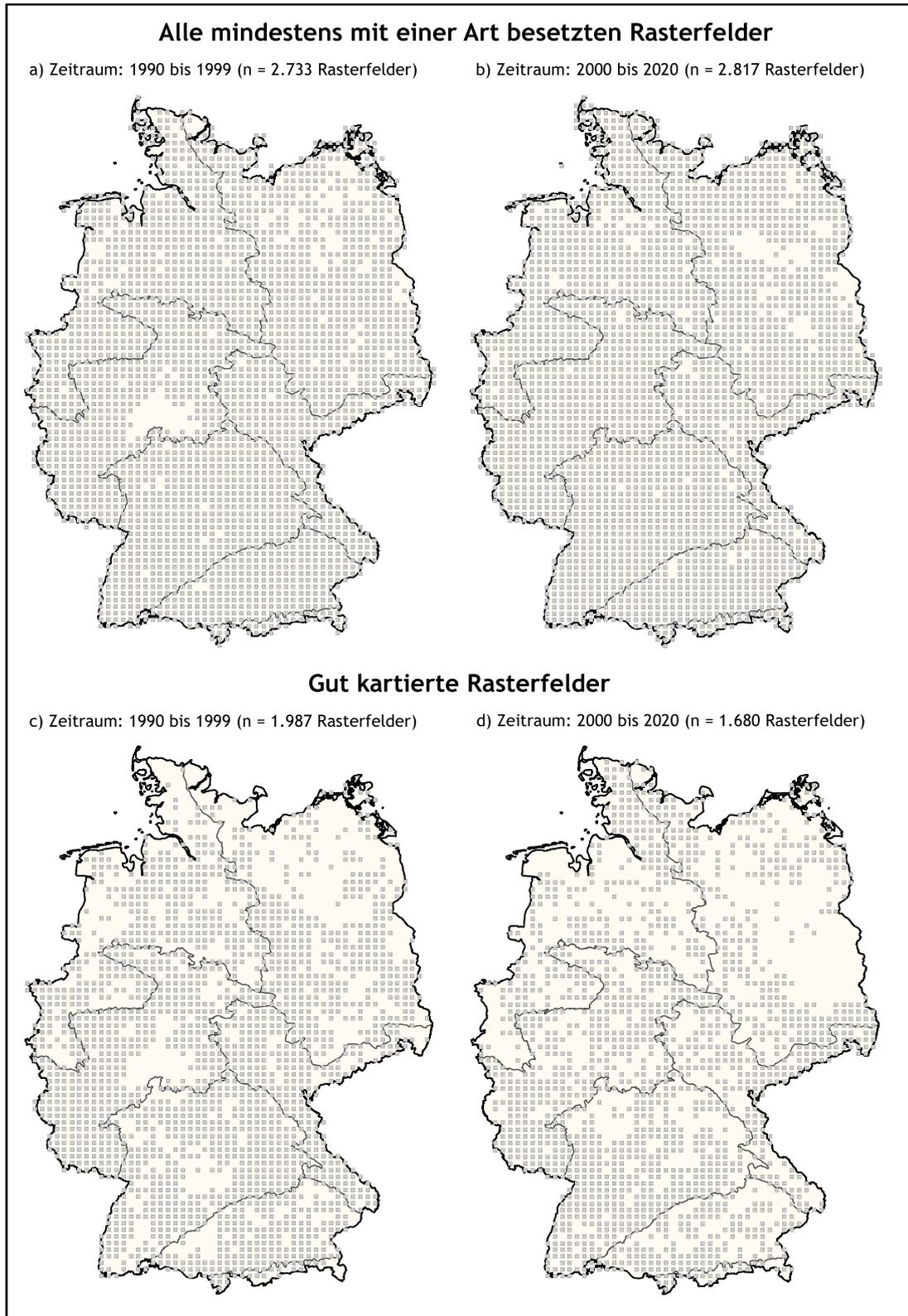
2002). Um mögliche Abnahmen der weit verbreiteten Arten nachweisen zu können, galt ein Rasterfeld auch dann als gut kartiert, wenn eine der nationalen oder regionalen Referenzarten fehlte. Die Berücksichtigung der gut kartierten Rasterfelder ermöglicht im Falle der häufigeren Arten einen Vergleich der beiden Zeiträume trotz unterschiedlicher Kartierintensitäten. Eine Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends auf Basis aller Rasterfelder – also ohne Standardisierung der Kartierintensität mittels gut kartierter Rasterfelder – würde bei den häufigeren Arten zu deutlich verzerrten und somit unbrauchbaren Ergebnissen führen.

**Tab. 3:** Nationale und regionale Referenzarten für die sieben Großlandschaften Deutschlands nach Poniatowski et al. (2020). Referenzarten wurden definiert, um gut kartierte Raster zu identifizieren (Kap. 2.3). Die beiden Schwesterarten *Tettigonia viridissima* und *T. cantans* sowie *Pholidoptera aptera* und *P. griseoptera* ergänzen sich hinsichtlich ihrer Höhenverbreitung und werden im Rahmen der Methodik daher als Artkomplex betrachtet. W=West, O=Ost und SW=Südwest.

| Referenzarten                          | Norddeutsche Tiefebene |   | Zentrales Berg- und Hügelland |   |    | Alpenvorland | Alpen |
|--|------------------------|---|-------------------------------|---|----|--------------|-------|
|  | W                      | O | W                             | O | SW |              |       |
| <b>National</b>                        |                        |   |                               |   |    |              |       |
| <i>Chorthippus biguttulus</i>          | x                      | x | x                             | x | x  | x            | x     |
| <i>Chorthippus brunneus</i>            | x                      | x | x                             | x | x  | x            | x     |
| <i>Pseudochorthippus parallelus</i>    | x                      | x | x                             | x | x  | x            | x     |
| <i>Tettigonia viridissima/cantans</i>  | x                      | x | x                             | x | x  | x            | x     |
| <b>Regional</b>                        |                        |   |                               |   |    |              |       |
| <i>Chorthippus albomarginatus</i>      | x                      |   |                               |   |    |              |       |
| <i>Chorthippus dorsatus</i>            |                        |   |                               |   |    | x            | x     |
| <i>Chorthippus mollis</i>              |                        | x |                               |   |    |              |       |
| <i>Conocephalus dorsalis</i>           | x                      | x |                               |   |    |              |       |
| <i>Conocephalus fuscus</i>             |                        |   |                               |   |    | x            |       |
| <i>Decticus verrucivorus</i>           |                        |   |                               |   |    |              | x     |
| <i>Euthystira brachyptera</i>          |                        |   |                               |   |    | x            | x     |
| <i>Gomphocerippus rufus</i>            |                        |   |                               |   | x  | x            | x     |
| <i>Gryllus campestris</i>              |                        |   |                               |   | x  | x            |       |
| <i>Metrioptera brachyptera</i>         |                        |   |                               |   |    |              | x     |
| <i>Omocestus viridulus</i>             |                        |   | x                             |   |    |              | x     |
| <i>Pholidoptera aptera/griseoptera</i> |                        |   | x                             |   | x  | x            | x     |
| <i>Roeseliana roeselii</i>             |                        | x |                               | x | x  | x            | x     |
| <i>Stenobothrus lineatus</i>           |                        |   |                               |   |    |              | x     |
| <i>Tetrix undulata</i>                 | x                      |   |                               |   |    |              |       |



**Abb. 1:** Räumliche Verteilung aller 2.817 TK25-Rasterfelder, für die im Zeitraum 2000 bis 2020 mindestens eine Heuschrecken- oder Fangschreckenart nachgewiesen wurde (graue Quadrate). Zusammengenommen stellen sie den Bezugsraum für die Ermittlung des Kriteriums „Aktuelle Bestandssituation“ jeder einzelnen Art dar. Zur besseren Orientierung sind die Grenzen der Länder eingefügt (graue Linien).



**Abb. 2:** Räumliche Verteilung aller mindestens mit einer Heuschrecken- oder Fangschreckenart besetzten TK25-Rasterfelder (graue Quadrate) für die Zeiträume a) 1990 bis 1999 (n = 2.733 Rasterfelder) und b) 2000 bis 2020 (n = 2.817 Rasterfelder) sowie räumliche Verteilung der gut kartierten Rasterfelder für die Zeiträume c) 1990 bis 1999 (n = 1.987 Rasterfelder) und d) 2000 bis 2020 (n = 1.680 Rasterfelder). Als gut kartiert gelten alle Rasterfelder, für die die Nachweise aller nationalen und regionalen Referenzarten gemäß Tabelle 3 aus den jeweiligen Zeiträumen vorlagen. Die dargestellten TK25-Rasterfelder stellen die Grundlage für die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends dar. Zur besseren Orientierung sind die Grenzen der Großlandschaften eingefügt (graue Linien).

**Tab. 4:** Schwellenwerte für die Klassifikation der kurzfristigen Bestandsveränderung in Anlehnung an Ludwig et al. (2009).

| Kriterienklasse           | Klassenbreite |
|---------------------------|---------------|
| sehr starke Abnahme (↓↓↓) | > 47 %        |
| starke Abnahme (↓↓)       | > 23 – ≤ 47 % |
| mäßige Abnahme (↓)        | > 9 – ≤ 23 %  |
| stabil (=)                | -9 – +9 %     |
| deutliche Zunahme (↑)     | > 9 %         |

Anschließend wurden für beide Gruppen die relativen Rasterfrequenzen jeder Art und pro Zeitraum berechnet. Mit diesen Werten konnte dann die prozentuale Bestandsveränderung ermittelt werden, die eine Art beim Vergleich zweier Zeiträume auf Rasterbasis erfahren hat.

Die Verteilung dieser Werte auf die Kriterienklassen erfolgte in Anlehnung an die Schwellenwerte in Ludwig et al. (2009). Trotz des robusten Berechnungsverfahrens war in Einzelfällen eine manuelle Korrektur der Kriterienklasse notwendig. Diese Korrekturen basierten auf weiterführenden Kenntnissen zur Bestandsentwicklung der jeweiligen Arten – beispielsweise durch Expertenwissen, Wiederholungsstudien oder regionale Rote Listen (Kap. 2.3). Jede Abweichung gegenüber dem berechneten Wert wird in den artspezifischen Kommentaren begründet (Kap. 3).

**2.3.5 Risiko/stabile Teilbestände**

Das Kriterium „Risiko/stabile Teilbestände“ berücksichtigt Faktoren in seinem Anteil „Risiko“, deren Wirkung begründet erwarten lässt, dass sich die Bestandsentwicklung in den nächsten zehn Jahren verschlechtern wird – beispielsweise von stabil in mäßige Abnahme (Ludwig et al. 2009). Das Kriterium umfasst Risiken, die derzeit noch keinen Einfluss auf den kurzfristigen Bestandstrend haben. Für jede Art war daher zu prüfen, ob es aktuelle und nachvollziehbare Informationen gibt, die die Anwendung eines Risikofaktors rechtfertigen. Laut Ludwig et al. (2009) ist für alle Arten, die mittels Einstufungsschema der Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ zugeordnet wurden, zu prüfen, ob es stabile Teilbestände gibt. Es handelt sich hierbei um Teilbestände, die aufgrund ihrer Größe und/oder Schutzmaßnahmen innerhalb der nächsten zehn Jahre vor-

raussichtlich nicht aussterben werden. Erfüllt eine Art das Kriterium „Stabile Teilbestände“, gilt sie nicht mehr als vom Aussterben bedroht, sondern als stark gefährdet.

**2.3.6 Verantwortlichkeit**

Alle einheimischen Heuschrecken- und Fangschreckenarten wurden wie bei Maas et al. (2011) einer Verantwortlichkeitsanalyse unterzogen. Laut Gruttker et al. (2004) soll hiermit untersucht werden, ob Deutschland eine erhöhte Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung dieser Arten zukommt. Die Methodik basiert auf einem dreiteiligen Einstufungsschema mit den Kriterien „Anteil am Weltbestand“, „Lage im Areal“ und „weltweite Gefährdung“ (Ludwig & Schnittler 2007).

Zunächst wurde mithilfe der Verbreitungskarten auf GBIF.org (2021) für jede Art geprüft, welchen Anteil die Vorkommen in Deutschland am Weltbestand haben (Kriterium 1). In Übereinstimmung mit Detzel & Maas (2004) handelt es sich hierbei um eine grobe Einstufung, da die weltweit frei verfügbaren Daten keine präzise Klassifikation auf Populationsebene zulassen. Laut der Methodik werden fünf Kriterienklassen (A0 bis A7) unterschieden. Zudem stehen mit „Endemit“ (AE), „Fraglicher Endemit“ (AE?) und „Unbekannt“ (A?) drei Sonderfälle zur Auswahl.

Als nächstes wurde die Lage der deutschen Vorkommen innerhalb des Areals beurteilt (Kriterium 2). Insgesamt umfasst dieses Kriterium acht Klassen – u.a. Arealzentrum (Lz), Hauptareal (Lh), Arealrand bzw. einfache Vorposten (Lr) und hochgradig isolierte Vorposten (Li). Die Kriterienklasse „Li“ wurde nur vergeben, wenn mindestens eine der deutschen Populationen seit 4.000 bis 5.000 Jahren isoliert ist. Es muss sich eine eigene genetische Linie entwickelt haben. Ist dies nicht der Fall, handelt es sich um einfache Vorposten (Lr). Es wurden kombinierte Klassen ausgewählt, wenn sich die Lage im Areal nicht eindeutig einer Klasse zuordnen ließ. Zur Auswahl stehen die Kombinationen Lr-z, Lr-h oder Lh-z. Falls die deutschen Vorkommen allerdings mehr als 10 % vom weltweiten Arealzentrum abdecken, wurde Lz vergeben. Als Hilfsmittel für die Einschätzung des zweiten Kriteriums wurden erneut die Verbreitungskarten auf GBIF.org (2021) genutzt.

Das Kriterium 3 berücksichtigt die weltweite Gefährdung der jeweiligen Art. Eine weltweite Gefährdungseinschätzung durch die IUCN existiert allerdings nicht für alle in Deutschland vorkommenden Heuschreckenarten. Als Referenz diente in diesen

Fällen die europäische Rote Liste der Orthopteren (Hochkirch et al. 2016), die in den meisten Fällen auch eine ausreichende Aussage über die weltweite Gefährdungssituation der Arten trifft. Sie gibt den aktuellsten Überblick über die Gefährdung der Heuschrecken in Europa.

Die Kriterien der Verantwortlichkeitseinstufung für die in dieser Liste bewerteten Arten stehen in digitaler Form auf der Webseite des Rote-Liste-Zentrums zur Verfügung ([www.rote-liste-zentrum.de](http://www.rote-liste-zentrum.de)).

### 3 Gesamtartenliste, Rote Liste und Zusatzangaben

#### Legende

zu den Symbolen der Roten Liste und Gesamtartenliste und zu den Kommentaren in Kapitel 3. Für die Kategorien und Kriterien sind alle verfügbaren Symbole dargestellt, unabhängig davon, ob sie zur Anwendung gekommen sind.

Weitere Informationen unter [www.rote-liste-zentrum.de](http://www.rote-liste-zentrum.de):

- Kriterien der Verantwortlichkeitseinstufung

Spaltenüberschriften in Klammern.

#### Rote-Liste-Kategorie (RL)

|        |  |     |  |
|--------|--|-----|--|
| 0      | Ausgestorben oder verschollen                        | sh  | sehr häufig                                  |
| 1      | Vom Aussterben bedroht                               | ?   | unbekannt                                    |
| 2      | Stark gefährdet                                      | (2) | Langfristiger Bestandstrend                  |
| 3      | Gefährdet  | <<< | sehr starker Rückgang                        |
| G      | Gefährdung unbekanntem Ausmaßes                      | <<  | starker Rückgang                             |
| R      | Extrem selten  | <   | mäßiger Rückgang                             |
| V      | Vorwarnliste   | (<) | Rückgang unbekanntem Ausmaßes                |
| D      | Daten unzureichend                                   | =   | stabil                                       |
| *      | Ungefährdet  | >   | deutliche Zunahme                            |
| ♦      | Nicht bewertet                                       | ?   | Daten ungenügend                             |
| [leer] | Keine Rote-Liste-Kategorie, da Taxon nicht etabliert | [>] | Kriterium für Neueinwanderer nicht anwendbar |

#### Verantwortlichkeit Deutschlands (V)

|        |  |     |                              |
|--------|--|-----|------------------------------|
| !!     | In besonders hohem Maße verantwortlich                               | ↓↓↓ | sehr starke Abnahme          |
| !      | In hohem Maße verantwortlich   | ↓↓  | starke Abnahme               |
| (!)    | In besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich | ↓   | mäßige Abnahme               |
| ?      | Daten ungenügend, evtl. erhöhte Verantwortlichkeit zu vermuten       | (↓) | Abnahme unbekanntem Ausmaßes |
| :      | Allgemeine Verantwortlichkeit  | =   | stabil                       |
| nb     | Nicht bewertet   | ↑   | deutliche Zunahme            |
| [leer] | Keine Verantwortlichkeitskategorie, da Taxon nicht etabliert         | ?   | Daten ungenügend             |

#### Symbole beim Namen des Taxons (Wissenschaftlicher Name)

|   |  |      |   |
|---|--|------|---|
| ^ | Im Anschluss an die Tabelle befinden sich Kommentare | (4)  | Risiko/stabile Teilbestände   |
|   |  | –    | Risikofaktor(en) wirksam  |
|   |  | +    | stabile Teilbestände bei ansonsten vom Aussterben bedrohten Taxa vorhanden                              |
|   |  | –, + | Risikofaktor(en) wirksam und stabile Teilbestände bei ansonsten vom Aussterben bedrohten Taxa vorhanden |
|   |  | =    | nicht festgestellt oder nicht relevant  |

#### Vier Rote-Liste-Kriterien (Kriterien)

##### (1) Aktuelle Bestandssituation

|    |                               |
|----|-------------------------------|
| ex | ausgestorben oder verschollen |
| es | extrem selten                 |
| ss | sehr selten                   |
| s  | selten                        |
| mh | mäßig häufig                  |
| h  | häufig                        |

**Vorherige Rote Liste (RL 11)** gemäß Maas et al. (2011)

Außer den Symbolen der Rote-Liste-Kategorien werden folgende weitere Symbole verwendet:

- Nicht etabliert
- \ Taxon absichtlich nicht aufgenommen

### **Kategorieänderung und Begründung (Kat.änd.)**

Kategorieänderung

- + aktuelle Verbesserung der Einstufung
- = Kategorie unverändert
- aktuelle Verschlechterung der Einstufung
- [leer] Kategorieänderung nicht bewertbar

Grund der Kategorieänderung

- R reale Veränderung des Gefährdungsgrades
- K Kenntniszuwachs
- [leer] kein Grund für Kategorieänderung bekannt oder nicht zutreffend, da keine Kategorieänderung

**Status und Bewertungsgruppe (SuB)**

- I Indigene oder Archäobiota

**Kommentare**

Kürzel vor den Kommentaren bezogen auf

- Tax. Taxonomie
- Gef. Gefährdung
- Verantw. Verantwortlichkeit

Tab. 5: Gesamtartenliste und Rote Liste

| RL                               | V  | Wissenschaftlicher Name                                     | Kriterien    | RL 11 | Kat.änd. | Deutscher Name                | SuB |
|----------------------------------|----|---|--------------|-------|----------|-------------------------------|-----|
| <b>Heuschrecken (Orthoptera)</b> |    |   |              |       |          |                               |     |
| D                                | :  | <i>Acheta domestica</i> (Linnaeus, 1758)^                   | mh ? ? = *   |       |          | Heimchen                      | I   |
| V                                | :  | <i>Aiolopus thalassinus</i> (Fabricius, 1781)^              | ss < ↑ =     | 2     | + R      | Grüne Strandschrecke          | I   |
| 1                                | :  | <i>Arcyptera fusca</i> (Pallas, 1773)^                      | es < ↓ =     | 1     | =        | Große Höckerschrecke          | I   |
| 0                                | nb | <i>Arcyptera microptera</i> (Fischer von Waldheim, 1833)^   | ex 1957      | 0     | =        | Kleine Höckerschrecke         | I   |
| *                                | :  | <i>Barbitistes constrictus</i> Brunner von Wattenwyl, 1878^ | s = ? =      | *     | =        | Nadelholz-Säbelschrecke       | I   |
| *                                | !  | <i>Barbitistes serricauda</i> (Fabricius, 1794)^            | s = ? =      | *     | =        | Laubholz-Säbelschrecke        | I   |
| V                                | :  | <i>Bicolorana bicolor</i> (Philippi, 1830)^                 | mh < ↓ =     | *     | - R      | Zweifarbige Beißschrecke      | I   |
| 1                                | :  | <i>Bryodemella tuberculata</i> (Fabricius, 1775)^           | ss <<< ↓↓ =  | 1     | =        | Gefleckte Schnarrschrecke     | I   |
| *                                | :  | <i>Calliptamus italicus</i> (Linnaeus, 1758)^               | s < ↑ =      | 2     | + R      | Italienische Schönschrecke    | I   |
| *                                | :  | <i>Chorthippus albomarginatus</i> (De Geer, 1773)^          | h > = =      | *     | =        | Weißrandiger Grashüpfer       | I   |
| V                                | :  | <i>Chorthippus apricarius</i> (Linnaeus, 1758)^             | mh < ↓ =     | *     | - R      | Feld-Grashüpfer               | I   |
| *                                | :  | <i>Chorthippus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)^             | sh = = =     | *     | =        | Nachtigall-Grashüpfer         | I   |
| *                                | :  | <i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg, 1815)^               | sh = = =     | *     | =        | Brauner Grashüpfer            | I   |
| *                                | :  | <i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)^            | h > ↑ =      | *     | =        | Wiesengrashüpfer              | I   |
| R                                | :  | <i>Chorthippus eisentrauti</i> (Ramme, 1931)^               | es = = =     | -     |          | Alpen-Nachtigall-Grashüpfer   | I   |
| *                                | :  | <i>Chorthippus mollis</i> (Charpentier, 1825)^              | mh < = =     | *     | =        | Verkannter Grashüpfer         | I   |
| 1                                | :  | <i>Chorthippus pullus</i> (Philippi, 1830)^                 | ss <<< ↓ =   | 1     | =        | Kiesbank-Grashüpfer           | I   |
| 3                                | :  | <i>Chorthippus vagans</i> (Eversmann, 1848)^                | s < ↓↓ =     | 3     | =        | Steppen-Grashüpfer            | I   |
| *                                | :  | <i>Chrysochraon dispar</i> (Germar, [1834])^                | h > ↑ =      | *     | =        | Große Goldschrecke            | I   |
| *                                | :  | <i>Conocephalus dorsalis</i> (Latreille, 1804)^             | h < = =      | *     | =        | Kurzflügelige Schwertschrecke | I   |
| *                                | :  | <i>Conocephalus fuscus</i> (Fabricius, 1793)^               | h > ↑ =      | *     | =        | Langflügelige Schwertschrecke | I   |
| 3                                | :  | <i>Decticus verrucivorus</i> (Linnaeus, 1758)^              | mh << ↓ =    | 3     | =        | Warzenbeißer                  | I   |
| 0                                | nb | <i>Epacromius tergestinus</i> (Megerle von Mühlfeld, 1825)^ | ex 1941      | 0     | =        | Fluss-Strandschrecke          | I   |
| 2                                | :  | <i>Ephippiger diurnus</i> Dufour, 1841^                     | ss << = =    | 2     | =        | Westliche Sattelschrecke      | I   |
| *                                | :  | <i>Eumodicogryllus bordigalensis</i> (Latreille, 1804)^     | ss > ↑ =     | ◆     |          | Südliche Grille               | I   |
| *                                | :  | <i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay, 1826)^               | mh = = =     | *     | =        | Kleine Goldschrecke           | I   |
| 1                                | :  | <i>Gampsocleis glabra</i> (Herbst, 1786)^                   | es <<< = =   | 1     | =        | Heideschrecke                 | I   |
| *                                | :  | <i>Gomphocerippus rufus</i> (Linnaeus, 1758)^               | mh = = =     | *     | =        | Rote Keulenschrecke           | I   |
| *                                | :  | <i>Gomphocerus sibiricus</i> (Linnaeus, 1767)^              | ss = = =     | *     | =        | Sibirische Keulenschrecke     | I   |
| 3                                | :  | <i>Gryllotalpa gryllotalpa</i> (Linnaeus, 1758)^            | mh << ↓ =    | G     |          | Maulwurfgrille                | I   |
| *                                | :  | <i>Gryllus campestris</i> Linnaeus, 1758^                   | h > ↑ =      | *     | =        | Feldgrille                    | I   |
| 3                                | !! | <i>Isophya kraussii</i> Brunner von Wattenwyl, 1878^        | s < ↓ =      | V     | - R      | Gemeine Plumpschrecke         | I   |
| *                                | :  | <i>Leptophyes albovittata</i> (Kollar, 1833)^               | s > = =      | *     | =        | Gestreifte Zartschrecke       | I   |
| *                                | !  | <i>Leptophyes punctatissima</i> (Bosc, 1792)^               | mh > ↑ =     | *     | =        | Punktierte Zartschrecke       | I   |
| 0                                | nb | <i>Locusta migratoria</i> (Linnaeus, 1758)^                 | ex 1932      | ◆     |          | Europäische Wanderheuschrecke | I   |
| *                                | :  | <i>Meconema meridionale</i> Costa, 1860^                    | mh > ↑ =     | *     | =        | Südliche Eichenschrecke       | I   |
| *                                | !  | <i>Meconema thalassinum</i> (De Geer, 1773)^                | h = ↓ =      | *     | =        | Gemeine Eichenschrecke        | I   |
| *                                | :  | <i>Mecostethus parapleurus</i> (Hagenbach, 1822)^           | s > ↑ =      | 3     | + R      | Lauschschrecke                | I   |
| V                                | :  | <i>Metrioptera brachyptera</i> (Linnaeus, 1761)^            | mh < ↓ =     | *     | - R      | Kurzflügelige Beißschrecke    | I   |
| V                                | :  | <i>Miramella alpina</i> (Kollar, 1833)^                     | s = (↓) =    | V     | =        | Alpen-Gebirgsschrecke         | I   |
| 1                                | :  | <i>Modicogryllus frontalis</i> (Fieber, 1844)^              | es <<< ↓↓↓ = | 1     | =        | Östliche Grille               | I   |
| 0                                | nb | <i>Montana montana</i> (Kollar, 1833)^                      | ex 2000      | 1     | - R      | Steppen-Beißschrecke          | I   |
| *                                | :  | <i>Myrmecophilus acervorum</i> (Panzer, [1799])^            | s ? = =      | D     |          | Ameisengrille                 | I   |
| V                                | :  | <i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Thunberg, 1815)^           | mh < ↓↓ =    | *     | - R      | Gefleckte Keulenschrecke      | I   |
| *                                | !  | <i>Nemobius sylvestris</i> (Bosc, 1792)^                    | mh = = =     | *     | =        | Waldgrille                    | I   |

| RL                              | V   | Wissenschaftlicher Name  | Kriterien    | RL 11 | Kat.änd. | Deutscher Name                   | SuB |
|---------------------------------|-----|--|--------------|-------|----------|----------------------------------|-----|
| *                               |     | <i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763) <sup>^</sup>                  | mh > ↑ =     | *     | =        | Weinhähnchen                     | I   |
| *                               |     | <i>Oedipoda caeruleascens</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>              | h > ↑ =      | V     | + R      | Blaflügelige Ödlandschrecke      | I   |
| 2                               |     | <i>Oedipoda germanica</i> (Latreille, 1804) <sup>^</sup>                 | ss << ↓ +    | 1     | + K      | Rotflügelige Ödlandschrecke      | I   |
| 3                               |     | <i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier, 1825) <sup>^</sup>        | mh << ↓↓ =   | 3     | =        | Rotleibiger Grashüpfer           | I   |
| 2                               |     | <i>Omocestus rufipes</i> (Zetterstedt, 1821) <sup>^</sup>                | s << ↓↓ =    | 2     | =        | Buntbäuchiger Grashüpfer         | I   |
| V                               |     | <i>Omocestus viridulus</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>                 | h << ↓↓ =    | *     | - R      | Bunter Grashüpfer                | I   |
| *                               |     | <i>Phaneroptera falcata</i> (Poda, 1761) <sup>^</sup>                    | h > ↑ =      | *     | =        | Gemeine Sichelschrecke           | I   |
| *                               |     | <i>Phaneroptera nana</i> Fieber, 1853 <sup>^</sup>                       | s > ↑ =      | *     | =        | Vierpunktige Sichelschrecke      | I   |
| *                               |     | <i>Pholidoptera aptera</i> (Fabricius, 1793) <sup>^</sup>                | s = = =      | *     | =        | Alpen-Strauschschrecke           | I   |
| *                               |     | <i>Pholidoptera griseoptera</i> (De Geer, 1773) <sup>^</sup>             | sh = = =     | *     | =        | Gewöhnliche Strauschschrecke     | I   |
| *                               | ?   | <i>Platycleis albopunctata</i> (Goeze, 1778) <sup>^</sup>                | mh > ↑ =     | *     | =        | Westliche Beißschrecke           | I   |
| 2                               | (!) | <i>Podisma pedestris</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>                   | ss <<< (↓) + | 2     | =        | Gewöhnliche Gebirgsschrecke      | I   |
| 2                               |     | <i>Polysarcus denticauda</i> (Charpentier, 1825) <sup>^</sup>            | ss < ↓ =     | 2     | =        | Wantschaftschrecke               | I   |
| 3                               |     | <i>Pseudochorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825) <sup>^</sup>       | mh << ↓↓ =   | V     | - R      | Sumpfgrashüpfer                  | I   |
| *                               |     | <i>Pseudochorthippus parallelus</i> (Zetterstedt, 1821) <sup>^</sup>     | sh = = =     | *     | =        | Gemeiner Grashüpfer              | I   |
| 2                               |     | <i>Psophus stridulus</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>                   | s << ↓ =     | 2     | =        | Rotflügelige Schnarrschrecke     | I   |
| V                               |     | <i>Pteronemobius heydenii</i> (Fischer, 1853) <sup>^</sup>               | ss < ↑ =     | 2     | + R      | Sumpfgrille                      | I   |
| *                               |     | <i>Roeseliana roeselii</i> (Hagenbach, 1822) <sup>^</sup>                | sh > = =     | *     | =        | Roesels Beißschrecke             | I   |
| *                               |     | <i>Ruspolia nitidula</i> (Scopoli, 1786) <sup>^</sup>                    | s > ↑ =      | R     | + R      | Große Schiefkopfschrecke         | I   |
| *                               |     | <i>Sphingonotus caeruleans</i> (Linnaeus, 1767) <sup>^</sup>             | mh < ↑ =     | 2     | + R      | Blaflügelige Sandschrecke        | I   |
| 3                               |     | <i>Stauroderus scalaris</i> (Fischer von Waldheim, 1846) <sup>^</sup>    | ss < = =     | 2     | + R      | Gebirgsgrashüpfer                | I   |
| 2                               | (!) | <i>Stenobothrus crassipes</i> (Charpentier, 1825) <sup>^</sup>           | es < = =     | R     | - K      | Zwerggrashüpfer                  | I   |
| *                               |     | <i>Stenobothrus lineatus</i> (Panzer, [1796]) <sup>^</sup>               | h < = =      | *     | =        | Heidegrashüpfer                  | I   |
| 2                               |     | <i>Stenobothrus nigromaculatus</i> (Herrich-Schäffer, 1840) <sup>^</sup> | s << ↓↓ =    | 2     | =        | Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer | I   |
| 3                               |     | <i>Stenobothrus stigmaticus</i> (Rambur, 1838) <sup>^</sup>              | s < ↓ =      | 3     | =        | Kleiner Heidegrashüpfer          | I   |
| *                               |     | <i>Stethophyma grossum</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>                 | h > ↑ =      | *     | =        | Sumpfschrecke                    | I   |
| 2                               |     | <i>Tessellana tessellata</i> (Charpentier, 1825) <sup>^</sup>            | es << ↑ =    | 1     | + R      | Braunfleckige Beißschrecke       | I   |
| 2                               |     | <i>Tetrix bipunctata</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>                   | s << ↓↓ =    | 2     | =        | Zweipunkt-Dornschröcke           | I   |
| 3                               |     | <i>Tetrix ceperoi</i> (Bolivar, 1887) <sup>^</sup>                       | s < ? =      | 2     | + K      | Westliche Dornschröcke           | I   |
| *                               |     | <i>Tetrix subulata</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>                     | h > = =      | *     | =        | Säbel-Dornschröcke               | I   |
| V                               |     | <i>Tetrix tenuicornis</i> (Sahlberg, 1893) <sup>^</sup>                  | mh < ↓ =     | *     | - R      | Langfühler-Dornschröcke          | I   |
| 1                               |     | <i>Tetrix tuerki</i> (Krauss, 1876) <sup>^</sup>                         | ss << ↓ =    | 1     | =        | Türks Dornschröcke               | I   |
| *                               | ?   | <i>Tetrix undulata</i> (Sowerby, 1806) <sup>^</sup>                      | h = ↓ =      | *     | =        | Gemeine Dornschröcke             | I   |
| *                               |     | <i>Tettigonia cantans</i> (Fuessly, 1775) <sup>^</sup>                   | h < ↓ =      | *     | =        | Zwitscherschröcke                | I   |
| 3                               |     | <i>Tettigonia caudata</i> (Charpentier, 1842) <sup>^</sup>               | ss = (↓) =   | *     | - K      | Östliches Heupferd               | I   |
| *                               |     | <i>Tettigonia viridissima</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>              | sh = = =     | *     | =        | Grünes Heupferd                  | I   |
| R                               | ?   | <i>Troglophilus neglectus</i> Krauss, 1879 <sup>^</sup>                  | es = = =     | R     | =        | Krauss' Höhlenschrecke           | I   |
| <b>Fangschrecken (Mantodea)</b> |     |  |              |       |          |                                  |     |
| *                               |     | <i>Mantis religiosa</i> (Linnaeus, 1758) <sup>^</sup>                    | mh > ↑ =     | \     |          | Europäische Gottesanbeterin      | I   |

## Kommentare

## Heuschrecken (Orthoptera)

*Acheta domesticus* (Heimchen) – **Gef.:** Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine starke Abnahme (Bestandsveränderung: –44 %). Es ist allerdings unklar, ob es sich um eine reale Abnahme handelt oder ob die Art unterkariert ist. Aufgrund der negativen Bestandsentwicklung in Rheinland-Pfalz haben Pfeifer et al. (2019) *Acheta domesticus* auf die Vorwarnliste gesetzt. In anderen regionalen Roten Listen gilt die Art nach wie vor als ungefährdet (Voith et al. 2016, Detzel et al. 2022, Köhler 2021a) oder sie wurde nicht bewertet (Winkler & Haacks 2019). Der langfristige Bestandstrend kann aufgrund der unzureichenden Datenlage ebenfalls nicht eingeschätzt werden. Um eine Unterscheidung zwischen bodenständigen Vorkommen und Funden einzelner „Terrarienflüchtlinge“ vornehmen zu können (Kap. 2.1), sollten in den nächsten Jahren möglichst viele bekannte Fundorte erneut aufgesucht werden. Denn nur durch diese wiederholten Kontrollen lässt sich ein klareres Bild von der Bestandsentwicklung auf Bundesebene erlangen.

*Aiolopus thalassinus* (Grüne Strandschrecke) – **Gef.:** Die Art besiedelt bevorzugt wechselfeuchte, vegetationsarme Habitats in Gewässernähe oder in Sand- und Kiesgruben (Wancura & Detzel 1998, Maas et al. 2002, Fischer et al. 2020). Durch Sukzession, Urbanisierung und Aufforstung mussten derartige Lebensräume allerdings starke Verluste erleiden (Fartmann et al. 2021b, Detzel et al. 2022). Der langfristige Bestandstrend der Art ist daher wie bei Maas et al. (2011) als mäßig rückläufig anzusehen. Dennoch wurde für den kurzfristigen Bestandstrend eine deutliche Zunahme berechnet (Bestandsveränderung: +93 %). Im Zuge des Klimawandels breitet sich die Art in der Oberrheinebene und in angrenzenden Regionen deutlich aus (Pfeifer 2012, Ott 2014, Seehausen 2016, Poniatowski et al. 2018a, Poniatowski et al. 2020). Inzwischen wurde sie auch im Saarland nachgewiesen (Hochkirch et al. 2022). Ob diese positive Entwicklung in den nächsten Jahren anhält, bleibt abzuwarten. Dies wird im starken Maße von der Verfügbarkeit besiedelbarer Habitats abhängen.

*Arcyptera fusca* (Große Höckerschrecke) – **Gef.:** *Arcyptera fusca* besiedelt in Deutschland aus-

schließlich montane Grünlandhabitats, die sich durch eine extensive Nutzung und eine lückige Vegetation auszeichnen (Detzel & Wancura 1998a, Fischer et al. 2020). Da derartige Lebensräume im Zuge des Landnutzungswandels sukzessive verlorengegangen sind (Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b), müssen die Bestände der Art langfristig nach wie vor als mäßig rückläufig angesehen werden (vgl. Maas et al. 2011). Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine deutliche Zunahme berechnet. Die aktuellen Rasternachweise (fünf TK25-Rasterfelder gegenüber vier TK25-Rasterfelder in den 1990er-Jahren) täuschen allerdings über die tatsächliche Verbreitung der Art hinweg. Es gibt nur noch eine Population der Art auf dem Truppenübungsplatz Heuberg (Döler & Detzel 2008), die sich über zwei Rasterfelder (Nr. 7819 und Nr. 7820) erstreckt. In den angrenzenden Rasterfeldern Nr. 7718 und Nr. 7818 wurden lediglich im Jahr 2019 einzelne migrierende Männchen nachgewiesen. Hinweise auf etablierte Populationen gibt es dort nicht (vgl. Detzel et al. 2022). Das letzte bayerische Vorkommen bei Augsburg ist 2001 erloschen (Maas et al. 2002, Hartmann 2003, Voith et al. 2016). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend wurde daher von der Kriterienklasse „deutliche Zunahme“ in „mäßige Abnahme“ korrigiert.

*Arcyptera microptera* (Kleine Höckerschrecke) – **Gef.:** Historische Vorkommen sind für mehrere Regionen Deutschlands dokumentiert. Belegt sind unter anderem die Nachweise für Bayern (Fränkische Alb, Muggendorf, TK25 Nr. 6133, letzter Nachweis 1898) und Berlin (Jungfernheide, TK25 Nr. 3445, letzter Nachweis 1830) (Zacher 1917, Harz 1960). Weitere Meldungen liegen für Mecklenburg und Thüringen vor (Rudow 1873, Zacher 1917). Aufgrund fehlender Belege lassen sich diese Funde nicht mehr verifizieren. Dies gilt auch für die Nachweise vom Mainzer Sand (Rheinland-Pfalz, TK25 Nr. 5915) aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts (Weidner 1941). Niehuis et al. (2011a) halten ein historisches Vorkommen aber für wahrscheinlich, da die Binnendünen um 1940 in starkem Maße den Habitatansprüchen der Art entsprachen. Zudem gab es zu dieser Zeit ein verifiziertes Vorkommen auf dem Griesheimer Sand westlich von Darmstadt (Hessen, TK25 Nr. 6117) (Knipper 1932a) – also nicht weit entfernt vom Mainzer Sand. Die letzten gesammelten Belegexemplare vom Griesheimer Sand (leg. H. Knipper) befinden sich im Staatlichen Museum

für Naturkunde Karlsruhe (SMNK) und sind mit 17.6.1957 datiert (Niehuis et al. 2011a). Seitdem gilt *Arcyptera microptera* in Deutschland als ausgestorben (Maas et al. 2011).

*Barbitistes constrictus* (Nadelholz-Säbelschrecke) – **Gef.:** Es gibt derzeit keine Hinweise auf langfristige Bestandsveränderungen. Der langfristige Bestandstrend wird daher wie bei Maas et al. (2011) und in Bayern, dem größten Teil des deutschen Verbreitungsgebietes (Voith et al. 2016), als stabil angesehen. Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine sehr starke Abnahme berechnet (Bestandsveränderung: –51 %). Derzeit ist allerdings unklar, ob es sich um eine reale Abnahme handelt oder ob die Art unterkartiert ist. In Bayern gehen Voith et al. (2016) davon aus, dass die kurzfristige Bestandsentwicklung stabil ist. Laut Köhler (2020) ist für Thüringen aufgrund der schlechten Datenlage keine Einschätzung möglich. Aufgrund der vorhandenen Unsicherheiten, kann auf Bundesebene der kurzfristige Bestandstrend aktuell nicht bewertet werden (Daten ungenügend) (vgl. *Barbitistes serricauda*).

*Barbitistes serricauda* (Laubholz-Säbelschrecke) – **Tax.:** Das Jahr der Erstbeschreibung der Art wird in einigen Publikationen fehlerhaft mit 1798 angegeben und wurde in der vorliegenden Liste auf die richtige Jahresangabe 1794 (Fabricius 1794) korrigiert. **Gef.:** Es gibt derzeit keine Hinweise auf langfristige Bestandsveränderungen. Der langfristige Bestandstrend wird daher wie bei Maas et al. (2011) und in zahlreichen regionalen Roten Listen (u.a. Voith et al. 2016, Köhler 2021a, Detzel et al. 2022) als stabil angesehen. Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine starke Abnahme berechnet (Bestandsveränderung: –39 %). Derzeit ist allerdings unklar, ob es sich um eine reale Abnahme handelt oder ob die Art unterkartiert ist. In zahlreichen regionalen Roten Listen bzw. Checklisten werden die Bestände der Art aktuell als stabil angesehen (u.a. Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020). Lokale Studien vermitteln kein klares Bild. Während einige Untersuchungen keine Bestandsverluste feststellen konnten (Hafner & Zimmermann 2019, Ogan et al. 2022), geht A. Hochkirch (schriftl. Mitteilung 2021) im südlichen Nordrhein-Westfalen und im angrenzenden Rheinland-Pfalz von einer deutlichen Abnahme aus. Aufgrund der vorhandenen Unsicherheiten, kann der kurzfristige Bestandstrend auf Bundesebene aktuell nicht bewertet werden (Daten ungenügend) (vgl. *Barbitistes constrictus*). **Verantw.:**

Die deutschen Vorkommen machen schätzungsweise etwas weniger als 1/3 des Weltbestandes aus und decken sowohl den Arealrand als auch das Arealzentrum mit ab (vgl. GBIF.org 2021). Deutschland hat einen Anteil von deutlich > 10 % am Arealzentrum. Dies entspricht den Kriterienklassen „A1“ bzw. „Lz“. In Kombination mit dem Kriterium 3 (G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016) ergibt dies die Kategorie „!““. Deutschland ist in hohem Maße für die Erhaltung der Bestände von *Barbitistes serricauda* verantwortlich (siehe auch Detzel & Maas (2004) und Maas et al. (2011)).

*Bicolorana bicolor* (Zweifarbige Beißschrecke) – **Tax.:** Der wissenschaftliche Name dieser Art (ehemals *Metrioptera bicolor* (Philippi, 1830)) hat sich gegenüber Maas et al. (2011) geändert. Die Korrektur basiert auf der Revision der Platycleidini (Massa & Fontana 2011). **Gef.:** Langfristig ist von einem mäßigen Rückgang auszugehen, da die wichtigsten Habitate (u.a. Sandmagerrasen, Steppenrasen, Kalkmagerrasen und mageres Grünland) (Maas et al. 2002, Fartmann et al. 2012, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts starke Flächenverluste hinnehmen mussten (u.a. WallisDeVries et al. 2002, Fartmann 2017, Löffler et al. 2020, Fartmann et al. 2021b). Kurzfristig lassen sich die Bestände als relativ stabil beurteilen – zumindest auf Rasterfeldbasis. Berechnet wurde eine Bestandsveränderung von –3,9 %. Auf Populationsebene konnten hingegen in den letzten Jahren regional teilweise deutliche Bestandsabnahmen beobachtet werden (NW [Eifel]: Löffler et al. 2019; RP: Ogan et al. 2022; SL: S. Caspari, mündl. Mitteilung 2022). Im kurzfristigen Bestandstrend ist die Art daher nicht länger stabil, sondern mäßig abnehmend.

*Bryodemella tuberculata* (Gefleckte Schnarrschrecke) – **Gef.:** *Bryodemella tuberculata* kam historisch auch in Norddeutschland vor (Reich 2006, Wraniak et al. 2008, Dey et al. 2021, Fartmann et al. 2021b). Diese Populationen sind fast alle vor 1950 erloschen (Maas et al. 2002). Von ehemals 41 TK25-Rasterfeldern sind heute nur noch zehn Rasterfelder besetzt. Die verbliebenen Rasterfelder mit Populationen der Art befinden sich in dynamischen Flussauen am nördlichen Rand der Alpen (Reich 1991, Reich 2003, Reich 2006, Stelter et al. 1997, Maas et al. 2002, Fischer et al. 2020, Fartmann et al. 2021b). Allerdings haben in der Vergangenheit selbst dort zahlreiche Fließgewässer(-abschnitte) – insbesondere durch den Wasserbau (Begradigung, Uferbefestigung, Staustufen etc.) –

ihre Eignung als Habitat für *B. tuberculata* verloren (Kuhn 2005, Pfeuffer 2020, Fartmann et al. 2021b). Langfristig ist nach wie vor von einem sehr starken Rückgang auszugehen (vgl. Maas et al. 2011). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ist realistisch (starke Abnahme) und wird auch durch die Beobachtungen des Autorenteam bestätigt.

*Calliptamus italicus* (Italienische Schönschrecke) – **Gef.:** *Calliptamus italicus* (Abb. 3) ist in Deutschland nach wie vor selten. Im Zuge des Klimawandels breitet sich die Art aber seit etwa zehn Jahren in Süddeutschland, Sachsen, Sachsen-Anhalt und insbesondere in Brandenburg deutlich aus (bundesweit kurzfristig von 44 TK25-Rasterfelder auf 190 Rasterfelder) (u.a. Sobczyk & Trampenau 2011, Stolzenburg 2011, Pfeifer 2012, Poniatowski et al. 2018a, Pfeifer 2020, Poniatowski et al. 2020, Ogan et al. 2022). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab dementsprechend eine deutliche Zunahme. Hierdurch relativiert sich der für den langfristigen Bestandstrend ehemals angenommene sehr starke Rückgang (Maas et al. 2011) in mäßig rückläufig. Wenn sich diese posi-

tive Bestandsentwicklung fortsetzt, kann bei der nächsten Revision der Roten Liste der langfristige Bestandstrend gegebenenfalls in stabil oder sogar zunehmend korrigiert werden.

*Chorthippus albomarginatus* (Weißbrandiger Grashüpfer) – **Gef.:** *Chorthippus albomarginatus* hat sich im Zuge des Klimawandels – zumindest regional – ausgebreitet (Pfeifer 2012, Poniatowski et al. 2018a, Ogan et al. 2022). Seit den 1980er-Jahren (vgl. Ingrisch 1981) ist die Art z.B. nach Nordhessen und in die höheren Lagen des Sauerlandes eingewandert (Angersbach et al. 2008, Distel et al. 2010). Kurzfristige Zunahmen konnten auch für Baden-Württemberg beobachtet werden (Detzel et al. 2022). Der langfristige Bestandstrend wurde daher gegenüber Maas et al. (2011) von stabil in deutliche Zunahme angepasst. Mittlerweile ist *C. albomarginatus* im Tiefland auf Rasterfeldbasis nahezu flächendeckend vertreten. Eine Ausbreitung findet nur noch sehr lokal in den höheren Lagen einiger Mittelgebirge statt (Poniatowski et al. 2018a, Detzel et al. 2022). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend (Bestandsveränderung: +5,3 %) entspricht der Kriterienklasse



**Abb. 3:** Die Italienische Schönschrecke (*Calliptamus italicus*) galt ehemals als stark gefährdet. Im Zuge des Klimawandels hat sich die Art allerdings stark ausgebreitet. Insbesondere in den wärmebegünstigten Regionen Deutschlands konnten in den letzten Jahren starke Bestandszunahmen verzeichnet werden. Aufgrund dieser positiven Entwicklung wird die Art aktuell als ungefährdet eingestuft. (Foto: Dominik Poniatowski)

„stabil“ und wird vom Autorenteam als realistisch eingeschätzt.

*Chorthippus apricarius* (Feld-Grashüpfer) – **Gef.:** Historisch waren die Landschaften Deutschlands deutlich kleinteiliger und somit strukturreicher als heute (Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Als eine Charakterart der Säume (Fischer et al. 2020) gab es für *Chorthippus apricarius* früher folglich mehr geeignete Habitats (Wegränder, Feldraine, Randstreifen etc.) (Köhler 2020). Der langfristige Bestandstrend wird daher entsprechend Maas et al. (2011) als mäßig rückläufig eingeschätzt. Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine mäßige Abnahme ermittelt (Bestandsveränderung: -13 %). Trotz kleinräumiger Ausbreitung am westlichen Arealrand in Bremen/Niedersachsen (Hochkirch 2001) und Schleswig-Holstein (C. Winkler, schriftl. Mitteilung 2023) wird die Berechnung vom Autorenteam als realistisch eingeschätzt, da die Bestände der Art in vielen anderen Ländern derzeit abnehmen (Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020, Detzel et al. 2022). Besonders stark sind die Bestandsverluste zum Beispiel im Altenburger Land (Thüringen): Im Rahmen einer Wiederholungsstudie konnte Worschech (2017) knapp 40 % der bekannten Vorkommen nicht mehr bestätigen.

*Chorthippus biguttulus* (Nachtigall-Grashüpfer) – **Gef.:** *Chorthippus biguttulus* gehört nach wie vor zu den häufigsten Arten Deutschlands. Langfristig können die Bestände daher als stabil eingeschätzt werden (vgl. Maas et al. 2011). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend entspricht – wie in vielen Ländern der Bundesrepublik (Voith et al. 2016, Winkler & Haacks 2019, Pfeifer et al. 2019, Detzel et al. 2022) – der Kriterienklasse „stabil“. Regional konnten sogar Zunahmen festgestellt werden (Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Fumy et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022).

*Chorthippus brunneus* (Brauner Grashüpfer) – **Gef.:** Die Art zählt wie *Chorthippus biguttulus* (siehe oben) weiterhin zu den häufigsten Arten Deutschlands. Es ist entsprechend Maas et al. (2011) von einer langfristig stabilen Bestandsentwicklung auszugehen. Laut der Berechnung sind die Bestände auch kurzfristig stabil. Regional zeichnet sich jedoch kein klares Muster ab: Während mehrere Wiederholungsstudien Zunahmen feststellen konnten (Hafner & Zimmermann 2019, Fumy et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022), werden für Rheinland-Pfalz und

Thüringen Abnahmen angenommen (Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020). In anderen Ländern gelten die Bestände hingegen als stabil (Voith et al. 2016, Winkler & Haacks 2019, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022). Vor dem Hintergrund der regional teilweise sehr unterschiedlichen Beobachtungen zur Bestandsentwicklung, hält das Autorenteam die Berechnung für plausibel.

*Chorthippus dorsatus* (Wiesengrashüpfer) – **Gef.:** *Chorthippus dorsatus* gehört zu den Profiteuren des Klimawandels (Poniatowski et al. 2018a). Die Art hat sich in den letzten Jahren in weiten Teilen Deutschlands ausgebreitet (u.a. Pfeifer 2012, Poniatowski et al. 2018a, Poniatowski et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022). Der langfristige Bestandstrend wurde daher von stabil in deutliche Zunahme angepasst (vgl. Maas et al. 2011). Kurzfristig nahmen die Bestände ebenfalls zu. Die Berechnung ergab eine Bestandsveränderung von +9,0 %. Aus Sicht des Autorenteam ist dieser Wert plausibel. In mehreren Ländern sind Bestandszunahmen belegt (Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022).

*Chorthippus eisentrauti* (Alpen-Nachtigall-Grashüpfer) – **Gef.:** *Chorthippus eisentrauti* wird bereits bei Hölzel (1955) für Berchtesgaden erwähnt. Laut Harz (1957) fand G. H. Heinrich die Art dort 1947 an mehreren Stellen. Diese Beobachtungen wurden allerdings lange angezweifelt (Schlumprecht & Waeber 2003). Mittlerweile ist das Vorkommen von *C. eisentrauti* in den Berchtesgadener Alpen aber durch genetische Untersuchungen sicher belegt (Illich et al. 2023). König et al. (2024) konnten die Art dort 2020 in verschiedenen Höhenstufen (submontan bis alpin) nachweisen. Im Raum Berchtesgaden besiedelt *C. eisentrauti* – wie auch in anderen Regionen der Alpen (Zuna-Kratky et al. 2017) – natürlicherweise offene Habitats wie alpine Rasen, Felsköpfe, Geröllhalden und Schuttkegel (König 2024). Vor diesem Hintergrund sind der langfristige sowie der kurzfristige Bestandstrend der Art als stabil anzusehen.

*Chorthippus mollis* (Verkannter Grashüpfer) – **Gef.:** Langfristig ist entsprechend Maas et al. (2011) von einem mäßigen Rückgang auszugehen, da wichtige Habitats wie mageres Grünland, Zwergstrauchheiden sowie Sand- und Kalkmagerrasen (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts großflächig verlorengegangen sind (u.a. WallisDeVries et al. 2002, Fartmann 2017, Löffler

et al. 2020, Fartmann et al. 2021b). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends führte zur Kriterienklasse „mäßige Abnahme“. Dies wurde auf Grundlage der Einschätzungen des Autorenteam zu „stabil“ korrigiert, da es auf Bundesebene keine maßgeblichen Hinweise auf eine kurzfristig negative Bestandsentwicklung gibt. In vielen Bundesländern werden die Bestände derzeit als stabil angesehen (u.a. Winkler & Haacks 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022). Lokal konnten sogar Zunahmen dokumentiert werden (Hafner & Zimmermann 2019, Fartmann et al. 2021a). Das verzerrte Berechnungsergebnis ist bei dieser Art sehr wahrscheinlich auf eine unzureichende Datenlage zurückzuführen.

*Chorthippus pullus* (Kiesbank-Grashüpfer) – **Gef.:** *Chorthippus pullus* (Abb. 10) musste im 20. Jahrhundert massive Bestandseinbußen hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020). Von ehemals 49 TK25-Rasterfeldern sind heute nur noch 23 Rasterfelder besetzt. Auch innerhalb der noch besetzten Rasterfelder ist von einem Bestandsrückgang auszugehen, da im Zuge des Landnutzungswandels zahlreiche Habitate verloren gegangen sind. In den Alpen und im angrenzenden Alpenvorland hat insbesondere der Wasserbau zum Habitatverlust beigetragen (Kuhn 2005, Pfeuffer 2020, Fartmann et al. 2021b). *Chorthippus pullus* ist in dieser Region – wie *Bryodemella tuberculata* und *Tetrix tuerki* – auf dynamische Flussauen angewiesen (Maas et al. 2002, Lemke et al. 2010, Fischer et al. 2020). In Nordostdeutschland sind hingegen viele Habitate – hauptsächlich Sandheiden und deren Ökotope (Landeck et al. 1999, Schädler & Stadler 2000, Maas et al. 2002) – durch Sukzession und Aufforstung verloren gegangen (Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Die letzten Vorkommen der Art sind zumeist stark isoliert (Maas et al. 2002). Die Bestände müssen daher wie bei Maas et al. (2011) langfristig als sehr stark rückläufig eingeschätzt werden. Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine mäßige Abnahme berechnet, die vom Autorenteam als realistisch eingeschätzt wird.

*Chorthippus vagans* (Steppen-Grashüpfer) – **Gef.:** Die Populationen von *Chorthippus vagans* gelten laut Maas et al. (2002) als schwach isoliert. Einige davon sind sehr wahrscheinlich im Zuge des Landnutzungswandels verschwunden, z.B. infolge der Sukzession von Trockenstandorten (Poschlod

2017, Fartmann et al. 2021b). In Übereinstimmung mit Maas et al. (2011) werden die Bestände der Art daher langfristig weiterhin als mäßig rückläufig eingeschätzt. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends (starke Abnahme) ist aus Sicht des Autorenteam realistisch. Gestützt wird diese Einschätzung durch die Befunde in einigen Landeslisten: In mehreren Bundesländern nehmen die Bestände derzeit ab (Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019, Detzel et al. 2022).

*Chrysochraon dispar* (Große Goldschrecke) – **Tax.:** Das Jahr der Erstbeschreibung ist in der Originalpublikation nicht eindeutig feststellbar und kann nur über Sekundärquellen ermittelt werden. Gemäß Coray & Lehmann (1998) wird das Jahr daher in eckige Klammern gesetzt. **Gef.:** Die Art gilt als Profiteur des Klimawandels (Poniatowski et al. 2018a). Sie hat sich in den letzten Jahrzehnten nach Norden und in die Höhe stark ausgebreitet (u.a. Distel et al. 2010, Grein 2010, Poniatowski et al. 2018a, Fumy et al. 2020, Poniatowski et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab dementsprechend eine Bestandsveränderung von +27 %. Diese deutliche Zunahme in jüngerer Zeit wirkt sich auch auf den langfristigen Bestandstrend aus: Es wird jetzt auch langfristig von einer deutlichen Zunahme ausgegangen (vgl. Maas et al. 2011).

*Conocephalus dorsalis* (Kurzflügelige Schwertschrecke) – **Gef.:** Langfristig ist wie bei Maas et al. (2011) von einem mäßigen Rückgang auszugehen, da die wichtigsten Habitate wie Nass- und Feuchtwiesen, Binsen-Sümpfe und Niedermoore (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts großflächig in andere Nutzungsformen überführt wurden (u.a. Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine Bestandsveränderung von –6,0 %. Dies entspricht noch der Kriterienklasse „stabil“. Regional zeichnet sich jedoch kein klares Muster ab: Während mehrere Studien Abnahmen dokumentieren (u.a. Hafner & Zimmermann 2019, Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020), konnten insbesondere im Norden bzw. Nordwesten Deutschlands Zunahmen beobachtet werden (u.a. Angersbach et al. 2008, Poschmann et al. 2009, Distel et al. 2010, Fartmann et al. 2021a, C. Winkler, schriftl. Mitteilung 2023). Vor dem Hintergrund der regional teilweise sehr unterschied-

lichen Beobachtungen zur Bestandsentwicklung, hält das Autorenteam die Berechnung für plausibel.

*Conocephalus fuscus* (Langflügelige Schwertschrecke) – **Gef.:** Die Art gilt als Profiteur des Klimawandels (Poniatowski et al. 2018a). Sie hat sich in den letzten Jahrzehnten nach Norden und in die Höhe ausgebreitet (u.a. Grein 2010, Poniatowski et al. 2018a, Fumy et al. 2020, Poniatowski et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab dementsprechend eine Bestandsveränderung von +18 %. Diese deutliche Zunahme in jüngerer Zeit wirkt sich auch auf den langfristigen Bestandstrend aus: Es wird jetzt auch langfristig von einer deutlichen Zunahme ausgegangen (vgl. Maas et al. 2011).

*Decticus verrucivorus* (Warzenbeißer) – **Gef.:** Im Zuge des Landnutzungswandels wurden viele Habitate des Warzenbeißers – u.a. Magerrasen und mageres Grünland (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Fischer et al. 2020) – insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts vernichtet (Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Die Art musste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts daher starke Bestandseinbußen hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020). Der langfristige Bestandstrend wird folglich wie bei Maas et al. (2011) als stark rückläufig eingeschätzt. Auf Basis der TK25-Rasterfelder müssen die Bestände aktuell als stabil gewertet werden (Bestandsveränderung: –3,4 %). Allerdings sind viele Populationen stark isoliert. Dies gilt insbesondere für die Vorkommen in Nordwestdeutschland. Einige dieser Populationen sind durch die voranschreitende Sukzession bedroht. In anderen Fällen wurde der Lebensraum zerstört. Möglicherweise bereitet auch der Klimawandel der Art Probleme – zumindest regional (Poniatowski et al. 2018a). Fakt ist, dass innerhalb der letzten zwei bis drei Jahrzehnte einige Populationen in Baden-Württemberg (Döler 2015), Brandenburg (T. Fartmann, mündl. Mitteilung 2023), Nordrhein-Westfalen (Distel et al. 2010, Löffler et al. 2019, Fartmann et al. 2021a) und Rheinland-Pfalz (Ogan et al. 2022) ausgestorben sind. In allen neuen Roten Listen der Länder wird derzeit von einer Abnahme ausgegangen (Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019, Winkler & Haacks 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022). Der kurzfristige Bestandstrend wurde daher von stabil in mäßige Abnahme korrigiert.

*Epacromius tergestinus* (Fluss-Strandschrecke) – **Gef.:** *Epacromius tergestinus* gehört zu den anspruchsvollsten Heuschreckenarten Mitteleuropas. Die Unterart *E. t. ponticus* besiedelt intakte Wildflussauen mit spärlich bewachsenen, feuchten, schluffig-sandigen Ufern (Carron et al. 2001, Pfeuffer 2015). Historische Vorkommen sind für weite Teile des Alpenraumes bekannt (Kuhn 2003, Baur et al. 2006, Ortner 2017). Aufgrund gewässerbaulicher Maßnahmen entlang zahlreicher Alpenflüsse sind inzwischen fast alle Vorkommen erloschen. Nur in den französischen Alpen gibt es noch sehr wenige Restpopulationen (Pfeuffer 2015, Sardet et al. 2021). In der Schweiz wurde die Art Anfang der 2000er-Jahre an einem renaturierten Teilstück der Rhone wieder angesiedelt (Werner 2005). Die Art hält sich dort bis heute (Roesti & Rutschmann 2023). In Österreich gilt *E. tergestinus* seit 1965 als ausgestorben (Nadig 1991). Die einzigen Funde für Deutschland stammen vom Lech südlich von Augsburg (TK25 Nr. 7631 und Nr. 7731). Zwischen 1936 und 1941 wurde die Art dort regelmäßig beobachtet (Fischer 1941). Mehrere Belegexemplare befinden sich in der Zoologischen Staatssammlung München (Pfeuffer 2015, Pfeuffer 2020). Mit der Kanalisierung und Verbauung des außeralpinen Lechs in den 1930er- und 1940er-Jahren ging die einstige Wildflusslandschaft – und damit der einzige bekannte Lebensraum von *E. tergestinus* in Deutschland – verloren (Kuhn 2003, Pfeuffer 2015, Pfeuffer 2020). Nach 1941 konnte die Art am Lech nicht mehr nachgewiesen werden (Fischer 1966).

*Ephippiger diurnus* (Westliche Sattelschrecke) – **Tax.:** Der wissenschaftliche Name dieser Art (ehemals *Ephippiger ephippiger* (Fiebiger, 1784)) hat sich geändert. Die Korrektur basiert auf der Revision der Ephippigerini (Barat 2012). **Gef.:** *Ephippiger diurnus* war historisch deutlich weiter verbreitet als heute (Maas et al. 2002). Von ehemals 57 TK25-Rasterfeldern sind momentan nur noch 36 besetzt. In Rheinland-Pfalz, dem deutschen Verbreitungsschwerpunkt der Art, gehen Pfeifer et al. (2019) von einem starken Rückgang aus. Die Bestände der Art müssen daher auch bundesweit wie bei Maas et al. (2011) als stark rückläufig eingeschätzt werden. Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine deutliche Zunahme berechnet (Bestandsveränderung: +16 %). Eine aktuelle Ausbreitung dieser äußerst immobilen Art ist allerdings sehr unwahrscheinlich. Möglicherweise

lässt sich der berechnete Wert auf neu entdeckte, aber schon lange bestehende Vorkommen zurückführen. Pfeifer (2012) geht in Rheinland-Pfalz derzeit nicht von einer Ausbreitung aus (siehe auch Ogan et al. 2022). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend wurde daher von der Kriterienklasse „deutliche Zunahme“ in „stabil“ korrigiert.

*Eumodicogryllus bordigalensis* (Südliche Grille) – **Gef.:** Die Art wurde erstmalig Mitte der 1990er-Jahre für Deutschland in der Oberrheinebene nachgewiesen (Van Elst & Schulte 1995). Dort ist sie inzwischen weit verbreitet (u.a. Boczi 2007a, Wiedemann & Röller 2008, Pfeifer 2012, Hochkirch et al. 2020). Das weitgehend geschlossene Verbreitungsgebiet umfasst aktuell den Oberrhein von Freiburg bis Mainz. Zum Beispiel über die Burgundische Pforte haben die deutschen Populationen Anschluss an die französischen Vorkommen. Daher wird in der vorliegenden Roten Liste bei *Eumodicogryllus bordigalensis*, anders als noch in Maas et al. (2011), von einer indigenen Art ausgegangen, die sich als Arealerweiterer in Deutschland ausbreitet. In den letzten Jahren häufen sich auch deutlich weiter nördlich der Oberrheinebene die Nachweise – u.a. in Brandenburg, Hessen, Nordrhein-Westfalen und im Saarland (u.a. Stübing et al. 2019b, Hochkirch et al. 2021, Hochkirch et al. 2022, Brauner & Ristow 2022). Langfristig ist von einer deutlichen Zunahme auszugehen. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ist realistisch (deutliche Zunahme) und bedurfte daher keiner Korrektur durch das Autorenteam.

*Euthystira brachyptera* (Kleine Goldschrecke) – **Gef.:** Die Bestände der Art werden langfristig als stabil eingeschätzt (vgl. Maas et al. 2011). Es gibt derzeit keine klaren Hinweise auf deutliche Rückgänge oder Zunahmen. Laut der Berechnung sind die Bestände auch kurzfristig stabil (vgl. Maas et al. 2011). Regional zeichnet sich jedoch kein klares Muster ab: Köhler (2020) geht für Thüringen aktuell von einer deutlichen Zunahme aus. In Baden-Württemberg nehmen die Bestände hingegen ab (Detzel et al. 2022). Voith et al. (2016) schätzen den kurzfristigen Bestandstrend in Bayern wiederum als stabil ein. Erst kürzlich wurde allerdings eine Wiederholungsstudie publiziert, die eine signifikante Abnahme der Bestände in Unterfranken dokumentiert (Thorn et al. 2022). In den nächsten Jahren sollte folglich verstärkt auf *Euthystira brachyptera* geachtet werden, um mögliche Bestandsveränderungen auf

Bundesebene nachvollziehen zu können. Buse & Griebeler (2011) prognostizieren innerhalb der nächsten 20 bis 30 Jahre einen Bestandsrückgang für Süddeutschland.

*Gampsocleis glabra* (Heideschrecke) – **Gef.:** *Gampsocleis glabra* (Abb. 4) war historisch weiter verbreitet als heute (Maas et al. 2002). Von ehemals 18 TK25-Rasterfeldern sind momentan nur noch acht Rasterfelder besetzt. Auch innerhalb der noch besetzten Rasterfelder ist von einem Bestandsrückgang auszugehen, da im Zuge des Landnutzungswandels zahlreiche Habitate wie Sandmagerrasen und Zwergstrauchheiden (Maas et al. 2002, Fischer et al. 2020) – u.a. durch Sukzession und Aufforstung – verloren gegangen sind (Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Die letzten Vorkommen der Art sind zu meist stark isoliert (Maas et al. 2002). Langfristig müssen die Bestände der Art daher wie bei Maas et al. (2011) als sehr stark rückläufig eingeschätzt werden. Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde zwar eine deutliche Zunahme berechnet (Bestandsveränderung: +29 %), doch dies ist in erster Linie auf den deutlich verbesserten Kenntnisstand zurückzuführen (siehe unten). *G. glabra* ist heute nach wie vor extrem selten in Deutschland. Die Vorkommen beschränken sich auf großflächig offene Heidegebiete, die fast alle militärisch genutzt werden (u.a. Wallaschek 2005, Schäfer 2013, Schäfer & Hennigs 2020). Ganz entscheidend für ein Vorkommen sind laut Clausnitzer & Clausnitzer (2005) regelmäßige Brände in Teilbereichen der Heide, die offene Bodenstellen für die Eiablage schaffen. Mehrere Vorkommen wurden erst vor wenigen Jahren entdeckt (Schäfer 2013, Schäfer & Hennigs 2020, K. Fuhrmann, schriftl. Mitteilung 2021). Aufgrund der schweren Zugänglichkeit der Gebiete (Truppenübungsplätze) ist davon auszugehen, dass es sich nicht um neu gegründete Populationen handelt, sondern die Heideschrecke dort schon lange vorkommt. Der berechnete kurzfristige Bestandstrend wurde daher von der Kriterienklasse „deutliche Zunahme“ in „stabil“ korrigiert.

*Gomphocerippus rufus* (Rote Keulenschrecke) – **Gef.:** Die Bestände der Art sind langfristig wahrscheinlich stabil. Es gibt derzeit keine Hinweise auf deutliche Rückgänge oder Zunahmen (vgl. Maas et al. 2011). Laut der Berechnung sind die Bestände auch kurzfristig stabil. Regional zeichnet sich jedoch kein klares Muster ab: Während Pfeifer et al. (2019) für Rheinland-Pfalz Abnahmen an-

nehmen, konnten Ogan et al. (2022) im Rahmen ihrer Wiederholungsstudie für dasselbe Bundesland deutliche Zunahmen nachweisen. Maas & Staudt (2020) gehen im Saarland ebenfalls von einer Zunahme aus. In Baden-Württemberg gelten die Bestände hingegen als stabil (Detzel et al. 2022) und in Bayern ist aufgrund der schlechten Datenlage keine Einschätzung zum kurzfristigen Bestandstrend möglich (Voith et al. 2016). Vor dem Hintergrund der regional teilweise sehr unterschiedlichen Beobachtungen zur Bestandsentwicklung hält das Autorenteam die Berechnung für plausibel.

*Gomphocerus sibiricus* (Sibirische Keulenschrecke) – **Gef.:** Die Bestände der Art sind langfristig wahrscheinlich stabil. Es gibt derzeit keine Hinweise auf deutliche Rückgänge oder Zunahmen (vgl. Maas et al. 2011). Ähnliches gilt für den kurzfristigen Bestandstrend. Die Berechnung ergab die Kriterienklasse „stabil“. Voith et al. (2016) gehen lang- und kurzfristig ebenfalls von stabilen Beständen aus.

*Gryllotalpa gryllotalpa* (Maulwurfgrille) – **Gef.:** Die Art war historisch vermutlich deutlich weiter verbreitet als bekannt. Langfristig ist von einem star-

ken Bestandsrückgang auszugehen (siehe auch Poniatowski et al. 2020), da wichtige Habitate – u.a. Niedermoore, Sümpfe, Feuchtwiesen und Ufer von Kleingewässern (Maas et al. 2002, Wraniak et al. 2008, Fischer et al. 2020) – insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts starke Flächenverluste hinnehmen mussten (u.a. Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021 b). Auch Gemüsegärten, die von der Art gerne besiedelt werden, wenn lockeres und feuchtes Substrat vorhanden ist (Fischer et al. 2020), sind heute deutlich seltener als im 20. Jahrhundert (Fartmann et al. 2021 b). Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine mäßige Abnahme ermittelt (Bestandsveränderung: –17 %). Trotz regionaler Ausbreitung (Pfeifer 2012) wird die Berechnung vom Autorenteam als realistisch eingeschätzt, da die Bestände der Art in einigen Ländern Deutschlands derzeit abnehmen (Pfeifer et al. 2019, Winkler & Haacks 2019, Detzel et al. 2022) oder bestenfalls als stabil eingestuft werden (Voith et al. 2016, Köhler 2020).

*Gryllus campestris* (Feldgrille) – **Gef.:** Laut der Berechnung nehmen die Bestände von *Gryllus campestris* kurzfristig zu (Bestandsveränderung:



**Abb. 4:** Die Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) ist in Deutschland extrem selten und tritt nur in großflächig offenen Heidelandschaften auf. Wichtig für ein Vorkommen der Art sind regelmäßige Brände in Teilbereichen der Heide, die offene Bodenstellen für die Eiablage schaffen. (Foto: Jonas Brüggeshemke)

+16 %). Aus Sicht des Autorenteam ist diese Bestandsentwicklung realistisch. So belegen mehrere Studien, dass sich die Art im Zuge des Klimawandels regional ausgebreitet hat (u.a. Pfeifer 2012, Poniatowski et al. 2018a, Fumy et al. 2020, Poniatowski et al. 2020, Schuhmacher & Kelm 2021, Ogan et al. 2022). Die aktuell positive Bestandsentwicklung wirkt sich auch auf den langfristigen Bestandstrend aus: Gegenüber Maas et al. (2011) ist inzwischen von einer deutlichen Zunahme auszugehen.

*Isophya kraussii* (Gemeine Plumpschrecke) – **Gef.:** Langfristig ist wie bei Maas et al. (2011) von einem mäßigen Rückgang auszugehen (siehe auch Poniatowski et al. 2020), da viele Habitate wie versaumte Magerrasen, Grünlandbrachen und mesophile Staudenfluren (Maas et al. 2002, Fischer et al. 2020) infolge des Landnutzungswandels verloren gegangen sind (u.a. Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine mäßige Abnahme berechnet (Bestandsveränderung: -20 %). Derzeit ist allerdings unklar, ob es sich um eine reale Abnahme handelt oder ob die Art unterkariert ist. Laut Pfeifer et al. (2019) gehört *Isophya kraussii* (Abb. 5) zu den Arten, die im Gelände schwer nachweisbar sind (siehe auch Köhler et al. 2019). Der Kenntnisstand zur Bestandsentwicklung ist regional sehr heterogen: In Rheinland-Pfalz und Thüringen wird aktuell eine Abnahme unbekanntes Ausmaßes angenommen (Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020). Detzel et al. (2022) schätzen den kurzfristigen Bestandstrend für Baden-Württemberg hingegen als stabil ein. In Bayern wiederum lässt die unzureichende Datenlage keine Einstufung zu (Voith et al. 2016). Erst kürzlich wurde allerdings eine Wiederholungsstudie publiziert, die eine signifikante Abnahme der Bestände in Unterfranken dokumentiert (Thorn et al. 2022). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends wird vom Autorenteam daher als plausibel angesehen. In den nächsten Jahren sollte aber verstärkt auf *I. kraussii* geachtet werden, um ein klareres Bild von der Bestandsentwicklung auf Bundesebene zu erlangen. **Verantw.:** Die deutschen Vorkommen machen schätzungsweise etwas mehr als 1/3 des Weltbestandes aus (vgl. GBIF.org 2021). Dies entspricht der Kriterienklasse A3. Das Arealzentrum ist polyzentrisch. Deutlich mehr als 10 % davon decken die deutschen Vorkommen ab (Kriterienklasse: Lz). Eine weltweite/europäische Gefährdung be-

steht nicht (Kriterienklasse: G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016). Die Kombination der drei Kriterien „A3“, „Lz“ und „G\*\*“ ergibt die Kategorie „!“ (= in besonders hohem Maße verantwortlich). Das Ergebnis bestätigt die bisherige Einstufung (Detzel & Maas 2004, Maas et al. 2011).

*Leptophyes albovittata* (Gestreifte Zartschrecke) – **Gef.:** Es gibt derzeit keine Hinweise auf einen Rückgang. Über die Jahre häufen sich die Nachweise (vor 1990: 73 besetzte TK25-Rasterfelder; 1990 bis 1999: 155 besetzte TK25-Rasterfelder; 2000 bis 2020: 169 besetzte TK25-Rasterfelder). Der langfristige Bestandstrend wurde daher von mäßiger Rückgang in deutliche Zunahme angepasst (vgl. Maas et al. 2011). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend (Bestandsveränderung: +5,2 %) entspricht der Kriterienklasse „stabil“ und wird vom Autorenteam als realistisch eingeschätzt.

*Leptophyes punctatissima* (Punktierte Zartschrecke) – **Gef.:** Im Laufe der Zeit konnten bei dieser Art immer mehr Nachweise verzeichnet werden (vor 1990: 351 besetzte TK25-Rasterfelder; 1990 bis 1999: 686 besetzte TK25-Rasterfelder; 2000 bis 2020: 873 besetzte TK25-Rasterfelder). Der langfristige Bestandstrend wurde daher von stabil in deutliche Zunahme angepasst (vgl. Maas et al. 2011). Kurzfristig ist ebenfalls von einer positiven Bestandsentwicklung auszugehen. Die Berechnung ergab eine Bestandsveränderung von +34 %. Dies entspricht der Kriterienklasse „deutliche Zunahme“. Regionale Zunahmen sind zum Beispiel auch für Baden-Württemberg, das Saarland und Thüringen dokumentiert (Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022). **Verantw.:** Die deutschen Vorkommen machen schätzungsweise über 15 % des Weltbestandes aus und decken sowohl das Hauptareal als auch das Arealzentrum mit ab (vgl. GBIF.org 2021). Deutlich mehr als 10 % des Arealzentrums liegen in Deutschland (Kriterium 2: Lz). In Kombination mit dem Kriterium 3 (G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016) ergibt dies die Kategorie „!“ Deutschland ist somit für *Leptophyes punctatissima* in hohem Maße für die weltweite Erhaltung verantwortlich. Das Ergebnis weicht von der bisherigen Einstufung ab. Laut Maas et al. (2011) besteht nur eine allgemeine Verantwortlichkeit Deutschlands zur Erhaltung der Art (siehe auch Detzel & Maas 2004). Durch die zwischenzeitlich erfolgte Spezifizierung der Kriterienklassen konnte das Kriterium 2 ge-

genüber der letzten Roten Liste präziser ermittelt werden.

*Locusta migratoria* (Europäische Wanderheuschrecke) – **Tax.:** Der Autorennamenname und das Jahr wurden in Klammern gesetzt, da die Art in ihrer Erstbeschreibung der Gattung *Gryllus* zugeordnet wurde. **Gef.:** Zwischen dem 6. und 19. Jahrhundert gab es immer wieder individuenreiche Einflüge der Art aus dem pontisch-pannonischen Raum (Zacher 1917, Weidner 1953, Krausch 1967). Es ist davon auszugehen, dass die migrierenden Tiere (Wanderphase) in Deutschland kleine Populationen gründeten, die teilweise über mehrere Jahrzehnte hinweg existierten – beispielsweise in Brandenburg und Südwestdeutschland (Kirschbaum 1861, Rudy 1925, Harz 1960). Laut Harz (1960) war die Europäische Wanderheuschrecke im 19. Jahrhundert auch in den Heidesandgebieten des Münsterlandes häufig. Belegt ist unter anderem eine Population der sesshaften Phase (Solitärphase) für die Coerheide von 1875 bis 1899. Demnach waren die Etablierungskriterien

nach Ludwig et al. (2009) in dieser Phase erfüllt. *Locusta migratoria* kann somit als historischer Bestandteil der deutschen Heuschreckenfauna gewertet werden. Der letzte Nachweis einer Population stammt aus dem Münsterland. Laut Röber (1951) wurden 1932 bei Borken in räumlicher Nähe drei Individuen der sesshaften Phase gefunden. Das letzte migrierende Wildtier trat 1949 bei Potsdam auf (Harz 1960). Seine Herkunft ist unbekannt. Die wenigen Einzelfunde aus neuerer Zeit sind alle der Wanderphase zuzuordnen. Sehr wahrscheinlich handelt es sich hierbei um entflozene Tiere aus Zuchten. *L. migratoria* ist ein beliebtes Reptilienfutter (Bellmann et al. 2019, Fischer et al. 2020).

*Meconema meridionale* (Südliche Eichenschrecke) – **Tax.:** Die Autorenschaft von A. Costa (Achille Costa) für die Erstbeschreibung der Art, wie von Coray & Lehmann (1998) vorgeschlagen, lässt sich nicht zweifelsfrei klären, daher wird gemäß Orthoptera Species File Costa (Oronzio Gabriele Costa) als Erstbeschreiber genannt. **Gef.:** Die Art hat



**Abb. 5:** Deutschland hat für die weltweite Erhaltung der Gemeinen Plumpschrecke (*Isophya kraussii*) eine besonders hohe Verantwortlichkeit. (Foto: Dominik Poniatowski)

sich in den letzten Jahren weiter ausgebreitet (u.a. Sczepanski & Jacobi 2005, Husemann et al. 2008, Gottfried & Kästner 2009, Köhler et al. 2022b) und ist infolge klimatischer Veränderungen inzwischen auch regelmäßig außerhalb von Siedlungen anzutreffen (Pfeifer 2012, Poniatowski et al. 2018a, Hafner & Zimmermann 2019). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab dementsprechend eine deutliche Zunahme. Langfristig kann wie bei Maas et al. (2011) ebenfalls von einer deutlichen Zunahme ausgegangen werden.

*Meconema thalassinum* (Gemeine Eichenschrecke) – **Gef.:** Auf Bundesebene wurde für den kurzfristigen Bestandstrend eine Bestandsveränderung von –21 % berechnet. Das Autorenteam hält diese mäßige Abnahme für realistisch. Mehrere Studien belegen, dass die Art regional abgenommen hat (Pfeifer et al. 2019, Detzel et al. 2022, Ogan et al. 2022). Wenn sich die negative Bestandsentwicklung weiter fortsetzt, ist zukünftig auch beim langfristigen Bestandstrend von einem Rückgang auszugehen. Im Moment wird der langfristige Bestandstrend vom Autorenteam noch entsprechend Maas et al. (2011) als stabil eingeschätzt. **Verantw.:** Die deutschen Vorkommen machen schätzungsweise etwas mehr als 10 % des Weltbestandes aus und decken sowohl das Hauptareal als auch das Arealzentrum mit ab (vgl. GBIF.org 2021). Der Anteil Deutschlands am Arealzentrum beträgt ebenfalls mehr als 10 %. Dies entspricht den Kriterienklassen „A1“ bzw. „Lz“. In Kombination mit dem Kriterium 3 (G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016) ergibt dies die Kategorie „!“. Deutschland ist somit für die weltweite Erhaltung von *Meconema thalassinum* in hohem Maße verantwortlich. Das Ergebnis weicht von der bisherigen Einstufung ab. Laut Maas et al. (2011) besteht nur eine allgemeine Verantwortlichkeit Deutschlands zur Erhaltung der Art (siehe auch Detzel & Maas 2004). Der Kenntnisstand hat sich gegenüber der vorherigen Roten Liste verbessert und es liegen nun präzisere Informationen über das Gesamtareal vor. Durch die zwischenzeitlich erfolgte Spezifizierung der Kriterienklassen konnte auch das Kriterium 2 gegenüber der letzten Roten Liste präziser ermittelt werden.

*Mecostethus parapleurus* (Lauschschrecke) – **Gef.:** Die Art hat sich in den letzten Jahren in Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz stark ausgebreitet (Zimmermann & Hafner 2011, Pfeifer 2012, Helbing et al. 2014b, Poniatowski et al.

2018a, Fumy et al. 2020, Detzel et al. 2022). Im Süden von Hessen ist *Mecostethus parapleurus* inzwischen ebenfalls vertreten. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab folglich eine deutliche Zunahme (Bestandsveränderung: +63 %). Diese positive Bestandsentwicklung wirkt sich auch auf den langfristigen Bestandstrend aus: Statt von einem mäßigen Rückgang (Maas et al. 2011) kann inzwischen von einer deutlichen Zunahme ausgegangen werden (vor 1990: 66 besetzte TK25-Rasterfelder; 2000 bis 2020: 152 besetzte TK25-Rasterfelder).

*Metrioptera brachyptera* (Kurzflügelige Beißschrecke) – **Gef.:** Langfristig ist wie bei Maas et al. (2011) von einem mäßigen Bestandsrückgang auszugehen, da wichtige Habitate wie Borstgrasrasen, Halbtrockenrasen, Zwergstrauchheiden und Hochmoore (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts im starken Maße Fläche verloren haben (u.a. Fartmann 2017, Poschlod 2017, Löffler et al. 2020, Fartmann et al. 2021b). Zudem könnte *Metrioptera brachyptera* zu den Verlierern des Klimawandels gehören (Poniatowski et al. 2018a). Laut Ingrisch (1979) reagieren die Eier empfindlich auf Austrocknung und benötigen mindestens zwei Jahre bevor es zum Schlupf kommt. Dürren stellen folglich eine große Gefahr für die Art dar (Poniatowski et al. 2018a). Regionale Abnahmen konnten bereits mehrfach festgestellt werden (Hafner & Zimmermann 2019, Pfeifer et al. 2019, Detzel et al. 2022, Ogan et al. 2022, Thorn et al. 2022). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends (mäßige Abnahme) wird daher als realistisch eingeschätzt (Bestandsveränderung – 18 %).

*Miramella alpina* (Alpen-Gebirgsschrecke) – **Gef.:** Die Art (Abb. 13) gilt als Glazialrelikt. Ihre Vorkommen beschränken sich im Schwarzwald, im Bayerischen Wald, in den Alpen und im angrenzenden Alpenvorland auf kühle Lebensräume mit hoher Luftfeuchtigkeit (Maas et al. 2002, Andreä 2020, Fischer et al. 2020). *Miramella alpina* wird daher als potenzieller Verlierer des Klimawandels eingestuft (Poniatowski et al. 2018a). Bestandsabnahmen sind unter anderem für den Schwarzwald und die benachbarten Vogesen dokumentiert (Zimmermann & Hafner 2011, Hafner & Zimmermann 2019, Fumy et al. 2020, D'Agostino & Vacher 2021; P. Detzel, eigene unpublizierte Daten). Anhand der vorhandenen Beobachtungsdaten lässt sich das Ausmaß der Abnahmen

aktuell aber nicht einschätzen. Der berechnete kurzfristige Bestandstrend wurde daher von der Kriterienklasse „stabil“ in „Abnahme unbekanntes Ausmaßes“ angepasst. Wenn sich die negative Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren bestätigt, ist zukünftig auch beim langfristigen Bestandstrend von einem Rückgang auszugehen. Im Moment wird der langfristige Bestandstrend vom Autorenteam noch entsprechend Maas et al. (2011) als stabil eingeschätzt.

*Modicogryllus frontalis* (Östliche Grille) – **Gef.:** Die Art stößt in Deutschland an den nordwestlichen Rand ihres Areals. Vorkommen sind nur aus Bayern und Baden-Württemberg bekannt (Maas et al. 2002). Sie war dort schon immer extrem selten. Mittlerweile gibt es nur noch eine bestätigte Populationen im Jagsttal (TK25-Rasterfeld 6624). Am südlichen Oberrhein, dem zweiten Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland, gilt die Art seit 2020 als verschollen (S. Hartmann, schriftl. Mitteilung 2023). Diese Entwicklung entspricht einer sehr starken Abnahme. Zahlreiche Populationen sind bereits vor 1990 ausgestorben (TK25 Nr. 6920, Nr. 6938, Nr. 7420, Nr. 7811 und Nr. 7812). Es handelt sich somit um eine langfristig sehr stark rückläufigen Bestandsentwicklung.

*Montana montana* (Steppen-Beißschrecke) – **Tax.:** Der wissenschaftliche Name dieser Art (ehemals *Platycleis montana* (Kollar, 1833)) hat sich geändert. Die Korrektur basiert auf der Revision der Platycleidini (Massa & Fontana 2011). **Gef.:** *Montana montana* ist eine typische Art der eurosibirischen Steppengebiete (Harz 1960), die in Ostdeutschland ihren westlichen Arealrand erreicht. Historische Vorkommen sind unter anderem für Berlin und Brandenburg belegt (Philippi 1830). Anfang des 20. Jahrhunderts gelangen in dieser Region Nachweise bei Wünsdorf (Schirmer 1912, Ramme 1913), Dubrow (Ramme 1920), Berlin-Heiligensee (Ramme 1920) und auf dem ehemaligen Tegeler Schießplatz (Knipper 1932b). Seitdem galt *M. montana* lange als verschollen (Beutler 1992), bis 1994/95 drei kleine Teilpopulationen der Art auf einem Trockenrasen im NSG Silberberge Gartz (TK25 Nr. 2752, Unteres Oder-tal, Brandenburg) wiederentdeckt wurden (Haupt 1995). In der Folge konnte *M. montana* für das Gebiet nur noch wenige Jahre bestätigt werden. Die letzten Funde stammen aus dem Jahr 2000. Seither blieben sämtliche Nachsuchen erfolglos (Kämpf & Fartmann 2015, Lehmann et al. 2016). *M. montana* gilt daher wieder als ausgestorben/

verschollen (Kriterium: 20 Jahre keine Nachweise).

*Myrmecophilus acervorum* (Ameisengrille) – **Tax.:** Das Jahr der Erstbeschreibung ist in der Originalpublikation nicht eindeutig feststellbar und kann nur über Sekundärquellen ermittelt werden. Gemäß Coray & Lehmann (1998) wird das Jahr daher in eckige Klammern gesetzt. **Gef.:** Der langfristige Bestandstrend konnte nicht eingeschätzt werden, da die Datenlage für die Zeit vor 1990 unzureichend ist. Der Blick auf die absoluten Zahlen lässt zunächst vermuten, dass sich die Art ausgebreitet hat: statt 62 historisch besetzter TK25-Rasterfeldern sind aktuell 125 Rasterfelder besetzt (Bestandsveränderung: +73 %). Allerdings lassen neue Erkenntnisse eine deutlich weitere Verbreitung im historischen Zeitraum vermuten. *Myrmecophilus acervorum* lebt sehr versteckt in den Nestern von Ameisen (Junker 2003). Vermutlich wurde die Art deshalb lange übersehen. Besiedelt wird ein sehr breites Habitattypenspektrum von Trockenrasen und lichten Wäldern über Kiesgruben und Steinbrüche bis hin zu urbanen Lebensräumen wie Parks, Gärten, Industriebrachen und Gleisanlagen (u.a. Bellmann 1998, Junker 2003). In den letzten Jahren wurde die Art gezielt gesucht und an vielen Stellen – auch westlich des bislang bekannten Verbreitungsgebietes – gefunden (u.a. Tillmanns 2007, Bönsel & Möller 2008, Schmidt & Schmitt 2011, Olthoff et al. 2017, Hörren et al. 2019, Kettermann et al. 2019, Brauner & Ristow 2022). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend (Bestandsveränderung: –3,5 %) entspricht der Kriterienklasse „stabil“ und wird vom Autorenteam als realistisch eingeschätzt.

*Myrmeleotettix maculatus* (Gefleckte Keulenschrecke) – **Gef.:** Langfristig ist von einem mäßigen Bestandsrückgang auszugehen, da wichtige Habitate wie Sandmagerrasen, Silbergrasfluren und lückige Heiden (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts großflächig vernichtet wurden (u.a. Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Regionale Abnahmen konnten bereits mehrfach dokumentiert werden (u.a. Schuch et al. 2011, Becker & Waltert 2017, Löffler et al. 2019, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022) und fanden deshalb Berücksichtigung bei der Revision vieler Landeslisten (Pfeifer et al. 2019, Winkler & Haacks 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022). Laut Poniatowski et al. (2020) gehört *Myrmeleotettix maculatus*

aktuell zu den Arten mit den stärksten Bestandsverlusten. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends (starke Abnahme) wird daher als realistisch eingeschätzt (Bestandsveränderung: –28 %).

*Nemobius sylvestris* (Waldgrille) – **Gef.:** *Nemobius sylvestris* ist ein westmediterranes Faunenelement, das seinen Verbreitungsschwerpunkt in Frankreich, Spanien und Portugal hat (Bellmann et al. 2019). In Deutschland dünnt das Vorkommen von Südwesten nach Nordosten aus – also mit zunehmend kontinentalem Klima (vgl. Fartmann 1997b, Maas et al. 2002). Es liegt nahe, dass sich das Großklima im Zuge des Klimawandels für *N. sylvestris* verbessert hat (vgl. Detzel et al. 2022). In weiten Teilen Deutschlands sind die Sommer inzwischen wärmer und die Winter milder (Brasseur et al. 2017). In Rheinland-Pfalz (Ogan et al. 2022) und im Münsterland (T. Fartmann, eigene Beobachtung 2022) konnte bereits eine Ausbreitung beobachtet werden. Auf Bundesebene lässt sich diese regionale Bestandsentwicklung aber noch nicht nachvollziehen. Laut der Berechnung ist der kurzfristige Bestandstrend stabil. Dementsprechend wird der langfristige Bestandstrend ebenfalls als stabil eingestuft (vgl. Maas et al. 2011). In den nächsten Jahren sollte die Bestandsentwicklung von *N. sylvestris* genau dokumentiert werden. Weitere Zunahmen – insbesondere am Arealrand – sind wahrscheinlich. Möglicherweise ist bei der nächsten Revision der Roten Liste eine Anpassung des Bestandstrends erforderlich. **Verantw.:** Die deutschen Vorkommen machen schätzungsweise etwa 15 % des Weltbestandes aus und decken sowohl den Arealrand als auch das Arealzentrum mit ab (vgl. GBIF.org 2021). Das Arealzentrum liegt zu deutlich mehr als 10 % in Deutschland. Dies entspricht den Kriterienklassen „A1“ bzw. „Lz“. In Kombination mit dem Kriterium 3 (G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016) ergibt dies die Kategorie „!“ . Deutschland ist somit in hohem Maße für die weltweite Erhaltung der Waldgrille verantwortlich.

*Oecanthus pellucens* (Weinhähnchen) – **Gef.:** Die Art (Abb. 6) hat sich in den letzten 20 bis 30 Jahren in Deutschland stark ausgebreitet – u.a. in Brandenburg, Bremen, Hamburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt (u.a. Messer & Kladny 2017, Poniowski et al. 2018a, Hafner & Zimmermann 2019, Schädler et al. 2019, Stübing et al. 2019b, Hochkirch et al. 2020, Hochkirch et al. 2022, M. Husemann, schriftl. Mit-

teilung 2023). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab dementsprechend eine Bestandsveränderung von +120 %. Dies entspricht der Kriterienklasse „deutliche Zunahme“. Langfristig ist ebenfalls von einer deutlichen Zunahme auszugehen.

*Oedipoda caerulescens* (Blaüflügelige Ödlandschrecke) – **Gef.:** *Oedipoda caerulescens* gehört zu den Profiteuren des Klimawandels (Poniowski et al. 2018a). Die Art hat sich in den letzten 20 bis 30 Jahren in weiten Teilen Deutschlands ausgebreitet (Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020, Winkler & Haacks 2019, Hafner & Zimmermann 2019, Maas & Staudt 2020, Ogan et al. 2022, Thorn et al. 2022). Auf Bundesebene gilt *O. caerulescens* inzwischen nicht mehr als mäßig häufig, sondern als häufig. Berechnet wurde eine kurzfristige Bestandsveränderung von +34 %. Diese deutliche Zunahme relativiert den starken Bestandsrückgang, den die Art ehemals erfahren hat (Maas et al. 2002, Maas et al. 2011, Reinhardt et al. 2005, Poniowski et al. 2020). So ist inzwischen auch beim langfristigen Bestandstrend von einer deutlichen Zunahme auszugehen (vor 1990: 513 besetzte TK25-Rasterfelder; 2000 bis 2020: 1033 besetzte TK25-Rasterfelder). Ob diese positive Entwicklung in den nächsten Jahren anhält, bleibt abzuwarten. Dies wird im starken Maße von der Verfügbarkeit besiedelbarer Habitats abhängen. Hierzu zählen hauptsächlich Standorte mit spärlichem Bewuchs wie Halbtrockenrasen, Silbergrasfluren, Schotterbänke, Gleisanlagen, Industriebrachen, Böschungen, Sand- und Kiesgruben, Steinbrüche und Weinberge (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Straube 2013, Fischer et al. 2020).

*Oedipoda germanica* (Rotflügelige Ödlandschrecke) – **Gef.:** *Oedipoda germanica* musste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts starke Bestandseinbußen hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniowski et al. 2020). Von ehemals 134 TK25-Rasterfeldern sind heute nur noch 80 Rasterfelder besetzt. Innerhalb der besetzten Rasterfelder existieren oft nur noch wenige, individuenarme Populationen (Köhler 2001, Dolek 2003, Niehuis et al. 2011a, Cloos et al. 2014). Der langfristige Bestandstrend wird daher als stark rückläufig eingeschätzt. Kurzfristig lassen sich die Bestände als relativ stabil beurteilen – zumindest auf Rasterfeldebasis. Berechnet wurde eine Bestandsveränderung von –2,3 %. Auf regionaler Ebene sieht die Bestandssituation aber an-

ders aus. Laut Detzel et al. (2022) nehmen die Bestände in Baden-Württemberg derzeit stark ab. Ähnliches trifft auf Rheinland-Pfalz zu. Hier ist das Ausmaß der Abnahmen aber unbekannt (Pfeifer et al. 2019). In Bayern – einem weiteren Bundesland mit mehreren großen Vorkommen – gelten die Bestände als stabil (Voith et al. 2016). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend wurde daher leicht von stabil in mäßige Abnahme angepasst. In Kombination mit den Kriterien „Aktuelle Bestandssituation“ (sehr selten) und „Langfristiger Bestandstrend“ (starker Rückgang) wäre *O. germanica* demnach vom Aussterben bedroht. Innerhalb des deutschen Verbreitungsgebietes gibt es allerdings mehrere größere Populationen (> 500 Individuen), die in den nächsten zehn Jahren mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht aussterben werden (u.a. Meineke & Thiele 2006, Franz & Döring 2019, Hiller et al. 2020, Köhler 2020). Diese Bestände von *O. germanica* werden als stabil angesehen und bewirken über das vierte Rote-Liste-Kriterium eine Herabstufung der Rote-Liste-Kategorie von „Vom Aussterben bedroht“ zu „Stark gefährdet“ (siehe Ludwig et al. 2009).

*Omocestus haemorrhoidalis* (Rotleibiger Grashüpfer)  
– **Gef.:** Langfristig ist wie bei Maas et al. (2011)

von einem starken Rückgang auszugehen (siehe auch Poniatowski et al. 2020), da wichtige Habitate wie kurzrasige und horstgrasreiche Magerasen (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts starke Flächenverluste hinnehmen mussten (u.a. Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021 b). Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine starke Abnahme ermittelt (Bestandsveränderung: –28 %). Aus Sicht des Autorenteam ist dies realistisch. In fast allen Ländern Deutschlands nehmen die Bestände von *Omocestus haemorrhoidalis* (Abb. 12) derzeit ab (u.a. Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022, Köhler et al. 2022 a).

*Omocestus rufipes* (Buntbäuchiger Grashüpfer) –  
**Gef.:** Im Zuge des Landnutzungswandels wurden viele Habitate von *Omocestus rufipes* – u.a. Halbtrockenrasen, Borstgrasrasen und Moorheiden (Maas et al. 2002, Fischer et al. 2020) – insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts vernichtet (Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021 b). Die Art musste vor allem in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts daher erhebliche Bestandseinbußen hinnehmen (Maas et al. 2002,



**Abb. 6:** Das Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens*) gehört zu den Profiteuren des Klimawandels. Die Art hat sich in den wärmebegünstigten Regionen Deutschlands inzwischen stark ausgebreitet. (Foto: Dominik Poniatowski)

Reinhardt et al. 2005, Poniowski et al. 2020). Der langfristige Bestandstrend wird folglich wie bei Maas et al. (2011) als stark rückläufig eingeschätzt. Kurzfristig ist von einer starken Abnahme auszugehen. Berechnet wurde eine Bestandsveränderung von -24 %. Regionale Abnahmen sind auch für zahlreiche Länder Deutschlands dokumentiert (u.a. Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022, Ogan et al. 2022).

*Omocestus viridulus* (Bunter Grashüpfer) – **Gef.:** *Omocestus viridulus* ist auf Basis der TK25-Rasterfelder nach wie vor häufig in Deutschland. Allerdings weisen schon Maas et al. (2011) auf leichte Abnahmen hin. Der lang- und kurzfristige Bestandstrend wurde damals aber noch als stabil eingestuft. Derzeit verdichten sich die Erkenntnisse, dass *O. viridulus* in den letzten 20 bis 30 Jahren auf Populationsebene erhebliche Bestandseinbußen verzeichnen musste. Im Rahmen von Wiederholungsstudien konnten u.a. Abnahmen für Baden-Württemberg, Bayern, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz nachgewiesen werden (u.a. Hafner & Zimmermann 2019, Löffler et al. 2019, Fumy et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Fartmann et al. 2022b, Ogan et al. 2022, Thorn et al. 2022). Besonders dramatisch sind laut Detzel et al. (2022) die Verluste im Tiefland. In Teilen der Westfälischen Bucht sind beispielsweise zwischen 1995 und 2012 knapp 40 % der ehemaligen Vorkommen erloschen (Fartmann et al. 2021a, Fartmann et al. 2022b). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine Bestandsveränderung von -12 %. Dies würde einer mäßigen Abnahme entsprechen. Vor dem Hintergrund der oben geschilderten Verluste wurde die Kriterienklasse in eine starke Abnahme korrigiert. Die negative Bestandsentwicklung der letzten Jahre sollte auch bei der Einschätzung des langfristigen Bestandstrends Berücksichtigung finden – zumal es inzwischen Belege für historische Bestandseinbußen gibt (Poniowski et al. 2020). Als typische Art extensiv genutzter Wiesen und Weiden reagiert *O. viridulus* sehr empfindlich auf eine Nutzungsintensivierung (Detzel 1998, Detzel et al. 2022). Ein starker Rückgang infolge des Landnutzungswandels – insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts – ist daher wahrscheinlich. Zudem bereitet der Klimawandel der Art wahrscheinlich Probleme (Poniowski et al. 2018a): So sind die auf dem Boden abgelegten Eier kaum vor Austrocknung geschützt und aufgrund der frühen

Phänologie (Eiablage schon im Mai/Juni) lange einer möglichen Sommerdürreperiode ausgesetzt (vgl. Ingrisch 1983, Gardiner 2010).

*Phaneroptera falcata* (Gemeine Sichelschrecke) – **Gef.:** Die Art gilt als Profiteur des Klimawandels (Poniowski et al. 2018a). Sie hat sich in den letzten Jahrzehnten stark nach Norden und in die Höhe ausgebreitet (u.a. Grein 2007, Handke et al. 2011, Poniowski et al. 2018a, Hafner & Zimmermann 2019, Poniowski et al. 2020). Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab dementsprechend eine Bestandsveränderung von +106 %. Diese deutliche Zunahme in jüngerer Zeit wirkt sich auch auf den langfristigen Bestandstrend aus: Es wird jetzt auch langfristig von einer deutlichen Zunahme ausgegangen (vgl. Maas et al. 2011).

*Phaneroptera nana* (Vierpunktige Sichelschrecke) – **Gef.:** *Phaneroptera nana* stammt ursprünglich aus dem Mittelmeerraum. Im Jahr 2003 konnte die Art erstmalig am Oberrhein (Baden-Württemberg) nachgewiesen werden (Coray 2003). Seitdem hat sich die Art in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen ausgebreitet (Pfeifer 2006, Boczek 2007a, Pfeifer 2012, Stübing et al. 2019b). Mittlerweile ist sie auch in Bayern, Nordrhein-Westfalen, Sachsen und im Saarland angekommen (u.a. G. Stahlbauer, OrthopteraWeb, 2019, R. Bleck, OrthopteraWeb, 2020, Assmann & Ritt 2021, Hochkirch et al. 2021, Hochkirch et al. 2022). Aktuell liegen für 73 TK25-Rasterfelder Nachweise vor. Lang- und kurzfristig ist daher von einer deutlichen Zunahme auszugehen.

*Pholidoptera aptera* (Alpen-Strauschschrecke) – **Gef.:** Die Bestände der Art sind langfristig wahrscheinlich stabil. Es gibt derzeit keine Hinweise auf deutliche Rückgänge oder Zunahmen (vgl. Maas et al. 2011). Ähnliches gilt für den kurzfristigen Bestandstrend. Die Berechnung ergab die Kriterienklasse „stabil“. Voith et al. (2016) gehen lang- und kurzfristig ebenfalls von stabilen Beständen aus.

*Pholidoptera griseoptera* (Gewöhnliche Strauschschrecke) – **Gef.:** *Pholidoptera griseoptera* gehört auf Basis der TK25-Rasterfelder zu den häufigsten Heuschreckenarten Deutschlands. Es ist daher wie bei Maas et al. (2011) von einer langfristig stabilen Bestandsentwicklung auszugehen. In den letzten 20 Jahren hat sich *P. griseoptera* in einigen Mittelgebirgen Süd- und Westdeutschlands sowie im atlantisch geprägten nordwestdeutschen Tiefland ausgebreitet (u.a. Hochkirch 2001,

Löffler et al. 2019, Fumy et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022). Der kurzfristige Bestandstrend spiegelt diese Entwicklung allerdings nicht wider. Berechnet wurde lediglich eine Bestandsveränderung von +2,6 %. Dies entspricht der Kriterienklasse „stabil“. Möglicherweise haben sich die regionalen Zunahmen nicht auf die Rasterfrequenz ausgewirkt. *P. griseoptera* war auch schon in den 1990er-Jahren (dem Referenzzeitraum) eine der am weitesten verbreiteten Arten Deutschlands (vgl. Maas et al. 2011). Den geschilderten Zunahmen stehen möglicherweise aber auch Abnahmen in den trockenen Landesteilen entgegen. Thorn et al. (2022) konnten für eine niederschlagsarme Region in Unterfranken beispielsweise eine signifikante Abnahme innerhalb der letzten 30 Jahre nachweisen. Laut Ingrisch (1988) benötigen die Eier der Art für eine erfolgreiche Embryogenese ausreichend Feuchtigkeit. In den kontinental geprägten Sandlandschaften Ostdeutschlands ist *P. griseoptera* daher generell selten (vgl. Fartmann 1997a, Maas et al. 2002). Der kurzfristige Bestandstrend sollte in den nächsten Jahren genau beobachtet werden. Im Moment hält das Autorenteam die Kriterienklasse „stabil“ für plausibel.

*Platycleis albopunctata* (Westliche Beißschrecke) – **Gef.:** Im Zuge des Klimawandels hat sich *Platycleis albopunctata* in vielen Regionen Deutschlands ausgebreitet (u.a. Grein 2010, Hamann & Weber 2012, Poniowski et al. 2018a, Hafner & Zimmermann 2019, Poniowski et al. 2020, Thorn et al. 2022). Dementsprechend wird in mehreren Ländern derzeit von einer deutlichen Zunahme ausgegangen (u.a. Winkler & Haacks 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020). Auf Bundesebene wurde für den kurzfristigen Bestandstrend ebenfalls eine deutliche Zunahme ermittelt. Die aktuelle Bestandsentwicklung wirkt sich auch auf den langfristigen Bestandstrend aus: Im Unterschied zu Maas et al. (2011) wird langfristig von einer deutlichen Zunahme ausgegangen. So waren ehemals 414 TK25-Rasterfelder besiedelt, inzwischen sind es 801 Rasterfelder. Ob diese positive Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren anhält, bleibt abzuwarten. Dies wird im starken Maße von der Verfügbarkeit besiedelbarer Habitats abhängen. Hierzu zählen beispielsweise Halbtrockenrasen, Sandfluren und Zwergstrauchheiden, aber auch schütter bewachsene Weinberge, Steinbrüche und Industriebrachen (Maas et al. 2002, Fischer et al. 2020). **Verantw.:** Die

deutschen Vorkommen machen schätzungsweise knapp 15 % des Weltbestandes aus und decken sowohl den Arealrand als auch das Arealzentrum mit ab (vgl. GBIF.org 2021). Es ist nicht sicher, ob der deutsche Anteil des Arealzentrums größer als 10 % ist. Diese Informationen führen zu den Kriterienklassen „A1“ und „Lh-z“. In Kombination mit dem Kriterium 3 (G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016) ergibt dies die Kategorie „?““. Es ist somit nicht sicher, ob für *P. albopunctata* derzeit eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands besteht. Das Ergebnis weicht von der bisherigen Einstufung ab. Laut Maas et al. (2011) besteht nur eine allgemeine Verantwortlichkeit Deutschlands zur weltweiten Erhaltung der Art (siehe auch Detzel & Maas 2004). Der Kenntnisstand hat sich gegenüber der vorherigen Roten Liste verbessert und es liegen nun präzisere Informationen über das Gesamtareal vor. Durch die zwischenzeitlich erfolgte Spezifizierung der Kriterienklassen konnte auch das Kriterium 2 gegenüber der letzten Roten Liste präziser ermittelt werden.

*Podisma pedestris* (Gewöhnliche Gebirgsschrecke) – **Gef.:** *Podisma pedestris* musste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts massive Bestands-einbußen hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005). Die letzten Vorkommen der Art sind zumeist klein und stark isoliert. Dies betrifft sowohl die Populationen innerhalb als auch außerhalb der Alpen (Maas et al. 2002, Heusinger & Voith 2003). Langfristig müssen die Bestände daher wie bei Maas et al. (2011) als sehr stark rückläufig eingeschätzt werden. Auf Basis der TK25-Rasterfelder konnte für den kurzfristigen Bestandstrend keine nennenswerte Bestandsveränderung ermittelt werden. Gegenüber dem Referenzzeitraum (1990er-Jahre), für den 19 Rasterfeldnachweise vorliegen, sind im aktuellen Zeitraum 20 Rasterfelder besetzt. Allerdings wurden zahlreiche Populationen schon länger nicht bestätigt. Die letzten Nachweise stammen aus der ersten Hälfte der 2000er-Jahre (u.a. Rasterfeld Nr. 6337 und Nr. 6434). Viele der zumeist individuenschwachen Vorkommen sind durch Verbuschung bedroht (Hemp 2000, Lakeberg 2000, Detzel et al. 2022). Dies gilt beispielsweise auch für die letzte Population in Sachsen (Königsbrücker Heide, Nr. 4649) (Zinner et al. 2000). Auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz findet seit Mitte der 1990er-Jahre großflächig Prozessschutz statt (Böhnert 2017). Die offenen Heidelandschaften haben sich seitdem größtenteils in Sukzessions-

wälder entwickelt. *P. pedestris* konnte für das Gebiet zuletzt im Jahr 2011 bestätigt werden (R. Moritz, schriftl. Mitteilung 2022). Nachsuchen in den Sommern 2021 und 2022 waren erfolglos (T. Bittner, schriftl. Mitteilung 2022). Zudem ist noch unklar, ob der Klimawandel die außeralpinen Populationen gefährdet (Voith et al. 2016). Laut Detzel et al. (2022) nehmen die wenigen Bestände in Baden-Württemberg derzeit mäßig ab. Für Bayern – dem Hauptverbreitungsgebiet der Art in Deutschland – gehen Voith et al. (2016) von einer Abnahme unbekanntes Ausmaßes aus. Das Autorenteam folgt dieser Einschätzung. Der kurzfristige Bestandstrend wurde daher von „stabil“ in „Abnahme unbekanntes Ausmaßes“ korrigiert. In Kombination mit den Kriterien „Aktuelle Bestandssituation“ (sehr selten) und „Langfristiger Bestandstrend“ (sehr starker Rückgang) wäre *P. pedestris* demnach vom Aussterben bedroht. In den Alpen gibt es allerdings einzelne Populationen, die aufgrund ihrer Größe in den nächsten zehn Jahren mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht aussterben werden. Dies betrifft insbesondere den Raum Berchtesgaden (vgl. Heusinger & Voith 2003, Voith et al. 2016, König et al. 2022). Diese Vorkommen von *P. pedestris* werden als stabile Teilbestände bewertet, sodass die Rote-Liste-Kategorie von „Vom Aussterben bedroht“ zu „Stark gefährdet“ herabgestuft wird (siehe Ludwig et al. 2009). **Verantw.:** *P. pedestris* ist ein boreo-alpines Glazialrelikt, das in Deutschland nur im Alpenraum vermehrt angetroffen werden kann (Maas et al. 2002, Heusinger & Voith 2003). Diese Vorkommen sind im Verbund Teil einer großen alpinen Population (vgl. Heusinger & Voith 2003, Baur et al. 2006, Forsthuber 2017). Die deutschen Vorkommen nördlich der Alpen sind hingegen sehr klein und zumeist stark isoliert (Maas et al. 2002). Aktuelle Nachweise aus dem Jahr 2019 gibt es von der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg) und der Frankenalb (Bayern). Ob die Population in der Königsbrücker Heide (Sachsen) noch existiert, ist unklar (siehe artspezifischer Kommentar zur Gefährdung). Historische Nachweise liegen nicht nur für Bayern und Sachsen, sondern auch für Sachsen-Anhalt vor (Maas et al. 2002, Wallaschek et al. 2004). Ein 1873 in der näheren oder weiteren Umgebung Hamburgs gesammeltes Weibchen (Beuthin 1876, Weidner 1938) kann laut Winkler & Haacks (2019) nicht eindeutig verortet werden. Die historischen Funde deuten darauf hin, dass die Art in Deutschland

ehemals ein deutlich größeres Areal besiedelte. Ein Großteil der aktuellen, außeralpinen Vorkommen ist daher als einfache Vorposten anzusehen. Lediglich für die kleine Population im Oberen Donautal kann eine hochgradige Isolation angenommen werden (Kriterium 2: Li). Schotteralluvionen, die zum Beispiel im Alpenraum zur Vernetzung der Habitate beitragen, gibt es dort nicht. Die Art kommt im Oberen Donautal nur an wenigen, nahe benachbarten Felsköpfen vor (Detzel et al. 2022). Vor dem Hintergrund der nacheiszeitlichen Landschaftsgenese kann von einer mehr als 4.000-jährigen Isolation dieser Reliktpopulation ausgegangen werden. Deutschland ist somit in besonderem Maße für diesen hochgradig isolierten Vorposten verantwortlich (siehe auch Detzel & Maas 2004).

*Polysarcus denticauda* (Wanstschrecke) – **Gef.:** Die Art war schon immer sehr selten in Deutschland (vgl. Maas et al. 2002). Ihre Vorkommen beschränken sich – unter Ausschluss weniger Ausnahmen (siehe z.B. Krech & Köhler 2021) – auf die Schwäbische Alb und deren unmittelbare Umgebung sowie einen Teil des ehemaligen Sperrgebietes („Grünes Band“) entlang der innerdeutschen Grenze von Bayern und Thüringen (Detzel 1998, Köhler 2001, Schreiber & Nunner 2003). Besiedelt werden schwerpunktmäßig krautreiche Wiesen, die nicht vor Mitte Juli gemäht werden (Fischer et al. 2020). Es ist daher davon auszugehen, dass im Zuge der Grünlandintensivierung (drei oder mehr Schnitte pro Jahr) zahlreiche Habitate verloren gegangen sind (vgl. Dierschke & Briemle 2002, Fartmann et al. 2021b). Diese Entwicklung setzt sich bis heute fort. Ein sukzessiver Habitatverlust findet nach wie vor statt (vgl. Kleiner 2013). Zudem hat sich die Habitatqualität innerhalb von Naturschutzgebieten durch falsche Pflege und Stickstoffeinträge verschlechtert (Detzel et al. 2022). Vor diesem Hintergrund wird der langfristige Bestandstrend als mäßig rückläufig eingeschätzt. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine Bestandsveränderung von –3,5 %. Dies würde der Kriterienklasse „stabil“ entsprechen. Auf Populationsebene sieht die Bestandssituation aber anders aus. In Baden-Württemberg – dem Hauptverbreitungsgebiet der Art in Deutschland – gehen Detzel et al. (2022) von einer mäßigen Abnahme aus. Für Thüringen wird ebenfalls eine Abnahme angenommen. Das Ausmaß ist aber unbekannt (Köhler 2020). Der berechnete kurzfris-

tige Bestandstrend wurde daher von „stabil“ in „mäßige Abnahme“ angepasst.

*Pseudochorthippus montanus* (Sumpfgrashüpfer) – **Tax.:** Genetische Studien sprechen für eine eigenständige Gattung. Defaut (2012) schlägt für *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825) daraufhin eine Namensänderung vor, die inzwischen international anerkannt ist. **Gef.:** Die Eier der Art (Abb. 11) benötigen laut Ingrisch (1983) sehr viel Feuchtigkeit für eine erfolgreiche Embryonalentwicklung. *Pseudochorthippus montanus* gilt in Deutschland daher hinsichtlich der Feuchte als die anspruchsvollste Art des extensiv genutzten Feuchtgrünlandes (Maas et al. 2002). Insbesondere in den tieferen Lagen ist sie auf durchgängig quellige bzw. nasse Lebensräume angewiesen (Radlmair 2003). Seit Mitte des 20. Jahrhunderts sind allerdings viele Habitate durch Nutzungsaufgabe und -intensivierung (Entwässerung mit anschließender Erhöhung der Schnitthäufigkeit) verloren gegangen (vgl. Dierschke & Briemle 2002, Fartmann et al. 2021b). Bestands-einbußen waren die Folge (Poniatowski et al. 2020). Der langfristige Bestandstrend wird folglich wie bei Maas et al. (2011) als stark rückläufig eingeschätzt. Mit dem Klimawandel verschärfen sich die Probleme der Art zunehmend. Es ist sehr wahrscheinlich, dass sich die sommerlichen Dürreperioden der letzten Jahre negativ auf die Bestände ausgewirkt haben (vgl. Rohde et al. 2017, Poniatowski et al. 2018a). Regionale Abnahmen konnten bereits für mehrere Regionen Deutschlands dokumentiert werden (u.a. Hafner & Zimmermann 2019, Pfeifer et al. 2019, Winkler & Haacks 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Thorn et al. 2022). Mittlerweile sind viele Populationen stark isoliert (vgl. Detzel et al. 2022). Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde eine Bestandsveränderung von –24 % berechnet. Aus Sicht des Autorenteam ist diese starke Abnahme realistisch. In den nächsten Jahren kann von weiteren Bestandseinbußen ausgegangen werden.

*Pseudochorthippus parallelus* (Gemeiner Grashüpfer) – **Tax.:** Genetische Studien sprechen für eine eigenständige Gattung. Defaut (2012) schlägt für *Chorthippus parallelus* (Zetterstedt, 1821) daraufhin eine Namensänderung vor, die inzwischen international anerkannt ist. **Gef.:** Obwohl die Bestände in den letzten Jahren regional abgenommen haben (u.a. Volpers & Vaut 2011, Pfeifer et al. 2019), zählt *Pseudochorthippus parallelus* auf Basis der besiedelten TK25-Rasterfelder nach

wie vor zu den häufigsten Heuschreckenarten Deutschlands. Derzeit ist entsprechend Maas et al. (2011) bundesweit noch von einer langfristig stabilen Bestandsentwicklung auszugehen. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine Bestandsveränderung von –0,7 %. Dies entspricht der Kriterienklasse „stabil“. In den nächsten Jahren sollte verstärkt auf *P. parallelus* geachtet werden, um mögliche Abnahmen auf Populationsebene nachvollziehen zu können. Im Moment wird der berechnete kurzfristige Bestandstrend (Kriterienklasse: stabil) – wie in vielen neuen Landeslisten (Voith et al. 2016, Winkler & Haacks 2019, Köhler 2020, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022) – als plausibel angesehen.

*Psophus stridulus* (Rotflügelige Schnarrschrecke) – **Gef.:** *Psophus stridulus* (Abb. 7) musste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts starke Bestandsrückgänge hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020). In vielen Ländern – wie Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt – ist die Art daher ausgestorben oder vom Aussterben bedroht (Grenz & Malten 1996, Klatt et al. 1999, Grein 2005, Wranik et al. 2008, Volpers & Vaut 2011, Pfeifer et al. 2019, Wallaschek 2020). Die wenigen verbliebenen Populationen beschränken sich weitgehend auf Naturschutzgebiete und sind dementsprechend isoliert (vgl. Maas et al. 2002). Der langfristige Bestandstrend wird wie bei Maas et al. (2011) als stark rückläufig eingeschätzt. Kurzfristig ist von einer mäßigen Abnahme auszugehen. Berechnet wurde eine Bestandsveränderung von –12 %. Trotz regionaler Ausbreitung in Thüringen (Köhler 2021a) wird die Berechnung vom Autorenteam als realistisch eingeschätzt, da die Bestände der Art in Baden-Württemberg und Bayern derzeit abnehmen (Döler 2015, Voith et al. 2016, Detzel et al. 2022).

*Pteronemobius heydenii* (Sumpfgrille) – **Gef.:** *Pteronemobius heydenii* hat sich in den letzten Jahren stark ausgebreitet. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine Bestandsveränderung von +93 %. Dies entspricht einer deutlichen Zunahme. Hierdurch relativiert sich der für den langfristigen Bestandstrend ehemals angenommene sehr starke Rückgang (Maas et al. 2011) in mäßig rückläufig. Ob diese positive Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren anhält oder sich der Trend bald umkehrt, bleibt ab-

zuwarten. Laut Detzel et al. (2022) stellt die Entwässerung von Feuchtgrünland in Kombination mit den vermehrt auftretenden Sommerdürren eine Gefährdungsursache dar. Regional nehmen die Bestände in Baden-Württemberg ab (Hafner & Zimmermann 2019).

*Roeseliana roeselii* (Roesels Beißschrecke) – **Tax.:** Der wissenschaftliche Name dieser Art (ehemals *Metrioptera roeselii* (Hagenbach, 1822)) hat sich geändert. Die Korrektur basiert auf der Revision der Platycleidini (Massa & Fontana 2011). **Gef.:** *Roeseliana roeselii* (Abb. 8) hat in den vergangenen 20 bis 30 Jahren die letzten Verbreitungslücken in Deutschland weitgehend geschlossen (u.a. Hochkirch & Damerau 2009, Wissmann et al. 2009, Poniowski et al. 2012, Poniowski et al. 2018a, Löffler et al. 2019, Poniowski et al. 2020, Fartmann et al. 2021a). Der langfristige Bestandstrend wurde daher von stabil in deutliche Zunahme angepasst (vgl. Maas et al. 2011). Auf Basis der TK25-Rasterfelder gilt *R. roeselii* inzwischen als die häufigste Art Deutschlands (siehe Kap. 2.3.2). Eine kurzfristige Zunahme ist somit nur noch sehr regional – z.B. in den höheren Lagen einiger Mittelgebirge – möglich. Dement-

sprechend wurde für den kurzfristigen Bestandstrend lediglich eine Bestandsveränderung von +8,1 % berechnet. Dies entspricht der Kriterienklasse „stabil“. Aus Sicht des Autorenteam ist diese Bestandsentwicklung plausibel.

*Ruspolia nitidula* (Große Schiefkopfschrecke) – **Gef.:** *Ruspolia nitidula* kam bis Anfang der 2000er-Jahre nur sehr lokal in der Bodenseeregion vor (Maas et al. 2002, Fischer et al. 2020) (zwei besetzte TK25-Rasterfelder: Nr. 8323 und 8423). Danach breitete sich die Art im Bodenseebecken und der Oberrheinebene stark aus (Treiber 2016, Poniowski et al. 2018a, Hafner & Zimmermann 2019). Im Jahr 2011 gelangen die ersten Nachweise für Rheinland-Pfalz (Röller 2011, Schirmel & Niehuis 2011, Renker et al. 2019) sowie 2018 für Hessen (S. Stübing, schriftl. Mitteilung 2019) und das Saarland (R. Klein, FFIPs, 2018). Für den Niederrhein (Nordrhein-Westfalen) konnte im Sommer 2021 ein Männchen nachgewiesen werden (P. Kolshorn, schriftl. Mitteilung 2021). Inzwischen besetzt die Art 86 TK25-Rasterfelder in Deutschland. Für den kurzfristigen Bestandstrend wurde folglich eine deutliche Zunahme berechnet. Die starke Ausbreitung in den letzten 20 Jahren wirkt



**Abb. 7:** Die Bestände der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) sind stark rückläufig. In Kombination mit ihrer Seltenheit und der kurzfristig mäßigen Abnahme gilt sie in Deutschland als stark gefährdet. (Foto: Thomas Fartmann)

sich auch auf den langfristigen Bestandstrend aus: Das Autorenteam geht langfristig ebenfalls von einer deutlichen Zunahme aus (vgl. Maas et al. 2011).

*Sphingonotus caerulans* (Blaüflügelige Sandschrecke) – **Gef.:** *Sphingonotus caerulans* musste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts starke Bestandseinbußen hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020). Im Zuge des Klimawandels breitet sich die Art in Deutschland aber wieder aus (Wranik & Lange 2007, Kronshage 2009, Haaks et al. 2014, Kettermann & Fartmann 2018, Poniatowski et al. 2018a, Poniatowski et al. 2020, Zahn 2020). Auf Bundesebene gilt *S. caerulans* inzwischen nicht mehr als selten, sondern als mäßig häufig. Berechnet wurde eine kurzfristige Bestandsveränderung von +30 %. Dies entspricht einer deutlichen Zunahme. Die aktuelle Bestandsentwicklung wirkt sich auch auf den langfristigen Bestandstrend aus: Es wird jetzt nicht mehr von einem starken Rückgang (vgl. Maas et al. 2011), sondern nur noch von einem mäßigen Rückgang ausgegangen. Ob diese positive Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren anhält, bleibt abzuwar-

ten. Dies wird im starken Maße von der Verfügbarkeit besiedelbarer Habitats abhängen. Hierzu zählen hauptsächlich Standorte mit sehr spärlichem Bewuchs wie Silbergrasfluren, Schotterbänke, Gleisanlagen, Industriebrachen, Steinbrüche sowie Sand- und Kiesgruben (Maas et al. 2002, Straube 2013, Kettermann & Fartmann 2018, Fischer et al. 2020).

*Stauroderus scalaris* (Gebirgsgrashüpfer) – **Gef.:** *Stauroderus scalaris* kam historisch auch in Nord- und Mitteldeutschland vor (Maas et al. 2002). Diese Populationen, bei denen es sich vermutlich um isolierte Reliktorkommen handelte (Grein 2010), sind schon lange erloschen (insgesamt vier TK25-Rasterfelder). Im derzeitigen Kernverbreitungsgebiet (Schwäbische Alb und Schwarzwald) sind die Bestände der Art stabil bzw. es sind sogar lokale Ausbreitungstendenzen erkennbar. So wurde für den kurzfristigen Bestandstrend eine deutliche Zunahme ermittelt. Statt 23 TK25-Rasterfeldern (1990er-Jahre) sind inzwischen 31 Rasterfelder besetzt. Allerdings gibt es einige Nachweise für den aktuellen Zeitraum (2000 bis 2020), die außerhalb des Kernverbreitungsgebietes liegen und in den letzten Jahren nicht mehr



**Abb. 8:** Roesels Beißschrecke (*Roeseliana roeselii*) – hier ein langflügeliges Weibchen – hat sich innerhalb der letzten Jahrzehnte in Nordwestdeutschland stark ausgebreitet. Mittlerweile ist sie die Art mit der höchsten Rasterfrequenz. (Foto: Dominik Poniatowski)

bestätigt wurden (vgl. Detzel et al. 2022). *S. scalaris* ist sehr mobil. Daher lassen sich hin und wieder Einzeltiere fernab von etablierten Populationen beobachten. Manchmal werden auch neue Populationen gegründet. Sie sind vermutlich Teil einer großen Metapopulation (vgl. Carlsson & Kindvall 2001) und somit auf die Einwanderung von Individuen aus größeren Populationen angewiesen. Bleibt dieser Zustrom aus, verschwinden die kleinen Populationen nach einigen Jahren wieder. Zur Bestandssituation in den Allgäuer Alpen – dem dritten Verbreitungsgebiet in Deutschland – ist wenig bekannt (vgl. Voith et al. 2016). Im Sommer 1997 konnte zuletzt Bolz (1997) an den Westhängen des Rappenalperts drei Individuen nachweisen (TK25 Nr. 8727). Weitere lokale Vorkommen im Allgäu hält Bolz (2003) aber für wahrscheinlich. Die nächste bekannte Population befindet sich am Lachenkopf im Lechtal (Nordtirol) in unmittelbarer Nähe zur deutsch-österreichischen Grenze. Zuletzt wurden von dort Funde aus den Jahren 2018 und 2022 gemeldet (Observation.org 2018–2020). Vor dem Hintergrund der aktuellen Bestandentwicklung in Deutschland (siehe oben) hat das Autorenteam für den kurzfristigen Bestandstrend die berechnete Zunahme in stabil korrigiert. Langfristig ist wie bei Detzel et al. (2022) von einem mäßigen Rückgang auszugehen.

*Stenobothrus crassipes* (Zwerggrashüpfer) – **Gef.:** *Stenobothrus crassipes* ist in Deutschland extrem selten. Zurzeit liegen Nachweise für sechs TK25-Rasterfelder vor: einerseits am Kyffhäuser und an der Hainleite (Köhler 1985, Köhler 2001, Schädler 2004, Wallaschek 2013, Köhler & Berger 2017, Wallaschek 2020, Weipert & Köhler 2022), andererseits am Huy im nördlichen Harzvorland (Schädler 2009, Wallaschek 2013, Wallaschek 2020). Bis in die 1990er-Jahre waren nur drei Rasterfelder mit Vorkommen der Art bekannt (Maas et al. 2002); erst danach wurden jene am Huy entdeckt (Schädler 2009). Vermutlich existieren die Populationen schon seit sehr langer Zeit und wurden lange übersehen bzw. blieben unentdeckt. Der Zwerggrashüpfer ist kurzflügelig und somit flugunfähig. In beiden Regionen gibt es bisher keine Hinweise auf Zunahmen oder Ausbreitungen (Wallaschek 2013, Köhler & Berger 2017, Köhler 2020, Wallaschek 2020). Der kurzfristige Bestandstrend wurde daher als stabil gesetzt. Langfristig ist von einem mäßigen Rückgang auszugehen, da viele Magerrasen – insbesondere am

Huy – verbuscht sind oder aufgeforstet wurden (Schädler 2009) und damit ihre Eignung als Habitat verloren haben. Grundsätzlich wäre ein langfristiges Monitoring dieser extrem seltenen Art wünschenswert, da zur Bestandsentwicklung auf Populationsebene kaum etwas bekannt ist. **Verantw.:** *S. crassipes* kommt in Deutschland nur mit kleinen isolierten Populationen auf Trockenrasen (Schädler 2009) am Kyffhäuser, an der Hainleite und am Huy vor (siehe artspezifischer Kommentar zur Gefährdung). Der Anteil am Weltbestand ist somit gering (Kriterium 1: A0). Die Vorkommen können aber als hochgradig isolierte Vorposten angesehen werden (Kriterium 2: Li), da die Art flugunfähig ist und sich der Arealrand in mehr als 450 km Entfernung im Süden Tschechiens und im Osten Österreichs befindet (Zuna-Kratky et al. 2009, Kočárek et al. 2013). In Kombination mit dem Kriterium 3 (G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016) ist Deutschland in besonderem Maße für diese hochgradig isolierten Vorposten verantwortlich (siehe auch Detzel & Maas 2004).

*Stenobothrus lineatus* (Heidegrashüpfer) – **Tax.:** Das Jahr der Erstbeschreibung ist in der Originalpublikation nicht eindeutig feststellbar und kann nur über Sekundärquellen ermittelt werden. Gemäß Coray & Lehmann (1998) wird das Jahr daher in eckige Klammern gesetzt. **Gef.:** Langfristig ist wie bei Maas et al. (2011) von einem Bestandsrückgang auszugehen, da wichtige Habitate wie Magerrasen und Zwergstrauchheiden (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts großflächig in andere Nutzungsformen überführt wurden (u.a. WallisDeVries et al. 2002, Fartmann 2017, Löffler et al. 2020, Fartmann et al. 2021b). Gegenüber der Schwesterart *Stenobothrus nigromaculatus* (siehe unten) ist der Rückgang aber nur mäßig, da *Stenobothrus lineatus* etwas höherwüchsige Magerrasen präferiert und eine mangelnde Habitatpflege besser toleriert als *S. nigromaculatus* (vgl. Behrens & Fartmann 2004b). Kurzfristig zeichnet sich hingegen kein klares Muster ab: Während die Bestände in mehreren Ländern abnehmen (Voith et al. 2016, Detzel et al. 2022, Pfeifer et al. 2019), konnten für einige Regionen im Südwesten und Norden Deutschlands deutliche Zunahmen dokumentiert werden (Löffler et al. 2019, Hafner & Zimmermann 2019, Fumy et al. 2020, C. Winkler, schriftl. Mitteilung 2023). Laut der Berechnung ist der kurzfristige Bestandstrend stabil. Vor dem

Hintergrund der regional teilweise sehr konträren Beobachtungen zur Bestandsentwicklung, hält das Autorenteam die Berechnung für plausibel.

*Stenobothrus nigromaculatus* (Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer) – **Gef.:** *Stenobothrus nigromaculatus* stellt gegenüber seinen beiden Schwesterarten *Stenobothrus lineatus* und *Stenobothrus stigmaticus* die höchsten Ansprüche an den Lebensraum: Bevorzugt werden sehr niedrig-wüchsige, oft horstgrasreiche Magerrasen, die sich durch offene Bodenstellen und eine ausreichende Flächengröße auszeichnen (Dolek et al. 2003, Behrens & Fartmann 2004b, Köhler 2021b). Wichtig in diesem Zusammenhang ist eine extensive Beweidung, da hierdurch die erforderliche Habitatstruktur erhalten wird (Dolek 1994, Dolek et al. 2003, Behrens & Fartmann 2004a, Weipert & Köhler 2022). Im Zuge des Landnutzungswandels wurde die Beweidung von Magerrasen allerdings in weiten Teilen Deutschlands aufgegeben (u.a. Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Viele Habitate von *S. nigromaculatus* sind inzwischen verbuscht oder wurden aufgeforstet (Dolek et al. 2003, Detzel et al. 2022, Schlumprecht et al. 2022). Die Art musste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts daher erhebliche Bestandseinbußen hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020). Innerhalb der besetzten TK25-Rasterfelder sind meist nur noch wenige Vorkommen übrig (u.a. Dolek et al. 2003, Niehuis et al. 2011a). Oft handelt es sich um individuenarme Populationen (< 100 Exemplare), die akut vom Aussterben bedroht sind (Detzel 1998, Richter 2004, Döler & Detzel 2008, Niehuis & Pfeifer 2011, Lehmann et al. 2016). Der langfristige Bestandstrend wird daher als stark rückläufig eingeschätzt. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine mäßige Abnahme (Bestandsveränderung: -18 %). Auf Populationsebene ist das Ausmaß der Abnahme aber deutlich dramatischer. Bei einer Kontrolle der 81 bekannten Vorkommen in Nordbayern konnten nur noch 44 Vorkommen (54 %) bestätigt werden (Schlumprecht et al. 2022). Für Baden-Württemberg gehen Detzel et al. (2022) von einer sehr starken Abnahme aus. In Rheinland-Pfalz ist das Ausmaß der Abnahme unbekannt (Pfeifer et al. 2019). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend wurde daher von der Kriterienklasse „mäßige Abnahme“ in „starke Abnahme“ korrigiert. Wenn sich die negative Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren weiter fortsetzt, ist

bei der nächsten Revision der Roten Liste von einer Heraufstufung der Gefährdungskategorie auszugehen. *S. nigromaculatus* wäre dann vom Aussterben bedroht. Aktuell stellen für die noch bestehenden Populationen – neben einer starken Verinselung – insbesondere die Vermoosung und Versaumung der Habitate eine erhebliche Gefährdung dar (vgl. Detzel et al. 2022, Schlumprecht et al. 2022). Dem kann eine intensivere Beweidung entgegenwirken. Eine Pflegemahd ist hingegen keine Alternative, da sie die Vermoosung begünstigt (siehe auch Kap. 5).

*Stenobothrus stigmaticus* (Kleiner Heidegrashüpfer) – **Gef.:** Langfristig ist mit einem Bestandsrückgang zu rechnen, da wichtige Habitate wie Magerrasen und Zwergstrauchheiden (Maas et al. 2002, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts großflächig vernichtet wurden (u.a. WallisDeVries et al. 2002, Fartmann 2017, Löffler et al. 2020, Fartmann et al. 2021a). Der langfristige Bestandsrückgang ist vermutlich nur mäßig, da *Stenobothrus stigmaticus* sehr geringe Flächenansprüche hat: Laut Behrens & Fartmann (2004b) besiedelt die Art in der Medebacher Bucht (Südwestfalen/Nordhessen) Lebensräume bis zu einer Untergrenze von 50 m<sup>2</sup> (Median: 300 m<sup>2</sup>). Die zehn kleinsten Habitate in Bayern haben eine Flächengröße von 80 bis 2.000 m<sup>2</sup> (Sachteleben 2003). Buchweitz (1998) gibt für Baden-Württemberg ein Minimalareal von unter 100 m<sup>2</sup> an. Die Art kann sich somit länger in kleinflächigen Habitatinseln halten als die Schwesterarten *Stenobothrus lineatus* und *Stenobothrus nigromaculatus*, die beide etwas höhere Flächenansprüche haben (Dolek et al. 2003, Behrens & Fartmann 2004b). Voraussetzung für ein Vorkommen von *S. stigmaticus* innerhalb von Reliktflächen ist eine dauerhaft hohe Habitatqualität. Die Art präferiert niederwüchsige Horstgrasrasen, die in der Regel vergleichsweise intensiv beweidet werden (Buchweitz 1998, Behrens & Fartmann 2004a, Behrens & Fartmann 2004b). Kurzfristig ist von einer mäßigen Abnahme auszugehen. Berechnet wurde eine Bestandsveränderung von -16 %. Aus Sicht des Autorenteam ist dieser Wert realistisch. In mehreren Ländern Deutschlands nehmen die Bestände derzeit ab (u.a. Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019, Detzel et al. 2022). Wenn sich die negative Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren weiter fortsetzt, muss bei der nächsten Revision der Roten Liste die Gefährdungskategorie vermutlich angepasst werden.

*Stethophyma grossum* (Sumpfschrecke) – **Gef.:** Die Eier von *Stethophyma grossum* besitzen nur eine sehr geringe Trockenresistenz (Ingrisch 1983). Die Art gilt daher als typischer Vertreterin des Feuchtgrünlandes (Marzelli 1997). Im Zuge des Landnutzungswandels wurden viele Lebensräume vernichtet. Insbesondere die Intensivierung der Grünlandnutzung hat zu dieser Entwicklung beigetragen (Dierschke & Briemle 2002, Fartmann et al. 2021b). Die Art musste daher bis in die 1990er-Jahre starke Bestandseinbußen hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005). In vielen älteren Roten Listen wird *S. grossum* demnach als gefährdet oder sogar als stark gefährdet geführt (u.a. Grenz & Malten 1996, Detzel & Wancura 1998b, Grein 2005, Volpers & Vaut 2011). Umso verwunderlicher ist es auf den ersten Blick, dass sich *S. grossum* in den letzten 20 Jahren bundesweit stark ausgebreitet hat (u.a. Trautner & Hermann 2008, Distel et al. 2010, Maciej et al. 2018, Poniatowski et al. 2018a, Fumy et al. 2020, Poniatowski et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022). Wahrscheinlich ist für diese Entwicklung der Klimawandel verantwortlich, der zu einer Mediterranisierung des Klimas in Deutschland mit nasserem Wintern und trocken-wärmeren Sommern führt: Gegenüber der äußerst anspruchsvollen Feuchtgrünlandart *Pseudochorthippus montanus* (siehe oben) ist *S. grossum* deutlich wärmeliebender und nicht dauerhaft auf eine hohe Habitatfeuchte angewiesen. *S. grossum* benötigt nur im Winterhalbjahr ausreichend Feuchtigkeit für eine erfolgreiche Embryonalentwicklung (Trautner & Hermann 2008, Poniatowski et al. 2018a). Im Frühjahr profitieren die Larven dann von der zumeist trocken-warmen Witterung: Die Sterblichkeit ist geringer und die Entwicklung wird beschleunigt (vgl. Trautner & Hermann 2008). Statt 723 TK25-Rasterfeldern (vor 1990) sind inzwischen 1.565 Rasterfelder (2000 bis 2020) in Deutschland besetzt. Die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine Bestandsveränderung von +30 %. Diese deutliche Zunahme relativiert den mäßigen Bestandsrückgang, den die Art ehemals erfahren hat (Maas et al. 2011). Inzwischen ist auch beim langfristigen Bestandstrend von einer deutlichen Zunahme auszugehen. Ob diese positive Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren anhält oder sich der Trend bald umkehrt, bleibt abzuwarten. Im Moment nehmen die Bestände in fast allen Ländern Deutschlands zu (u.a. Voith et al. 2016,

Pfeifer et al. 2019, Winkler & Haacks 2019, Köhler 2020, Detzel et al. 2022) oder sind stabil (Maas & Staudt 2020).

*Tessellana tessellata* (Braunfleckige Beißschrecke) – **Tax.:** Der wissenschaftliche Name dieser Art (ehemals *Platycleis tessellata* (Charpentier, 1825)) hat sich geändert. Die Korrektur basiert auf der Revision der Platycleidini (Massa & Fontana 2011). **Gef.:** *Tessellana tessellata* (Abb. 9) ist ein westmediterranes Faunenelement, das in Deutschland den nordöstlichen Arealrand erreicht (Fischer et al. 2020). Die wenigen bekannten Vorkommen beschränken sich alle auf die klimatisch begünstigte Oberrheinebene (Maas et al. 2002). Eine Häufung der Populationen ist insbesondere für die Freiburger Bucht und das Markgräfler Land festzustellen (Detzel et al. 2022). Zudem befindet sich am Kaiserstuhl eine individuenstarke Population (D. Poniatowski, eigene Beobachtung 2021). Aktuell liegen für die Art deutlich mehr Nachweise vor als für die 1990er-Jahre (neun vs. vier besetzte TK25-Rasterfelder). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend ist daher positiv. Aus Sicht des Autorenteam ist diese Zunahme plausibel. Als wärmeliebende Art hat *T. tessellata* in den letzten Jahren wahrscheinlich vom Klimawandel profitiert (vgl. Betzin & Neugebauer 2020, Detzel et al. 2022). Allerdings verfügt sie nur über eine geringe Mobilität. Eine aktive Ausbreitung ist daher nur kleinräumig möglich. Die kürzlich bei Kirrlach in Nordbaden entdeckte Population (TK25 Nr. 6717) – fernab der bislang bekannten Vorkommen (vgl. Maas et al. 2002) – könnte laut Betzin & Neugebauer (2020) auf einen passiven Transport von Eiern oder Imagines zurückzuführen sein. Unabhängig von der Art der Ausbreitung lässt sich kurzfristig eine Bestandszunahme feststellen, die sich auch auf den langfristigen Bestandstrend auswirkt: Es ist jetzt nicht mehr von einem sehr starken Rückgang (vgl. Maas et al. 2011), sondern von einem starken Rückgang auszugehen. Ob diese positive Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren anhält, bleibt abzuwarten. Einige Habitate der Art – wie Acker- und Industriebrachen (Fischer et al. 2020, Detzel et al. 2022) – unterliegen keinem gesetzlichen Schutz und sind daher durch Umbruch bzw. Überbauung bedroht.

*Tetrix bipunctata* (Zweipunkt-Dornschröcke) – **Gef.:** *Tetrix bipunctata* musste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts starke Bestandsrückgänge hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020). In vielen Bun-



**Abb. 9:** Die Braunfleckige Beißschrecke (*Tessellana tessellata*) ist in Deutschland nach wie vor extrem selten. Lediglich im Naturraum „Oberrheinisches Tiefland“ gibt es einige Populationen. Der kurzfristige Bestandstrend der Art ist derzeit positiv. Sie wurde daher von der Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ auf „Stark gefährdet“ herabgestuft. (Foto: Dominik Poniatowski)

desländern ist die Art daher stark gefährdet, vom Aussterben bedroht oder sogar ausgestorben (Wranik et al. 1997, Grein 2005, Volpers & Vaut 2011, Pfeifer et al. 2019, Winkler & Haacks 2019, Detzel et al. 2022). Die wenigen verbliebenen Populationen beschränken sich weitgehend auf Naturschutzgebiete und sind dementsprechend isoliert (vgl. Maas et al. 2002). Der langfristige Bestandsrückgang wird wie bei Maas et al. (2011) als stark rückläufig eingeschätzt. Kurzfristig ist von einer starken Abnahme auszugehen. Berechnet wurde eine Bestandsveränderung von  $-38\%$ . Aus Sicht des Autorenteam ist dieser Wert realistisch. Regional nimmt die Art ebenfalls stark oder sehr stark ab (Pfeifer et al. 2019, Detzel et al. 2022).

*Tetrix ceperoi* (Westliche Dornschröcke) – **Gef.:** *Tetrix ceperoi* wurde in Deutschland lange übersehen bzw. mit der Schwesterart *Tetrix subulata* verwechselt (Bellmann et al. 2019, Fischer et al. 2020). Trotz dieser Unsicherheit ist langfristig von einem mäßigen Rückgang auszugehen, da wichtige Habitate wie sandige Ufer von Klein-

gewässern und bäuerliche Sandgruben im Zuge von Flurbereinigungsverfahren beseitigt wurden (u.a. Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Zudem sind Habitate an Fließgewässern wie Sandufer und Schlammbänke durch den Gewässerbau verloren gegangen (Tockner & Stanford 2002). Aussagen zum kurzfristigen Bestandstrend sind hingegen schwierig. Den gehäuften Erstnachweisen in Nordwestdeutschland (u.a. K. Fuhrmann, schriftl. Mitteilung 2021, Garbelmann et al. 2021, M. Kettermann, schriftl. Mitteilung 2022, D. Poniatowski, eigene Beobachtung 2022) stehen starke Abnahmen in Baden-Württemberg gegenüber (Detzel et al. 2022). In Brandenburg und Sachsen kann aufgrund der unzureichenden Datenlage nur eine Gefährdung unbekanntes Ausmaßes festgehalten werden (Klatt et al. 1999, Klaus & Matzke 2010). Ein weiterer Verbreitungsschwerpunkt in Ostdeutschland ist Sachsen-Anhalt. Laut Wallaschek (2020) sind die Bestände dort gefährdet; Angaben zum kurzfristigen Bestandstrend liegen nicht vor. Abnahmen innerhalb der Bergbaufolgelandschaften sind aber wahrscheinlich,

da durch die Rekultivierung der Kippenflächen sowie die Flutung von Tagebauhohlformen und Restlöchern wertvolle Habitate verloren gegangen sind (vgl. Meyer et al. 2020). Zudem ist unklar, ob sich *T. ceperoi* derzeit in Nordwestdeutschland ausbreitet oder ob die Art dort lange übersehen wurde. Die Besiedelung junger Artenschutzgewässer im Münsterland (D. Poniatowski, eigene Beobachtung 2022) und zahlreicher offener Sandgruben im westlichen Niedersachsen (K. Fuhrmann und M. Kettermann, schriftl. Mitteilungen 2021 und 2022) sprechen für ein hohes Ausbreitungspotenzial der Art. Die Unsicherheiten sind aber zu groß, um den kurzfristigen Bestandstrend bundesweit einschätzen zu können. Hierfür reichen die verfügbaren Daten derzeit nicht aus.

*Tetrix subulata* (Säbel-Dornschröcke) – **Gef.:** *Tetrix subulata* hat sich im Zuge des Klimawandels – zumindest regional – ausgebreitet (Poniatowski et al. 2018a, Fartmann et al. 2021a, Ogan et al. 2022). Seit den 1980er-Jahren (vgl. Ingrisch 1981) ist die Art z.B. in Nordhessen und in die höheren Lagen des Sauerlandes eingewandert (Angersbach et al. 2008, Distel et al. 2010). Kurzfristige Zunahmen konnten auch für Rheinland-Pfalz, das Saarland und Schleswig-Holstein beobachtet werden (Pfeifer et al. 2019, Winkler & Haacks 2019, Maas & Staudt 2020). Der langfristige Bestandstrend wurde daher gegenüber Maas et al. (2011) von der Kriterienklasse „mäßiger Rückgang“ in „deutliche Zunahme“ angepasst. Mittlerweile ist *T. subulata* im Tiefland auf Rasterfeldbasis nahezu flächendeckend vertreten. Eine Ausbreitung findet nur noch sehr lokal in den höheren Lagen einiger Mittelgebirge statt (Poniatowski et al. 2018a). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend (Bestandsveränderung: +0,2 %) entspricht der Kriterienklasse „stabil“ und wird vom Autorenteam als realistisch eingeschätzt.

*Tetrix tenuicornis* (Langfühler-Dornschröcke) – **Tax.:** In der Originalpublikation (Sahlberg 1893) steht „Meddeladt den 7 mars 1891“ mit der Fußnote „Tryckningen fördröjd“. Der Druck hat sich aber bis 1893 verzögert. Nach der Empfehlung 22A.2 der ICZN sollte in solchen Fällen – wie auch in Coray & Lehmann (1998) erläutert – das Jahr der tatsächlichen Veröffentlichung angegeben werden. **Gef.:** Obwohl *Tetrix tenuicornis* aktuell als mäßig häufig gilt, ist langfristig von einem Bestandsrückgang auszugehen, da in weiten Teilen Deutschlands die wichtigsten Habitate der Art – basenreiche Trocken- und Halbtro-

ckenrasen (Fischer et al. 2020) – insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts großflächig verloren gegangen sind (u.a. WallisDeVries et al. 2002, Fartmann 2017, Löffler et al. 2020, Fartmann et al. 2021b). Gegenüber anderen Magerrasenarten wie *Psophus stridulus* (Abb. 7) oder *Stenobothrus nigromaculatus* hat *T. tenuicornis* allerdings einen deutlich geringeren Flächenanspruch. Die Art kann auf kleinsten Reliktflächen vorkommen, wenn diese zumindest lokal noch offene Bodenstellen aufweisen (D. Poniatowski & T. Fartmann, eigene unpublizierte Daten). Der langfristige Bestandstrend wird daher wie bei Maas et al. (2011) als mäßig rückläufig eingeschätzt. Kurzfristig zeichnet sich hingegen kein klares Muster ab: Während die Bestände in Baden-Württemberg stark abnehmen (Detzel et al. 2022), konnte für Thüringen eine deutliche Zunahme dokumentiert werden (Köhler 2020). In anderen Ländern gelten die Bestände als stabil (u.a. Voith et al. 2016, Pfeifer et al. 2019). Auf Bundesebene ist allerdings von einer mäßigen Abnahme auszugehen. Berechnet wurde eine Bestandsveränderung von –12 %. Gestützt wird dieses Ergebnis durch die Analyse von Poniatowski et al. (2020), die bundesweit geringe Bestandseinbußen ermitteln konnten.

*Tetrix tuerki* (Türks Dornschröcke) – **Gef.:** *Tetrix tuerki* musste im 20. Jahrhundert starke Bestandseinbußen hinnehmen (Maas et al. 2002, Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020). Mittlerweile gibt es nur noch wenige, isolierte Populationen, die sich auf zehn TK25-Rasterfelder verteilen. Die Bestände müssen daher langfristig als stark rückläufig eingeschätzt werden. In den letzten Jahren wurden allerdings für mehrere TK25-Rasterfelder Erstnachweise erbracht. Fuhrmann (2015) konnte die Art zum Beispiel im Jahr 2014 für einen Gewässerabschnitt der Ammer unterhalb von Schnalz (TK25 Nr. 8331) nachweisen. Vermutlich handelt es sich hierbei um alte Vorkommen, die bislang übersehen wurden. Eine Ausbreitung dieser wenig mobilen Art (Reinhardt et al. 2005, Poniatowski et al. 2020) ist sehr unwahrscheinlich. Grundsätzlich ist eher von einer Abnahme auszugehen. In den Alpen und im angrenzenden Alpenvorland hat insbesondere der Wasserbau zum Habitatverlust beigetragen (Kuhn 2005, Pfeuffer 2020, Fartmann et al. 2021b). *T. tuerki* ist in Deutschland im starken Maße auf dynamische Flussauen angewiesen (Fuhrmann 2015, Fischer et al. 2020). Laut Janßen (2003) konnten seit

1986 von 26 ehemals bekannten Populationen nur noch elf bestätigt werden. Voith et al. (2016) gehen in Bayern von einer starken Abnahme aus. Der berechnete kurzfristige Bestandstrend wurde daher von der Kriterienklasse „deutliche Zunahme“ in „mäßige Abnahme“ korrigiert.

*Tetrix undulata* (Gemeine Dornschrecke) – **Gef.:** *Tetrix undulata* besiedelt sehr unterschiedliche Lebensräume, sofern kleinräumig offene Bodenstellen vorhanden sind, die sich durch eine gewisse Bodenfeuchte auszeichnen. Typische Habitats können Abbauflächen, Feuchtwiesen, Gewässerufer, Moore und Waldränder sein (Fischer et al. 2020). Kurzfristig ist von einer mäßigen Abnahme auszugehen. Berechnet wurde eine Bestandsveränderung von –14 %. Dies deckt sich mit den Analysen von Poniatowski et al. (2020), die für die letzten Jahre ebenfalls Bestandseinbußen ermitteln konnten. Regionale Abnahmen wurden auch in Rheinland-Pfalz und Thüringen beobachtet (Pfeifer et al. 2019, Köhler 2020). *T. undulata* ist auf Basis der TK25-Rasterfelder aber nach wie vor häufig in Deutschland. Der langfristige Bestandstrend wird daher wie bei Maas et al. (2011) als stabil eingeschätzt. **Verantw.:** Der Arealanteil Deutschlands lässt sich nicht ganz sicher abschätzen, da die Ausdehnung der Vorkommen im europäischen Teil Russlands unklar ist (vgl. Maas et al. 2002). Für das Kriterium 1 (Anteil am Weltbestand) wurde daher die Kriterienklasse „A0 - 1“ vergeben. Die deutschen Vorkommen umfassen mehr als 10 % des Arealzentrums (vgl. GBIF.org 2021). Dies entspricht beim Kriterium 2 der Kriterienklasse „Lz“. In Kombination mit dem Kriterium 3 (G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016) ergibt dies die Kategorie „?““. Es ist somit unklar, ob für *Tetrix undulata* derzeit eine erhöhte Verantwortlichkeit besteht. Das Ergebnis weicht von der bisherigen Einstufung ab. Laut Maas et al. (2011) besteht nur eine allgemeine Verantwortlichkeit Deutschlands zur Erhaltung der Art (siehe auch Detzel & Maas 2004). Der Kenntnisstand hat sich gegenüber der vorherigen Roten Liste verbessert und es liegen nun präzisere Informationen über das Gesamtareal vor. Durch die zwischenzeitlich erfolgte Spezifizierung der Kriterienklassen konnte auch das Kriterium 2 gegenüber der letzten Roten Liste präziser ermittelt werden.

*Tettigonia cantans* (Zwitscherschrecke) – **Gef.:** Langfristig ist in Übereinstimmung mit Maas et al. (2011) von einem mäßigen Bestandsrückgang auszugehen, da wichtige Habitats wie Feuchtwie-

sen, Moore, Säume und Hochstaudenfluren (Maas et al. 2002, Wranik et al. 2008, Fischer et al. 2020) insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts im starken Maße an Fläche verloren haben (u.a. Fartmann 2017, Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b). Zudem könnte *Tettigonia cantans* zu den potenziellen Verlierern des Klimawandels gehören (Poniatowski et al. 2018a). Laut Ingrisch (1988) verfügen die Eier nur über eine geringe Trockenresistenz. Dürren stellen folglich eine große Gefahr für die Art dar (Poniatowski et al. 2018a). Regionale Abnahmen konnten bereits für Rheinland-Pfalz, den Nordschwarzwald und die benachbarten Vogesen dokumentiert werden (Hafner & Zimmermann 2019, Pfeifer et al. 2019, D'Agostino & Vacher 2021). Diese Entwicklung stimmt mit der Modellierung von Buse & Griebeler (2011) überein, die Bestandsabnahmen für Süddeutschland innerhalb der nächsten 20 bis 30 Jahre prognostizieren. Der berechnete kurzfristige Bestandstrend wurde daher von der Kriterienklasse „stabil“ in „mäßige Abnahme“ angepasst.

*Tettigonia caudata* (Östliches Heupferd) – **Gef.:** *Tettigonia caudata* ist ein euroasiatisches Faunenelement, das in Ostdeutschland an seine westliche Verbreitungsgrenze stößt (Bellmann et al. 2019, Fischer et al. 2020). Neben wenigen Funden in Sachsen-Anhalt und Sachsen sind insbesondere für Berlin und Brandenburg einige Vorkommen bekannt (Fartmann 1997b, Maas et al. 2002, Wallaschek et al. 2004, Schirmel & Fartmann 2013). Leider lässt sich mit den verfügbaren Daten der kurzfristige Bestandstrend nicht berechnen. Abnahmen sind aber wahrscheinlich. Laut R. Klatt (mündl. Mitteilung 2022) konnten mehrere Populationen in den letzten Jahren nicht bestätigt werden. Viele Stilllegungsflächen, von denen die Art nach der Wende profitiert hat, wurden inzwischen in eine Nutzung überführt (Fartmann et al. 2021b). Sie sind als Reproduktionshabitat nicht mehr geeignet. Zu den typischen Lebensräumen zählen Brachen, ruderaler Säume, Ruderalfluren sowie staudenreiche Feld- und Wegränder (Fischer et al. 2020). Da sich die Abnahmen derzeit nicht quantifizieren lassen, muss für den kurzfristigen Bestandstrend von einer Abnahme unbekanntes Ausmaßes ausgegangen werden.

*Tettigonia viridissima* (Grünes Heupferd) – **Tax.:** Der Autorenname und das Jahr wurden in Klammern gesetzt, da die Art in ihrer Erstbeschreibung der Gattung *Gryllus* zugeordnet wurde (Linnaeus 1758). **Gef.:** *Tettigonia viridissima* gehört

auf Basis der TK25-Rasterfelder hinter *Roeseliana roeselii* (Abb. 8), *Chorthippus biguttulus* und *Pseudochorthippus parallelus* zu den häufigsten Arten Deutschlands (siehe Kap. 2.3.2). Langfristig können die Bestände weiterhin als stabil eingeschätzt werden (vgl. Maas et al. 2011). Der berechnete kurzfristige Bestandstrend entspricht – wie in vielen Ländern Deutschlands (Voith et al. 2016, Winkler & Haacks 2019, Pfeifer et al. 2019, Maas & Staudt 2020, Detzel et al. 2022) – der Kriterienklasse „stabil“. Regional konnten sogar Zunahmen festgestellt werden (Löffler et al. 2019, Köhler 2020, Fartmann et al. 2021a).

*Troglophilus neglectus* (Krauss' Höhlenschrecke) – **Gef.:** *Troglophilus neglectus* ist eine Höhlenschrecke, deren Verbreitungsgebiet von Nordostitalien und Südösterreich bis auf den Zentralbalkan reicht (Bellmann et al. 2019). Die Vorkommen nördlich der Alpen sind stark isoliert und vermutlich auf Einschleppung oder Ansalbung zurückzuführen. Dies wird auch für viele der deutschen Vorkommen angenommen (Zinke 2000, Heusinger & Gebhardt 2003, Pfeifer et al. 2011). Aktuelle Nachweise der bekannten Populationen liegen aus dem Jahr 2020 für das Mayener Grubenfeld in Rheinland-Pfalz (K. Fuhrmann, schriftl. Mitteilung 2021) und das Elbsandsteingebirge in Sachsen vor (R. Moritz und M. Nuß, schriftl. Mitteilungen 2020 und 2021). In Sachsen wurde jüngst ein weiteres Vorkommen der Art in einem Fledermausquartier im Schloss Borthen südlich von Dresden entdeckt (Moritz et al. 2022). Der Fundort (TK25 Nr. 5048) befindet sich etwa 20 km nordwestlich der bekannten Populationen rund um Königstein. Das bekannte Vorkommen in einer Karsthöhle im Fichtelgebirge (Bayern) wurde zuletzt im Jahr 2022 bestätigt (J. Fischer, schriftl. Mitteilung 2023). Der Bestand gilt als stabil. Ein weiteres bayerisches Vorkommen wurde 2019 im Landkreis Eichstätt entdeckt (TK25 Nr. 7132) (J. Voith, schriftl. Mitteilung 2022). Ob es sich hierbei um ein altes, bislang unentdecktes Vorkommen handelt oder die Art erst kürzlich eingeschleppt wurde, muss noch geklärt werden. Starke Bestandsveränderungen sind derzeit unwahrscheinlich. Sowohl der langfristige als auch der kurzfristige Bestandstrend werden daher wie bei Maas et al. (2011) als stabil gesetzt. **Verantw.:** *T. neglectus* kommt in Deutschland nur sehr isoliert in einigen Höhlen und Stollen vor (siehe artspezifischer Kommentar zur Gefährdung). Der Anteil am Weltbestand ist somit gering (Kriterium 1: A0). Ob eine hochgradige Iso-

lation der Vorkommen vorliegt (Kriterium 2: Li) ist unklar, da in vielen Fällen ein natürliches Vorkommen angezweifelt wird (Zinke 2000, Heusinger & Gebhardt 2003, Pfeifer et al. 2011). Die Lage im Areal kann daher nicht sicher eingeschätzt werden (Kriterium 2: L?). In Kombination mit dem Kriterium 3 (G\*) (vgl. Hochkirch et al. 2016) besteht möglicherweise eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands zur weltweiten Erhaltung der Art (Kategorie: „?“). Das Ergebnis weicht von der bisherigen Einstufung ab. Laut Maas et al. (2011) hat Deutschland für diese Art nur eine allgemeine Verantwortlichkeit (siehe auch Detzel & Maas 2004). Durch die zwischenzeitlich erfolgte Spezifizierung der Kriterienklassen konnte das Kriterium 2 gegenüber der letzten Roten Liste präziser ermittelt werden.

## Fangschrecken (Mantodea)

*Mantis religiosa* (Europäische Gottesanbeterin) – **Gef.:** *Mantis religiosa* ist eine sehr wärmeliebende Fangschrecke, die sich – ausgehend von ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet in Südwestdeutschland – seit etwa 20 Jahren in Deutschland stark ausgebreitet hat. Beobachtungen von Neuansiedlungen liegen für Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen vor (u.a. Ehrmann 2011, Pfeifer 2012, Landeck et al. 2013, Pfeifer 2014, Schwarz et al. 2017, Hartmann et al. 2018, Schädler et al. 2019, Stübing et al. 2019a, Stenger 2020, Hochkirch et al. 2020). Ehemals waren 34 TK25-Rasterfelder besiedelt, nun sind es 338 Rasterfelder. In Einzelfällen kann es sich hierbei um gewollte oder ungewollte Verschleppung handeln. Die flächige Ausbreitung der Art in weiten Teilen Süd- und Ostdeutschlands lässt sich aber nur mit einem günstigeren Großklima im Zuge des Klimawandels erklären (vgl. Ehrmann 2011, Stübing et al. 2019a, Stenger 2020). Vor diesem Hintergrund ist die Berechnung des kurzfristigen Bestandstrends (deutliche Zunahme) realistisch. Langfristig ist ebenfalls von einer deutlichen Zunahme auszugehen.

## 4 Auswertung

Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Gefährdungsanalyse. Nähere Informationen zu der Bewertung einzelner Arten sind in den artspezifischen Kommentaren zu finden.

### 4.1 Auswertung nach Rote-Liste-Kategorie

Im Rahmen der Gefährdungsanalyse wurden 83 Heuschrecken- und Fangschreckenarten Rote-Liste-Kategorien zugewiesen (Tab. 5). Ungefährdet sind derzeit 41 Arten (Tab. 6); dies entspricht 49,4 % der in Deutschland einheimischen Arten. Weitere 9 Arten (10,8 %) sind bundesweit noch nicht bestandsgefährdet im Sinne der Rote-Liste-Kategorien, stehen aber auf der Vorwarnliste. Hierzu gehören beispielsweise *Bicolorana bicolor*, *Metrioptera brachyptera*, *Myrmeleotettix maculatus* und *Omocestus viridulus*. Zu den bestandsgefährdeten Arten zählen 26 der 83

bewerteten Arten (31,3 %). Hiervon gelten 10 Arten (12,0 %) als gefährdet, 10 (12,0 %) als stark gefährdet und mit *Arcyptera fusca*, *Bryodemella tuberculata*, *Chorthippus pullus* (Abb. 10), *Gampsocleis glabra* (Abb. 4), *Modicogryllus frontalis* und *Tetrix tuerki* sind 6 Arten (7,2 %) vom Aussterben bedroht. Als ausgestorben oder verschollen müssen inzwischen nicht nur *Arcyptera microptera* (letzter Nachweis: 1957), *Epacromius tergestinus* (letzter Nachweis: 1941) und *Locusta migratoria* (letzter Nachweis der sesshaften Phase: 1932), sondern nun auch *Montana montana* (letzter Nachweis: 2000) eingestuft werden. *Troglophilus neglectus* und *Chorthippus eisentrauti* erhalten die Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“. Die Bestände beider Arten sind stabil, aber es gibt nur sehr wenige bekannte Populationen. *Acheta domesticus* musste als einzige Art der Rote-Liste-Kategorie „Daten unzureichend“ zugeordnet werden (siehe auch Kap. 4.2.2 und Kap. 4.2.3).

Tab. 6: Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa und der Rote-Liste-Kategorien.

| Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa        |                                 | absolut | prozentual |
|---|---------------------------------|---------|------------|
| Gesamtzahl etablierter Taxa                     |                                 | 83      | 100,0 %    |
| Neobiota  |                                 | 0       | 0,0 %      |
| Indigene und Archäobiota                        |                                 | 83      | 100,0 %    |
| bewertet  |                                 | 83      | 100,0 %    |
| nicht bewertet (♦)                              |                                 | 0       | 0,0 %      |
| Bilanzierung der Rote-Liste-Kategorien          |                                 | absolut | prozentual |
| Gesamtzahl bewerteter Indigener und Archäobiota |                                 | 83      | 100,0 %    |
| 0   | Ausgestorben oder verschollen   | 4       | 4,8 %      |
| 1   | Vom Aussterben bedroht          | 6       | 7,2 %      |
| 2   | Stark gefährdet                 | 10      | 12,0 %     |
| 3   | Gefährdet                       | 10      | 12,0 %     |
| G   | Gefährdung unbekanntes Ausmaßes | 0       | 0,0 %      |
| Bestandsgefährdet                               |                                 | 26      | 31,3 %     |
| Ausgestorben oder bestandsgefährdet             |                                 | 30      | 36,1 %     |
| R   | Extrem selten                   | 2       | 2,4 %      |
| Rote Liste insgesamt                            |                                 | 32      | 38,6 %     |
| V   | Vorwarnliste                    | 9       | 10,8 %     |
| ★   | Ungefährdet                     | 41      | 49,4 %     |
| D   | Daten unzureichend              | 1       | 1,2 %      |



Abb. 10: Die Bestandsentwicklung des sehr seltenen Kiesbank-Grashüpfers (*Chorthippus pullus*) ist in Deutschland nach wie vor negativ. In dieser Roten Liste muss die Art daher immer noch als vom Aussterben bedroht angesehen werden. (Foto: Thomas Fartmann)

## 4.2 Auswertung der Kriterien

### 4.2.1 Aktuelle Bestandssituation

Als sehr häufig gelten derzeit 6 Arten. Ihre Rasterfrequenzen betragen mehr als 66,7 %. Hierzu zählen zum Beispiel *Roeseliana roeselii* (81,5 %) (Abb. 8), *Chorthippus biguttulus* (81,3 %) und *Pseudochorthippus parallelus* (79,1 %). Im Vergleich zu Maas et al. (2011) ist *Pholidoptera griseoptera* (aktuell 72,5 %) neu in dieser Kriterienklasse. Die Art breitet sich seit einigen Jahren regional aus (u.a. Poniowski et al. 2018a, Löffler et al. 2019, Fartmann et al. 2021a) und hat dadurch den Sprung von häufig zu sehr häufig geschafft. Zu den häufigen Arten zählen 15 Taxa. Sie haben alle eine Rasterfrequenz von mehr als 33,3 %. Mit *Phaneroptera falcata* (44,5 %), *Gryllus campestris* (39,5 %) und *Oedipoda caerulescens* (36,5 %) sind 3 Arten erstmalig in dieser Kriterienklasse vertreten. Sie konnten seit der letzten Roten Liste (Maas et al. 2011) ihre Areale in einigen Regionen Deutschlands deutlich ausweiten (u.a. Handke et al. 2011, Pfeifer 2012, Wranik 2017, Poniowski et al. 2018a, Fumy et al. 2020, Schuhmacher & Kelm 2021). Die meisten Arten versammeln sich in der Kriterienklasse „mä-

ßig häufig“ (Rasterfrequenz: 9,9 bis 33,3 %). Sie umfasst insgesamt 20 Arten. Einige davon waren ehemals häufiger. Sie mussten in den letzten Jahren aber (weitere) Bestandseinbußen hinnehmen und gelten aktuell nur noch als mäßig häufig. Hierzu zählen *Pseudochorthippus montanus* (31,5 %) (Abb. 11), *Myrmeleotettix maculatus* (30,5 %), *Metrioptera brachyptera* (27,7 %) und *Chorthippus apricarius* (26,9 %) (vgl. Poniowski et al. 2020, Ogan et al. 2022, Thorn et al. 2022).

Gleichzeitig sind in dieser Kriterienklasse einige Arten vertreten, die ihre Rasterfrequenz erhöht haben. Besonders stark hat sich in den letzten Jahren *Meconema meridionale* (19,1 %) ausgebreitet (Gottfried & Kästner 2009, Pfeifer 2012, Wranik 2017, Poniowski et al. 2018a). In Maas et al. (2011) galt die Art noch als sehr selten. Expandiert haben zudem *Oecanthus pellucens* (Abb. 6) und *Sphingonotus caerulans* (Messer & Kladny 2017, Kettermann & Fartmann 2018, Stübing et al. 2019b, Zahn 2020). Beide Arten wurden zuvor als selten eingestuft (Maas et al. 2011). Sie weisen inzwischen eine Rasterfrequenz von 15,2 bzw. 13,1 % auf. Als selten gelten aktuell 18 Arten (Rasterfrequenz: 2,0 bis 9,9 %). Diese Kriterienklasse beinhaltet auch *Stenobothrus stigmaticus*. Obwohl die Art eine Rasterfrequenz von

10,1 % hat, wurde sie aufgrund von Expertenwissen der Kriterienklasse „selten“ zugeordnet. Viele Vorkommen der Art sind sehr klein und isoliert. Oft gibt es nur eine oder wenige Populationen pro TK25-Rasterfeld (u.a. Poniatowski & Fartmann 2006, Angersbach et al. 2008, Distel et al. 2010, siehe auch artspezifischer Kommentar). Mit *Calliptamus italicus* (6,7 %) (Abb. 3), *Mecostethus parapleurus* (5,4 %), *Ruspolia nitidula* (3,0 %) und *Phaneroptera nana* (2,6 %) umfasst diese Kriterienklasse aber auch einige Arten, die zuletzt eine positive Bestandsentwicklung gezeigt haben (Poniatowski et al. 2018a, Hafner & Zimmermann 2019, Renker et al. 2019, Schädler et al. 2019, Stübing et al. 2019b, Paulus 2021, siehe auch artspezifische Kommentare). So haben diese Arten gegenüber der vorherigen Roten Liste (Maas et al. 2011) den Sprung von sehr selten oder sogar extrem selten zu selten geschafft. Im unteren Bereich der Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation gibt es keine nennenswerten Veränderungen gegenüber Maas et al. (2011). Zu beachten ist aber, dass *Oedipoda germanica* mit einer Rasterfrequenz von 2,8 % der Kriterienklasse „sehr selten“ (Rasterfrequenz: > 0,33 bis 2,0 %) zugeordnet wurde. Die manuelle Korrektur begründet sich mit den zumeist stark isolierten Vor-

kommen der Art. Oft tritt *Oedipoda germanica* nur mit einer oder sehr wenigen Populationen pro TK25-Rasterfeld auf (Köhler 2001, Dolek 2003, Niehuis et al. 2011b, Detzel et al. 2022, siehe auch artspezifischer Kommentar). Als sehr selten gelten beispielsweise auch *Polysarcus denticauda* (1,5 %), *Ephippiger diurnus* (1,3 %) und *Podisma pedestris* (0,7 %). Insgesamt umfasst die Kriterienklasse „sehr selten“ 13 Arten. Zu den extrem seltenen Arten zählen 7 Taxa. Sie treten in weniger als 10 Rasterfeldern auf (Rasterfrequenz: > 0,0 bis 0,33 %). Beispiele wären *Gampsocleis glabra* (0,28 %) (Abb. 4), *Stenobothrus crassipes* (0,21 %) und *Arcyptera fusca* (0,18 %). Als ausgestorben oder verschollen müssen *Arcyptera microptera*, *Epacromius tergestinus* und *Locusta migratoria* angesehen werden. Dies gilt inzwischen wohl auch für *Montana montana*. Die Art konnte nach ihrer Wiederentdeckung Mitte der 1990er Jahre (Haupt 1995) nur noch wenige Jahre lang nachgewiesen werden (siehe Kap. 3, artspezifischer Kommentar).

#### 4.2.2 Langfristiger Bestandstrend

Langfristige Bestandsrückgänge konnten für 39 der 83 etablierten Arten (47,0 %) ermittelt



**Abb. 11:** Der Sumpfgrashüpfer (*Pseudochorthippus montanus*) musste in den letzten Jahren starke Bestandsabnahmen hinnehmen. Insbesondere im Tiefland sind inzwischen zahlreiche Populationen verschwunden. Die Art gilt daher als gefährdet. (Foto: Dominik Poniatowski)



**Abb. 12:** Der Rotleibige Grashüpfer (*Omocestus haemorrhoidalis*) gehört zu den Arten, die langfristig starke Bestandsrückgänge verzeichnen mussten. In der aktuellen Roten Liste wird er weiterhin als gefährdet geführt. (Foto: Dominik Poniatowski)

werden (siehe Kap. 3, artspezifische Kommentare). Innerhalb dieser Artengruppe lassen sich für *Bryodemella tuberculata*, *Chorthippus pullus* (Abb. 10), *Gampsocleis glabra* (Abb. 4), *Modicogryllus frontalis* und *Podisma pedestris* sehr starke Rückgänge verzeichnen. Stark rückläufig sind die Bestände von 13 Arten (Tab. 7). Hierzu zählen beispielsweise *Oedipoda germanica*, *Omocestus haemorrhoidalis* (Abb. 12), *Omocestus rufipes*, *Pseudochorthippus montanus* (Abb. 11) und *Psophus stridulus* (Abb. 7). Die Kriterienklasse „mäßiger Rückgang“ umfasst 21 Arten – unter anderem *Arcyptera fusca*, *Bicolorana bicolor*, *Isophya kraussii*, *Metrioptera brachyptera* und *Stauroderus scalaris*. Demgegenüber haben 20 Arten (24,1 %) langfristig deutlich zugenommen (siehe Kap. 3, artspezifische Kommentare; Tab. 7). Beispiele sind *Chorthippus albomarginatus*, *Chrysochraon dispar*, *Conocephalus fuscus*, *Roeseliana roeselii* (Abb. 8) und die Fangschrecke *Mantis religiosa*.

Die Bestände von 18 Arten (21,7 %) gelten als stabil (Tab. 7). Zu dieser Kriterienklasse gehören Arten wie *Chorthippus biguttulus*, *Gomphocerus sibiricus*, *Nemobius sylvestris*, *Pholidoptera aptera* und *Tettigonia viridissima*.

In zwei Fällen war aufgrund ungenügender Daten hingegen keine Bewertung des langfristigen Bestandstrends möglich (Tab. 7): Eine dieser Arten ist *Acheta domesticus*. Aufgrund der versteckten, synanthropen Lebensweise konnte für diese Art keine seriöse Einschätzung zum langfristigen Bestandstrend abgegeben werden (vgl. Voith et al. 2016, Maas & Staudt 2020). Ähnliches gilt für *Myrmecophilus acervorum*. Eine seriöse Einschätzung war anhand der vorliegenden absoluten Zahlen im Vergleich zu neuen Erkenntnissen zur Verbreitung im historischen Zeitraum nicht möglich (siehe auch Kap. 3, artspezifischer Kommentar).

Tab. 7: Auswertung der Kriterien zu den bewerteten Taxa.

| <b>Kriterium 1: Aktuelle Bestandssituation</b>         |   | <b>absolut</b> | <b>prozentual</b> |
|--|---|----------------|-------------------|
| ex   | ausgestorben oder verschollen   | 4              | 4,8 %             |
| es   | extrem selten   | 7              | 8,4 %             |
| ss   | sehr selten   | 13             | 15,7 %            |
| s  | selten  | 18             | 21,7 %            |
| mh   | mäßig häufig  | 20             | 24,1 %            |
| h  | häufig  | 15             | 18,1 %            |
| sh   | sehr häufig   | 6              | 7,2 %             |
| ?  | unbekannt   | 0              | 0,0 %             |
| <b>Kriterium 2: Langfristiger Bestandstrend</b>        |   | <b>absolut</b> | <b>prozentual</b> |
| <<<  | sehr starker Rückgang   | 5              | 6,0 %             |
| <<   | starker Rückgang  | 13             | 15,7 %            |
| <  | mäßiger Rückgang  | 21             | 25,3 %            |
| (<)  | Rückgang unbekanntem Ausmaßes   | 0              | 0,0 %             |
| =  | stabil  | 18             | 21,7 %            |
| >  | deutliche Zunahme   | 20             | 24,1 %            |
| [>]  | erstmals im Bezugszeitraum nachgewiesen   | 0              | 0,0 %             |
| ?  | Daten ungenügend  | 2              | 2,4 %             |
| [leer]   | nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen  | 4              | 4,8 %             |
| <b>Kriterium 3: Kurzfristiger Bestandstrend</b>        |   | <b>absolut</b> | <b>prozentual</b> |
| ↓↓↓  | sehr starke Abnahme   | 1              | 1,2 %             |
| ↓↓   | starke Abnahme  | 9              | 10,8 %            |
| ↓  | mäßige Abnahme  | 17             | 20,5 %            |
| (↓)  | Abnahme unbekanntem Ausmaßes  | 3              | 3,6 %             |
| =  | stabil  | 24             | 28,9 %            |
| ↑  | deutliche Zunahme   | 21             | 25,3 %            |
| ?  | Daten ungenügend  | 4              | 4,8 %             |
| [leer]   | nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen  | 4              | 4,8 %             |
| <b>Kriterium 4: Risiko/stabile Teilbestände</b>        |   | <b>absolut</b> | <b>prozentual</b> |
| =  | nicht festgestellt oder nicht relevant  | 77             | 92,8 %            |
| -  | Risikofaktor(en) wirksam  | 0              | 0,0 %             |
| +  | stabile Teilbestände bei ansonsten vom Aussterben bedrohten Taxa vorhanden                              | 2              | 2,4 %             |
| -, +   | Risikofaktor(en) wirksam und stabile Teilbestände bei ansonsten vom Aussterben bedrohten Taxa vorhanden | 0              | 0,0 %             |
| [leer]   | nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen  | 4              | 4,8 %             |
| <b>Gesamtzahl bewerteter Indigener und Archäobiota</b> |   | <b>83</b>      | <b>100,0 %</b>    |

#### 4.2.3 Kurzfristiger Bestandstrend

Im Zeitraum des kurzfristigen Bestandstrends haben die Bestände von 30 der 83 etablierten Arten abgenommen; dies entspricht einem Anteil von 36,1%. Eine sehr starke Abnahme konnte für *Modicogryllus frontalis* ermittelt werden. 9 Arten weisen eine starke Bestandsabnahme auf (10,8%) – unter anderem *Bryodemella tuberculata*, *Chorthippus vagans*, *Myrmeleotettix maculatus*, *Pseudochorthippus montanus* (Abb. 11) und *Stenobothrus nigromaculatus*. Die Bestände von 17 Arten (20,5%) haben mäßig abgenommen. Hierzu zählen beispielsweise *Bicolorana bicolor*, *Decticus verrucivorus*, *Metrioptera brachyptera* und *Stenobothrus stigmaticus* (siehe auch Kap. 3, artspezifische Kommentare; Tab. 7). Im Fall von 3 Arten ist das Ausmaß der Abnahme unbekannt. Eine dieser Arten ist *Miramella alpina* (Abb. 13). Bestandsabnahmen sind unter anderem für den Schwarzwald dokumentiert (Zimmermann & Hafner 2018, Hafner & Zimmermann 2019, Fumy et al. 2020). Anhand der vorhandenen Rasterdaten lässt sich das Ausmaß der Abnahmen aktuell aber nicht einschätzen. Ähnliches gilt für *Podisma pedestris* und *Tettigonia caudata*. Auf Populationsebene mussten diese beiden Arten in den letzten Jahren jedoch deutliche Bestandsverluste hinnehmen (Voith et al. 2016, R. Klatt, mündl. Mitteilung 2022). Dagegen nehmen die Bestände von 21 Arten derzeit deutlich zu (25,3%). Besonders stark haben sich in den letzten Jahren *Ruspolia nitidula*, *Phaneroptera nana*, *Eumodicogryllus bordigalensis* und *Meconema meridionale* ausgebreitet (siehe auch Kap. 3, artspezifische Kommentare; Tab. 7). Deutliche Zunahmen konnten aber auch für *Calliptamus italicus* (Abb. 3), *Oecanthus pellucens* (Abb. 6) und die Fangschrecke *Mantis religiosa* ermittelt werden. Weitere Arten mit aktuell positiver Bestandsentwicklung (= Ausbreitung) sind unter anderem *Phaneroptera falcata*, *Mecostethus paropleurus*, *Stethophyma grossum*, *Chrysochraon dispar* und *Conocephalus fuscus*. Als stabil können derzeit die Bestände von 24 Arten angesehen werden; umgerechnet sind dies 28,9%. Zu dieser Artengruppe zählen beispielsweise *Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus brunneus*, *Pholidoptera aptera*, *Pseudochorthippus parallelus*, *Tetrix subulata* und *Tettigonia viridissima*. Für *Acheta domesticus*, *Barbitistes constrictus*, *Barbitistes serricauda* und *Tetrix ceperoi* kann der kurzfristige Bestandstrend nicht sicher angegeben werden (Daten ungenügend): Im Falle von *Acheta domesticus* und

den beiden Säbelschrecken *Barbitistes constrictus* und *Barbitistes serricauda* würden die absoluten Zahlen für Abnahmen sprechen. Allerdings ist zurzeit unklar, ob es sich um reale Abnahmen handelt oder ob die 3 Arten unterkartiert sind. Sowohl *Acheta domesticus* als auch die beiden Säbelschrecken leben sehr versteckt (in Gebäuden bzw. auf Bäumen). Etwas anders verhält sich die Situation bei *Tetrix ceperoi*. Die zahlreichen Erstdnachweise in Nordwestdeutschland könnten für eine Ausbreitung sprechen (siehe Kap. 3, artspezifischer Kommentar). Allerdings ist in vielen Fällen unklar, ob es sich um neu gegründete Populationen handelt oder die Art lange Zeit übersehen wurde. Bis heute wird *Tetrix ceperoi* regelmäßig mit ihrer Schwesterart *Tetrix subulata* verwechselt (Bellmann et al. 2019, Fischer et al. 2020).

#### 4.2.4 Risiko/stabile Teilbestände

Die Kriterienklasse „Risikofaktor(en) wirksam“ darf verwendet werden, wenn die Wirkung eines Risikofaktors voraussichtlich dazu beiträgt, dass sich der kurzfristige Bestandstrend der betrachteten Art in den kommenden zehn Jahren gegenüber dem derzeitigen Bestandstrend um eine Kriterienklasse verschlechtern wird (Ludwig et al. 2009). Hierdurch kann sich das mit den ersten drei Kriterien erzielte Ergebnis um eine Rote-Liste-Kategorie verschärfen (beispielsweise Heraufstufung der Rote-Liste-Kategorie von „Gefährdet“ zu „Stark gefährdet“). Für keine Art liegen gegenwärtig belastbare Informationen vor, die aufgrund eines oder mehrerer Risikofaktoren eine negative Bestandsveränderung vorhersagen lassen. Risikofaktoren wurden somit für keine Art festgestellt.

Der Hinweis auf stabile Teilbestände soll für Arten vergeben werden, deren Aussterben innerhalb der nächsten zehn Jahre aufgrund stabiler Teilbestände voraussichtlich nicht zu erwarten ist (vgl. Ludwig et al. 2009). Stabile Teilbestände existieren bei *Oedipoda germanica* und *Podisma pedestris*. Beide Arten wären laut Einstufungsschema vom Aussterben bedroht (siehe auch Kap. 3, artspezifische Kommentare). Sowohl bei *Oedipoda germanica* als auch bei *Podisma pedestris* ist aber mit hoher Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass sie – zumindest lokal – die nächsten zehn Jahre überdauern werden. So sind aus der Literatur mehrere stabile Populationen bekannt (*Oedipoda germanica*: u.a. Franz & Döring 2019, Hiller et al. 2020, Köhler 2020; *Podisma pedestris*: u.a. Voith et al. 2016, König et al. 2022). Das Feststellen von stabilen Teilbeständen

bewirkt eine Herabstufung der Rote-Liste-Kategorie von „Vom Aussterben bedroht“ zu „Stark gefährdet“ (siehe Ludwig et al. 2009). Derzeit sind mit *Arcyptera fusca*, *Bryodemella tuberculata*, *Chorthippus pullus* (Abb. 10), *Gampsocleis glabra* (Abb. 4), *Modicogryllus frontalis* und *Tetrix tuerki* noch 6 Arten vom Aussterben bedroht. Ob diese Arten die nächsten zehn Jahre überleben werden, kann nicht sicher eingeschätzt werden. Dafür gibt es zu viele potenzielle Gefährdungsursachen wie mangelnde Habitatpflege, ausbleibende Nutzung auf Truppenübungsplätzen (siehe auch Kap. 3, artspezifischer Kommentar zu *Gampsocleis glabra*) oder gestörte Auendynamik (Detzel 1998, Schlumprecht & Waeber 2003, Clausnitzer & Clausnitzer 2005). Zudem sind die bekannten Teilbestände oft sehr klein und/oder stark isoliert (Reich 2006, Döler & Detzel 2008, Schäfer & Hennigs 2020, Detzel et al. 2022). Sie unterliegen folglich einem erhöhten Aussterberisiko (Köhler 1999).

#### 4.2.5 Kategorieänderungen

Die positiven und negativen Kategorieänderungen halten sich die Waage (Tab. 8): Während sich für 11

Arten der Gefährdungsgrad verbessert hat (13,3 %), musste für 11 Arten die Rote-Liste-Kategorie heraufgestuft werden (13,3 %). In den meisten Fällen bleibt die Einstufung aber unverändert. Dies betrifft 65,1 % der Arten. *Eumodicogryllus bordigalensis*, *Locusta migratoria* und *Mantis religiosa* wurden im Rahmen dieser Revision erstmalig bewertet, sodass ein Vergleich mit Maas et al. (2011) nicht möglich ist. Nicht als Verbesserung oder Verschärfung der Gefährdungssituation bewertbar sind zudem die Kategorieänderungen von *Acheta domesticus* (\* → D), *Gryllotalpa gryllotalpa* (G → 3) und *Myrmecophilus acervorum* (D → \*).

Die negativen und positiven Kategorieänderungen lassen sich in erster Linie mit realen Bestandsveränderungen begründen. In den letzten Jahren haben sich einige Arten ausgebreitet, die in Maas et al. (2011) noch als gefährdet oder sogar als stark gefährdet gelistet waren. Hierzu gehören beispielsweise *Aiolopus thalassinus*, *Calliptamus italicus* (Abb. 3), *Mecostethus parapleurus* und *Sphingonotus caerulans*. Die deutliche Bestandszunahme dieser Arten wird durch die Ergebnisse zahlreicher Studien gestützt (u.a. Zimmermann & Hafner 2011, Pfeifer 2012, Kettermann & Fartmann 2018, Poniatowski



**Abb. 13:** Die Alpine Gebirgsschrecke (*Miramella alpina*) gilt als ein Glazialrelikt, dessen Populationen vom Klimawandel bedroht werden. In den tieferen Lagen des Schwarzwaldes sind bereits einige Vorkommen erloschen. (Foto: Dominik Poniatowski)

et al. 2018a, Poniatowski et al. 2020; siehe auch Kap. 3, artspezifische Kommentare). In vielen Fällen sind diese Arten aktuell ungefährdet oder nur noch auf der Vorwarnliste. Zudem haben sich die Bestände von *Oedipoda germanica* und *Tessellana tessellata* (Abb. 9) etwas stabilisiert. Sie gelten aktuell nicht mehr als vom Aussterben bedroht, sondern als stark gefährdet. Eine negative Bestandsentwicklung wurde hingegen für einige noch relativ häufige Arten wie *Bicolorana bicolor*, *Chorthippus apricarius*, *Metrioptera brachyptera*, *Myrmeleotettix maculatus*, *Omocestus viridulus* und *Tetrix tenuicornis* festgestellt (siehe auch Löffler et al. 2019, Fumy et al. 2020, Fartmann et al. 2021a, Fartmann et al. 2022b,

Ogan et al. 2022, Thorn et al. 2022). Diese ehemals ungefährdeten Arten stehen aufgrund mäßiger bis starker Bestandsabnahmen nun auf der Vorwarnliste. Bestandsabnahmen sind auch für die Heraufstufung von *Pseudochorthippus montanus* (Abb. 11) und *Tettigonia caudata* verantwortlich. Sie gelten aktuell als gefährdet. Besonders dramatisch ist die Entwicklung von *Montana montana*. In der vorherigen Roten Liste wurde die Art als vom Aussterben bedroht eingeschätzt. Allerdings hat sich gezeigt, dass die Bestände der Art bereits um die Jahrtausendwende erloschen sind (Kämpf & Fartmann 2015, Lehmann et al. 2016). *Montana montana* muss in Deutschland daher als verschollen angesehen werden.

Tab. 8: Kategorieänderungen gegenüber der vorherigen Roten Liste und ihre Bilanzierung.

| Kategorieänderungen                             | absolut   | prozentual     |
|---|-----------|----------------|
| Kategorie verändert                             | 22        | 26,5 %         |
| positiv   | 11        | 13,3 %         |
| negativ   | 11        | 13,3 %         |
| Kategorie unverändert                           | 54        | 65,1 %         |
| Kategorieänderung nicht bewertbar (inkl. ♦ → ♦) | 7         | 8,4 %          |
| <b>Gesamt</b>                                   | <b>83</b> | <b>100,0 %</b> |

#### 4.2.6 Verantwortlichkeit

Eine besonders hohe Verantwortlichkeit hat Deutschland insbesondere für die weltweite Erhaltung von *Isophya kraussii* (siehe auch Kap. 3, artspezifischer Kommentar). Die Vorkommen in Deutschland machen zwischen 1/3 und 3/4 des Weltbestandes aus. Zudem decken die deutschen Vorkommen mehr als 10 % des Arealzentrums ab. Eine europaweite bzw. weltweite Gefährdung besteht nicht. Die Kombination der drei Kriterien ergibt die Verantwortlichkeitskategorie „In besonders hohem Maße verantwortlich“. Eine erhöhte Verantwortlichkeit zur Erhaltung der Bestände besteht auch für *Barbitistes serricauda*, *Leptophyes punctatissima*, *Meconema thalassinum* und *Nemobius sylvestris*. Deutschland ist für die weltweite Erhaltung dieser 4 Arten in hohem Maße verantwortlich. Unklar ist die Verantwortlichkeit bei 3 Heuschreckenarten: *Platycleis albopunctata*, *Tetrix undulata* und *Troglophilus neglectus* (siehe auch Kap. 3, artspezifische Kommentare). Für die 2 zuerst genannten Arten scheint eine erhöhte Verantwortlichkeit tatsäch-

lich naheliegend, da die Vorkommen in Deutschland mehr als bzw. etwa 10 % des Weltbestandes ausmachen und in irgendeiner Form Bestandteil des Arealzentrums sind (Kriterium 2: Lh-z und Lz). Etwas anders verhält es sich mit *Troglophilus neglectus*. In Deutschland gibt es nur sehr wenige stark isolierte Populationen (Fischer et al. 2020), die deutlich weniger als 10 % des Weltbestandes ausmachen (Kriterium 1). Die Lage im Areal ist unklar (Kriterium 2: L?). Deshalb kann auch bei *Troglophilus neglectus* eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung der Art zwar nicht ausgeschlossen werden, erscheint aber nicht so wahrscheinlich wie bei den beiden erstgenannten Arten.

Klarer ist die Situation bei *Stenobothrus crassipes*. In Deutschland gibt es nur zwei kleine Vorkommensgebiete, die nicht miteinander in Kontakt stehen (siehe auch Kap. 3, artspezifischer Kommentar). Die nächsten Populationen liegen im Süden Tschechiens und im Osten Österreichs – also etwa 400 bis 500 km entfernt (Zuna-Kratky et al. 2009, Kočárek et al. 2013). Die starke Isolation besteht wahrscheinlich schon seit mehr als 4.000 Jahren. Deutschland ist

daher in besonderem Maße für die hochgradig isolierten Vorposten verantwortlich (Kriterium 2: Li). Dies gilt auch für *Podisma pedestris*. Obwohl nicht alle Vorkommen in Deutschland als hochgradig isoliert anzusehen sind, kann dies zumindest für die kleine Population im Oberen Donautal (Baden-Württemberg) angenommen werden (siehe auch Kap. 3, artspezifischer Kommentar). Deutschland ist somit auch für die hochgradig isolierten Vorkommen von *Podisma pedestris* in besonderem Maße verantwortlich.

Gegenüber der bisherigen Einstufung von Maas et al. (2011) haben sich einige Veränderungen ergeben (siehe auch Detzel & Maas 2004). Sie begründen sich durch eine Spezifizierung der Kriterienklassen sowie durch Kenntniszuwachs (siehe Kap. 2.3.6). Betroffen sind hiervon u.a. *Arcyptera fusca*, *Bryodemella tuberculata*, *Gampsocleis glabra* (Abb. 4), *Miramella alpina* (Abb. 13), *Modicogryllus frontalis* und *Polysarcus denticauda*. Die aktuellen Vorkommen dieser Arten sind nicht als hochgradig isolierte Vorposten zu werten, sondern können als Teil eines ehemals großflächig zusammenhängenden Areals angesehen werden. Es handelt sich bei den meisten Arten um einfache Vorposten (Kriterium 2: Lr). Zum Beispiel waren die historischen Vorkommen von *Bryodemella tuberculata* im Alpen- und Voralpenraum mit großer Sicherheit durch die Schotteralluvionen der Wildflüsse vernetzt. Die ehemals ausgedehnten Moor- und Heidelandschaften Norddeutschlands (Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021b) dienten wiederum *Gampsocleis glabra* (Abb. 4) als Lebensraum. Bis Mitte des 20. Jahrhunderts kam dort auch *Bryodemella tuberculata* vor (Maas et al. 2002, Dey et al. 2021, Fartmann et al. 2021b). Eine ehemals weitere Verbreitung ist auch für *Arcyptera fusca* und *Modicogryllus frontalis* zu vermuten (vgl. Detzel & Maas 2004). Andere Arten wie *Miramella alpina* (Abb. 13) und *Polysarcus denticauda* treten nach wie vor in größeren Clustern auf. Es handelt sich hierbei um Teilareale und nicht um hochgradig isolierte Vorposten, wie früher angenommen.

Nicht bewertet wurden die 4 ausgestorbenen oder verschollenen Arten *Arcyptera microptera*, *Epacromius tergestinus*, *Locusta migratoria* und *Montana montana*. Die übrigen 69 einheimischen Heuschrecken- und Fangschreckenarten erfüllen nicht die Kriterien für eine erhöhte Verantwortlichkeit. Deutschland hat für diese Arten aber eine allgemeine Verantwortlichkeit.

## 5 Gefährdungsursachen und notwendige Hilfs- und Schutzmaßnahmen

### 5.1 Gefährdungsursachen

Die Ursachen für die negativen Bestandsentwicklungen vieler Heuschreckenarten liegen vor allem im Habitatverlust und der Verringerung der Habitatqualität. Im folgenden Kapitel werden die dafür zugrundeliegenden Entwicklungen näher erläutert.

#### 5.1.1 Habitatverlust

Seit Mitte des letzten Jahrhunderts wurden wertvolle Insektenlebensräume wie Magergrünland, Halbtrockenrasen und Heiden großflächig in andere Nutzungsformen überführt (Poschlod 2017, Löffler et al. 2019, Fartmann et al. 2021b). Diese Entwicklung dauert bis heute an. Obwohl sich der Verlust der noch vorhandenen Habitate in den letzten Jahren etwas abgeschwächt hat (Carvalho et al. 2013, Poniatowski et al. 2020, Ridding et al. 2020), stellt er nach wie vor die größte Gefährdung für die einheimische Heuschreckenfauna dar. Im Folgenden wird eine Übersicht über die Entwicklungen gegeben, die maßgeblich zum Habitatverlust beigetragen haben (siehe auch Detzel et al. 2005, Maas et al. 2011). Je nach Art und Region wirken sich die Ursachen unterschiedlich stark aus und zumeist führt eine Kombination mehrerer Beeinträchtigungen zu einer Gefährdung. Eine Priorisierung ist dementsprechend schwierig. Die Gefährdungsursachen werden daher in alphabetischer Reihenfolge aufgeführt:

- **Aufforstung von Offenlandhabitaten:** Historische Kulturlandschaftsbiotope wie Magergrünland, Halbtrockenrasen und Heiden wurden insbesondere bis zum Ende des letzten Jahrhunderts großflächig aufgeforstet (WallisDeVries et al. 2002, Poschlod et al. 2005, Fartmann et al. 2021b). Die Maßnahmen wirken sich bis heute aus. So hat die Aufforstung nicht nur zu einem Habitatverlust geführt, sondern auch zur Fragmentierung der restlichen Offenlandhabitate beigetragen.
- **Flurbereinigung/Homogenisierung der Landschaft:** Infolge von Flurbereinigungsverfahren wurden insbesondere in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wertvolle Strukturelemente in der offenen Landschaft wie Hecken, Sand-, Mergel- und Tongruben sowie Säume und Feldraine beseitigt (Poschlod 2017, Poschlod & Braun-Reichert 2017, Fartmann et al. 2021b). In stark vom Ackerbau dominierten Landschaften mangelt es heute



**Abb. 14:** Die Warburger Börde in Ostwestfalen wird intensiv ackerbaulich genutzt. Es mangelt dort an Habitaten für Heuschrecken wie Hecken, Säumen und Feldrainen (Foto: Felix Helbing, 31.05.2022)

daher an Heuschreckenlebensräumen (Abb. 14). Eine Besiedelung oder Durchwanderung ist dort nur für sehr wenige Arten möglich. Obwohl die Belange des Naturschutzes bei neueren Flurbereinigerungsverfahren besser berücksichtigt werden, hat sich in jüngerer Zeit der Verlust von Kleinstrukturen weiter fortgesetzt (Poschlod & Braun-Reichert 2017). Hierdurch nimmt die Homogenisierung der Landschaft weiter zu (Poschlod 2017, Fartmann et al. 2021 b).

- **Gewässerbau:** Im Laufe des 20. Jahrhunderts wurden zahlreiche wasserbauliche Maßnahmen zur Abflussregulierung und Energiegewinnung an den letzten Wildflüssen Deutschlands durchgeführt (Tockner & Stanford 2002). Hierdurch haben sie ihre natürliche Dynamik weitgehend verloren. Die ehemals dynamische Aue des außeralpinen Lechs – mit ihrer historisch einzigartigen Heuschreckenfauna – wurde zum Beispiel durch die Anlage zahlreicher Staustufen vernichtet (Pfeuffer 2020). In den Auen der Alpenflüsse ist laut Kuhn (2005) ein Verlust von 95 % der Kiesbänke zu verzeichnen, der auf Flussregulierung, Kanalisierung und Stauung zurückzuführen ist. Inzwischen weisen weniger als 10 % der Gesamtlänge der Alpenflüsse naturnahe oder natürliche Bedingungen auf (Martinet & Dubost 1992). Naturnahe Flussläufe

sind aber auch in den Mittelgebirgen und im Tiefland weitgehend verschwunden (Poschlod 2017). In den 1970er-Jahren kam auf den Kiesbänken der Saar beispielsweise noch die Blauflügelige Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*) vor (M. Weitzel, mündl. Mitteilung 2019). Heute beschränken sich die Vorkommen der Art weitgehend auf Sonderbiotope wie Kiesgruben und Bahnanlagen.

- **Grünlandumbruch:** Der Umbruch von Grünland und die anschließende Nutzung als Ackerland hat ebenfalls zum Verlust von typischen Heuschreckenlebensräumen geführt (Fartmann et al. 2021 a, Fartmann et al. 2021 b). Laut Becker et al. (2014) sind zwischen 1990 und 2009 in Deutschland etwa 875.000 ha Dauergrünland verloren gegangen. In jüngerer Zeit hatte insbesondere der Biomasseanbau einen starken Anteil an dieser Entwicklung (Sturm et al. 2018). So wurde bis zum Umbruchsverbot im Jahr 2015 insbesondere im Tiefland Dauergrünland überwiegend für den Anbau von Energiepflanzen zur Biogasproduktion umgebrochen (Lüker-Jans et al. 2017, Fartmann et al. 2021 b, Fartmann et al. 2022 b).
- **Nutzungsaufgabe/Prozessschutz:** Die Nutzungsaufgabe auf ertragsschwachen Standorten, aber auch der naturschutzfachlich gewollte Prozessschutz führen – trotz unterschiedlicher Beweg-

- gründe – zu einer Verbuschung wertvoller Offenlandhabitats wie Binnendünen, Heiden und Magerrasen (Poschlod et al. 2005, Henle et al. 2008, Detzel et al. 2022). Hierdurch entstehen Gehölzbiotope wie Schlehengebüsche und Pionierwälder, die nur von sehr wenigen, weit verbreiteten Heuschreckenarten als Lebensraum genutzt werden können (Marini et al. 2009, Schirmel et al. 2011, Helbing et al. 2014a).
- **Rekultivierung/Gehölzsukzession in ehemaligen Abbaustätten:** Aktive und aufgelassene Abbaustätten wie Kies- und Sandgruben sowie Steinbrüche stellen in intensiv land- und forstwirtschaftlich genutzten Landschaften wertvolle Refugien für zahlreiche seltene Pflanzen- und Tierarten dar (Beneš et al. 2003, Heneberg et al. 2016, Kettermann et al. 2022, Münsch et al. 2022). Trotzdem ist es insbesondere aufgrund fehlender oder alter Genehmigungsaufgaben oft gängige Praxis, derartige Sekundärlebensräume nach Ablauf der Abbautätigkeit zu rekultivieren (Krauss et al. 2009, Tropek et al. 2010). Die Abbaustätten werden hierfür verfüllt oder teilverfüllt und anschließend für eine Folgenutzung (Acker oder Forst) hergerichtet (Gilcher & Tränkle 2005, Baumbach et al. 2013). Wertvolle Lebensräume – auch für Heuschrecken – gehen durch diese Maßnahme verloren (Poschlod et al. 1997, Gilcher & Tränkle 2005). Mittlerweile werden die Belange des Naturschutzes immer häufiger bei der Genehmigung neuer Abbaustätten beachtet. In diesen Fällen ist das definierte Ziel zumeist, die Abbaustätten nach Beendigung der Abbautätigkeit nicht zu verfüllen, sondern offenzulassen (Poschlod et al. 1997, Gilcher & Tränkle 2005). Fehlen allerdings Konzepte zur langfristigen Offenhaltung der ehemaligen Abbaustätten, verbuschen die Flächen im Laufe der Zeit. Obwohl die Gehölzsukzession in Abhängigkeit vom Substrat unterschiedlich schnell voranschreitet, werden hierdurch die seltenen Pflanzen- und Tierarten der vegetationsarmen Rohböden sukzessive verdrängt (siehe auch oben, Punkt „Nutzungsaufgabe/Prozessschutz“).
  - **Überbauung:** Im Zuge des Ausbaus von Verkehrs-, Siedlungs- und Gewerbeflächen werden regelmäßig Offenlandhabitats vernichtet (Burns et al. 2016, Fartmann 2017, Fartmann et al. 2021b). Hierbei handelt es sich oft um Flächen, die nicht dem gesetzlichen Biotopschutz unterliegen, aber für Heuschrecken von großer Bedeutung sein können.
  - **Verlust von Stilllegungsflächen:** Nach dem Zweiten Weltkrieg bis 1990 gab es nahezu keine Ackerbrachen – alle Felder waren in Nutzung (Fartmann et al. 2021b). Dies änderte sich mit der Wende. Infolge des EU-Flächenstilllegungsprogramms machten Ackerbrachen Mitte der 1990er-Jahre in Ostdeutschland fast 20 % der Agrarfläche aus (Flade & Schwarz 2011). Hier von profitierten zahlreiche Feldvögel wie Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Feldlerche (*Alauda arvensis*), Grauammer (*Emberiza calandra*), Goldammer (*Emberiza citrinella*) oder Wachtel (*Coturnix coturnix*) (Flade & Schwarz 2011). Die Stilllegungsflächen wurden aber auch von zahlreichen Heuschreckenarten besiedelt. Für Ackerbrachen im Münsterland (Nordrhein-Westfalen) hat dies Kohlmann (1997) und im nördlichen Tertiärhügelland (Bayern) Laußmann (1999) dokumentiert. In Brandenburg kamen auf nährstoffarmen, lückigen Ackerbrachen auf Sand zum Beispiel Feldgrille (*Gryllus campestris*), Heidegrashüpfer (*Stenobothrus lineatus*), Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) und viele andere Arten der Sandtrockenrasen regelmäßig vor (Fronek 1995, Fartmann 1997a, T. Fartmann, mündl. Mitteilung 2023). Nährstoffreichere und dadurch etwas hochwüchsere Ackerbrachen mit einzelnen offenen Bodenstellen dienten beispielsweise dem Östlichen Heupferd (*Tettigonia caudata*) als Lebensraum (Fartmann 1997a, Fartmann 1997b). Mit Inkrafttreten des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) im Jahr 2000 und dem dadurch forcierten Anbau von Bioenergiepflanzen nahm der Anteil an Ackerbrachen wieder stark ab (Flade & Schwarz 2011, Flade 2012). Zusätzlich befeuert wurde diese Entwicklung durch den Wegfall der Stilllegungsprämie im Jahr 2007 (Fartmann et al. 2021b). Mittlerweile beträgt der Anteil der Brachen am Ackerland bundesweit nur noch etwa 3 % (Statistisches Bundesamt 2022).
- Die oben geschilderten Entwicklungen resultierten einerseits in einem massiven Habitatverlust, andererseits haben sie zur Verkleinerung und Fragmentierung von Lebensräumen beigetragen (Fartmann 2017, Löffler et al. 2020, Deák et al. 2021, Fartmann et al. 2021b, Fartmann 2023) (Abb. 15). So belegen zahlreiche Studien, dass die Flächengröße ein wichtiger Faktor ist, der das Vorkommen von Heuschrecken bestimmt (u.a. Appelt & Poethke 1997, Carlsson & Kindvall 2001 und Poniatowski et al. 2018b). Gleichzeitig wirkt sich auch die Isolation der Habi-

tate auf die Wahrscheinlichkeit der Neu- oder Wiederbesiedlung aus. Große und gut vernetzte Lebensräume werden in der Regel schneller besiedelt als kleine und stark isolierte. Derartige Zusammenhänge sind bereits für zahlreiche Heuschreckenarten wie *Bicolorana bicolor*, *Bryodemella tuberculata*, *Decticus verrucivorus*, *Metrioptera brachyptera*, *Oedipoda caerulescens*, *Stenobothrus lineatus* und *Stauroderus scalaris* dokumentiert (Kindvall & Ahlén 1992, Hjermann & Ims 1996, Appelt & Poethke 1997, Stelter et al. 1997, Carlsson & Kindvall 2001, Poniatowski et al. 2018b).

Ein weiterer wichtiger Faktor für die Persistenz von Heuschrecken in fragmentierten Landschaften ist die Habitatqualität (Wettstein & Schmid 1999, Maes & Bonte 2006, Poniatowski et al. 2018b). Ist diese generell hoch und auf einer ausreichend großen Fläche vorhanden, die stabile Populationen ermöglicht (vgl. Köhler 1996, Köhler 1999), können viele Arten auch in isolierten Habitaten lange überdauern (Poniatowski & Fartmann 2010, Poniatowski et al. 2018b, Grzędzicka & Vahed 2020).

### 5.1.2 Verringerung der Habitatqualität

Unter dem Begriff „Habitatqualität“ werden verschiedene Charakteristika des Lebensraumes wie die Phytodiversität, das Nahrungsangebot, die Habitatstruktur und das Mikroklima zusammengefasst (Poniatowski et al. 2018b, Fartmann et al. 2021c). Besonders wichtig sind für Heuschrecken die Habitatstruktur und das damit verbundene Mikroklima (Gardiner & Dover 2008, Poniatowski & Fartmann 2008, Fartmann et al. 2012, Löffler & Fartmann 2017). Dieser Faktorenkomplex legt ganz maßgeblich fest, ob eine Art auf einer bestimmten Fläche vorkommen kann oder nicht. In diesem Zusammenhang ist auch die Form und Intensität der Bewirtschaftung von Bedeutung, da sie einen starken Einfluss auf die Vegetationsstruktur hat. Viele wärmebedürftige Arten wie *Myrmeleotettix maculatus*, *Omocestus haemorrhoidalis* (Abb. 12), *Psophus stridulus* (Abb. 7), *Stenobothrus nigromaculatus* und *Tetrix bipunctata* sind zum Beispiel auf eine kurzrasige Vegetation mit offenen Bodenstellen angewiesen (Fartmann 1997a, Behrens & Fartmann 2004b, Fartmann et al. 2012). Die offenen Bodenstellen werden für die Eiablage benötigt (Ingrisch & Boekholt 1983, Wunsch et al. 2012, Fartmann et al. 2021b).



**Abb. 15:** Ein Beispiel für Habitatfragmentierung: Die Autobahn 44 – inklusive der Aus- und Auffahrt sowie der querenden Bundesstraße 252 – wurden durch einen Kalkmagerrasen gebaut. (Foto: Felix Helbing, 31.05.2022)

Typische Arten der Krautschicht wie *Chorthippus dorsatus*, *Chrysochraon dispar*, *Conocephalus dorsalis*, *Euthystira brachyptera* und *Roeseliana roeselii* (Abb. 8) präferieren hingegen eine dauerhaft hohe Vegetation (Poniatowski & Fartmann 2005, Poschmann et al. 2009, Löffler & Fartmann 2017). In den letzten Jahrzehnten hat sich die Habitatqualität vieler Lebensräume allerdings stark verschlechtert. Dies gilt insbesondere für die Landschaft außerhalb von Schutzgebieten, die unter Ausschluss einzelner gesetzlich geschützter Biotope zumeist intensiv genutzt wird. Im Folgenden wird die intensiv genutzte Landschaft als „Normallandschaft“ bezeichnet, da sie einen großen Teil der heimischen Kulturlandschaft abdeckt. Aber auch innerhalb von Schutzgebieten haben verschiedene Beeinträchtigungen zur Verringerung der Habitatqualität beigetragen. Die Entwicklungen in der Normallandschaft weichen zumeist stark von denen in Schutzgebieten ab. Daher werden hier die Faktoren, die zur Verringerung der Habitatqualität beigetragen haben, getrennt für die Normallandschaft und für Schutzgebiete aufgeführt. Diese Kategorisierung darf aber nicht zu starr gesehen werden. Einige Beeinträchtigungen können auch in beiden Landschaftstypen in unterschiedlichen Ausprägungen wirken.

### Normallandschaft

Außerhalb von Schutzgebieten – in der „Normallandschaft“ – wurde die Grünlandnutzung auf vielen Standorten insbesondere ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts stark intensiviert (Dierschke & Briemle 2002, Fartmann et al. 2021b). Gekennzeichnet ist die Intensivierung unter anderem durch häufigere Mahd und größere Düngermengen (Sturm et al. 2018) (Abb. 16). In den Niederungen wurden zudem in großem Stil Entwässerungssysteme angelegt – mit starken Auswirkungen auf die Hydrologie der Lebensräume (Poschmann et al. 2005, Henle et al. 2008, Fartmann et al. 2021b). Hierdurch kam es zu einer deutlichen Verschlechterung der Habitatqualität. So machte artenreiches Grünland nach dem Zweiten Weltkrieg noch etwa 90 % der Wiesen und Weiden aus (Dierschke & Briemle 2002). In den folgenden 50 Jahren wandelte sich die Situation stark. Gegen Ende des 20. Jahrhunderts betrug der Anteil des artenreichen Grünlandes nur noch 25 %. Die übrigen 75 % gehörten zu dieser Zeit bereits dem artenarmen, drei- bis sechsmal im Jahr genutzten Intensivgrünland an (Dierschke & Briemle 2002). Mittlerweile weist bundesweit noch etwa 4 bis 5 % des Grünland-

des einen hohen Naturwert auf (Becker et al. 2014, Sturm et al. 2018).

Äcker stellten etwa bis Mitte des 20. Jahrhunderts ein wertvolles Habitat für zahlreiche Heuschreckenarten dar. So wurde zum Beispiel in den 1930er-Jahren noch von auffliegenden Schwärmen des Grünen Heupferds (*Tettigonia viridissima*) berichtet, die nach der Getreideernte die Felder verließen (Harz 1957). Zu dieser Zeit nutzten aber auch heute gefährdete Arten wie das Östliche Heupferd (*Tettigonia caudata*) oder der Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) Kartoffel- oder Getreidefelder als Lebensraum (u.a. Weidner 1938, Lunau 1950, Fartmann 1997b). Aufgrund der starken Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung nach dem Zweiten Weltkrieg, mit häufigem Umbruch, dem Einsatz von Pestiziden und Düngern sowie der Verwendung großer Maschinen (Fartmann et al. 2021b), sind konventionell genutzte Äcker inzwischen für eine erfolgreiche Fortpflanzung von Heuschrecken ungeeignet (Laußmann 1999, Gottwald 2010, Hundorf et al. 2021).

### Schutzgebiete (inkl. gesetzlich geschützte Biotope)

In Schutzgebieten sieht die Bestandssituation vieler Heuschreckenarten etwas besser aus (Fartmann et al. 2022b, Ogan et al. 2022). Aber auch dort sind in den letzten Jahren einige Populationen erloschen. Dies betrifft insbesondere hoch spezialisierte Arten des Offenlandes wie *Oedipoda germanica*, *Podisma pedestris*, *Pseudochorthippus montanus* (Abb. 11) oder *Stenobothrus nigromaculatus* (Hafner & Zimmermann 2019, Detzel et al. 2022, Schlumprecht et al. 2022, Thorn et al. 2022). Innerhalb von Schutzgebieten tragen verschiedene Beeinträchtigungen zur Verringerung der Habitatqualität und damit zum Artenrückgang bei (siehe auch Fartmann et al. 2021b, Fartmann 2023). Eine Priorisierung ist auch in diesem Fall schwierig (vgl. Beginn von Kap. 5.1.1). Die Gefährdungsursachen werden daher in alphabetischer Reihenfolge aufgeführt:

- **Klimawandel/Sommerdürren:** Aufgrund zunehmender Dürreperioden im Sommer nimmt die Nahrungsqualität vieler Gräser und Kräuter schon früh im Jahr ab (Abb. 17). Dies kann erhebliche Bestandseinbrüche zur Folge haben (Fartmann et al. 2022a). Zudem verändern sich durch den Klimawandel die hydrologischen Verhältnisse in Feuchtgebieten zu Ungunsten hygrophiler Arten (Erwin 2009, Joyce et al. 2016). In Kombination mit den zahlreichen Entwässerungssystemen, die es oft auch in Schutzgebieten gibt, verschärft sich das Problem. Die Bestände hygrophiler Habi-

tatspezialisten – wie die des Sumpfgrashüpfers (*Pseudochorthippus montanus*) (Abb. 11) – nehmen folglich ab. Zahlreiche Vorkommen der Art sind bereits erloschen (Hafner & Zimmermann 2019, Detzel et al. 2022, Thorn et al. 2022). Gleichzeitig sind negative Bestandsentwicklungen bei einigen Gebirgsarten wahrscheinlich (Poniatowski et al. 2018a). Dies gilt in besonderem Maße für Arten, die an ein kühl-feuchtes Bergklima angepasst sind. Exemplarisch lässt sich hier die Alpine Gebirgsschrecke (*Miramella alpina*) nennen. Die Lebensbedingungen dieser kälteadaptierten Art haben sich infolge des Klimawandels deutlich verschlechtert. So sind die Vorkommen in der submontanen Zone des Schwarzwaldes inzwischen individuenärmer als in den Hochlagen oder bereits erloschen (Zimmermann & Hafner 2011, Hafner & Zimmermann 2019, Detzel et al. 2022). Der Klimawandel fördert darüber hinaus sowohl die Ausbreitung als auch die Konkurrenzkraft der Aufrechten Trepse (*Bromus erectus*) in den Halbtrockenrasen Deutschlands (u.a. Poniatowski et al. 2018b, Lemmer et al. 2021). Im Zusammenspiel mit ungeeigneter/fehlender Pflege und hohen Luftstickstoffdepositionen führt dies oft zu einer

starken Vergrasung von ehemals lückigen Magerrasen (Poniatowski et al. 2018b, Lemmer et al. 2021, Meier et al. 2022). Hierdurch gehen wertvolle Mikrohabitate für die Heuschrecken verloren, beispielsweise offene Bodenstellen für die Eiablage.

- **Luftstickstoffdepositionen:** Stickstoffeinträge aus der Luft sind ebenfalls ein großes Problem, da sie die Ausbreitung weniger, konkurrenzstarker Gräser fördern und das Mooswachstum begünstigen (Field et al. 2014, Ford et al. 2016, Stiles et al. 2017). Hierdurch ändert sich im starken Maße die Habitatstruktur. Dies betrifft insbesondere Magerrasen: Aus lückigen, kurzen Rasen werden dichte, höherwüchsige Vegetationsbestände mit deutlich feucht-kühlerem Mikroklima (Stoutjesdijk & Barkmann 1992, Roth et al. 2021, Schüle et al. 2023). Für wärmebedürftige Habitatspezialisten verschlechtern sich folglich die Lebensbedingungen.
- **Nutzungsaufgabe/unzureichende Pflege:** Aufgrund fehlender Weidetierhalter und Weidetierhalterinnen oder aus Kostengründen findet keine oder nur eine unzureichende Pflege/Bewirtschaftung wertvoller Offenlandhabitate statt. Betroffen



**Abb. 16:** Intensiv genutztes Grünland im Eggegebirge (Nordrhein-Westfalen). Die hohe Löwenzahndeckung ist ein Indikator für hohe Nährstoffeinträge. Auf derartigen Flächen treten nur sehr wenige Heuschreckenarten auf. (Foto: Dominik Poniatowski, 08.05.2023)

sind hiervon beispielsweise Feuchtwiesen, Magerasen und Heiden. In der Folge fallen diese Flächen brach und verbuschen (Poschlod et al. 2005, Henle et al. 2008). Die Veränderungen der Habitatstruktur und des damit verbundenen Mikroklimas führen sukzessive zu einer Verschiebung des Artenspektrums: Während die wärmeliebenden Offenbodenspezialisten nach und nach ausfallen, profitieren mit zunehmendem Brachfallen die weit verbreiteten Generalisten (Schirmel et al. 2011, Fartmann et al. 2012, Helbing et al. 2014a). Allerdings tolerieren selbst die anspruchslosen Arten des Offenlands nur einen gewissen Grad an Verbuschung. Entwickeln sich Grünlandbrachen oder ähnliche Habitate zu Gebüsch oder Pionierwäldern, kommt dies einem Habitatverlust gleich (siehe Kap. 5.1.1).

- **Ungeeignete Habitatpflege:** In Schutzgebieten findet häufig eine einmalige Pflegemahd statt. Allerdings fördert die Mahd die Vermoosung (Vanderpoorten et al. 2004, D. Poniatowski & T. Fartmann, eigene unpublizierte Daten). Insbesondere auf ehemals lückigen Magerrasen kann diese Maßnahme zum Problem werden, wenn hierdurch nach und nach offene Bodenstellen – die von vielen wärmeliebenden Habitatspezialisten für die Eiablage benötigt werden (Fartmann et al. 2021b) – zuwachsen. Zudem benötigen fast alle Heuschreckenarten unmittelbar nach der Mahd Versteckmöglichkeiten. Fehlen derartige Rückzugsräume, kann es zu erheblichen Verlusten – u.a. durch die weitere Heubearbeitung und Prädation – kommen (Oppermann & Krismann 2003, Humbert et al. 2010a, Humbert et al. 2010b, Fartmann et al. 2021b). Die Beweidung kann eine Beeinträchtigung darstellen, wenn sie einheitlich zu extensiv (siehe oben, Punkt „Nutzungsaufgabe/unzureichende Pflege“) oder zu intensiv erfolgt (Van Klink et al. 2015). Überweidete Flächen sind gekennzeichnet durch eine einheitlich kurze Grasnarbe. Es mangelt an unterschiedlichen Mikrohabitaten und Versteckmöglichkeiten (Gardiner 2018).

## 5.2 Notwendige Hilfs- und Schutzmaßnahmen

Innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten bieten sich unterschiedliche Hilfs- und Schutzmaßnahmen an. Die folgenden Empfehlungen werden daher für die Unterkapitel „Normallandschaft“ und „Schutzgebiete“ getrennt aufgeführt. Zur Definition der beiden Kategorien siehe Kapitel 5.1.2.



**Abb. 17:** Sommerliche Dürreperioden – wie in Deutschland im Jahr 2018 – stellen für Arten, deren Eier empfindlich auf Austrocknung reagieren, eine große Gefahr dar. Zudem nimmt in Dürreperioden die Nahrungsqualität und -quantität drastisch ab. a) Die Vegetation dieser Rinderweide im Warmetal (Nordhessen) war im August 2018 nahezu vollständig vertrocknet; b) dieselbe Fläche im August 2017. (Fotos: Dominik Poniatowski)

### Normallandschaft

Große Teile der Landschaft außerhalb von Schutzgebieten sind heute hauptsächlich für einige Generalisten besiedelbar (siehe auch Laußmann 1999). Sie stellen gegenüber den Spezialisten deutlich geringere Ansprüche an ihren Lebensraum (Poniatowski et al. 2020). Beispiele für anspruchslose Arten, die in unseren intensiv genutzten Landschaften vorkommen können, sind *Chorthippus albomarginatus*, *Pholidoptera griseoptera*, *Pseudochorthippus parallelus* und *Roeseliana roeselii* (Abb. 8). In der Normallandschaft treten lokal aber auch Spezialisten wie *Oedipoda caerulea*, *Platycleis albopunctata* und *Sphingonotus caeruleus* auf. Ihre Vorkommen beschränken sich weitgehend auf vegetationsarme Sonderbiotope wie Industriebrachen, Gleisanlagen und Abbaustätten (Hamann & Weber 2012, Eckert et al. 2017, Kettermann & Fartmann 2018).

Außerhalb von Schutzgebieten bieten sich Maßnahmen an, die die Durchgängigkeit der Landschaft erhöhen (Fartmann 2023). Zu den dafür geeigneten Verbund- und Trittsteinhabitaten zählen insbesondere grünlandartige Lebensräume. Günstig wäre ein Netzwerk aus Brachen, Randstreifen und Saumstrukturen. Hiervon würden zahlreiche, hauptsächlich anspruchslose Heuschreckenarten profitieren (siehe oben). Zudem sollten Sonderbiotope wie Steinbrüche, Sandgruben und Bergbaufolgelandschaften für wärmeliebende Spezialisten offengehalten und nicht rekultiviert (aufgeforstet) werden (vgl. Tropek et al. 2010, Kettermann & Fartmann 2018, Poniatowski et al. 2018a). Ähnliches gilt für die Sonderbiotope in urban geprägten Landschaften wie Halden, Industriebrachen und stillgelegte Bahnkörper. Sie sollten soweit möglich in ein städtisches Naturschutzkonzept integriert werden, das die Offenhaltung dieser wertvollen Heuschreckenlebensräume gewährleistet (siehe z.B. Eckert et al. 2017).

### Schutzgebiete (inkl. gesetzlich geschützte Biotope)

Sehr viele bestandsgefährdete Heuschreckenarten sind auf frühe Sukzessionsstadien angewiesen

(Fartmann 2017, Fartmann et al. 2019, Fartmann 2023). Dies gilt insbesondere für die Spezialisten der naturnahen Wildflussauen wie *Bryodemella tuberculata*, *Chorthippus pullus* (Abb. 10) und *Tetrix tuerki*. In ihren Habitaten hat die Erhaltung und Wiederherstellung dynamischer Prozesse die höchste Priorität. Frühe Sukzessionsstadien sind aber auch außerhalb der Auen für zahlreiche bestandsgefährdete Arten von großer Bedeutung. Beispiele wären *Myrmeleotettix maculatus*, *Omocestus haemorrhoidalis* (Abb. 12), *Psophus stridulus* (Abb. 7), *Stenobothrus nigromaculatus* und *Tetrix bipunctata*. Ihre Vorkommen beschränken sich weitgehend auf niederwüchsige, lückige Mager- und Trockenrasen (Fischer et al. 2020). Derartige Lebensräume gibt es mittlerweile fast nur noch in Schutzgebieten. Um den dort wirkenden Beeinträchtigungen (Kap. 5.1) entgegenzutreten, empfiehlt sich in vielen Fällen eine extensive Beweidung (Fartmann 2023). Hierdurch wird eine vielfältige Vegetationsstruktur mit einzelnen, offenen Bodenstellen geschaffen (Török et al. 2014, Gardiner 2018, Fumy et al. 2020, Schwarz & Fartmann 2022). Die Weidetiere sind zudem in der Lage, die Moosdeckung zu reduzieren und die



**Abb. 18:** Die Anlage von Altgrasstreifen – wie hier im Kaiserstuhl (Baden-Württemberg) – hat sich als sehr wirkungsvolle Maßnahme herausgestellt, wenn die Flächen gemäht werden. Unmittelbar nach der Mahd nutzen nahezu alle Heuschreckenarten derartige Strukturen als Rückzugsraum. Ohne Altgrasstreifen wären die Verluste – beispielsweise durch Prädation – sehr hoch. (Foto: Thomas Fartmann, 10.08.2018)

Dominanz hochwüchsiger Gräser zu brechen (Ford et al. 2016, Moirardeau et al. 2019, D. Poniatowski & T. Fartmann, eigene unpublizierte Daten). Bewährt haben sich verschiedene Beweidungssysteme, wie die Hütelhaltung mit Schafen und einigen Ziegen, Sommerbeweidung mit Rindern und Ganzjahresweiden mit Pferden, Rindern oder einheimischen Wildtieren (Fartmann 2023). Von diesem Habitatmanagement profitieren zahlreiche Heuschreckenarten (Weiss et al. 2013, Jerrentrup et al. 2014, Almásy et al. 2021, Fumy et al. 2021, Schwarz & Fartmann 2022, Fumy & Fartmann 2023). Eine Pflegemahd sollte aufgrund der oben geschilderten Nachteile (Kap. 5.1.2) nur dann in Erwägung gezogen werden, wenn eine extensive Beweidung nicht umsetzbar ist. Eine Ausnahme stellt Grünland dar, das durch eine langjährige Kontinuität traditioneller Mahdsysteme gekennzeichnet ist und noch immer artenreiche Insektengemeinschaften beherbergt (Fartmann 2023). Dies trifft zum Beispiel auf Streuwiesen zu. Sie werden erst im Herbst – also nach dem phänologischen Höhepunkt der meisten Insekten – gemäht und zeichnen sich deshalb durch eine hohe Insektenvielfalt und -biomasse aus (Burkart et al. 2004, Schwarz & Fartmann 2022). Eine weitere Möglichkeit, Insektenverluste durch Mahd zu vermindern, ist die Anlage von Insektenschutzstreifen (Abb. 18), die als Rückzugsgebiete dienen können (Müller & Bosshard 2010, Humbert et al. 2012, Buri et al. 2013, Schoof et al. 2024). Die Lage der Insektenschutzstreifen sollte zwischen den Mahdereignissen rotieren, um die negativen Auswirkungen einer langfristigen Nutzungsaufgabe zu vermeiden (Kap. 5.1). In Feuchtgebieten stellen Entwässerungssysteme in Kombination mit dem Klimawandel eine erhebliche Beeinträchtigung dar (Kap. 5.1.2). Die Stabilisierung des Wasserspiegels oder gar die Wiederherstellung der natürlichen Hydrologie ist daher sehr wichtig, um die Auswirkungen der beiden Gefährdungsursachen auf hygrophile Heuschreckenarten abzumildern (Fartmann 2023). Vor dem Hintergrund des Klimawandels sollten auch Maßnahmen auf Trockenstandorten ergriffen werden, die die Auswirkungen von Dürreperioden (Kap. 5.1.2) verringern. Ein sinnvoller Weg ist laut Streitberger et al. (2016) die Erhöhung der Habitatdiversität: Sind verschiedene Vegetationsstrukturen auf einer Fläche mit unterschiedlich exponierten Hängen vorhanden, haben dürreempfindliche Arten die Möglichkeit – zumindest zu einem gewissen Grad – auf extreme Witterungslagen zu reagieren. Neben einer extensiven Beweidung, die eine vielfältige Vegetationsstruktur schafft (siehe oben), sollte

daher die Erhaltung und Entwicklung von Halb- und Trockenrasen mit schattenspendenden Strukturelementen wie Einzelbäumen und kleinen Strauchgruppen angestrebt werden (Fartmann et al. 2022a). Zudem trägt auf derartigen Standorten die Freistellung der zumeist flächig verbuschten Nord- und Osthänge zu einer höheren Habitatdiversität bei (Streitberger et al. 2016, Stuhldreher & Fartmann 2018).

Schutzgebiete, die von Offenlandhabitaten wie Magergrünland, Magerrasen und/oder Heiden dominiert werden, sind für das Gros der einheimischen Heuschreckenarten von besonderer Bedeutung (Fischer et al. 2020). Insbesondere für derartige Lebensräume bieten sich zusammenfassend folgende Maßnahmen zur Erhöhung der Habitatqualität und Vergrößerung des Lebensraumes an (siehe auch Fartmann 2023):

- Um eine vielfältige Vegetationsstruktur zu erhalten oder zu schaffen, sollte (1) auf Düngung verzichtet werden, (2) Beweidung gegenüber Mahd bevorzugt werden, (3) die Besatzdichte reduziert werden und (4) Hütelhaltung oder Sommer- bzw. Ganzjahresbeweidung bevorzugt werden.
- Durch die Wiederherstellung von ehemaligen Grünlandhabitaten können wertvolle Lebensräume vergrößert und die Standortvielfalt erhöht werden.

## 6 Danksagung

Die Revision der Roten Liste wäre ohne die Unterstützung folgender Institutionen und Personen nicht möglich gewesen:

### Landesämter und Landesanstalten

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) – Johannes Voith
- Hamburger Behörde für Umwelt und Energie (BUE) – Dr. Hannes Hoffmann und Dr. Nina Klar
- Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) – Christian Geske und Sabine Ludwig
- Landesamt für Umwelt Schleswig-Holstein (LfU) – Arne Drews
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) – Stefan Ellermann, Dr. Daniel Rolke, Dr. Peer Schnitter und Marcel Seyring
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) – Dr. Jakob Fahr, Thomas Herrmann, Dr. Alexander Pelzer und Dr. Annemarie Schacherer

- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) – Holger Lueg
- Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz (TLUBN) – Dr. Frank Fritzlär, Cornelia Genßler und Dr. Heiko Korsch

### Arbeitskreise

- Arbeitsgemeinschaft Heuschrecken Baden-Württemberg – Prof. Dr. Peter Detzel
- Arbeitskreis Heuschrecken Mecklenburg-Vorpommern – Dr. Volker Meitzner (†) und Dr. Wolfgang Wranik
- Arbeitskreis Heuschrecken Nordrhein-Westfalen – Dr. Andreas Kronshage und Jan Sadowski
- Netzwerk Heuschrecken Hessen – Inga Hundertmark, Leo Meier und Stefan Stübing
- Arbeitskreis Heuschrecken Sachsen – Tommy Kästner, Raik Moritz und Dr. Sabine Walter
- Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG), Arbeitskreis Heuschrecken – Andreas Klinge und Christian Winkler
- Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR), Arbeitskreis Heuschrecken – Alban Pfeifer

An der Auftaktveranstaltung am 23. März 2018 in Potsdam nahmen Prof. Dr. Peter Detzel (BW), Prof. Dr. Thomas Fartmann (Rote-Liste-Koordinator), Günter Grein (NI), Inga Hundertmark (HE), Dr. Raimund Klatt (BB), Henrich Klugkist (HB), Prof. Dr. Günter Köhler (TH), Dr. Andreas Kronshage (NW), Dr. Stephan Maas (SL), Dr. Günter Matzke-Hajek (Rote-Liste-Zentrum), Raik Moritz (SN), Alban Pfeifer (RP), Dr. Dominik Poniatowski (Rote-Liste-Koordinator), Dr. Katja Rohde-Fingerle (Rote-Liste-Zentrum), Johannes Voith (BY), Dr. Michael Wallaschek (ST) und Dr. Wolfgang Wranik (MV) teil. Dr. Dirk Berger (Naturkundemuseum Potsdam) danken wir für die Organisation der Veranstaltung.

Für die Gefährdungsanalyse wurden mehrere Tausend verifizierte Beobachtungen aus dem Beobachtungsportal Observation.org ausgewertet, die uns durch die Stiftung Observation International (Dr. Jan Ole Kriegs, LWL-Museum für Naturkunde, Münster) freundlicherweise zur Verfügung gestellt wurden. Große Datenmengen lieferten zudem die Beobachtungsportale ArtenFinder Rheinland-Pfalz (Alban Pfeifer), FFIP5 der Delattinia (Dr. Steffen Caspari, Rote-Liste-Zentrum, Bonn), Insekten Sachsen (Dr. Matthias Nuß, Senckenberg Museum für Tierkunde Dresden) und das Deutsche Heuschreckenportal – OrthopteraWeb (Prof. Dr. Thomas Fartmann und Dr.

Dominik Poniatowski, beide Universität Osnabrück). Herzlichen Dank an alle Beteiligten!

OrthopteraWeb wurde von der Universität Osnabrück innerhalb des Projektes „Werkzeuge zur Erfassung biologischer Beobachtungsdaten in Deutschland“ (WerBeo) in Kooperation mit der Universität Rostock und dem DUENE e.V. Greifswald entwickelt und vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt gefördert (Förderkennzeichen: 3517685C08).

Gleichzeitig möchten wir uns ganz besonders bei den zahlreichen vorwiegend ehrenamtlichen Kartierinnen und Kartierern für die Meldungen Ihrer Heuschreckenfunde bedanken. Ohne Ihren Einsatz wäre eine datenbasierte Gefährdungsanalyse nicht möglich!

Die Durchsicht der knapp 300 Literaturquellen und die Aufbereitung der Daten übernahmen teilweise Marco Drung, Lennart Haak und Thorsten Münsch (alle Universität Osnabrück).

Kay Fuhrmann (Landesmuseum Natur und Mensch Oldenburg) danken wir für den fortlaufenden fachlichen Austausch bezüglich der Heuschreckenfauna Nordwestdeutschlands und Dr. Sebastian König (Universität Würzburg) gilt unser Dank für die Informationen zu *Chorthippus eisentrauti*. Dr. Stefanie Hartmann (Freiburger Institut für angewandte Tierökologie) sei für die Informationen zur Bestandsituation von *Modicogryllus frontalis* am südlichen Oberrhein gedankt.

Anmerkungen zum ersten Entwurf der Rote-Liste-Einstufungen gaben Dr. Manfred Haacks (HH), Lena Jumpertz (HH), Leo Meier (HE) und Dr. Michael Wallaschek (ST).

Gefördert wurde das Projekt (Förderkennzeichen: D/396/67279024) durch das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV). Dem Rote-Liste-Zentrum (RLZ), namentlich Jonas Bunte, Dr. Steffen Caspari, Dr. Günter Matzke-Hajek, Dr. Katja Rohde-Fingerle und Dr. Esra Sohlström, danken wir für die vertrauensvolle und stets konstruktive Zusammenarbeit.

## 7 Quellenverzeichnis

- Almásy, J.; Essl, F.; Berger, A. & Schulze, C.H. (2021): To graze or to mow? The influence of grassland management on grasshoppers (Orthoptera) on a flood protection embankment in the Donau-Auen National Park (Austria). – *Journal of Insect Conservation* 25: 707–717.
- Andreä, J. (2020): Nicht nur in den Alpen zu Hause: Nachweis der Alpinen Gebirgsschrecke, *Miramella alpina* (Kollar, 1833) (Acrididae) im Nationalpark Bayerischer Wald. – *Articulata* 35: 129–131.
- Angersbach, R.; Flügel, H.-J.; Cloos, T.; Gelpke, C. & Stübing, S. (2008): Verbreitungsatlas der Heuschrecken (Insecta: Saltatoria) des Schwalm-Eder-Kreises (Nordhessen). – *Lebbimuk* 5: 3–79.
- Appelt, M. & Poethke, H.J. (1997): Metapopulation dynamics in a regional population of the bluewinged grasshopper (*Oedipoda caerulescens*; Linnaeus 1758). – *Journal of Insect Conservation* 1: 205–214.
- Assmann, O. & Ritt, R. (2021): Beobachtungen der Vierpunktigen Sichelschrecke (*Phaneroptera nana*, Fieber 1853) im Landkreis Passau. – *Der Bayerische Wald* 34: 64–66.
- Barat, J. (2012): Revisión preliminar de los géneros de Ephippigerini Brunner von Wattenwyl, 1878 (Orthoptera: Tettigoniidae: Bradyporinae). – *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 50: 1–71.
- Baumbach, H.; Sängler, H. & Heinze, M. (2013): Bergbaufolgelandschaften Deutschlands: Geobotanische Aspekte und Rekultivierung. – Jena (Weissdorn): 668 S.
- Baur, B.; Baur, H.; Roesti, C. & Roesti, D. (2006): Die Heuschrecken der Schweiz. – Bern (Haupt): 352 S.
- Becker, T. & Waltert, M. (2017): Veränderungen der Heuschreckenzönose einer naturnahen Kulturlandschaft bei Göttingen (Süd-niedersachsen) über 23 Jahre. – *Articulata* 32: 107–124.
- Becker, N.; Emde, F.; Jessel, B.; Kärcher, A.; Schuster, B. & Seifert, C. (2014): BfN Grünland-Report: Alles im Grünen Bereich? – Bonn (Bundesamt für Naturschutz): 34 S.
- Behrens, M. & Fartmann, T. (2004a): Die Heuschreckengemeinschaften isolierter Schieferkuppen der Medebacher Bucht (Südwestfalen/Nordhessen). – *Tuexenia* 24: 303–327.
- Behrens, M. & Fartmann, T. (2004b): Habitatpräferenzen und Phänologie der Heidegrashüpfer *Stenobothrus lineatus*, *Stenobothrus nigromaculatus* und *Stenobothrus stigmaticus* in der Medebacher Bucht (Südwestfalen/Nordhessen). – *Articulata* 19 (2): 141–165.
- Bellmann, H. (1985): Heuschrecken. Beobachten – bestimmen. – Melsungen (Neumann-Neudamm): 210 S.
- Bellmann, H. (1998): *Myrmecophilus acervorum* (Panzer, 1799) – Ameisengrille. – In: Detzel, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 320–323.
- Bellmann, H.; Rutschmann, F.; Roesti, C. & Hochkirch, A. (2019): Der Kosmos Heuschreckenführer: Die Heuschrecken Mitteleuropas und die wichtigsten Arten Südosteuropas. – Stuttgart (Kosmos): 430 S.
- Beneš, J.; Kepka, P. & Konvička, M. (2003): Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. – *Conservation Biology* 17: 1058–1069.
- Betzin, A. & Neugebauer, H. (2020): Erste Nachweise der Braunfleckigen Beißschrecke *Tessellana tessellata* (Charpentier, 1825) in Nordbaden. – *Carolina* 78: 29–35.
- Beuthin, H. (1876): Zweiter Beitrag zur Kenntnis der Orthoptera der Umgegend von Hamburg. – *Verhandlungen des Vereins für Naturwissenschaftliche Unterhaltung zu Hamburg* 2: 219–221.
- Beutler, H. (1992): Heuschrecken (Saltatoria). – In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. – Potsdam (Unze): 215–217.
- Boczki, R. (2007a): Arealerweiterungen zweier Langfühlerschrecken (Orthoptera: Ensifera): neu in Hessen: Südliche Grille, *Eumodicogryllus bordigalensis* Latreille, [1804] (Gryllinae), neu in Hessen und Nord-Baden-Württemberg: die Vierpunktige Sichelschrecke, *Phaneroptera nana* Fieber, 1853a (Phaneropterinae). – *Articulata* 22 (2): 235–248.
- Boczki, R. (2007b): Erster sicherer Nachweis der Kreuzschrecke, *Oedaleus decorus* (Germar, 1826b), für Deutschland (Caelifera: Acrididae, Oedipodinae). – *Articulata* 22 (1): 63–75.
- Böhnert, W. (2017): Die Vegetation des Naturschutzgebietes „Königsbrücker Heide“ im Überblick. – *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 25: 51–66.
- Bönsel, A. & Möller, S. (2008): Die Ameisengrille *Myrmecophilus acervorum* (Panzer, 1799) in Mecklenburg-Vorpommern. – *Articulata* 23 (1): 81–87.

- Bolz, R. (1997): Wiederfund des Gebirgsgrashüpfers *Stauroderus scalaris* (Fischer von Waldheim, 1846) in Bayern. – *Articulata* 12: 219–220.
- Bolz, R. (2003): Gebirgsgrashüpfer – *Stauroderus scalaris* (Fischer von Waldheim, 1846). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 272–274.
- Brasseur, G.P.; Jacob, D. & Schluck-Zöllner, S. (2017): Klimawandel in Deutschland – Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. – Heidelberg (Springer): 368 S.
- Brauner, O. & Ristow, M. (2022): Erste Nachweise der Südlichen Grille *Eumodicogryllus bordigalensis* (Latreille, 1804) in Brandenburg. – *Articulata* 37: 31–46.
- Buchweitz, M. (1998): *Stenobothrus stigmaticus* (Rambur, 1839) – Kleiner Heidegrashüpfer. – In: Detzel, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 448–454.
- Buri, P.; Arlettaz, R. & Humbert, J.-Y. (2013): Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: Evidence drawn from field-scale experimentation. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181: 22–30.
- Burkart, M.; Dierschke, H.; Hölzel, N.; Nowak, B. & Fartmann, T. (2004): Molinio-Arrhenatheretea (E1) – Teil 2: Molinietales – Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht Molinio-Arrhenatheretea. – *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands* 9: 1–103.
- Burns, F.; Eaton, M.E.; Barlow, K.E.; Beckmann, B.C.; Bregon, T.; Brooks, D.R.; Brown, P.M.J.; Al Fulaij, N.; Gent, T.; Henderson, I.; Noble, D.G.; Parsons, M.; Powney, G.D.; Roy, H.E.; Stroh, P.; Walker, K.; Wilkinson, J.W.; Wotton, S.R. & Gregory, R.D. (2016): Agricultural management and climatic change are the major drivers of biodiversity change in the UK. – *PLoS ONE* 11: e0151595.
- Buse, J. & Griebeler, E.M. (2011): Incorporating classified dispersal assumptions in predictive distribution models – a case study with grasshoppers and bush-crickets. – *Ecological Modelling* 222: 2130–2141.
- Cardoso, P.; Barton, P.S.; Birkhofer, K.; Chichorro, F.; Deacon, C.; Fartmann, T.; Fukushima, C.S.; Gaigher, R.; Habel, J.C.; Hallmann, C.A.; Hill, M.J.; Hochkirch, A.; Kwak, M.L.; Mammola, S.; Noriega, J.A.; Orfinger, A.B.; Pedraza, F.; Pryke, J.S.; Roque, F.O.; Settele, J.; Simaika, J.P.; Stork, N.E.; Suhling, F.; Vorster, C. & Samways, M.J. (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. – *Biological Conservation* 242: 108426.
- Carlsson, A. & Kindvall, O. (2001): Spatial dynamics in a metapopulation network: recovery of a rare grasshopper *Stauroderus scalaris* from population refuges. – *Ecography* 24: 452–460.
- Carron, G.; Sardet, É.; Praz, C. & Wemeille, E. (2001): *Epacromius tergestinus* (Charpentier, 1825) and other interesting Orthoptera in the floodplains of braided rivers of the Alps. – *Articulata* 16: 27–40.
- Carvalho, L.G.; Kunin, W.E.; Keil, P.; Aguirre-Gutiérrez, J.; Ellis, W.N.; Fox, R.; Groom, Q.; Hennekens, S.; van Landuyt, W.; Maes, D.; van de Meutter, F.; Michez, D.; Rasmont, P.; Odé, B.; Potts, S.G.; Reemer, M.; Roberts, S.P.M.; Schaminée, J.; WallisDeVries, M.F. & Biesmeijer, J.C. (2013): Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. – *Ecology Letters* 16: 870–878.
- Cigliano, M.M.; Braun, H.; Eades, D.C. & Otte, D. (2021): Orthoptera Species File. Version 5.0/5.0. – URL: <http://orthoptera.speciesfile.org> (zuletzt aufgerufen am 16.12.2021).
- Clausnitzer, C. & Clausnitzer, H.-J. (2005): Die Auswirkungen der Heidepflege auf das Vorkommen der vom Aussterben bedrohten Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*, Herbst 1786) in Norddeutschland. – *Articulata* 20: 23–35.
- Cloos, T.; Grenz, M.; Hill, B.T.; Malten, A. & Stübing, S. (2014): Untersuchung artenschutzrechtlich relevanter (besonders/streng geschützter) und in Hessen nur lokal verbreiteter Heuschreckenarten. – *Gießen (Hessen-Forst)*: 78 S.
- Coray, A. (2003): *Phaneroptera nana* Fieber, 1853 (Ensifera: Phaneropteridae) überwindet den Rhein bei Basel. – *Articulata* 18 (2): 247–250.
- Coray, A. & Lehmann, A.W. (1998): Taxonomie der Heuschrecken Deutschlands (Orthoptera): Formale Aspekte der wissenschaftlichen Namen. – *Articulata, Beiheft* 7: 63–152.
- D'Agostino, R. & Vacher, J.-P. (2021): Évolution temporelle de la répartition des Orthoptères dans les massifs vosgiens: possibles effets des changements climatiques sur la biodiversité. – *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle et d'Ethnographie de Colmar* 77 (2): 10–17.
- Deák, B.; Bede, Á.; Rádai, Z.; Tóthmérész, B.; Török, P.; Nagy, D.; Torma, A.; Lőrinczi, G.; Nagy, A.; Mizser, S.; Kelemen, A. & Valkó, O. (2021): Different extinction debts among plants and arthropods after loss of grassland amount and connectivity. – *Biological Conservation* 264: 109372.

- Defaut, B. (2012): Implications taxonomiques et nomenclaturales de publications récentes en phylogénie moléculaire: 1. Les Gomphocerinae de France (Orthoptera, Acrididae). – *Matériaux Orthoptériques et Entomocénotique de France* 17: 15–20.
- Detzel, P. (Hrsg.) (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 580 S.
- Detzel, P. (2001): Verzeichnis der Langfühlerschrecken (Ensifera) und Kurzfühlerschrecken (Caelifera) Deutschlands. – In: Klausnitzer, B. (Hrsg.): Entomofauna Germanica 5. Verzeichnis der Archaeognatha, Zygentoma, Odonata, Plecoptera, Dermaptera, Mantoptera, Ensifera, Caelifera, Thysanoptera und Trichoptera Deutschlands. – Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 5: 63–90.
- Detzel, P. & Maas, S. (2004): Verantwortlichkeit Deutschlands für den Erhalt von Heuschreckenarten. – In: Gruttke, H. (Red.): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 8: 161–172.
- Detzel, P. & Wancura, R. (1998a): *Arcyptera fusca* (Pallas, 1773a) – Große Höckerschrecke. – In: Detzel, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 406–410.
- Detzel, P. & Wancura, R. (1998b): Gefährdung – Rote Liste Baden-Württemberg. – In: Detzel, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 161–177.
- Detzel, P.; Maas, S. & Staudt, A. (2005): Heuschrecken (Saltatoria). – In: Günther, A.; Nigmann, U.; Achtziger, R. & Gruttke, H. (Hrsg.): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland zur Ergänzung der bestehenden Roten Listen gefährdeter Tiere. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 21: 331–350.
- Detzel, P.; Neugebauer, H.; Niehues, M. & Zimmermann, P. (2022): Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Heuschrecken und Fangschrecken Baden-Württembergs. – Karlsruhe (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg). – Naturschutz-Praxis, Artenschutz 15: 179 S.
- Dey, L.-S.; Simões, M.V.P.; Hawlitschek, O.; Sergeev, M.G.; Xu, S.-Q.; Lkhagvasuren, D. & Husemann, M. (2021): Analysis of geographic centrality and genetic diversity in the declining grasshopper species *Bryodemella tuberculata* (Orthoptera: Oedipodinae). – *Biodiversity and Conservation* 30: 2773–2796.
- Dierschke, H. & Briemle, G. (2002): Kulturgrasland – Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – In: Pott, R. (Hrsg.): Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. – Stuttgart (Ulmer): 1–239.
- Distel, J.; Fartmann, T.; Schulte, A. & Poniowski, D. (2010): Die Heuschreckenfauna der Medebacher Bucht (Südwestfalen/Nordhessen). – *Articulata* 25 (2): 199–220.
- Döler, H.-P. (2015): Vergleichende Untersuchung zur Heuschreckenfauna des Oberen Donautals. Verbreitung, Bewertung, Zustand der Habitate, Schutz- und Pflegevorschläge. – Unveröff. Bericht: 60 S.
- Döler, H.-P. & Detzel, P. (2008): Zur Heuschreckenfauna des Naturschutzgebietes Irndorfer Hardt – Analyse und Pflegeempfehlungen. – *Articulata* 23 (1): 1–14.
- Dolek, M. (1994): Der Einfluss der Schafbeweidung von Kalkmagerrasen in der Südlichen Frankenalb auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken). – *Agroökologie* 10: 1–126.
- Dolek, M. (2003): Rotflügelige Ödlandschrecke – *Oedipoda germanica* (Latreille, [1804]). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 210–213.
- Dolek, M.; Freese, A. & Nunner, A. (2003): Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer – *Stenobothrus nigromaculatus* (Herrich-Schäffer, 1840). – In: Schlumprecht, H. & G. Waeber (Bearb.): Heuschrecken in Bayern. Ulmer, Stuttgart: 243–246.
- Eckert, S.; Möller, M. & Buchholz, S. (2017): Grasshopper diversity of urban wastelands is primarily boosted by habitat factors. – *Insect Conservation and Diversity* 10: 248–257.
- Ehrmann, R. (2011): *Mantis religiosa religiosa* Linné, 1758 in Deutschland und angrenzenden Ländern (Insecta: Mantodea). – *Articulata* 26: 135–146.
- Eichler, W. (1938): Lebensraum und Lebensgeschichte der Dahlemer Palmenhausheuschrecke *Phlugiola dahlemica* nov. spec. (Orthopt. Tettigoniid.). – *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 3/4: 497–570.
- Engelhardt, E.K.; Biber, M.F.; Dolek, M.; Fartmann, T.; Hochkirch, A.; Leidinger, J.; Löffler, F.; Pinkert, S.; Poniowski, D.; Voith, J.; Winterholler, M.; Zeuss, D.; Bowler, D.E. & Hof, C. (2022): Consistent signals of a warming climate in occupancy changes of three insect taxa over 40 years in central Europe. – *Global Change Biology* 28 (13): 3998–4012.

- Engling, R. & Pfeifer, M.A. (2020): Erstnachweis der Stummen Grille (*Gryllomorpha dalmatina* [Ocskay, 1832]) für Rheinland-Pfalz. – Mitteilungen der Pollichia 100: 137–138.
- Erwin, K.L. (2009): Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. – Wetland Ecology Management 17: 71–84.
- Fabricius, J.C. (1794): Entomologia systematica emenda et aucta. Secundum classes, ordines, genera, species adjectis synonymis, locis, observationibus, descriptionibus. Tom IV 455. – Kopenhagen (C.G. Proft): 472 S.
- Fartmann, T. (1997a): Biozöologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna auf Trockenrasen im Naturpark Märkische Schweiz (Ostbrandenburg). – Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie 3: 1–62.
- Fartmann, T. (1997b): Die Verbreitung von *Tettigonia caudata* (Charpentier, 1825b) und *Nemobius sylvestris* (Bosc, 1792b) in Berlin und Brandenburg. – Articulata 12 (1): 59–74.
- Fartmann, T. (2017): Überleben in fragmentierten Landschaften – Grundlagen für den Schutz der Biodiversität Mitteleuropas in Zeiten des globalen Wandels. – Naturschutz und Landschaftsplanung 49 (9): 277–282.
- Fartmann, T. (2023): Grasslands. – In: Pryke, J.S.; Samways, M.J.; New, T.; Cardoso, P. & Gaigher, R. (Eds.): Routledge Handbook of Insect Conservation. – London (Routledge).
- Fartmann, T.; Krämer, B.; Stelzner, F. & Poniowski, D. (2012): Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grasslands. – Ecological Indicators 20: 337–344.
- Fartmann, T.; Poniowski, D.; Stuhldreher, G. & Streitberger, M. (2019): Insektenrückgang und -schutz in den fragmentierten Landschaften Mitteleuropas. – Natur und Landschaft 94: 261–270.
- Fartmann, T.; Holtmann, L. & Poniowski, D. (2021a): Habitat availability and climate warming drive changes in the distribution of grassland grasshoppers. – Agriculture, Ecosystems and Environment 320: 107565.
- Fartmann, T.; Jedicke, E.; Streitberger, M. & Stuhldreher, G. (2021b): Insektensterben in Mitteleuropa. Ursachen und Gegenmaßnahmen. – Stuttgart (Ulmer): 303 S.
- Fartmann, T.; Stuhldreher, G.; Streitberger, M. & Helbing, F. (2021c): Die Bedeutung der Habitatqualität für den Schutz der Insektendiversität – Mikroklima, Phytodiversität, Habitatheterogenität und Totholz sind Schlüsselfaktoren für artenreiche Insektengemeinschaften. – Naturschutz und Landschaftsplanung 53: 2–7.
- Fartmann, T.; Brüggeshemke, J.; Poniowski, D. & Löffler, F. (2022a): Summer drought affects abundance of grassland grasshoppers differentially along an elevation gradient. – Ecological Entomology 47: 778–790.
- Fartmann, T.; Poniowski, D. & Holtmann, L. (2022b): Effects of land-use and climate change on grasshopper assemblages differ between protected and unprotected grasslands. – Basic and Applied Ecology 63: 83–92.
- Field, C.D.; Dise, N.B.; Payne, R.J.; Britton, A.J.; Emmett, B.A.; Helliwell, R.C.; Hughes, S.; Jones, L.; Lees, S.; Leake, J.R.; Leith, I.D.; Phoenix, G.K.; Power, S.A.; Sheppard, L.J.; Southon, G.E.; Stevens, C.J. & Caporn, S.J.M. (2014): The role of nitrogen deposition in widespread plant community change across semi-natural habitats. – Ecosystems 17 (5): 864–877.
- Fischer, H. (1941): *Hypochra albipennis* Loew (Otitide) und *Aeolopus tergestinus ponticus* Karny (Acridide), neu für Großdeutschland. (Dipt., Orthopt.). – Mitteilungen der Deutschen Entomologischen Gesellschaft 10: 75–76.
- Fischer, H. (1966): Der alte Lech. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg 18: 73–104.
- Fischer, J.; Steinlechner, D.; Zehm, A.; Poniowski, D.; Fartmann, T.; Beckmann, A. & Stettmer, C. (2020): Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols. Bestimmen – Beobachten – Schützen. 2. Auflage. – Wiebelsheim (Quelle & Meyer): 372 S.
- Flade, M. (2012): Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster – zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. – Vogelwelt 133: 149–158.
- Flade, M. & Schwarz, J. (2011): Agrarwende – aber in die falsche Richtung: Bestandsentwicklung von Brutvögeln in der Agrarlandschaft 1991–2010. – Vogelwarte 49: 253–254.
- Ford, H.; Roberts, A. & Jones, L. (2016): Nitrogen and phosphorus co-limitation and grazing moderate nitrogen impacts on plant growth and nutrient cycling in sand dune grassland. – Science of the Total Environment 542: 203–209.

- Forsthuber, L. (2017): Gewöhnliche Gebirgsschrecke *Podisma pedestris* (Linnaeus, 1758). – In: Zuna-Kratky, T.; Landmann, A.; Illich, I.; Zechner, L.; Essl, F.; Lechner, K.; Ortner, A.; Weißmair, W. & Wöss, G. (Hrsg.): Die Heuschrecken Österreichs. – Linz (Oberösterreichisches Landesmuseum, Biologiezentrum). – *Denisia* 39: 539–543.
- Franz, M. & Döring, M. (2019): Über das Vorkommen von *Oedipoda germanica* (Latreille, 1804) und *Calliptamus italicus* (Linnaeus, 1758) im Landkreis Bad Kissingen. – *Articulata* 34: 109–126.
- Fronek, A. (1995): Zur Heuschreckenfauna des Zehdenicker Tonstichgebietes (Brandenburg). – Diplomarbeit. – Münster (Westfälische Wilhelms-Universität Münster): 119 S.
- Fuhrmann, K. (2015): Türks Dornschröcke *Tetrix tuerki* (Krauss, 1876) an der Ammer (Orthoptera: Tetrigidae). – *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* 64 (1/2): 50–52.
- Fumy, F. & Fartmann, T. (2023): Low-intensity land use fosters species richness of threatened butterflies and grasshoppers in mires and grasslands. – *Global Ecology and Conservation* 41: e02357.
- Fumy, F.; Löffler, F.; Samways, M.J. & Fartmann, T. (2020): Response of Orthoptera assemblages to environmental change in a low-mountain range differs among grassland types. – *Journal of Environmental Management* 256: 109919.
- Fumy, F.; Kämpfer, S. & Fartmann, T. (2021): Land-use intensity determines grassland Orthoptera assemblage composition across a moisture gradient. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 315: 107424.
- Garbelmann, K.; Hawlitschek, O.; Dey, L.-S.; Fuhrmann, K.; Schuhmacher, O. & Husemann, M. (2021): Die Heuschreckenfauna von Pevestorf (Lüchow-Danenberg, Niedersachsen) und Umgebung basierend auf Sammlungsdaten von mehr als 10 Jahren. – *Articulata* 36: 77–90.
- Gardiner, T. (2010): Precipitation and habitat degradation influence the occurrence of the common green grasshopper *Omocestus viridulus* in south-eastern England. – *Journal of Orthoptera Research* 19 (2): 315–326.
- Gardiner, T. (2018): Grazing and Orthoptera: a review. – *Journal of Orthoptera Research* 27: 3–11.
- Gardiner, T. & Dover, J. (2008): Is microclimate important for Orthoptera in open landscapes? – *Journal of Insect Conservation* 12: 705–709.
- GBIF.org (2021): GBIF Home Page. – URL: <https://www.gbif.org> (zuletzt aufgerufen am 03.11.2021).
- Gedeon, K.; Grüneberg, C.; Mitschke, A.; Sudfeldt, C.; Eikhorst, W.; Fischer, S.; Flade, M.; Frick, S.; Geiersberger, I.; Koop, B.; Kramer, M.; Krüger, T.; Roth, N.; Ryslavý, T.; Stübing, S.; Sudmann, S.R.; Steffens, R.; Vökler, F. & Witt, K. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. – Münster (Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten): 800 S.
- Gilcher, S. & Tränkle, U. (2005): Steinbrüche und Gruben in Bayern und ihre Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. – München (Bayerischer Industrieverband Steine und Erden e.V.; Bayerisches Landesamt für Umwelt): 199 S.
- Glaw, F. (2009): Erstnachweis der Küsten-Strauchschrecke (*Pholidoptera littoralis*) in Deutschland (Insecta, Saltatoria). – *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* 58: 18–24.
- Glaw, F. & Hawlitschek, O. (2018): Beobachtungen zur Phänologie und Bestandsentwicklung einer allochthonen Population der Küstenstrauchschrecke (*Pholidoptera littoralis*) in München. – *Articulata* 33: 57–64.
- Gottfried, T. & Kästner, A. (2009): Erstnachweise der Südlichen Eichenschrecke (*Meconema meridionale* (Costa, 1860)) in Sachsen und Sachsen-Anhalt (Saltatoria). – *Sächsische Entomologische Zeitschrift* 4: 3–9.
- Gottwald, F. (2010): Heuschrecken. – In: Stein-Bachinger, F.; Fuchs, S.; Gottwald, F.; Helmecke, A.; Grimm, J.; Zander, P.; Schuler, J.; Vachinger, J. & Gottschall, R.: Naturschutzfachliche Optimierung des Ökologischen Landbaus „Naturschutzhof Brodowin“. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 90: 118–127.
- Grein, G. (2005): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Heuschrecken mit Gesamtartenverzeichnis. 3. Fassung, Stand: 1.5.2005. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 25 (1): 1–20.
- Grein, G. (2007): Zur Ausbreitung von *Phaneroptera falcata* (Poda, 1761) und *Conocephalus fuscus* (Fabricius, 1793) in Niedersachsen. – *Articulata* 22 (1): 91–98.
- Grein, G. (2010): Fauna der Heuschrecken (Ensifera & Caelifera) in Niedersachsen. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 46: 1–183.
- Grenz, M. & Malten, A. (1996): Rote Liste der Heuschrecken (Saltatoria) Hessens (2. Fassung, Stand: September 1995). – Wiesbaden (Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz): 30 S.

- Gruttke, H.; Ludwig, G.; Schnittler, M.; Binot-Hafke, M.; Fritzlär, F.; Kuhn, J.; Aßmann, T.; Brunken, H.; Denz, O.; Detzel, P.; Henle, K.; Kuhlmann, M.; Laufer, H.; Matern, A.; Meinig, H.; Müller-Motzfeld, G.; Schütz, P.; Voith, J. & Welk, E. (2004): Memorandum: Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Arten. – In: Gruttke, H. (Red.): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 8: 273–280.
- Grzędzicka, E. & Vahed, K. (2020): Habitat requirements of the endangered heath bush-cricket *Gampsocleis glabra* (Orthoptera, Tettigoniidae) in an isolated population. – Journal of Insect Conservation 24: 935–945.
- Guggemoos, T. (2023): Erstfund der Atlantischen Bergschrecke *Antaxius pedestris* (Fabricius, 1787) in den Bayerischen Kalkalpen. – Articulata 38: 123–126
- Haacks, M.; Röbbelen, F.; Peschel, R.; Janinhoff, N. & Rupnow, G. (2014): Wiederfund der Blauflügeligen Sandschrecke (*Sphingonotus caerulans*) in Hamburg 2013. – Articulata 29 (1): 65–74.
- Hafner, A. & Zimmermann, P. (2019): Fang- und Heuschrecken der Naturschutzgebiete im Landkreis Rastatt und im Stadtkreis Baden-Baden. – Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 79: 205–264.
- Hamann, M. & Weber, G. (2012): Bat-Detektor ermöglicht Neufunde bei Heuschrecken – Neufunde der Westlichen Beißschrecke (*Platypleis albopunctata albopunctata*) im Ballungsraum Rhein-Ruhr. – Natur in NRW 3: 25–29.
- Handke, K.; Horstkotte, J. & Kleinekühle, J. (2011): Neue Funde der Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* (Poda, 1761) in Nordwestdeutschland. – Articulata 26 (2): 163–167.
- Hartmann, P. (2003): Große Höckerschrecke – *Arcyptera fusca* (Pallas, 1773). – In: Schlumprecht, H. & Waerber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 227–229.
- Hartmann, M.; Köhler, G. & Ehrmann, R. (2018): Die Europäische Gottesanbeterin, *Mantis religiosa religiosa* Linnaeus, 1758, und die Mittelmeer-Gottesanbeterin, *Iris oratoria* (Linnaeus, 1758) (Insecta: Mantodea, Mantidae et Tarachodidae), neu für Thüringen. – Mitteilungen des Thüringer Entomologenverbandes 25: 38–47.
- Harz, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. – Jena (Gustav Fischer): 494 S.
- Harz, K. (1960): Geradflügler oder Orthopteren (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera). – In: Dahl, F. (Begr.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. – Jena (Fischer): 232 S.
- Harz, K. (1984): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s. lat.). – In: Blab, J.; Nowak, E.; Trautmann, W. & Sukopp, H. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Erweiterte Neubearbeitung. – Greven (Kilda). – Naturschutz aktuell 1, 4. Aufl.: 114–115.
- Harz, K. & Weidner, H. (1977): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera). 1. Fassung. – In: Blab, J.; Nowak, E.; Trautmann, W. & Sukopp, H. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – Greven (Kilda). – Naturschutz aktuell 1: 41–43.
- Haupt, H. (1995): Faunistische Beobachtungen an Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) im Unteren Odertal bei Schwedt (Brandenburg) mit einem Wiederfund von *Platypleis montana* Kollar, 1833. – Articulata 10 (2): 161–175.
- Hawlitsek, O.; Morinière, J.; Lehmann, G.U.C.; Lehmann, A.W.; Kropf, M.; Dunz, A.; Glaw, F.; Detcharoen, M.; Schmidt, S.; Hausmann, A.; Szucsich, N.U.; Caetano-Wyler, S.A. & Haszprunar, G. (2017): DNA barcoding of crickets, katydids and grasshoppers (Orthoptera) from Central Europe with focus on Austria, Germany and Switzerland. – Molecular Ecology Resources 17 (5): 1037–1053.
- Helbing, F.; Blaeser, T.P.; Löffler, F. & Fartmann, T. (2014a): Response of Orthoptera communities to succession in alluvial pine woodlands. – Journal of Insect Conservation 18: 215–224.
- Helbing, F.; Löffler, F.; Thoms, A. & Fartmann, T. (2014b): Erstfund der Lauchschröcke (*Mecostethus parapleurus*, Hagenbach, 1822b) in den mittleren Bayerischen Kalkalpen. – Articulata 29 (1): 75–78.
- Heller, K.-G. & Mosny, K. (2018): Fund einer Kleinen Strauchschröcke *Yersinella raymondii* (Yersin, 1860) (Orthoptera, Tettigoniidae) im Rhein-Neckar-Raum. – Articulata 33: 69–72.
- Hemp, C. (2000): Ein neues Vorkommen von *Podisma pedestris* (L., 1758) in der Nördlichen Frankenalb (Caelifera: Acrididae, Melanoplinae). – Articulata 15: 243–244.

- Heneberg, P.; Hesoun, P. & Skuhrovec, J. (2016): Succession of arthropods on xerothermophilous habitats formed by sand quarrying: Epigeic beetles (Coleoptera) and orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera and Blattodea). – *Ecological Engineering* 95: 340–356.
- Henle, K.; Alard, D.; Clitherow, J.; Cobb, P.; Firbank, L.; Kull, T.; McCracken, D.; Moritz, R.F.A.; Niemelä, J.; Rebane, M.; Wascher, D.; Watt, A. & Young, J. (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe – a review. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 60–71.
- Heusinger, G. & Gebhardt, W. (2003): Krauss's Höhlenschrecke – *Troglophilus neglectus* Krauss, 1879. – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 141–143.
- Heusinger, G. & Voith, J. (2003): Gewöhnliche Gebirgsschrecke – *Podisma pedestris* (Linneaus, 1758). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 187–190.
- Hiller, G.; Elias, D.; Köhler, M. & Tischew, S. (2020): Förderung der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) – Ziegenrotationsbeweidung auf verbuschten Kalktrockenrasen. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 52: 518–523.
- Hjermann, D.Ø. & Ims, R.A. (1996): Landscape ecology of the wart-biter *Decticus verrucivorus* in a patchy landscape. – *Journal of Animal Ecology* 65: 768–780.
- Hochkirch, A. (2001): Rezente Areal- und Bestandsveränderungen bei Heuschrecken Nordwestdeutschlands (Orthoptera, Saltatoria). – *Verhandlungen. Westdeutscher Entomologentag 2000*: 167–178.
- Hochkirch, A. & Damerau, M. (2009): Rapid range expansion of a wing-dimorphic bush-cricket after the 2003 climatic anomaly. – *Biological Journal of the Linnean Society* 97: 118–127.
- Hochkirch, A. & Rautenberg, T. (2022): Erratum zu „Heuschrecken in Deutschland 2020 – Interessante Heuschreckennachweise auf der Meldeplattform heuschrecken.observation.org aus dem Jahr 2020“ [*Articulata* 36: 61–76]. – *Articulata* 37: 175–176.
- Hochkirch, A.; Nieto, A.; García Criado, M.; Cáliz, M.; Braud, Y.; Buzzetti, F.M.; Chobanov, D.; Odé, B.; Prensa Asensio, J.J.; Willemse, L.; Zuna-Kratky, T.; Barranco Vega, P.; Bushell, M.; Clemente, M.E.; Correas, J.R.; Dusoulier, F.; Ferreira, S.; Fontana, P.; García, M.D.; Heller, K.-G.; Iorgu, I.Ş.; Ivković, S.; Kati, V.; Kleukers, R.; Krištín, A.; Lemonnier-Darcemont, M.; Lemos, P.; Massa, B.; Monnerat, C.; Papapavlou, K.P.; Prunier, F.; Pushkar, T.; Roesti, C.; Rutschmann, F.; Şirin, D.; Skejo, J.; Szövényi, G.; Tzirkalli, E.; Vedenina, V.; Barat Domenech, J.; Barros, F.; Cordero Tapia, P.J.; Defaut, B.; Fartmann, T.; Gomboc, S.; Gutiérrez-Rodríguez, J.; Holuša, J.; Illich, I.; Karjalainen, S.; Kočárek, P.; Korsunovskaya, O.; Liana, A.; López, H.; Morin, D.; Olmo-Vidal, J.M.; Puskás, G.; Savitsky, V.; Stalling, T. & Tumbrinck, J. (2016): European Red List of grasshoppers, crickets and bush-crickets. – Luxembourg (Office for Official Publications of the European Communities): iv + 86 S.
- Hochkirch, A.; Andreä, J.; Bodingbauer, S.; Jacobi, B.; Klein, R.; Paulus, C.; Pittius, U.; Rautenberg, T.; Sändig, S. & Sattler, J. (2020): Heuschrecken in Deutschland 2019 – Interessante Heuschreckennachweise auf der Meldeplattform heuschrecken.observation.org aus dem Jahr 2019. – *Articulata* 35: 93–103.
- Hochkirch, A.; Andreä, J.; Franzen, A.; Jung, C.; Klosinski, V.; Manz, A.; Paulus, C.; Rautenberg, T.; Sander, U.; Schädler, M. & Stalling, T. (2021): Heuschrecken in Deutschland 2020 – Interessante Heuschreckennachweise auf der Meldeplattform heuschrecken.observation.org aus dem Jahr 2020. – *Articulata* 36: 61–76.
- Hochkirch, A.; Franzen, A.; Bähr, H.; Boczki, R.; Bohn, K.; Brauner, O.; Deiters, G.; Froehlich-Schmitt, B.; Harzdorf, M.; Jilg, J.; Koslowski, S.; Lauruschkus, H.; Pahl, J. & Schmitz, M. (2022): Heuschrecken in Deutschland 2021 – Interessante Heuschreckennachweise auf der Meldeplattform heuschrecken.observation.org aus dem Jahr 2021. – *Articulata* 37: 67–82.
- Hölzel, E. (1955): Heuschrecken und Grillen Kärntens. – *Carinthia II, Sonderheft* 19: 1–112.
- Hörren, T.; Bodingbauer, S.; Enß, J. & Rautenberg, T. (2019): Die Ameisengrille *Myrmecophilus acervorum* (Panzer, 1799) im Ballungsraum Ruhrgebiet und ihre aktuelle Verbreitung in Nordrhein-Westfalen (Orthoptera: Gryllotalpoidea: Myrmecophilidae). – *Series Naturalis* 1: 1–8.

- Holuša, J.; Kočárek, P.; Marhoul, P. & Skokanova, H. (2012): *Platycleis vittata* (Orthoptera: Tettigoniidae) in the northwestern part of its range is close to extinction: is this the result of landscape change? – *Journal of Insect Conservation* 16: 295–303.
- Humbert, J.-Y.; Ghazoul, J.; Richner, N. & Walter, T. (2010a): Hay harvesting causes high Orthopteran mortality. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139: 522–527.
- Humbert, J.-Y.; Richner, N.; Sauter, J. & Walter, T. (2010b): Wiesen-Ernteprozesse und ihre Wirkung auf die Fauna. – *ART-Bericht* 724: 1–12.
- Humbert, J.-Y.; Ghazoul, J.; Richner, N. & Walter, T. (2012): Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. – *Biological Conservation* 152: 96–101.
- Hundorf, P.; Hänel, K. & Joest, R. (2021): Heuschreckenfauna auf Vertragsnaturschutzbrachen. – *Natur in NRW* 3/2021: 29–33.
- Husemann, M.; Michalik, A. & Hochkirch, A. (2008): Erstnachweis der Südlichen Eichenschrecke, *Meconema meridionale* (Costa, 1860), in Osna-brück (Niedersachsen). – *Articulata* 23: 77–80.
- ICZN (International Commission of Zoological Nomenclature) (2012): International code of zoological nomenclature. Fourth edition. – URL: <https://www.iczn.org/the-code/the-code-online/> (zuletzt aufgerufen am 15.11.2021).
- Illich, I.; Gottsberger, B. & Zuna-Kratky, T. (2023): Weiter verbreitet als bisher bekannt – der Südalpen-Grashüpfer *Chorthippus eisentrauti* (Ramme, 1931) nördlich des Alpenhauptkammes. – *Articulata* 38: 9–36.
- Ingrisch, S. (1979): Untersuchungen zum Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Embryogenese einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). – *Zoologische Beiträge*, N.F. 25: 343–364.
- Ingrisch, S. (1981): Zur Verbreitung der Orthopteren in Hessen. – *Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Vereins* 6 (2/3): 29–58.
- Ingrisch, S. (1983): Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken. – *Deutsche Entomologische Zeitschrift*, N.F. 30: 1–15.
- Ingrisch, S. (1988): Wasseraufnahme und Trockenresistenz der Eier europäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). – *Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* 92: 117–170.
- Ingrisch, S. & Boekholt, I. (1983): Zur Wahl des Eiablageplatzes durch mitteleuropäische Saltatoria. – *Zoologische Beiträge*, N.F. 28: 33–46.
- Ingrisch, S. & Köhler, G. (1998): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s. l.). – In: Binot, M.; Bless, R.; Boye, P.; Gruttke, H. & Pretschner, P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 252–254.
- lorio, C.; Scherini, R.; Fontana, P.; Buzzetti, F.M.; Kleukers, R.M.J.C.; Odé, B. & Massa, B. (2019): Grasshoppers & Crickets of Italy. A photographic field guide to all the species. – Verona (WBA). – WBA Handbooks 10: 579 S.
- Janßen, B. (2003): Türks Dornschröcke – *Tetrix tuerki* (Krauss, 1876). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 175–177.
- Jerrentrup, J.S.; Wrage-Mönnig, N.; Röver, K.-U. & Isselstein, J. (2014): Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. – *Journal of Applied Ecology* 51: 968–977.
- Joyce, C.B.; Simpson, M. & Casanova, M. (2016): Future wet grasslands: ecological implications of climate change. – *Ecosystem* 2: e01240.
- Junker, E.A. (2003): Ameisengrille – *Myrmecophilus acervorum* (Panzer, [1799]). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 160–162.
- Kämpf, I. & Fartmann, T. (2015): Die Heuschreckenfauna des Nationalparks Unteres Odertal und ihre Veränderungen in den letzten 20 Jahren. – *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal* 11: 101–109.
- Kettermann, M. & Fartmann, T. (2018): Auswirkungen des globalen Wandels auf Heuschrecken – Besiedlung von Steinbrüchen der Westfälischen Bucht (NW-Deutschland) durch die Blauflügelige Sand-schröcke. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50 (1): 23–29.
- Kettermann, M.; Scherer, G.; Drung, M.; Münsch, T.; Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2019): Verbreitung der Ameisengrille *Myrmecophilus acervorum* (Panzer, 1799) (Saltatoria, Gryllidae) im Diemeltal (Ost-westfalen/Nordhessen). – *Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo* N.F. 39 (3/4): 156–159.
- Kettermann, M.; Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2022): Active management fosters species richness of wild bees in limestone quarries. – *Ecological Engineering* 182: 106733.

- Kindvall, O. & Ahlén, I. (1992): Geometrical factors and metapopulation dynamics of the bush cricket, *Metrioptera bicolor* Philippi (Orthoptera: Tettigoniidae). – *Conservation Biology* 6: 520–529.
- Kirschbaum, C.L. (1861): Bericht über die Sitzungen der Mitglieder des Vereins. Dritte Sitzung. Freitag, den 6. September 1861. Bei Wiesbaden gefangene Exemplare von *Pachytylus migratorius* L. – *Jahrbücher des Vereins für Naturkunde im Herzogthum Nassau* 16: 305.
- Klatt, R.; Braasch, D.; Höhnen, R.; Landeck, I.; Machatzi, B. & Vossen, B. (1999): Rote Liste und Artenliste der Heuschrecken des Landes Brandenburg (Saltatoria: Ensifera et Caelifera). – *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 8 (1, Beilage): 1–19.
- Klaus, D. & Matzke, D. (2010): Heuschrecken, Fangschrecken, Schaben und Ohrwürmer. Rote Liste und Artenliste Sachsens. – Dresden (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen): 36 S.
- Kleiner, A. (2013): Mähwiesenmanagement im Zollernalbkreis im Hinblick auf den Artenschutz. – *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 76: 153–178.
- Knipper, H. (1932a): Beiträge zur deutschen Orthopterenfauna. I. *Arcyptera microptera* F. W. und *Gampsocleis glabra* Herbst bei Darmstadt aufgefunden. – *Entomologische Rundschau* 49: 233–235.
- Knipper, H. (1932b): Beiträge zur deutschen Orthopterenfauna. II. Orthopterologische Streifzüge in Deutschland. – *Entomologische Rundschau* 49: 250–252.
- Kočárek, P.; Holuša, J.; Vlk, R. & Marhoul, P. (2013): Rovnokřídli České republiky (Insecta: Orthoptera). – Praha (Academia): 285 S.
- Köhler, G. (1985): *Stenobothrus crassipes* (Charp., 1825) (Orthoptera, Acrididae) – Erstnachweis für das Gebiet der DDR. – *Entomologische Nachrichten und Berichte* 29: 217–219.
- Köhler, G. (1988): Zur Heuschreckenfauna der DDR – Artenspektrum, Arealgrenzen, Faunenveränderung (Insecta, Orthoptera: Saltatoria). – *Faunistische Abhandlungen, Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden* 16: 1–21.
- Köhler, G. (1996): The ecological background of population vulnerability in Central European grasshoppers and bush-cricket: a brief review. – In: Settele, J.; Margules, C.R.; Poschlod, P. & Henle, K. (Eds.): *Species survival in fragmented landscapes*. – Dordrecht (Kluwer): 290–298.
- Köhler, G. (1999): Ökologische Grundlagen von Aussterbeprozessen. – Bielefeld (Laurenti): 253 S.
- Köhler, G. (2001): Fauna der Heuschrecken (Ensifera et Caelifera) des Freistaates Thüringen. – *Naturschutzreport* 17: 1–378.
- Köhler, G. (2020): Checkliste der wild lebenden Heuschrecken (Insecta: Orthoptera) Thüringens. 5., aktualisierte u. erweiterte Fassung: Stand: Mai 2020. – *Check-Listen Thüringer Insekten und Spinnentiere* 28: 13–28.
- Köhler, G. (2021a): Rote Liste der Heuschrecken (Insecta: Orthoptera) Thüringens. 5. Fassung, Stand: 05/2020. – *Naturschutzreport* 30: 118–124.
- Köhler, G. (2021b): Zur Habitatcharakteristik des Schwarzfleckigen Heidegrashüpfers, *Stenobothrus nigromaculatus* (Herrich-Schäffer, 1840b), bei Jena/Thüringen (Insecta: Saltatoria, Acrididae). – *Thüringer Faunistische Abhandlungen* 26: 99–110.
- Köhler, G. & Berger, D. (2017): Älteste Belege des Zwerggrashüpfers, *Stenobothrus crassipes* (Charpentier, 1825), vom Kyffhäuser/Thüringen im Museum für Tierkunde (Senckenberg Naturhistorische Sammlungen Dresden). – *Articulata* 32: 87–96.
- Köhler, G.; Ebeling, A. & Schumacher, J. (2019): Untersuchungen an einer Wildpopulation adulter *Isophya kraussii* Brunner von Wattenwyl, 1878 bei Jena/Thüringen (Orthoptera: Phaneropteridae). – *Articulata* 34: 57–70.
- Köhler, G.; Krech, M.; Korsch, H. & Worschech, K. (2022a): Verbreitung und Biotopbindung des Rotleibigen Grashüpfers, *Omocestus haemorrhoidalis* (Charpentier, 1825a), in Thüringen (Insecta: Orthoptera, Acrididae). – *Thüringer Faunistische Abhandlungen* 27: 99–127.
- Köhler, G.; Worschech, K.; Krech, M. & Korsch, H. (2022b): Die Südliche Eichenschrecke (*Meconema meridionale* A. Costa, 1860b) in Thüringen (Orthoptera: Meconematidae). – *Mitteilungen des Thüringer Entomologenverbandes* 29 (1): 9–30.
- König, S. (2024): Alpen-Nachtigall-Grashüpfer – *Chorthippus eisentrauti* (Ramme, 1931). – In: Fartmann, T. & Poniatowski, D. (Hrsg.): *Verbreitungsatlas der Fang- und Heuschrecken Deutschlands*. – Stuttgart (Ulmer).
- König, S.; Krauss, J.; Keller, A.; Bofinger, L. & Steffan-Dewenter, I. (2022): Phylogenetic relatedness of food plants reveals highest insect herbivore specialization at intermediate temperatures along a broad climatic gradient. – *Global Change Biology* 28: 4027–4040.

- König, S.; Krauss, J.; Classen, A.; Hof, C.; Prietzel, M.; Wagner, C. & Steffan-Dewenter, I. (2024): Micro and macroclimate interactively shape diversity, niches and traits of Orthoptera communities along elevational gradients. – *Diversity and Distributions (Early View)*.
- Kohlmann, T. (1997): Zur Besiedlung von Ackerbrachen des Münsterlandes durch Heuschrecken. – *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie* 3: 165–171.
- Krausch, H.-D. (1967): Heuschreckenplagen im Gubener Land. – *Gubener Heimatkalendar* 12: 84–92.
- Krauss, J.; Alfert, T. & Steffan-Dewenter, I. (2009): Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. – *Journal of Applied Ecology* 46: 194–202.
- Krech, M. & Köhler, G. (2021): Die Wanstschrecke, *Polysarcus denticauda* (Charpentier, 1825) (Insecta: Orthoptera: Phaneropteridae), und ihre Lebensräume an der Raststätte Eichelborn-Nord, 2016–2021. – *Vernate* 40: 215–244.
- Kronshage, A. (2009): Zum Vorkommen der Blauflügeligen Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*) in Paderborn. – *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Paderborn* 12/2009: 21–27.
- Kuhn, K. (2003): Fluss-Strandschrecke – *Epacromius tergstinus* (Charpentier, 1825). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): *Heuschrecken in Bayern*. – Stuttgart (Ulmer): 219–220.
- Kuhn, K. (2005): Die Kiesbänke des Tagliamento (Friaul, Italien). Ein Lebensraum für Spezialisten im Tierreich. – *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 70: 37–44.
- Lakeberg, H. (2000): Auswirkungen einer Artenschutzmaßnahme für die Gewöhnliche Gebirgsschrecke *Podisma pedestris* Linné 1758. – *Articulata* 15: 109–112.
- Landeck, I.; Bimüller, E. & Wiedemann, D. (1999): Die Heuschreckenfauna (Orthoptera) des Naturschutzgebietes Forsthaus Präsa (Landkreis Elbe-Elster/Brandenburg). – *Articulata* 14: 101–125.
- Landeck, I.; Eiser, C.; Ludwig, I. & Thümmel, G. (2013): Zur aktuellen Verbreitung der Europäischen Gottesanbeterin, *Mantis religiosa* Linnaeus, 1758 (Mantodea, Mantidae), im Land Brandenburg. – *Märkische Entomologische Nachrichten* 15: 227–248.
- Laußmann, H. (1999): Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria). – *Agrarökologie* 34: 1–215.
- Lehmann, A.W. (2004): Die Kurzflügel-Dornschrecke *Tetrix (bipunctata) kraussi* Saulcy, 1888: eine misachtete (Unter-)Art. – *Articulata* 19: 227–228.
- Lehmann, A.W.; Klatt, R.; Landeck, I.; Machatzi, B.; Hennigs, S.; Brauner, O.; Oldorff, S. & Lehmann, G.U.C. (2016): Fokusarten für die Erfassung zur Gefährdungsanalyse der Heuschrecken (Orthoptera) in Brandenburg und Berlin. – *Articulata* 31: 23–44.
- Lemke, H.; Löffler, F. & Fartmann, T. (2010): Habitat- und Nahrungspräferenzen des Kiesbank-Grashüpfers (*Chorthippus pullus*) in Südbayern. – *Articulata* 25 (2): 133–149.
- Lemma, J.; Andrzejak, M.; Compagnoni, A.; Knight, T.M. & Korell, L. (2021): Climate change and grassland management interactively influence the population dynamics of *Bromus erectus* (Poaceae). – *Basic and Applied Ecology* 56: 226–238.
- Linnaeus, C. (1758): *Systema naturæ per regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Tomus I. Editio decima, reformata*. – Stockholm (L. Salvius): 823 S.
- Löffler, F. & Fartmann, T. (2017): Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 248: 71–81.
- Löffler, F.; Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2019): Response of Orthoptera communities to global change across different grassland habitats in a Central European low-mountain range. – *Biological Conservation* 236: 315–323.
- Löffler, F.; Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2020): Extinction debt across three taxa in well-connected calcareous grasslands. – *Biological Conservation* 246: 108588.
- Ludwig, G. & Schnittler, M. (2007): Ein verbessertes Verfahren zur Ermittlung der Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Arten. – *Natur und Landschaft* 82 (12): 536–540.
- Ludwig, G.; Haupt, H.; Gruttke, H. & Binot-Hafke, M. (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. – In: Haupt, H.; Ludwig, G.; Gruttke, H.; Binot-Hafke, M.; Otto, C. & Pauly, A. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1): 23–71.
- Lüker-Jans, N.; Simmering, D. & Otte, A. (2017): The impact of biogas plants on regional dynamics of permanent grassland and maize area – the example of Hesse, Germany (2005–2010). – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 241: 24–38.

- Lunau, C. (1950): Zur Heuschreckenfauna Schleswig-Holsteins. – Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 24: 51–56.
- Maas, S. & Staudt, A. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken und Fangschrecken (Orthoptera et Mantodea) des Saarlandes. – Saarbrücken, Landsweiler-Reden (Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz des Saarlandes & Delattinia e.V.): 9 S.
- Maas, S.; Detzel, P. & Staudt, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 898 86 015 des Bundesamtes für Naturschutz. – Münster (Landwirtschaftsverlag): 401 + I–XVI S.
- Maas, S.; Detzel, P. & Staudt, A. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) Deutschlands. – In: Binot-Hafke, M.; Balzer, S.; Becker, N.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Strauch, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3): 577–606.
- Maciej, P.; Beinlich, B. & Liebelt, R. (2018): Die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) – Anmerkungen zur Art im Kontext des Klimawandels. – Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser 27: 15–24.
- Maes, D. & Bonte, D. (2006): Using distribution patterns of five threatened invertebrates in a highly fragmented dune landscape to develop a multispecies conservation approach. – Biological Conservation 133: 490–499.
- Marini, L.; Fontana, P.; Battisti, A. & Gaston, K.J. (2009): Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. – Agriculture, Ecosystems and Environment 132: 232–236.
- Martinet, F. & Dubost, M. (1992): Die letzten naturnahen Alpenflüsse. Versuch einer Bestandsaufnahme. – CIPRA 11: 11–60.
- Marzelli, M. (1997): Untersuchungen zu den Habitatsprüchen der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und ihre Bedeutung für das Habitatmanagement. – Articulata 12: 107–121.
- Massa, B. & Fontana, P. (2011): Supraspecific taxonomy of Palaearctic Platycleidini with unarmed prosternum: a morphological approach (Orthoptera: Tettigoniidae, Tettigoniinae). – Zootaxa 2837: 1–47.
- Massa, B.; Fontana, P.; Buzzetti, F.M.; Kleukers, R. & Odé, B. (2012): Fauna d'Italia Vol. XLVIII. Orthoptera. – Milano (Calderini): 563 S.
- Meier, T.; Hensen, I.; Partzsch, M. & Becker, T. (2022): Are climate change and airborne nitrogen deposition responsible for vegetation changes in a central German dry grassland between 1995 and 2019? – Tuexenia 42: 165–200.
- Meineke, T. & Thiele, A. (2006): Die Rotflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) im Jonastal bei Arnstadt. Bestandsentwicklung nach der Durchführung von Landschaftspflegemaßnahmen. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 43: 20–26.
- Messer, J. & Kladny, M. (2017): Verhalten, Habitatwahl und Ausbreitung des Weinhähnchens *Oecanthus pellucens* (Scopoli, 1763) im Ruhrgebiet. – Decheniana 170: 127–143.
- Meyer, F.; Kordges, T. & Sinsch, U. (2020): Kreuzkröte (*Epidalea calamita*). – In: Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien: Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien (Amphibia) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (4): 48–49.
- Moinardeau, C.; Mesléard, F.; Ramone, H. & Dutoit, T. (2019): Short-term effects on diversity and biomass on grasslands from artificial dykes under grazing and mowing treatments. – Environmental Conservation 46: 132–139.
- Moritz, R.; Moritz, N.; Meyer, S. & Nippgen, K. (2022): Neuer Nachweis der Bedornten Höhlenschrecke (*Troglophilus neglectus* Krauss, 1879) außerhalb des bisherigen Verbreitungsmusters in Sachsen – (Orthoptera, Rhaphidophoridae, Troglophilinae). – Entomologische Nachrichten und Berichte 66: 145–147.
- Moser, V.; Baur, H.; Lehmann, A.W. & Lehmann, G.U.C. (2021): Two species? – Limits of the species concepts in the pygmy grasshoppers of the *Tetrix bipunctata* complex (Orthoptera, Tetrigidae). – ZooKeys 1043: 33–59.
- Müller, M. & Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. – Naturschutz und Landschaftsplanung 42: 212–217.
- Münsch, T. & Fartmann, T. (2022): Limestone quarries are the most important refuge for a formerly widespread grassland butterfly. – Insect Conservation and Diversity 15: 200–212.
- Nadig, A. (1991): Die Verbreitung der Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) auf einem Diagonalprofil durch die Alpen (Inntal-Maloja-Bregaglia-Lago di Como-Furche). – Jahresberichte der Naturforschenden Gesellschaft Graubünden 106: 1–360.

- Niehuis, M. & Pfeifer, M.A. (2011): Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer – *Stenobothrus nigromaculatus* (Herich-Schäffer, 1840). – In: Pfeifer, M.A.; Niehuis, M. & Renker, C. (Hrsg.): Die Fang- und Heuschrecken in Rheinland-Pfalz. – Mainz (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz). – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 41: 481–486.
- Niehuis, M.; Pfeifer, M.A. & Renker, C. (2011a): Kleine Höckerschrecke – *Arcyptera microptera* (Fischer von Waldheim, 1833a). – In: Pfeifer, M.A.; Niehuis, M. & Renker, C. (Hrsg.): Die Fang- und Heuschrecken in Rheinland-Pfalz. – Mainz (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz). – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 41: 441–443.
- Niehuis, M.; Pfeifer, M.A. & Renker, C. (2011b): Rotflügelige Ödlandschrecke – *Oedipoda germanica* (Latreille, [1804]). – In: Pfeifer, M.A.; Niehuis, M. & Renker, C. (Hrsg.): Die Fang- und Heuschrecken in Rheinland-Pfalz. – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 41: 407–418.
- Observation.org (2018–2020): Heuschreckenatlas Deutschland. – URL: <https://heuschrecken.observation.org/> (zuletzt aufgerufen am 16.12.2021).
- Ogan, S.; Paulus, C.; Froehlich, C.; Renker, C.; Kolwelter, C.; Schendzielorz, M.; Danielczak, A.; Müller, K.; Eulerling, H. & Hochkirch, A. (2022): Re-surveys reveal biotic homogenization of Orthoptera assemblages as a consequence of environmental change. – *Diversity and Distributions* 28 (9): 1795–1809.
- Olthoff, M.; Hannig, K.; Raupach, M.J.; Schäfer, P. & Sonnenburg, H. (2017): Ein westfälischer Nachweis der Ameisengrille *Myrmecophilus acervorum* (Panzer, 1799) an der nordwestlichen Verbreitungsgrenze. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde Münster* 86: 87–96.
- Oppermann, R. & Krismann, A. (2003): Schonende Bewirtschaftungstechnik für artenreiches Grünland. – In: Oppermann, R. & Gujer, H.U. (Hrsg.): Artenreiches Grünland bewerten und fördern. – Stuttgart (Ulmer): 110–116.
- Ortner, A. (2017): Fluss-Strandschrecke *Epacromius tergstinus* (Megerle von Mühlfeld, 1825). – In: Zuna-Kratky, T.; Landmann, A.; Illich, I.; Zechner, L.; Essl, F.; Lechner, K.; Ortner, A.; Weißmair, W. & Wöss, G. (Hrsg.): Die Heuschrecken Österreichs. – Linz (Oberösterreichisches Landesmuseum, Biologiezentrum). – *Denisia* 39: 638–641.
- Ott, J. (2014): Die Grüne Strandschrecke (*Aiolopus thalassinus*) (Fabricius, 1781) erobert die Westpfalz (Orthoptera: Acrididae). – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 12 (4): 1523–1526.
- Pankratius, U. (2004): Nachweis von *Acrotylus patruelis* (H.S. 1838) in Nürnberg. – *Articulata* 19: 53–59.
- Paulus, C. (2021): Ausbreitung der Großen Schiefkopfschrecke *Ruspolia nitidula* (Scopoli, 1786) im südwestlichen Rheinland-Pfalz. – *Articulata* 36: 31–42.
- Pfeifer, M.A. (2006): Arealexansion der Vierpunktigen Sichelschrecke (*Phaneroptera nana*): ein weiterer Nachweis in der nördlichen Oberrheinebene. – *Pollichia-Kurier* 22 (3): 21–22.
- Pfeifer, M.A. (2012): Heuschrecken und Klimawandel. Ausbreitung vor allem südlicher Fang- und Heuschreckenarten in Rheinland-Pfalz. – *Natur und Landschaft* 44 (7): 205–212.
- Pfeifer, M.A. (2014): Die Heu- und Fangschrecken von Rheinland-Pfalz im Klimawandel. – *BfN-Skripten* 357: 81–83.
- Pfeifer, M.A. (2020): Nachweis einer Einschleppung der Griechischen Marmorierten Strauschschrecke – *Eupholidoptera megastyla* (Ramme, 1939) (Saltatoria: Tettigoniidae) – nach Deutschland. – *Mitteilungen der Pollichia* 100: 153–156.
- Pfeifer, M.A.; Kiefer, A.; Renker, C. & Simon, L. (2011): Krauss' Höhlenschrecke – *Troglophilus neglectus* Krauss, 1879. – In: Pfeifer, M.A.; Niehuis, M. & Renker, C. (Hrsg.): Die Fang- und Heuschrecken in Rheinland-Pfalz. – Mainz (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz). – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 41: 290–292.
- Pfeifer, M.A.; Renker, C.; Hochkirch, A.; Braun, M.; Braun, U.; Schlotmann, F.; Weitzel, M. & Simon, L. (2019): Rote Liste und Gesamtartenliste der Geradflügler (Heuschrecken, Fangschrecken, Ohrwürmer und Schaben) in Rheinland-Pfalz. – Mainz (Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz): 55 S.
- Pfeuffer, E. (2015): Zum Habitat der Fluss-Strandschrecke *Epacromius tergstinus ponticus* (Karny, 1907). – *Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schwaben* 119: 93–101.
- Pfeuffer, E. (2020): Biotopvielfalt in Wildflussauen am Beispiel von Heuschreckenhabitaten der einstigen Aue des außeralpinen Lechs. – *Articulata* 35: 133–148.
- Philippi, R.A. (1830): Orthoptera Berolinensia. *Dissertatio Inauguralis Entomologica. Ferdinandi Nietackii, Berolini*. IV + 47 S. + 2 Tafeln.

- Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2005): Die Ökologie von Roesels Beißschrecke (*Metrioptera roeselii*) im Feuchtgrünland der Medebacher Bucht (Südwestfalen). – *Articulata* 20: 85–111.
- Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2006): Die Heuschreckenfauna der Magerrasen-Komplexe des Diemeltals (Ostwestfalen/Nordhessen). – *Articulata* 21: 1–23.
- Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2008): The classification of insect communities: Lessons from Orthoptera assemblages of semi-dry calcareous grasslands in central Germany. – *European Journal of Entomology* 105: 659–671.
- Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2010): What determines the distribution of a flightless bushcricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? – *Journal of Insect Conservation* 14: 637–645.
- Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2023): Das deutsche Heuschreckenportal „OrthopteraWeb“ – Ein Werkzeug zur Erfassung und Pflege von Beobachtungsdaten im digitalen Zeitalter. – *Natur und Landschaft* 89 (6/7): 322–323.
- Poniatowski, D.; Heinze, S. & Fartmann, T. (2012): The role of macropters during range expansion of a wing-dimorphic insect species. – *Evolutionary Ecology* 26: 759–770.
- Poniatowski, D.; Münsch, T.; Helbing, F. & Fartmann, T. (2018a): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels. – *Natur und Landschaft* 93 (12): 553–561.
- Poniatowski, D.; Stuhldreher, G.; Löffler, F. & Fartmann, T. (2018b): Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. – *Biological Conservation* 225: 237–244.
- Poniatowski, D.; Beckmann, C.; Löffler, F.; Münsch, T.; Helbing, F.; Samways, M.J. & Fartmann, T. (2020): Relative impacts of land-use and climate change on grasshopper range shifts have changed over time. – *Global Ecology and Biogeography* 29 (12): 2190–2202.
- Poschlod, P. (2017): Geschichte der Kulturlandschaft: Entstehungsursachen und Steuerungsfaktoren der Entwicklung der Kulturlandschaft, Lebensraum- und Artenvielfalt in Mitteleuropa. 2., aktualisierte Auflage. – Stuttgart (Ulmer): 320 S.
- Poschlod, P. & Braun-Reichert, R. (2017): Small natural features with large ecological roles in ancient agricultural landscapes of Central Europe – history, value, status, and conservation. – *Biological Conservation* 211: 60–68.
- Poschlod, P.; Tränkle, U.; Böhmer, J. & Rahmann, H. (1997): Steinbrüche und Naturschutz: Sukzession und Renaturierung. – Landsberg (Ecomed): 486 S.
- Poschlod, P.; Bakker, J.F. & Kahmen, S. (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. – *Basic and Applied Ecology* 6: 93–98.
- Poschmann, C.; Unterberg, U.; Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2009): Ökologie der Kurzflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* (Latreille, 1804) im Feuchtgrünland des Münsterlandes (Nordwestdeutschland). – *Articulata* 24: 49–67.
- Radlmair, S. (2003): Sumpfgrashüpfer – *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 303–305.
- Ramme, W. (1913): Nachtrag zur Orthopterenfauna Brandenburgs. – *Berliner Entomologische Zeitschrift* 58: 226–235.
- Ramme, W. (1920): Orthopterologische Beiträge. – *Archiv für Naturgeschichte, Abt. A* 86: 81–166.
- Reich, M. (1991): Struktur und Dynamik einer Population von *Bryodema tuberculata* (Fabricius, 1775) (Saltatoria, Acrididae). – Dissertation. – Ulm (Universität Ulm): 105 S.
- Reich, M. (2003): Gefleckte Schnarrschrecke – *Bryodemella tuberculata* (Fabricius, 1775). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 203–205.
- Reich, M. (2006): Linking metapopulation structures and landscape dynamics: grasshoppers (Saltatoria) in alluvial floodplains. – *Articulata, Beiheft* 11: 1–154.
- Reinhardt, K.; Köhler, G.; Maas, S. & Detzel, P. (2005): Low dispersal ability and habitat specificity promote extinctions in rare but not in widespread species: the Orthoptera of Germany. – *Ecography* 28 (5): 593–602.
- Renker, C.; Groh, K.; Pfeifer, M.A. & Wiese, A. (2019): Neue Funde der Großen Schiefkopfschrecke – *Ruspolia nitidula* (Scopoli, 1786) (Orthoptera: Tettigoniida) in Rheinland-Pfalz. – *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* 56: 243–248.
- Richter, K. (2004): *Stenobothrus nigromaculatus* (Herich-Schäffer, 1840) Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer. – In: Wallaschek, M.; Langner, T.J. & Richter, K. (Hrsg.): Die Geradflügler des Landes Sachsen-Anhalt (Insecta: Dermaptera, Mantodea, Blattoptera, Ensifera, Caelifera). – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft* 5: 164–165.

- Ridding, L.E.; Watson, S.C.L.; Newton, A.C.; Rowland, C.S. & Bullock, J.M. (2020): Ongoing, but slowing, habitat loss in a rural landscape over 85 years. – *Landscape Ecology* 35: 257–273.
- Röber, H. (1951): Die Dermapteren und Orthopteren Westfalens in ökologischer Betrachtung. – *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen* 14: 1–60.
- Röller, O. (2011): Ein Nachweis der Großen Schiefkopfschrecke (*Ruspolia nitidula*) am Ortsrand von Haßloch. – *Pollichia-Kurier* 27: 36.
- Röller, O. & Sturm, M. (2017): Erster Populationsnachweis der Atlantischen Bergschrecke, *Antaxius pedestris* (Fabricius, 1787) in Deutschland (Saltatoria, Tettigoniidae). – *Entomologische Nachrichten und Berichte* 61: 55–58.
- Roesti, C. & Rutschmann, F. (2023): *Epacromius tergestinus* (Megerle von Mühlfeld, 1825). – URL: <http://www.orthoptera.ch> (zuletzt aufgerufen am 03.01.2023).
- Rohde, K.; Hau, Y.; Kranz, N.; Weinberger, J.; Elle, O. & Hochkirch, A. (2017): Climatic effects on population declines of a rare wetland species and the role of spatial and temporal isolation as barriers to hybridization. – *Functional Ecology* 31 (6): 1262–1274.
- Rote-Liste-Team im BfN (2021): Gefährdungsanalyse für die Roten Listen der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze. – Manuskript. – 2. korrigierte Fassung der 2016 auf der Rote-Liste-Autorentagung verabschiedeten Version: 9 S.
- Roth, T.; Kohli, L.; Rihm, B.; Meier, R. & Amrhein, V. (2021): Negative effects of nitrogen deposition on Swiss butterflies. – *Conservation Biology* 35: 1766–1776.
- Rudow, F. (1873): Systematische Uebersicht der Orthopteren Nord- und Mitteldeutschlands. – *Zeitschrift für die Gesamten Naturwissenschaften, N.F.* 8: 281–317.
- Rudy, H. (1925): Die Wanderheuschrecke *Locusta migratoria* L. phasa migratoria L. et phasa danica L. Beiträge zu einer Monographie. – *Badische Blätter für Schädlingsbekämpfung Sonderbeilage*: 1–34.
- Sachteleben, J. (2003): Kleiner Heidegrashüpfer – *Stenobothrus stigmaticus* (Rambur, [1838]). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): *Heuschrecken in Bayern*. – Stuttgart (Ulmer): 247–250.
- Sändig, S. & Fritze, M.-A. (2022): Erstnachweis der Gestreiften Sumpfgrille *Pteronemobius lineolatus* (Brullé, 1835) für Deutschland. – *Articulata* 37: 47–58.
- Sahlberg, J. (1893): *Tettix* Charp. – *Meddelanden af Societas pro Fauna et Flora Fennica* 19: 43–48.
- Sardet, É.; Roesti, C. & Braud, Y. (2021): *Grasshoppers of Britain and Western Europe – a photographic guide*. – London (Bloomsbury): 304 S.
- Schädler, M. (2004): *Stenobothrus crassipes* (Charpentier, 1825) Zwerggrashüpfer. – In: Wallaschek, M.; Langner, T.J. & Richter, K. (Hrsg.): *Die Geradflügler des Landes Sachsen-Anhalt (Insecta: Dermaptera, Mantodea, Blattoptera, Ensifera, Caelifera)*. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft* 5: 166–167.
- Schädler, M. (2009): Ein neues Vorkommen des Zwerggrashüpfers, *Stenobothrus crassipes* (Charpentier, 1825) (Caelifera, Acrididae), in Deutschland. – *Entomologische Nachrichten und Berichte* 53 (3–4): 203–206.
- Schädler, M. & Stadler, J. (2000): Verbreitung und Lebensraum des Kiesbank-Grashüpfers, *Chorthippus pullus* (Philippi, 1830) (Acrididae: Gomphocerinae), in Sachsen. – *Articulata* 15: 7–15.
- Schädler, M.; Nicolai, B.; Schäfer, B. & Schulze, M. (2019): Aktuelle Funde südlich verbreiteter Insektenarten (Blattodea, Mantodea, Orthoptera, Odonata) in Mittel- und Ostdeutschland (Sachsen-Anhalt, Sachsen, Brandenburg, Thüringen). – *Entomologische Nachrichten und Berichte* 63 (3): 269–279.
- Schäfer, B. (2013): Nachweis der Heideschrecke *Gampsocleis glabra* (Herbst, 1786) (Ensifera) in der Colbitz-Letzlinger Heide (Sachsen-Anhalt). – *Articulata* 28: 115–126.
- Schäfer, B. & Hennigs, S. (2020): Nachweis der Heideschrecke *Gampsocleis glabra* (Herbst, 1786) (Ensifera) in der Altengrabower sowie in der Kletzer Heide (Brandenburg/Sachsen-Anhalt). – *Articulata* 35: 117–127.
- Schirmel, J. & Fartmann, T. (2013): Coexistence of two related bush-cricket species (Orthoptera: *Tettigonia caudata*, *T. viridissima*) in an agricultural landscape. – *Biologia* 68: 510–516.
- Schirmel, J. & Niehuis, M. (2011): Nachweis der Großen Schiefkopfschrecke – *Ruspolia nitidula* (Scopoli, 1786) – in Rheinland-Pfalz. – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 12: 311–314.
- Schirmel, J.; Mantilla-Contreras, J.; Blindow, I. & Fartmann, T. (2011): Impacts of succession and grass encroachment on Orthoptera in heathlands. – *Journal of Insect Conservation* 15: 633–642.
- Schirmer, C. (1912): Über einige seltene Orthopteren der Umgebung Berlins. – *Archiv für Naturgeschichte, Abt. A* 78: 141–142.

- Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.) (2003): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 480 S.
- Schlumprecht, H.; Ebertshäuser, M. & Waeber, G. (2022): Artenhilfsprogramm Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer *Stenobothrus nigromaculatus* – Überprüfung der Vorkommen in Nordbayern und Empfehlungen zur Erhaltung und Förderung. – Augsburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt): 179 S.
- Schmidt, C. & Schmitt, T. (2011): Vorkommen der Ameisengrille (*Myrmecophilus acervorum* [Panzer, 1799]) im Bochumer Raum. – Online-Veröffentlichungen des Bochumer Botanischen Vereins 3 (3): 25–32.
- Schoof, N.; Luick, R.; Zehm, A.; Morhard, J.; Nickel, H.; Renk, J.; Schaefer, L. & Fartmann, T. (2024): Naturverträgliche Mahd von Grünland und Pflege von Straßenbegleitgrün – Technik, Verfahren, Auswirkungen und Empfehlungen für die Praxis. – Karlsruhe (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg). – Naturschutz-Praxis, Landschaftspflege 4.
- Schreiber, R. & Nunner, A. (2003): Wanstschrecke – *Polysarcus denticauda* (Charpentier 1825). – In: Schlumprecht, H. & Waeber, G. (Hrsg.): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 90–92.
- Schuch, S.; Bock, J.; Leuschner, C.; Schäfer, M. & Wesche, K. (2011): Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. – *Journal of Insect Conservation* 15: 811–822.
- Schüle, M.; Heinken, T. & Fartmann, T. (2023): Long-term effects of environmental alterations in protected grasslands – Land-use history determines changes in plant species composition. – *Ecological Engineering* 188: 106878.
- Schuhmacher, O. & Kelm, H.-J. (2021): Expansion der Feldgrille (*Gryllus campestris*) in den Dürre-Jahren 2018–2020 im Nordosten Niedersachsens (LK Lüchow-Dannenberg). – *Articulata* 36: 105–112.
- Schwarz, C. & Fartmann, T. (2022): Traditional grazing management creates heterogeneous swards and fosters grasshopper densities. – *Insect Science* 29: 1805–1818.
- Schwarz, C.J.; Keller, M. & Berger, D. (2017): Neues zur Gottesanbeterin, *Mantis religiosa* Linnaeus, 1758, (Mantodea, Mantidae), dem Insekt des Jahres 2017. – *Entomologische Nachrichten und Berichte* 61 (1): 1–18.
- Sczepanski, S. & Jacobi, B. (2005): Notizen zur Ausbreitung der Südlichen Eichenschrecke (*Meconema meridionale* Costa) in Nordrhein-Westfalen (Insecta: Saltatoria). – *Natur und Heimat* 65 (1): 1–6.
- Seehausen, M. (2016): Ein neuer Fundort von *Aiolopus thalassinus* (Fabricius, 1781) an der nördlichen Verbreitungsgrenze in Hessen (Orthoptera: Acrididae). – *Articulata* 31: 45–48.
- Sobczyk, T. & Trampenau, M. (2011): Zum aktuellen Auftreten der Italienischen Schönschrecke (*Calliptamus italicus*) in der Oberlausitz, Sachsen (Caelifera: Acrididae). – *Sächsische Entomologische Zeitschrift* 6: 90–95.
- Statistisches Bundesamt (2022): Feldfrüchte und Grünland. Ackerland nach Hauptfruchtgruppen und Fruchtarten. – URL: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/ackerland-hauptnutzungsarten-kulturarten.html> (zuletzt aufgerufen am 14.03.2023).
- Stelter, C.; Reich, M.; Grimm, V. & Wissel, C. (1997): Modelling persistence in dynamic landscapes: lessons from a metapopulation of the grasshopper *Bryodema tuberculata*. – *Journal of Animal Ecology* 66: 508–518.
- Stenger, M. (2020): Schrecken ohne Ende im Rheingraben – Zur aktuellen Verbreitung der Europäischen Gottesanbeterin, *Mantis religiosa religiosa* Linnaeus, 1758 (Mantodea, Mantidae), in Baden-Württemberg. – *Articulata* 35: 105–116.
- Stiles, W.A.V.; Rowe, E.C. & Dennis, P. (2017): Long-term nitrogen and phosphorus enrichment alters vegetation species composition and reduces carbon storage in upland soil. – *Science of the Total Environment* 593: 688–694.
- Stolzenburg, U. (2011): Wiederentdeckung der Italienischen Schönschrecke *Calliptamus italicus* (Linnaeus, 1758) in Sachsen (Saltatoria). – *Entomologische Nachrichten und Berichte* 55 (2/3): 175–177.
- Stoutjesdijk, P. & Barkmann, J.J. (1992): Microclimate, Vegetation and Fauna. – *Knivsta (Opulus)*: 234 S.
- Straube, S. (2013): Zur Biologie und Ökologie der Ödlandschrecken *Sphingonotus caerulans* (L.) und *Oedipoda caerulescens* (L.) (Caelifera, Acrididae) unter Berücksichtigung verschiedener Bedingungen in einer mitteldeutschen Flusslandschaft. – *Aachen (Shaker)*: 274 S.
- Streitberger, M.; Ackermann, W.; Fartmann, T.; Kriegel, G.; Ruff, A.; Balzer, S. & Nehring, S. (2016): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 147: 1–367.

- Stübing, S.; Hundertmark, I. & Geske, C. (2019a): Vorkommen und Ausbreitung der Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) in Hessen. – *Articulata* 34: 139–145.
- Stübing, S.; Hundertmark, I. & Reiners, T.E. (2019b): Beobachtungen zur Ausbreitung von Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens*), Vierpunktiger Sichel-schrecke (*Phaneroptera nana*) und Südlicher Grille (*Eumodicogryllus bordigalensis*) in Hessen. – *Articulata* 34: 127–138.
- Stuhldreher, G. & Fartmann, T. (2018): Threatened grassland butterflies as indicators of microclimatic niches along an elevational gradient – Implications for conservation in times of climate change. – *Ecological Indicators* 94: 83–98.
- Sturm, P.; Zehm, A.; Baumbach, H.; Brackel, W. von; Verbücheln, G.; Stock, M. & Zimmermann, F. (2018): Grünlandtypen. Erkennen - Nutzen - Schützen. – Wiebelsheim (Quelle & Meyer): 344 S.
- Termaat, T.; Van Strien, A.J.; Van Grunsven, R.H.A.; Knijf, G. de; Bjelke, U.; Burbach, K.; Conze, K.-J.; Goffart, P.; Hepper, D.; Kalkman, V.J.; Motte, G.; Prins, M.D.; Prunier, F.; Sparrow, D.; Van den Top, G.G.; Vanappelghem, C.; Winterholler, M. & WallisDeVries, M.F. (2019): Distribution trends of European dragonflies under climate change. – *Diversity and Distributions* 25 (6): 936–950.
- Thorn, S.; König, S.; Fischer-Leipold, O.; Gombert, J.; Griesse, J. & Thein, J. (2022): Temperature preferences drive additive biotic homogenization of Orthoptera assemblages. – *Biology Letters* 18: 20220055.
- Tillmanns, O. (2007): Ein neuer Fund von *Myrmecophilus acervorum* (Panzer, 1799) an der nordwestlichen Verbreitungsgrenze. – *Articulata* 22 (1): 99–101.
- Tockner, K. & Stanford, J.A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. – *Environmental Conservation* 29: 308–330.
- Török, P.; Valkó, O.; Deák, B.; Kelemen, A. & Tóthmérész, B. (2014): Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. – *PLoS ONE* 9: e97095.
- Trautner, J. & Hermann, G. (2008): Die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum* L., 1758) im Aufwind – Erkenntnisse aus dem zentralen Baden-Württemberg. – *Articulata* 23 (2): 37–52.
- Treiber, R. (2016): Klimabedingte Ausbreitung der Großen Schiefkopfschrecke in Baden-Württemberg. – *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 78: 307–323.
- Tropek, R.; Kadlec, T.; Karesova, P.; Spitzer, L.; Kočárek, P.; Malenovský, I.; Banar, P.; Tuf, I.H.; Hejda, M. & Konvička, M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. – *Journal of Applied Ecology* 47: 139–147.
- Van Elst, A. & Schulte, T. (1995): Freilandfunde der Südlichen Grille, *Tartarogryllus burdigalensis* (Latr., 1804) und der 'Exotische Grille', *Gryllodes sigillatus* (Walk., 1869) (Orthoptera: Gryllidae) im südlichen Rheinland-Pfalz. – *Articulata* 10 (2): 185–191
- Van Klink, R.; Van der Plas, F.; Van Noordwijk, C.G.E.; WallisDeVries, M.F. & Olff, H. (2015): Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. – *Biological Reviews* 90: 347–366.
- Van Strien, A.J.; Van Swaay, C.A.M.; Van Strien-van Liempt, W.T.; Poot, M.J. & WallisDeVries, M.F. (2019): Over a century of data reveal more than 80 % decline in butterflies in the Netherlands. – *Biological Conservation* 234: 116–122.
- Vanderpoorten, A.; Delescaille, L.-M. & Jacquemart, A.-L. (2004): The bryophyte layer in a calcareous grassland after a decade of contrasting mowing regimes. – *Biological Conservation* 117: 11–18.
- Voith, J.; Beckmann, A.; Sachteleben, J.; Schlumprecht, H. & Waeber, G. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) Bayerns. – Augsburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt): 14 S.
- Volpers, M. & Vaut, L. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Heuschrecken - Saltatoria - in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Januar 2010. – In: LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Band 2 - Tiere. – Recklinghausen. – LANUV-Fachbericht 36: 487–510.
- Vorwald, J. & Landeck, I. (2003): *Platypleis* [*Tessellana*] *veyseli* Koçak, 1984 – Erstfund für Deutschland (Orthoptera, Tettigoniidae, Tettigoniinae). – *Articulata* 18: 19–34.
- Wallaschek, M. (2005): Zur Heuschreckenfauna (Ensifera et Caelifera) des Landes Schollene unter Besonderer Berücksichtigung der Heideschrecke *Gampsocleis glabra* (Herbst, 1786). – *Entomologische Mitteilungen Sachsen-Anhalt, Sonderheft*: 1–121.
- Wallaschek, M. (2013): Die Geradflügler des Landes Sachsen-Anhalt (Insecta: Dermaptera, Mantodea, Blattoptera, Ensifera, Caelifera). Aktualisierung der Verbreitungskarten. – *Entomologische Mitteilungen Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2013*: 3–100.

- Wallaschek, M. (2020): Heuschrecken (Orthoptera). – In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalt. – Halle/Saale. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/2020: 505–511.
- Wallaschek, M.; Langner, T.J. & Richter, K. (Hrsg.) (2004): Die Geradflügler des Landes Sachsen-Anhalt (Insecta: Dermaptera, Mantodea, Blattoptera, Ensifera, Caelifera). – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 5: 290 S.
- WallisDeVries, M.F.; Poschlod, P. & Willems, J.H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. – *Biological Conservation* 104: 265–273.
- Wancura, R. & Detzel, P. (1998): *Aiolopus thalassinus* (Fabricius, 1781) – Grüne Strandschrecke. – In: Detzel, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 401–405.
- Weidner, H. (1938): Die Geradflügler (Orthopteroidea und Blattoidea) der Nordmark und Nordwest-Deutschlands. – Verhandlungen des Vereins für naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg 26: 25–68.
- Weidner, H. (1941): Die Geradflügler (Orthopteroidea und Blattoidea) des unteren Maintales mit einem Anhang: Orthopterenfunde aus dem Frankenwald, Fichtelgebirge und dem dazwischen liegenden Bayerischen Vogtland. – Mitteilungen der Münchener Entomologischen Gesellschaft 31: 371–459.
- Weidner, H. (1953): Die Wanderheuschrecken. – Leipzig (Geest & Portig). – Die Neue Brehm-Bücherei 96: 48 S.
- Weipert, J. & Köhler, G. (2022): Beiträge zur Fauna des Kyffhäusergebirges. Teil XI: Die Heuschrecken (Insecta: Ensifera, Caelifera) aus Effizienzkontrollen im Naturschutzgroßprojekt „Kyffhäuser“ (2004-2006). – Thüringer Faunistische Abhandlungen 27: 129–143.
- Weiss, N.; Zucchi, H. & Hochkirch, A. (2013): The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. – *Biodiversity and Conservation* 22: 2167–2178.
- Werner, P. (2005): Réintroduction de l'Oedipode des salines (*Epacromius tergustinus*), criquet disparu des zones alluviales de Suisse: essai sur le Rhône en cours de revitalisation à Finges (VS). – *Bulletin de la Murithienne* 123: 39–48.
- Wettstein, W. & Schmid, B. (1999): Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. – *Applied Ecology* 36: 363–373.
- Wiedemann, A. & Röller, O. (2008): Die Südliche Grille (*Eumodicogryllus bordigalensis*) auf dem Vormarsch? – *Pollichia-Kurier* 24 (2): 22.
- Winkler, C. & Haacks, M. (2019): Die Heuschrecken Schleswig-Holsteins. Rote Liste. 4. Fassung, Oktober 2019 (Stand der Daten: Dezember 2017). – Flintbek (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein). – LLUR SH – Natur - RL 27: 85 S.
- Wissmann, J.; Schielzeth, H. & Fartmann, T. (2009): Landscape-scale expansion of Roesel's bush-cricket *Metrioptera roeselii* (Orthoptera: Tettigoniidae) at the north-western range limit in central Europe. – *Entomologia Generalis* 31 (4): 317–326.
- Worschech, K. (2017): Vorkommen des Feldgrashüpfers *Chorthippus apricarius* (Linnaeus, 1758) (Saltatoria: Acrididae) in der intensiv genutzten Agrarlandschaft des Altenburger Landes (Thüringen). – *Mauritiana* 32: 360–386.
- Wranik, W. (2017): Südliche Eichenschrecke und Gemeine Sichelschrecke in Mecklenburg-Vorpommern. – *Articulata* 32: 97–102.
- Wranik, W. & Lange, L. (2007): Nachweis der Blauflügeligen Sandschrecke (*Sphingonotus caerulans*) für Mecklenburg-Vorpommern. – *Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg* 46: 203–207.
- Wranik, W.; Röbbelen, F. & Königstedt, D.G.W. (1997): Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken Mecklenburg-Vorpommerns. 1. Fassung, Stand: Oktober 1996. – Schwerin (Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz des Landes Mecklenburg Vorpommern): 64 S.
- Wranik, W.; Meitzner, V. & Martschei, T. (2008): Verbreitungsatlas der Heuschrecken Mecklenburg-Vorpommerns. – Beiträge zur floristischen und faunistischen Erforschung des Landes Mecklenburg-Vorpommern. – Güstrow (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie): 273 S.
- Wünsch, Y.; Schirmel, J. & Fartmann, T. (2012): Conservation management of coastal dunes for Orthoptera has to consider oviposition and nymphal preferences. – *Journal of Insect Conservation* 16: 501–510.

- Zacher, F. (1917): Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung. Systematisches und synonymisches Verzeichnis der im Gebiet des Deutschen Reiches bisher aufgefundenen Orthopteren-Arten (Dermaptera, Oothecaria, Saltatoria). – Jena (Gustav Fischer): 287 S.
- Zahn, A. (2020): Ausbreitung der Blauflügeligen Sand-schrecke in Südostbayern? – ANLiegen Natur 42: 144–145.
- Zimmermann, P. & Hafner, A. (2011): Eine Ödlandschrecke erobert den Hochschwarzwald – Neufunde der Lauschschrecke (*Mecostethus parapleurus*) in Baden-Württemberg. – *Carolinea* 69: 127–132.
- Zimmermann, P. & Hafner, A. (2018): Heuschrecken der Naturschutzgebiete im Landkreis Freudenstadt. – *Carolinea* 76: 189–212.
- Zinke, J. (2000): Nachweis der Höhlenschrecke *Troglophilus neglectus* Krauss, 1879 in Deutschland (Ensifera, Raphidophoridae, Troglophilinae). – *Entomologische Nachrichten und Berichte* 44: 161–163.
- Zinner, F.; Richter, K. & Schlegel, C. (2000): Zum Vorkommen von *Podisma pedestris* (L. 1758) in der Königsbrücker Heide, Sachsen (Caelifera: Acrididae, Melanoplinae). – *Articulata* 15: 245–249.
- Zuna-Kratky, T.; Karner-Ranner, E.; Lederer, E.; Braun, B.; Berg, H.-M.; Denner, M.; Bieringer, G.; Ranner, A. & Zechner, L. (2009): Verbreitungsatlas der Heuschrecken und Fangschrecken Ostösterreichs. – Wien (Naturhistorisches Museum Wien): 304 S.
- Zuna-Kratky, T.; Landmann, A.; Illich, I.; Zechner, L.; Essl, F.; Lechner, K.; Ortner, A.; Weißmair, W. & Wöss, G. (Hrsg.) (2017): Die Heuschrecken Österreichs. – Linz (Oberösterreichisches Landesmuseum, Biologiezentrum). – *Denisia* 39: 872 S.

## Anhang

### 1. Synonyme

In dieser Liste werden die nomenklatorischen und taxonomischen Synonyme aufgelistet. Diese Liste enthält auch alle Namen der vorherigen Roten Liste, die in der neuen Roten Liste nicht mehr als akzeptiert gelten.

### Erläuterungen:

„Name1“ ist der Taxon-Name in der vorherigen Roten Liste. „Name2“ ist der Taxon-Name in der neuen Roten Liste.

Name1  $\hat{=}$  Name2: Der Taxon-Name in der vorherigen Roten Liste wurde im identischen Umfang verwendet wie der Taxon-Name in der neuen Roten Liste.

*Barbitistes serricauda* (Fabricius, 1798)  $\hat{=}$  *Barbitistes serricauda* (Fabricius, 1794)  
*Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825)  $\hat{=}$  *Pseudochorthippus montanus* (Charpentier, 1825)  
*Chorthippus parallelus* (Zetterstedt, 1821)  $\hat{=}$  *Pseudochorthippus parallelus* (Zetterstedt, 1821)  
*Chrysochraon dispar* (Germar, 1834)  $\hat{=}$  *Chrysochraon dispar* (Germar, [1834])  
*Epacromius tergestinus* (Charpentier, 1825)  $\hat{=}$  *Epacromius tergestinus* (Megerle von Mühlfeld, 1825)  
*Ephippiger ephippiger* (Fiebig, 1784)  $\hat{=}$  *Ephippiger diurnus* Dufour, 1841  
*Locusta migratoria* Linnaeus, 1758  $\hat{=}$  *Locusta migratoria* (Linnaeus, 1758)  
*Meconema meridionale* A. Costa, 1860  $\hat{=}$  *Meconema meridionale* Costa, 1860  
*Metrioptera bicolor* (Philippi, 1830)  $\hat{=}$  *Bicolorana bicolor* (Philippi, 1830)  
*Metrioptera roeselii* (Hagenbach, 1822)  $\hat{=}$  *Roeseliana roeselii* (Hagenbach, 1822)  
*Myrmecophilus acervorum* (Panzer, 1799)  $\hat{=}$  *Myrmecophilus acervorum* (Panzer, [1799])  
*Platycleis montana* (Kollar, 1833)  $\hat{=}$  *Montana montana* (Kollar, 1833)  
*Platycleis tessellata* (Charpentier, 1825)  $\hat{=}$  *Tessellana tessellata* (Charpentier, 1825)  
*Stenobothrus lineatus* (Panzer, 1796)  $\hat{=}$  *Stenobothrus lineatus* (Panzer, [1796])  
*Tettigonia viridissima* Linnaeus, 1758  $\hat{=}$  *Tettigonia viridissima* (Linnaeus, 1758)

### 2. Liste der nicht etablierten Taxa

In dieser Liste werden alle in Deutschland nicht etablierten Taxa aufgeführt, die nicht bereits in der Gesamtartenliste enthalten sind.

### Erläuterung der in eckigen Klammern nachgestellten Symbole:

U Unbeständige

*Acrotylus patruelis* (Herrich-Schäffer, 1838) [U]  
*Anacridium aegyptium* (Linnaeus, 1764) [U]  
*Antaxius pedestris* (Fabricius, 1787) [U]  
*Eupholidoptera megastyla* (Ramme, 1939) [U]  
*Eyprepnemis plorans* (Charpentier, 1825) [U]  
*Gryllodes sigillatus* (Walker, 1869) [U]  
*Gryllomorpha dalmatina* (Ocskay, 1832) [U]  
*Gryllomorpha uclensis* Pantel, 1890 [U]  
*Gryllus assimilis* (Fabricius, 1775) [U]  
*Gryllus bimaculatus* De Geer, 1773 [U]  
*Oecanthus dulcisonans* Gorochov, 1993 [U]  
*Oedaleus decorus* (Germar, 1825) [U]  
*Pezotettix giornae* (Rossi, 1794) [U]  
*Phlugiola dahlemica* Eichler, 1938 [U]  
*Pholidoptera littoralis* (Fieber, 1853) [U]  
*Pteronemobius lineolatus* (Brullé, 1835) [U]  
*Rhacocleis annulata* Fieber, 1853 [U]  
*Schistocerca gregaria* Forsskål, 1775 [U]

*Tachycines asynamorus* Adelung, 1902 [U]

*Tenodera sinensis* (Saussure, 1871) [U]

*Tessellana veyseli* (Koçak, 1984) [U]

*Yersinella raymondii* (Yersin, 1860) [U]

## Adressen

Prof. Dr. Peter Detzel  
Zum Langwieser See 13  
70599 Stuttgart  
E-Mail: peter.detzel1954@online.de

Arne Drews  
Landesamt für Umweltschutz Schleswig-Holstein  
Hamburger Chaussee 25  
24220 Flintbek  
E-Mail: arne.drews@lfu.landsh.de

Prof. Dr. Thomas Fartmann  
Universität Osnabrück, Abteilung für Biodiversität  
und Landschaftökologie  
Barbarastraße 11  
49076 Osnabrück  
E-Mail: t.fartmann@uos.de

Felix Helbing  
Universität Osnabrück, Abteilung für Biodiversität  
und Landschaftökologie  
Barbarastraße 11  
49076 Osnabrück  
E-Mail: felix.helbing@uni-osnabrueck.de

Prof. Dr. Axel Hochkirch  
Musée National d'Histoire Naturelle Luxembourg  
25, Rue Münster  
2100 Luxembourg  
E-Mail: axel.hochkirch@mnhn.lu

Inga Hundertmark  
Hessische Gesellschaft für Ornithologie und  
Naturschutz e.V. (HGON)  
Lindenstraße 5  
61209 Echzell  
E-Mail: inga.hundertmark@hgon.de

Prof. Dr. Martin Husemann  
Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe  
Erbprinzenstr. 13  
76133 Karlsruhe  
E-Mail: martin.husemann@smnk.de

Dr. Raimund Klatt  
AK Heuschrecken des NABU Brandenburg  
Hermann-Elflein-Straße 36  
14467 Potsdam  
E-Mail: klatt@dgfo-articulata.de

Henrich Klugkist  
Naturwissenschaftlicher Verein zu Bremen, AG  
Heuschrecken  
Bismarckstraße 268  
28205 Bremen  
E-Mail: henrich.klugkist@gmx.de

Dr. Andreas Kronshage  
LWL-Museum für Naturkunde, Bildungs- und  
Forschungszentrum Heiliges Meer  
Bergstraße 1  
49509 Recke  
E-Mail: andreas.kronshage@lwl.org

PD Dr. Günter Köhler  
Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für  
Ökologie und Evolution  
Dornburger Straße 159  
07743 Jena  
E-Mail: guenter.koehler@uni-jena.de

Dr. Stephan Maas  
Otto-Hahn-Hügel 49  
66740 Saarlouis  
E-Mail: stephan.maassls@t-online.de

Raik Moritz  
Entomofaunistische Gesellschaft e.V., Landesverband  
Sachsen  
Brösgen 8  
01731 Kreischa OT Brösgen  
E-Mail: heuschrecken-sachsen@web.de

Manfred Alban Pfeifer  
Arbeitskreis Heuschrecken Rheinland-Pfalz  
Bahnhofplatz 5  
67240 Bobenheim-Roxheim  
E-Mail: heuschrecken.rlp@gmail.com

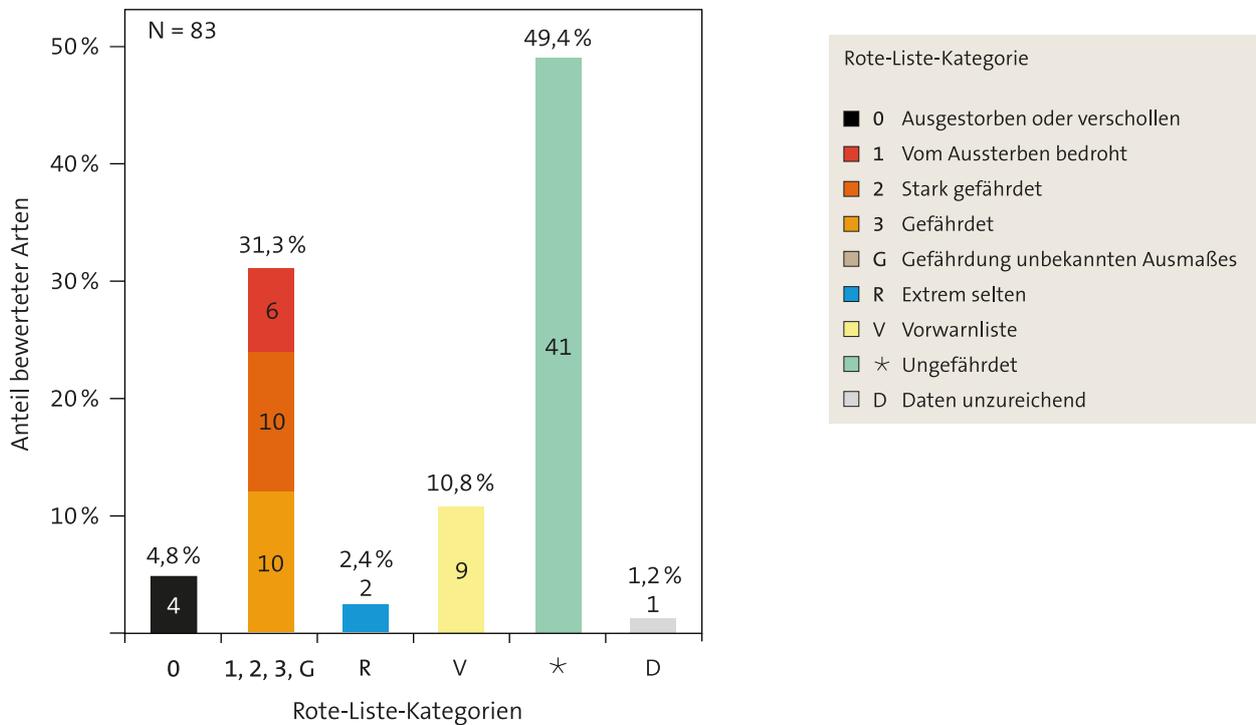
Dr. Dominik Poniowski  
Universität Osnabrück, Abteilung für Biodiversität  
und Landschaftökologie  
Barbarastraße 11  
49076 Osnabrück  
E-Mail: dponiatowski@uos.de

Stefan Stübing  
Hessische Gesellschaft für Ornithologie und  
Naturschutz e. V. (HGON)  
Lindenstraße 5  
61209 Echzell  
E-Mail: stefan.stuebing@hgon.de

Johannes Voith  
LfU - Bayerisches Artenschutzzentrum  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg  
E-Mail: johannes.voith@lfu.bayern.de

Christian Winkler  
AK Heuschrecken in der Faunistisch-Ökologischen  
Arbeitsgemeinschaft e. V.  
Bahnhofstraße 25  
24582 Bordesholm  
E-Mail: chr.winkler@armatum.de

Dr. Wolfgang Wranik  
Annette-Kolb-Ring 5  
18106 Rostock  
E-Mail: wolfgang.wranik@uni-rostock.de



Verteilung der bewerteten Heuschrecken und Fangschrecken auf die Rote-Liste-Kategorien (Stand 2023; N = 83). Die absoluten Zahlen sind in bzw. über den Säulen aufgeführt. Die Rote-Liste-Kategorien 1, 2, 3 und G werden in einer Säule zusammengefasst.

### Verteilung der bewerteten Heuschrecken und Fangschrecken Deutschlands auf die Rote-Liste-Kriterien (N = 83)

38 (45,8 %) der bewerteten Heuschrecken werden aktuell als **selten** bis **extrem selten** eingestuft. 41 (49,5 %) gelten als **mäßig häufig** bis **sehr häufig**.

Neben den 4 in Deutschland ausgestorbenen oder verschollenen Arten sind in den vergangenen 130 Jahren die Bestände von 39 (47,0 %) Arten **zurückgegangen**. Insgesamt 20 (24,1 %) Arten haben dagegen langfristig **deutlich zugenommen**. Als langfristig **stabil** können die Bestände von 18 (21,7 %) Arten betrachtet werden.

Innerhalb der letzten 20 Jahre haben sich die Bestände von 30 Arten (36,1 %) negativ entwickelt. Für 21 (25,3 %) Arten konnten dagegen **deutliche Zunahmen** ermittelt werden. **Stabil** blieben die Bestände von 24 (28,9 %) Arten.

### Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Heuschrecken

Deutschland ist in **besonders hohem Maße** für die weltweite Erhaltung von *Isophya kraussii* verantwortlich. Für die weltweite Erhaltung von 4 Arten (*Barbitistes serricauda*, *Leptophyes punctatissima*, *Meconema thalassinum* und *Nemobius sylvestris*) ist Deutschland in **hohem Maße** verantwortlich. Für 2 Arten (*Podisma pedestris* und *Stenobothrus crassipes*) besteht eine **Verantwortlichkeit** Deutschlands für die Erhaltung **hochgradig isolierter Vorposten**. Eine erhöhte Verantwortlichkeit ist eventuell für 3 Arten (*Platycleis albopunctata*, *Tetrix undulata* und *Troglophilus neglectus*) zu vermuten.



13 Jahre nach dem Erscheinen der Vorgängerfassung von 2011 liegt eine aktualisierte Rote Liste der Heuschrecken und Fangschrecken Deutschlands vor. Sie gibt in differenzierter Form Auskunft über unsere wildlebenden Heuschrecken- und Fangschreckenarten und ihre Gefährdungssituation. Behandelt werden nicht nur die in ihrem Bestand bedrohten Arten, sondern alle 83 als etabliert geltenden Heuschreckenarten sowie die einzige einheimische Fangschreckenart *Mantis religiosa*.

Die Rote Liste der Heuschrecken und Fangschrecken geht wie alle Roten Listen über eine reine Inventur und die Beschreibung von Bestandstrends und Rückgangsursachen hinaus. Für jede Art wurden artspezifische Kommentare verfasst, die die Bestandsentwicklung im Detail erläutern. Rückgangsursachen werden beleuchtet und Empfehlungen zur Optimierung der Lebensräume mittels Hilf- und Schutzmaßnahmen gegeben. Zudem wird die Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Arten eingeschätzt.

Die Rote Liste wurde von erfahrenen Experten und Expertinnen der Zoologie, Freilandökologie und Naturschutzbiologie verfasst. Mit ihr liegt Band 7 der Reihe „Rote Liste der Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands“ 2020 ff. vor.



ISBN 978-3-7843-9248-6

