



Rote Liste

der Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands

Hundertfüßer und Doppelfüßer

Der Große Westliche Bandfüßer (*Polydesmus angustus*) ist eine der zwei sehr häufigen Doppelfüßer-Arten Deutschlands. Er hat seine östliche Verbreitungsgrenze in Deutschland, wurde aber nach der Wiedervereinigung mehrfach in die östlich gelegenen Gebiete Deutschlands und angrenzende Länder verschleppt. Die Art breitet sich in den letzten Jahrzehnten in städtischen und naturnahen Lebensräumen aus und hat daher sowohl einen langfristig als auch einen kurzfristig zunehmenden Bestandstrend. (Foto: L. Moritz)



Polydesmus angustus

Die seltene Spinnenläufer-Art *Scutigera coleoptrata* ist ein Kulturfolger. In Deutschland, aber vor allem in ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet, kann man sie meist an Hauswänden finden. Besonders entlang des Rheins ist die Art in größeren Städten anzutreffen. Spinnenläufer sind mit ihren langen Beinen und Antennen, großen Komplexaugen und Anpassungen des Atmungsapparates sowie des Blutfarbstoffs Hämocyanin schnelle und geschickte Jäger. (Foto: J. Spelda)



Scutigera coleoptrata

Cylindroiulus fulviceps



Der stark gefährdete Schnurfüßer *Cylindroiulus fulviceps* ist durch seinen orangefarbenen Kopf unverkennbar. Aufgrund seiner engen Bindung an wärmegetönte, offenere Waldstandorte ist er besonders empfindlich gegenüber Veränderungen im Landschaftsmanagement. Die Art ist insbesondere durch eine intensive Beweidung von Waldoffenflächen, die zu einer strukturellen Vereinheitlichung und Habitatdegradation führt, bedroht. Langfristig ist ein mäßiger Rückgang der Bestände zu verzeichnen, während kurzfristig die Datenlage noch unklar ist. (Foto: J. Spelda)

Eupolybothrus grossipes



Die Wiederentdeckung des extrem seltenen Riesensteinläufers (*Eupolybothrus grossipes*) bei Garmisch-Partenkirchen (Bayern) nach über 160 Jahren gelang nur über die Ermittlung seiner ökologischen Ansprüche. Die Art bevorzugt offenbar sonnige Hänge in lichten Nadelwäldern mit Unterwuchs aus Schnee-Heide (*Erica carnea*) und der Bewimperten Alpenrose (*Rhododendron hirsutum*) in etwa 900–1.200 m ü. NHN. Durch die intensive Beweidung der Südhänge im Naturschutzgebiet Ammergebirge ist das einzige in Deutschland bekannte Vorkommen unmittelbar bedroht. (Foto: J. Spelda)

Naturschutz und Biologische Vielfalt
Heft 170 (12)

**Rote Liste und Gesamtartenliste der
Hundertfüßer und Doppelfüßer (Myriapoda:
Chilopoda et Diplopoda) Deutschlands**

Bundesamt für Naturschutz
Bonn - Bad Godesberg 2026

Titelfoto:

Während die meisten Doppelfüßer nur von Herbst bis Frühjahr nachts den schützenden Boden verlassen, ist der häufige Sandschnurfüßer (*Ommatoiulus sabulosus*) besonders im Frühsommer tagsüber laufend sowie kletternd an der Oberfläche unterwegs. (Foto: L. Moritz)

Redaktion (Rote-Liste-Zentrum):

Dagmar Hanz, Katharina Philipp, Tino Broghammer und Luzie Drews

Rote-Liste-Zentrum (RLZ)

DLR Projektträger, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V.

Heinrich-Konen-Straße 1, 53227 Bonn

<https://www.rote-liste-zentrum.de>



Redaktion (Bundesamt für Naturschutz):

Melanie Ries, Sandra Balzer und Natalie Hofbauer

Layout und Konzeption:

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

Gestaltung Piktogramm: Anja Addis (ehemals BfN)

Zitierhinweis:

Decker, P.; Burkhardt, U.; Hauser, H.; Lindner, E.N.; Moritz, L.; Reip, H.; Spelda, J. & Voigtländer, K. (2026): Rote Liste und Gesamtartenliste der Hundertfüßer und Doppelfüßer (Myriapoda: Chilopoda et Diplopoda) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (12): 83 S.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank DNL-online (www.dnl-online.de).

Institutioneller Herausgeber:

Bundesamt für Naturschutz (BfN)

Konstantinstraße 110, 53179 Bonn

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.

Bezug über:

BfN-Schriftenvertrieb – Leserservice –
im Landwirtschaftsverlag GmbH

48084 Münster

Tel: 02501 801 - 3000

E-Mail: service@lv.de

oder im Internet

<http://shop.lv-buch.de/bfn-shop>

ISBN: 978-3-7843-9255-4

DOI: 10.19217/rl17012

Bonn - Bad Godesberg 2026

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	7
Abstract	7
1 Einleitung	7
1.1 Biologie und Ökologie	8
2 Grundlagen	11
2.1 Taxonomie, Nomenklatur und Anzahl der Taxa	11
2.1.1 Streichungen	14
2.1.2 Neuzugänge	14
2.1.3 Statusklärungen	15
2.1.4 Nicht im Freiland etablierte Arten	15
2.2 Bewertungsgrundlagen	16
2.3 Kriterien und Parameter	17
2.3.1 Aktuelle Bestandssituation	18
2.3.2 Langfristiger Bestandstrend	20
2.3.3 Kurzfristiger Bestandstrend	22
2.3.4 Risiko/stabile Teilbestände	22
2.4 Verantwortlichkeit	22
2.5 Einstufungsbeispiele	23
2.5.1 Ungefährdet (RL-Kat. ★)	23
2.5.2 Gefährdet (RL-Kat. 3)	25
3 Gesamtartenliste, Rote Liste und Zusatzangaben	27
4 Auswertung	50
4.1 Auswertung der Rote-Liste-Kategorien	50
4.2 Auswertung der Kriterien	52

4.2.1 Aktuelle Bestandssituation	52
4.2.2 Langfristiger Bestandstrend	55
4.2.3 Kurzfristiger Bestandstrend	55
4.2.4 Risiko/stabile Teilbestände	56
4.3 Auswertung der Kategorieänderungen	59
4.4 Auswertung der Verantwortlichkeit	61
5 Gefährdungsursachen und notwendige Hilfs- und Schutzmaßnahmen	63
5.1 Gefährdungsursachen	63
5.2 Hilfs- und Schutzmaßnahmen	68
6 Danksagung	69
7 Quellenverzeichnis	70
Anhang	80
Anhang 1: Synonyme	80
Anhang 2: Liste der nicht etablierten Taxa	81

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Anzahl der etablierten Taxa der Hundertfüßer (einschließlich Neobiota)	12
Tab. 2: Anzahl der etablierten Taxa der Doppelfüßer (einschließlich Neobiota)	12
Tab. 3: Einteilung der Rasterfrequenzen in die Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation	19
Tab. 4: Nachweise der Hundertfüßer und Doppelfüßer je Jahrzehnt	21
Tab. 5: 60-Jahres-Anstieg und mittlere Abweichung für die Hundertfüßer-Art <i>Cryptops hortensis</i>	21
Tab. 6: Gesamtartenliste und Rote Liste	29
Tab. 7: Bilanzierung der Anzahl etablierter Arten der Hundertfüßer und der Rote-Liste-Kategorien.	51
Tab. 8: Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa der Doppelfüßer und der Rote-Liste-Kategorien.	52

Tab. 9:	Auswertung der Kriterien zu den bewerteten Taxa der Hundertfüßer (ohne Neobiota)	57
Tab. 10:	Auswertung der Kriterien zu den bewerteten Taxa der Doppelfüßer (ohne Neobiota)	58
Tab. 11:	Kategorieänderungen der Hundertfüßer gegenüber der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016) und ihre Bilanzierung	59
Tab. 12:	Kategorieänderungen der Doppelfüßer gegenüber der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) und ihre Bilanzierung	59
Tab. 13:	Auswertung der Verantwortlichkeit für Taxa der Hundertfüßer (ohne Neobiota)	62
Tab. 14:	Auswertung der Verantwortlichkeit für Taxa der Doppelfüßer (ohne Neobiota)	62

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	<i>Lithobius tenebrosus</i>	9
Abb. 2:	<i>Strigamia acuminata</i>	9
Abb. 3:	<i>Cryptops parisi</i>	11
Abb. 4:	<i>Iulogona tirolensis</i>	12
Abb. 5:	<i>Blaniulus guttulatus</i>	13
Abb. 6:	<i>Polyxenus lagurus</i>	13
Abb. 7:	<i>Clinopodes flavidus</i>	14
Abb. 8:	Räumliche Verteilung der Nachweise und der ausgewerteten gut untersuchten TK25-Rasterfelder	17
Abb. 9:	<i>Lithobius forficatus</i>	18
Abb. 10:	<i>Polydesmus angustus</i>	23
Abb. 11:	Nachweise von <i>Polydesmus angustus</i> aus gut untersuchten TK25-Rasterfeldern	24
Abb. 12:	Linearer Trend der Nachweise von <i>Polydesmus angustus</i>	24
Abb. 13:	Nachweise von <i>Lithobius calcaratus</i> aus gut untersuchten TK25-Rasterfeldern	25
Abb. 14:	<i>Geophilus austriacus</i>	34
Abb. 15:	<i>Haasea germanica</i>	42
Abb. 16:	<i>Propolydesmus germanicus</i>	49

Abb. 17: <i>Rhymogona serrata</i>	50
Abb. 18: <i>Glomeris transalpina</i>	52
Abb. 19: <i>Trachysphaera schmidtii</i>	53
Abb. 20: <i>Glomeris marginata</i>	53
Abb. 21: <i>Lithobius muticus</i>	54
Abb. 22: <i>Henia vesuviana</i>	55
Abb. 23: <i>Polyzonium germanicum</i>	56
Abb. 24: Anteile der jeweils bewerteten Hundertfüßer-Taxa in den Rote-Liste-Kategorien im Vergleich zu Reip et al. (2016).	60
Abb. 25: Anteile der jeweils bewerteten Doppelfüßer-Taxa in den Rote-Liste-Kategorien im Vergleich zu Decker et al. (2016).	60
Abb. 26: <i>Pyrgocyphosoma titianum</i>	61
Abb. 27: <i>Leptoiulus alemannicus</i>	63
Abb. 28: Erlenbruchwald am „Teufelskuten“ im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin	64
Abb. 29: Steinwall mit losen Blocksteinen am Fährhafen Dagebüll	65
Abb. 30: Trockenrasen mit losen Steinen auf einem Kalksteinplateau bei Würzburg	65
Abb. 31: <i>Mastigona mutabilis</i>	66
Abb. 32: Kalksteinhang im Hochgebirge mit Karstbildungen	67
Abb. 33: Struktureiche Blockhalde im Frankenwald	67
Abb. 34: Totholz mit <i>Lithobius valesiacus</i> , <i>Haasea germanica</i> und <i>Tachypodoiulus niger</i>	68



Rote Liste und Gesamtartenliste der Hundertfüßer und Doppelfüßer (Myriapoda: Chilopoda et Diplopoda) Deutschlands

Stand: April 2023 (Daten), Oktober 2025 (Taxonomie)

Peter Decker, Ulrich Burkhardt, Harald Hauser, E. Norman Lindner, Leif Moritz, Hans Reip, Jörg Spelda und Karin Voigtländer

Zusammenfassung

Die vorliegende Rote Liste und Gesamtartenliste der Hundertfüßer und Doppelfüßer (Myriapoda: Chilopoda et Diplopoda) Deutschlands führt 62 etablierte Hundertfüßer- und 127 etablierte Doppelfüßer-Taxa auf. Die insgesamt 7 etablierten Neozoen werden nicht bewertet. Von den indigenen oder archäobiotischen Taxa werden bei den Hundertfüßern 6 (10,3 %) der 58 bewerteten Taxa und bei den Doppelfüßern 15 (12,1 %) der bewerteten 124 Taxa als bestandsgefährdet (Rote-Liste-Kategorien 1, 2, 3 und G) eingestuft. Davon gelten der Hundertfüßer *Strigamia maritima* und die 3 Doppelfüßer-Arten *Julus terrestris*, *Leptoiulus montivagus* und *Stygiulus seewaldi* als „Vom Aussterben bedroht“. Als „Ausgestorben oder verschollen“ gilt deutschlandweit die Doppelfüßer-Art *Mastigophorophyllon saxonicum*. Insgesamt 3 Arten der Hundertfüßer (5,2 %) und 17 Taxa der Doppelfüßer (13,7 %) erhalten die Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“. Eine erhöhte Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung liegt für 12 Taxa (9,7 %) der Doppelfüßer vor. Davon sind 4 Arten der Doppelfüßer in Deutschland endemisch (*Pyrgocyphosoma titianum*, *Rhymogona verhoeffi*, *R. wehrana*, *Xylophageuma vomrathi*). Die wesentlichen Gefährdungsursachen für Hundertfüßer und Doppelfüßer sind der Verlust und die Fragmentierung von geeigneten Biotopen, besonders von Trockenrasen, Heiden, Mooren, Bruch- und Auenwäldern sowie von (sub)alpinen Lebensräumen. Hundertfüßer und Doppelfüßer sind besonders durch ihre geringe Mobilität und Ausbreitungsfähigkeit von Habitatveränderungen betroffen, da sie kaum in der Lage sind, neu angelegte und renaturierte Lebensräume zu besiedeln.

Abstract

The present German Red List and checklist of centipedes and millipedes (Myriapoda: Chilopoda et Diplopoda) lists 62 established centipede and 127 established millipede taxa. The 7 established neozoa are not assessed. Of the indigenous or archaeobiotic species, 6 (10.3 %) of the 58 assessed centipede species and 15 (12.1 %) of the 124 assessed millipede taxa are considered threatened (Red List categories 1, 2, 3, and G). Of these, the centipede *Strigamia maritima* and the 3 species of millipedes *Julus terrestris*, *Leptoiulus montivagus* and *Stygiulus seewaldi* are categorised as 'Critically Endangered'. The millipede species *Mastigophorophyllon saxonicum* is categorised as 'Extinct in Germany'. A total of 3 centipede species (5.2 %) and 17 millipede taxa (13.7 %) are categorised as 'Rare'. Germany has a particular responsibility for the global conservation of 12 millipede taxa (9.7 %). Of these, 4 millipede species are endemic to Germany (*Pyrgocyphosoma titianum*, *Rhymogona verhoeffi*, *R. wehrana*, *Xylophageuma vomrathi*). Major threats for centipedes and millipedes are the loss and fragmentation of suitable biotopes, in particular dry grasslands, heaths, peatlands, riparian forests and (sub)alpine habitats. Centipedes and millipedes are particularly sensitive to habitat changes due to their low mobility and dispersal ability, as they are hardly able to colonize newly created and renaturalised habitats.

1 Einleitung

„Sind Bodenarthropoden schützenswert und schützenswürdig?“ fragte Wolfram Dunger (Dunger 1996), der Altmeister der Bodenzooologie in Deutschland, 1994

auf dem 14. Internationalen Symposium für Entomofaunistik. Damit war er der Erste, der die Diskussion über den Artenschutz auch für die wenig erforschten Vielfüßer (Myriapoda) in eine breite Fachöffentlichkeit trug und erste Vorarbeiten für Rote Listen

der Hundertfüßer (Chilopoda) und Doppelfüßer (Diplopoda) lieferte. Wolfram Dunger mahnte bereits damals an, Analysen der Gefährdungssituation und der Gefährdungsursachen für die Arten der Hundertfüßer und Doppelfüßer zu erstellen. Trotz seines Appells sind Rote Listen dieser Gruppen auf Landesebene bisher nur für Baden-Württemberg (Spelda 1999b), Bayern (LfU im Druck, Spelda 2003) und Sachsen-Anhalt (Lindner et al. 2020, Voigtländer 2004a, 2004b, Voigtländer et al. 2020) erschienen. Ebenso sind bisher nur für wenige Länder Gesamtartenlisten erstellt worden. Die ersten Checklisten erschienen Anfang der 2000er Jahre für die Hundertfüßer (Baden-Württemberg – Spelda 1999b, 2005; Bayern – LfU im Druck, Spelda 2005; Nordrhein-Westfalen – Decker & Hannig 2011, Decker et al. 2015a) und Doppelfüßer (Baden-Württemberg und Bayern – Spelda 2005; Nordrhein-Westfalen – Decker & Hannig 2011, Decker et al. 2015a; Sachsen-Anhalt – Voigtländer 2009, 2016; Thüringen – Reip & Voigtländer 2009; alle ostdeutschen Länder werden in Hauser & Voigtländer 2009 behandelt). Es dauerte weitere 15 Jahre bis die ersten Fassungen der Roten Listen und Gesamtartenlisten der Hundertfüßer (Decker et al. 2016) und Doppelfüßer (Reip et al. 2016) Deutschlands erschienen. Bisher wurden diese beiden Tiergruppen in separaten Roten Listen bearbeitet. In der vorliegenden Roten Liste werden sie nun gemeinsam behandelt, aufgrund von Überschneidungen in der Methodik und der bearbeitenden Autoren und Autorinnen, jedoch weiterhin getrennt voneinander ausgewertet. Die zweite Fassung der Roten Liste für die Hundert- und Doppelfüßer steht auf einer deutlich erweiterten, statistisch auswertbaren Datenbasis. Sie ermöglicht einen detaillierten Einblick in das Spektrum der in Deutschland etablierten Arten und Unterarten sowie deren Gefährdung.

Der Bearbeitungsstand der beiden übrigen Vielfüßer-Gruppen, der Wenigfüßer (Paupoda) und Zwergfüßer (Symphyla), ist äußerst schlecht (Voigtländer et al. 2016), so dass für sie bisher keine Aussicht auf eine Rote Liste besteht.

1.1 Biologie und Ökologie

Vielfüßer sind Gliederfüßer, die wie Insekten ein einziges Antennenpaar besitzen und durch Tracheen atmen. Sie gehörten vor mehr als 400 Millionen Jahren zu den ersten luftatmenden Landtieren (Wilson & Anderson 2004). Als Räuber, wie die Hundertfüßer, und als Zersetzer, wie die Doppelfüßer, spielen sie

eine zentrale Rolle in den Böden der Landökosysteme (Dunger 1983).

Bisher wurden weltweit mehr als 3.300 Hundertfüßer-Arten beschrieben (Bonato et al. 2016). Sie lassen sich leicht daran erkennen, dass ihr Körper aus mindestens 19 Segmenten besteht und die Rumpfssegmente (mit Ausnahme der Genital- und Analregion) jeweils ein Beinpaar tragen. Darin unterscheiden sie sich deutlich von den Doppelfüßern, deren Körperringe jeweils zwei Beinpaare tragen. Typisch sind auch die am Kopf befindlichen Kieferfüße, welche zur Jagd dienen und an deren Spitze eine Giftdrüse mündet (Dunger 1993). Bei der Fortpflanzung kommt es zu einer indirekten Spermienübertragung mittels einer auf dem Untergrund abgesetzten Spermaphore des Männchens mit teils spezifischen Verhaltensweisen bei Balz und Paarung (Rosenberg 2009). Alle Hundertfüßer sind Räuber, die sich meist von kleineren Tieren wie Springschwänzen und Fliegenlarven ernähren, aber auch größere Beutetiere wie Regenwürmer überwältigen können (Voigtländer 2011a). Ihre Beute lähmen sie mit einem Giftbiss ihrer kräftigen Kieferfüße. Anschließend wird Verdauungssaft in die Wunde gespritzt und das Opfer aufgefressen oder ausgesaugt (Dunger 1993).

Hundertfüßer sind lichtscheu und feuchtigkeitsliebend. Unterschieden werden die Ordnungen der Steinläufer (Lithobiomorpha; Abb. 1), Erdläufer (Geophilomorpha; Abb. 2), Spinnenläufer (Scutigermorpha) und Skolopender (Scolopendromorpha) (Dunger 1993). Von den beiden letztgenannten Ordnungen sind in Deutschland nur der Spinnenläufer (*Scutigera coleoptrata*) und Vertreter der Gattung *Cryptops* regelmäßig zu finden (Decker et al. 2016). Steinläufer verbringen den Tag meist in Deckung (unter Borke, Steinen, Laub) und jagen in der Nacht. Einige Arten kann man sogar noch in mehreren Metern Höhe an Baumstämmen bzw. in Baumkronen finden (Spelda 1999a). Die Erdläufer sind mit ihrer fadenförmigen Gestalt besonders an das Leben im Boden angepasst, wo sie sich durch kleinste Spalten zwängen können (Eason 1964). Hundertfüßer zeigen im Gegensatz zu den Doppelfüßern kaum unmittelbare Bindungen an Gesteinsarten bzw. Bodentypen. Ihr Vorkommen wird vielmehr indirekt über das Vorhandensein von Beutetieren und durch das Mikroklima sowie die Vegetation bestimmt. Wesentlichen Einfluss auf das Vorkommen der Hundertfüßer hat zudem ihr hohes Feuchtigkeitsbedürfnis (Dunger 1983, Voigtländer 2011a). Am ehesten ist noch für die Erdläufer eine Bindung an Bodentypen gegeben, die daher mehr als die in der Streuschicht lebenden Steinläufer als



Abb. 1: Der Steinläufer *Lithobius tenebrosus* ist eine ungefährdete, mäßig häufige Waldart der Mittelgebirge und des Alpenraums mit Bevorzugung der Höhenlagen von 400–900 m Höhe. (Foto: A. Steiner)



Abb. 2: *Strigamia acuminata* ist als eine der häufigsten Erdläufer-Arten in der Streuschicht von Wäldern in ganz Deutschland anzutreffen. (Foto: J. Spelda)

Indikatoren für Bodenverhältnisse genutzt werden können (Beck et al. 2005).

Doppelfüßer sind mit bisher 12.900 bekannten Arten artenreicher als Hundertfüßer (Decker et al. 2024). In Deutschland kommen sechs der 16 Ordnungen der Doppelfüßer vor (Hauser & Voigtländer 2019): Polyxenida (Pinselfüßer), Polyzoniida (Saug- oder Bohrfüßer), Julida (Schnurfüßer), Polydesmida (Bandfüßer), Chordeumatida (Samenfüßer) und Glomerida (Saftkugler). Ebenso wie Hundertfüßer sind Doppelfüßer feuchtigkeitsliebend sowie lichtscheu und bewohnen bevorzugt die Bodenstreu. Im Gegensatz zu den räuberischen Hundertfüßern ernähren sich die Doppelfüßer, mit wenigen Ausnahmen, von abgestorbenem organischem Material sowie von Algen und Pilzen (Dunger 1993). Die meisten ihrer vielen Körperringe sind Doppelsegmente mit je zwei Beinpaaren, was sie von allen anderen Wirbellosen unterscheidet (Koch 2015).

Viele Doppelfüßer verteidigen sich mit Wehrdrüsen; andere rollen sich als Abwehrmaßnahme zu einer Spirale oder einer Kugel zusammen (Shear 2015). Ihre Verhaltensweisen bei der Paarung und der Eiablage sind äußerst vielfältig. Sie bauen Fadenstraßen, betriellern sich mit ihren Fühlern oder verführen ihre Partner mit Geschenken (Minelli & Michalik 2015), wie z.B. das Männchen von *Julus scandinavicus*, das dem Weibchen auf den löffelförmigen Fortsätzen seines zweiten Beinpaars ein verlockendes Sekret anbietet (Haacker 1974). Für die Fortpflanzung verwenden sie Zangen, Haken, Pinsel und Peitschen, allesamt spezifische Strukturen, die die Artbestimmung erleichtern. Ihre Eier legen sie in Erdklümpchen und morschen Holzstückchen ab, oder sichern sie in filigranen Schutzglocken aus einem Erdgemisch oder aus Seide; zuweilen verpacken sie ihre Eier einzeln in Erdkapseln oder rollen sich schützend um ihr Gelege (Minelli & Michalik 2015, Hauser & Voigtländer 2019).

Spektakulär ist das Phänomen der Doppelfüßer-Massenwanderungen. „Wandernde Doppelfüßer, Eisenbahnzüge hemmend“ wurden bereits im 19. Jahrhundert beschrieben (Verhoeff 1900). Mindestens für zehn europäische Arten der Schnurfüßer (Julida), eine Ordnung innerhalb der Klasse der Doppelfüßer, ist das Wanderverhalten bekannt. In Deutschland schwärmt vor allem *Ommatoiulus sabulosus*, außerdem *Cylindroiulus caeruleocinctus*, *Julus scandinavicus*, *Julus scanicus* und *Ophiulus pilosus* (Voigtländer 2005). Meist finden die Wanderungen im Frühling und Sommer bei schwülwarmer Witterung statt. *O. sabulosus* klettert dabei sogar Büsche, Bäume und

Hauswände hinauf und bevorzugt helle, sonnenbeschienene Flächen.

Im Gegensatz zu den Hundertfüßern ist das Vorkommen der Doppelfüßer stark vom Ausgangsgestein abhängig. In Kalkbuchenwäldern sind Artenzahl und Populationsdichte viel höher als in Wäldern über saurem Ausgangsgestein. 15 und mehr Arten mit Besatzdichten von bis zu 300 Individuen pro Quadratmeter und darüber sind in Kalkbuchenwäldern keine Seltenheit (Schubart 1957, Voigtländer 2011b, Hauser & Voigtländer 2019). Einige kleine Arten bewohnen auch die Baumkronen, wo sie als Rindenbewohner in winzigen Nischen leben (Golovatch & Kime 2009).

Die Doppelfüßer haben unterschiedlichste Lebensräume erobert, vom Hochgebirge bis zu Überschwemmungsgebieten, wo sie durch verschiedenste Anpassungsmechanismen überdauern können (Minelli 2015). Sie haben einen hohen bioindikatorischen Wert, da viele als Charakterarten oder in charakteristischen Artenkombinationen in bestimmten Habitaten bzw. Biotopen leben (Voigtländer 2011b, Hauser & Voigtländer 2019). Gemeinsam mit anderen Bodentieren spielen Doppelfüßer eine wichtige Rolle im ökologischen Schlüsselprozess der Streuzersetzung und tragen damit zur Bildung fruchtbarer Bodens bei. Als saprophage Primärzersetzer führen sie mit den produzierten Kotbällen zu einer Stabilisierung von organischem Material, tragen signifikant zur Mineralisierung von Stickstoff bei und wirken durch ihre Grabetätigkeit positiv auf die Belüftung und Versorgung mit organischem Material in tieferen Bodenschichten (David 2015). Die zweifellos wichtigste Rolle bei der Umsetzung des organischen Bestandsabfalles spielen dabei die Ordnungen der Schnurfüßer (Julida) und Saftkugler (Glomerida). In Böden, denen Regenwürmer weitgehend fehlen, können sie deren Rolle beim Abbau des Bestandsabfalles, Durchmischung und Humusanreicherung fast vollständig übernehmen (Kime 1990).

Innerhalb Deutschlands verlaufen auffallend viele Verbreitungsgrenzen verschiedener Arten der Hundert- und Doppelfüßer, die aus der nacheiszeitlichen Besiedlungsgeschichte resultieren. Hierdurch entstanden charakteristische Faunenregionen mit Alpen-, Mittelgebirgs- und Tieflandarten, sowie Nord-Ost- und Nord-Süd-Artenpaaren (Decker et al. 2015b). So haben von den in Mittel- und Norddeutschland vorkommenden Doppelfüßer-Arten fast 60 % hier eine Arealgrenze, je etwa zur Hälfte eine westliche oder östliche Grenze ihrer Verbreitung (Hauser & Voigtländer 2019, Kime & Enghoff 2011,

2017, 2021). Eine weitere wichtige zoogeografische Grenze ist die 200 m-Höhenlinie der Mittelgebirge, die nur wenige Expansionsarten der Doppelfüßer nach Norden hin überschreiten (Hauser & Voigtländer 2019). Der Süden Deutschlands beherbergt die größte Vielfalt an Arten. Besonders in der Alpenregion und dem Schwarzwald gibt es viele nur kleinräumig verbreitete Arten und sogar vier Endemiten.

2 Grundlagen

2.1 Taxonomie, Nomenklatur und Anzahl der Taxa

Die Taxonomie und Nomenklatur der Hundertfüßer richten sich nach Bonato et al. (2016) für die Ordnungen Scutigeromorpha, Lithobiomorpha und Scolopendromorpha sowie nach Bonato & Minelli (2014) für die Ordnung Geophilomorpha. Abweichend hiervon werden nach Spelda (2005) *Geophilus rhenanus* Verhoeff, 1895 und *Geophilus austriacus* Latzel, 1880 nach Decker et al. (2025) als valide Arten geführt.

Die Taxonomie und Nomenklatur der Doppelfüßer richtet sich für die Ordnung Polyxenida, Glomerida, Polyzoiiida und Polydesmida nach Kime & Enghoff

(2011), für die Julida nach Kime & Enghoff (2017), für die Chordeumatida nach Kime & Enghoff (2021) sowie nach der taxonomischen Datenbank MilliBase (Decker et al. 2024, Stand: 15.10.2024). Abweichend von dieser taxonomischen und nomenklatorischen Grundlage wird in der vorliegenden Roten Liste *Leptoiulus marcomannius* Verhoeff, 1913 nicht als Synonym von *Leptoiulus noricus* Verhoeff, 1913 angesehen, sondern als eigenständige Art (siehe Kap. 3, artspezifischer Kommentar *L. marcomannius*). Die Schreibweise der Namen *Craspedosoma raulinsii* Leach, 1814 und *Craspedosoma rawlinsii* Leach, 1814 wurde in den letzten Jahren mehrfach diskutiert (Dolejš & Kocourek 2019, McAlpine & Shear 2018). Das Team der Autorinnen und Autoren der Roten Liste hat sich bis zu einer endgültigen Klärung durch die ICZN (International Commission on Zoological Nomenclature) an den in Deutschland bisher gebräuchlicheren Namen *C. rawlinsii* gehalten (siehe artspezifischer Kommentar).

Es wurden alle der in Deutschland im Freiland vorkommenden und nach Ludwig et al. (2009) als etabliert geltenden 62 Arten der Hundertfüßer (Tab. 1) und 127 Taxa der Doppelfüßer (Tab. 2) betrachtet und die Rote-Liste-Kriterien eingeschätzt. Eine Rote-Liste-Kategorie wurde jedoch nur für die einheimi-



Abb. 3: Bei dem blinden *Cryptops parisi* handelt es sich um einen einheimischen Vertreter der besonders in den Subtropen und Tropen artenreichen Ordnung der Skolopender. Er gehört zu den häufigen Hundertfüßer-Arten. (Foto: J. Spelda)



Abb. 4: Die sehr seltene, nur in den Alpen auftretende, Doppelfüßer-Art *Iulogona tirolensis* erinnert aufgrund ihrer Seitenflügel an einen Bandfüßer. Anhand der großen Rückenborsten (Macrochaeten, hier deutlich zu erkennen) sowie des Vorhandenseins von Einzelaugen (Ommatidien) kann die Art aber eindeutig den Samenfüßern zugeordnet werden. (Foto: J. Spelda)

schen (= indigenen und archäobiotischen) Taxa ermittelt. Bei den Hundertfüßern waren dies eine Art der Spinnenläufer (Scutigromorpha), 2 Arten der Skolopender (Scolopendromorpha; Abb. 3), 23 Arten der Erdläufer (Geophilomorpha) und 32 Arten der Steinläufer (Lithobiomorpha). Bei den Doppelfüßern wurde bei 39 Taxa der Samenfüßer (Chordeumatida; Abb. 4), 15 Arten der Saftkugler (Glomerida), 55 Taxa der Schnurfüßer (Julida; Abb. 5), 13 Arten der Bandfüßer (Polydesmida), einer Art der Pinselfüßer (Polyxenida; Abb. 6) und einer Art der Saugfüßer (Polyzoniida) eine Rote-Liste-Kategorie ermittelt.

Bei den Hundertfüßern steigt durch 7 Neuzugänge und eine Streichung die Anzahl von 56 (Decker et al. 2016) auf 62 etablierte Arten in Deutschland (Tab. 1). Zusätzlich wurden 5 ausschließlich in Gewächshäusern vorkommende Arten und 4 unbeständige Arten im Freiland (Kap. 2.1.4) für Deutschland erfasst. Insgesamt wurden somit im Bezugsgebiet 71 Arten an Hundertfüßern nachgewiesen. Funde in Importgütern (z.B. Pflanzgut) wurden nicht berücksichtigt.

Durch 6 Neuzugänge und eine Streichung steigt bei den Doppelfüßern die Anzahl von 122 (Reip et al. 2016) auf nunmehr insgesamt 127 in Deutschland etablierte Taxa (Tab. 2). Zusätzlich wurden 11 ausschließlich in Gewächshäusern vorkommende Arten und 10 im Freiland unbeständige Arten (Kap. 2.1.4) erfasst. Insgesamt wurden somit in Deutschland 148 Taxa an Doppelfüßern nachgewiesen. Funde aus importierten Waren wurden nicht einbezogen.

Tab. 1: Anzahl der etablierten Taxa der Hundertfüßer (einschließlich Neobiota)

Wie viele etablierte Taxa enthält die Liste?	absolut
Anzahl der Taxa nach der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016)	56
Streichungen	
wegen taxonomischer Zusammenfassungen	– 1
wegen ausgeschlossener Taxa	– 0
Neuzugänge	
wegen taxonomischer Aufspaltungen	+ 3
bisher nicht berücksichtigte Taxa	+ 0
durch Erstnachweise	+ 4
Summe: Anzahl etablierter Taxa der vorliegenden Roten Liste (Datenstand 2023)	62

Tab. 2: Anzahl der etablierten Taxa der Doppelfüßer (einschließlich Neobiota)

Wie viele etablierte Taxa enthält die Liste?	absolut
Anzahl der Taxa nach der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016)	122
Streichungen	
wegen taxonomischer Zusammenfassungen	– 1
wegen ausgeschlossener Taxa	– 0
Neuzugänge	
wegen taxonomischer Aufspaltungen	+ 0
bisher nicht berücksichtigte Taxa	+ 0
durch Erstnachweise	+ 6
Summe: Anzahl etablierter Taxa der vorliegenden Roten Liste (Datenstand 2023)	127



Abb. 5: Der kleine (8–15 mm), aber auffällig gefärbte Tüpfeltausendfüßer (*Blaniulus guttulatus*) ist häufig auch in vom Menschen geprägten Habitaten wie Gärten, Friedhöfen und Äckern zu finden. Er ernährt sich von faulenden tierischen oder pflanzlichen Resten und tritt auch gelegentlich als Schädling (z.B. in Erdbeerkulturen) auf. (Foto: L. Moritz)



Abb. 6: Der nur 2–3 mm große, mäßig häufige und ungefährdete *Polyxenus lagurus*, unser einziger heimischer Pinselfüßer (Polyxenida), ist ein typischer Bewohner von Steinmauern oder häufiger von der Rinde lebender Bäume und vermehrt sich in Deutschland parthenogenetisch. (Foto: H. Reip)

2.1.1 Streichungen

Die Art *Strigamia transsilvanica* wurde nach einer Revision von Bonato et al. (2023) dem *S. crassipes*-Artenkomplex zugeschrieben (siehe artspezifischer Kommentar) und daher von der Gesamtartenliste der Hundertfüßer gestrichen. Während in Reip et al. (2016) noch die beiden Unterarten *Polydesmus complanatus complanatus* (Linnaeus, 1761) und *Polydesmus complanatus illyricus* (Verhoeff, 1893) getrennt bewertet wurden, wird aufgrund umfangreicher molekulargenetischer Daten aus Deutschland der Auffassung anderer Autoren (z.B. Kime & Enghoff 2011) gefolgt, dass in Deutschland nur ein Taxon existiert und *P. c. illyricus* synonym zu *Polydesmus complanatus* (Linnaeus, 1761) ist. Wegen der taxonomischen Zusammenfassung wurde *P. c. illyricus* daher von der Gesamtartenliste der Doppelfüßer gestrichen.

2.1.2 Neuzugänge

Taxonomische Aufspaltungen

Durch Änderungen im taxonomischen Status von Unterarten zu validen Arten in den 2 Fällen *Geophilus austriacus* Latzel, 1880, ehemals ein Synonym bzw. Unterart von *G. flavus* (De Geer, 1778),

und *Lithobius schuleri* Verhoeff, 1927, ehemals als *L. erythrocephalus schuleri*, eine Unterart von *L. erythrocephalus* C. L. Koch, 1847, wurden diese beiden Taxa der Hundertfüßer nun erstmals in der Gesamtartenliste aufgeführt und bewertet (Details siehe artspezifische Kommentare). In einer Revision der Gattung *Strigamia* durch Bonato et al. (2023) wurde festgestellt, dass einige wenige der in Deutschland unter dem Namen *S. crassipes* (C. L. Koch, 1835) geführten Bestände zum *S. carniolensis*-Artenkomplex gehören (Details siehe artspezifische Kommentare). *S. carniolensis* (Verhoeff, 1895) wurde daher neu in die Gesamtartenliste der Hundertfüßer aufgenommen.

Erstnachweise

Ergänzt wird die Gesamtartenliste der Hundertfüßer um insgesamt 4 Neuzugänge durch Erstnachweise bzw. nun als etabliert für Deutschland angesehene Arten. Für die beiden Arten *Strigamia maritima* (Leach, 1817) und *Clinopodes flavidus* C. L. Koch, 1847 (Abb. 7) wurde in der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016) eine Etablierung jeweils aufgrund eines einzelnen historischen Fundes angezweifelt. Durch gezielte Nachsuchen konnten nun aber mehrere aktuelle Nachweise eine Etablierung gemäß der Etablierungskriterien in Ludwig et al. (2009) in Deutsch-



Abb. 7: Als kälteempfindliche Art findet sich der sehr seltene Erdläufer *Clinopodes flavidus* natürlicherweise nur oder vorzugsweise in unmittelbarer Flussnähe des Donau- und Inntales. (Foto: J. Spelda)

land bestätigen. Des Weiteren konnte *Schendyla peyerimhoffi* Brölemann & Ribaut, 1911 an der Nordseeküste als etabliert nachgewiesen werden. Das nach Deutschland verschleppte Neozoon *Lamyctes africanus* (Porath, 1871) wurde erstmals in Deutschland nachgewiesen. Weitere Details zu den 4 Neuzugängen sind in den artspezifischen Kommentaren genannt.

Ergänzt wird die Gesamtartenliste der Doppelfüßer um insgesamt 6 Neuzugänge durch Erstnachweise bzw. durch nun als etabliert angesehene Arten für Deutschland. Die Art *Haplogona oculodistincta* (Verhoeff, 1893) wurde aus dem Inntal und die Unterart *Megaphyllum projectum projectum* Verhoeff, 1894 wurde erstmals in den Bayerischen Alpen nachgewiesen. *Listrocheiritium septentrionale* wurde erstmals aus dem Bayerischen Wald und das Neozoon *Melogona broelemanni* (Verhoeff, 1897) aus Bayern und Sachsen gemeldet. Alle 4 Taxa erfüllen die Etablierungskriterien nach Ludwig et al. (2009) und wurden bisher übersehen bzw. nicht erkannt. Für die beiden Arten *Acanthotarsius edentulus* C. L. Koch, 1847 und *Nanogona polydesmoides* (Leach, 1816) wurde in der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016), aufgrund eines einzelnen fast 100 Jahre alten Fundes von *A. edentulus* und wenigen Nachweisen in synanthropen Habitaten von *N. polydesmoides*, eine Etablierung noch angezweifelt. Doch gezielte Nachsuchen und weitere aktuelle Nachweise ergaben, dass beide Arten die Etablierungskriterien erfüllen und aufgrund ihrer Ökologie nicht von spontanen Verschleppungen ausgegangen werden kann. Weitere Details zu den 6 Neuzugängen sind in den artspezifischen Kommentaren genannt.

2.1.3 Statusklärungen

Gegenüber der vorherigen Fassung der Rote Liste der Hundertfüßer (Decker et al. 2016) ist *Henia brevis* nun als Neozoon und nicht mehr als einheimisch aufgeführt. Während in der vorherigen Fassung der Rote Liste der Doppelfüßer (Reip et al. 2016) keine Neozoen ausgewiesen wurden, werden die ursprünglich als indigen angesehenen Arten *Cylindroiulus parisiorum* und *Leptoiulus kervillei* in der vorliegenden Roten Liste als Neozoen geführt. Gründe für den Status als Neozoa sind die Beschränkung auf synanthrope Habitate und/oder die Gesamtverbreitung der Arten. Mehr Informationen zu den genannten Neozoen befinden sich in den artspezifischen Kommentaren.

2.1.4 Nicht im Freiland etablierte Arten

Bei den Hundertfüßern gelten 4 Arten als nicht im Freiland etabliert und werden als unbeständig nicht in der Gesamtartenliste geführt: *Cryptops umbricus* Verhoeff, 1931, *Geophilus osquidatum* Brölemann, 1909, *Lithobius lapadensis* Verhoeff, 1900 und *Scolopendra cingulata* Latreille, 1829. Diese eindeutig in Deutschland nicht einheimischen Arten wurden nur ein- bzw. zweimal im Freiland gefunden (Decker & Hannig 2011, Wesener et al. 2016, Voigtländer 1988; Details siehe artspezifische Kommentare im Anhang).

5 Arten der Hundertfüßer, welche ausschließlich aus Gewächshäusern bekannt sind (Decker et al. 2014), werden ebenfalls nicht in der Gesamtartenliste geführt: *Cryptops doriae* Pocock, 1891, *Lamyctes coeculus* (Brölemann, 1889), *Mecistocephalus maxillaris* (Gervais, 1837), *Pectiniunguis pauperatus* Silvestri, 1907 und *Tygarup javanicus* (Attems, 1929).

Die folgenden Hundertfüßer-Arten sind aus grenznahen Gebieten außerhalb Deutschlands oder aus anderen mitteleuropäischen Städten bekannt und sind zukünftig auch in Deutschland zu erwarten: *Dicellophilus carniolensis* Koch, 1847, *Haplophilus souletinus* Brölemann, 1907, *Henia illyrica* (Meinert, 1870), *Hydroschendyla submarina* (Grube, 1872), *Lithobius burzenlandicus* Verhoeff, 1931, *Lithobius castaneus* Newport, 1844, *Lithobius crassipesoides* Voigtländer, Iorio, Decker & Spelda, 2017, *Lithobius cyrtopus* Latzel, 1880, *Lithobius pilicornis* Newport, 1844 sowie *Schendyla dentata* Brölemann & Ribaut, 1911.

Bei den Doppelfüßern gelten 10 Arten als nicht im Freiland etabliert und werden als unbeständig nicht in der Gesamtartenliste geführt: *Anamastogona pulchella* (Silvestri, 1894), *Brachychaeteuma melanops* H. K. Brade-Birks & S. G. Brade-Birks, 1918, *Brachyiulus bagnalli* (Brölemann, 1926), *Cylindroiulus salicivorus* Verhoeff, 1907, *Cylindroiulus vulnerarius* (Berlese, 1888), *Hirudisoma pallidum* (Fanzago, 1880), *Ophiulus germanicus* (Verhoeff, 1896), *Oxidus gracilis* (C. L. Koch, 1847), *Polydesmus coriaceus* Porat, 1870 und *Polydesmus susatensis* Verhoeff, 1934. Diese eindeutig in Deutschland nicht einheimischen Arten wurden nur ein- bzw. zweimal im Freiland gefunden. Siehe auch die artspezifischen Kommentare im Anhang für mehr Informationen.

11 Doppelfüßer-Arten, welche ausschließlich aus Gewächshäusern bekannt sind (Decker et al. 2014), werden ebenfalls nicht in der Gesamtarten-

tenliste geführt: *Amphitomeus attemsi* (Schubart, 1934), *Anadenobolus monilicornis* (Porat, 1876), *Cylindrodesmus hirsutus* Pocock, 1889, *Epinannolene* cf. *trinidadensis* Chamberlin, 1918, *Leptogoniulus sorornus* (Butler, 1876), *Mesoiulus gridellii* Strasser, 1934, *Paraspirobolus lucifugus* (Gervais, 1836), *Poratia digitata* (Porat, 1889), *Poratia obliterata* (Kraus, 1960), *Prosopodesmus jacobsoni* Silvestri, 1910 und *Rhinotus purpureus* (Pocock, 1894).

Die folgenden Arten der Doppelfüßer sind aus grenznahen Gebieten außerhalb Deutschlands oder aus anderen mitteleuropäischen Städten bekannt und könnten auch in Deutschland bereits vorkommen, aber wurden noch nicht nachgewiesen oder sind zukünftig durch Verschleppungen zu erwarten: *Brachyiulus lusitanus* (Verhoeff, 1898), *Cylindroiulus apenninorum* Brölemann, 1897, *Haploglomeris multistriata* (C. L. Koch, 1844), *Melogona scutellaris* (Ribaut, 1913), *Ommatoiulus moreleti* (Lucas, 1860), *Unciger transsilvanicus* (Verhoeff, 1899) und *Xylophageuma zschokkei* Bigler, 1912.

2.2 Bewertungsgrundlagen

Bezugsfläche und Bezugszeit

Die Bezugsfläche der vorliegenden Roten Liste ist das Binnenland Deutschlands sowie die deutschen Inseln in Nord- und Ostsee. Für die Ermittlung der aktuellen Bestandssituation wurden Vorkommensdaten und Erkenntnisse der vergangenen zwanzig Jahre berücksichtigt. Die betrachtete Bezugszeit für den langfristigen Bestandstrend der Arten beträgt etwa 120 Jahre. Die frühesten faunistischen Meldungen für Hundertfüßer und Doppelfüßer aus Deutschland stammen jedoch schon aus dem Jahr 1835 (Koch 1835) und 1857 (Schnur 1857). Für den kurzfristigen Bestandstrend wurden die Veränderungen der vergangenen 25 Jahre ausgewertet. Stichtag des Datenstandes ist der 15.04.2023.

Kenntnis- und Bearbeitungsstand

Deutschland gehört, neben Großbritannien (Barber 2022, Lee 2006) und den Niederlanden (Berg et al. 2008), zu den am besten untersuchten Ländern der Welt hinsichtlich Taxonomie, Verbreitung und Ökologie der Hundertfüßer und Doppelfüßer. Um gegenüber Reip et al. (2016) eine bessere Datengrundlage zu haben, wurden als Vorbereitung für die Gefährdungsanalyse folgende wichtige Maßnahmen in den Jahren 2020 und 2021 durchgeführt: Es wurden sieben Exkursionen (Allgäuer Alpen, Bayerische Alpen, Bayerischer Wald, Erzgebirge/Elbsandsteinge-

birge, Nordfriesische Inseln, Odertal/Ost-Schorfheide, Usedom/Ueckermünder Heide) unternommen, um gezielt nach verschollenen, extrem seltenen oder für Deutschland zuvor fraglichen Taxa zu suchen. Es wurden weitere Beobachtungsdaten aus einer musealen Sammlung (Senckenberg Naturmuseum Frankfurt), von privaten Sammlungen (Peter Decker, Norman Lindner, Hans S. Reip), aus einer Kartierdatenbank (Jörg Spelda) sowie aus den vorgenannten Exkursionen in die bodenzoologische Datenbank Edaphobase (Burkhardt et al. 2014) importiert und fehlende Beobachtungsdaten aus Publikationen eingetragen.

Decker et al. (2025) geben eine detaillierte Übersicht über den Kenntniserwerb durch neue Funde von seltenen und für Deutschland neue Arten der letzten zwölf Jahre sowie taxonomische Änderungen.

Datengrundlagen

Für die Bewertung der Hundert- und Doppelfüßer wurden Sammlungs-, Literatur- und unveröffentlichte Beobachtungsdaten verwendet, die in der bodenzoologischen Datenbank Edaphobase (Burkhardt et al. 2014, Stand: 15.04.2023) zusammengefasst vorliegen. Diese enthalten Sammlungsdaten der deutschen Museen mit den wichtigsten Myriapoda-Sammlungen mit einheimischen Arten (Museum für Naturkunde Berlin, Senckenberg Naturmuseum Frankfurt, Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, Zoologische Staatssammlung München) sowie der Privatsammlungen von Jörg Spelda und Norman Lindner. An publizierter Literatur, Qualifikationsarbeiten und Gutachten wurden insgesamt 451 Quellen ausgewertet. Nach dem Export der Daten aus Edaphobase wurden fragwürdige Funde (z.B. aus grauer Literatur) und Funde exotischer Arten in Gebäuden, Gewächshäusern, Häfen sowie beim Zoll entfernt, Serienfänge vereinigt und Bestimmungen oberhalb der Artebene entfernt.

Insgesamt lagen für die Bewertung der Hundertfüßer 34.296 Nachweise von ca. 6.500 Fundorten (Abb. 8a) vor. Gegenüber der Datengrundlage der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016) mit Stand Juli 2014 und ca. 26.400 Nachweisen, stehen in der vorliegenden Fassung rund 30 % mehr Daten zur Verfügung.

Für die Bewertung der Doppelfüßer lagen insgesamt 61.041 Nachweise von ca. 9.550 Fundorten (Abb. 8b) vor. Gegenüber der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) mit Stand Juli 2014 und ca. 49.000

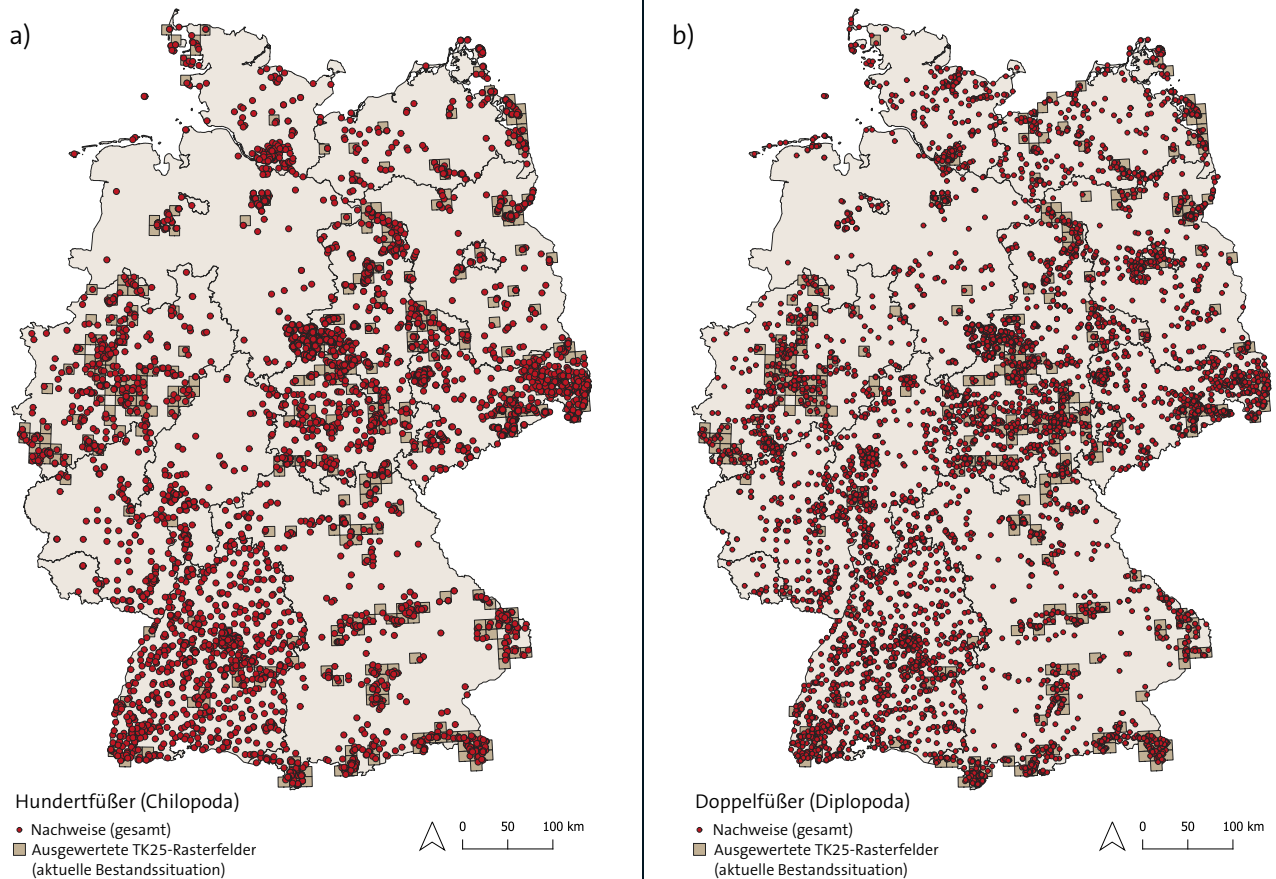


Abb. 8: Räumliche Verteilung der historischen und aktuellen Nachweise und der ausgewerteten gut untersuchten TK25-Rasterfelder (mit vier bzw. sieben Taxa) für die aktuelle Bestandssituation **a)** der Hundertfüßer (Chilopoda) und **b)** der Doppelfüßer (Diplopoda) in Deutschland. Quelle: Edaphobase (Stand: 15.04.2023).

Beobachtungen, stehen in der vorliegenden Fassung rund 25 % mehr Daten zur Verfügung. Die Daten decken für beide Tiergruppen weite Teile Deutschlands ab (Abb. 8). Lediglich der Nordosten und Südosten Deutschlands sowie der Großteil von Hessen und Niedersachsen sind bislang nur spärlich untersucht, dagegen aber West-, Südwest-, Mittel- und Ostdeutschland im Vergleich zu anderen Bodentiergruppen sehr gut.

2.3 Kriterien und Parameter

Die Ermittlung der Rote-Liste-Kriterien folgt Ludwig et al. (2009) und den beschriebenen Ergänzungen in der Methodik-Erweiterung (Rote-Liste-Team im BfN 2021).

Die aktuelle Bestandssituation wurde anhand von Rasterfrequenzen ermittelt (Kap. 2.3.1). Für den langfristigen (Kap. 2.3.2) und den kurzfristigen Bestandstrend (Kap. 2.3.3) wurden die nach normierten Fundhäufigkeiten ermittelten Trends verwendet. Stets wurden alle errechneten Ergebnisse mit dem Wis-

sen der Expertinnen und Experten abgeglichen und ggf. korrigiert. Im Falle von nicht ausreichend vorliegenden Daten für eine zuverlässige Berechnung der Bestandstrends wurde die Gefährdungsanalyse ausschließlich auf Expertenwissen gestützt. Für ausgewählte Arten wurden der langfristige und der kurzfristige Bestandstrend mithilfe der Bindung der Taxa an (gefährdete) Biotoptypen abgeleitet.

Die durch das Team der Autoren und Autorinnen erarbeiteten methodischen Ansätze und Herangehensweisen der Bewertungen wurden eng mit dem Rote-Liste-Zentrum abgestimmt sowie durch das Bundesamt für Naturschutz geprüft und freigegeben.

Im Gegensatz zur vorherigen Roten Liste der Hundertfüßer und Doppelfüßer (Decker et al. 2016, Reip et al. 2016), die hauptsächlich auf Expertenwissen basierte, liegt dieser zweiten aktualisierten Fassung nun zusätzlich eine objektiv nachvollziehbare Methodik zugrunde.

2.3.1 Aktuelle Bestandssituation

Für die Ermittlung der aktuellen Bestandssituation wurden die Rasterfelder der Topografischen Karte 1 : 25.000 (TK25-Rasterfelder) mit der Anzahl an nachgewiesenen Arten im Zeitraum der aktuellen Bestandssituation (15.04.2003 bis 15.04.2023) anhand der Fundort-Koordinaten ermittelt. Deutschland hat Anteil an ca. 3.000 TK25-Rasterfeldern. Für die Ermittlung der Anzahl an TK25-Rasterfeldern mit Hundertfüßern oder Doppelfüßern war Voraussetzung, dass mehr als 50 % der Fläche einer Fundort-Koordinate mit Unschärfe-Radius einem TK25-Rasterfeld zugeordnet werden konnte. Für die Hundertfüßer lagen für den Zeitraum der aktuellen Bestandssituation in 615 TK25-Rasterfeldern Nachweise von mindestens einem Taxon vor. Bei den Doppelfüßern waren es 793 TK25-Rasterfelder.

Wie die für die Ermittlung der aktuellen Bestandssituation ausgewerteten Daten zeigen, kommen in Deutschland auf überdurchschnittlich gut untersuchten TK25-Rasterfeldern mit unterschiedlichen besammelten Biotoptypen und/oder angewandten Methoden bis zu 25 verschiedene Arten an Hundertfüßern bzw. bis zu 44 Arten an Doppelfüßern vor. Selbst in von Natur aus artenarmen Regionen werden in den meisten Rasterfeldern bei sehr intensiven Untersuchungen immerhin noch mindestens sieben Arten an Hundertfüßern bzw. zwölf Arten an Doppelfüßern gefunden.

Es musste daher von den Rote-Liste-Bearbeitenden geprüft werden, inwieweit solche Differenzen auf eine unterschiedliche Erfassungsintensität in den TK25-Rasterfeldern zurückzuführen sind. Damit sollten sporadische Beobachtungen von vornherein aus den statistischen Berechnungen ausgeschlossen werden. Das heißt, dass eine Mindestzahl an Taxa festgelegt werden musste, ab der ein TK25-Rasterfeld in die Auswertung einbezogen wurde. Dabei war zu gewährleisten, dass eine ausreichend hohe Anzahl an TK25-Rasterfeldern für die Ermittlung der Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation vorhanden und eine repräsentative Verteilung der TK25-Rasterfelder über Deutschland gegeben sind. Außerdem wurden Referenzarten für die Kriterienklasse „sehr häufig“ definiert, die möglichst in diesen TK25-Rasterfeldern vorkommen und zudem die folgenden Kriterien erfüllen: leichte Auffindbarkeit, lange Aktivitätsperiode im Jahr, „einfache“ Bestimmung und Besiedlung eines großen ökologischen Spektrums an Lebensräumen. Referenzarten sollten theoretisch nahezu flächendeckend im gesamten Festlandsanteil



Abb. 9: *Lithobius forficatus* ist die einzige sehr häufige Hundertfüßer-Art in Deutschland. Sie gehört mit 18–30 mm Größe zu den größeren Arten und besiedelt ein sehr weites Spektrum von natürlichen, naturnahen bis urbanen Lebensräumen. (Foto: A. Steiner)

Deutschlands mit mindestens einem Nachweis pro TK25-Rasterfeld vorkommen. Bei ausreichend gut untersuchten TK25-Rasterfeldern sollten Referenzarten also (fast) immer vorhanden sein. Bei den Hundertfüßern ist dies nur für die Art *Lithobius forficatus* (Abb. 9) der Fall, bei den Doppelfüßern trifft dies für *Julus scandinavicus* und *Polydesmus angustus* zu. Ein Rasterfeld wurde auch dann als gut untersucht angesehen, wenn dort zwar Nachweise der Referenzarten fehlen, aber dafür mehrere andere Arten gefunden wurden. Das trifft z.B. auf mehrere Rasterfelder im Alpenraum zu, wo die Verbreitungsgebiete der drei genannten Taxa Lücken aufweisen können.

Auf dieser Grundlage wurde eine Mindestzahl von vier bzw. sieben Taxa pro TK25-Rasterfeld festgelegt, was bei den Hundertfüßern einer Anzahl von 340 (Abb. 8a) und bei den Doppelfüßern einer Anzahl von 307 (Abb. 8b) statistisch auszuwertenden TK25-Rasterfeldern entspricht.

Von diesen 340 bzw. 307 TK25-Rasterfeldern wurde für jedes Taxon der prozentuale Anteil der TK25-Rasterfelder mit ihrem Vorkommen (Rasterfrequenz) berechnet. Die Schwellenwerte für die Festlegung

Tab. 3: Einteilung der Rasterfrequenzen (basierend auf dem TK 1 : 25.000-Grid) in die Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation. Prozentuale Angaben beziehen sich auf die gut untersuchten TK25-Rasterfelder, die absoluten Zahlen auf alle deutschen TK25-Rasterfelder.

Kriterienklasse	Kürzel	Rote Liste 2026 Rasterfrequenz	Rote Liste 2016 Fundorte
ausgestorben oder verschollen	ex	0 %	0 Fundorte
extrem selten	es	> 0 bis ≤ 0,33 % oder absolut ≤ 10 TK25	0 bis 3 Fundorte
sehr selten	ss	> 0,33 bis ≤ 1 % oder absolut > 10 bis ≤ 30 TK25	4 bis 20 Fundorte
selten	s	> 1 bis ≤ 5 %	21 bis 100 Fundorte
mäßig häufig	mh	> 5 bis ≤ 30 %	101 bis 500 Fundorte
häufig	h	> 30 bis ≤ 60 %	501 bis 2.500 Fundorte
sehr häufig	sh	> 60 %	> 2.500 Fundorte

der Grenzen der Kriterienklassen für die aktuelle Bestandssituation wurden so gewählt, dass ein plausibles Bild der relativen Häufigkeiten zwischen den Arten entsteht (Tab. 3).

In einem weiteren Schritt wurden die aus den prozentualen Rasterfrequenzen resultierenden Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation für alle Taxa durch die Expertinnen und Experten auf Plausibilität überprüft. Besonderes Augenmerk wurde auf Taxa im Grenzbereich zwischen zwei Kriterienklassen sowie auf seltene bis extrem seltene Arten gelegt, bei denen zusätzlich die absolute Anzahl der TK25-Rasterfelder mit Nachweisen betrachtet worden ist (Bezug: alle deutschen TK25-Rasterfelder, siehe Tab. 3). Bei besonders kritischen Fällen wurden die Werte anhand der historisch und aktuell bekannten Gesamtverbreitung (Grundlage Gesamtdatenbasis/Edaphobase), der Ökologie (Fachwissen und Literatur), sowie unter Zuhilfenahme der TK25-Karten der jeweiligen Region geprüft und abgeschätzt, auf wie vielen TK25-Rasterfeldern das Taxon vorkommt bzw. potenziell vorkommen kann. Anhand dieser Einschätzung wurde die Kriterienklasse entsprechend korrigiert.

Dies war zum einen bei Arten erforderlich, deren potenzielles Verbreitungsgebiet noch ungenügend faunistisch untersucht ist oder seit kurzem für Deutschland bekannt ist, wie bei den zwei Hundertfüßern *Geophilus austriacus* und *Lamyctes africanus* oder z. B. beim Doppelfüßer *Leptoiulus bertkau*. Diese Arten wurden als häufiger eingeschätzt als es auf Grundlage der prozentualen Rasterfrequenzen zu vermuten wäre. Zum anderen wurde eine Korrektur der Kriterienklasse bei Arten mit einem eng begrenz-

tem Verbreitungsgebiet (z. B. Alpen oder Schwarzwald) vorgenommen. Bei solchen Arten wurde nicht die prozentuale Rasterfrequenz der gut untersuchten TK25-Rasterfelder zur Festlegung der Kriterienklasse herangezogen, sondern die absolute Anzahl aller TK25-Rasterfelder mit Nachweisen. So führten z. B. vier TK25-Rasterfeld-Nachweise eines Taxons nach prozentualer Einschätzung in die Kriterienklasse „selten“, statt nach absoluter Anzahl der gesamten (historisch und aktuell), auch potenziellen, TK25-Rasterfelder in die Kriterienklasse „extrem selten“. Ein solcher Fall trat bei zwei Arten der Hundertfüßer (*Harpolithobius anodus*, *Strigamia maritima*) auf sowie bei 24 extrem seltenen bis sehr seltenen Taxa der Doppelfüßer mit kleinräumiger Verbreitung in Deutschland, meist in den Alpen oder im Schwarzwald.

In der vorherigen Fassung der Roten Liste der Doppelfüßer (Reip et al. 2016) wurde zur Ermittlung der aktuellen Bestandssituation die Anzahl der räumlich zusammengefassten Fundorte (sobald sie innerhalb 1/1000 Dezimalgrad liegen) herangezogen. Die Schwellenwerte für die Kriterienklassen „extrem selten“ und „sehr selten“ wurden durch Reip et al. (2012) festgelegt, die übrigen Kriterienklassen wurden mit einer Steigerung der jeweiligen Fundortanzahl um den Faktor 5 ermittelt. Auch wurde in der vorherigen Fassung für die Doppelfüßer bewusst keine Referenzart für die Kriterienklasse „sehr häufig“ gewählt. Es ist daher zwar kein direkter Vergleich der Schwellenwerte und auch der Daten (zusammengefasste Fundorte vs. gut untersuchte TK25-Rasterfelder) möglich, aber der hier angewendete Ansatz bietet einen besseren Vergleich zu anderen Roten Listen.

Die Kriterienklasse „ausgestorben oder verschollen“ wurde vergeben, wenn trotz intensiver Nachsuchen seit mindestens 20 Jahren kein gesicherter Nachweis eines Taxons erbracht werden konnte.

2.3.2 Langfristiger Bestandstrend

Die Ermittlung des langfristigen Bestandstrends für die 62 etablierten Hundertfüßer-Arten und die 127 Doppelfüßer-Taxa erfolgte aus einer Kombination von Expertenwissen und, soweit die Datengrundlage ausreichend war, einer statistischen Analyse. Für ausgewählte Arten mit einer starken Biotopbindung wurde der langfristige Bestandstrend zusätzlich mithilfe der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Finck et al. 2017) eingeschätzt.

Die statistische Analyse wurde anhand von Nachweisen über den Auswertungszeitraum von 1904 bis April 2023 durchgeführt. Dazu wurden die Nachweise unter den folgenden zwei Bedingungen ausgewählt:

1. Der angegebene Sammelzeitraum durfte maximal ein Jahr betragen.
2. Es wurden nur Beobachtungsdaten mit Fundort-Koordinaten mit einem Unschärferadius von weniger als 5 km verwendet.

Wiederholt in einem Jahr örtlich zusammenliegende Nachweise einer Art wurden jeweils zu einem Fundort zusammengefasst und als ein Nachweis gewertet. Hierzu wurden die Koordinaten in Dezimalgrad auf zwei Nachkommastellen gerundet, was einem Raster von etwa 1 km² entspricht (ca. 1,1 km x 0,7 km).

Für die Hundertfüßer ergab dies über den Auswertungszeitraum insgesamt 12.906 und für die Doppelfüßer insgesamt 24.779 Nachweise.

Daraufhin wurde jedem ausgewählten Nachweis das jeweilige Nachweis-Jahrzehnt zugewiesen. Das 1. Jahrzehnt umfasst den Zeitraum von 1904 bis 1913, das letzte den Zeitraum von 2014 bis 2023. Für jedes Taxon wurde anschließend die Anzahl der Nachweise je Jahrzehnt aufsummiert, so dass sich eine Nachweisverteilung über alle betrachteten Jahrzehnte ergab. Durch die Aufsummierung stellte sich heraus, dass in den ersten sechs Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts die Nachweise gering und sporadisch waren. Daher konnte der langfristige Bestandstrend erst ab dem 7. Jahrzehnt (1964–1973) berechnet werden, soweit entsprechende Daten je Taxon vorhanden waren. Lagen nicht genug Daten ab dem 7.

Jahrzehnt vor, wurde der langfristige Bestandstrend erst ab dem 9. Jahrzehnt (1984–1993) berechnet.

Auf die Anzahl der Nachweise pro Jahrzehnt hat die jährlich schwankende Sammeltätigkeit (unterschiedliche Anzahl der Sammler und Sammlerinnen und deren Aktivitäten, Forschungsprojekte usw.) einen erheblichen Einfluss (siehe Tab. 4). Dies machte jeweils für die Hundertfüßer und Doppelfüßer die Anwendung eines Korrekturfaktors für jedes Jahrzehnt notwendig (Mittelwert über diese Nachweise/Summe der Nachweise aller Arten je Jahrzehnt). Die Anzahl der Nachweise pro Jahrzehnt der einzelnen Arten wurde dann mit diesem Korrekturfaktor multipliziert (siehe Tab. 4). Damit wurden Jahrzehnte mit stärkerer Sammeltätigkeit heruntergewichtet und Jahrzehnte mit geringerer Sammeltätigkeit heraufgewichtet. Die auf die Sammelintensität korrigierte Anzahl der Nachweise pro Jahrzehnt sind somit besser vergleichbar und interpretierbar.

Für eine Reihe von Taxa war eine Korrektur der Nachweise pro Jahrzehnt nicht möglich, da entweder keine Nachweise über die letzten sechs oder vier Jahrzehnte (ab 1964 bzw. 1984) vorlagen oder weniger als zehn Nachweise je Jahrzehnt vorlagen. Für diese Taxa konnte der langfristige Bestandstrend nur anhand des Expertenwissens beurteilt werden. Diese Taxa wurden aus der weiteren statistischen Analyse ausgeschlossen.

Für insgesamt 35 Hundertfüßer- (56,5 %) und 56 Doppelfüßer-Taxa (44,1 %) konnte ein langfristiger Bestandstrend statistisch ermittelt werden.

Aus den korrigierten Werten wurde durch Anwendung einer Linearregression der Bestandstrend über die Jahrzehnte errechnet (siehe Tab. 5). Ein signifikanter Anstieg der Nachweise über die bewerteten Jahrzehnte von mindestens 50 % wurde als Bestandszunahme, eine signifikante Abnahme der Nachweise von mindestens 50 % als Bestandsrückgang gewertet. Zur Bewertung der Qualität des linearen Modells wurde das prozentuale Verhältnis der Abweichung (Residuen) zwischen vorhergesagten Werten (linearer Trend) und den korrigierten Nachweisen (Anzahl Nachweise korrigiert) zu den vorhergesagten Werten wie nachfolgend ermittelt: $((\text{Anzahl Nachweise korrigiert} - \text{linearer Trend}) / \text{linearer Trend})^2$.

Für jedes Taxon wurde nunmehr anhand der Steigung des linearen Trends und der Abweichungswerte geprüft, ob der zuerst per Expertenwissen ermittelte langfristige Bestandstrend gerechtfertigt ist. Bei 29 Hundertfüßer- (82,9 % der statistisch untersuchten Taxa) und 51 Doppelfüßer-Taxa (91,1 % der statistisch untersuchten Taxa) deckte sich der errechnete

Tab. 4: Übersicht der aufsummierten Nachweise der Hundertfüßer und Doppelfüßer je Jahrzehnt (JZ) sowie der Mittelwert über die Jahrzehnte JZ07–JZ12.

Jahrzehnt	Anzahl Nachweise Hundertfüßer	Anzahl Nachweise Doppelfüßer
JZ07 (1964–1973)	915	1.385
JZ08 (1974–1983)	437	743
JZ09 (1984–1993)	2.483	4.495
JZ10 (1994–2003)	2.860	5.240
JZ11 (2004–2013)	3.367	6.725
JZ12 (2014–2023)	2.273	3.854
Mittelwert JZ07–JZ12	2.039	3.740

Tab. 5: Beispielrechnung des 60-Jahres-Anstiegs und der mittleren Abweichung mit Berechnungsgrundlagen für die Hundertfüßer-Art *Cryptops hortensis*.

Jahrzehnt	Anzahl Nachweise	Anzahl Nachweise korrigiert	Linearer Trend	Prozentuales Verhältnis ²
JZ07	18	40	12	544 %
JZ08	2	9	25	41 %
JZ09	37	30	37	4 %
JZ10	36	26	50	23 %
JZ11	87	53	63	3 %
JZ12	111	104	76	14 %
Mittelwert	Regressionskoeffizienten (a, b)	60	Jahres-Anstieg	∅
	48,5	12,7	535 %	105 %
		12,0		

Trend mit dem Expertenwissen. Bei den restlichen elf Taxa gab es Abweichungen zwischen dem errechneten Trend und dem Expertenwissen. In diesen Fällen wurde die Einschätzung des langfristigen Bestands-trends auf Basis von Expertenwissen vorgenommen, ansonsten auf Basis der statistisch festgestellten Werte. Gründe für abweichende Bestandstrends waren z.B. bei nur regional in Deutschland verbreiteten Taxa eine nur wenige Jahrzehnte währende Sammelaktivität in der jeweiligen Region, welche dann aber eingestellt wurde und somit erst zu einer überproportionalen Nachweisdichte und nach Einstellung

der Sammeltätigkeiten zu einem scheinbar negativen Bestandstrend führte. Dies war z.B. bei Arten der Gattung *Rhymogona* und bei *Xylophageuma vomrathi* der Fall. Auch die stetige Untersuchung von bestimmten Biotopen über viele Jahrzehnte hinweg, wie z.B. von Trockenrasen, führte rechnerisch zu einem stabilen Bestandstrend anstatt dem vom gefährdeten Biotoptyp implizierten Rückgang.

Soweit ein langfristiger Bestandstrend für ein Taxon nicht statistisch ermittelt werden konnte, wurde nur die Einschätzung auf Basis des literatur- und datengestützten Expertenwissens übernommen.

Für Taxa mit einer starken Biotopbindung wurde der langfristige Bestandstrend zusätzlich unter Berücksichtigung der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen (Finck et al. 2017) ermittelt. Es wurden 9 Hundertfüßer- und 24 Doppelfüßer-Arten festgestellt, die eine erhöhte Bindung an gefährdete Biotoptypen nach Finck et al. (2017) aufweisen. Für diese Arten wurden anhand der bodenzoologischen Datenbank Edaphobase (Burkhardt et al. 2014) und anhand von Literaturangaben (siehe Kap. 2.2) die jeweils besiedelten und präferierten Biotoptypen ermittelt. Den ökologischen Daten aus Edaphobase liegt die Auswertung der gesamten deutschen Myriapoden-Literatur und der im Zuge der Rote-Liste-Erstellung ausgewerteten Sammlungen (siehe Kap. 2.2) zugrunde. Berücksichtigt wurden dabei nicht nur die besiedelten Biotoptypen in Deutschland, sondern auch in den angrenzenden Gebieten, wenn bisher nur wenige Funde aus Deutschland vorliegen und es sich beiderseits der Grenze um klimatisch und edaphisch einheitliche Gebiete handelte. Für die infrage kommenden Biotoptypen wurde aus Finck et al. (2017) die „nationale Langfrist-Gefährdung“ (nG) ermittelt, welche aus den beiden Teilkriterien „Flächenverlust“ (FL) und „qualitative Veränderung“ (QU) erhoben wurde. Die nG-Kategorien stellen zwar nicht direkt einen langfristigen Bestandstrend der Biotoptypen dar, aber es lässt sich aufgrund des einbezogenen Flächenverlustes und der (negativen) qualitativen Veränderung eine allgemeine Bestandsabnahme von Biotoptypen ableiten, mit zunehmender Gefährdung von V (Vorwarnliste), 3 (gefährdet), 2 (stark gefährdet) und 1 (von vollständiger Vernichtung bedroht) bis 0 (vollständig vernichtet). Die nG-Kategorien konnten daher hier nicht direkt den Kriterienklassen des langfristigen Bestandstrends zugeordnet werden. Da aber davon auszugehen ist, dass eine starke Bindung der Taxa an gefährdete Biotoptypen zu einem langfristigen Rückgang von Beständen dieser Taxa führt, wurde die

nationale Langfrist-Gefährdung als Referenz zur Ableitung eines langfristigen Bestandstrends anhand der Biotopbindung verwendet.

2.3.3 Kurzfristiger Bestandstrend

Bei der Ermittlung des kurzfristigen Bestandstrends wurde entsprechend der Vorgehensweise des langfristigen Bestandstrends gefolgt, wobei hier eine Bewertung für den Zeitraum April 1998 bis April 2023 vorgenommen wurde. Die Bewertung erfolgte wieder aus einer Kombination von Expertenwissen (für alle Arten) und einer statistischen Analyse bei ausreichender Datenlage sowie anhand der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Finck et al. 2017) für Taxa mit einer starken Biotopbindung.

Die Nachweise wurden ebenfalls auf Basis der Bedingungen „Sammelzeitraum“ und „Unschärferadius“ ausgewählt und zu Jahresnachweisen auf ein Hundertstel Dezimalgrad zusammengefasst (siehe Kap. 2.3.2). Für die Hundertfüßer lagen über den Auswertungszeitraum insgesamt 9.809 Nachweise vor und für die Doppelfüßer insgesamt 17.174 Nachweise.

Die Analyse des kurzfristigen Bestandstrends wurde in fünf Zeitabschnitten von je fünf Jahren durchgeführt, also beginnend mit dem Zeitabschnitt von 1998 bis 2002 und endend mit dem Zeitabschnitt von 2018 bis 2022, sowie zusätzlich den Monaten Januar bis April 2023. Um den Einfluss der jährlich schwankenden Sammeltätigkeit auszugleichen, wurden die Nachweise jedes Taxons über die Fünfjahres-Zeitabschnitte erneut korrigiert. Mit den korrigierten Werten wurde anschließend wieder eine lineare Regressionsanalyse durchgeführt, um die Steigung der Nachweise über die Fünfjahres-Zeitabschnitte zu ermitteln (siehe Kap. 2.3.2). Statistisch wurden nur die Taxa bewertet, für die in jedem Zeitabschnitt mindestens 25 Nachweise vorlagen.

Für 32 Hundertfüßer- (51,6 %) und 59 Doppelfüßer-Taxa (46,5 %) konnte so ein kurzfristiger Bestandstrend ermittelt werden. Bei 28 Hundertfüßer- (87,5 % der statistisch untersuchten Taxa) und 57 Doppelfüßer-Taxa (96,6 % der statistisch untersuchten Taxa) deckte sich der lineare Trend mit dem Expertenwissen. In vier bzw. zwei Fällen wich der statistisch ermittelte kurzfristige Bestandstrend von den durch Expertenwissen ermittelten Ergebnissen ab, so dass für diese Taxa eine individuelle Prüfung erfolgte.

Soweit ein kurzfristiger Bestandstrend für eine Art nicht statistisch ermittelt werden konnte, wurde die Einschätzung auf Basis des literatur- und datengestützten Expertenwissens übernommen.

Für Taxa mit einer starken Biotopbindung wurde der kurzfristige Bestandstrend zusätzlich anhand der „aktuellen Entwicklungstendenz“ (=TE) nach der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen (Finck et al. 2017) abgeleitet. In der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen wurden die Entwicklungstendenzen aus dem Vergleich der Rote-Liste-Einstufung der 2. Fassung der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Riecken et al. 2006) und der aktuellen Bestandsentwicklung abgeschätzt. Berücksichtigt wurden dabei wesentliche Gefährdungsfaktoren und Angaben aus den Roten Listen der Länder. Die hier vorliegenden Kategorien der aktuellen Entwicklungstendenz (Abnahme, gleich bleibend/stabil, Zunahme) konnten daher nicht direkt einer Kriterienklasse des kurzfristigen Bestandstrends zugeordnet werden. Die aktuelle Entwicklungstendenz diente vielmehr als Referenz und wurde zur Ableitung eines kurzfristigen Bestandstrends anhand der Biotopbindung verwendet. Für 11 Hundertfüßer- und 23 Doppelfüßer-Taxa konnte so ein kurzfristiger Bestandstrend ermittelt werden. Die Einschätzung anhand der Biotopbindung wurde anschließend wieder mit der Experteneinschätzung sowie dem statistisch ermittelten Trend der Taxa verglichen und auf Plausibilität geprüft.

2.3.4 Risiko/stabile Teilbestände

Risikofaktoren sind nach Ludwig et al. (2009) anzuwenden, wenn begründet erwartet werden kann, dass sich der kurzfristige Bestandstrend eines Taxons in den nächsten zehn Jahren um mindestens eine Kriterienklasse verschlechtert. Für alle etablierten Taxa wurde geprüft, ob es aktuelle und nachvollziehbare Informationen gibt, die die Anwendung eines Risikofaktors rechtfertigen. Alle Taxa, die der Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ zugeordnet wurden, wurden auf stabile Teilbestände überprüft (Ludwig et al. 2009).

2.4 Verantwortlichkeit

Die Verantwortlichkeit Deutschlands (nach Gruttker et al. 2004) wurde für alle einheimischen Arten (Indigene und Archäozoen) geprüft. Für die Hundertfüßer existiert kein europa- oder weltweiter Verbreitungsatlas. Die Kriterien „Anteil am Weltbestand“

und „Lage im Areal“ wurden anhand von Einzelpublikationen herausgearbeitet (z.B. Andersson et al. 2005, Barber 2022, Berg et al. 2008, Iorio 2014, Lock 2010, Stöckli 2009, Tajovský 2001, Wytwer 2008) und zu einer Bewertung der Verantwortlichkeit herangezogen. Für die Prüfung der Kriterien zur Verantwortlichkeit der Doppelfüßer wurden die drei Atlanten der europäischen Diplopoden von Kime & Enghoff (2011, 2017, 2021) herangezogen und bei wenigen Arten durch aktuellere Einzelpublikationen mit neuen Nachweisen ergänzt.

Das Kriterium „Weltweite Gefährdung“ konnte nur begrenzt eingeschätzt werden, da nur für wenige Länder oder Regionen Europas verwertbare Informationen über die Gefährdungssituation der Vielfüßer vorliegen (Artsdatabanken 2021, Gärdenfors 2010, Golemansky et al. 2015, Hejda et al. 2017, Hyvärinen et al. 2019, Kocourek 2005, Legákis & Maragos 2009, Natural England 2015, Dovgal & Korzhenevsky 2018, Degteva 2019, Orlov et al. 2016, MOPE 2002a, 2002b). Für in Europa einheimische Taxa existieren keine internationalen Bewertungen in der Roten Liste der IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). Basierend auf der weiten Verbreitung vieler Taxa und mangels weiterer Kenntnisse wird bei den meisten Arten angenommen, dass sie weltweit ungefährdet sind. Für solche Taxa, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland haben oder einheimisch sind, liegen genauere Daten vor, so dass hier eine Einschätzung der weltweiten Gefährdung möglich war. Die Neozoen wurden hinsichtlich einer Verantwortlichkeit nicht bewertet.

2.5 Einstufungsbeispiele

2.5.1 Ungefährdet (RL-Kat. *)

Polydesmus angustus

Die Doppelfüßer-Art *Polydesmus angustus* (Abb. 10) besiedelt ein weites Spektrum an trockenen bis feuchten Lebensräumen wie Grünland, Heiden, Gehölzen, Wäldern, Mooren, Höhlen, Agrarflächen sowie Parks und Gärten (Burkhardt et al. 2014, Hauser & Voigtländer 2019). Diese Art, mit Verbreitungsschwerpunkt in Westeuropa und Großbritannien, erreicht in Deutschland ihre natürliche Verbreitungsgrenze im Osten Baden-Württembergs und der Saale in Mitteldeutschland. Seit den 1990er Jahren breitet sich *P. angustus* aber durch Verschleppung in der östlichen Hälfte Deutschlands, sowie Polen und Tschechien aus (Details siehe artspezifischer Kommentar).



Abb. 10: Ein Weibchen des ungefährdeten Bandfüßers *Polydesmus angustus* beim Bau einer Erdglocke zum Schutz der Eier. Unsere einheimischen Doppelfüßer betreiben ansonsten keine Brutpflege. (Foto: L. Moritz)

Aktuelle Bestandssituation: sehr häufig

Für den aktuellen Betrachtungszeitraum ist *P. angustus* aus 67,1 % der gut untersuchten TK25-Rasterfelder bekannt und damit die am häufigsten nachgewiesene Doppelfüßer-Art Deutschlands (Abb. 11). Sie wird daher der Kriterienklasse „sehr häufig“ zugeordnet.

Langfristiger Bestandstrend: deutliche Zunahme

Für *P. angustus* liegen insgesamt mehr als 2.650 Nachweise von ca. 1.630 Fundorten vor, mit erster Erwähnung für Deutschland bei Schnur (1857) (als *P. complanatus*). Diese Art ist sehr anpassungsfähig und hat gemäß Expertenwissen keinerlei Habitatverluste zu verzeichnen. Für den Großteil der besiedelten Biotoptypen ist derzeit keine Gefährdung erkennbar (Finck et al. 2017). Vermutlich profitierte die Art von Habitatstörungen durch den Menschen und von ihrer Ausbreitung in den urbanen Raum sowie, nach der Wende, in die östlichen Gebiete. In der Zeit vor der Wiedervereinigung Deutschlands lagen nur wenige Nachweise östlich der natürlichen Verbreitungsgrenze (Osten Baden-Württembergs, Saale in Mitteldeutschland) aus der Umgebung von Potsdam und einem Garten bei Premnitz (Brandenburg) vor. Seit 1990 nahm aber die Anzahl der Funde in den östlichen Gebieten zu, besonders im städtischen Umfeld, aber auch in naturnahen Biotopen. Die statistische Berechnung des langfristigen Bestandstrends (siehe auch Kap. 2.3.2) ergab eine Zunahme von 90 % bei einer Abweichung von 5 % (Abb. 12). Dies bestätigt

die durch Expertenwissen angegebene Zunahme der Art, basierend auf den vorliegenden Verbreitungsdaten und der hohen ökologischen Anpassungsfähigkeit. Zudem wird die momentan stattfindende Ausbreitung von *P. angustus* in den Osten auch durch Daten aus Tschechien (Kocourek et al. 2023) und Polen (Bienias et al. 2025) gestützt. *P. angustus* wird daher im Kriterium „Langfristiger Bestandstrend“ der Kriterienklasse „deutliche Zunahme“ zugeordnet.

Kurzfristiger Bestandstrend: deutliche Zunahme

Für die Ermittlung des kurzfristigen Bestandstrends liegen für *P. angustus* mehr als 1.300 Nachweise von mehr als 950 Fundorten vor. Die statistische Analyse des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine Zunahme von 68 % bei einer Abweichung von 13 %. *P. angustus* wird daher im Kriterium „Kurzfristiger Bestandstrend“ der Kriterienklasse „deutliche Zunahme“ zugeordnet (Abb. 12). Auch diese Einschät-

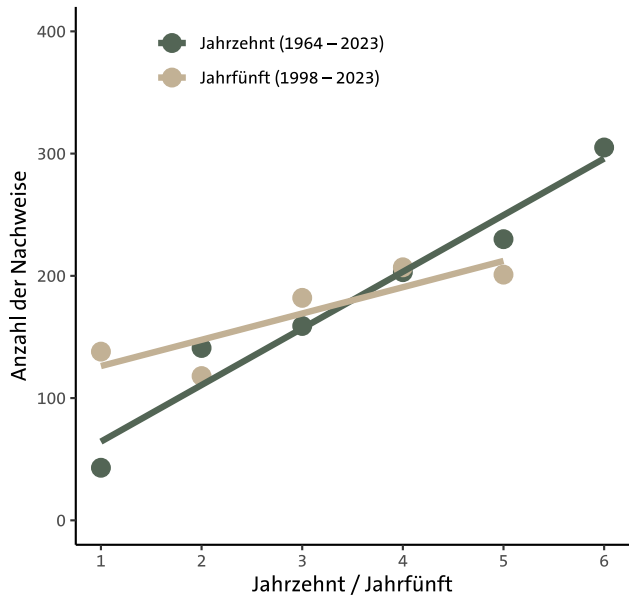


Abb. 12: Linearer Trend der Nachweise von *Polydesmus angustus* über sechs Jahrzehnte (1964–2023) zur Ermittlung des langfristigen Bestandstrends und über fünf Jahrfünfte (1998–2023) zur Ermittlung des kurzfristigen Bestandstrends.

zung wird durch die Daten aus den Nachbarländern Tschechien und Polen gestützt. Besonders die Fundmeldungen auf Online-Plattformen (z.B. iNaturalist) nahmen in den letzten Jahren aus weiten Teilen Deutschlands zu. *P. angustus* gehört dort zu den am häufigsten nachgewiesenen Arten der Doppelfüßer. Diese Plattformen waren jedoch aufgrund der unzureichenden Qualität nicht Bestandteil der Datenbasis für die Berechnung des Bestandstrends.

Risiko/stabile Teilbestände: nicht festgestellt oder nicht relevant

Es liegen keine Hinweise für wirksame Risikofaktoren vor, die erwarten ließen, dass sich der kurzfristige Bestandstrend in den nächsten zehn Jahren um mindestens eine Kriterienklasse verschlechtern würde. Stabile Teilbestände sind für *P. angustus* nicht relevant, da die Art ungefährdet ist.

Verantwortlichkeit: allgemeine Verantwortlichkeit

Deutschland besitzt eine allgemeine Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der mittel-, west- und nordwesteuropäisch verbreiteten (Kime & Enghoff 2011) Art *P. angustus*. Der deutsche Anteil der Art am Weltbestand wird mit „A0“ ($\leq 1/10$), die Lage im Areal mit „Lh“ (Hauptareal) sowie die weltweite Gefährdung mit „G+“ (nicht gefährdet oder Gefähr-

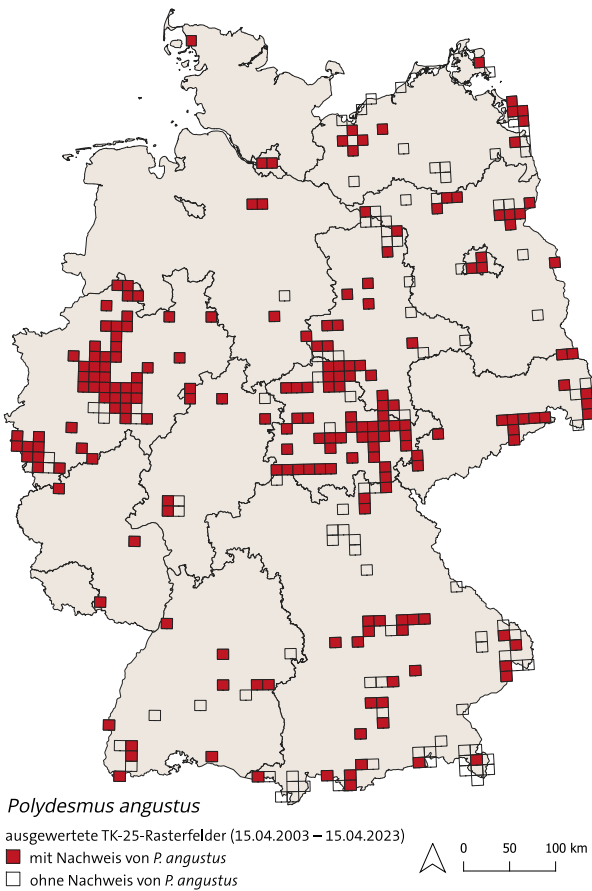


Abb. 11: Gut untersuchte TK25-Rasterfelder mit mindestens sieben Arten im Betrachtungszeitraum 15.04.2003 – 15.04.2023 mit bzw. ohne Nachweise von *Polydesmus angustus*.

dungsnachweis nur für kleineren Arealanteil) eingeschätzt.

2.5.2 Gefährdet (RL-Kat. 3)

Lithobius calcaratus

Die Hundertfüßer-Art *Lithobius calcaratus* ist von Spanien und Italien über West- und Mitteleuropa inklusive Großbritannien bis nach Skandinavien und nach Osten bis Polen und Rumänien verbreitet (Bonato et al. 2016) und kommt in Deutschland besonders in Mooren, trockenem Grünland, Heiden und naturnahen Kieferwäldern vor.

Aktuelle Bestandssituation: mäßig häufig

Für den aktuellen Betrachtungszeitraum sind Nachweise von *L. calcaratus* aus 22,4 % der gut untersuchten TK25-Rasterfelder bekannt (Abb. 13). Daher ist die Art mäßig häufig in Deutschland.

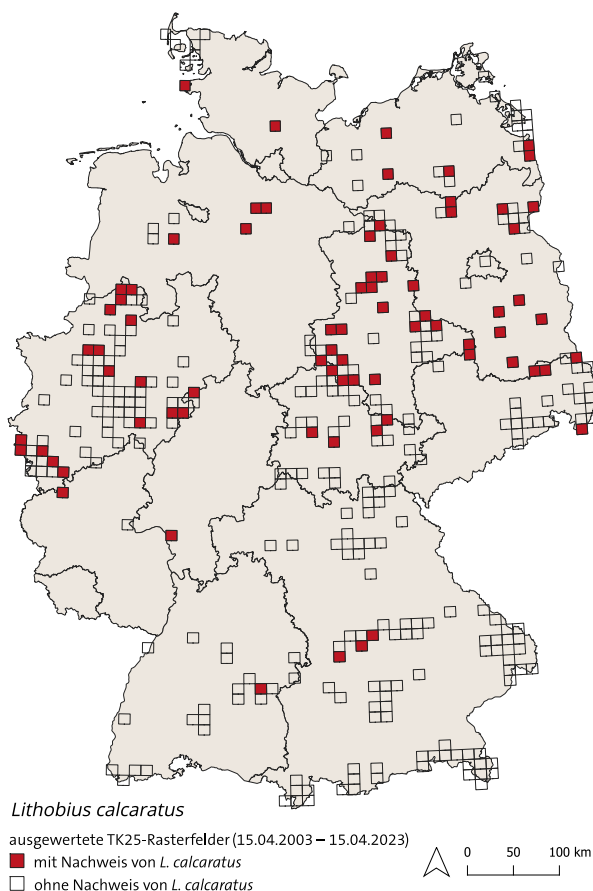


Abb. 13: Gut untersuchten TK25-Rasterfelder mit mindestens vier Arten im Betrachtungszeitraum 15.04.2003 – 15.04.2023 mit bzw. ohne Nachweise von *Lithobius calcaratus*.

Langfristiger Bestandstrend: starker Rückgang

Für *L. calcaratus* liegen insgesamt mehr als 1.450 Nachweise von ca. 480 Fundorten vor, mit erster Erwähnung für Deutschland in Leydig (1871). Diese Art besiedelt Trockenrasen, Halbtrockenrasen, Silbergrasrasen, Gebüsche trocken-warmer Standorte, *Calluna*-Heiden, Hochmoore sowie trockene naturnah Sand-Kiefernwälder. Die Art ist nicht in der Lage, andere Biotope dauerhaft zu besiedeln und dringt höchstens wenige Meter in angrenzende weniger optimale Bereiche vor. Die geringe Ausbreitungsdistanz ist insbesondere deshalb problematisch, da die von *L. calcaratus* besiedelten Biotoptypen langfristig an Fläche verloren haben. Laut Roter Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Finck et al. 2017) wurden die folgenden nationalen Langfrist-Gefährdungen (nG) angegeben: Trockenrasen (2 = stark gefährdet), Halbtrockenrasen (2), Silbergrasrasen (2), Gebüsche trocken-warmer Standorte (3 = gefährdet), Heiden auf sandigen oder Silikat-Böden (*Calluna*-Heiden) (2), Hochmoore der planaren bis submontanen Stufe (1 = von vollständiger Vernichtung bedroht) und trockene Sand-Kiefernwälder (2). Hieraus kann auch für *L. calcaratus* langfristig ein starker Rückgang abgeleitet werden.

Die statistische Berechnung des langfristigen Bestandstrends (siehe auch Kap. 2.3.2) ergab einen Rückgang von 25 % bei einer Abweichung von 39 %. Aufgrund der hohen Abweichung kann hier kein Rückgang impliziert werden. Im Falle dieser sehr stark an bestimmte Biotoptypen gebundenen Art korreliert die Anzahl der Nachweise pro Jahrzehnt mit den Untersuchungen der Biotoptypen. Hierdurch kommt es zu größeren Fluktuationen der Nachweise, welche nicht zu einer verlässlichen Berechnung des langfristigen Bestandstrends führen. Daher sind in diesem Fall die Experteneinschätzung zur realen Flächenabnahme oder die Qualitätsverschlechterung der Biotope ein besserer Indikator für den langfristigen Bestandstrend der Art als die statistische Berechnung.

L. calcaratus wird somit im Kriterium „Langfristiger Bestandstrend“ der Kriterienklasse „starker Rückgang“ zugeordnet.

Kurzfristiger Bestandstrend: mäßige Abnahme

Für die Ermittlung des kurzfristigen Bestandstrends (siehe auch Kap. 2.3.3) liegen für *L. calcaratus* mehr als 510 Nachweise von etwa 210 Fundorten vor.

Laut Roter Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Finck et al. 2017) wurden die folgen-

den aktuellen Entwicklungstendenzen (TE) der gefährdeten Biotoptypen (= 10 Jahre + nähere Zukunft) angegeben: Trockenrasen (Abnahme), Halbtrockenrasen (Abnahme), Silbergrasrasen (Abnahme), Gebüsche trocken-warmer Standorte (gleich bleibend/stabil), Heiden auf sandigen oder Silikat-Böden (*Calluna*-Heiden) (gleich bleibend/stabil), Hochmoore der planaren bis submontanen Stufe (Abnahme) und trockene Sand-Kiefernwälder (Abnahme). Hieraus kann für *L. calcaratus* kurzfristig eine Abnahme abgeleitet werden, da nur wenige der für diese Art relevanten Biotoptypen eine stabile Entwicklung aufweisen.

Die statistische Analyse des kurzfristigen Bestandstrends ergab eine Abnahme von 281 % bei einer Abweichung von 18 %. Wie bereits im Kapitel 2.3.3 aufgeführt, hängt bei den beschriebenen Biotoptypen der Bestandstrend stark von der Kontinuität der Untersuchungen dieser Lebensräume ab. In den letzten zehn Jahren fanden kaum Untersuchungen von Mooren, Heiden und trockenem Grünland statt oder vorliegendes Material wurde noch nicht (vollständig) ausgewertet.

Die Art wird aufgrund der starken Biotopbindung und der vorwiegend negativen Entwicklungstendenz dieser Biotoptypen der Kriterienklasse „mäßige Abnahme“ zugeordnet.

Risiko/stabile Teilbestände: nicht festgestellt oder nicht relevant

Es liegen keine Hinweise für wirksame Risikofaktoren vor, die erwarten lassen, dass sich der kurzfristige Bestandstrend in den nächsten zehn Jahren um mindestens eine Kriterienklasse verschlechtern wird.

Verantwortlichkeit: allgemeine Verantwortlichkeit

Deutschland besitzt eine allgemeine Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der mittel-, west- und nordwesteuropäisch verbreiteten (Bonato et al. 2016) Art *L. calcaratus*. Der deutsche Anteil der Art am Weltbestand wird mit „A0“ ($\leq 1/10$), die Lage im Areal mit „Lh-z“ (Hauptareal oder Arealzentrum) sowie die weltweite Gefährdung mit „G?“ (unbekannt) eingeschätzt.

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:

- 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 unbekanntes Ausmaßes	<<	starker Rückgang
R	Extrem selten	<	mäßiger Rückgang
V	Vorwarnliste	(<)	Rückgang unbekanntes 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	(3)	Kurzfristiger Bestandstrend
!	In hohem Maße verantwortlich	↓↓↓	sehr starke Abnahme
(!)	In besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich	↓↓	starke Abnahme
?	Daten ungenügend, evtl. erhöhte Verantwortlichkeit zu vermuten	↓	mäßige Abnahme
:	Allgemeine Verantwortlichkeit	(↓)	Abnahme unbekanntes Ausmaßes
nb	Nicht bewertet	=	stabil
[leer]	Keine Verantwortlichkeitskategorie, da Taxon nicht etabliert	↑	deutliche Zunahme
		?	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 16) gemäß Reip et al. (2016) und Decker et al. (2016)

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

- Rote-Liste-Kategorie nicht übertragbar
- Nicht etabliert

Taxonomischer Bezug

- > Zusammenfassung
- < Aufspaltung
- ⊆ Überschneidung (Interferenz)
- [leer] Übereinstimmung (Kongruenz)

Kategorieänderung und Begründung (Kat.änd.)

Kategorieänderung

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

Grund der Kategorieänderung

- K Kenntniszuwachs
- [leer] kein Grund für Kategorieänderung bekannt oder nicht zutreffend, da keine Kategorieänderung

Arealrand

- N nördlich
- NO nordöstlich
- O östlich
- SO südöstlich
- S südlich
- SW südwestlich
- W westlich
- NW nordwestlich
- [leer] kein Arealrand bekannt oder in weiten Teilen Deutschlands vorkommend oder Endemit

Status und Bewertungsgruppe (SuB)

- I Indigene oder Archäobiota
- N Neobiota

Kommentare

Kürzel vor den Kommentaren bezogen auf

- Tax. Taxonomie
- Gef. Gefährdung
- Verantw. Verantwortlichkeit
- Komm. weitere Aspekte

Tab. 6: Gesamtartenliste und Rote Liste

RL	V	Wissenschaftlicher Name	Kriterien				RL 16	Kat.änd.	Arealrand	Sub
Cl. Chilopoda (Hundertfüßer)										
*	:	<i>Clinopodes flavidus</i> C. L. Koch, 1847 [^]	ss	=	=	=	–		NW	I
◆	nb	<i>Cryptops anomalans</i> Newport, 1844 [^]	s	>	↑	=	◆			N
*	:	<i>Cryptops hortensis</i> (Donovan, 1810)	mh	>	↑	=	*	=		I
*	:	<i>Cryptops parisi</i> Brölemann, 1920	h	<	=	=	*	=		I
R	?	<i>Eupolybothrus grossipes</i> (C. L. Koch, 1847) [^]	es	?	?	=	D		N	I
*	:	<i>Eupolybothrus tridentinus</i> (Fanzago, 1874)	mh	=	=	=	*	=	N	I
*	:	<i>Geophilus alpinus</i> Meinert, 1870 [^]	mh	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Geophilus austriacus</i> Latzel, 1880 [^]	mh	=	=	=	<○		NW	I
*	:	<i>Geophilus carpophagus</i> Leach, 1816 [^]	mh	>	=	=	*	=		I
*	:	<i>Geophilus electricus</i> (Linnaeus, 1758)	mh	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Geophilus flavus</i> (De Geer, 1778)	h	=	=	=	<○			I
*	:	<i>Geophilus oligopus</i> (Attems, 1895) [^]	s	?	=	=	R	+ K	NW	I
D	:	<i>Geophilus proximus</i> C. L. Koch, 1847 [^]	s	?	?	=	D	=	SW	I
D	?	<i>Geophilus rhenanus</i> Verhoeff, 1895 [^]	ss	?	?	=	D	=	O	I
*	:	<i>Geophilus ribauti</i> Brölemann, 1908	s	=	=	=	*	=	NO	I
3	?	<i>Geophilus studeri</i> Rothenbühler, 1899 [^]	s	?	↓	=	D		NO	I
*	:	<i>Geophilus truncorum</i> Bergsøe & Meinert, 1866	mh	=	=	=	*	=	S	I
*	:	<i>Haplophilus subterraneus</i> (Shaw, 1794)	mh	>	↑	=	*	=		I
R	:	<i>Harpolithobius anodus</i> (Latzel, 1880) [^]	es	?	?	=	R	=	NW	I
◆	nb	<i>Henia brevis</i> (Silvestri, 1896) [^]	ss	[>]	?	=	D			N
*	:	<i>Henia vesuviana</i> (Newport, 1845)	s	>	=	=	*	=	N	I
◆	nb	<i>Lamyctes africanus</i> (Porath, 1871) [^]	s	[>]	↑	=	–			N
◆	nb	<i>Lamyctes emarginatus</i> (Newport, 1844) [^]	mh	=	=	=	◆			N
*	:	<i>Lithobius aeruginosus</i> L. Koch, 1862	mh	<	=	=	*	=	O	I
*	:	<i>Lithobius agilis</i> C. L. Koch, 1847	mh	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Lithobius austriacus</i> (Verhoeff, 1937)	mh	=	=	=	*	=	W	I
*	:	<i>Lithobius borealis</i> Meinert, 1868 [^]	mh	=	=	=	D		NW	I
3	?	<i>Lithobius calcaratus</i> C. L. Koch, 1844 [^]	mh	<<	↓	=	*	– K		I
*	:	<i>Lithobius chiemensis</i> Verhoeff, 1935 [^]	s	=	=	=	D		N	I
*	:	<i>Lithobius crassipes</i> L. Koch, 1862	h	=	=	=	*	=		I
3	:	<i>Lithobius curtipes</i> C. L. Koch, 1847 [^]	mh	<<	↓	=	*	– K		I
*	:	<i>Lithobius dentatus</i> C. L. Koch, 1844	h	=	=	=	*	=		I
*	?	<i>Lithobius erythrocephalus</i> C. L. Koch, 1847 [^]	mh	=	=	=	<○			I
*	:	<i>Lithobius forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	sh	=	=	=	*	=		I
D	?	<i>Lithobius lapidicola</i> Meinert, 1872 [^]	s	?	?	=	D	=		I
*	:	<i>Lithobius latro</i> Meinert, 1872	s	=	=	=	*	=	N	I
*	:	<i>Lithobius lucifugus</i> L. Koch, 1862	s	=	=	=	*	=	N	I
*	:	<i>Lithobius macilentus</i> L. Koch, 1862	h	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Lithobius melanops</i> Newport, 1845	mh	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Lithobius microps</i> Meinert, 1868	h	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Lithobius mutabilis</i> L. Koch, 1862	h	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Lithobius muticus</i> C. L. Koch, 1847	mh	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Lithobius nodulipes</i> Latzel, 1880	mh	=	=	=	*	=	N	I
*	:	<i>Lithobius pelidnus</i> Haase, 1880	mh	=	=	=	*	=		I
*	:	<i>Lithobius piceus</i> L. Koch, 1862	mh	=	=	=	*	=		I
3	?	<i>Lithobius punctulatus</i> C. L. Koch, 1847 [^]	s	<	?	=	R	– K	NW	I
*	:	<i>Lithobius pygmaeus</i> Latzel, 1880 [^]	s	=	=	=	D		NO	I
*	?	<i>Lithobius schuleri</i> Verhoeff, 1927 [^]	mh	=	=	=	<○		N	I
D	?	<i>Lithobius subtilis</i> Latzel, 1880	s	?	?	=	D	=	NO	I

RL	V	Wissenschaftlicher Name	Kriterien	RL 16	Kat.änd.	Arealrand	SuB
*	:	<i>Lithobius tenebrosus</i> Meinert, 1872	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Lithobius tricuspis</i> Meinert, 1872	mh = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Lithobius valesiacus</i> Verhoeff, 1935	s = = =	*	=	N	I
3	:	<i>Pachymerium ferrugineum</i> (C. L. Koch, 1835)^	mh << ↓ =	G			I
*	:	<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. Koch, 1837)	h = = =	*	=		I
R	:	<i>Schendyla peyerimhoffi</i> Brölemann & Ribaut, 1911^	es ? ? =	–		O	I
*	:	<i>Schendyla tyrolensis</i> (Meinert, 1870)^	s ? = =	D		NW	I
*	:	<i>Scutigera coleoptrata</i> (Linnaeus, 1758)	s > = =	*	=	N	I
*	:	<i>Stenotaenia linearis</i> (C. L. Koch, 1835)	mh = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1816)	h < = =	*	=		I
D	:	<i>Strigamia carniolensis</i> (Verhoeff, 1895)^	mh ? ? =	<○		NO	I
*	:	<i>Strigamia crassipes</i> (C. L. Koch, 1835)^	mh = = =	≤○			I
1	:	<i>Strigamia maritima</i> (Leach, 1817)^	es << ↓ =	–		SO	I
Cl. Diplopoda (Doppelfüßer)							
R	:	<i>Acanthotarsius edentulus</i> (C. L. Koch, 1847)^	es = = =	–		NW	I
*	:	<i>Allajulus groedensis</i> (Attems, 1899)	ss = = =	R + K		NW	I
*	:	<i>Allajulus nitidus</i> (Verhoeff, 1891)	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Archiboreoiulus pallidus</i> (S. G. Brade-Birks, 1920)	ss = = =	*	=		I
R	:	<i>Atractosoma meridionale</i> Fanzago, 1876^	es = = =	*	– K	N	I
2	:	<i>Bergamosoma canestrinii</i> (Fedrizzi, 1877)^	es (<) ? +	R – K		N	I
*	:	<i>Blaniulus guttulatus</i> (Fabricius, 1798)	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Boreoiulus tenuis</i> (Bigler, 1913)	s = = =	*			I
2	:	<i>Brachychaeteuma bagnalli</i> Verhoeff, 1911^	es (<) = =	R – K		O	I
*	:	<i>Brachychaeteuma bradeae</i> (Brölemann, H. K. Brade-Birks & S. G. Brade-Birks, 1917)	s = = =	*			I
*	:	<i>Brachydesmus superus</i> Latzel, 1884	mh = = =	*			I
*	:	<i>Brachyiulus pusillus</i> (Leach, 1816)	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Choneiulus palmatus</i> (Němec, 1895)^	mh > = =	*	=		I
*	!	<i>Chordeuma sylvestre</i> C. L. Koch, 1847^	mh = = =	*	=		I
*	!!	<i>Craspedosoma rawlinsii alemannicum</i> (Verhoeff, 1910)^	s = = =	*	=		I
*	:	<i>Craspedosoma rawlinsii alsaticum</i> (Verhoeff, 1910)	ss = = =	*	=	NO	I
*	!	<i>Craspedosoma rawlinsii rawlinsii</i> Leach, 1816^	h = = =	*	=		I
R	:	<i>Craspedosoma taurinorum</i> Silvestri, 1898	es ? ? =	R =		NO	I
D	:	<i>Cylindroiulus arborum</i> Verhoeff, 1928^	ss ? ? =	R		NW	I
*	:	<i>Cylindroiulus boleti</i> (C. L. Koch, 1847)	ss = = =	*	=	NW	I
*	:	<i>Cylindroiulus britannicus</i> (Verhoeff, 1891)	mh > ↑ =	*	=		I
*	:	<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> (Wood, 1864)	h = = =	*	=		I
2	:	<i>Cylindroiulus fulviceps</i> (Latzel, 1884)^	ss < ? =	*	– K	N	I
*	:	<i>Cylindroiulus latestriatus</i> (Curtis, 1845)	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Cylindroiulus luridus</i> (C. L. Koch, 1847)	ss = = =	*	=	NW	I
*	:	<i>Cylindroiulus meinerti</i> (Verhoeff, 1891)	mh = = =	*	=	N	I
◆ nb	:	<i>Cylindroiulus parisiorum</i> (Brölemann & Verhoeff, 1896)^	ss = = =	R			N
*	:	<i>Cylindroiulus punctatus</i> (Leach, 1816)	h > ↑ =	*	=		I
*	:	<i>Cylindroiulus truncorum</i> (Silvestri, 1896)	s = = =	*	=		I
*	:	<i>Cylindroiulus zinalensis</i> (Faës, 1902)^	s = = =	R + K		N	I
*	:	<i>Dendromoneron oribates</i> (Latzel, 1884)	ss = = =	*	=	NW	I
*	:	<i>Enantiulus nanus</i> (Latzel, 1884)	h = = =	*	=		I
G	:	<i>Geoglomeris subterranea</i> Verhoeff, 1908^	ss (<) (↓) =	*	– K	N	I
*	:	<i>Glomeridella minima</i> (Latzel, 1884)	ss = = =	*	=	NW	I
*	:	<i>Glomeris connexa</i> C. L. Koch, 1847	mh = = =	*	=	N	I
2 (!)	:	<i>Glomeris helvetica</i> (Verhoeff, 1894)^	ss << ↓↓ +	1 + K		NO	I
*	:	<i>Glomeris hexasticha</i> Brandt, 1833	h = = =	*	=	NW	I

RL	V	Wissenschaftlicher Name	Kriterien	RL 16	Kat.änd.	Arealrand	SuB
*	:	<i>Glomeris intermedia</i> Latzel, 1884	mh = = =	*	=	NO	I
*	:	<i>Glomeris klugii</i> Brandt, 1833^	mh = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Glomeris marginata</i> (Villers, 1789)	h = = =	*	=	O	I
*	(!)	<i>Glomeris ornata</i> C. L. Koch, 1847^	ss = = =	R	+ K	N	I
*	:	<i>Glomeris pustulata</i> (Fabricius, 1781)	mh = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Glomeris tetrasticha</i> Brandt, 1833	mh = = =	*	=	N	I
R	:	<i>Glomeris transalpina</i> C. L. Koch, 1836	es = = =	R	=	N	I
R	:	<i>Haasea cyanopida</i> (Attems, 1903)^	es = = =	R	=	W	I
*	:	<i>Haasea flavescens</i> (Latzel, 1884)^	mh = = =	*	=	NW	I
*	:	<i>Haasea germanica</i> (Verhoeff, 1901)^	s = = =	R	+ K	NW	I
R	:	<i>Halleinosoma noricum</i> Verhoeff, 1913	es ? ? =	R	=	NW	I
R	:	<i>Haplogona oculodistincta</i> (Verhoeff, 1893)^	es ? ? =	-		N	I
*	:	<i>Haploporatia eremita</i> (Verhoeff, 1909)^	mh = = =	*	=	NW	I
*	:	<i>Hypsoiulus alpivagus</i> (Verhoeff, 1897)	s = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Iulogona tirolensis</i> (Verhoeff, 1894)	ss = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Julus scandinavus</i> Latzel, 1884	sh = = =	*	=		I
2	:	<i>Julus scanicus</i> Lohmander, 1925^	s << (↓) =	*	- K	SW	I
1	?	<i>Julus terrestris</i> Linnaeus, 1758^	es << ? =	R	- K	SW	I
*	:	<i>Kryphioiulus occultus</i> (C. L. Koch, 1847)	mh = = =	*	=	W	I
R	:	<i>Leptoiulus alemannicus</i> (Verhoeff, 1892)	es = = =	R	=	NO	I
3	:	<i>Leptoiulus belgicus</i> (Latzel, 1884)^	mh << (↓) =	*	- K		I
D	?	<i>Leptoiulus bertkaui</i> (Verhoeff, 1896)^	ss ? ? =	*		NO	I
2	:	<i>Leptoiulus cibdellus</i> (Chamberlin, 1921)^	ss < (↓) =	*	- K	NW	I
◆ nb	:	<i>Leptoiulus kervillei</i> (Brölemann, 1896)^	s [>] ? =	R		SO	N
*	:	<i>Leptoiulus marcomannius</i> Verhoeff, 1913^	s = = =	R	+ K	NW	I
1	:	<i>Leptoiulus montivagus</i> (Latzel, 1884)^	es < ↓ =	R	- K	N	I
*	:	<i>Leptoiulus noricus</i> Verhoeff, 1913	ss = = =	*	=	NW	I
*	:	<i>Leptoiulus proximus</i> (Němec, 1896)	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Leptoiulus saltuvagus</i> (Verhoeff, 1898)	s = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Leptoiulus simplex</i> (Verhoeff, 1894)	s = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Leptoiulus trilobatus</i> (Verhoeff, 1894)^	s = = =	R	+ K	SW	I
R	:	<i>Listrocheiritium cervinum</i> Verhoeff, 1925	es ? ? =	R	=	NW	I
D	:	<i>Listrocheiritium septentrionale</i> Gulička, 1965^	? ? ? =	-		W	I
*	:	<i>Macrosternodesmus palicola</i> Brölemann, 1908	s = = =	*	=	O	I
*	:	<i>Mastigona bosniensis</i> (Verhoeff, 1897)	s = = =	*	=	W	I
*	:	<i>Mastigona mutabilis</i> (Latzel, 1884)	mh = = =	*	=	N	I
0	:	<i>Mastigophorophyllon saxonicum</i> Verhoeff, 1910^	ex 1974	D		SW	I
*	:	<i>Megaphyllum projectum kochi</i> (Verhoeff, 1907)	h = = =	*	=	W	I
R	:	<i>Megaphyllum projectum projectum</i> Verhoeff, 1894^	es = = =	-		NW	I
R	:	<i>Megaphyllum sjaelandicum</i> (Meinert, 1868)^	es ? ? =	D		W	I
2	:	<i>Megaphyllum unilineatum</i> (C. L. Koch, 1838)^	s << (↓) =	G		W	I
◆ nb	:	<i>Melogona broelemanni</i> (Verhoeff, 1897)^	s ? ? =	-			N
*	:	<i>Melogona gallica</i> (Latzel, 1884)	mh = = =	*	=	O	I
*	:	<i>Melogona transsylvanica</i> (Verhoeff, 1897)^	s ? = =	D		NW	I
*	!	<i>Melogona voigti</i> (Verhoeff, 1899)^	mh = = =	*	=		I
*	!!	<i>Mycogona germanica</i> (Verhoeff, 1892)^	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Nanogona polydesmoides</i> (Leach, 1814)^	ss = = =	-			I
*	:	<i>Nemasoma varicorne</i> C. L. Koch, 1847	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Nopoiulus kochii</i> (Gervais, 1847)	mh = = =	*	=		I
D	:	<i>Ochogona brentana</i> (Verhoeff, 1927)	ss ? ? =	D	=	N	I
*	:	<i>Ochogona caroli</i> (Rothenbühler, 1900)	mh = ? =	*	=	NW	I
*	:	<i>Ochogona regalis</i> (Verhoeff, 1913)	ss = = =	*	=	NW	I

Gesamtartenliste, Rote Liste und Zusatzangaben

RL	V	Wissenschaftlicher Name	Kriterien	RL 16	Kat.änd.	Arealrand	SuB
2	:	<i>Ommatoiulus rutilans</i> (C. L. Koch, 1847)^	ss << (↓) +	G		NO	I
*	:	<i>Ommatoiulus sabulosus</i> (Linnaeus, 1758)	h = = =	*	=		I
2	:	<i>Ommatoiulus vilnensis</i> Jawlowski, 1925^	s << (↓) =	R	- K	SW	I
*	:	<i>Ophiodesmus albonanus</i> (Latzel, 1895)	s = = =	*	=	O	I
*	:	<i>Ophiulus major</i> Bigler & Verhoeff, 1920	s = = =	*	=	N	I
*	:	<i>Ophiulus nigrofuscus</i> (Verhoeff, 1894)^	ss = = =	R	+ K	NO	I
*	:	<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1843)	h = = =	*	=		I
R	:	<i>Orthochordeumella fulva</i> (Rothenbühler, 1899)	es = = =	*	- K	NO	I
*	:	<i>Orthochordeumella pallida</i> (Rothenbühler, 1899)	mh = = =	*	=	NO	I
V	:	<i>Pachypodoiulus eurypus</i> (Attems, 1895)^	s < = =	*	- K	NW	I
*	:	<i>Polydesmus angustus</i> Latzel, 1884^	sh > ↑ =	*	=		I
V	:	<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)^	mh < ↓ =	>* -	K	W	I
*	:	<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. Koch, 1847	h = = =	*	=		I
*	:	<i>Polydesmus inconstans</i> Latzel, 1884	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Polydesmus monticola</i> Latzel, 1884	ss = = =	*	=	NW	I
*	:	<i>Polyxenus lagurus</i> (Linnaeus, 1758)	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Polyzonium germanicum</i> Brandt, 1837	mh = = =	*	=		I
D ?	:	<i>Propolydesmus germanicus</i> (Verhoeff, 1896)^	s ? ? =	1		O	I
*	:	<i>Propolydesmus helveticus</i> (Verhoeff, 1894)	ss = = =	*	=	NO	I
*	:	<i>Propolydesmus testaceus</i> (C. L. Koch, 1847)	mh = (↓) =	*	=	NO	I
*	:	<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857)	mh = = =	*	=		I
*	:	<i>Pseudocraspedosoma grypischium</i> (Rothenbühler, 1900)	ss = = =	*	=	N	I
R	:	<i>Pteridoiulus aspidiorum</i> Verhoeff, 1913	es ? ? =	R	=	NW	I
*	!!	<i>Pyrgocyphosoma titianum</i> Verhoeff, 1910^	ss = ? =	*	=		I
R ?	:	<i>Rhymogona montivaga alemannica</i> (Verhoeff, 1910)	es = ? =	*	- K	NO	I
*	:	<i>Rhymogona montivaga cervina</i> (Verhoeff, 1910)	ss = ? =	*	=	NO	I
R !!	:	<i>Rhymogona serrata</i> (Bigler, 1912)^	es = ? =	R	=		I
R !!	:	<i>Rhymogona verhoeffi</i> (Bigler, 1913)^	es = ? =	*	- K		I
*	!!	<i>Rhymogona wehrana</i> (Verhoeff, 1910)^	ss = ? =	*	=		I
*	:	<i>Strongylosoma stigmatosum</i> (Eichwald, 1830)	s = = =	*	=	W	I
1 ?	:	<i>Stygiulus seewaldi</i> (Strasser, 1967)^	es (<) ? =	D		NW	I
*	:	<i>Tachypodoiulus niger</i> (Leach, 1814)	h = = =	*	=	O	I
D	:	<i>Trachysphaera costata</i> (Waga, 1857)	? ? ? =	D	=	NW	I
*	:	<i>Trachysphaera gibbula</i> (Latzel, 1884)^	ss ? = =	R	+ K	NW	I
R	:	<i>Trachysphaera schmidtii</i> Heller, 1858	es ? ? =	R	=	NW	I
*	:	<i>Unciger foetidus</i> (C. L. Koch, 1838)	h = = =	*	=	W	I
3	:	<i>Xestoiulus laeticollis</i> (Porat, 1889)^	mh << ↓ =	*	- K	SW	I
*	!!	<i>Xylophageuma vomrathi</i> Verhoeff, 1911^	ss = ? =	*	=		I

Kommentare

Cl. Chilopoda (Hundertfüßer)

Clinopodes flavidus – **Komm.:** Diese Art war bisher nur mit „Fundort Deutschland“ (Verhoeff 1934) und Erlangen (Postner 1951) gemeldet. Nach über 70 Jahren unbestätigten und angezweifelten Funden (Reip et al. 2016) wurde die Art im Jahr 2023 mehrfach in Flussnähe im Donau- und Inntal nahe Passau gefunden (Decker et al. 2025). Die nächsten bekannten Vorkommen von *C. flavidus* sind aus dem ca. 130 km entfernten Südmähren in Tschechien bekannt (Laška 2004). In diesem Fall kann nicht von einer erst kürzlich erfolgten Ausbreitung ausgegangen werden; die Art wird daher als in Deutschland etabliert angesehen. Ein weiterer neuer Nachweis liegt auch aus Milkel bei Radibor in Sachsen aus dem Jahre 1964 vor (Decker et al. 2025). Bei diesem Fund handelt es sich vermutlich um ein synanthropes Vorkommen.

Cryptops anomalans – **Komm.:** Diese Art war ursprünglich mediterran verbreitet, wurde aber bereits mehrfach außerhalb der mediterranen Region verschleppt und konnte sich dort teilweise etablieren, u.a. in Nordamerika (Bonato et al. 2016). Die bisherigen wenigen Nachweise dieses Neozoons in Deutschland betreffen Gewächshäuser und (Groß-)Städte, wie z.B. Bonn, Dresden, Gera, Leipzig und Stuttgart (Lindner 2010, Decker & Hannig 2011). Mehrmalige Funde am gleichen Ort in Bonn und Leipzig geben Hinweise auf eine Etablierung in diesen Städten. Vermutlich ist die Art auch in weiteren Städten Deutschlands in Gärten und Parkanlagen verbreitet.

Eupolybothrus grossipes – **Gef.:** Trotz Fehlens von Nachweisen seit über 160 Jahren war *E. grossipes* in der vorherigen Roten Liste nicht in die Rote-Liste-Kategorie „Ausgestorben oder verschollen“ eingestuft worden, sondern in „Daten unzureichend“. Er wurde erstmals aus der Umgebung von Garmisch-Partenkirchen (Koch 1862) unter dem Synonym *Lithobius festivus* L. Koch, 1862 erwähnt. Dank intensiver Untersuchungen konnte die Art in 2023 sieben Kilometer westlich von Garmisch-Partenkirchen wiederentdeckt werden. Sie benötigt warme Habitate mit reichlicher Sonneneinstrahlung, die vor starken Barfrösten geschützt sein müssen. Als wichtige pflanzliche Indikatorarten potenzieller Habitate können *Rhododendron hirsutum* und *Erica carnea* als Unterwuchs in lockeren, grasigen, von Kiefern und Fichten domi-

nierten Wäldern in steiler Hanglage fungieren. Es wird eine Höhenstufe von ca. 900 bis 1.200 m ü. NHN bevorzugt, weil in dieser Höhenlage nur wenig Verschattung durch umliegende Berge erfolgt und durch die daraus resultierende längere Besonnungsdauer ausreichend hohe Temperaturen herrschen. Auch die Verfügbarkeit von Totholz (rotfaule Stämme) ist für diese Art wichtig. Bislang ist sie aus Bayern nur von zwei Fundstellen vom Südhang des Kramermassivs bekannt. **Komm.:** Die Art ist von Frankreich bis Griechenland südlich der Alpen verbreitet (Bonato et al. 2016) und erreicht in Deutschland die Nordgrenze ihrer Verbreitung. Sie dringt über den Brennerpass und Innsbruck bis nach Garmisch-Partenkirchen vor.

Geophilus alpinus – **Tax.:** Einzelne europäische Autoren vertreten die Ansicht, dass der Name *G. alpinus* durch den älteren Namen *G. impressus* C. L. Koch, 1847 zu ersetzen sei (Bonato & Minelli 2014, Popovici 2022). Die Datenlage der *G. alpinus*-Artengruppe für Deutschland und Italien weist aber darauf hin, dass eine taxonomische Revision hier dringend nötig ist und sich unter dem Taxonnamen in Europa vermutlich mehrere Arten verbergen.

Geophilus austriacus – **Tax.:** *G. austriacus* (Abb. 14) wurde seit der Originalbeschreibung als Varietät von *G. flavus* (teils unter dem Synonym *Necrophloeophagus longicornis* (Leach, 1815)) angesehen bzw. alternativ als dessen Unterart (siehe Misioch 1978). Genetische und morphologische Untersuchungen belegen jedoch die Eigenständigkeit von *G. austriacus* als Art (Decker et al. 2025). **Gef.:** Die sächsischen, bayerischen und österreichischen Funde lassen vermuten, dass *G. austriacus* ein breiteres Habitatspektrum besiedelt, wobei Waldhabitate bzw. waldnahe Habitate bevorzugt werden. Wie bei allen bodenbewohnenden Hundertfüßern erfordert der Nachweis dieser Art spezielle Beprobungsmethoden und sie ist daher bei faunistischen Standarderfassungen deutlich unterrepräsentiert. **Komm.:** Neben den Neufunden von 2023 konnten durch Nachuntersuchungen von Sammlungsmaterial weitere Nachweise für Deutschland aus Bayern und Sachsen ermittelt werden (Decker et al. 2025). Nachweise aus Polen und Tschechien zeigen, dass die Art auch weiter östlich verbreitet ist.

Geophilus carpophagus – **Gef.:** *G. carpophagus* wurde besonders im städtischen Raum nachgewiesen, da diese Art als eine der wenigen Vertreter der

Erdläufer luminesziert und nachts an Bäumen sowie an Außen- und Innenwänden von Häusern klettert (Decker & Hannig 2011). So wurde sie u.a. einige Male in Untersuchungen mittels Streichködern an Platanen der VEBA Kraftwerke Ruhr AG in Dortmund nachgewiesen (unveröffentlichte Daten von P. Decker und K. Hannig). Durch die höhere Zahl der Nachweise wird die aktuelle Bestandssituation von der Kriterienklasse „sehr selten“ (Decker et al. 2016) in der vorliegenden Roten Liste auf „mäßig häufig“ korrigiert.

Geophilus oligopus – **Gef.:** Aktuelle Nachweise aus dem bayerischen Alpenraum und dem Bayerischen Wald (Decker et al. 2025) zeigen, dass die Art in den dortigen Laubmischwäldern häufiger vorkommt als ursprünglich angenommen. Die aktuelle Bestandssituation von *G. oligopus* wird für Deutschland statt „extrem selten“ nun in der vorliegenden Fassung der Roten Liste als „selten“ eingeschätzt.

Geophilus proximus – **Tax.:** Die bislang als *G. proximus* bezeichnete Art ist nicht mit dem von Koch beschriebenen *G. proximus* aus Bayern identisch. Aufgrund der guten faunistischen Durchforschung der von Koch untersuchten Gebiete in Bayern ergibt sich, dass *G. alpinus* und *G. proximus* C. L. Koch, 1847 synonym sind. Streng-

genommen müsste der Name *G. proximus* daher auf *G. alpinus* als gültiger Name übertragen werden und für die bislang als *G. proximus* bezeichnete Art (= *G. proximus* auct.), die erst im nördlichen Ostdeutschland und in Osteuropa bis nach Russland auftritt, ein neuer Name gesucht werden. Zur Namensfindung kann auf Bonato & Minelli (2014) zurückgegriffen werden. Die Autoren führen *G. ganonotus* Attems, 1901 und *G. eremophilus* Lignau, 1933 als Synonyme von *G. proximus* auf. Da *G. ganonotus* Attems, 1901 den ältesten verfügbaren Namen für *G. proximus* auct. darstellt, wäre dieser zu wählen. Da aktuell kein Material untersucht werden konnte, wird in der vorliegenden Roten Liste die alte Taxonomie belassen und die Art unter dem Namen *Geophilus proximus* C. L. Koch, 1847 geführt.

Geophilus rhenanus – **Tax.:** Die Abgrenzung dieser Art gegenüber *G. alpinus* bedarf einer gründlichen morphologischen und genetischen Überprüfung, da sie teils als eigenständige Art (Spelda 2005), teils als Synonym (Bonato & Minelli 2014) zu *G. alpinus* aufgefasst wird. **Verantw.:** Die Art ist bisher nur aus dem Rheintal in Deutschland bekannt, aber ihr Vorkommen wird auch für Frankreich angenommen, wobei anzunehmen ist, dass diese Art in Frankreich nicht von der sehr ähn-



Abb. 14: Ein Männchen des mäßig häufigen Erdläufers *Geophilus austriacus*, der früher als synonym mit seiner Zwilingsart *G. flavus* betrachtet wurde, sich von dieser jedoch genetisch deutlich unterscheidet. (Foto: J. Spelda)

lichen Art *G. alpinus* differenziert wurde. Aufgrund unzureichender Kenntnisse zur Verbreitung von *G. rhenanus* in Deutschland, Frankreich und der Schweiz kann daher momentan nicht ausgeschlossen werden, dass Deutschland eventuell eine erhöhte Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung dieser Art besitzt.

Geophilus studeri – **Gef.:** Während der zwei Barcodingprojekte “Barcoding Fauna Bavarica” und “German Barcode of Life” wurde von einem der Autoren (J. Spelda) intensiv nach *G. studeri* gesucht. Obgleich die Art in den 1990er Jahren verschiedentlich in ihrem deutschen Verbreitungsgebiet in den montanen Wäldern im Pfälzer Wald, Schwarzwald und der Schwäbischen Alb gefunden worden war, konnte sie seit 1998 nicht mehr nachgewiesen werden. Da intensive Nachsuchen erfolglos waren, muss von einem realen Zusammenbruch der Bestände ausgegangen werden, ohne dass dafür bisher eine Erklärung möglich ist. Aufgrund der vergleichsweise guten Nachweislage in den 1990er Jahren war es möglich, eine kurzfristig mäßige Abnahme der Bestände zu belegen. Demgegenüber war es bei der vorherigen Roten Liste nicht möglich, einen kurzfristigen Bestandstrend anzugeben, was zu einer Einstufung in die Rote-Liste-Kategorie „Daten unzureichend“ führte. **Verantw.:** Ein Großteil der weltweit bekannten Fundorte für *G. studeri* liegt in Deutschland, was nahelegt, dass Deutschland eine erhöhte Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung dieser Art besitzt. Die angrenzenden Regionen in Frankreich sind aber nur sehr schlecht untersucht und die Gesamtverbreitung daher bisher nur unzulänglich bekannt.

Harpolithobius anodus – **Gef.:** Diese erst seit 1998 aus Deutschland bekannt gewordene und in Bayern vertretene Art (Spelda 2005) wurde bislang nur äußerst selten und dann einzeln gefunden. Dies betrifft nicht nur Deutschland, sondern auch Österreich (Koren 1992) und Tschechien (Laška 2004) in gleichem Maße. Besonders auffällig war dies bei den Untersuchungen im Nationalpark Berchtesgaden. Unter 725 zeitgleich an verschiedenen Lokalitäten mit Bodenfallen gefangenen Hundertfüßern fanden sich nur drei Exemplare von *H. anodus* an drei unterschiedlichen Fundorten. Untersuchungen in einem von *H. anodus* besiedelten Gebiet in der Steiermark (Österreich), bei welchen unterschiedliche Erfassungsmethoden (Gesiebe, Bodenfallen, Stammeklektoren) eingesetzt wurden, zeigten, dass die Art mit Boden-

fallen adäquat nachgewiesen werden kann. Die große Seltenheit in Deutschland kann daher nicht methodisch bedingt sein. Aufgrund der wenigen Daten sind die Habitatansprüche noch spekulativ. Unter Berücksichtigung der Vorkommen in Slowenien und der Steiermark (Österreich), wo diese Art wesentlich häufiger auftritt, auch in Bodenfallen, zeichnet sich jedoch ab, dass *H. anodus* offene, warme Waldbiotope mit Lärchenbewuchs bevorzugt. Somit stellt sich die Frage nach den Ursachen der Seltenheit in Deutschland. Es wäre zu vermuten, dass *H. anodus* sehr spezielle Ansprüche an die besiedelten Habitate stellt. Weitere Untersuchungen sind jedoch notwendig, um dies zu bestätigen.

Henia brevis – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Minelli (1982) und Barber (2009a) erfolgt. **Komm.:** Diese Art stammt ursprünglich aus Südeuropa, wurde aber auch aus synanthropen Biotopen aus England und Irland gemeldet (Barber 2009a). *H. brevis* ist innerhalb Deutschlands nur aus einem eng begrenzten Gebiet im Großraum Stuttgart von fünf Fundorten bekannt. Vermutlich wurde sie im Zuge des Weinbaus eingeschleppt und konnte sich dort etablieren und ausbreiten. In der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016) wurde sie noch als indigen bzw. als Kulturfolger der Römer im Weinbau (= Archäozoon) betrachtet. Das eng begrenzte Verbreitungsgebiet in Deutschland und das Fehlen in anderen Weinanbauregionen deutet aber darauf hin, dass es sich vermutlich um eine neuzeitliche Verschleppung handelt.

Lamyctes africanus – **Tax.:** Eine Beschreibung und Diagnose von *L. africanus* sowie die Unterschiede zur morphologisch sehr ähnlichen, in Deutschland verbreiteten Art *L. emarginatus* (Newport, 1844) sind in Enghoff et al. (2013) publiziert. **Komm.:** Die aus der Südhemisphäre stammende Art der Familie Henicopidae wurde durch Decker et al. (2017) erstmals für Deutschland an sieben verschiedenen Fundorten in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Nordrhein-Westfalen auf Wiesen, einem Truppenübungsplatz, Streuobstwiesen, oft in der Nähe von Flüssen und teilweise sogar direkt am Ufer nachgewiesen. Die Art pflanzt sich, wie auch *L. emarginatus*, in Europa parthenogenetisch fort und kann sich vermutlich wie diese Spezies innerhalb weniger Monate vom Ei bis zum geschlechtsreifen Tier entwickeln. *L. africanus* wurde in Europa auch außerhalb von Deutschland nachgewiesen, aus Frankreich in einem Garten (Iorio 2016) und aus Dänemark ent-

lang von stillgelegten Bahnstrecken (Enghoff et al. 2013). Aus Großbritannien (Gregory & Garnham 2022) und Tschechien (Dányi & Tuf 2016) ist sie bisher nur aus Gewächshäusern bekannt. Aufgrund der Biologie dieser Art sowie der angenommenen Ausbreitung durch Überschwemmungen, Militärfahrzeuge und entlang von Bahnstrecken ist von einer Etablierung und sogar weiteren Ausbreitung, trotz der bislang wenigen vorliegenden Funde, auszugehen.

Lamyctes emarginatus – **Komm.:** Die ursprüngliche Verbreitung der Steinläufer-Familie Henicopidae ist auf die südliche Hemisphäre beschränkt. Einige der Arten, so auch *L. emarginatus*, wurden jedoch weltweit verschleppt. Die Art hat vermutlich ihre Herkunft in der Australis und ist inzwischen auch in den meisten Ländern Europas anzutreffen (Bonato et al. 2016). Als parthenogenetische Art mit kurzem Entwicklungszyklus und Submersions- und Trockenheitstoleranz ist sie eine ideale Pionierart, die viele verschiedene Lebensräume, inklusive Extremstandorten, besiedeln kann. Für Deutschland wurde sie bereits schon von Ellingsen (1905) erwähnt, aber erst ab den 1980er Jahren häufen sich die Funde.

Lithobius borealis – **Komm.:** Aktuelle Aufsammlungen konnten zeigen, dass die Art bevorzugt in submontanen bis montanen Lagen, vom Süden Bayerns über den Bayerischen Wald, das Erzgebirge bis in die Sächsische Schweiz und den Harz vorkommt. Vereinzelt ist sie aber auch im norddeutschen Tiefland zu finden. *L. borealis* bevorzugt höhere Straten, ist unter der Borke von Bäumen zu finden (Engel & Ammer 2001) und daher bei den üblichen Erfassungsmethoden deutlich unterrepräsentiert.

Lithobius calcaratus – **Gef.:** Diese Art ist auf Trockenrasen, Halbtrockenrasen, Silbergrasrasen, Heiden, Hochmoore, trockene Sand-Kiefernwälder und Gebüsche trocken-warmer Standorte beschränkt und wurde nur selten in Kiefernforsten nachgewiesen. Aufgrund der engen Habitatbindung an diese stark gefährdeten Biotoptypen (Finck et al. 2017) ist bei *L. calcaratus* von einem langfristig starken Rückgang und einer kurzfristig mäßigen Abnahme der Bestände auszugehen. Aufgrund der in der vorliegenden Roten Liste stärkeren Einbeziehung der besiedelten Biotope wird die mäßig häufige Art nun statt „Ungefährdet“ (Decker et al. 2016) als „Gefährdet“ eingestuft.

Lithobius chiemensis – **Tax.:** Diese Art wurde von Verhoeff (1935, 1937) zweimal innerhalb kurzer

Zeit beschrieben, zum einen als Unterart von *L. mutabilis* (*L. mutabilis chiemensis* Verhoeff, 1935), zum anderen als eigene Art (*L. glacialis* Verhoeff, 1937). Spelda (1999b) erkannte die Eigenständigkeit von *L. glacialis*, nicht aber die Synonymie mit *L. m. chiemensis*. Aufgrund der internationalen Regeln für die zoologische Nomenklatur (ICZN) muss der ältere Name (*L. chiemensis*) verwendet und auf Artniveau heraufgestuft werden (Decker et al. 2025). Eine umfassende morphologische Bearbeitung der Art (als *L. glacialis*) erfolgte durch Pilz et al. (2008). Die Eigenständigkeit von *L. glacialis* gegenüber der Art *L. mutabilis* wurde inzwischen auch durch genetische Untersuchungen bestätigt (Decker et al. 2025). **Gef.:** Das Verbreitungsgebiet der erst durch Pilz et al. (2008) wieder als eigenständig definierten Art konnte hinreichend geklärt werden. Zahlreiche neuere Nachweise zeigen, dass *L. chiemensis* im bayerischen Alpenraum an zahlreichen Standorten vorkommt (Decker et al. 2025) und auch im Alpenvorland nachgewiesen worden ist (z.B. in Mooren). Durch diesen Kenntnisszuwachs konnte die Rote-Liste-Kategorie „Daten unzureichend“ in der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016) zu „Ungefährdet“ in der vorliegenden Fassung geändert werden.

Lithobius curtipes – **Gef.:** Das Auftreten von *L. curtipes* ist in Mitteleuropa ausschließlich auf feuchte bis nasse Biotope beschränkt. In Deutschland kommt *L. curtipes* besonders in Mooren, Auenwäldern, Bruchwäldern, Großseggenrieden, Röhrichten, auf Grünland nasser bis (wechsel-)feuchter Standorte und an Ufersäumen vor. Nur selten findet man ihn in Laub(misch)wäldern und -forsten. Mit Ausnahme der Wälder sind alle von ihm präferierten Lebensräume langfristig mehr oder weniger stark rückläufig. Es ist daher langfristig von einem starken Rückgang und kurzfristig von einer mäßigen Abnahme auszugehen. In der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016) wurde die starke Habitatbindung von *L. curtipes* noch nicht berücksichtigt und die Art galt aufgrund der angenommenen stabilen langfristigen und kurzfristigen Bestandstrends als „Ungefährdet“.

Lithobius erythrocephalus – **Tax.:** Das als Unterart von *L. erythrocephalus* beschriebene Taxon *L. erythrocephalus schuleri* Verhoeff, 1925 wurde von Zapparoli (1994) in den Artstatus erhoben. In der vorherigen Roten Liste der Hundertfüßer (Decker et al. 2016) wurden *L. erythrocephalus* und *L. schuleri* noch nicht getrennt. Die beiden Ar-

ten sind sich morphologisch sehr ähnlich (Decker et al. 2025). Daher sind noch weitere taxonomische Arbeiten zur Differenzierung der beiden Arten notwendig (siehe artspezifischer Kommentar *L. schuleri*). **Komm.:** Die Verbreitung beider Arten bzw. ehemaliger Unterarten konnte nur teilweise geklärt werden (Decker et al. 2025). Sichere Nachweise von *L. erythrocephalus* stammen aus der planaren bis submontanen Stufe. Bei mehreren Populationen in der Sächsischen Schweiz, dem Erzgebirge und in der südlichen Oberlausitz ist bisher noch unklar, ob diese *L. schuleri* oder *L. erythrocephalus* zugerechnet werden können (siehe artspezifischer Kommentar *L. schuleri*). Dennoch konnten die Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation, des langfristigen und des kurzfristigen Bestandstrends für alle anderen Bestände eingeschätzt werden.

Lithobius lapidicola – **Tax.:** Diese Art ist nur schwer von den morphologisch ähnlichen Arten *L. subtilis* und *L. valesiacus* zu unterscheiden. Aber auch aberrante Exemplare von *L. schuleri* sowie Jungtiere anderer Arten können zu Verwechslungen führen, da *L. lapidicola* nur durch Negativmerkmale gekennzeichnet ist. Sicher identifizierte Individuen konnten bisher nur in den Bayerischen Alpen in eher offenen Habitaten der montanen bis subalpinen Höhenstufe sowie in Schluchtwäldern und Bachtälern der östlichen Mittelgebirge (Sächsische Schweiz, Osterzgebirge) nachgewiesen werden.

Lithobius punctulatus – **Gef.:** Diese nur in Bayern vertretene Art ist anscheinend an ungestörte Wälder gebunden. Dabei ist deren Höhenlage weniger entscheidend. *L. punctulatus* wurde einerseits in hochmontanen Buchenwäldern im Bayerischen Wald unterhalb des Lusens gefunden, andererseits auch in sehr trockenen, warmen Hainbuchenwäldern der Donauleiten. In Forsten wurde *L. punctulatus* hingegen nicht nachgewiesen. Aus Tschechien sind nur wenige Nachweise bekannt (Laška 2004). Die deutlich bessere Datenlage in Deutschland, die zu einer Änderung der aktuellen Bestandssituation von der Kriterienklasse „extrem selten“ zu „selten“ geführt hat, dürfte auf die gezielten Nachsuchen zurückzuführen sein.

Lithobius pygmaeus – **Tax.:** Diese Art lässt sich, vor allem im weiblichen Geschlecht, nur schwer von den nahe verwandten Arten *L. borealis*, *L. lapidicola*, *L. subtilis* und *L. valesiacus* abgrenzen. **Komm.:** Die Art war bisher nur aus dem Schwarzwald bekannt (Spelda 1999 a), aber aktuelle Nach-

weise zeigen, dass *L. pygmaeus* auch in den Allgäuer Alpen und in den Bayerischen Alpen verbreitet ist (Decker et al. 2025). Trotz der schwierigen Nachweisbarkeit wurde die Art in den vergangenen Jahren so oft nachgewiesen, dass sich durch eine Änderung der aktuellen Bestandssituation von der Kriterienklasse „unbekannt“ zu „selten“ die Rote-Liste-Kategorie „Ungefährdet“ ergibt.

Lithobius schuleri – **Tax.:** Das als Unterart von *L. erythrocephalus* C. L. Koch, 1847 beschriebene Taxon *L. schuleri* Verhoeff, 1927 wurde 1994 in den Artstatus erhoben (Zapparoli 1994). In der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016) lagen noch keine Daten zur Verbreitung der Art in Deutschland vor, so dass *L. schuleri* noch nicht von *L. erythrocephalus* getrennt betrachtet wurde. Die beiden Arten sind sich morphologisch sehr ähnlich, unterscheiden sich aber molekulargenetisch sehr deutlich (Decker et al. 2025). Es sind daher noch weitere taxonomische Arbeiten zur eindeutigen morphologischen Differenzierung der beiden Arten in den (sub)montanen Lagen nötig. **Komm.:** Die Verbreitung dieser Art konnte nur teilweise geklärt werden (Decker et al. 2025). Mittels DNA-Barcoding gesicherte Nachweise von *L. schuleri* stammen alle aus den hochmontanen bis hochalpinen Lagen Bayerns (Decker et al. 2025). Im Gegensatz dazu stammen die sicheren Nachweise von *L. erythrocephalus* aus der planaren bis submontanen Stufe. Bei mehreren Populationen in der Sächsischen Schweiz, dem Erzgebirge und in der südlichen Oberlausitz ist es bisher noch unklar, ob diese *L. schuleri* oder *L. erythrocephalus* zugerechnet werden können. Dennoch konnten die Kriterienklassen der aktuellen Bestandssituation, des langfristigen und des kurzfristigen Bestandstrends für alle übrigen Bestände eingeschätzt werden.

Pachymerium ferrugineum – **Gef.:** Diese Art zeigt eine deutliche Bindung an Moore, kommt aber auch in geringerer Stetigkeit in Trockenrasen sowie Bruch- und Auenwäldern vor. Die Verbreitung und Häufigkeit von *P. ferrugineum* korreliert demnach mit dem Vorkommen dieser seltenen und gefährdeten bis stark gefährdeten Biotoptypen. Ein langfristiger Rückgang und eine kurzfristige Abnahme der Bestände sind insbesondere auf landwirtschaftlich genutzten Moorflächen zu verzeichnen. Aufgrund relativ vieler neuer Funde und der neuen Methodik zur Berechnung der aktuellen Bestandssituation wurde die Einschät-

zung von der Kriterienklasse „selten“ (Decker et al. 2016) zu „mäßig häufig“ geändert. Dies stellt aber keine tatsächliche Bestandszunahme dar, sondern nur eine genauere Angabe zur Frequenz in TK25-Rasterfeldern in Deutschland.

Schendyla peyerimhoffi – **Tax.:** Die Art kann leicht mit der sehr ähnlichen, in Deutschland häufigen sowie weit verbreiteten Art *S. nemorensis* verwechselt werden. Eine gute Beschreibung von *S. peyerimhoffi* findet sich in Barber (2009b). **Gef.:** Erst kürzlich wurde diese Art erstmals für Deutschland an der Nordseeküste bei Dagebüll in Schleswig-Holstein nachgewiesen (Decker et al. 2025). Dort wurde sie in einem anthropogenen Ersatzhabitat gefunden: unter losen Steinen, die auf dem schlammigen Boden lagen. Vorkommen an natürlichen Geröllstränden sind rezent auf Helgoland sowie an wenigen Stellen auf den nördlichen Geestinseln Sylt, Amrum und Föhr möglich (Pott 1995). An der Festlandsküste der Nordsee gibt es infolge umfangreicher Küstenschutzmaßnahmen schon lange keine geeigneten natürlichen Habitate mehr. Die durch Steinschüttung und Dämme gesicherte Küste eignet sich auch heute nur begrenzt als Lebensraum für die Art. Fast alle Küsten und deren künstliche Küstenbefestigungen, die dieser Art auch als Ersatzhabitat dienen könnten, sind mehr oder weniger vollständig betoniert, so dass nur wenige lose oder gar keine Steine auf dem Schlick liegen, unter denen die Art sich bevorzugt aufhält. Wegen der weiten Verbreitung im Nordseeraum ist davon auszugehen, dass *S. peyerimhoffi* zum indigenen Artbestand an der deutschen Nordseeküste gehört, auch wenn bisher keine Nachweise auf den Geestinseln gelangen. Allgemein wurden die Küsten Europas bisher nur sehr selten hinsichtlich des Vorkommens von Hundertfüßern untersucht, so dass *S. peyerimhoffi* in passenden Lebensräumen vermutlich weiter verbreitet ist als bisher angenommen. Aufgrund ihrer extremen Seltenheit und der unklaren Bestandstrends wird *S. peyerimhoffi* in der Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“ geführt. **Komm.:** *S. peyerimhoffi* ist fast ausschließlich aus litoralen, maritimen Lebensräumen bekannt, wie z. B. küstennahe Brackwassergebiete und Küstengrünland. Sie lebt unter Steinen, auf dem Schlamm bei Hochwasser und in Felsspalten (Barber 1987, 2009b, Iorio & Labroche 2015). Die Art ist an der Süd- und Westküste Großbritanniens weit verbreitet und wurde auch auf den Kanalinseln (Guernsey) und an den Kü-

sten Irlands, Nordwestfrankreichs, Portugals, Marokkos und Siziliens gefunden. Bisher existieren keine Funde aus Belgien, den Niederlanden und Skandinavien.

Schendyla tyrolensis – **Gef.:** Aktuelle Nachweise aus dem bayerischen Alpenraum, dem Bayerischen Wald und dem Erzgebirge zeigen, dass die Art weiter verbreitet ist als bisher bekannt und aufgrund ihrer Präferenz für Laubmischwälder keine Gefährdung besteht. Da *S. tyrolensis* erstmals seit 2004 für Deutschland im Mangfallgebirge nachgewiesen wurde (Spelda et al. 2005), konnte der langfristige Bestandstrend nicht ermittelt werden.

Strigamia carniolensis – **Tax.:** In einer Revision der europäischen Vertreter der Gattung *Strigamia* durch Bonato et al. (2023) konnte die Taxonomie der in Deutschland verwendeten Taxonnamen *S. crassipes* und *S. transsilvanica* geklärt werden. Die entlang des Rheins verbreiteten, ehemals unter dem Namen *S. crassipes* geführten Tiere gehören zum *S. carniolensis*-Artenkomplex und können alle dem Taxon *S. carniolensis* s. str. zugeordnet werden. Dagegen sind die ehemals unter *S. transsilvanica* und der Großteil der unter *S. crassipes* geführten Funde dem *S. crassipes*-Artenkomplex zuzurechnen. **Komm.:** Die exakte Verbreitung und die Entwicklung der Bestände sind noch nicht hinreichend bekannt. Bisher liegen nur einige wenige sichere Nachweise von *S. carniolensis* entlang des Rheins vor (als *S. crassipes* in Decker & Marx 2017, Bonato et al. 2023, Verhoeff 1895b). Im benachbarten Luxemburg dagegen kommt die Art recht stetig im Totholz in Laubmischwäldern vor (Köhler et al. 2011, 2012, 2013). Die Art ist daher auch in Rheinland-Pfalz, dem Südwesten Nordrhein-Westfalens und im für die Hundertfüßer extrem schlecht untersuchten Saarland zu erwarten.

Strigamia crassipes – **Tax.:** In einer Revision der europäischen Vertreter der Gattung *Strigamia* durch Bonato et al. (2023) konnte die Taxonomie und Nomenklatur der in Deutschland bislang mit dem verwendeten Taxonnamen *S. crassipes* und *S. transsilvanica* bezeichneten Tiere geklärt werden. Der Großteil der bislang unter dem Taxonnamen *S. crassipes* geführten Funde in Deutschland kann (weiterhin) dem *S. crassipes*-Artenkomplex zugerechnet werden. Diese Tiere können dem Taxon *S. crassipes* s. str. mit *locus typicus* in Regensburg zugeordnet werden. Alle ehemals unter *S. transsilvanica* geführten Funde gehören ebenso

zum Taxon *S. crassipes* s. str. Bei einigen ehemals unter dem Namen *S. crassipes* geführten Nachweisen entlang des Rheins handelt es sich um *S. carniolensis*. **Gef.:** Im Gegensatz zu *S. carniolensis* zeigt *S. crassipes* ein klares Bild der Verbreitung. Die Art ist mäßig häufig und über weite Teile Deutschlands verbreitet, im Süden und Osten aber häufiger.

Strigamia maritima – **Gef.:** Die Art besiedelt das Supralitoral sowie die Gezeitenzone und kommt dort im Geröll, unter losen Steinen, auf dem feuchten bis nassen, sandigen Untergrund vor. Im Gegensatz zum stark aggregierten, massenhaften Auftreten in anderen Ländern kam sie an den deutschen Fundplätzen nur in verhältnismäßig geringen Individuenzahlen vor. Einen solchen natürlichen bzw. naturnahen Lebensraum gibt es in Deutschland an der Nordseeküste kaum noch. Umfangreiche Uferbefestigungsanlagen bis hin zu völlig betonierten Ufern verhindern das Auftreten der Art, die zumindest einige wenige lose, dem Substrat aufliegende Steine benötigt. Daher wird der langfristige Bestandstrend als „stark rückgängig“ und der kurzfristige Bestandstrend als „mäßig abnehmend“ eingeschätzt. Es ist davon auszugehen, dass die massiven Verbauungen in den Uferbereichen verstärkt fortgesetzt werden und sich somit die Bestandsentwicklungen von *S. maritima* verschlechtern werden. **Verantw.:** Die Art erreicht in Deutschland ihre südöstliche Arealgrenze. Der deutsche Anteil am Weltbestand ist sehr gering, so dass Deutschland nur eine allgemeine Verantwortlichkeit zukommt. **Komm.:** *S. maritima* ist eine litorale Art, die entlang der Küsten von Nordspanien, über Frankreich, Belgien, die Niederlande, Großbritannien, Irland und Deutschland bis nach Skandinavien vorkommt und am Atlantik noch weitere Küstengebiete besiedelt (Andersson et al. 2013, Cabanillas 2020, Barber 2022). Sie tritt überall gehäuft, zumeist in großen Aggregationen auf. Erstaunlicherweise wurde sie für Deutschland Ende des 19./Anfang des 20. Jahrhunderts ausschließlich von Helgoland gemeldet. Der letzte von dort publizierte Fund stammt von Rüppell (1967). Seitdem galt die Art als verschollen. Recherchen im Zuge der Erstellung der vorliegenden Roten Liste ergaben, dass die Art bis Anfang 2000 auf Helgoland zwar immer wieder beobachtet wurde, aber nur in sehr geringen Dichten auftrat. Später wurde sie trotz intensiver Nachsuche auf Helgoland nicht wiedergefunden. Erst im Jahr 2019 gelang ein neuer Nachweis,

überraschenderweise von der Insel Sylt (Oeyen et al. 2021). Dieser Fundort konnte 2021 bestätigt werden. Im selben Jahr gelangen auch zwei weitere Nachweise, diesmal vom Festland (Dagebüll). Diese drei Nachweise blieben trotz intensiver Suche auf den nordfriesischen Inseln und Halbinseln (Sylt, Föhr, Amrum, Nordstrand und Pellworm) die einzigen.

Cl. Diplopoda (Doppelfüßer)

Acanthotarsius edentulus – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Schubart (1934) erfolgt. Nachdem die Großgattung *Polydesmus* erstmals von Djursvoll et al. (2000) in die Gattungen *Polydesmus*, *Propolydesmus*, *Soleurus* und *Pseudomastuchus* zerlegt wurde und Enghoff & Golovatch (2003) die Untergattung *Hormobrachium* zu *Propolydesmus* gestellt haben, bestehen bei etlichen weiteren Untergattungen Zweifel bezüglich der Zugehörigkeit zu einer dieser Gattungen. Dies betrifft insbesondere die für *Polydesmus edentulus* aufgestellte Untergattung *Acanthotarsius* Attems, 1940. Im Bau der männlichen Begattungsbeine (Gonopoden) weicht das Taxon sowohl von *Polydesmus*, wie auch von *Propolydesmus* stark ab. Bezüglich der äußeren Morphologie, insbesondere der Form des Kopfschildes (Collum) besteht mehr Übereinstimmung mit der Gattung *Propolydesmus*. Wie jedoch schon Enghoff & Golovatch (2003) betont haben, stimmt die Untergattung *Acanthotarsius* in den Gonopoden in hohem Maße mit der Gattung *Serradium* Verhoeff, 1941 überein. Als Konsequenz wurde die Untergattung *Acanthotarsius* in den Status einer eigenen Gattung erhoben und *Polydesmus edentulus* nun in *A. edentulus* umbenannt (Decker et al. 2025). **Komm.:** Nach einem von Verhoeff (1929) selbst angezweifeltens Museumsbeleg aus der Partnachklamm konnte die Art 2021 aus dem Nationalpark Berchtesgaden in der Nähe der Schärtenspitze nachgewiesen werden (Decker et al. 2025). Dieses Vorkommen schließt an das bekannte Areal im Salzkammergut an.

Atractosoma meridionale – **Gef.:** Aufgrund ihrer extremen Seltenheit ist es schwierig, Bestandstrends für diese Art anzugeben. Vermutlich sind die Bestände stabil, denn es bestehen keine längeren Nachweislücken.

Bergamosoma canestrinii – **Gef.:** Diese Art ist in Deutschland seit Anfang des 20. Jahrhunderts

(Verhoeff 1910, Schubart 1934) aus dem Zugspitz-Wettersteinmassiv bekannt, war lange verschollen und wurde erst 2010 wiederentdeckt (Reip et al. 2012). 2023 konnte durch Alfred Karle-Fendt im Auftrag des Rote-Liste-Zentrums und des Bundesamtes für Naturschutz ein zweites Vorkommen im Bereich des Biberkopfes entdeckt werden. *B. canestrinii* lebt in Blockhaldensystemen oder in alpinen Karstgebieten. Vermutlich benötigt diese große Samenfüßer-Art kühle Rückzugsorte. Die Art ist aufgrund ihrer hohen (mikro-)klimatischen Ansprüche an den Lebensraum, ihrer Seltenheit und durch erhöhte Temperaturen als Folge des Klimawandels bedroht. Da in Deutschland noch stabile Teilbestände von *B. canestrinii* existieren, wird die Art als „Stark gefährdet“ eingestuft.

Brachychaeteuma bagnalli – **Gef.:** Während *B. bagnalli* in Irland und Großbritannien auch in der Laubstreu und der oberen Erdschicht gefunden wird, ist die Art in Belgien und Deutschland auf Höhlen oder Stollen beschränkt (Kime & Enghoff 2021). In Deutschland sind dies jedoch nur wenige Höhlen in Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen und Thüringen. Die Zahl der natürlichen Höhlen in ursprünglichem Zustand und ohne menschliche Nutzung hat in Deutschland langfristig abgenommen, was sich auch in der nationalen Langfrist-Gefährdung dieses Biotoptyps (Kategorie 3 = „gefährdet“) widerspiegelt. Kurzfristig sind diese anscheinend aber nicht gefährdet gemäß stabiler aktueller Entwicklungstendenz in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Finck et al. 2017). Da es beim langfristigen Bestandstrend nicht möglich war, den Rückgang als Folge von Biotopverlust einerseits und Klimawandel andererseits exakt einzuschätzen, wurde von einem Rückgang unbekanntes Ausmaßes ausgegangen.

Choneiulus palmatus – **Komm.:** Die Art ist europaweit verbreitet und nach Australien, USA und Kanada verschleppt worden. Sie wird in Europa, wie auch in ganz Deutschland, überwiegend in anthropogen geprägten, oft urbanen Lebensräumen (Gärten, Botanische Gärten und Gewächshäuser, Ackerflächen, Steinbrüche, Höhlen und Bergwerksstollen) angetroffen (Kime & Enghoff 2017, Hauser & Voigtländer 2019). *C. palmatus* kommt aber auch regelmäßig an natürlichen bzw. naturnahen Standorten vor (vor allem für Sachsen-Anhalt nachgewiesen; Voigtländer 2011b). So zeigt die Art dort eine deutliche Präferenz für

trocken-warme Standorte wie Halbtrocken- und Trockenrasen, kann aber andernorts auch feuchte Standorte besiedeln, z.B. Hartholzauen im Leipziger Auwald. In Deutschland ist für *C. palmatus* angesichts von Verbreitung und besiedelten Lebensräumen noch nicht ganz geklärt, ob es sich um eine indigene bzw. archäobiotische Art oder um ein Neozoon handelt. Aufgrund des Vorsorgeprinzips wird in diesem Fall das Indigenat angenommen.

Chordeuma sylvestre – **Verantw.:** Die Art *C. sylvestre* hat ihr Hauptverbreitungsgebiet und ihr Arealzentrum in Deutschland und ist nur in der Grenzregion der westlich, südlich und östlich angrenzenden Länder verbreitet (Kime & Enghoff 2021). Deutschland ist mit einem Gesamtanteil am Weltbestand von $> 1/3$ und $\leq 3/4$ daher in hohem Maße für die weltweite Erhaltung dieser Art verantwortlich.

Craspedosoma rawlinsii alemannicum – **Verantw.:** Die Unterart *C. r. alemannicum* ist weitgehend auf die Mittelgebirgsregion Deutschlands beschränkt. Westlich des Rheins wird sie von der Unterart *C. r. alsaticum* vertreten; im Norddeutschen Tiefland, im Alpenvorland und im nördlichen Europa von Großbritannien über Skandinavien bis zum Baltikum ist die nominotypische Unterart (*C. r. rawlinsii*) anzutreffen. Entlang der Kontaktzone zu *C. r. alemannicum* findet sich die Übergangsform *x germanicum*. Vom Salzkammergut nach Osten wird *C. rawlinsii* von *C. transsilvanicum* Verhoeff, 1897 ersetzt. Zwar sind die Verbreitungsgrenzen von *C. r. alemannicum* vor allem im Süden und Osten noch unklar, da von Kime & Enghoff (2021) nur die Gesamtart behandelt wird. Es ist jedoch offensichtlich, dass Deutschland einen Großteil des Verbreitungsgebietes ausmacht und nur kleine Arealanteile in Tschechien und Österreich liegen. Der für *C. r. alemannicum* für die Schweiz aufgeführte Arealanteil (Pedroli-Christen 1993) dürfte ausschließlich die Unterart *C. r. alsaticum* betreffen. Im südwestlichen Baden-Württemberg finden sich Übergangsformen zwischen beiden Unterarten. Aus den aufgeführten Daten ergibt sich klar, dass der deutsche Anteil am Weltbestand bei deutlich über $1/3$ liegt. Insgesamt ist Deutschland in besonders hohem Maße für die weltweite Erhaltung dieser Unterart verantwortlich.

Craspedosoma rawlinsii rawlinsii – **Tax.:** Der Artname *C. rawlinsii* wurde von Leach (1814) als Lexikoneintrag mit einer Kurzbeschreibung und ohne Typi-

sierung veröffentlicht. Später wurde dasselbe Taxon in einer abweichenden und ausführlicheren Beschreibung als *C. rawlinsii* Leach (1816 [1815]) erneut beschrieben. Der Artname ist Richard Rawlins gewidmet. Der Name wurde nur in drei Publikationen innerhalb von Taxonlisten (Jeekel 1970, 2002, Hoffman 1999) verwendet, bis McAlpine & Shear (2018) ihn wieder reaktivierten. Im Gegensatz dazu wurde *C. rawlinsii* von mehr als 100 Autorinnen und Autoren in mindestens 130 Publikationen verwendet (ICZN 2025). Dolejš & Kocourek (2019) gingen davon aus, dass diese beiden voneinander abweichenden Beschreibungen auch als zwei separate Arten gelten könnten. Die ICZN muss anhand dieses Falles klären, welcher dieser beiden Namen in Zukunft Verwendung finden soll. Bis zur Klärung wird hier der gebräuchliche Name angewandt. **Verantw.:** *C. r. rawlinsii* hat sein Hauptverbreitungsgebiet und Arealzentrum in Deutschland, ist aber auch im südlichen Skandinavien, den Beneluxstaaten, im westlichen Tschechien und in Polen bis in das Baltikum verbreitet, wobei die Häufigkeit der Nachweise von West nach Ost stark abnimmt. Deutschland ist in hohem Maße für die weltweite Erhaltung dieser Unterart verantwortlich.

Cylindroiulus arborum – **Gef.:** Diese kleine Art (3–8 mm) wurde bisher nur in Sachsen-Anhalt und Brandenburg gefunden. Sie ist im besonderen Maße an Totholz in Wäldern gebunden und wurde daher in früheren Aufsammlungen oft übersehen oder aufgrund der verwendeten Fangmethodik nicht adäquat erfasst. Es müssen daher mehr Kenntnisse zur Verbreitung und zu den besiedelten Biotop- bzw. Waldtypen erlangt werden.

Cylindroiulus fulviceps – **Gef.:** Für diese Art ergab sich ein Kenntniszuwachs bezüglich ihrer Biotopbindung. Ähnlich wie die Hundertfüßer-Art *Eupolybothrus grossipes* (siehe den dortigen artspezifischen Kommentar) präferiert *C. fulviceps* offenere Waldstandorte und wärmegetönte Habitate. Die Art ist daher durch indirekte Faktoren, insbesondere die intensive Beweidung solcher Flächen, beeinträchtigt.

Cylindroiulus parisiorum – **Komm.:** Die Art kommt in Großbritannien, Belgien und Dänemark häufig in ländlichen Gebieten in Totholz oder unter Borke vor. Im restlichen Verbreitungsgebiet in Europa, wie bspw. in Deutschland, ist *C. parisiorum* ausschließlich in Gärten, Parks, Berghalden oder Gewächshäusern anzutreffen (Kime & Enghoff 2017). *C. parisiorum* wurde in der vorherigen Ro-

ten Liste (Reip et al. 2016) noch als indigene Art angegeben, wird aber aufgrund der in Deutschland rein synanthropen Vorkommen in der vorliegenden Roten Liste nun als Neozoon geführt.

Cylindroiulus zinalensis – **Gef.:** Die Art kommt in Deutschland ausschließlich in Mischwäldern im bayerischen Alpenraum vor. Zahlreiche aktuelle Nachweise (Decker et al. 2025) zeigen, dass sie dort wesentlich weiter verbreitet und häufiger ist als bisher angenommen, was die Änderung der aktuellen Bestandssituation gegenüber der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) von der Kriterienklasse „extrem selten“ auf „selten“ begründet.

Geoglomeris subterranea – **Gef.:** Neben Vorkommen in Waldbiotopen, die nach bisheriger Kenntnis als ungefährdet betrachtet werden, wurde die Art auch auf Äckern gefunden (z. B. Klinger 1992). Solche Vorkommen sind durch die Intensivierung der Landwirtschaft, durch Bodenverdichtung und Eintrag von Chemikalien (Herbizide, Insektizide) bedroht. Daher kann vermutet werden, dass die Art einen großen Anteil ihrer Vorkommen verloren hat. Die von *G. subterranea* besiedelten Biototypen konnten noch nicht spezifisch ermittelt werden. Aufgrund der schweren Nachweisbarkeit ist einerseits unklar, wie stetig die Art in den von ihr besiedelten Biotop- bzw. Bodentypen vorkommt, und andererseits ist dadurch auch ihre Gesamtverbreitung in Deutschland nicht bekannt. Daher muss sowohl von einem langfristigen Rückgang als auch einer kurzfristigen Abnahme unbekanntes Ausmaßes ausgegangen werden. **Komm.:** *G. subterranea* lebt in der Streu und in tieferen Bodenschichten (daher der Artname). Dabei sind die Vorkommen dieser Art weniger an die Vegetation, als vielmehr an eine lockere Bodenstruktur gebunden. Die Art wird zumeist über Kalkgestein, vor allem in Rendzinaböden, gefunden. Bei Beprobungen mehrerer klassischer Fundorte in Wäldern Bayerns und Baden-Württembergs konnten die Vorkommen wieder bestätigt werden. Die sehr kleine *G. subterranea* (2–3 mm) kann kaum durch Handfänge oder Bodenfallen nachgewiesen werden; erst Bodenproben mit anschließender Austreibung in Extraktionsapparaturen erbringen positive Resultate.

Glomeris helvetica – **Gef.:** Diese Art hat ihr Hauptverbreitungsgebiet im Schweizer Jura. Untersuchungen in der Schweiz zeigten für *G. helvetica* eine sehr ausgeprägte Präferenz für trockene und steinige Lebensräume wie offene oder bewalde-

te Geröllhalden oder Felssteppen (Pedroli-Christen 1993). In Deutschland kommt sie nur in Süddeutschland im Hegau (= stabiler Teilbestand) und in einem isolierten Vorkommen im Maintal (Main-Spessart, Unterfranken) vor. Dort wurde sie zuletzt in Trockenrasen mit offenen Kalksteinfluren (Blaugrasrasen) gefunden. Das Maintal weist innerhalb der felsigen Steilhänge klimatische Besonderheiten mit niedrigen Jahresniederschlägen und einem hohen Temperaturmittel im Sommer auf, was zu einem sehr trockenen Lokalklima führt. Die Art ist sehr kleinräumig auf die gefährdeten Biotoptypen der Trockenrasen/Kalksteinfluren angewiesen. Nachdem es seit Ende des 19. Jahrhunderts einen Rückgang des Weinanbaus in dieser Region gegeben hat, also möglicherweise wieder Freiflächen zur Besiedlung durch die Art zur Verfügung standen, wurde der Weinbau ab 1960/70 wieder stark intensiviert. Durch diesen großen Lebensraumverlust gilt die Art somit erneut als „Stark gefährdet“. **Verantw.:** Deutschland ist in besonders hohem Maße für die hochgradig isolierten außeralpinen Vorposten im Hegau und Maintal dieser Art verantwortlich.

Glomeris klugii – **Tax.:** Die Verwendung des in der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) genutzten Namens *G. undulata* C. L. Koch, 1844 wird aufgegeben, da sich in der Literatur trotz Verstoßes gegen die ICZN-Regelung 23.9.1 (Kraus 2000) die Nutzung des Namens *G. klugii* durchgesetzt hat.

Glomeris ornata – **Tax.:** Der in der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) verwendete Name *G. malmivaga* (Verhoeff, 1912) wurde von Verhoeff (1912) als Varietät von *G. ornata* beschrieben, von Spelda (2005) in den Artstatus erhoben und von Wesener (2015) mit *G. ornata* synonymisiert. **Verantw.:** Deutschland ist in besonders hohem Maße für die hochgradig isolierten Vorposten im Schwäbischen und Fränkischen Jura verantwortlich. **Komm.:** Die Art ist in Europa auch in Slowenien, Kroatien, im Süden Österreichs, im Westen Ungarns und im Osten Italiens verbreitet (Kime & Enghoff 2011). In Deutschland weist *G. ornata* nur zwei eng begrenzte Vorkommen im Schwäbischen und Fränkischen Jura auf (Wesener 2015).

Haasea cyanopida – **Tax.:** Das in der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) unter *H. norica* (Verhoeff, 1913) geführte Taxon wurden von Antić & Akkari (2020) mit *H. cyanopida* synonymisiert. **Komm.:** In Deutschland ist die Verbreitung dieser extrem seltenen Art auf die Berchtesgadener Alpen beschränkt.



Abb. 15: Die seltene Samenfüßer-Art *Haasea germanica*, hier ein Männchen, ist in Deutschland, Tschechien und Österreich deutlich weiter verbreitet als noch vor einigen Jahren angenommen wurde. Daher gilt die Art nicht mehr als extrem selten. Die Art ernährt sich, wie auf dem Bild erkennbar, von Pilzhyphen. (Foto: J. Spelda)

Haasea flavescens – **Gef.:** Neuere faunistische Daten zeigen, dass *H. flavescens* in Süddeutschland, im Bayerischen Wald und im Erzgebirge häufiger vorkommt als ursprünglich bekannt. Daher wird die aktuelle Bestandssituation von der Kriterienklasse „sehr selten“ in der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) auf nun „mäßig häufig“ geändert.

Haasea germanica – **Gef.:** Aktuelle Funde zeigen, dass diese Waldart im Südosten Deutschlands, mit Konzentration der Nachweise vom Bayerischen Wald über die Oberpfalz bis in den Thüringer Wald, weiter verbreitet und häufiger ist als ursprünglich angenommen. Die aktuelle Bestandssituation wird daher gegenüber der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) nicht mehr in die Kriterienklasse „extrem selten“, sondern in „selten“ eingeschätzt. Insgesamt gilt *H. germanica* als „Ungefährdet“.

Haplogona oculodistincta – **Tax.:** *H. oculodistincta* ähnelt morphologisch den Angehörigen der Fa-

milie Chordeumatidae; sie gehört allerdings der für Deutschland neuen Familie Verhoeffiidae an. Die Art selbst ist in keinem Bestimmungsschlüssel enthalten. Vielmehr müssen die Originalbeschreibungen dieser dreimal beschriebenen Art herangezogen werden. Die beste Beschreibung findet sich bei Verhoeff (1895a) unter dem Namen *Verhoeffia illyricum*. Auch die Beschreibung von Attems (1895) als *Chordeuma graecense* kann verwendet werden. Hingegen ist die Originalbeschreibung von Verhoeff (1894) als *Chordeuma oculodistinctum* dermaßen kryptisch, dass die Synonymie lange nicht erkannt wurde. **Komm.:** Nachdem die Art schon seit längerem aus dem benachbarten Salzkammergut bekannt war (Spelda 1996) und weitere neuere Nachweise aus grenznahen Gebieten in Österreich erbracht wurden (Decker et al. 2025), konnte sie im Jahre 2021 im Inn- und Donautal aus der Umgebung von Passau erstmals für Deutschland nachgewiesen werden, was sich nahtlos an das bekannte Verbreitungsgebiet der Art anschließt. Die neuen deutschen Funde, wie auch die österreichischen Funde, betreffen sehr naturnahe Waldbiotope. Diese Vorkommen werden aufgrund ihrer Verbreitung und Habitatbesiedlung als autochthon betrachtet. Zudem handelt es sich bei dieser Art, wie auch bei allen anderen Vertretern der Samenfüßer, um eine Art mit einjährigem Lebenszyklus, deren Adulti nur für wenige Monate im Jahr auftreten. Aufgrund der bekannten Verbreitung, Ökologie und Biologie kann auf eine Etablierung in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet in Deutschland geschlossen und eine Verschleppung ausgeschlossen werden. *H. oculodistincta* gehört zu jenen wärmebedürftigen Tierarten, die postglazial entlang der Donau flussaufwärts vorgedrungen sind und in der Umgebung von Passau die Westgrenze ihrer Verbreitung erreicht haben. Ein weiteres Vordringen ist angesichts des Klimawandels nicht unwahrscheinlich. Für andere Regionen ihres Verbreitungsgebietes wird sie aufgrund ihrer ökologischen Anpassungsfähigkeit als Pionierart eingeschätzt (Kime & Enghoff 2021).

Haploporatia eremita – **Gef.:** Aktuelle Nachweise zeigen, dass *H. eremita* in den Chiemgauer und Berchtesgadener Alpen, im Bayerischen Wald und im Erzgebirge weiter verbreitet ist als ursprünglich angenommen. Daher wird die aktuelle Bestandssituation von der Kriterienklasse „sehr selten“ in der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) auf nun „mäßig häufig“ geändert.

Julus scanicus – **Gef.:** Die Art *J. scanicus* ist beschränkt auf die Länder Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein. Dort besiedelt die Art in den Flusstälern der Elbe und ihrer Nebenflüsse mit absolutem Vorrang die Hartholzauen, gefolgt von Weichholzauen sowie Schilfröhrichten, Gehölzen oder Grünland im Uferbereich und Laub- und Mischwäldern feuchter Standorte. Bemerkenswert sind die Funde im NSG „Salzstelle bei Hecklingen“ (Magdeburger Börde), wo die Art an vier Untersuchungspunkten (Quellflur, Salzwiese, Schilffläche, salzbeeinflusste Ruderalflur) vorkommt. In der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) wurde die aktuelle Bestandssituation mit der Kriterienklasse „selten“ und der langfristige Bestandstrend mit der Kriterienklasse „stabil“ angegeben. Dabei wurde jedoch nicht berücksichtigt, dass die Art fast ausschließlich Biotoptypen mit Rote-Liste-Status zwischen „1“ (von vollständiger Vernichtung bedroht) bis „3“ (gefährdet) (Finck et al. 2017) besiedelt. Die Art ist heute nach wie vor selten; in Kombination mit ihrer Bindung an stark bedrohte Biotope mit z.T. negativen Entwicklungstendenzen wird der langfristige Bestandstrend auf die Kriterienklasse „starker Rückgang“ und der kurzfristige Bestandstrend auf die Kriterienklasse „Abnahme unbekanntem Ausmaßes“ gesetzt, wodurch die Art nun als „Stark gefährdet“ gilt.

Julus terrestris – **Tax.:** Historische Nachweise in anderen Teilen Deutschlands beruhen auf Verwechslungen bzw. darauf, dass seinerzeit *J. terrestris* und die nahe verwandte Art *J. scanicus* noch als eine Art angesehen wurden. **Gef.:** Die Art *J. terrestris* kommt im äußersten Osten Deutschlands nur in den Weichholzauen des Nationalparks Unteres Odertal vor – also nur extrem kleinräumig und in einem gefährdeten Biotoptyp. Die Art scheint zwar an die häufig auftretenden mittleren Hochwasser gut angepasst zu sein, jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass die durch den Klimawandel bedingten zunehmenden Extremhochwasser oder auch längere Dürreperioden die vorhandenen Habitatstrukturen nachhaltig zerstören und damit zum Zusammenbrechen der einzig bekannten Population in Deutschland führen könnten. Die Nachsuche in 2021 führte zum Nachweis nur weniger Exemplare von *J. terrestris* im Gegensatz zu den von Zerm (1997) vorgelegten Fangzahlen. Ein Monitoring des Bestandes der Art ist dringend notwendig. Die ex-

trem kleinräumige Verbreitung in Deutschland und die Bindung an einen nach Finck et al. (2017) gefährdeten Biotoptyp führen zur Änderung der Rote-Liste-Kategorie von „Extrem selten“ auf „Vom Aussterben bedroht“.

Leptoiulus belgicus – **Gef.:** Diese xerobionte Art ist in Deutschland auf trocken-warme Biotope, wie Steppenrasen, Halbtrockenrasen, Trockenrasen und deren Gebüsch-Sukzessionen, Kalkackerbrachen, Eichen-Hainbuchenwälder und Eichen-Trockenwälder beschränkt. Nur selten, vor allem in wärmegetönten Gegenden Deutschlands, ist sie auch in feuchteren Habitaten wie Laub(misch)wäldern zu finden. Aufgrund der starken Bindung von *L. belgicus* an die nach Finck et al. (2017) gefährdeten Biotoptypen ist hier von einem starken Rückgang und einer Abnahme unbekanntes Ausmaßes des langfristigen und des kurzfristigen Bestandstrends auszugehen. Insgesamt gilt *L. belgicus* als „Gefährdet“.

Leptoiulus bertkau – **Verantw.:** Der Großteil der bekannten Funde und damit des bekannten Verbreitungsgebietes von *L. bertkau* liegt in Deutschland. Das Vorkommen der Art in den angrenzenden Ländern Schweiz und Frankreich ist nachgewiesen (Kime & Enghoff 2017), aber ihre dortige Gesamtverbreitung bisher noch weitgehend unklar. Eine Einschätzung der Verantwortlichkeit Deutschlands ist daher zurzeit nicht möglich. **Komm.:** Diese sehr seltene Art konnte in den letzten 20 Jahren nur in einem Steinbruch in Bonn-Oberkassel und in einem Garten (ehemaliger Weinberg) in Bonn-Friesdorf (Decker et al. 2015b) nachgewiesen werden. Neben den aktuellen Funden und der Typuslokalität in Bonn ist sie historisch aus Hessen, Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg bekannt mit Schwerpunkt im Rheintal und den westlich angrenzenden Naturräumen. Die insgesamt weniger als 20 bekannten Funde stammen aus verschiedensten Lebensräumen, meist von (Kalk-)Buchen- und Laubmischwäldern, aber auch Halbtrockenrasen und Steinbrüchen. Zurzeit kann keine Aussage über den langfristigen oder den kurzfristigen Bestandstrend von *L. bertkau* getroffen werden.

Leptoiulus cibdellus – **Gef.:** Die Art ist in Deutschland auf feuchte Biotope wie Auenwälder, Schilfröhrichte, Grünland nasser bis (wechsel-)feuchter Standorte und Gehölze nasser bis feuchter Standorte beschränkt. In einem Fall wurde die Art auch an einer Streuobstwiese in der Nähe der Elbe gefunden (Lindner 2019). Aufgrund der starken Bin-

dung von *L. cibdellus* an diese nach Finck et al. (2017) stark gefährdeten Biotoptypen und der zunehmenden Trockenheit ist hier von einem mäßigen Rückgang und einer Abnahme unbekanntes Ausmaßes im langfristigen und im kurzfristigen Bestandstrend auszugehen. Insbesondere langanhaltende Dürren machen der Art zu schaffen, und gezielte Nachsuchen waren in den letzten Jahren meist erfolglos. *L. cibdellus* wird insgesamt als „Stark gefährdet“ eingestuft.

Leptoiulus kervillei – **Komm.:** Diese Art mit atlantischem Verbreitungsschwerpunkt (Kime & Enghoff 2017) konnte in Deutschland bisher nur an der Hohensyburg in Dortmund-Syburg, auf dem Hauptfriedhof in Iserlohn sowie im Botanischen Garten der Universität in Bochum (Decker & Hanig 2011) nachgewiesen werden. Die Fundorte legen nahe, dass es sich um aus Verschleppung resultierende Populationen handelt. Daher wird die ursprünglich als indigen angesehene Art in der vorliegenden Roten Liste als Neozoon geführt.

Leptoiulus marcomannius – **Tax.:** Abweichend von Kime & Enghoff (2017) sowie Kocourek et al. (2023) wird hier nach Decker et al. (2025) *L. marcomannius* nicht als Synonym von *L. noricus* aufgefasst. Nach Ansicht der Autoren und Autorinnen dürfte *L. marcomannius* aus *L. simplex* und *L. noricus* durch Stabilisierung einer außeralpinen Hybridpopulation hervorgegangen sein. Zur endgültigen Klärung sind weitere, vor allem genetische Untersuchungen notwendig. Bis dahin wird *L. marcomannius* weiter als eigenständige Art behandelt. Sollte sich jedoch herausstellen, dass *L. simplex* und *L. noricus* kontinuierlich ineinander übergehen, müsste das Gesamttaxon den Namen *L. simplex* tragen und *L. noricus* als Unterart (*L. simplex noricus*) zu diesem gestellt werden. **Gef.:** Während der Untersuchungen in den vergangenen Jahren zeigte sich, dass *L. marcomannius* im südlichen Bayerischen Wald weiter verbreitet ist als bislang angenommen wurde.

Leptoiulus montivagus – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Schubart (1934) als *L. weberi* erfolgt. Bei *L. montivagus* handelt es sich um einen Artkomplex, dessen Taxa teilweise als eigene Arten angesehen werden (Kurnik & Thaler 1985), teilweise aber auch alle (u.a. *L. weberi* Verhoeff, 1927, *L. braueri* Verhoeff, 1895) der Sammelart *L. montivagus* zugeschlagen werden (Kime & Enghoff 2017, Decker et al. 2024). Die Art wird hier als Artkomplex *L. montivagus* behandelt, aber die deutlichen ökologischen Unterschiede

der beiden bisher bekannten deutschen Populationen sprechen für ein Vorliegen unterschiedlicher Arten. Weitere morphologische und molekulargenetische Untersuchungen sind nötig um dies abschließend zu klären. **Gef.:** Die beiden Populationen von *L. montivagus* bewohnen gefährdete Biotope. Aufgrund der davon ausgehenden mäßigen Abnahme im kurzfristigen Bestandstrend sowie der extremen Seltenheit ergibt sich die Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“. Aufschlussreich sind dabei auch die Vorkommen im benachbarten Ausland. Die westliche, im Kaiserstuhl beheimatete Population wurde zwar auf Rebflur-Sukzessionsflächen gefunden, die einzige weitere Population dieses Taxons findet sich aber in einem halbtrockenrasenartigen Biotop in der Schweiz, in der Nähe von Basel, also einem stark gefährdeten Biotoptyp. Die östliche, im südlichen Bayerischen Wald beheimatete Population scheint auf Blockhaldenbiotope beschränkt zu sein. Die intensive Kartierung im benachbarten Tschechien (Kocourek et al. 2023) zeigt eine klare Beschränkung auf ein kleines Areal im südlichen Teil des Böhmerwaldes. Die deutschen Funde schließen sich hier nahtlos an. Im Zuge des Klimawandels sind die Blockhaldenbiotope, welche Rückzugsorte für eine kälteliebende Fauna darstellen, stark gefährdet. **Komm.:** Thaler et al. (1993) führen für das österreichische Karwendelgebirge *L. braueri* Verhoeff, 1895 als eigenständige Art auf. Es ist anzunehmen, dass dieses Taxon auch in Deutschland auftritt. Somit sind in Deutschland Vorkommen dreier Reliktpopulationen mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen zu erwarten. Der Reliktcharakter der einzelnen Populationen des *L. montivagus*-Komplexes ist auf den Verbreitungskarten bei Kurnik & Thaler (1985) sowie Kime & Enghoff (2017) gut ersichtlich.

Leptoiulus trilobatus – **Gef.:** Die Art besiedelt wie in ihrem gesamten (mittel-)europäischen Verbreitungsgebiet submontane bis montane Wälder (Kime & Enghoff 2017). In Deutschland kommt *L. trilobatus* nur in Sachsen vor, was durch eine größere Zahl an aktuellen Nachweisen bestätigt wird. Die aktuelle Bestandssituation wird demnach von „extrem selten“ in der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) auf „selten“ geändert. Viele der Nachweise stammen zwar aus gefährdeten Biotoptypen (u.a. Schluchtwälder), welche sich aber in Natur- bzw. Landschaftsschutzgebieten

befinden. Daher werden der langfristige und der kurzfristige Bestandstrend als „stabil“ angesehen. *Listrocheiritium septentrionale* – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Gulička (1965) erfolgt. **Gef.:** *Listrocheiritium*-Arten finden sich vorzugsweise in von Hohlräumen durchzogenen kühl-feuchten Biotopen wie Karstsystemen oder Blockhalden. Dabei bevorzugen sie anscheinend die Hochlagen und treten auch oberhalb der Baumgrenze in der alpinen Höhenstufe auf. Es ist anzunehmen, dass *L. septentrionale* dieselben Ansprüche an Biotop und Habitat hat wie die übrigen Arten der Gattung und somit durch den Klimawandel bedroht sein könnte. Die Datenlage ist momentan noch unzureichend, um Bestandstrends angeben zu können. **Komm.:** Die Art *L. septentrionale* hat ihr Hauptverbreitungsgebiet in Tschechien. Weitere Vorkommen existieren im Nordwesten Niederösterreichs. Der Erstnachweis für Deutschland gelang 2024 im Bayerischen Wald bei Haidmühle im Gefüge eines natürlichen, von Buchen und Ebereschen durchsetzten Fichten-Mischwalds auf einer Blockhalde (Decker et al. 2025). Der Fund liegt nur 1 km entfernt von der tschechischen Grenze und ca. 15 km vom nächstgelegenen Fundort in Tschechien bei Horní Vltavice. Zudem existieren weitere grenznahe Funde in Tschechien. Der Fund in Deutschland schließt sich also nahtlos an das natürliche Verbreitungsgebiet im Nachbarland an (Kocourek et al. 2023), wo die Art auf Fichtenwälder und Gebüsche beschränkt ist und dort in klimatisch unterschiedlichen Gebieten vorkommt. *L. septentrionale* ist wie alle anderen Vertreter der Samenfüßer eine einjährige Art, deren Adulti nur für wenige Wochen oder Monate im Jahr auftreten, und die schnell neue Populationen aufbauen kann. Aufgrund der bekannten Verbreitung, Ökologie und Biologie kann auf eine Etablierung in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet in Deutschland geschlossen und eine Verschleppung ausgeschlossen werden. Wie weit sie allerdings im Bayerischen Wald verbreitet ist, muss durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Mastigophorophyllon saxonicum – **Gef.:** Die Art konnte zuletzt in den Jahren von 1968 bis 1974 in der Sächsischen Schweiz nachgewiesen werden. Trotz intensiver Nachsuche in den letzten Jahrzehnten wurde *M. saxonicum* nicht wiedergefunden und gilt daher als „Ausgestorben oder verschollen“. **Komm.:** *M. saxonicum* ist eine osteuropäische Art, die nur im äußersten Osten Deutschlands vorkommt und von wenigen Stellen auf Usedom

und in der Sächsischen Schweiz nachgewiesen ist. Es sind bisher nur fünf sichere Fundorte bekannt (Usedom: Stadtwald, Zerninsee, Schubart 1934; Sächsische Schweiz: Polenztal, Großer Zschand, Großer Winterberg, Hauser & Voigtländer 2008). Sie liegen auf der von Schubart (1934) beschriebenen Linie, die ungefähr von Usedom nach Süden verläuft, und die westliche Verbreitungsgrenze der Art bildet. Falschnachweise in der Literatur (z.B. Irmeler 1995, Schleswig-Holstein) beruhen auf der Ähnlichkeit der Art mit dem letzten Jugendstadium von *Craspedosoma spec.* (Hauser & Voigtländer 2008) und wurden anhand des Originalmaterials revidiert. *M. saxonicum* weist in seiner Gesamtverbreitung ein unterbrochenes Verbreitungsgebiet mit einer Teilpopulation entlang der deutsch-polnischen Ostseeküste und entlang der Mittelgebirge von der Sächsischen Schweiz entlang des Riesengebirges auf (Kime & Enghoff 2021). *M. saxonicum* wurde in feuchten Laubwäldern, Erlenbrüchen und auf Wiesen gefunden.

Megaphyllum projectum projectum – **Tax.:** Die Bestimmung erfolgte nach Lazányi & Korsós (2011). Im Alpenvorland, aber auch im Alpenraum, treten Übergangsformen zur Unterart *M. p. kochii* auf. Die Unterscheidung von *M. p. projectum* und *M. p. kochii* ist nur im männlichen Geschlecht möglich. **Komm.:** Die Unterart *M. p. projectum* ist von Österreich über Ungarn bis nach Rumänien und in die Slowakei verbreitet (Lazányi & Korsós 2011). Neben den von Schubart (1934) unter *Chromatoiulus projectus dioritanus* genannten Nachweisen wurde *M. p. projectum* in den letzten Jahren von mehreren Dutzend Lokalitäten aus den Bayerischen Alpen bis zum südlichen Bayerischen Wald nachgewiesen, wo sie vom Hügelland bis in subalpine Lagen auftritt (Decker et al. 2025). In der Mittelgebirgsregion und im Tiefland ist dagegen die Unterart *M. p. kochii* weit verbreitet und häufig.

Megaphyllum sjaelandicum – **Gef.:** Die Art *M. sjaelandicum* hat ein hohes Feuchtigkeitsbedürfnis (Schubart 1931) und kommt vorzugsweise in Feuchtwäldern (z.B. Erlenbrüchen) oder Feuchtwiesen, also in gefährdeten Biotoptypen vor (Finck et al. 2017). Sie hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in der baltischen und osteuropäischen Region mit sehr wenigen Nachweisen auf Usedom. Der letzte Nachweis stammt aus dem Jahr 1922; seither konnte sie in Deutschland nicht wieder nachgewiesen werden. Da die Art in Deutschland ihre westliche Arealgrenze hat,

die sich im Zuge des Klimawandels eher nordostwärts verschieben dürfte, muss davon ausgegangen werden, dass die im äußersten Nordosten Deutschlands eventuell noch vorhandene Population sehr ausgedünnt ist und insbesondere in trockenen Jahren stark unter Druck stehen dürfte. Eine zukünftige Einstufung in die Rote-Liste-Kategorie „Ausgestorben oder verschollen“ kann nicht ausgeschlossen werden. Weitere Nachsuchen sind daher dringend erforderlich, da bisher nur eine einzige Nachsuche erfolgte. **Komm.:** Zwei bislang in Brandenburg verortete Nachweise der Schubart-Sammlung am Naturkundemuseum Berlin konnten als Fehlinterpretation heute polnischer Orte mit früheren deutschen Namen erkannt werden.

Megaphyllum unilineatum – **Gef.:** Bei *M. unilineatum* handelt es sich um eine xerotherm auftretende Offenlandart mit deutlicher Präferenz für Kalk-Trockenrasen und Kalk-Halbtrockenrasen, Steppenrasen, Wacholderheiden und angrenzende Äcker, Feldränder oder Ackerbrachen in Schutzgebieten oder extensiv bewirtschafteten Kalkäckern mit Segetalvegetation. Der Großteil dieser Biotoptypen ist nach Finck et al. (2017) akut von vollständiger Vernichtung bedroht bis stark gefährdet und nicht bis schwer regenerierbar. Durch die starke Biotopbindung ist davon auszugehen, dass der starke Rückgang von *M. unilineatum* mit diesen kleinräumigen und sich in Abnahme befindlichen Biotoptypen korreliert ist.

Melogona broelemanni – **Tax.:** Gute Beschreibungen von *M. broelemanni* stammen von Verhoeff (1897) und Kurnik (1987). Die Beschreibung von Kurnik (1987) enthält einen guten Schlüssel zur Identifizierung der weiblichen Individuen von *M. broelemanni*, *M. transsilvanica* und *M. voighti* anhand der Vulven. **Komm.:** Die Art *M. voighti* wird seit den 1960er Jahren regelmäßig im Neißetal bei Ostritz (Sachsen) nachgewiesen, aber erst im Jahr 2015 wurde *M. broelemanni* dort gefunden, obwohl die Lokalität seit den 1960er Jahren in mehreren Probenahmen untersucht wurde. Im August 2010 gab es ein schweres Hochwasser an der Neiße mit einem Wasserstand von bis zu fünf Metern über Mittelwasser. Vermutlich wurde *M. broelemanni* während dieses Hochwassers aus Gärten an diesen Ort verdriftet. Drei weitere Funde im Jahr 2023 stammen aus der Umgebung von Passau nahe Donau und Inn. *M. broelemanni* ist somit neu für die deutsche Fauna (Decker et al. 2025). Diese Art ist im Balkan weit verbreitet und

dort auf Mischwälder, Gehölze und Auenwälder beschränkt (Kime & Enghoff 2021). In Tschechien, der wahrscheinlichsten Herkunft der sächsischen Exemplare, ist *M. broelemanni* in Gärten, Gartenanlagen, Parks, auf Halden und in ehemaligen Tagebaugebieten verbreitet, kommt aber auch in naturnahen Habitaten und Kulturlandschaften der Weißen Karpaten vor (Kocourek et al. 2023). In Österreich findet man die Art meist in anthropogen beeinflussten Habitaten, seltener in Wäldern, Gebüsch und Auenwäldern (Kurnik 1987). Molekulare Barcoding-Daten des sächsischen und eines bayerischen Individuums aus Flintsbach am Inn waren identisch, was auf die gleiche Herkunft der beiden Populationen schließen lässt (Decker et al. 2025). Wegen ihrer geringen Mobilität, ist es extrem unwahrscheinlich, dass die Art auf natürlichem Wege ohne Verschleppung in Erde oder Kompost nach Deutschland gekommen ist und zudem aus einer natürlichen Ursprungspopulation stammt. Weitere Daten sind erforderlich, um die Herkunft und Einschleppungswege der deutschen Populationen von *M. broelemanni* zu klären. Aufgrund der Ökologie der Art und deren Fähigkeit zur Besiedlung neuer Lebensräume entlang von Flüssen, kann aber geschlossen werden, dass die Art sich bereits in Deutschland etabliert hat und vermutlich entlang von Inn, Donau und Neiß weiter verbreitet ist als ursprünglich bekannt.

Melogona transsylvanica – **Komm.:** Aktuelle Nachweise aus der Umgebung von Regensburg und Passau zeigen, dass die Art im Südosten Bayerns in Laubmischwäldern weiter verbreitet ist als bisher angenommen (Decker et al. 2025). Die Art wurde 2009 erstmals für Deutschland nachgewiesen (Reip et al. 2012) und die ältesten Funde aus Sammlungsmaterial (SMNG) stammen aus Aufsammlungen aus dem Jahr 2007. Die Datenlage konnte gegenüber der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016), die kurz nach dem Erstfund für Deutschland veröffentlicht wurde, deutlich verbessert werden.

Melogona voigti – **Verantw.:** Die Art ist in den Niederlanden, in Dänemark, in Südschweden, in Tschechien, Österreich, der Schweiz und im Großteil Deutschlands verbreitet (Kime & Enghoff 2021), wobei Deutschland hier das Hauptareal oder Arealzentrum darstellt. Insgesamt ist Deutschland in hohem Maße verantwortlich für die weltweite Erhaltung dieser Art.

Mycogona germanica – **Verantw.:** Deutschland liegt im Zentrum des Weltareals von *M. germanica* mit

hohem Anteil der Gesamtpopulation und ist daher in besonders hohem Maße verantwortlich für die weltweite Erhaltung dieser Art.

Nanogona polydesmoides – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Blower (1985) erfolgt. Außerhalb des Südens Deutschlands handelt es sich um die einzige Art der Samenfüßer (Chordeumatida) mit stark entwickelten Seitenflügeln. **Komm.:** Die Art ist nur aus zwei rekultivierten Berghalden im Ruhrgebiet (Decker & Hannig 2010), einer Hecke in Aachen (Decker et al. 2015b), einer Wiese im Sauerland und aus der Kalkberghöhle in Bad Segeberg bekannt (Decker et al. 2025). Sie hat in Großbritannien, Irland und Frankreich ihr Hauptverbreitungsgebiet und ist bis in den Osten Belgiens bekannt (Kime & Enghoff 2021). Während die meisten Funde in Deutschland auf Verschleppung basieren, ist es unklar, ob der westlichste Fund bei Aachen noch zu einer natürlichen Population gehört, da *N. polydesmoides* bis in den Osten Belgiens verbreitet ist. Aufgrund der Ökologie der Art und den auch aus Schweden und Norwegen bekannten Funden (Andersson et al. 2005) ist davon auszugehen, dass die Art anpassungsfähig ist und sich in Deutschland erfolgreich etablieren konnte.

Ommatoiulus rutilans – **Gef.:** *O. rutilans* wurde noch bis 1990 häufiger aus dem Offenland und von Agrarflächen im Süden und Südwesten Deutschlands gemeldet. In den letzten Jahrzehnten wurde die Art allerdings nur noch auf Kalkmagerrasen in der Eifel nachgewiesen (Decker & Hannig 2011). Mageres Offenland sowie extensive Ackerflächen auf Kalk haben in Deutschland sehr stark abgenommen (Finck et al. 2017). Da die Art eine enge Lebensraumbindung hat, wird von einem starken Rückgang und einer Abnahme unbekanntes Ausmaßes der Bestände ausgegangen. Da die wenigen bekannten Vorkommen in Naturschutzgebieten liegen, ist davon auszugehen, dass es sich hierbei um stabile Teilbestände handelt. Insgesamt gilt die Art als „Stark gefährdet“.

Ommatoiulus vilnensis – **Gef.:** *O. vilnensis* ist feuchtigkeitsliebend und angewiesen auf Moore, Moor- und Sumpfwälder, Erlenbrüche, Moorheiden und artenreiches Grünland oder Grünlandbrachen – alles Biotoptypen, die eine negative Entwicklungstendenz aufzeigen (Finck et al. 2017). Aufgrund des davon ausgehenden starken Rückgangs und der Abnahme unbekanntes Ausmaßes im langfristigen und kurzfristigen Bestandstrend sowie der Seltenheit dieser Art, muss *O. vilnensis* als „Stark gefährdet“ eingestuft werden. **Komm.:** Die-

- se seltene Art hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im polnischen Tiefland und reicht von dort nur ca. 60 km westlich nach Deutschland hinein. Die Art wurde durch aktuelle Aufsammlungen vom Stettiner Haff, aus der Uckermark (Voigtländer et al. 2020) bis in das Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ (Haase et al. 2019) nachgewiesen.
- Ophiulus nigrofuscus* – **Gef.:** Während bisher nur wenige Nachweise dieser ehemals extrem seltenen Art bei Oberstdorf und im Wettersteingebirge vorlagen (Reip et al. 2012), wurden nun zwei weitere Nachweise am Iseler und am Nebelhorn in den Allgäuer Alpen erbracht. Die Art ist auf offene alpine Lebensräume beschränkt, die derzeit nicht gefährdet sind. Insgesamt wird sie von der Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“ (Reip et al. 2016) zu „Ungefährdet“ geändert.
- Pachypodoiulus eurypus* – **Gef.:** Das Vorkommen von *P. eurypus* ist auf verschiedene Typen von Blockschutthalden beschränkt. Diese Biotoptypen gelten als gefährdet (Finck et al. 2017), obgleich sie gesetzlich geschützt sind.
- Polydesmus angustus* – **Komm.:** Die westeuropäische und ursprünglich auf die westliche Hälfte Deutschlands beschränkte Art *P. angustus* breitet sich seit der Wiedervereinigung Deutschlands durch Verschleppung über Pflanzenmaterial, Erde und Hochwasser immer weiter in der östlichen Hälfte Deutschlands aus. Sie ist dort zwar besonders in Gärten und Parks anzutreffen, wird aber auch durch im Wald illegal entsorgte Gartenabfälle oder durch Hochwasser eingeschleppt.
- Polydesmus complanatus* – **Gef.:** *P. complanatus* war noch bis in die 1990er Jahre eine in der östlichen Hälfte Deutschlands regelmäßig und häufig nachgewiesene Art. In den letzten zwei Jahrzehnten wurde sie dagegen immer seltener nachgewiesen und oftmals auch nicht mehr an Orten, von denen sichere ältere Funde vorlagen. Die Ursachen hierfür sind noch nicht bekannt. Zum einen hat die Art eine sehr enge Lebensraumbindung an Wälder (Burkhardt et al. 2014) und könnte durch einen klimawandelbedingte Zunahme von Dürre und Hitze in ihren Beständen abgenommen haben. Zum anderen könnte es aber auch durch Konkurrenz bzw. Kontakt mit der Schwesterart *P. angustus* zu Verdrängung oder Übertragung von Krankheiten gekommen sein.
- Propolydesmus germanicus* – **Tax.:** Diese Art ist nach bisherigen Kenntnissen auf Trockenrasen, Steinbrüche, Rebgelände und Ackerflächen mit Bindung an kalkhaltige, schwere Böden beschränkt (Voigtländer 2000). Untersuchungen auf Äckern (Voigtländer 2000, pers. Komm. L. Moritz & P. Schucht) zeigen aber, dass *P. germanicus* (Abb. 16) besonders die tieferen Bodenschichten von 10 bis 60 cm Tiefe besiedelt und daher bisher nur selten nachgewiesen wurde. So ist die sehr kleine Art (7–8 mm) kaum durch Handfang oder Bodenfallen zu erfassen. Die Verbreitung und genauen ökologischen Ansprüche müssen durch den Einsatz geeigneter Fangmethoden neu ermittelt werden. Der Art wird daher nun in die Rote-Liste-Kategorie „Daten unzureichend“ eingestuft. Sie galt in der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) als „Vom Aussterben bedroht“. **Verantw.:** Deutschland liegt im Hauptareal von *P. germanicus*, der besonders in der Rheinischen Tiefebene verbreitet ist (Kime & Enghoff 2011). Ein isolierter Fundpunkt befindet sich in Sachsen-Anhalt bei Naumburg.
- Pyrgocyphosoma titianum* – **Verantw.:** *P. titianum* ist ein Endemit des südwestlichen Schwarzwaldes (Kime & Enghoff 2021, Spelda 1999b).
- Rhymogona serrata* – **Verantw.:** Die Art (Abb. 17) ist auf den westlichen Dinkelberg in Baden-Württemberg (verkarsteter Muschelkalk) östlich von Basel beschränkt (Spelda 1999b). Das gesamte Areal umfasst knapp 100 km². Aus der Schweiz liegt nur der Fund eines Weibchens vor, das vermutlich zu dieser Art gehört. Deutschland besitzt somit den Großteil der Weltpopulation von *R. serrata* und ist in besonders hohem Maße für die weltweite Erhaltung dieser Art verantwortlich.
- Rhymogona verhoeffi* – **Verantw.:** *R. verhoeffi* ist ein Endemit Baden-Württembergs, der im östlichen Hochschwarzwald, im Mittleren Schwarzwald sowie im oberen Neckartal nachgewiesen wurde (Schubart 1934, Spelda 1996, 1999b). Deutschland ist daher in besonders hohem Maße verantwortlich für die Erhaltung dieser Art.
- Rhymogona wehrana* – **Verantw.:** *R. wehrana* ist ausschließlich im südwestlichen Schwarzwald und auf dem östlichen Dinkelberg verbreitet und als Endemit dieses Gebietes zu betrachten. Deutschland ist daher in besonders hohem Maße verantwortlich für die Erhaltung dieser Art.
- Stygiulus seewaldi* – **Gef.:** Diese Art ist aus Bayern nur anhand der Originalbeschreibung bekannt, der ein Nachweis aus dem Jahre 1965 zugrunde liegt (Strasser 1967). In der Folgezeit ist *S. seewaldi* in drei weiteren Höhlen gefunden worden, alle im weiteren Umfeld des Dachsteinmassivs, Österreich, gelegen (Fritsch 1998). Die im ver-



Abb. 16: *Propolydesmus germanicus* ist einer der seltenen Doppelfüßer Deutschlands und mit nur 7–8 mm Länge unser kleinster Vertreter der Familie Polydesmidae. Aktuelle Untersuchungen im Rheinland konnten nun historische Publikationen bestätigen und zeigen, dass die Art versteckt tief im Boden lebt und daher nur schwer nachweisbar ist. Die Einstufung seit der letzten Roten Liste (Reip et al. 2016) hat sich daher von der Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ zu „Daten unzureichend“ geändert. (Foto: L. Moritz)

karsteten Spaltensystem lebende Art ist äußerst schwer nachzuweisen, weshalb trotz des sehr lange zurückliegenden letzten Nachweises von einer Einstufung in die Rote-Liste-Kategorie „Ausgestorben oder verschollen“ abgesehen wurde. Die Art hat eine extrem hohe Bindung an Höhlen und ist aufgrund der klimatischen Änderungen in den letzten Jahrzehnten stark bedroht, da nicht auf andere geeignete Habitate ausgewichen werden kann. Auch die Verantwortlichkeit von Bayern und Deutschland ist schwer abzuschätzen. Es kann einerseits sein, dass lediglich zwei kleine Relikt-vorkommen im Untersberg und Dachsteinmassiv existieren. Dann würde der deutsche Anteil am Gesamtareal etwa bei 20 % liegen. Es kann andererseits aber auch sein, dass die Art in den verkarsteten Gebieten der Nordalpen weiter verbreitet ist. Dann würde der deutsche Gebietsanteil eher unter 10 % liegen. Momentan ist eventuell eine erhöhte Verantwortlichkeit zu vermuten.

Trachysphaera gibbula – **Gef.:** Nach dem bekannten Vorkommen westlich des Salzachtals, nachgewiesen im Jahr 2005 (Reip et al. 2012), konnte *T. gibbula* nun aus den Voralpen im Mangfallgebir-

ge und im Unterinntal nachgewiesen werden (Decker et al. 2025). Diese kleinwüchsige Art ist in Deutschland also weiter verbreitet als bisher angenommen. In der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) wurde sie noch als „Extrem selten“ eingestuft, wohingegen sie nun als „Ungefährdet“ angesehen wird. Da die Art erst seit kurzem für Deutschland bekannt ist, konnte der langfristige Bestandstrend nicht ermittelt werden.

Xestoiulus laeticollis – **Gef.:** Die deutschen Vorkommen dieser östlich verbreiteten Art beschränken sich auf die Länder Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen. Gerade die beiden erstgenannten Länder wurden in den letzten Jahren intensiver untersucht, wodurch sich die Zahl der Funde deutlich erhöht hat und die Art nunmehr als „mäßig häufig“ angesehen wird. *X. laeticollis* zählt zu den feuchteliebenden Waldarten mit deutlicher Präferenz für nasse und sehr nasse Standorte, wie Bruch- und Auenwälder, Schilfröhrichte, Moore und Moorwälder. Sie ist eine der wenigen Arten, die auch auf feuchten Wiesen vorkommen kann (Hauser & Voigtländer 2019). Alle ihre Vorzugsbiotoptypen sind nach



Abb. 17: Der extrem seltene (sub)endemische Samenfüßer *Rhymogona serrata*, hier ein Männchen, besitzt von allen deutschen Doppelfüßern das kleinste Verbreitungsgebiet. Er besiedelt ein knapp 100 km² großes Areal im westlichen Dinkelberg in Baden. Auch wenn ein sehr kleiner Arealanteil in die Schweiz hineinreicht, ist Deutschland in besonders hohem Maße für die Erhaltung dieser Art verantwortlich. Die am siebenten Körperring befindlichen artspezifisch zu Begattungsorganen ausgebildeten Beinpaare, die Gonopoden, sind auf dieser Aufnahme gut zu sehen. (Foto: J. Spelda)

Finck et al. (2017) gefährdet bis stark gefährdet und von starken Rückgängen bedroht. Gemäß nationaler Langfrist-Gefährdung und aktueller Entwicklungstendenz dieser Biotoptypen kann daher ein langfristig starker Rückgang und eine kurzfristig mäßige Abnahme der Bestände dieser Art abgeleitet werden. Gegenüber der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016), wo diese mäßig häufige Art noch als „Ungefährdet“ eingestuft war, gilt sie nun als „Gefährdet“.

Xylophageuma vomrathi – **Verantw.:** Bei *X. vomrathi* handelt es sich um einen Endemiten des Schwarzwaldes, mit Verbreitungsschwerpunkt im mittleren und südlichen Schwarzwald (Verhoeff 1936, Spelda 1996).

4 Auswertung

4.1 Auswertung der Rote-Liste-Kategorien

Im Rahmen der Gefährdungsanalyse wurden insgesamt 182 Taxa (Indigene und Archäobiota) bewer-

tet (Tab. 7, Tab. 8). Davon wird der Großteil der Taxa als „Ungefährdet“ eingestuft (127 Arten, 69,8 %).

Bei den Hundertfüßern gilt mit 75,9 % (absolut: 44 Arten) ein größerer Anteil der 58 bewerteten Arten als „Ungefährdet“ (Tab. 7). Keine der Hundertfüßer-Arten steht auf der Vorwarnliste. Bestandsgefährdet sind insgesamt 6 Arten (10,3 %). Davon sind 5 Arten der Hundertfüßer gefährdet (*Geophilus studeri*, *Lithobius calcaratus*, *L. curtipes*, *L. punctulatus*, *Pachymerium ferrugineum*), keine Art gilt als „Stark gefährdet“ und nur eine Art, *Strigamia maritima*, gilt als „Vom Aussterben bedroht“. Als „Ausgestorben oder verschollen“ gilt keine der Hundertfüßer-Arten. Für 5 Arten, was 8,6 % der bewerteten Arten entspricht, reicht die derzeitige Datenlage zur Verbreitung, Taxonomie und/oder Ökologie nicht aus. Sie wurden in die Rote-Liste-Kategorie „Daten unzureichend“ eingestuft. Hierunter fallen die Arten *Geophilus proximus*, *G. rhenanus*, *Lithobius lapidicola*, *L. subtilis* und *Strigamia carniolensis*. Die 3 Arten *Eupolybothrus grossipes*, *Harpolithobius anodus* und *Schendyla peyerimhoffi* sind in die Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“ eingestuft (5,2 %).

Tab. 7: Bilanzierung der Anzahl etablierter Arten der Hundertfüßer und der Rote-Liste-Kategorien. Bei Auswertungen werden Neobiota vereinbarungsgemäß nicht berücksichtigt, selbst wenn sie als einzelne Taxa bewertet wurden.

Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa	absolut	prozentual
Gesamtzahl etablierter Taxa	62	100,0 %
Neobiota	4	6,5 %
Indigene und Archäobiota	58	93,5 %
bewertet	58	93,5 %
nicht bewertet (◆)	0	0,0 %
Bilanzierung der Rote-Liste-Kategorien	absolut	prozentual
Gesamtzahl bewerteter Indigener und Archäobiota	58	100,0 %
0 Ausgestorben oder verschollen	0	0,0 %
1 Vom Aussterben bedroht	1	1,7 %
2 Stark gefährdet	0	0,0 %
3 Gefährdet	5	8,6 %
G Gefährdung unbekanntes Ausmaßes	0	0,0 %
Bestandsgefährdet	6	10,3 %
Ausgestorben oder bestandsgefährdet	6	10,3 %
R Extrem selten	3	5,2 %
Rote Liste insgesamt	9	15,5 %
V Vorwarnliste	0	0,0 %
★ Ungefährdet	44	75,9 %
D Daten unzureichend	5	8,6 %

Bei den Doppelfüßern, bei denen 7 Taxa auf Unterartniveau bewertet wurden, sind 66,9 % (absolut: 83 Arten), gut zwei Drittel der 124 bewerteten Taxa, ungefährdet (Tab. 8). Die 2 Arten *Pachypodoiulus eurypus* und *Polydesmus complanatus* stehen auf der Vorwarnliste. Bestandsgefährdet sind 15 Doppelfüßer-Arten, was 12,1 % der im Bundesgebiet etablierten Taxa entspricht. Davon sind 2 der 124 bewerteten Taxa (1,6 %) in die Rote-Liste-Kategorie „Gefährdet“ (*Leptoiulus belgicus* und *Xestoiulus laeticollis*) eingestuft, 9 Taxa (7,3 %) in die Rote-Liste-Kategorie „Stark gefährdet“ (*Bergamosoma canestrinii*, *Brachychaeteuma bagnalli*, *Cylindroiulus fulviceps*, *Glomeris helvetica*, *Julus scanicus*, *Leptoiulus cibdellus*, *Megaphyllum unilineatum*, *Ommatoiulus rutilans* und *O. vilnensis*) und die 3 Taxa (2,4 %) *Julus terrestris*, *Leptoiulus montivagus* und *Stygiulus seewaldi* in die Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“. Nur ei-

ne Art, *Mastigophorophyllum saxonicum*, gilt als „Ausgestorben oder verschollen“ (letzter Nachweis: 1974). Eine Art, *Geoglomeris subterranea*, ist in die Rote-Liste-Kategorie „Gefährdung unbekanntes Ausmaßes“ eingestuft (siehe artspezifischer Kommentar). Für 6 Doppelfüßer-Arten (4,8 %) reicht die Datenlage nicht aus, um eine vollständige Gefährdungsanalyse durchzuführen. *Cylindroiulus arborum*, *Leptoiulus bertkaii*, *Listrocheiritium septentrionale*, *Ochogona brentana* und *Trachysphaera costata* werden daher in die Rote-Liste-Kategorie „Daten unzureichend“ eingestuft. Insgesamt 17 Taxa der Doppelfüßer (13,7 %) erhalten die Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“. Unter anderem fallen hierunter die Taxa *Acanthotarsius edentulus*, *Atractosoma meridionale*, *Glomeris transalpina* (Abb. 18), *Haasea cyanopida*, *Megaphyllum projectum projectum* und *Trachysphaera schmidtii* (Abb. 19).

Tab. 8: Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa der Doppelfüßer und der Rote-Liste-Kategorien. Bei Auswertungen werden Neobiota vereinbarungsgemäß nicht berücksichtigt, selbst wenn sie als einzelne Taxa bewertet wurden.

Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa	absolut	prozentual
Gesamtzahl etablierter Taxa	127	100,0 %
Neobiota	3	2,4 %
Indigene und Archäobiota	124	97,6 %
bewertet	124	97,6 %
nicht bewertet (♦)	0	0,0 %
Bilanzierung der Rote-Liste-Kategorien	absolut	prozentual
Gesamtzahl bewerteter Indigener und Archäobiota	124	100,0 %
0 Ausgestorben oder verschollen	1	0,8 %
1 Vom Aussterben bedroht	3	2,4 %
2 Stark gefährdet	9	7,3 %
3 Gefährdet	2	1,6 %
G Gefährdung unbekanntes Ausmaßes	1	0,8 %
Bestandsgefährdet	15	12,1 %
Ausgestorben oder bestandsgefährdet	16	12,9 %
R Extrem selten	17	13,7 %
Rote Liste insgesamt	33	26,6 %
V Vorwarnliste	2	1,6 %
* Ungefährdet	83	66,9 %
D Daten unzureichend	6	4,8 %



Abb. 18: Die Art *Glomeris transalpina* ist eine extreme seltene und farbenprächtige Saftkuglerart aus den Alpen. (Foto: H. Reip)

Die Doppelfüßer weisen gegenüber den Hundertfüßern sowohl einen höheren Anteil an bestandsgefährdeten Taxa auf als auch an Taxa der Rote-Liste-Kategorien „Extrem selten“ und „Daten

unzureichend“. Im Vergleich zu anderen Wirbellosen-Gruppen, wie z.B. den Heuschrecken und Fangschrecken (Poniatowski et al. 2024), ist der Anteil an bestandsgefährdeten Arten bei den Hundert- und Doppelfüßern aber relativ gering und mit den ebenfalls zur Boden-Makrofauna zählenden Binnenasseln (10,2 % bestandsgefährdet, Haferkorn et al. 2024) vergleichbar.

4.2 Auswertung der Kriterien

4.2.1 Aktuelle Bestandssituation

Als „sehr häufig“ gilt bei den Hundertfüßern nur die eine Art *Lithobius forficatus* (1,7 %), bei den Doppelfüßern die 2 Arten *Julus scandinavicus* und *Polydesmus angustus* (1,6 %).

Als „häufig“ werden 9 Hundertfüßer-Arten (15,5 %) eingeschätzt, wie z.B. *Cryptops parisi*,



Abb. 19: Die kleinen Kugler der Gattung *Trachysphaera*, hier die extrem seltene Art *T. schmidtii* (1,2–5,0 mm), treten nur sehr lokal auf. Trotz ihrer kontrastreichen weißen Färbung ist es sehr schwer, sie nachzuweisen. Am erfolgreichsten sind Gesiebe- oder Bodenproben. (Foto: J. Spelda)



Abb. 20: Saftkugler, wie der in Deutschland häufige und als „Ungefährdet“ eingestufte Gebänderte Saftkugler (*Glomeris marginata*), rollen sich bei Bedrohung zum Schutz zu einer Kugel zusammen und sondern aus Poren auf ihrem Rücken ein klebriges und giftiges Wehrsekret ab. (Foto: L. Moritz)

Geophilus flavus, *Lithobius mutabilis*, *Schendyla nemorensis* oder *Strigamia acuminata*. Bei den Doppelfüßern ist ein geringerer Anteil (9,7 %) mit insgesamt 12 Taxa als „häufig“ anzusehen, darunter u.a. *Craspedosoma rawlinsii rawlinsii*, *Cylindroiulus caeruleocinctus*, *Glomeris marginata* (Abb. 20), *Ommatoiulus sabulosus* oder *Tachypodoiulus niger*.

Bei den Hundertfüßern (Tab. 9) befindet sich der Großteil der Arten in den Kriterienklassen „mäßig häufig“ mit 27 Arten (46,6 %) und „selten“ mit 15 Arten (25,9 %). In diese Kriterienklassen zugeordnet werden u.a. *Geophilus ribauti*, *Henia vesuviana*, *Lithobius lucifugus*, *L. muticus* (Abb. 21) und *Scutigera coleoptrata*. Nur 2 Arten (3,4 %) der Hundertfüßer werden der Kriterienklasse „sehr selten“ und 4 Arten (6,9 %) der Kriterienklasse „extrem selten“ zugeordnet. Die Doppelfüßer (Tab. 10) zeigen dagegen eine gleichmäßigere Verteilung in die vier Kriterienklassen „mäßig häufig“ (34 Taxa, 27,4 %), „selten“ (22 Taxa, 17,7 %), „sehr selten“ (29 Taxa, 23,4 %) und „extrem selten“ (22 Taxa, 17,7 %). Der Anteil an seltenen bis extrem seltenen Taxa bei den Doppelfüßern (insgesamt 58,9 %) ist gegenüber den Hundertfüßern (insgesamt 36,2 %) deutlich höher, was durch die größere Anzahl an Verbreitungsgrenzen der Doppelfüßer innerhalb Deutschlands mit häufiger Beschränkung des deutschen Arealanteils auf den Osten und besonders den Süden begründet ist. Zu den extrem seltenen Arten der Hundertfüßer gehören *Eupolybothrus grossipes*, *Harpolithobius anodus*, *Schendyla peyerimhoffi* sowie *Strigamia maritima* und bei den Doppelfüßern u.a. *Acanthotarsius edentulus*, *Bergamosoma canestrinii*, *Glomeris transalpina* sowie *Julus terrestris*.

Die aktuelle Bestandssituation der Doppelfüßer-Art *Mastigophorophyllon saxonicum* konnte schon nach Reip et al. (2016) aufgrund seit Anfang der 1970er Jahre fehlender Nachweise nicht eingeschätzt werden. Da auch bis heute keine weiteren Funde der Art erbracht werden konnten (siehe auch artspezifischer Kommentar), gilt sie in der vorliegenden Fassung als „Ausgestorben oder verschollen“.

Für eine Einschätzung der aktuellen Bestandssituation der Doppelfüßer-Arten *Listrocheiritium septentrionale* und *Trachysphaera costata* war die Datenlage zu schlecht.

Gegenüber der vorherigen Roten Liste der Hundertfüßer und Doppelfüßer hat sich die Datenlage signifikant verbessert (Kap. 2.2). Außerdem wurden statt der alleinigen Anzahl der Fundorte nun auch die Frequenzen der TK25-Rasterfelder berechnet, mit von Decker et al. (2016) und Reip et al.



Abb. 21: *Lithobius muticus* ist eine mäßig häufige und als „Ungefährdet“ eingestufte Steinläufer-Art, die meist in Waldsäumen, Hecken, Heiden, Halbtrockenrasen oder Trockenrasen, aber auch gelegentlich in Wäldern, anzutreffen ist. Das Männchen dieser Art ist durch einen stark vergrößerten Kopf charakterisiert. (Foto: A. Steiner)

(2016) abweichenden Schwellenwerten für die Kriterienklassen. Daher kam es zu einigen Änderungen der Einschätzung der Kriterienklassen. So konnte vor allem durch Kenntniszuwachs die aktuelle Bestandssituation gegenüber der vorherigen Roten Liste als häufiger angegeben werden, darunter z.B. für die Hundertfüßer-Arten *Geophilus carpophagus* („sehr selten“ zu „mäßig häufig“), *G. oligopus* („extrem selten“ zu „selten“), *Lithobius punctulatus* („extrem selten“ zu „selten“) und u.a. die Doppelfüßer-Arten *Haasea germanica* („extrem selten“ zu „selten“), *Julus scandinavicus* („häufig“ zu „sehr häufig“), *Leptoiulus trilobatus* („extrem selten“ zu „selten“), *Ophiulus nigrofuscus* („extrem selten“ zu „sehr selten“) und *Polydesmus angustus* („häufig“ zu „sehr häufig“).

4.2.2 Langfristiger Bestandstrend

Langfristige Bestandsrückgänge (Tab. 9, Tab. 10) konnten bei 8 der 58 etablierten einheimischen Hundertfüßer-Arten (13,8 %) und bei 17 der 124 Doppelfüßer-Taxa (13,7 %) ermittelt werden (siehe auch artspezifische Kommentare), wobei es bei beiden Tiergruppen keine sehr starken Rückgänge gab. Innerhalb der Hundertfüßer lassen sich für die 4 Arten *Lithobius calcaratus*, *L. curtipes*, *Pachymerium ferrugineum* und *Strigamia maritima*, bei den Doppelfüßern für 8 Arten starke Bestandsrückgänge verzeichnen, darunter z.B. *Glomeris helvetica*, *Leptoiulus belgicus*, *Megaphyllum unilineatum* und *Xestoiulus laeticollis*. Ein mäßiger Rückgang wurde für 4 Arten der Hundertfüßer (*Cryptops parisi*, *Lithobius aeruginosus*, *L. punctulatus*, *Strigamia acuminata*) und 5 Doppelfüßer-Arten festgestellt (*Cylindroiulus fulviceps*, *Leptoiulus cibdellus*, *L. montivagus*, *Pachypodoiulus eurypus*, *Polydesmus complanatus*). Für 4 Arten der Doppelfüßer (3,2 %) konnte der langfristige Bestandsrückgang nicht genau ermittelt werden und daher wurde die Kriterienklasse „Rückgang unbekanntes Ausmaßes“ angegeben. Hierzu zählen die Arten *Bergamosoma canestrinii*, *Brachychaeteuma bagnalli*, *Geoglomeris subterranea* und *Stygiulus seewaldi*.

Demgegenüber konnte bei 5 Arten der Hundertfüßer (8,6 %) und 4 Arten der Doppelfüßer (3,2 %) eine deutliche Zunahme der Bestände verzeichnet werden. Hierzu zählen die Hundertfüßer-Arten *Cryptops hortensis*, *Geophilus carpophagus*, *Haplophilus subterraneus*, *Henia vesuviana* (Abb. 22) und *Scutigera coleoptrata* sowie die Doppelfüßer-Arten *Choneiulus palmatus*, *Cylindroiulus britannicus*, *C. punctatus* und *Polydesmus angustus*. Gewinner sind hier vor allem Arten mit Verbreitungszentrum in oder Herkunft (Archäozoon) aus Süd- oder Westeuropa.

Die Bestände von 34 Arten der Hundertfüßer (58,6 %) und 87 Taxa der Doppelfüßer (70,2 %) gelten als „stabil“. Beispiele sind hier die Hundertfüßer-Arten *Eupolybothrus tridentinus*, *Geophilus alpinus*, *Lithobius forficatus*, *L. tenebrosus* und *Schendyla nemorensis* oder die Doppelfüßer-Arten *Allajulus nitidus*, *Brachydesmus superus*, *Chordeuma sylvestre*, *Glomeris klugii* und *Polyzonium germanicum* (Abb. 23).

Aufgrund einer ungenügenden Datenlage war für 11 Hundertfüßer-Arten (19,0 %) und 15 Doppelfüßer-Arten (12,1 %) keine Bewertung des langfristigen Bestandstrends möglich. Hier sind



Abb. 22: Der seltene Erdläufer *Henia vesuviana* ist in Deutschland vor allem an vom Menschen geprägten Standorten, wie z.B. in Parkanlagen, Friedhöfen, Gärtnereien und Weinbergen, zu finden. Die Art gilt als „Ungefährdet“ und die Bestände haben langfristig zugenommen. Dabei ist noch nicht klar, ob die Art ein natürlicher Bestandteil der deutschen Fauna ist oder aus dem Mittelmeerraum im Zuge des Weinbaus durch die Römer eingeschleppt wurde (Archäozoon). (Foto: L. Moritz)

z.B. die Hundertfüßer-Arten *Geophilus rhenanus*, *Henia brevis*, *Lithobius subtilis* und *Strigamia carniolensis* oder die Doppelfüßer-Arten *Cylindroiulus arborum*, *Haplogona oculodistincta*, *Megaphyllum sjaelandicum* und *Hirudisoma pallidum* zu nennen. Meist sind weitere Nachsuchen und/oder taxonomische Revisionen nötig, um deren Verbreitung, ökologischen Ansprüche oder Taxonomie zu klären.

4.2.3 Kurzfristiger Bestandstrend

Kurzfristige Bestandsabnahmen (Tab. 9, Tab. 10) konnten bei 5 der 58 etablierten einheimischen Hundertfüßer-Arten (8,6 %) und bei 12 der 124 Doppelfüßer-Taxa (9,7 %) ermittelt werden. Bei beiden Tiergruppen konnten keine sehr starken Abnahmen verzeichnet werden. Innerhalb der Hundertfüßer wurde für keine Art, bei den Doppelfüßern für eine Art (*Glomeris helvetica*) eine starke Abnahme festgestellt. Zu einer mäßigen Abnahme kam es bei 5 Arten der Hundertfüßer (*Geophilus studeri*, *Lithobius calcaratus*, *L. curtipes*, *Pachymerium ferrugineum*, *Strigamia maritima*) sowie 3 Arten der Doppelfüßer (*Leptoiulus montivagus*, *Polydesmus complanatus*, *Xestoiulus laeticollis*) festgestellt.



Abb. 23: *Polyzonium germanicum* ist unser einziger einheimischer Vertreter der Saugfüßer (Polyzoniida). Die ungefährdete Art ist im Nordosten Deutschlands häufig in feuchten Laubwäldern anzutreffen. (Foto: H. Reip)

Für 8 Arten der Doppelfüßer (6,5 %) wurde die Kriterienklasse „Abnahme unbekanntes Ausmaßes“ vergeben, da die Abnahme nicht genau ermittelt werden konnte. Beispiele hierfür sind die Arten *Geoglomeris subterranea*, *Leptoiulus belgicus*, *Megaphyllum unilineatum*, *Ommatoiulus vilmensis* und *Propolydesmus testaceus*.

Die Bestände von 42 Arten der Hundertfüßer (72,4 %) und 83 Taxa der Doppelfüßer (66,9 %) gelten als „stabil“. Unter anderem zählen hierzu die Hundertfüßer-Arten *Geophilus flavus*, *Lithobius agilis*, *L. macilentus*, *Schendyla nemorensis* und *Strigamia acuminata* oder die Doppelfüßer-Arten *Brachydesmus superus*, *Brachyiulus pusillus*, *Cylindroiulus truncorum* und *Julus scandinavicus*.

Demgegenüber konnten bei 2 Arten der Hundertfüßer (3,4 %) und 3 Arten der Doppelfüßer (2,4 %) deutliche Zunahmen der Bestände verzeichnet werden. Hierzu zählen die Hundertfüßer-Arten *Cryptops anomalans*, *C. hortensis*, *Haplophilus subterraneus* und *Lamyctes africanus*, sowie die Doppelfüßer-Arten *Cylindroiulus britannicus*, *C. punctatus* sowie *Polydesmus angustus*. Gewinner sind hier vor allem Arten mit Verbreitungszentrum in oder Herkunft (Archäozoon) aus Süd- oder Westeuropa.

Eine Bewertung des kurzfristigen Bestandstrends war aufgrund ungenügender Datenlage für 9 Hun-

dertfüßer-Arten (15,5 %) und 25 Doppelfüßer-Taxa (20,2 %) nicht möglich. Als Beispiele wären hier u. a. die Hundertfüßer-Arten *Eupolybothrus grossipes*, *Geophilus proximus*, *Lithobius lapidicola* und *Strigamia carniolensis* sowie die Doppelfüßer-Arten *Craspedosoma taurinorum*, *Melogona broelemanni*, *Pyrgocyphosoma titianum* und *Xylophageuma vomrathi* zu nennen. Meist sind weitere Nachsuchen und/oder taxonomische Revisionen nötig, um ihre Bestandstrends oder Taxonomie zu klären.

4.2.4 Risiko/stabile Teilbestände

Es konnte für keine Art der Hundertfüßer oder Doppelfüßer ein wirksamer Risikofaktor festgestellt werden.

Bei 3 Arten (2,4 %) der Doppelfüßer (*Bergamosoma canestrinii*, *Glomeris helvetica*, *Ommatoiulus rutilans*), die anhand der ersten drei Kriterien eigentlich als „Vom Aussterben bedroht“ einzustufen wären (siehe auch artspezifische Kommentare), ist ein Aussterben innerhalb der nächsten zehn Jahre aufgrund stabiler Teilbestände voraussichtlich nicht zu erwarten (Tab. 10). Diese Arten werden daher von der Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ in „Stark gefährdet“ eingestuft (vgl. Ludwig et al. 2009).

Tab. 9: Auswertung der Kriterien zu den bewerteten Taxa der Hundertfüßer (ohne Neobiota).

Kriterium 1: Aktuelle Bestandssituation		absolut	prozentual
ex	ausgestorben oder verschollen	0	0,0 %
es	extrem selten	4	6,9 %
ss	sehr selten	2	3,4 %
s	selten	15	25,9 %
mh	mäßig häufig	27	46,6 %
h	häufig	9	15,5 %
sh	sehr häufig	1	1,7 %
?	unbekannt	0	0,0 %
Kriterium 2: Langfristiger Bestandstrend		absolut	prozentual
<<<	sehr starker Rückgang	0	0,0 %
<<	starker Rückgang	4	6,9 %
<	mäßiger Rückgang	4	6,9 %
(<)	Rückgang unbekanntem Ausmaßes	0	0,0 %
=	stabil	34	58,6 %
>	deutliche Zunahme	5	8,6 %
[>]	erstmals im Bezugszeitraum nachgewiesen	0	0,0 %
?	Daten ungenügend	11	19,0 %
[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	0	0,0 %
Kriterium 3: Kurzfristiger Bestandstrend		absolut	prozentual
↓↓↓	sehr starke Abnahme	0	0,0 %
↓↓	starke Abnahme	0	0,0 %
↓	mäßige Abnahme	5	8,6 %
(↓)	Abnahme unbekanntem Ausmaßes	0	0,0 %
=	stabil	42	72,4 %
↑	deutliche Zunahme	2	3,4 %
?	Daten ungenügend	9	15,5 %
[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	0	0,0 %
Kriterium 4: Risiko/stabile Teilbestände		absolut	prozentual
=	nicht festgestellt oder nicht relevant	58	100,0 %
-	Risikofaktor(en) wirksam	0	0,0 %
+	stabile Teilbestände bei ansonsten vom Aussterben bedrohten Taxa vorhanden	0	0,0 %
-,+	Risikofaktor(en) wirksam und stabile Teilbestände bei ansonsten vom Aussterben bedrohten Taxa vorhanden	0	0,0 %
[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	0	0,0 %
Gesamtzahl bewerteter Indigener und Archäobiota		58	100,0 %

Tab. 10: Auswertung der Kriterien zu den bewerteten Taxa der Doppelfüßer (ohne Neobiota).

Kriterium 1: Aktuelle Bestandssituation		absolut	prozentual
ex	ausgestorben oder verschollen	1	0,8 %
es	extrem selten	22	17,7 %
ss	sehr selten	29	23,4 %
s	selten	22	17,7 %
mh	mäßig häufig	34	27,4 %
h	häufig	12	9,7 %
sh	sehr häufig	2	1,6 %
?	unbekannt	2	1,6 %
Kriterium 2: Langfristiger Bestandstrend		absolut	prozentual
<<<	sehr starker Rückgang	0	0,0 %
<<	starker Rückgang	8	6,5 %
<	mäßiger Rückgang	5	4,0 %
(<)	Rückgang unbekanntem Ausmaßes	4	3,2 %
=	stabil	87	70,2 %
>	deutliche Zunahme	4	3,2 %
[>]	erstmalig im Bezugszeitraum nachgewiesen	0	0,0 %
?	Daten ungenügend	15	12,1 %
[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	1	0,8 %
Kriterium 3: Kurzfristiger Bestandstrend		absolut	prozentual
↓↓↓	sehr starke Abnahme	0	0,0 %
↓↓	starke Abnahme	1	0,8 %
↓	mäßige Abnahme	3	2,4 %
(↓)	Abnahme unbekanntem Ausmaßes	8	6,5 %
=	stabil	83	66,9 %
↑	deutliche Zunahme	3	2,4 %
?	Daten ungenügend	25	20,2 %
[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	1	0,8 %
Kriterium 4: Risiko/stabile Teilbestände		absolut	prozentual
=	nicht festgestellt oder nicht relevant	120	96,8 %
-	Risikofaktor(en) wirksam	0	0,0 %
+	stabile Teilbestände bei ansonsten vom Aussterben bedrohten Taxa vorhanden	3	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	1	0,8 %
Gesamtzahl bewerteter Indigener und Archäobiota		124	100,0 %

4.3 Auswertung der Kategorieänderungen

Für 38 Hundertfüßer-Arten (65,5 %) und 81 Taxa der Doppelfüßer (65,3 %) blieb die Rote-Liste-Kategorie unverändert (Tab. 11, Tab. 12). 3 Arten der Hundertfüßer und 5 Taxa der Doppelfüßer wurden erstmals bewertet, so dass ein Vergleich mit den vorherigen Roten Listen von Decker et al. (2016) und Reip et al. (2016) nicht möglich war. Es handelt sich dabei um die Hundertfüßer-Arten *Clinopodes flavidus*, *Schendyla peyerimhoffi* und *Strigamia maritima*, sowie die Doppelfüßer-Taxa *Acanthotarsius edentulus*, *Haplogona oculodistincta*, *Listrocheiritium septentrionale*, *Megaphyllum projectum projectum* und *Nanogona polydesmoides*. Insgesamt war für 16 Arten der Hundertfüßer (27,6 %) und 17 Taxa der Doppelfüßer (13,7 %) eine Kategorieänderung nicht bewertbar.

Tab. 11: Kategorieänderungen der Hundertfüßer gegenüber der vorherigen Roten Liste (Decker et al. 2016) und ihre Bilanzierung.

Kategorieänderungen	absolut	prozentual
Kategorie verändert	4	6,9 %
positiv	1	1,7 %
negativ	3	5,2 %
Kategorie unverändert	38	65,5 %
Kategorieänderung nicht bewertbar (inkl. ♦ → ♦)	16	27,6 %
Gesamt	58	100,0 %

Tab. 12: Kategorieänderungen der Doppelfüßer gegenüber der vorherigen Roten Liste (Reip et al. 2016) und ihre Bilanzierung.

Kategorieänderungen	absolut	prozentual
Kategorie verändert	26	21,0 %
positiv	9	7,3 %
negativ	17	13,7 %
Kategorie unverändert	81	65,3 %
Kategorieänderung nicht bewertbar (inkl. ♦ → ♦)	17	13,7 %
Gesamt	124	100,0 %

Bei einer Art der Hundertfüßer (1,7 %), *Geophilus oligopus*, konnte durch Kenntniszuwachs die Rote-Liste-Kategorie von „Extrem selten“ auf „Ungefährdet“ eingestuft werden (siehe auch artspezifischer Kommentar). Bei 3 Hundertfüßer-Arten (5,2 %) ergab sich im Vergleich zur vorherigen Roten Liste eine Verschlechterung der Rote-Liste-Kategorie (Abb. 24), die in allen Fällen durch Kenntniszuwachs zustande kam (siehe auch artspezifische Kommentare). Dies waren die Arten *Lithobius calcaratus* (Rote-Liste-Kategorie „Ungefährdet“ zu „Gefährdet“), *L. curtipes* (Rote-Liste-Kategorie „Ungefährdet“ zu „Gefährdet“) und *L. punctulatus* (Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“ zu „Gefährdet“).

Bei den Doppelfüßern konnte bei 9 Arten (7,3 %) eine positive Kategorieänderung mittels Kenntniszuwachses verzeichnet werden. In 8 Fällen wurden als „Extrem selten“ angesehene Arten nun als „Ungefährdet“ eingestuft. Als Beispiel hierfür sind die Arten *Allajulus groedensis*, *Haasea germanica* und *Trachysphaera gibbula* zu nennen (siehe auch artspezifische Kommentare). Die Art *Glomeris helvetica* wurde von der Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ auf „Stark gefährdet“ eingestuft.

Bei insgesamt 17 Doppelfüßer-Taxa wurde eine negative Kategorieänderung festgestellt, was einem Anteil von 13,7 % entspricht. Alle diese Taxa waren in der vorherigen Roten Liste noch als „Extrem selten“ oder „Ungefährdet“ eingestuft, galten also als nicht bestandsgefährdet im Sinne der Roten Liste (Ludwig et al. 2009) (Abb. 25). Es wurden hiervon 4 Arten in die Rote-Liste-Kategorie „Extrem selten“ (*Atractosoma meridionale*, *Orthochordeumella fulva*, *Rhymogona montivaga alemannica*, *R. verhoeffi*), 2 Arten in die Rote-Liste-Kategorie „Vorwarnliste“ (*Pachypodoiulus eurypus*, *Polydesmus complanatus*), eine Art in die Rote-Liste-Kategorie „Gefährdung unbekanntes Ausmaßes“ (*Geoglomeris subterranea*), 2 Arten in die Rote-Liste-Kategorie „Gefährdet“ (*Leptoiulus belgicus*, *Xestoiulus laeticollis*), 6 Arten in die Rote-Liste-Kategorie „Stark gefährdet“ (z. B. *Brachychaeteuma bagnalli*, *Leptoiulus cibdellus*, *Ommatoiulus vilnensis*) und 2 Arten (*Julus terrestris*, *Leptoiulus montivagus*) in die Rote-Liste-Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ eingestuft (siehe auch artspezifische Kommentare). Auch bei den Doppelfüßern war Kenntniszuwachs der Grund für positive und negative Kategorieänderungen.

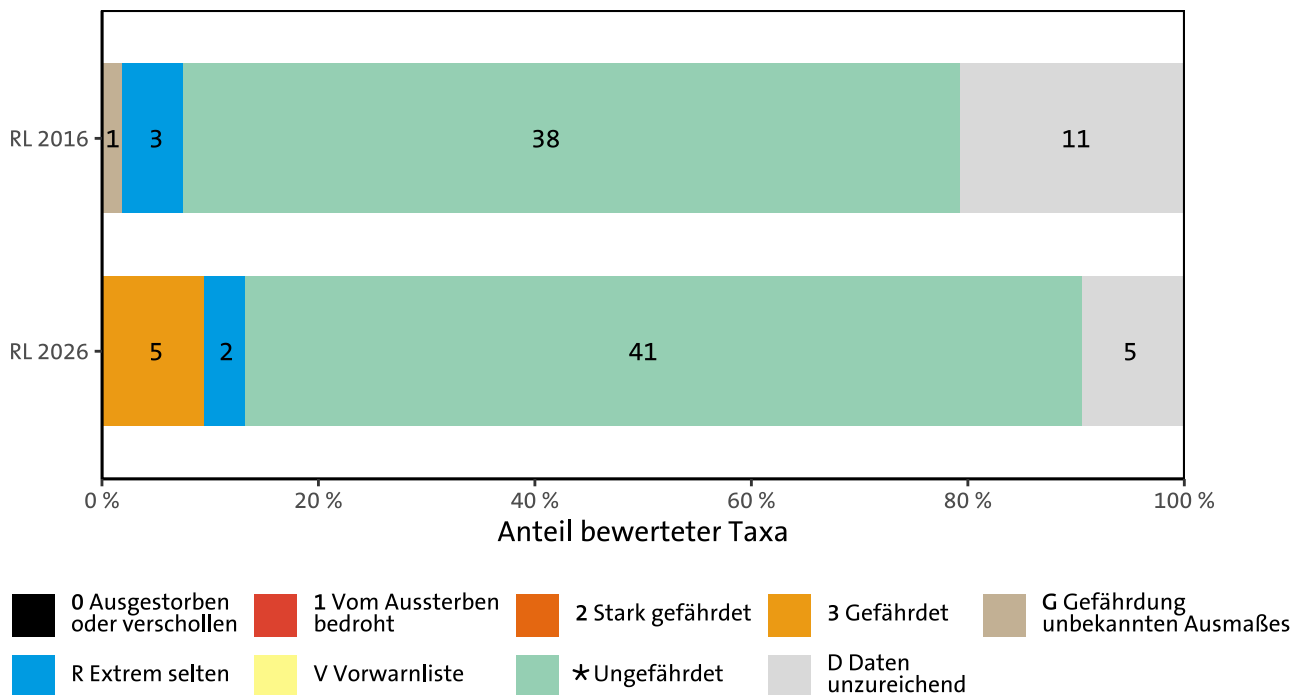


Abb. 24: Anteile der jeweils bewerteten Hundertfüßer-Taxa (in %) in den Rote-Liste-Kategorien im Vergleich zu Reip et al. (2016). In den Balken sind die absoluten Werte für die 53 Taxa dargestellt, die eine Schnittmenge zwischen der vorliegenden und der vorherigen Roten Liste bilden (siehe auch Kapitel 4.3).

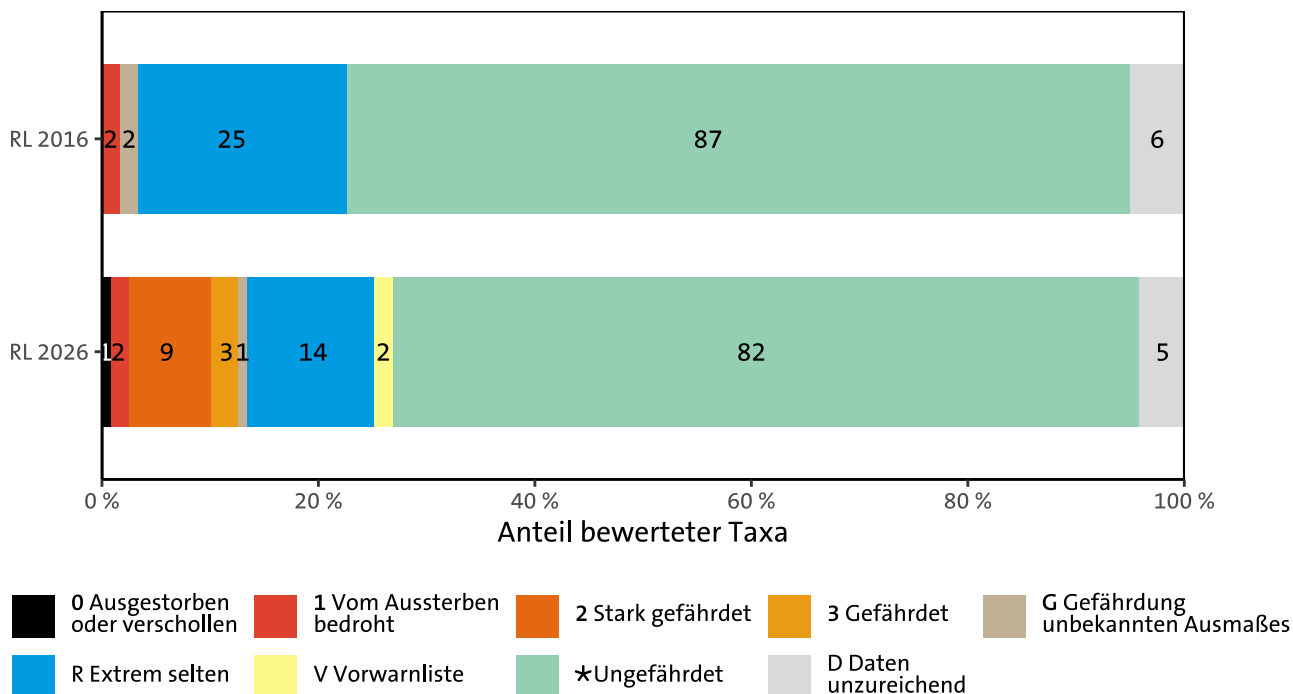


Abb. 25: Anteile der jeweils bewerteten Doppelfüßer-Taxa (in %) in den Rote-Liste-Kategorien im Vergleich zu Decker et al. (2016). In den Balken sind die absoluten Werte für die 119 Taxa dargestellt, die eine Schnittmenge zwischen der vorliegenden und der vorherigen Roten Liste bilden (siehe auch Kapitel 4.3).



Abb. 26: Der sehr seltene Samenfüßer *Pyrgocyphosoma titianum*, hier ein Pärchen in Kopula, ist ein Tertiärrelikt und Endemit im südlichen Schwarzwald. Für die Erhaltung dieser Art ist Deutschland in besonders hohem Maße verantwortlich. Im Hintergrund befindet sich noch ein Kugler der Art *Glomeris tetrasticha*, einer mäßig häufigen Art. (Foto: J. Spelda)

4.4 Auswertung der Verantwortlichkeit

Deutschland ist für keine der einheimischen Hundertfüßer-Arten in besonders hohem oder hohem Maße verantwortlich (Tab. 13). Für 9 Arten ist die Datenlage ungenügend und es ist eventuell eine erhöhte Verantwortlichkeit zu vermuten. Für die restlichen 49 Arten (84,5 %) besteht lediglich eine allgemeine Verantwortlichkeit.

Bei den Doppelfüßern besitzt Deutschland dagegen eine erhöhte Verantwortlichkeit für 12 Taxa (Tab. 14). Der Anteil an Taxa mit erhöhter Verantwortlichkeit (9,7 %) ist wesentlich höher als bei anderen Bodentiergruppen, wie z.B. bei den Binnenasseln (Haferkorn et al. 2024) und Regenwürmern (Lehmitz et al. 2016), aber auch bei vielen anderen Tiergruppen der Wirbellosen und Wirbeltiere. Deutschland ist für 4 Endemiten unter den Doppelfüßern (*Pyrgocyphosoma titianum* (Abb. 26), *Rhymogona verhoeffi*, *R. wehrana*, *Xylophageuma vomrathi*) in besonders hohem Maße verantwortlich, welche alle auf den Schwarzwald beschränkt sind (siehe artspezifische Kommentare). Darüber hinaus ist Deutschland in besonders hohem Maße verantwortlich für die 3 Taxa *Craspedosoma*

rawlinsii alemannicum, *Mycogona germanica* und *Rhymogona serrata* (siehe artspezifische Kommentare). In hohem Maße ist Deutschland für die 3 Taxa *Chordeuma sylvestre*, *Craspedosoma rawlinsii* und *Melogona voighti* verantwortlich.

Die Vorkommen von *Rhymogona serrata* in Deutschland machen zwischen 3/4 und < 1 des Weltbestandes aus. Aus der Schweiz liegt nur der einzige außerdeutsche und zudem unsichere Fund eines einzelnen Weibchens vor. Bei den 5 Taxa *Chordeuma sylvestre*, *Craspedosoma rawlinsii alemannicum*, *C. r. rawlinsii*, *Melogona voighti* und *Mycogona germanica* liegt der deutsche Anteil am Weltbestand zwischen > 1/3 und < 3/4.

Für die 2 Saftkugler-Arten *Glomeris helvetica* und *G. ornata* besteht eine besondere Verantwortlichkeit Deutschlands für hochgradig isolierte Vorposten (siehe artspezifische Kommentare).

Von den 12 Doppelfüßer-Taxa, für die Deutschland eine erhöhte Verantwortlichkeit besitzt, werden 9 Taxa als „Ungefährdet“ eingestuft, 2 Arten gelten als „Extrem selten“ (*Rhymogona serrata*, *R. verhoeffi*) und eine Art ist als „Stark gefährdet“ eingestuft (*Glomeris helvetica*).

Tab. 13: Auswertung der Verantwortlichkeit für Taxa der Hundertfüßer (ohne Neobiota)

Verantwortlichkeit	absolut	prozentual
Indigene und Archäobiota	58	100,0 %
bewertet	58	100,0 %
nicht bewertet	0	0,0 %
Bilanzierung der Verantwortlichkeit	absolut	prozentual
Bewertete Indigene und Archäobiota	58	100,0 %
!! In besonders hohem Maße verantwortlich	0	0,0 %
E davon Endemiten	0	0,0 %
E? davon fragliche Endemiten	0	0,0 %
! In hohem Maße verantwortlich	0	0,0 %
(!) In besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich	0	0,0 %
Summe der Taxa mit besonderer Verantwortlichkeit	0	0,0 %
? Daten ungenügend, evtl. erhöhte Verantwortlichkeit zu vermuten	9	15,5 %
: Allgemeine Verantwortlichkeit	49	84,5 %

Tab. 14: Auswertung der Verantwortlichkeit für Taxa der Doppelfüßer (ohne Neobiota)

Verantwortlichkeit	absolut	prozentual
Indigene und Archäobiota	124	100,0 %
bewertet	124	100,0 %
nicht bewertet	0	0,0 %
Bilanzierung der Verantwortlichkeit	absolut	prozentual
Bewertete Indigene und Archäobiota	124	100,0 %
!! In besonders hohem Maße verantwortlich	7	5,6 %
E davon Endemiten	4	3,2 %
E? davon fragliche Endemiten	0	0,0 %
! In hohem Maße verantwortlich	3	2,4 %
(!) In besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich	2	1,6 %
Summe der Taxa mit besonderer Verantwortlichkeit	12	9,7 %
? Daten ungenügend, evtl. erhöhte Verantwortlichkeit zu vermuten	5	4,0 %
: Allgemeine Verantwortlichkeit	107	86,3 %

5 Gefährdungsursachen und notwendige Hilfs- und Schutzmaßnahmen

5.1 Gefährdungsursachen

Vorab sei darauf hingewiesen, dass in Deutschland bislang keine Studien vorliegen, die den direkten Einfluss anthropogener Faktoren oder des menschengemachten Klimawandels auf Hundertfüßer und Doppelfüßer untersuchen. Eine präzise datengestützte Analyse der Gefährdungsursachen für diese beiden Tiergruppen ist daher derzeit nicht möglich.

Dennoch lassen sich anhand verschiedener Indizien Rückschlüsse auf potenzielle Gefährdungsursachen ziehen. Viele Arten zeichnen sich durch eine ausgeprägte Habitatbindung, eine kleinräumige Verbreitung oder hohe Ansprüche an spezifische mikroklimatische Bedingungen aus (wie beispielsweise Feuchtigkeit, Temperatur, Bodenbeschaffenheit oder die Qualität der Streuauflage). Darüber hinaus spielen die geringe Mobilität und eingeschränkte Ausbreitungsfähigkeit dieser Tiere eine wesentliche Rolle (Haacker 1968). In Deutschland gibt es mehrere zum Teil endemische Arten, die primär auf Sonderstandorte angewiesen sind (z.B. die Doppelfüßer-Arten *Leptoiulus belgicus*, *Megaphyllum sjaelandicum*, *M.*

unilineatum, *Ommatoiulus rutilans*, *Pachypodoiulus eurypus*, *Xestoiulus laeticollis*) oder auf sehr kleine Areale beschränkt vorkommen (z.B. die Doppelfüßer-Arten *Leptoiulus alemannicus* (Abb. 27), *Pyrgocyphosoma titianum*, *Rhymogona serrata*, *R. verhoeffi*, *R. wehrana* und *Xylophageuma vomrathi*). Diese Spezialisierung macht sie anfällig für eine erhöhte Gefährdung (Voigtländer et al. 2011).

Arten mit starker Habitatbindung sind somit direkt vom Vorhandensein und Zustand eines Biotops abhängig. Die Gefährdung eines Lebensraums führt unmittelbar zur Gefährdung der jeweiligen Art. Diese Zusammenhänge wurden in der Gefährdungsanalyse berücksichtigt (siehe Kap. 2.3.2 und Kap. 2.3.3).

Hundert- und Doppelfüßer sind generell wenig mobil und selbst die nächtlichen Aktivitätsradien der geschlechtsreifen Tiere umfassen nur wenige Meter pro Tag (Haacker 1968, Gerlach et al. 2009). Neu geschaffene oder renaturierte Habitate werden daher nur langsam durch Tiere aus benachbarten Populationen neu- oder wiederbesiedelt (Dunger & Voigtländer 2005, 2009). Versiegelte Flächen sowie große, unstrukturierte Agrarflächen stellen dabei erhebliche Wanderbarrieren dar. Lediglich einige eurytope oder an diese Bedingungen angepasste Arten sind in der Lage, solche Hindernisse zu überwinden.



Abb. 27: Der extrem seltene Schnurfüßer *Leptoiulus alemannicus* ist in seinem Vorkommen auf die alpine Höhenstufe beschränkt. Wie das vorliegende Foto zeigt, besteht zwischen Weibchen (links) und Männchen (rechts) ein beträchtlicher Größenunterschied. (Foto: J. Spelda)

Untersuchungen an Sekundärwäldern zeigen zudem, dass die Artenzahl über lange Zeit stabil bleibt, während lediglich die Häufigkeit einzelner Arten zunimmt (Schreiner et al. 2012).

Das Beutespektrum der räuberischen Hundertfüßer orientiert sich primär am Größenverhältnis zwischen den Hundertfüßern selbst und der Beute. Zudem werden diese Prädatoren auch durch die Qualität und Quantität des Bestandsabfalls und der Streuauflage beeinflusst. Eine hohe strukturelle Vielfalt in der Bodenauflage, wie auch beim (Gehölz-)Bewuchs bietet Lebensraum sowie Versteckmöglichkeiten für diese Lauerjäger. Dies legen die unterschiedlichen Dominanzstrukturen der Streu- und Stammfauna von Steinläufern nahe (Fründ 1983, 1987, Spelda 1999a, Decker & Marx 2017). Zusätzlich spielen die strukturellen Eigenschaften der Streu und der oberen Bodenschichten eine zentrale Rolle (z. B. Mull versus Moder). Eine gut ausgeprägte Krautschicht sowie eine geeignete Humusform mit hohem Wasserhaltevermögen fördern die Populationen der Hundertfüßer (Voigtländer 2009). Wie bei den Doppelfüßern werden reine Nadelforste in der Regel gemieden.

Im Gegensatz zu vielen Insektenarten, die oft eng an bestimmte Tier- oder Pflanzenarten gebunden sind, besteht bei Hundert- und Doppelfüßern keine vergleichbare Abhängigkeit. Dennoch kann eine Veränderung der Streumenge und deren Zusammensetzung infolge von Vegetationsveränderungen (z. B. Laubmischwald versus Nadelwald oder magere Mähwiesen versus Intensivgrünland) erhebliche Auswirkungen auf saprophage Doppelfüßer (David 2009) und räuberische Hundertfüßer haben. Obwohl beide Tiergruppen ein breites Nahrungsspektrum aufweisen, zeigen sich dennoch deutliche Präferenzen, insbesondere bei den Doppelfüßern. Beispielsweise werden „hartlaubige“ Blätter, wie die der Roteiche, sowie Nadelstreu nur unzureichend von Doppelfüßern zersetzt (Dunger 1968). Solche Lebensräume sind entsprechend artenarm (Balkenhol et al. 2002, Voigtländer 2009) und die Fitness der Individuen ist oftmals beeinträchtigt (David 2009). Daher sollte auf die Aufforstung mit Reinbeständen solcher Baumarten verzichtet werden. Nadelforste sollten stattdessen mit Laubbäumen durchsetzt werden, sogenannten „grünen Augen“, um die Diversität und Habitatqualität zu verbessern.

Potenzielle Gefährdungsursachen für viele Arten und Lebensräume lassen sich auf verschiedene menschliche Aktivitäten und Umweltveränderungen zurückführen:



Abb. 28: Im Erlenbruchwald am „Teufelskuten“ im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin wurden wenige Exemplare der seltenen und als „Stark gefährdet“ (Rote-Liste-Kategorie 2) eingestuftes Doppelfüßer-Art *Ommatoiulus vilmensis* gefunden. Daneben ist der gefährdete Biotop-typ Lebensraum für weitere seltene bzw. gefährdete Hundert- und Doppelfüßer, z.B. *Lithobius curtipes*, *Pachymerium ferrugineum*, *Xestoiulus laeticollis* (Rote-Liste-Kategorie 3), *Leptoiulus cibdellus* (Rote-Liste-Kategorie 2), *Megaphyllum sjelandicum* (Rote-Liste-Kategorie R). (Foto: N. Lindner)

- **Verlust geeigneter Biotope und Habitats:** Eine der größten Bedrohungen ist der Verlust geeigneter Lebensräume (Voigtländer et al. 2011). Besonders betroffen sind Offenlandbiotop-typen wie Trockenrasen, Halbtrockenrasen und Heiden, aber auch Moore, Auenwälder, Bruchwälder (Abb. 28), extensive Agrarflächen und strukturreiche Mischwälder mit hohem Totholzanteil. Letztgenannte Lebensräume sind beispielsweise für den Hundertfüßer *Lithobius punctulatus* und den Doppelfüßer *Cylindroiulus arborum* von großer Bedeutung (siehe jeweils artspezifischer Kommentar).



Abb. 29: Steinwall am Fährhafen Dagebüll mit losen Blocksteinen in oberem Wellenspülsaum als Lebensraum von *Strigamia maritima*, einer extrem seltenen Erdläufer-Art, die nur im Litoral der deutschen Nordseeküste vorkommt. Die Art ist auf lose auf dem Schlamm liegende Steine und Felsspalten angewiesen. Sie ist durch die zunehmenden betonierten Küstenbefestigungen in ihrem langfristigen Bestand stark rückgängig und in ihrem kurzfristigen Bestand mäßig abnehmend. Die Art ist daher vom Aussterben bedroht. (Foto: H. Reip)

- **Kleine und isolierte Biotope:** Je kleiner und isolierter ein Biotop ist, desto anfälliger wird es für Umweltveränderungen wie Austrocknung. Solche Veränderungen können auch die genetische Vielfalt der dort lebenden Arten erheblich beeinträchtigen.
- **Direkte Zerstörung von Lebensräumen:** Baumaßnahmen stellen eine unmittelbare Gefahr dar. Beispiele sind Uferbefestigungen (Abb. 29), die Arten wie die zwei Erdläufer *Schendyla peyerimhoffi* und *Strigamia maritima* beeinträchtigen (siehe artspezifische Kommentare), sowie der Ausbau von Infrastruktur, der unter anderem die Doppelfüßer-Art

Rhymogona serrata gefährdet (Voigtländer et al. 2011).

- **Intensivierung der Landwirtschaft:** Maßnahmen wie Bodenverdichtung, ein geringer Anteil an Detritus, der Einsatz von Pestiziden und Düngemitteln sowie andere Formen intensiver landwirtschaftlicher Nutzung führen zu einer Verschlechterung der Lebensbedingungen in vielen Ökosystemen.
- **Eutrophierung:** Die übermäßige Anreicherung von Nährstoffen in Gewässern und Böden hat schwerwiegende Auswirkungen auf die Biodiversität und verändert die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften.
- **Verlust von Grasland und Trockenrasen:** Grasland, insbesondere Trockenrasen (Abb. 30), geht zunehmend durch Nutzungsaufgabe (Verbuschung, Aufforstung) oder Nutzungsintensivierung verloren (u.a. David 2009). Betroffene Arten sind beispielsweise *Megaphyllum unilineatum* (Voigtländer et al. 2011, Spelda 1999b), *Lithobius calcaratus* und *Glomeris helvetica* (siehe jeweils artspezifischer Kommentar).



Abb. 30: Trockenrasen stellen für viele Arten der Hundert- und Doppelfüßer ein wichtiges Habitat dar, wie z. B. für *Lithobius calcaratus* oder *Ommatoiulus rutilans*. Das Bild zeigt einen lückigen, von Kalksteinen durchsetzten Halbtrockenrasen an einem Hang des Maintals bei Würzburg als Lebensraum des sehr seltenen und als „Stark gefährdet“ (Rote-Liste-Kategorie 2) eingestuften Saftkuglers *Glomeris helvetica*. (Foto: H. Reip)



Abb. 31: In den Alpen ist die ansprechend gefärbte feuchtigkeitsliebende *Mastigona mutabilis* eine der häufigsten Samenfüßer-Arten. Die Art kommt in Bayern und Baden-Württemberg in den Alpen, Teilen des Alpenvorlandes und im Bayerischen Wald vor und gilt in Deutschland als „mäßig häufig“. (Foto: J. Spelda)

- **Konkurrenz mit anderen einheimischen Arten:** Eine Verdrängung einheimischer Arten durch andere einheimische Spezies wird ebenfalls beobachtet. Ein Beispiel ist die Art *Polydesmus complanatus*, die früher einer der häufigsten Bandfüßer (Familie Polydesmidae) östlich der Harz-Regensburg-Inn-Linie war. In den letzten Jahren breitet sich die westliche Art *Polydesmus angustus* zunehmend im Osten aus (Bienias et al. 2025) und verdrängt dabei *P. complanatus* (siehe artspezifischer Kommentar).
- **Invasive Arten:** Invasive Pflanzen wie Staudenknöteriche (*Fallopia* spp.) oder Spiersträucher (*Spiraea* spp.) (Haase et al. 2019) dringen in Feuchtbiotope ein, verändern die Habitatstruktur, verdrängen damit dort einheimische Arten und verändern die Zusammensetzung und Vielfalt, auch der einheimischen Hundert- und Doppelfüßer-Fauna.
- **Klimawandel:** Die Auswirkungen des Klimawandels sind vielfältig. Extreme Dürren führen zu einer Austrocknung des Oberbodens bis in große Tiefen, was feuchtigkeitsliebende Arten wie die Samenfüßer (Ordnung Chordeumatida; Abb. 31) in allen ihren Lebensstadien bedroht. Vor allem die Aktivitäts- und Fortpflanzungszeiten in der

Laubstreu – meist im Frühjahr und Herbst – werden stark verkürzt. Die meisten Doppelfüßer-Arten in Deutschland bevorzugen Temperaturen $< 26^{\circ}\text{C}$ (Haacker 1968). Mit der Zunahme der Temperaturen, von Hitzetagen und längeren Dürreperioden wird ihr Lebensraum zunehmend eingeschränkt. Besonders betroffen sind alpine Lebensräume (Abb. 27), Blockhalden und Höhlensysteme (Medina et al. 2023), da die dort lebenden Arten enge Temperaturtoleranzen aufweisen und nahezu keine Möglichkeit haben, in neue Habitate auszuweichen. Zunehmende Starkregenereignisse führen zu Hochwasser, was Populationen direkt gefährden kann. Beispielsweise wird bei *Julus terrestris* vermutet, dass Hochwasser in Kombination mit Trockenheit die Populationen reduziert. Zwar können sich diese Populationen in normalen Jahren regenerieren (Decker & Marx 2017), jedoch kann eine steigende Frequenz solcher Extremereignisse dazu führen, dass sich die Populationen langfristig nicht mehr erholen. Besonders feuchtigkeitsabhängige Arten drohen lokal auszusterben.



Abb. 32: Ausgedehnte, kluftreiche Felslebensräume sind für alpin verbreitete Hundert- und Doppelfüßer wichtige Habitate. Hier ein stark verkarsteter Kalksteinhang im Hochgebirge, wo der in Deutschland extrem seltene Doppelfüßer *Leptoiulus alemannicus* nachgewiesen wurde. (Foto: H. Reip)



Abb. 33: Strukturreiche Habitate wie Blockhalden (hier Höllental im Frankenwald) bieten besondere mikroklimatische Bedingungen von dauerhaft kühl-feucht im Inneren bis trocken-heiß auf der Oberfläche und sind ein Rückzugsraum für diverse seltene Arten, wie etwa den Doppelfüßer *Pachypodoiulus eurypus*. (Foto: L. Moritz)

5.2 Hilfs- und Schutzmaßnahmen

Aufgrund der engen Bindung vieler Arten an spezifische Lebensräume und der oben genannten Gefährdungsursachen ist der Schutz ihrer Habitate von entscheidender Bedeutung. Viele dieser Arten sind auf Kleinstlebensräume mit besonderen klimatischen Bedingungen angewiesen, weshalb die Erhaltung dieser Habitate und ihres Struktureichtums essenziell ist (Abb. 33). Da die Arten häufig nur sehr geringe Aktivitätsradien aufweisen und sich langsam ausbreiten, sind Verbindungskorridore zwischen geeigneten Lebensräumen ebenfalls von großer Wichtigkeit. Zu den zentralen Schutzmaßnahmen gehören:

- **Habitatschutz und Förderung von strukturreicher Landschaft:** Ein besonderer Fokus sollte auf die Förderung von Struktureichtum in Lebensräumen gelegt werden, insbesondere durch die Bereitstellung von Totholz (Abb. 34).
- **Erhaltung und Vernetzung von Habitaten:** Zusammenhängende Lebensräume sollten bewahrt und, wo erforderlich, durch Korridore wie Hecken miteinander verbunden werden, um die Mobilität und das Überleben der Arten zu unterstützen.

- **Berücksichtigung bei Baumaßnahmen:** Bei Bauprojekten, wie z.B. der Befestigung von Küsten, sollten die Bedürfnisse von Vielfüßern beachtet werden. Dies betrifft besonders die Hundertfüßer *Schendyla peyerimhoffi* und *Strigamia maritima*.
- **Pflegemaßnahmen zur Habitatbewahrung:** Die langfristige Erhaltung von Lebensräumen kann durch gezielte Pflegemaßnahmen unterstützt werden. Dazu gehört das Offenhalten von Grasland, Blockschutthalden oder ähnlichen Lebensräumen, beispielsweise durch extensive Beweidung. Lebensräume, die auf engem Raum unterschiedliche klimatische Bedingungen aufweisen, somit ein kleinräumiges Ausweichen ermöglichen und als Langzeitrefugien dienen und dienen (Bennett et al. 1991), sind prioritär zu schützen. Dies betrifft Blockhaldenbiotope und verkarstete Kalkgebiete, speziell jene im Verbreitungsgebiet der südbadischen Endemiten am Dinkelberg und im Südschwarzwald.

Diese Maßnahmen tragen dazu bei, die Lebensbedingungen für Hundert- und Doppelfüßer und andere spezialisierte Arten zu sichern und langfristig ihre Populationen zu stabilisieren.



Abb. 34: Totholz ist ein ausgesprochen wertvolles Habitat für Hundert- und Doppelfüßern. Auf engem Raum sind hier der Steinläufer *Lithobius valesiacus* (langbeinig, bräunlich), der Samenfüßer *Haasea germanica* (klein, hell, beige) und der Schnurfüßer *Tachypodoiulus niger* (schwarz) zu sehen. (Foto: J. Spelda)

6 Danksagung

Unser besonderer Dank gilt dem Team des Rote-Liste-Zentrums, Tino Broghammer, Luzie Drews, Dr. Dagmar Hanz und Katharina Philipp, für vielfältige Unterstützung bei der Erstellung des vorliegenden Werkes. Für die zur Auswertung erstellten Karten und Grafiken danken wir herzlich Dagmar Hanz. Für die Durchsicht des Manuskripts und fachliche Kommentare sind wir Dr. Steffen Caspari vom Rote-Liste-Zentrum und Melanie Ries vom Bundesamt für Naturschutz dankbar.

Das Rote-Liste-Zentrum finanzierte dankenswerterweise im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz die Datenaufbereitungen der Sammlungen Senckenberg Frankfurt, Dr. Peter Decker, Norman Lindner, Dr. Hans Reip und Dr. Jörg Spelda in den Jahren 2020–2021 und 2022.

Viele Erstnachweise für Deutschland, spannende Funde seltener oder nach Jahrzehnten erstmals wiedergefundener Arten gelangen nur durch elf Exkursionen, die vom Rote-Liste-Zentrum im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz in den Jahren 2019–2022 finanziert wurden, wofür wir ebenfalls herzlichst danken. Ebenso sei dem Bayerischen Landesamt für Umwelt, und hier insbesondere Herrn Johannes Voith, für die Finanzierung gezielter Nachsuchen gedankt, die zur Wiederentdeckung von *Eupolybothrus grossipes* und vertiefter Kenntnis einiger Arten geführt haben.

Wir danken Dr. Peter Jäger und Andreas Allspach für die Nutzung der Daten der Sammlung Myriapoda am Senckenberg Museum Frankfurt und Sebastian Heynen für deren Datenaufbereitung und Georeferenzierung.

Ebenso danken wir Theo Blick (Hummeltal), Jörn Buse (Nationalpark Schwarzwald), Karsten Hannig (Waltrop), Matthias Hartmann (Naturkundemuseum Erfurt), Alfred Karle-Fendt (Sonnhofen), Siegfried Huber (Uhldingen-Mühlhofen), Dr. Holger Menzel-Harloff (Wismar), Uwe Jueg (Ludwigslust), Tobias Richter (Nationalpark Berchtesgaden), Dr. Peer Schnitter (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt), Dieter Weber (Haßloch), dem Thüringer Entomologenverband und der Entomologen-Vereinigung Sachsen-Anhalt e.V. für die Bereitstellung von aktuellen Aufsammlungen.

Für das Einpflegen des Materials in die Myriapoda-Sammlung des Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz danken wir Julia Noe und Reinhard Orskowsky.

7 Quellenverzeichnis

- Anderson, R. (1996): *Anamastigona pulchellum* Silvestri (Chordeumatida: Anthroleucosomatidae) an addition to the fauna of northern Europe, recorded from Ireland. – *Bulletin of the British Myriapod Group* 12: 7–11.
- Andersson, G.; Meidell, B.A.; Scheller, U.; Djursvoll, P. & Gärdenfors, U. (2005): *Mångfotingar / Myriapoda - Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna*. – Uppsala (SLU ArtDatabanken). – *National Encyclopedia to Swedens Flora & Fauna*: 351 S.
- Andersson, G.; Djursvoll, P. & Scheller, U. (2013): En uppdatering av “Katalog över Nordens mångfotingar”. – *Entomologisk Tidskrift* 134 (3): 149–152.
- Antić, D. & Akkari, N. (2020): *Haasea* Verhoeff, 1895 – a genus of tumultuous history and chaotic records – redefinition, revision of taxonomy and geographic distributions, with descriptions of two new species from Austria and Serbia (Diplopoda, Chordeumatida, Haaseidae). – *Zootaxa* 4798 (1): zootaxa.4798.1.1. – DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4798.1.1>.
- Artsdatabanken (2021): Norsk rødliste for arter 2021. – URL: <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/> (zuletzt aufgerufen am 13.03.25).
- Attems, C.G. (1895): Die Myriopoden Steiermarks. – *Sitzungsberichte der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften in Wien. Mathematisch-naturwissenschaftliche Classe* 104: 117–238.
- Balkenhol, B.; Brunk, I.; Vogel, J.; Voigtländer, K. & Xyländer, W.E. (2002): Structure of the predator community in a Red Oak chronosequence on reclaimed soil. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 32: 230.
- Barber, A.D. (1987): British Schendylidae. – *Bulletin of the British Myriapod Group* 4: 41–48.
- Barber, A.D. (2009a): Centipedes. Keys and notes for identification of the British species. – *Shrewsbury* (Field Studies Council). – *Synopses of the British Fauna* 58: 228 S.
- Barber, A.D. (2009b): Littoral myriapods: a review. – In: Xyländer, W. E. & Voigtländer, K. (Eds.): *Myriapoda and Onychophora of the world – Diversity, biology and importance*. *Proceedings of the 14th International Congress of Myriapodology*. 21–25 July 2008, Görlitz, Germany. – *Soil Organisms* 81 (3): 735–760.
- Barber, A.D. (2022): Atlas of the centipedes of Britain and Ireland. – *Shrewsbury* (Field Studies Council). – *BRC Atlases*: 389 S.
- Beck, L.; Beylich, A.; Brauckmann, H.-J.; Broll, G.; Fründ, H.-C.; Goralczyk, K.; Graefe, U.; Höper, H.; Kleinwächter, M.; Larink, O.; Römbke, J.; Ruf, A.; Russell, D.; Spelda, J. & Woas, S. (2005): Anhang 3: Informationen zur Eignung verschiedener Bodenorganismengruppen zur Bewertung von Böden im Rahmen von Planungsverfahren. – In: BVB (Bundesverband Boden e. V.) (Hrsg.): *Biologische Charakterisierung von Böden - Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen*. – Berlin (Erich Schmidt). – *BVB-Materialien* 13.
- Bennett, K.D.; Tzedakis, P.C. & Willis, K.J. (1991): Quaternary Refugia of North European Trees. – *Journal of Biogeography* 18 (1): 103. – DOI: <https://doi.org/10.2307/2845248>.
- Berg, M.P.; Soesbergen, M.; Tempelman, D. & Wijnhoven, H. (2008): *Verspreidingsatlas Nederlandse landpissebedden, duizendpoten en miljoenpoten (Isopoda, Chilopoda, Diplopoda)*. – Leiden; Amsterdam (European Invertebrate Survey – Nederland; Vrije Universiteit, Afdeling Dierecologie): 192 S.
- Bienias, J.; Voigtländer, K.; Trębicki, Ł.; Kościelniak, J. & Grabowski, M. (2025): Overlooked expansion? The case of the millipede *Polydesmus angustus* Latzel, 1884 in Poland. – *BioInvasions Records* 14 (1): 31–45. – DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2025.14.1.04>.
- Blower, J.G. (1985): Millipedes. Keys and notes for the identification of the species. – *Synopses of the British Fauna* 35: 242 S.
- Bonato, L. & Minelli, A. (2014): Chilopoda Geophilomorpha of Europe: a revised list of species with taxonomic and nomenclatorial notes. – *Zootaxa* 3770 (1): 1–136. – DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3770.1.1>.
- Bonato, L.; Chagas, A.; Edgecombe, G.D.; Lewis, J.G.; Minelli, A.; Pereira, L.A.; Shelley, R.M.; Stoev, P. & Zapparoli, M. (2016): ChiloBase 2.0 - A World Catalogue of Centipedes (Chilopoda). – URL: <https://chilobase.biologia.unipd.it> (zuletzt aufgerufen am 13.03.25).
- Bonato, L.; Bortolin, F.; de Zen, G.; Decker, P.; Lindner, E.N.; Orlando, M.; Spelda, J.; Voigtländer, K. & Wesener, T. (2023): Towards elucidating species diversity of European inland Strigamia (Chilopoda: Geophilomorpha): a first reassessment integrating multiple lines of evidence. – *Zoological Journal of the Linnean Society* 199 (4): 945–966. – DOI: <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlad070>.

- Brade-Birks, H.K. & Brade-Birks, S.G. (1918): Notes on Myriapoda, XI. Description of a new species of Diplopoda (*Brachycheteuma melanops*). – *Journal of Zoological Research* 3 (2–3): 55–61.
- Burkhardt, U.; Russell, D.J.; Decker, P.; Döhler, M.; Höfer, H.; Lesch, S.; Rick, S.; Römbke, J.; Trog, C.; Vorwald, J.; Wurst, E. & Xylander, W.E. (2014): The Edaphobase project of GBIF-Germany – A new online soil-zoological data warehouse. – *Applied Soil Ecology* 83: 3–12. – DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.03.021>.
- Cabanillas, D. (2020): Primera cita de *Strigamia maritima* (Leach, 1817) (Chilopoda, Geophilomorpha, Linotaeniidae) en España. – *Graellsia* 76 (1): e105. – DOI: <https://doi.org/10.3989/graellsia.2020.v76.254>.
- Dányi, L. & Tuf, I.H. (2016): Out of Africa: The first introduced African geophilomorph centipede record from a European greenhouse (Chilopoda: Geophilidae). – *Zootaxa* 4067 (5): 585–588. – DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4067.5.6>.
- David, J.-F. (2009): Ecology of millipedes (Diplopoda) in the context of global change. – In: Xylander, W. E. & Voigtländer, K. (Eds.): *Myriapoda and Onychophora of the world – Diversity, biology and importance. Proceedings of the 14th International Congress of Myriapodology. 21–25 July 2008, Görlitz, Germany.* – *Soil Organisms* 81 (3): 719–733.
- David, J.-F. (2015): Diplopoda – Ecology. – In: Minelli, A. (Ed.): *Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Volume 2.* – Leiden; Boston (Brill): 303–327.
- Decker, P. & Hannig, K. (2010): *Nanogona polydesmoides* (Leach, 1815) – new for the German fauna (Diplopoda, Chordeumatida, Craspedosomatidae). – *Bulletin of the British Myriapod & Isopod Group* 24: 33–34.
- Decker, P. & Hannig, K. (2011): Checkliste der Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) Nordrhein-Westfalens. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 73 (1): 3–48.
- Decker, P. & Marx, M.T. (2017): The millipedes and centipedes (Diplopoda, Chilopoda) of the river banks and the stream islands at the northern Upper-Rhine in Germany. – *Schubartiana* 6: 1–15.
- Decker, P.; Reip, H.S. & Voigtländer, K. (2014): Millipedes and centipedes in German greenhouses (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda). – *Biodiversity Data Journal* 2: e1066. – DOI: <https://doi.org/10.3897/BDJ.2.e1066>.
- Decker, P.; Hannig, K.; Voigtländer, K. & Wesener, T. (2015a): Nachtrag zur Checkliste der Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) und Artenverzeichnis der Zwerg- und Wenigfüßer (Symphyla und Pauropoda) Nordrhein-Westfalens. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 80: 5–22.
- Decker, P.; Voigtländer, K. & Reip, H.S. (2015b): On distribution patterns of very rare Chilopoda and Diplopoda in Germany. – *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 79: 169–181.
- Decker, P.; Voigtländer, K.; Spelda, J.; Reip, H.S. & Lindner, E.N. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Hundertfüßer (Myriapoda: Chilopoda) Deutschlands. – In: Gruttke, H.; Balzer, S.; Binot-Hafke, M.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Ries, M. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2).* – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (4): 327–346.
- Decker, P.; Wesener, T.; Spelda, J.; Lindner, E.N. & Voigtländer, K. (2017): Barcoding reveals the first record of *Lamyctes africanus* (Porat, 1871) in Germany (Chilopoda: Lithobiomorpha). – *Bonn Zoological Bulletin* 66 (1): 3–10.
- Decker, P.; Sierwald, P.; Spelda, J.; Barber, A.D.; Antić, D.; Bouzan, R.; Enghoff, H.; Hennen, D.; Iniesta, L.F.M.; Means, J.; Nguyen, A.D.; Simmons, E. & Wesener, T. (2024): *MilliBase*. – URL: <https://www.millibase.org> (zuletzt aufgerufen am 15.10.2024).
- Decker, P.; Lindner, E.N.; Reip, H.S.; Spelda, J. & Voigtländer, K. (2025): Contributions to the taxonomy and distribution of some rare and new centipedes and millipedes (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) in Germany. – *Schubartiana* 12: 11–69.
- Degteva, S. (Eds.) (2019): *Красная книга Республики Коми [Rote Liste der Republik Komi]*. – Syktyvkar (Komi Republican Printing House): 768 S.
- Djursvoll, P.; Golovatch, S.I.; Johanson, K.A. & Meidell, B. (2000): Phylogenetic relationships within *Polydesmus* sensu lato (Diplopoda: Polydesmidae). – In: Wytwer, J. & Golovatch, S. I. (Eds.): *Progress in Studies on Myriapoda and Onychophora.* – Warsaw (Polish Academy of Sciences). – *Fragmenta Faunistica* 43: 37–59.
- Dolejš, P. & Kocourek, P. (2019): Bohumil Němec and his millipede collection at the National Museum in Prague (Czechia), with notes on *Craspedosoma rawlinsii simplex* Němec, 1896. – *Schubartiana* 8: 25–35.

- Dovgal, I.V. & Korzhenevsky, V.V. (Eds.) (2018): Krasnaya kniga goroda Sevastopolya [Rote Liste von Sevastopol]. – Kaliningrad, Sevastopol (ROST-DOAFC): 432 S.
- Dunger, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohletagebaus. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 43: 1–256.
- Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. – Wittenberg-Lutherstadt (Die Neue Brehm-Bücherei) 327: 280 S.
- Dunger, W. (1993): 2. Überklasse Antennata. – In: Gruner, H.-E. (Hrsg.): Lehrbuch der speziellen Zoologie I/4: Band I: Wirbellose Tiere. Teil 4: Arthropoda (ohne Insecta). – Jena (G. Fischer): 1031–1160.
- Dunger, W. (1996): Sind Bodentiere schützenswürdig und schutzwürdig? Wissen und Wissenslücken zur Entomofauna mitteleuropäischer Böden. – In: Gerstmeier, R. & Scherer, G. (Hrsg.): Verhandlungen des 14. Internationalen Symposiums über Entomofaunistik in Mitteleuropa (SIEEC), 4.-9. September 1994. – München: 99–115.
- Dunger, W. & Voigtländer, K. (2005): Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. – *Geoderma* 129 (1–2): 32–44. – DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.028>.
- Dunger, W. & Voigtländer, K. (2009): Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil eco-subsystem development in post-mining sites of eastern Germany – a review. – *Soil Organisms* 81 (1): 1–51.
- Eason, E.H. (1964): Centipedes of the British Isles. – London (F. Warne & Co.): 294 S.
- Ellingsen, E. (1905): Myriopoden der Umgebung von Marburg (Hessen), gesammelt von Herrn Embr. Strand. – *Zoologischer Anzeiger* 29 (7): 201–203.
- Engel, K. & Ammer, U. (2001): Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen in Fichtenreinbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 120 (1–6): 242–255. – DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02796096>.
- Enghoff, H. & Golovatch, S.I. (2003): The millipede genus *Propolydesmus* Verhoeff, 1895 redefined, with a revision of the genus in the Canary Islands (Diplopoda, Polydesmida, Polydesmidae). – *Graellsia* 59 (1): 79–86.
- Enghoff, H.; Akkari, N. & Pedersen, J. (2013): Aliquid novi ex Africa? *Lamyctes africanus* (Porath, 1871) found in Europe (Chilopoda: Lithobiomorpha: Henicopidae). – *Journal of Natural History* 47: 1–24. – DOI: <https://doi.org/10.1080/00222933.2012.763062>.
- Fanzago, F. (1880): Escursione in Calabria (1877–78). Miriapodi. – *Bollettino della Società Entomologica Italiana* 12 (4): 265–277.
- Finck, P.; Heinze, S.; Raths, U.; Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 637 S.
- Foddai, D.; Minelli, A.; Scheller, U. & Zapparoli, M. (1995): Chilopoda, Diplopoda, Pauropoda, Symphyla. – In: Minelli, A.; Ruffo, S. & La Posta, S. (Eds.): Checklist delle Specie della Fauna d'Italia. – Bologna (Calderini). – 32: 1–35.
- Fritsch, E. (1998): Die Höhlenfauna des Hirlatzmassivs. – *Die Höhle, Wissenschaftliche Beihefte* 52: 136–192.
- Fründ, H.-C. (1983): Untersuchungen zur Koexistenz verschiedener Chilopodenarten in Waldböden. – Dissertation. – Würzburg (Julius-Maximilians-Universität): 164 S.
- Fründ, H.-C. (1987): Räumliche Verteilung und Koexistenz der Chilopoden in einem Buchen-Altbestand. – *Pedobiologia* 39 (1): 19–30.
- Fründ, H.-C. (1989): Untersuchungen zur Biologie städtischer Böden. 5. Epigäische Raubarthropoden. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 18: 201–209.
- Gärdenfors, U. (Eds.) (2010): Rödlistade arter i Sverige 2010. – Uppsala (SLU ArtDatabanken): 590 S.
- Gerlach, A.; Voigtländer, K. & Heidger, C.M. (2009): Influences of the behaviour of epigeic arthropods (Diplopoda, Chilopoda, Carabidae) on the efficiency of pitfall trapping. – *Soil Organisms* 81 (3): 773.
- Golemansky, V.; Beron, P.; Zivkov, M.; Popov, A.; Popov, V.; Beschkov, V.; Deltchev, C.; Michev, T.; Spassov, N.; Stoev, P. & Dobrev, D.D. (Eds.) (2015): Red Data Book of the Republic of Bulgaria. Volume 2: Animals. – Sofia (Institute of Biodiversity and Ecosystem Research): 372 S. aufgerufen am).
- Golovatch, S.I. & Kime, R.D. (2009): Millipede (Diplopoda) distributions: a review. – *Soil Organisms* 81 (3): 565.
- Gregory, S. & Garnham, N. (2022): Re-discovery of *Lamyctes africanus* (Porath, 1871) in Britain (Chilopoda: Lithobiomorpha: Henicopidae). – *Bulletin of the British Myriapod & Isopod Group* 34: 7–13.

- Gruttke, H.; Ludwig, G.; Schnittler, M.; Binot-Hafke, M.; Fritzlar, 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.
- Gulička, J. (1965): *Listrocheiritium septentrionale* sp. n. aus Böhmen (Diplopoda, Ascospemphora). – Annotationes Zoologicae et Botanicae 25: 1–3.
- Haacker, U. (1968): Deskriptive, experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rhein-mainischer Diplopoden. – Oecologia 1: 87–129. – DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00377255>.
- Haacker, U. (1974): Patterns of communication in courtship and mating behaviour of millipedes (Diplopoda). – Symposia of the Zoological Society of London 32: 317–328.
- Haase, H.; Brunk, I.; Voigtländer, K. & Balkenhol, B. (2019): Invasion des Neophyten *Spiraea* sp. und Sukzession artenreicher Graslandflächen: Auswirkungen auf die Artengemeinschaften von Spinnen (Araneae), Laufkäfern (Carabidae) sowie Doppel- und Hundertfüßern (Diplopoda, Chilopoda). – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 27: 5–42.
- Haferkorn, J.; Allspach, A. & Knorre, D. von (2024): Rote Liste und Gesamtartenliste der Landasseln und Wasserasseln (Isopoda: Oniscidea et Asellota p.p.) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (8): 38 S.
- Hauser, H. & Voigtländer, K. (2008): Doppelfüßer (Diplopoda) der Sächsischen Schweiz und der Umgebung von Dresden (Deutschland, Sachsen). – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 16: 143–152.
- Hauser, H. & Voigtländer, K. (2009): Doppelfüßer (Diplopoda) Ostdeutschlands. Bestimmung, Biologie und Verbreitung, 2. Auflage. – Göttingen (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung): 112 S.
- Hauser, H. & Voigtländer, K. (2019): Doppelfüßer (Diplopoda) Deutschlands. Verhalten Ökologie Verbreitung Lebendbestimmung. – Göttingen (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung): 148 S.
- Hejda, R.; Farkač, J. & Chobot, K. (Eds.) (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. – Praha. – Příroda 36: 611 S.
- Hoffman, R.L. (1999): Checklist of the millipedes of North and Middle America. – Martinsville (Virginia Museum of Natural History). – Virginia Museum of Natural History Special Publication 8: 584 S.
- Hyvärinen, E.; Juslén, A.; Kempainen, E.; Uddström, A. & Liukko, U.-M. (Eds.) (2019): Suomen lajien uhanalaisuus. Punainen kirja 2019. – Helsinki (Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus): 704 S.
- ICZN (International Commission on Zoological Nomenclature) (2025): Notice of new applications to the commission (cases 3901–3961). – The Bulletin of Zoological Nomenclature 82 (1): 2–6.
- lorio, É. (2014): Catalogue biogéographique et taxonomique des chilopodes (Chilopoda) de France – Biogeographic and taxonomic catalogue of the centipedes (Chilopoda) of metropolitan France. – Mémoires de la Société Linnéenne de Bordeaux 15: 372 S.
- lorio, É. (2016): Confirmation of the presence of *Lamyctes africanus* (Porath, 1871) in France (Chilopoda, Lithobiomorpha: Henicopidae). – Bulletin of the British Myriapod & Isopod Group 29: 44–48.
- lorio, É. & Labroche, A. (2015): Les chilopodes (Chilopoda) de la moitié nord de la France: toutes les bases pour débiter l'étude de ce groupe et identifier facilement les espèces. – Invertébrés armoricains 13: 1–108.
- Irmiler, U. (1995): Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. – Kiel (Wachholtz Verlag Neumünster). – Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement 18: 200 S.
- Jeekel, C.A. (1970): Nomenclator generum et familiarum Diplopodorum: A list of genus and family-group names in the Class Diplopoda from the 10th edition of Linnaeus, 1758 to the end of 1957. – Monografieën van de Nederlandse Entomologische Vereniging 5: 1–412.
- Jeekel, C.A. (2002): Some ecological data on Diplopoda and Chilopoda from the “Kaaistoep”, Tilburg, Providence Noord-Brabant, Netherlands. – Myriapod Memoranda 5: 5–34.
- Kime, R.D. (1990): Spatio-temporal distribution of European millipedes. – In: Minelli, A. (Ed.): Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology. – Leiden; Boston (Brill): 367–380.
- Kime, R.D. (2004): The Belgian millipede fauna (Diplopoda). – Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Entomologie 74: 35–68.

- Kime, R.D. & Enghoff, H. (2011): Atlas of European millipedes (class Diplopoda). Volume 1. Orders Polyxenida, Glomerida, Platydesmida, Siphonocryptida, Polyzoniida, Callipodida, Polydesmida. – Sofia (Pensoft Publishers). – Fauna Europaea Evertebrata 3: 282 S.
- Kime, R.D. & Enghoff, H. (2017): Atlas of European millipedes 2: Order Julida (Class Diplopoda). – European Journal of Taxonomy (346). – DOI: <https://doi.org/10.5852/ejt.2017.346>.
- Kime, R.D. & Enghoff, H. (2021): Atlas of European millipedes 3: Order Chordeumatida (Class Diplopoda). – European Journal of Taxonomy 769: 1–244. – DOI: <https://doi.org/10.5852/ejt.2021.769.1497>.
- Klinger, K. (1992): Diplopods and Chilopods of conventional and alternative (biodynamic) fields in Hesse (FRG). – Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins Innsbruck Suppl. 10: 243–250.
- Koch, C.L. (1835): Deutschlands Crustaceen, Myriapoden und Arachniden: ein Beitrag zur deutschen Fauna. – In: Herrich-Schäffer, G. A. (Hrsg.): Deutschlands Insecten. – Regensburg (Friedrich Pustet). – Heft 3.
- Koch, L. (1862): Die Myriapodengattung *Lithobius*. – Nürnberg (J. L. Lotzbeck): 94 S.
- Koch, M. (2015): Diplopoda – General morphology. – In: Minelli, A. (Eds.): Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Volume 2. – Leiden; Boston (Brill): 7–67.
- Kocourek, P. (2005): Diplopoda (mnohonozky). – In: Farkač, J.; Král, D. & Škorpík, M. (Eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Brezobratlí. – Praha (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR): 108–109.
- Kocourek, P.; Dolejš, P. & Kovaříková, A. (2023): Atlas rozšíření mnohonozek v České republice. – Praha (Národní muzeum): 152 S.
- Köhler, F.; Decker, P.; Doczkal, D.; Fritz-Köhler, W.; Groh, K.; Günther, H.; Haas, F.; Hörren, T.; Kreuels, M.; Mertens, W.; Muster, C.; Neu, P.J.; Römbke, J. & Ulitzka, M.R. (2011): Gliedertiere, Schnecken und Würmer in Totholzgesieben im Naturwaldreservat „Enneschte Bësch“ (Arthropoda, Gastropoda, Annelida) (2007-2009). – In: Murat, D. (Hrsg.): Zoologische und botanische Untersuchungen „Enneschte Bësch“ 2007-2010. – Luxemburg (Naturverwaltung Luxemburg). – Naturwaldreservate in Luxemburg Bd. 8: 136–187.
- Köhler, C.; Decker, P.; Doczkal, D.; Fritz-Köhler, W.; Groh, K.; Günther, H.; Hörren, T.; Kreuels, M.; Mertens, W.; Muster, C.; Neu, P.J.; Römbke, J. & Ulitzka, M.R. (2012): Gliedertiere, Schnecken und Würmer in Totholzgesieben im Naturwaldreservat „Beetebuerger Bësch“ (Arthropoda, Gastropoda, Annelida) (2007-2008). – In: Murat, D. (Hrsg.): Zoologische und botanische Untersuchungen „Beetebuerger Bësch“ 2005-2011. – Luxemburg (Naturverwaltung Luxemburg). – Naturwaldreservate in Luxemburg 9: 130–171.
- Köhler, C.; Decker, P.; Doczkal, D.; Fritz-Köhler, W.; Groh, K.; Günther, H.; Hörren, T.; Kreuels, M.; Mertens, W.; Muster, C.; Römbke, J. & Ulitzka, M.R. (2013): Gliedertiere, Schnecken und Würmer in Totholzgesieben im Naturwaldreservat „Grouf“ mit einem Nachtrag zum Naturwaldreservat „Laangmuer“ (Arthropoda, Gastropoda, Annelida) (2008-2009). – In: Murat, D. (Hrsg.): Zoologische und botanische Untersuchungen „Grouf“ 2007-2011. – Luxemburg (Naturverwaltung Luxemburg). – Naturwaldreservate in Luxemburg 10: 108–165.
- Koren, A. (1992): Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Lithobiomorpha. – Carinthia II, Sonderheft 51: 140 S.
- Kraus, O. (2000): Internationale Regeln für die zoologische Nomenklatur. Angenommen von International Union of Biological Sciences. Offizieller deutscher Text (4. Auflage). – Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg (NF) 34: 232 S.
- Kurnik, I. (1987): Studien an Chordeumatida (Diplopoda): Weibliche Genitalmorphologie und Verbreitung der Chordeumatidae Österreichs. – Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 114: 269–288.
- Kurnik, I. & Thaler, K. (1985): Weitere Diplopoden-Fallenfänge in Nordtirol (Österreich) (Myriapoda: Diplopoda). – Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins Innsbruck 72: 145–154.
- Laška, V. (2004): Atlas rozšíření stonožek (Chilopoda) České Republiky. – Univerzita Palackeho v Olomouci, Přírodovědecká fakulta: 87 S.
- Lazányi, E. & Korsós, Z. (2011): Revision of the *Megaphyllum projectum* Verhoeff species complex (Myriapoda: Diplopoda: Julida: Julidae). – Zootaxa 2864 (1): 43–56. – DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2864.1.3>.
- Leach, W.E. (1814): Crustaceology. – Brewster's Edinburgh Encyclopedia 7 (2): 383–437.

- Lee, P. (2006): Atlas of the Millipedes (Diplopoda) of Britain and Ireland. – Sofia (Pensoft) (Biological Records Centre, Joint Nature Conservation Committee). – Pensoft Series Faunistica 59: 216 S.
- Legákis, A. & Maragos, P. (Eds.) (2009): Το Κόκκινο Βιβλίο των Απειλούμενων Ζώων της Ελλάδας [Die Rote Liste der bedrohten Tiere Griechenlands]. – Athen (Hellenic Zoological Society): 528 S.
- Lehmitz, R.; Römbke, J.; Graefe, U.; Beylich, A. & Krück, S. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrilidae) Deutschlands. – In: Gruttke, H.; Balzer, S.; Binot-Hafke, M.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Ries, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4): 565–590.
- Leydig, F. von (1871): Beiträge und Bemerkungen zur württembergischen Fauna mit theilweisem Hinblick auf andere deutsche Gegenden. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 27: 199–271.
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (Hrsg.) (im Druck): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Hundertfüßer (Chilopoda) und Doppelfüßer (Diplopoda). – Augsburg.
- Lindner, E.N. (2010): Wiederfund und weitere Funde von *Cryptops anomalans* Newport, 1844 (Chilopoda: Scolopendrida: Cryptopidae) in Sachsen. – Schubartiana 4: 15–16.
- Lindner, E.N. (2019): Hundertfüßer und Doppelfüßer (Chilopoda & Diplopoda) von Streuobstwiesen in Sachsen-Anhalt. – In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Untersuchungen zu den Arten der Streuobstwiesen in Sachsen-Anhalt. – Halle/Saale. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2: 137–154.
- Lindner, E.N.; Reip, H.S. & Spelda, J. (2010): *Anamastigona pulchella* (Silvestri, 1898) (Diplopoda: Chordeumatida: Anthroleucosomatidae) – ein für Deutschland neuer Tausendfüßer. – Schubartiana 4: 1–8.
- Lindner, E.N.; Voigtländer, K. & Decker, P. (2020): Hundertfüßer (Chilopoda). – In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalt. – Halle/Saale. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/2020: 419–424.
- Lock, K. (2010): Updated checklist of the Belgian centipedes (Chilopoda). – Entomologie Faunistique 62 (1): 35–39.
- Loksa, I. (1956): The diplopod and chilopod faunas of the environs of Lake Velence. – Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici 7: 385–390.
- 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.
- Mauriès, J.-P. (1960): Diplopedes de la région Toulousaine. – Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse 95: 100–104.
- McAlpine, D.F. & Shear, W.A. (2018): The millipede *Craspedosoma raulinsii* Leach, 1814 (Chordeumatida: Craspedosomatidae) in North America with comments on the derivation of its binomial name. – Zootaxa 4455 (2): 389–394. – DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4455.2.8>.
- Medina, M.J.; Antić, D.; Borges, P.A.; Borko, Š.; Fišer, C.; Lauritzen, S.-E.; Martín, J.L.; Oromí, P.; Pavlek, M.; Premate, E.; Puliafico, K.P.; Sendra, A. & Reboleira, A.S. (2023): Temperature variation in caves and its significance for subterranean ecosystems. – Scientific Reports 13 (1): 20735. – DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-48014-7>.
- Minelli, A. (1982): Contributo alla revisione dei chilopodi geofilomorfi finora riferiti ai generi *Henia* e *Chaetechelyne*. – Memorie della Società Entomologica Italiana 60 (2): 253–268.
- Minelli, A. (Eds.) (2015): Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Volume 2. – Leiden; Boston (Brill): 1500 S.
- Minelli, A. & Michalik, P. (2015): Diplopoda – reproduction. – In: Minelli, A. (Eds.): Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Volume. – Leiden; Boston (Brill): 237–265.
- Misioch, M. (1978): Variation of characters in some geophilid chilopods. – Abhandlungen und Verhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg N. F. 21 - 22: 55–62.
- MOPE (Ministrstvo za okolje, prostor in energijo) (2002a): Priloga 24: Rdeči seznam strig (Chilopoda). – In: MOPE (Ministrstvo za okolje, prostor in energijo) (Ed.): Pravilnik o uvrstitvi ogroženih rastlinskih in živalskih vrst v rdeči seznam. – Uradni list RS, št. 82/2002.

- MOPE (Ministrstvo za okolje, prostor in energijo) (2002b): Priloga 25: Rdeči seznam dvojnog (Diplopoda). – In: MOPE (Ministrstvo za okolje, prostor in energijo) (Ed.): Pravilnik o uvrstitvi ogroženih rastlinskih in živalskih vrst v rdeči seznam. – Uradni list RS, št. 82/2002.
- Natural England (Eds.) (2015): A review of the millipedes (Diplopoda), centipedes (Chilopoda) and woodlice (Isopoda) of Great Britain. – London (Natural England Commissioned Report NECR186) (Natural England) Species Status No. 23: 170 S.
- Oeyen, J.P.; Podsiadlowski, L. & Wesener, T. (2021): First recent record of the centipede *Strigamia maritima* (Leach, 1817) from Germany (Myriapoda, Chilopoda, Geophilomorpha). – Bulletin of the British Myriapod & Isopod Group 33: 88–90.
- Orlov, S.V.; Sokolov, D.L.; Perova, I.S.; Kokina, O.M.; Turilov, A.V. & Vedernikova, Y.S. (Eds.) (2016): Red Data Book of Tvernull Region. – Tver (Tverskoi Pechatnyi Dvor Publishing): 400 S.
- Pedroli-Christen, A. (1993): Faunistique des mille-pattes de Suisse (Diplopoda) – Faunistik der Tausendfüßler der Schweiz (Diplopoda). – Documenta Faunistica Helvetiae 14: 167 S.
- Pilz, C.; Melzer, R.R. & Spelda, J. (2008): Morphometrics and SEM analysis of the species pair *Lithobius mutabilis* L. Koch, 1862 and *L. glacialis* Verhoeff, 1937 (Chilopoda: Lithobiomorpha). – Organisms, Diversity & Evolution 7 (4): 270.e1–270.e20. – DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ode.2006.06.005>.
- 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.; 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.
- Popovici, G. (2022): Pushing the limits: new data on the morphology of *Geophilus impressus* C. L. Koch, 1847 (Geophilomorpha: Geophilidae). – Ecologica Montenegrina 53: 38–44. – DOI: <https://doi.org/10.37828/em.2022.53.5>.
- Postner, M. (1951): Biologisch-ökologische Untersuchungen an Hummeln und ihren Nestern. – Veröffentlichungen aus dem Übersee-Museum Bremen, Reihe A 2 (1): 45–86.
- Pott, R. (1995): Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln: ausgewählte Beispiele aus der südlichen Nordsee in geobotanischer Sicht. – Stuttgart (Ulmer): 288 S.
- Read, H.J.; Corbet, G.B. & Jones, D. (2002): *Cylindroiulus salicivorus* Verhoeff, 1908: a millipede new to Britain. – Bulletin of the British Myriapod & Isopod Group 18: 41–44.
- Reip, H.S. & Voigtländer, K. (2009): Diplopoda and Chilopoda of Thuringia, Germany. – In: Xyländer, W. E. & Voigtländer, K. (Eds.): Myriapoda and Onychophora of the world – Diversity, biology and importance. Proceedings of the 14th International Congress of Myriapodology. 21–25 July 2008, Görlitz, Germany. – Soil Organisms 81 (3): 635–645.
- Reip, H.S.; Decker, P.; Voigtländer, K.; Lindner, E.N.; Hanig, K. & Spelda, J. (2012): Seltene Myriapoden Deutschlands (Diplopoda, Chilopoda). – Schubartiana 5: 49–112.
- Reip, H.S.; Spelda, J.; Voigtländer, K.; Decker, P. & Lindner, E.N. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Doppelfüßer (Myriapoda: Diplopoda) Deutschlands. – In: Gruttke, H.; Balzer, S.; Binot-Hafke, M.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Ries, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4): 301–324.
- Riecken, U.; Finck, P.; Raths, U.; Schröder, E. & Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 34: 318 S.
- Rosenberg, J. (2009): Die Hunderfüßer - Chilopoda. – Hohenwarsleben (Westarp Wissenschaften). – Die Neue Brehm-Bücherei 285: 524 S.
- 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.
- Rüppell, A. (1967): Tagesrhythmische und langfristige Faunenverschiebungen im marinen Supralitoral. – Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 60 (4): 338–375.
- Schnur, G. (1857): Systematische Aufzählung der Crustaceen, Arachniden und Myriapoden, welche ich bisher in der Umgebung von Trier gefunden habe. – Jahresbericht der Gesellschaft für Nützliche Forschungen zu Trier 5: 53–55.

- Schreiner, A.; Decker, P.; Hannig, K. & Schwerk, A. (2012): Millipede and centipede (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda) assemblages in secondary succession: variance and abundance in Western German beech and coniferous forests as compared to fallow ground. – *Web Ecology* 12 (1): 9–17. – DOI: <https://doi.org/10.5194/we-12-9-2012>.
- Schubart, O. (1931): Über die Diplopodenfauna Pommerns und einiger der Küste vorgelagerten Inseln (Über Diplopoden Nr. 16.). – *Dohrniana* 11: 241–279.
- Schubart, O. (1934): Tausendfüßler oder Myriapoda. I: Diplopoda. – In: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. – Jena (G. Fischer). – Teil 28: 1–318.
- Schubart, O. (1957): Die Diplopoden der Mark Brandenburg. – *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum Berlin* 33 (1): 1–91.
- Shear, W.A. (2015): The chemical defenses of millipedes (diplopoda): biochemistry, physiology and ecology. – *Biochemical Systematics and Ecology* 61: 78–117. – DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bse.2015.04.033>.
- Spelda, J. (1996): Millipedes as aids for the reconstruction of glacial refugia (Myriapoda: Diplopoda). – *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle N.S.* 169: 151–161.
- Spelda, J. (1999a): Ökologische Differenzierung südwestdeutscher Steinläufer (Chilopoda: Lithobiida). – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 29: 389–395.
- Spelda, J. (1999b): Provisorische Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda), Stand August 1997. – In: Köppel, C.; Rennwald, E. & Hirneisen, N. (Hrsg.): Rote Listen auf CD-ROM. Vol. 1: Mitteleuropa (Deutschland, Österreich, Schweiz, Liechtenstein, Südtirol). – Gaggenau (Verlag für Interaktive Medien). – CD-ROM.
- Spelda, J. (2003): Rote Liste gefährdeter Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) Bayerns. – In: LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. – Augsburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt). – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 166: 333–336.
- Spelda, J. (2005): Improvements in the knowledge of the myriapod fauna of southern Germany between 1988 and 2005 (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda, Pauropoda, Symphyla). – In: Voigtländer, K. (Ed.): Myriapoda in Europe: habitats and biodiversity; contributions to the colloquium of European Myriapodologists 30 July – 1 August 2004. – Görlitz (Staatliches Museum für Naturkunde). – *Peckiana* 4: 101–129.
- Spelda, J.; Pilz, C.; Friedrich, S.; Martin, J.; Unsöld, M. & Melzer, R.R. (2005): Hundert- und Tausendfüßer aus Südbayern, gesammelt auf den Exkursionen der Abteilung “Arthropoda Varia” der Zoologischen Staatssammlung München in den Jahren 2003 und 2004 (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda). – *Schubartiana* 1: 55–60.
- Stöckli, E. (2009): Literature-based survey on the Swiss fauna of Chilopoda. – In: Xyländer, W. E. & Voigtländer, K. (Eds.): Myriapoda and Onychophora of the world – Diversity, biology and importance. Proceedings of the 14th International Congress of Myriapodology. 21–25 July 2008, Görlitz, Germany. – *Soil Organisms* 81 (3): 647–669.
- Stoev, P. (2005): On the identity of some poorly known lithobiid centipedes described by Karl Verhoeff (Chilopoda: Lithobiomorpha). – *Zootaxa* 796 (1): 1–12. – DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.796.1.1>.
- Strasser, K. (1967): Ein Typhloiuline aus den nördlichen Kalkalpen (Diplopoda Symphyognatha). – *Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins Innsbruck* 55: 145–153.
- Tajovský, K. (2001): Centipedes (Chilopoda) of the Czech Republic. – *Myriapodologica Czecho-Slovaca* 1: 39–48.
- Thaler, K.; Knoflach, B. & Meyer, E. (1993): Fragmenta Faunistica Tirolensia – X (Arachnida, Acari: Caeculidae; Myriapoda: Diplopoda; Insecta, Nematocera: Limoniidae, Sciaridae). – *Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins Innsbruck* 80: 311–325.
- Vagalinski, B. & Lazányi, E. (2018): Revision of the millipede tribe Brachyiulini Verhoeff, 1909 (Diplopoda: Julida: Julidae), with descriptions of new taxa. – *Zootaxa* 4421 (1): 1–142. – DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4421.1.1>.
- Verhoeff, K.W. (1894): Neue Diplopoden aus dem österreichischen Küstenlande. – *Berliner Entomologische Zeitschrift* 38 (3): 267–278.

- Verhoeff, K.W. (1895 a): Aphorismen zur Biologie, Morphologie, Gattungs- und Art-Systematik der Diplopoden. – Zoologischer Anzeiger 18 (476–478): 203–244.
- Verhoeff, K.W. (1895 b): Beiträge zur Kenntniss paläarktischer Myriopoden. II. Aufsatz: Ueber mitteleuropäische Geophiliden. – Archiv für Naturgeschichte 61 (1): 346–356.
- Verhoeff, K.W. (1896): Beiträge zur Kenntnis paläarktischer Myriopoden. IV. Aufsatz: Ueber Diplopoden Tirols, der Ostalpen und anderer Gegenden Europas, nebst vergleichend morphologischen und biologischen Beobachtungen. – Archiv für Naturgeschichte 62 (3): 187–242.
- Verhoeff, K.W. (1897): Über Diplopoden aus Bosnien, Herzegowina und Dalmatien. II.Theil: Chordeumidae und Lysiopetalidae. – Archiv für Naturgeschichte 63 (1): 147–156.
- Verhoeff, K.W. (1900): Wandernde Doppelfüßer, Eisenbahnzüge hemmend. – Zoologischer Anzeiger 23: 465–473.
- Verhoeff, K.W. (1908): Über Diplopoden. 10. (30.) Aufsatz: Zur Kenntnis der Juliden und über einige Polydesmiden. – Archiv für Naturgeschichte 73 (1): 423–474.
- Verhoeff, K.W. (1910): Über Diplopoden. 18. (38.) Aufsatz. Die nordböhmisch-sächsische Fauna und ihre Bedeutung für die Zoogeographie Mitteleuropas. – Sitzungsberichte der Naturwissenschaftlichen Gesellschaft „ISIS“ in Dresden 1910 (1): 20–66.
- Verhoeff, K.W. (1912): Zur Kenntnis einiger mitteleuropäischer Chilognathen und der Schläfenorgane der Plesiocerata (Über Diplopoden, 57. Aufsatz). – Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin 1912 (8): 415–438.
- Verhoeff, K.W. (1929): Über einige Diplopoden aus dem Senckenberg-Museum. – Senckenbergiana Biologica 11 (3): 97–101.
- Verhoeff, K.W. (1930 a): Über Diplopoden aus Italien, namentlich Piemont. 114. Diplopoden-Aufsatz. – Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 59: 387–446.
- Verhoeff, K.W. (1930 b): Zur Kenntnis italienischer Diplopoden. 119. Diplopoden-Aufsatz. – Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 60 (3/4): 281–326.
- Verhoeff, K.W. (1934): Oberklasse Progoneata (Diplopoda, Symphyla, Pauropoda), Oberklasse Opisthogoneata (Chilopoda). – In: Brohmer, P.; Ehrmann, P. & Ulmer, G. (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas. Band 2: Weichtiere, Krebstiere, Tausendfüßler, Lieferung. 3: Diplopoda, Symphyla, Pauropoda, Chilopoda. – Leipzig (Quelle & Meyer): 1–120.
- Verhoeff, K.W. (1935): Quer durch Schwarzwald und schweizerischen Jura (Chiemgau), Chilopoden. – Verhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Karlsruhe 31: 181–208.
- Verhoeff, K.W. (1936): Unsere Kenntnisse von den Diplopoden des alemannischen Gaus. 145. Diplopoden-Aufsatz. – Beiträge zur Naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 1 (2): 228–254.
- Verhoeff, K.W. (1937): Chilopoden-Studien. Zur Kenntnis der Lithobiiden. – Archiv für Naturgeschichte N. F. 6 (2): 171–257.
- Voigtländer, K. (1988): Für die DDR neue oder seltene Myriapoden (Diplopoda, Chilopoda). – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 62 (10): 21–25.
- Voigtländer, K. (2000): *Polydesmus germanicus* Verhoeff, 1896 (Diplopoda: Polydesmidae) in Deutschland. – Abhandlungen und Berichte für Naturkunde 23: 53–56.
- Voigtländer, K. (2004 a): Rote Liste der Doppelfüßer (Diplopoda) des Landes Sachsen-Anhalt (1. Fassung, Stand: Februar 2004). – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 178–180.
- Voigtländer, K. (2004 b): Rote Liste der Hundertfüßer (Chilopoda) des Landes Sachsen-Anhalt (1. Fassung, Stand: Februar 2004). – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 175–177.
- Voigtländer, K. (2005): Mass occurrences and swarming behaviour of millipedes (Diplopoda: Julidae) in Eastern Germany. – Peckiana 4: 181–187.
- Voigtländer, K. (2009): Liste der Myriapoda Sachsen-Anhalts. II. Diplopoda. – Entomologische Nachrichten und Berichte 53 (3/4): 189–194.
- Voigtländer, K. (2011 a): Chilopoda - Ecology. – In: Minelli, A. (Ed.): Treatise on Zoology - Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Volume 1. – Leiden; Boston (Brill): 309–325.
- Voigtländer, K. (2011 b): Preferences of common Central European millipedes for different biotope types (Myriapoda, Diplopoda) in Saxony-Anhalt (Germany). – International Journal of Myriapodology 6: 61–83. – DOI: <https://doi.org/10.3897/ijm.6.2172>.

- Voigtländer, K. (2016): Tausendfüßer (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda). – In: Frank, D. & Schnitter, P. (Hrsg.): Pflanzen und Tiere in Sachsen-Anhalt. Ein Kompendium der Biodiversität. – Rangsdorf (Natur+Text): 592–598.
- Voigtländer, K.; Reip, H.S.; Decker, P. & Spelda, J. (2011): Critical reflections on German Red Lists of endangered myriapod species (Chilopoda, Diplopoda) (with species list for Germany). – International Journal of Myriapodology 6: 85–105. – DOI: <https://doi.org/10.3897/ijm.6.2175>.
- Voigtländer, K.; Decker, P.; Burkhardt, U. & Spelda, J. (2016): The present knowledge of the Symphyla and Pauropoda (Myriapoda) in Germany – An annotated checklist. – Acta Societatis Zoologicae Bohemicae 80 (1): 51–85.
- Voigtländer, K.; Lindner, E.N. & Decker, P. (2020): Doppelfüßer (Diplopoda). – In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalt. – Halle/Saale. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/2020: 411–417.
- Wesener, T. (2015): No millipede endemics north of the Alps? DNA-Barcoding reveals *Glomeris malmivaga* Verhoeff, 1912 as a synonym of *G. ornata* Koch, 1847 (Diplopoda, Glomerida, Glomeridae). – Zootaxa 3999 (4): 571–580. – DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3999.4.7>.
- Wesener, T.; Voigtländer, K.; Decker, P.; Oeyen, J.P. & Spelda, J. (2016): Barcoding of Central European *Cryptops* centipedes reveals large interspecific distances with ghost lineages and new species records from Germany and Austria (Chilopoda, Scolopendromorpha). – ZooKeys 564: 21–46. – DOI: <https://doi.org/10.3897/zookeys.564.7535>.
- Wilson, H.M. & Anderson, L.I. (2004): Morphology and taxonomy of Paleozoic millipedes (Diplopoda: Chilognatha: Archipolypoda) from Scotland. – Journal of Paleontology 78 (1): 169–184. – DOI: <https://doi.org/>.
- Wytwer, J. (2008): Wije (Myriapoda). – In: Bogdanowicz, W.; Chudzicka, E.; Pilipiuk, I. & Skibińska, E. (Eds.): Fauna Polski. Charakterystyka i wykaz gatunków. Tom III. – Warszawa (Muzeum i Instytut Zoologii Polskiej Akademii Nauk): 327–345.
- Zapparoli, M. (1994): Note tassonomiche e faunistiche su Chilopodi della Grecia (Chilopoda). – Fragmenta Entomologica 26: 11–66.
- Zerm, M. (1997): Die Fauna der Tausend-, Hundert- und Zwergfüßer (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda, Symphyla) sowie der Landasseln (Isopoda: Oniscidea) im Unteren Odertal, unter besonderer Berücksichtigung des Standortfaktors Überschwemmung. – Zoologische Beiträge, N.F. 38 (1): 97–134.

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

Name1 > Name2: Der Taxon-Name in der vorherigen Roten Liste wurde in einem weiteren Umfang verwendet als der Taxon-Name in der vorliegenden Roten Liste.

Name1 < Name2: Der Taxon-Name in der vorherigen Roten Liste wurde in einem engeren Umfang verwendet als der Taxon-Name in der vorliegenden Roten Liste.

Name1 \leq Name2: Der Taxon-Name in der vorherigen Roten Liste wurde in einem anderen Umfang verwendet als der Taxon-Name in der vorliegenden Roten Liste: Ein Teil des vorherigen Taxons gehört nicht mehr zum neuen Taxon, zugleich ist das neue Taxon um einen anderen Teil erweitert worden.

Hundertfüßer (Cl. Chilopoda)

Geophilus carpophagus Leach, 1815 $\hat{=}$ *Geophilus carpophagus* Leach, 1816

Geophilus flavus (De Geer, 1778) > *Geophilus austriacus* Latzel, 1880

Geophilus flavus (De Geer, 1778) > *Geophilus flavus* (De Geer, 1778)

Geophilus truncorum Bergsoe & Meinert, 1866 $\hat{=}$ *Geophilus truncorum* Bergsøe & Meinert, 1866

Lithobius erythrocephalus C. L. Koch, 1847 > *Lithobius erythrocephalus* C. L. Koch, 1847

Lithobius erythrocephalus C. L. Koch, 1847 > *Lithobius schuleri* Verhoeff, 1927

Lithobius glacialis Verhoeff, 1937 $\hat{=}$ *Lithobius chiemensis* Verhoeff, 1935

Strigamia acuminata (Leach, 1814) $\hat{=}$ *Strigamia acuminata* (Leach, 1816)

Strigamia crassipes (C. L. Koch, 1835) > *Strigamia carniolensis* (Verhoeff, 1895)

Strigamia crassipes (C. L. Koch, 1835) \leq *Strigamia crassipes* (C. L. Koch, 1835)

Strigamia transsilvanica (Verhoeff, 1928) < *Strigamia crassipes* (C. L. Koch, 1835)

Doppelfüßer (Cl. Diplopoda)

Archiboreoiulus pallidus (Brade-Birks, 1920) $\hat{=}$ *Archiboreoiulus pallidus* (S. G. Brade-Birks, 1920)

Bergamosoma canestrinii (Fedrizzi, 1878) $\hat{=}$ *Bergamosoma canestrinii* (Fedrizzi, 1877)

Blaniulus guttulatus (Bosc, 1792) $\hat{=}$ *Blaniulus guttulatus* (Fabricius, 1798)

Brachychaeteuma bradeae (Brölemann & Brade-Birks, 1917) $\hat{=}$ *Brachychaeteuma bradeae* (Brölemann, H. K. Brade-Birks & S. G. Brade-Birks, 1917)

Brachyiulus pusillus (Leach, 1815) $\hat{=}$ *Brachyiulus pusillus* (Leach, 1816)

Craspedosoma rawlinsii rawlinsii Leach, 1815 $\hat{=}$ *Craspedosoma rawlinsii rawlinsii* Leach, 1816

Cylindroiulus punctatus (Leach, 1815) $\hat{=}$ *Cylindroiulus punctatus* (Leach, 1816)

Cylindroiulus zinalensis (Faes, 1902) $\hat{=}$ *Cylindroiulus zinalensis* (Faës, 1902)

Glomeris malmivaga Verhoeff, 1912 $\hat{=}$ *Glomeris ornata* C. L. Koch, 1847

Glomeris pustulata Latreille, 1804 $\hat{=}$ *Glomeris pustulata* (Fabricius, 1781)

Glomeris undulata C. L. Koch, 1844 $\hat{=}$ *Glomeris klugii* Brandt, 1833

Haasea norica (Verhoeff, 1913) $\hat{=}$ *Haasea cyanopida* (Attems, 1903)

Leptoiulus kervillei Brölemann, 1896 $\hat{=}$ *Leptoiulus kervillei* (Brölemann, 1896)

Ochogona brentana (Verhoeff, 1928) $\hat{=}$ *Ochogona brentana* (Verhoeff, 1927)

Polydesmus complanatus complanatus (Linnaeus, 1761) < *Polydesmus complanatus* (Linnaeus, 1761)

Polydesmus complanatus illyricus (Verhoeff, 1893) < *Polydesmus complanatus* (Linnaeus, 1761)

Pyrgocyphosoma titianum (Verhoeff, 1910) $\hat{=}$ *Pyrgocyphosoma titianum* Verhoeff, 1910

Tachypodoiulus niger (Leach, 1815) $\hat{=}$ *Tachypodoiulus niger* (Leach, 1814)
Typhloiulus seewaldi (Strasser, 1967) $\hat{=}$ *Stygiulus seewaldi* (Strasser, 1967)

2. Liste der nicht etablierten Taxa

Erläuterung der in eckigen Klammern nachgestellten Symbole:

U Unbeständige

Cl. Chilopoda (Hundertfüßer)

Cryptops umbricus Verhoeff, 1931 [U] – **Komm.:** Von dieser bisher nur aus Italien bekannten Art wurde 2010 ein Exemplar in Steinbrüchen bei Solnhofen gefunden (Wesener et al. 2016). Aufgrund dieses einzelnen Fundes außerhalb des ursprünglichen Verbreitungsgebietes wird *C. umbricus* als unbeständig betrachtet und daher nicht bewertet.

Geophilus osquidatum Brölemann, 1909 [U] – **Komm.:** Diese Art stammt ursprünglich aus den östlichen Pyrenäen, ist aber auch aus einigen anderen Regionen in Europa gemeldet (Eason 1964). Für Deutschland liegt bisher nur ein Fund eines Weibchens aus dem Stadtbereich von Bonn-Bad Godesberg vor (Fründ 1989). Bei gezielten Nachsuchen konnte diese Art dort aber nicht wiedergefunden werden (pers. Mitt. T. Wesener). Die Art kann allerdings in Deutschland in Städten und Parkanlagen erwartet werden.

Lithobius lapadensis Verhoeff, 1900 [U] – **Komm.:** *L. lapadensis* ist bisher nur aus Kroatien, Tschechien und der Slowakei bekannt (Stoeb 2005, Bonato et al. 2016). 1973 wurde die Art im Naturschutzgebiet Bergen-Weißacker Moor im Südosten Brandenburgs (Voigtländer 1988) und 1977 in der Dübener Heide in Sachsen-Anhalt nachgewiesen. Um eine Fehlmeldung auszuschließen, wurden die Exemplare aus der Sammlung des Senckenberg Museums für Naturkunde Görlitz einer neuerlichen gründlichen Untersuchung unterzogen und die Art als *L. lapadensis* bestätigt. Die Funde der Art wurden bisher in Landes- oder Bundeslisten nicht erwähnt. Es erfolgten noch keine gezielten Nachsuchen an den genannten Lokalitäten. Mit erneuten Nachweisen könnte aber in ähnlichen Biotopen im Osten Deutschlands gerechnet werden. *L. lapadensis* wird daher vorerst als unbeständig geführt.

Scolopendra cingulata Latreille, 1829 [U] – **Komm.:** Bisher wurde nur ein Exemplar der im Mittelmeerraum weit verbreiteten Skolopender-Art auf einem ehemaligen Bahnhofsgelände in Köln-Ehrenfeld nachgewiesen (Decker & Hannig 2011). Weitere Vorkommen von *S. cingulata* in Städten oder Wärmegunsträumen durch Verschleppung oder das Aussetzen von Exemplaren aus der Terraristik sind anzunehmen. Dabei ist jedoch unklar, ob die Art in Deutschland dauerhaft Populationen aufbauen kann. Während die ebenfalls im mediterranen Raum weit verbreitete Art *Scutigera coleoptrata* auch in oder an Häusern Frostperioden überleben kann, ist *S. cingulata* vermutlich auf sehr geschützte Bereiche, Kleinsäugerbauten oder große Pflanzen- oder Komposthaufen angewiesen.

Cl. Diplopoda (Doppelfüßer)

Anamastogona pulchella (Silvestri, 1894) [U] – **Tax.:** Detaillierte Beschreibungen und Abbildungen zur Bestimmung finden sich in Anderson (1996), Lindner et al. (2010) und Mauriès (1960). **Komm.:** Bei *A. pulchella* handelt sich um ein Neozoon, das sein Hauptverbreitungsgebiet in Italien hat, aber auch synanthrop aus Großbritannien und Frankreich gemeldet wurde (Kime & Enghoff 2021). Die Art wurde in Deutschland bisher nur auf einem Rastplatz an der A14 in Sachsen-Anhalt bei Eickendorf wiederholt in mehreren Jahren nachgewiesen (Lindner et al. 2010). Der Rastplatz wurde erst wenige Jahre zuvor angelegt. Es ist anzunehmen, dass das Neozoon *A. pulchella* mit Pflanzmaterial (Ziersträucher) oder mit dem zur Abdeckung von Zierbeten aufgebrachten Rindenmulch eingeschleppt wurde. Da auch Jungtiere gefunden wurden, ist davon auszugehen, dass Potenzial zur Etablierung vorhanden ist. Intensive Nachsuche an anderen Rastplätzen erbrachte keine weiteren Nachweise. Aufgrund der bisherigen Kenntnis von nur einer einzigen Population in einer stark synanthropen Umgebung werden die Etablierungskriterien noch nicht erfüllt und die Art gilt als unbeständig.

Brachychaeteuma melanops H. K. Brade-Birks & S. G. Brade-Birks, 1918 [U] – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Blower (1985) und Brade-Birks & Brade-Birks (1918) erfolgt. **Komm.:** Diese Art kommt in Irland, England und in Nordwestfrankreich vor (Kime & Enghoff 2021). *B. melanops* wurde in Deutschland bislang nur in einzelnen Exemplaren in einem Weinberg in der Nähe von Stuttgart-Steinhaldenfeld gefunden (Reip et al. 2012).

- Brachyiulus bagnalli* (Brölemann, 1926) [U] – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Loksa (1956) und Vagalinski & Lazányi (2018) erfolgt. **Komm.:** Nach Kime & Enghoff (2017) ist die Art auf Weiden, in Auengebieten, naturnahen Wäldern und häufig in der Nähe von menschlichen Siedlungen in Polen und Tschechien über Österreich und Ungarn bis nach Bulgarien und Nordmazedonien verbreitet. In Deutschland wurde *B. bagnalli* bisher nur einmal in Bayern, in der Ochsenau im Naturschutzgebiet „Ehemaliger Standortübungsplatz Landshut mit Isarleite“ in einem Schafschwingelrasen gefunden (als *B. jawlowskii*; Decker et al. 2025). Das Gebiet wurde von 1880 bis 1993/94 militärisch genutzt. Es handelt sich daher um ein unbeständiges Neozoon, das wahrscheinlich durch Militärfahrzeuge verschleppt wurde und auch auf weiteren Truppenübungsplätzen vorkommen könnte. Eine zukünftige Etablierung der Art ist möglich.
- Cylindroiulus salicivorus* Verhoeff, 1907 [U] – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Verhoeff (1908) bzw. Read et al. (2002) erfolgt. **Komm.:** Die Art kommt in Norditalien vor, wurde aber bereits in zwei botanischen Gärten in Schottland nachgewiesen (Kime & Enghoff 2017). In Deutschland wurde *C. salicivorus* bisher nur einmal im Park am Karlsruher Schloss gefunden (Spelda 2005).
- Cylindroiulus vulnerarius* (Berlese, 1888) [U] – **Tax.:** Diese Art ist anhand der fehlenden Ommatidien von anderen einheimischen Arten der Familie Julidae leicht zu unterscheiden. Eine gute Beschreibung findet sich in Blower (1985). **Komm.:** Bisher liegen nur drei Funde der ursprünglich aus Italien stammenden Art aus einem Garten in Waltrop (Nordrhein-Westfalen) (Decker & Hannig 2011), der Außenanlage des Botanischen Gartens der Ruhr-Universität Bochum (Decker et al. 2015a) und einem Gewächshaus des Botanischen Gartens in Potsdam (Decker et al. 2014) vor. Die Art ist wahrscheinlich noch in weiteren Garten- und Parkanlagen zu erwarten und wird als unbeständig angesehen.
- Hirudisoma pallidum* (Fanzago, 1880) [U] – **Tax.:** Beschreibungen und Hinweise zur Bestimmung finden sich in Fanzago (1880), Verhoeff (1930a) sowie Verhoeff (1930b) (als *H. aprutianum* Verhoeff, 1930). **Komm.:** Die Art kommt in Italien in der Emilia-Romagna und in Kalabrien vor (Kime & Enghoff 2011). *H. pallidum* wurde in Deutschland bisher nur einmal in einem Auwald am Rhein bei Altlußheim in Baden-Württemberg nachgewiesen (Decker et al. 2025). Ob die Art auch in den umliegenden Rheinauen vorkommt und sich eventuell schon etabliert hat, muss geprüft werden.
- Ophiulus germanicus* (Verhoeff, 1896) [U] – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Verhoeff (1896) erfolgt. **Komm.:** Diese ursprünglich aus dem italienischen Alpenraum stammende Art (Foddai et al. 1995) wurde an der Lenne, nahe dem Campingplatz Hohensyburg in Dortmund-Syburg nachgewiesen (Reip et al. 2012). Bei diesem Fund muss von einer Verschleppung ausgegangen werden. Die Art ist zwar auch an anderen Orten zu erwarten, aber es ist ungewiss, ob die Tiere in Deutschland auch dauerhaft Populationen aufbauen können.
- Oxidus gracilis* (C. L. Koch, 1847) [U] – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Blower (1985) oder Hauser & Voigtländer (2019) erfolgt. **Komm.:** *O. gracilis* ist häufig in Gewächshäusern in Deutschland und Europa anzutreffen (Decker et al. 2014). Die Art ist aber auch in der Lage, außerhalb von Gewächshäusern in großen Komposthaufen, im städtischen Bereich oder in Wärmegunsträumen (Bodensee) bei milden Wintern größere Populationen aufzubauen, die allerdings vermutlich nicht stabil sind.
- Polydesmus coriaceus* Porat, 1870 [U] – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Blower (1985) erfolgt. **Komm.:** Diese atlantische Art ist von Portugal bis nach Großbritannien verbreitet und erreicht in Belgien ihre östliche Verbreitungsgrenze. Außerdem existieren noch wenige Vorkommen im Süden der Niederlande (Kime & Enghoff 2011). *P. coriaceus* bevorzugt Wälder auf sandigem oder lehmigem Untergrund, ist aber auch im Offenland anzutreffen (Kime 2004). Die Art wurde bisher nur einmal auf einem Acker (Weizen) bei Aachen nachgewiesen (Decker et al. 2015b). Weitere gezielte Nachsuchen in der Region müssen zeigen, ob die Art dort weiter verbreitet und etabliert ist.
- Polydesmus susatensis* Verhoeff, 1934 [U] – **Tax.:** Die Bestimmung ist nach Verhoeff (1934) erfolgt. **Komm.:** *P. susatensis* wurde zwar aus Deutschland von einem Friedhof aus Soest in Nordrhein-Westfalen beschrieben, stammt aber höchstwahrscheinlich ursprünglich aus den Pyrenäen. Die Art wurde seitdem nicht wieder auf diesem Friedhof gezielt nachgesucht oder in anderen ähnlichen urbanen Habitaten gefunden. Eine Etablierung in Deutschland ist daher fraglich.

Adressen

Dr. Ulrich Burkhardt
Struvestraße 9
02826 Görlitz
E-Mail: soil-organism-research@gmx.net

Dr. Peter Decker
Blumenstraße 5
02826 Görlitz
E-Mail: decker@myriapoden-info.de

und

Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Am Museum 1
02826 Görlitz

Dr. Harald Hauser
Westmarken 41a
25826 St.Peter-Ording
E-Mail: hauser.harald@web.de

E. Norman Lindner
Lazarusstraße 34
04347 Leipzig
E-Mail: lindner@myriapoden-info.de

und

Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Am Museum 1
02826 Görlitz

Dr. Leif Moritz
Museum Koenig Bonn – Leibniz-Institut zur Analyse
des Biodiversitätswandels
Adenauerallee 160
53113 Bonn
E-Mail: moritz.leif@gmail.com

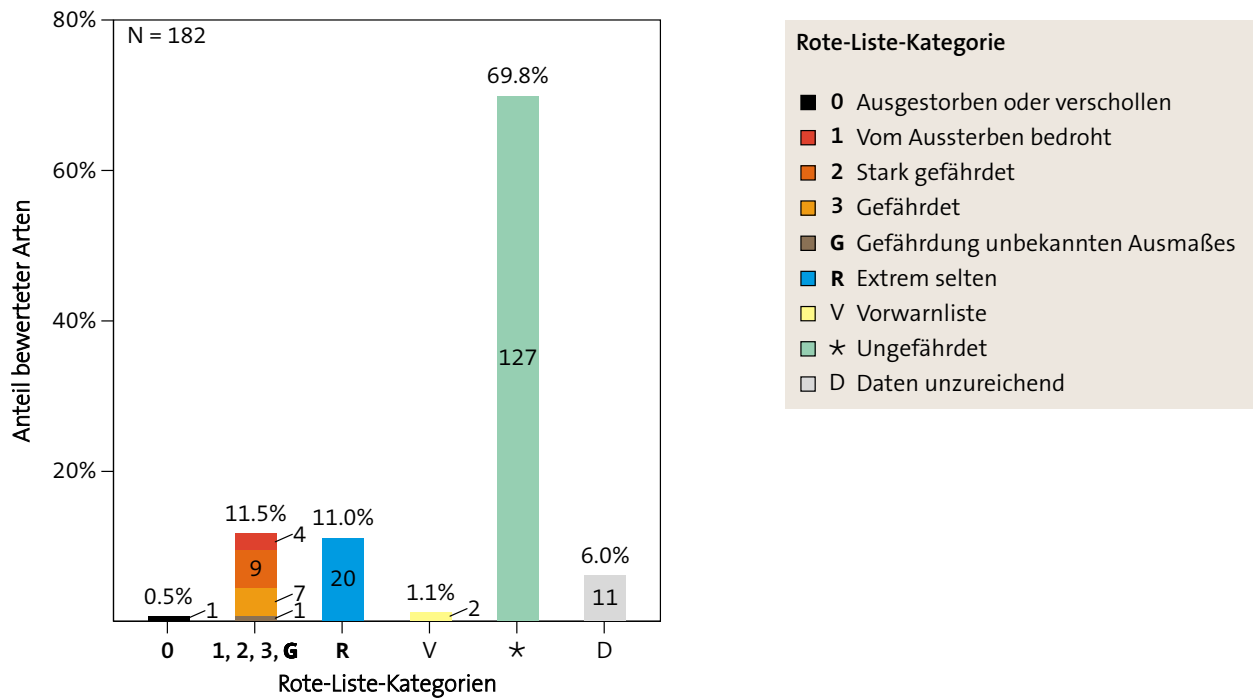
Dr. Hans Reip
Leipziger Straße 7
07743 Jena
E-Mail: reip@myriapoden-info.de

und

Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Am Museum 1
02826 Görlitz

Dr. Jörg Spelda
Über der Glonn 24
85238 Petershausen
E-Mail: spelda@myriapoden-info.de

Dr. Karin Voigtländer
Dorfallee 74c
02829 Neißeau
E-Mail: karin.voigtlaender@senckenberg.de
und
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Am Museum 1
02826 Görlitz



Verteilung der bewerteten Hundertfüßer und Doppelfüßer Deutschlands auf die Rote-Liste-Kategorien (N = 182). 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 Hundertfüßer und Doppelfüßer Deutschlands (N = 182) auf die Rote-Liste-Kriterien

51,6 % (absolut: 94) der bewerteten einheimischen Hundertfüßer und Doppelfüßer werden aktuell als „selten“ bis „extrem selten“ eingeschätzt. 46,7 % (absolut: 85) gelten als „mäßig häufig“ bis „sehr häufig“.

Neben der 1 in Deutschland **ausgestorbenen oder verschollenen** Art zeigen 13,7 % (absolut: 25) der bewerteten einheimischen Hundertfüßer und Doppelfüßer in den vergangenen 120 Jahren einen **negativen Bestandstrend**. Die Bestände von 66,5 % (absolut: 121) der Taxa sind **langfristig stabil** geblieben, 4,9 % (absolut: 9) nahmen **langfristig deutlich zu**. Für die Einschätzung des langfristigen Bestandstrends von 14,3 % (absolut: 26) der Taxa ist die **Datenlage unzureichend**.

In den vergangenen 25 Jahren haben 9,3 % (absolut: 17) der bewerteten einheimischen Hundertfüßer und Doppelfüßer in ihren **Beständen abgenommen**. Während die Bestände von 68,7 % (absolut: 125) der Taxa im genannten Zeitraum **stabil geblieben** sind, konnte für 2,7 % (absolut: 5) der Taxa eine **deutliche Bestandszunahme** festgestellt werden. Für die Einschätzung des kurzfristigen Bestandstrends von 18,7 % (absolut: 34) der Taxa ist die **Datenlage unzureichend**.

Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Hundertfüßern und Doppelfüßern

Deutschland ist für die weltweite Erhaltung von 7 Doppelfüßer-Taxa in **besonders hohem Maße verantwortlich**. Davon sind 4 Taxa nationale **Endemiten**. Für 3 weitere Taxa ist Deutschland für die weltweite Erhaltung **in hohem Maße** und für 2 weitere Taxa **in besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten** verantwortlich.



10 Jahre nach dem Erscheinen der Vorgängerliste von 2016 liegt eine aktualisierte Rote Liste der Hundertfüßer und Doppelfüßer vor. Sie gibt in differenzierter Form Auskunft über unsere wildlebenden Hundertfüßer und Doppelfüßer sowie über ihre Gefährdungssituation. Behandelt werden nicht nur die in ihrem Bestand bedrohten Arten und Unterarten, sondern alle 189 als etabliert geltenden Hundertfüßer und Doppelfüßer.

Die Rote Liste der Hundertfüßer und Doppelfüßer geht wie alle Roten Listen über eine reine Inventur und die Beschreibung von Bestandstrends und Rückgangsursachen hinaus. Für viele Arten wurden ausführliche Kommentare verfasst, die die Entwicklungen im Detail erläutern. Rückgangsursachen werden beleuchtet und Empfehlungen zur Optimierung der Lebensräume mittels Hilfs- und Schutzmaßnahmen gegeben. Zudem wird die Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Arten und Unterarten eingeschätzt.

Die Rote Liste wurde von erfahrenen Experten und Expertinnen der BodenzooLOGIE und Naturschutzbiologie verfasst. Mit ihr liegt Band 12 der Reihe „Rote Liste der Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands“ 2020 ff. vor.



ISBN 978-3-7843-9255-4



9 783784 392554