

PECKIANA



14 · 2021

Die Edaphobase-Länderstudien

Synökologische Untersuchungen von Bodenorganismen in einem Biotop- und Standortgradienten in Deutschland 2014–2018

Andreas Toschki, Ulrich Burkhardt, Henning Haase, Hubert Höfer, Stephan Jänsch,
Johanna Oellers, Jörg Römbke, Martina Roß-Nickoll, Jörg-Alfred Salamon,
Rüdiger M. Schmelz, Björn Scholz-Starke und David Russell

Senckenberg · Museum für Naturkunde Görlitz

Herausgeber/Publisher

Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt am Main, Germany
Institute: Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, Germany

Chefredakteur/Editor-in-Chief

Willi Xylander
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz — PF 300 154, 02806 Görlitz, Germany
Email: Willi.Xylander@senckenberg.de

Verantwortlicher Redakteur des Bandes/Editor of this volume

Andreas Toschki, gaiaC – Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung, Germany

Titelbild/Frontcover

Fotocollage aus Bildquellen des gaiaC – Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung

Layout

Jacqueline Gitschmann, Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, Germany

Herstellung/Production

Eigenverlag Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz

Druck/Print

Printed by Gustav Winter Druckerei und Verlagsgesellschaft mbH, Herrnhut, Germany. Printed on environmentally friendly paper.

Vertrieb/Distribution

Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz — Library, PF 300 154, 02806 Görlitz, Germany
Email: library-gr@senckenberg.de

Bestellhinweise/Subscription Information

Die 'Peckiana' ist zu beziehen über ein Bestellformular (www.senckenberg.de/peckiana), bitte ausgefüllt per E-mail oder Post an die Bibliothek zurück senden. Für weitere Informationen über Zahlung und Versand wenden Sie sich bitte direkt an die Bibliothek oder nutzen Sie unsere Website.

To buy PECKIANA please fill out the orderform (www.senckenberg.de/peckiana) and send it back to us either per e-mail or by post (printed and signed) to our library. For information concerning purchase and payment, please contact the responsible librarian in Görlitz or see the website.

Website

www.senckenberg.de/peckiana

© Senckenberg Museum of Natural History Görlitz · 2021

Alle Rechte vorbehalten. Die Verfasser sind für den Inhalt ihrer Abhandlungen allein verantwortlich.

All rights reserved. The scientific content of a paper is the sole responsibility of the author(s).

Editum

07.10.2021

ISSN

1618-1735 (Print)

2511-1000 (Online)

PECKIANA



14 · 2021

Die Edaphobase-Länderstudien

Synökologische Untersuchungen von Bodenorganismen in einem
Biotop- und Standortgradienten in Deutschland 2014–2018

Andreas Toschki, Ulrich Burkhardt, Henning Haase, Hubert Höfer, Stephan Jänsch,
Johanna Oellers, Jörg Römbke, Martina Roß-Nickoll, Jörg-Alfred Salamon,
Rüdiger M. Schmelz, Björn Scholz-Starke und David Russell

Inhalt

Abstract	1
2 Einleitung	2
3 Konzeption und Ziele der Länderstudien	3
3.1 Theoretischer Hintergrund	3
3.1.1 Grundlagen der Bewertung der biologischen Bodenqualität	3
3.1.2 Klassifikation von Standorten	3
3.1.3 Ableitung von Referenzwerten für Bodenlebensgemeinschaften.....	4
3.1.4 Die Edaphobase-Länderstudien	5
3.2 Auswahl und Vorstellung der Bodenorganismengruppen.....	7
3.2.1 Kriterien der Auswahl	7
3.2.2 Oribatida (Hornmilben)	7
3.2.3 Collembola (Springschwänze)	8
3.2.4 Diplopoda (Doppelfüßer) und Chilopoda (Hundertfüßer)	9
3.2.5 Lumbricidae (Regenwürmer)	10
3.2.6 Enchytraeidae (Kleinringelwürmer)	10
3.2.7 Artenzahlen der ausgewählten Tiergruppen.....	11
4 Material und Methoden	12
4.1 Probenahme-Design und generelle Durchführung.....	12
4.2 Habitatparameter	13
4.2.1 Trockenrückstand und Wassergehalt	13
4.2.2 Trennung in die Grob- und Feinfraktion des Bodens.....	13
4.2.3 Messung des pH-Werts	13
4.2.4 Gesamt-Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und C/N-Verhältnis	13
4.2.5 Anorganisches Karbonat	14
4.2.6 Bodentextur	14
4.2.7 Ellenbergzahlen	14
4.3 Vegetationsaufnahmen	14
4.4 Erfassung und Determination der Bodenorganismen	15
4.4.1 Oribatida und Collembola	15
4.4.2 Myriapoda	17
4.4.3 Lumbricidae.....	18
4.4.4 Enchytraeidae.....	20
4.5 Auswertungsmethodik	20

5 Die Länderstudie im Nationalpark Eifel: „Bodenökologische Untersuchung von Fichtenforsten, Buchen- und Eichenwaldbeständen“	21
5.1 Problemstellung und Zielsetzung der Länderstudie im Nationalpark Eifel	21
5.2 Untersuchungsgebiet	21
5.2.1 Geografische Lage	21
5.2.2 Klima	21
5.2.3 Untersuchungsflächen	25
5.3 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung	25
5.3.1 Bodenkundliche Angaben	25
5.3.2 Vegetationskundliche Aufnahmen	25
5.4 Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Bodentiergruppen	37
5.4.1 Oribatida	37
5.4.2 Collembola	48
5.4.3 Diplopoda	55
5.4.4 Chilopoda	62
5.4.5 Lumbricidae	69
5.4.6 Enchytraeidae	77
5.5 Taxonübergreifende Charakterisierung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotoptypen	85
5.6 Auswertung der Fragestellungen und Empfehlungen für den Nationalpark Eifel	89
 6 Die Länderstudie in Sachsen: „Bodenökologische Untersuchung von Kiefern- und Buchenwäldern sowie Sandäckern“	 90
6.1 Problemstellung und Zielsetzung der Länderstudie im Land Sachsen	90
6.2 Untersuchungsgebiet	91
6.2.1 Geografische Lage	91
6.2.2 Klima	91
6.2.3 Untersuchungsflächen	91
6.3 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung	99
6.3.1 Bodenkundliche Angaben	99
6.3.2 Vegetationskundliche Aufnahmen	100
6.4 Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Bodentiergruppen	104
6.4.1 Oribatida	104
6.4.2 Collembola	115
6.4.3 Diplopoda	124
6.4.4 Chilopoda	129
6.4.5 Lumbricidae	136
6.4.6 Enchytraeidae	145

6.5	Taxonübergreifende Charakterisierung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotoptypen	155
6.6	Auswertung der Fragestellungen des LfULG	158
7	Die Länderstudie im Freistaat Bayern: „Bodenökologische Untersuchung von Acker- und Graslandstandorten“	159
7.1	Problemstellung und Ziele der Länderstudie im Freistaat Bayern	159
7.2	Untersuchungsgebiet	161
7.2.1	Geografische Lage	161
7.2.2	Klima	161
7.2.3	Untersuchungsflächen	163
7.3	Ergebnisse zur Standortcharakterisierung	163
7.3.1	Bodenkundliche Angaben	163
7.3.2	Vegetationskundliche Aufnahme	168
7.4	Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Bodentiergruppen	170
7.4.1	Oribatida	170
7.4.2	Collembola	176
7.4.3	Diplopoda	182
7.4.4	Chilopoda	188
7.4.5	Lumbricidae	193
7.4.6	Enchytraeidae	202
7.5	Taxonübergreifende Charakterisierung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotoptypen	212
7.6	Auswertung der Fragestellungen und Empfehlungen für den Freistaat Bayern..	213
7.6.1	Wie beeinflussen Bodeneigenschaften die Bodenbiodiversität?	213
7.6.2	Wie beeinflussen Bewirtschaftungsmaßnahmen die Bodenbiodiversität?..	213
7.6.3	Gibt es eine bodenbiologische Beurteilungsgrundlage für landwirtschaftliche Böden?	213
7.6.4	Können Bodentiere als Indikatoren für agrarökologische Fragestellungen identifiziert werden?	215
7.6.5	Empfehlungen zum weiteren Vorgehen	215
8	Die Länderstudie in Sachsen-Anhalt: „Bodenökologische Untersuchung verschiedener extensiver FFH-Grünlandtypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, basenreiche Halbtrockenrasen)“	216
8.1	Problemstellung und Zielsetzung der Fallstudie in ausgewählten FFH-Lebensraumtypen in Sachsen-Anhalt	216
8.2	Untersuchungsgebiet	217
8.2.1	Geografische Lage	217

8.2.2 Klima	217
8.2.3 Untersuchungsflächen	218
8.3 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung	224
8.3.1 Bodenkundliche Angaben.....	224
8.3.2 Vegetationskundliche Aufnahme (Forschungsinstitut gaiac)	226
8.4 Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Bodentiergruppen	232
8.4.1 Oribatida	232
8.4.2 Collembola	240
8.4.3 Diplopoda	250
8.4.4 Chilopoda	255
8.4.5 Lumbricidae.....	261
8.4.6 Enchytraeidae.....	268
8.5 Taxonübergreifende Charakterisierung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotoptypen.....	279
8.6 Auswertung der Fragestellungen in Bezug auf die ausgewählten FFH-Lebensraumtypen in Sachsen Anhalt.....	282
9 Abschlusssdiskussion	284
10 Zusammenfassung.....	288
11 Danksagung.....	288
12 Literatur.....	289
13 Anhang.....	303
13.1 Anhang Gesamtartenlisten	303
13.2 Anhang NP Eifel	310
13.3 Anhang Sachsen.	327
13.4 Anhang Bayern.....	342
13.5 Anhang Sachsen-Anhalt.....	352



Die Edaphobase-Länderstudien

Synökologische Untersuchungen von Bodenorganismen in einem Biotop- und Standortgradienten in Deutschland 2014–2018

Andreas Toschki^{1,*}, Ulrich Burkhardt², Henning Haase³, Hubert Höfer⁴, Stephan Jänsch⁵, Johanna Oellers^{1,*}, Jörg Römbke⁵, Martina Roß-Nickoll⁶, Jörg-Alfred Salamon⁸, Rüdiger M. Schmelz^{5,7}, Björn Scholz-Starke^{6,9} und David Russell²

¹ gaiac – Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und –bewertung e. V., Kackertstr. 10, 52072 Aachen, Germany

² Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, Am Museum 1, 02826 Görlitz, Germany

³ Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e. V., Sonnenstraße 19, 02826 Görlitz, Germany

⁴ Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, Erbprinzenstr. 13, 76133 Karlsruhe, Germany

⁵ ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstraße 2-14, 65439 Flörsheim am Main, Germany

⁶ Institut für Umweltforschung, RWTH Aachen University, Worringerweg 1, 52074 Aachen, Germany

⁷ Universidad de A Coruña, Fac. Ciencias. GIBE, Grupo de Investigación en Biología Evolutiva. CICA, Centro de Investigaciones Científicas Avanzadas. As Carballeiras s/n. Campus de Elviña. 15071 A Coruña, Spain

⁸ Institute of Ecology and Evolution & Field Station Schapen, University of Veterinary Medicine Hannover, Bünteweg 17d, 30559 Hannover, Germany

⁹ darwin statistics, Von-Broich-Strasse 23, 52072 Aachen, Germany

* Corresponding authors: toschki@gaiac-eco.de, oellers@gaiac-eco.de

unter Mitarbeit von: Jonas Hausen[†], Franz Horak, Stephan Lesch, Svenja Luther, Susanne Miller, Richard Ottermanns, Florian Raub, Sebastian Rick, Adam Scheffczyk, Nadine Willius, Carmen Zien

DOI 10.34750/peck14-2021

Received 26 Februar 2020

Published 7 Oktober 2021

Abstract

The ecological-taxonomic information system ‘Edaphobase’ was developed in a first phase (2009-2013) as a publically available data warehouse for soil zoological data. In a second project phase (2013-2018), the aim was to review the database with regard to its applicability in applied soil-biodiversity (e.g. monitoring) studies and to further develop the database and its data linkages in line with data and assessment requirements. A central aspect of this was the Edaphobase nationwide field monitoring, the results of which are presented in this publication and in which the application of Edaphobase for concrete nature conservation issues of various state authorities was tested, e.g. for assessing – from a biodiversity viewpoint the quality and conservation status of soil. For this purpose, data for different soil animal groups (Oribatida, Collembola, Chilopoda, Diplopoda, Lumbricidae, Enchytraeidae) were collected in the four federal states of North Rhine-Westphalia, Saxony-Anhalt, Saxony and Bavaria; in parallel, data on the vegetation and various other site (in particular, soil) parameters were recorded. In each region, three different habitat types were selected in order to cover as broad a spectrum of habitat types as possible. Two habitat gradients (acidic and base-rich) were investigated, and the habitat types ranged from semi-natural vegetation (e.g. semi-natural forest sites), grassland vegetation (Nardus grassland, calcareous semi-dry grassland) to third-order substitute communities (arable land). Sampling was carried out according to standardised methods for specific animal groups in 2014 (North Rhine-Westphalia, Saxony) and 2015 (Bavaria, Saxony-Anhalt). The collected data were analysed synecologically, statistically and with the help of Edaphobase in regard to previously formulated questions of the

state authorities. The results show that the occurrence and distribution of soil animals form recurring patterns that depend on the habitat type and the site conditions. The typical (= recurring) species compositions were characterised and presented in the form of reference profiles. It could be shown that soil animal groups are suitable for site characterisation and evaluation of anthropogenic influences. Furthermore, the data of the Edaphobase nationwide field monitoring expanded the Edaphobase database for the various animal groups and for many habitat types, some of which are relevant for nature conservation. The study, which was coordinated by the Research Institute for Ecosystem Analysis and Assessment, gaiac (Aachen), was carried out in close cooperation with the following partners: Senckenberg Museum for Natural History Görlitz, ECT Oekotoxikologie GmbH (Flörsheim a. M.), State Museum for Natural History Karlsruhe, Institute for Biology, Institute for Environmental Research (Biology V) of the RWTH Aachen University, Dr. Jörg-Alfred Salamon and Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.

Keywords Biodiversität | Bodenzoologie | Biotoptypen | Naturschutz | Synökologie

2 Einleitung

Das Edaphon als Gesamtheit der im Boden lebenden Organismen besteht aus Bodenflora und Bodenfauna. Die Bodenflora setzt sich maßgeblich aus Pilzen, Algen, Flechten und Bakterien zusammen. Zur Bodenfauna gehören zahlreiche einzellige bis mehrzellige Tiergruppen, die sich unterschiedlichen Größenklassen (Durchmesser) zuordnen lassen:

- Mikrofauna (< 0,2 mm): z. B. Protista, Rotatoria, Nematoda
- Mesofauna (0,2–2 mm): z. B. Acari, Collembola, Enchytraeidae
- Makrofauna (> 2–20 mm): z. B. Lumbricidae, Isopoda, Gastropoda, Insecta, Myriapoda
- Megafauna (> 20 mm): Wirbeltiere (u. a. Maulwurf, Wühlmaus)

Die größte Zahl der Bodenorganismen besiedelt die luft- und wassergefüllten obersten Bodenschichten, die durch Humus und Streuauflage gekennzeichnet sind. Bodentiere haben einen wesentlichen Anteil (5–10 %) an den Um- und Abbauprozessen der organischen Substanz im Boden (Petersen & Luxton 1982). Durch die Zerkleinerung und Umsetzung des abgestorbenen organischen Materials machen sie dieses der weiteren Mineralisierung und Humifizierung durch Bodenmikroorganismen zugänglich. Damit haben sie einen entscheidenden Einfluss auf die Stoffströme (z. B. Nährstoffkreislauf, CO₂-Fixierung) im Boden und somit auch auf die Bodenfruchtbarkeit (De Vries et al. 2016). Zugleich sind Bodenorganismen erheblich an weiteren ökosystemaren Dienstleistungen wie der Aufrechterhaltung der Bodenstruktur, dem Schutz des Grundwassers oder der Detoxifizierung belasteter Böden beteiligt (Bardgett & Van der Putten 2014). Diese Prozesse und Funktionen werden durch ein Netzwerk verschiedenster Organismen mehrerer

trophischer Ebenen gewährleistet (Turbé et al. 2010, Wurst et al. 2012). Zugleich tragen sie als wichtiger Teil des Nahrungsnetzes zum Erhalt der Diversität höherer Organismen (Säuger, Vögel etc.) (Lee 1985) bei. Der nachhaltige Schutz des Bodens und seiner natürlichen Funktionen sollte somit auch durch die Kenntnis und die Erhaltung der strukturellen und funktionalen Diversität der Bodenorganismen (Bodenlebensgemeinschaft = Bodenbiozönose) gewährleistet werden (Römbke et al. 2016).

Die Zusammensetzung der Bodenlebensgemeinschaft an einem gegebenen Standort ist abhängig von zahlreichen biotischen und abiotischen Faktoren. Sie wird einerseits durch die Pflanzen (Vegetationstyp) und somit von der Kultivierungsform und Historie der menschlichen Bewirtschaftung bestimmt, andererseits ist sie abhängig von Umweltfaktoren, vor allem den Bodeneigenschaften (z. B. pH-Wert, Feuchte, Bodenart, Bodentyp oder Nährstoffgehalt) sowie der Nahrungsqualität (z. B. Nadelstreu, Laubstreu). Darüber hinaus spielen sowohl biologische Faktoren (u. a. Fraßdruck, Konkurrenz) als auch anthropogene Faktoren (z. B. Kontaminationen oder Bodenverdichtung) standortspezifisch eine Rolle (vgl. Lee 1985, van Straalen 1997). Es ist bekannt, dass die Biozönose des Bodens in hohem Maße durch äußere Störungen beeinträchtigt bzw. gefährdet werden kann (EU 2006a, EU 2006b, Toschki 2008, Gardi et al. 2013). Dennoch ist das Wissen um die ökologische Verteilung einzelner Arten auf spezifischen Standorttypen sowie deren Funktionen innerhalb der jeweiligen Bodenbiozönosen sehr rudimentär. Das liegt zum einen an der geringen Größe vieler Bodenorganismen und zum anderen an der Komplexität der Beziehungsgefüge zwischen den vielen Arten in einem Bodenökosystem. Bislang existieren nur sehr wenige systematische, ökologische und raumbezogene Untersuchungen zu Bodenorganismen. Dieses Defizit wurde in den letzten Jahren sowohl auf europäischer (z. B. durch die Vorhaben

ENVASSO (Bispo et al. 2009) und EcoFINDERS (Lemanceau et al. 2015)) als auch deutscher (z. B. durch das Umweltbundesamt: Ross-Nickoll et al. 2004, Römbke et al. 2012) Ebene angegangen, so dass sich die Kenntnisse hinsichtlich der Diversität und Verbreitung von Bodenorganismen deutlich verbessert haben, was sich u. a. im „European Atlas of Soil Biodiversity“ niedergeschlagen hat (Jeffrey et al. 2010).

Besonders ist in diesem Zusammenhang die durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte Initiative zur Entwicklung der Datenbank Edaphobase (EB: www.edaphobase.org) hervorzuheben (Burkhardt et al. 2014), die Daten und Informationen zu Vorkommen und Ökologie von Bodentieren aus Literatur, Projektberichten sowie Sammlungen zusammenführt und der interessierten Öffentlichkeit zur Verfügung stellt. Sie wurde in einer ersten Projektphase (2009-2013) entwickelt, um u.a. bereits existierende Sammlungsdatenbanken zu verknüpfen. In einer zweiten Projektphase (2013-2018) wurde Edaphobase auch für die Darstellung ökologischer Datensätze weiterentwickelt. Ziel dieses Projekts war es, Informationen zu Bodentieren zentral zu sammeln und für weitere Untersuchungen zur Verfügung zu stellen. Dies bezog sich zum Einen auf Art und Umfang der Datenerhebung (d. h. Artname, Fundort, Funddatum, sonstige Metadaten), aber auch auf die Weiterentwicklung von Methoden und Standards, die aus den Erfahrungen bisheriger Untersuchungen abgeleitet werden können. Bestandteil dieser zweiten Projektphase waren auch die Länderstudien mit dem Ziel, die Anwendbarkeit von Datenbanken wie Edaphobase für naturschutzfachliche Fragestellungen verschiedener Behörden z. B. zu Qualität und Ökologie terrestrischer Lebensgemeinschaften, dem Erhaltungszustand des Bodens oder anthropogenen Stressoren zu testen.

3 Konzeption und Ziele der Länderstudien

3.1 Theoretischer Hintergrund

3.1.1 Grundlagen der Bewertung der biologischen Bodenqualität

Bisher gibt es in Europa nur wenige rechtliche Empfehlungen zum Schutz der Bodenorganismen oder ihrer Diversität (Römbke et al. 2016). Zwar wird im § 2 des deutschen Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) darauf hingewiesen, dass die natürlichen Funktionen des Bodens, d. h. auch seine Funktion als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, zu schützen sind, doch fehlen genauere Vorgaben zur Umsetzung. Zudem wird

in der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2011) der Lebensraum Boden kaum berücksichtigt. Ebenso ist das Schutzgut Boden in der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie, EU 1992) nur indirekt über die Lebensräume abgedeckt, konkrete Benennungen der Bodenlebewesen fehlen. Auf der Ebene der Europäischen Union lassen sich in einzelnen Richtlinien, z. B. zur Pflanzenschutzmittelregistrierung (EC 2009), Hinweise darauf finden, dass die Biodiversität von Organismen (inklusive der im Boden lebenden) ein Schutzziel der EU ist und dass dieses Schutzziel zwei Komponenten enthält: Den Schutz der Struktur (z. B. die Artenzusammensetzung) sowie den Schutz der Funktionen (u. a. die Leistung beim Abbau organischen Materials) von Organismengemeinschaften. Im politischen Kontext hat die Relevanz des Schutzes der Bodenbiodiversität in den letzten Jahren zugenommen, da sich die von Organismen erbrachten Leistungen inzwischen sowohl quantifizieren als auch (finanziell) bewerten lassen (Rutgers et al. 2010, Turbé 2010, Brussaard 2012). Die Kenntnis typischer Bodenlebensgemeinschaften bzw. auch deren genaue ökologische Verteilung in bestimmten Lebensräumen (Biotopen) als Grundlage einer notwendigen Referenzwertbildung ist jedoch stark defizitär.

3.1.2 Klassifikation von Standorten

Das Vorkommen von Arten und insbesondere von Artengemeinschaften richtet sich nicht ausschließlich nach einem standortspezifischen Faktor, sondern hängt von endogenen und exogenen Faktorenkomplexen (beruhend auf Umweltvariablen und biotischen Interaktionen wie z. B. Konkurrenz) ab, die für Bodenorganismen meist nicht bekannt sind. Zudem ist es nicht leicht, das räumliche Vorkommen von Bodenorganismengemeinschaften in der Landschaft zu bestimmen. Daher werden schon seit einigen Jahren integrative Ansätze zur Beurteilung von Arten und Artengemeinschaften in der Landschaft gefordert und entwickelt (vgl. Lennartz & Roß-Nickoll 1999, Lennartz 2003, Roß-Nickoll et al. 2004, Toschki 2008, Dauber et al. 2016). Als räumlich abgrenzbare Bezugssysteme wurden beispielsweise der Biotoptypenansatz nach Riecken et al. (2003) oder, auf europäischer Ebene, die EUNIS-Habitatklassifikation (2016) entwickelt. Diese hierarchisch organisierten Biotoptypen wurden primär anhand der Landnutzung, der Vegetation sowie der Bodeneigenschaften definiert, doch wurde vor kurzem vorgeschlagen, sie auch für die Klassifikation von Bodenorganismengemeinschaften zu verwenden. Hierzu wurden in einem Projekt des Umweltbundesamts (Römbke et al. 2012) bodenzoologische Datensätze

systematisch erfasst und alle erfassten Standorte, soweit Standortangaben dazu vorlagen, einem Biotoptyp nach Riecken et al. (2003) zugeordnet. Die meisten Standorte konnten dabei nur einem Basistyp zugeordnet werden, und somit ist bisher auf der Grundlage der vorliegenden Daten eine Auswertung nur für vier Basistypen möglich: 1) Äcker und Ackerbrachen (Biotoptyp-Nummer 33), 2) Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (kurz: Grasland) (Nr. 34), 3) Laub(Misch)wälder und -forste (Nr. 43) und 4) Nadel(Misch)wälder und -forste (Nr. 44). In der Standard-Biotoptypenliste für Deutschland sind jedoch insgesamt 44 Basistypen (1. Ebene) mit ca. 1000 Untertypen aufgeführt. Hiervon können 21 Basistypen für Fragen zur Bodenbiodiversität als relevant eingestuft werden (Toschki et al. 2015). Die bisher vorliegenden Daten zur Verteilung von Bodenorganismen sind in die Datenbank Edaphobase eingegangen, so dass diese Informationen als grobe Bewertungsgrundlage dienen können. Um eine genauere Kenntnis der Verteilung von Bodenorganismen in verschiedenen Lebensräumen zu erhalten, wurde u. a. das vorliegende Projekt, eingebunden in weitere Länderstudien, durchgeführt. Dabei liegt der Schwerpunkt der Arbeiten in der Ermittlung von Verteilungsmustern in Abhängigkeit vom Lebensraum. Dazu wurden edaphische (z. B. pH-Wert, C_{org}) und ökologisch-soziologische Kriterien (u. a. Interaktion mit anderen Tierarten und der Vegetation) sowie weitergehende Landschaftsmerkmale wie beispielsweise die Höhenstufe mit einbezogen, die auch über den Rahmen der Standard-Biotoptypen hinausreichen.

3.1.3 Ableitung von Referenzwerten für Bodenlebensgemeinschaften

Die an einem Standort festgestellte Diversität oder Leistung von Bodenorganismen (d. h. der Ist-Zustand) sagt, für sich allein genommen, nichts über den ökologischen Zustand der jeweiligen Bodenorganismengemeinschaft aus (Römbke et al. 2013). Dazu muss vorab ein Beurteilungsmaßstab (d. h. ein Referenzsystem, aus dem Soll-Werte abgeleitet werden können) für die jeweilige Organismengruppe und den verwendeten Messparameter (z. B. Abundanz, Artenzahl oder Artenzusammensetzung) festgelegt werden, um eine bestimmte Beobachtung als positiv oder negativ beurteilen zu können. Es ist also notwendig, solche Referenzen, z. B. im Sinne eines „guten ökologischen Zustands“, zu definieren, da nur so eine Abweichung erkannt und bewertet werden kann (Toschki 2008, Rutgers et al. 2010).

In Analogie zu ähnlichen Ansätzen in der Vegetationskunde (vgl. Dierschke 1994) und für aquatische Systeme, wie z. B. der EU-Wasserrahmenrichtlinie (u. a. Wright et al. 2000), kann ein Referenzsystem für Bodenorganismen am besten mittels der Erfassung der Diversität und Struktur auf möglichst vielen Standorten mit möglichst gleichen Eigenschaften (d. h. eines Biotoptyps) erarbeitet werden, wobei eindeutig gestörte Flächen zu vermeiden sind (Ruf et al. 2013). Innerhalb solcher Reihenuntersuchungen kann dann eine qualitative Beurteilung von Arten und Artengruppen hinsichtlich ihres Status in der Lebensgemeinschaft stattfinden und somit die Struktur der Lebensgemeinschaft beschrieben werden (vgl. Abb. 1).

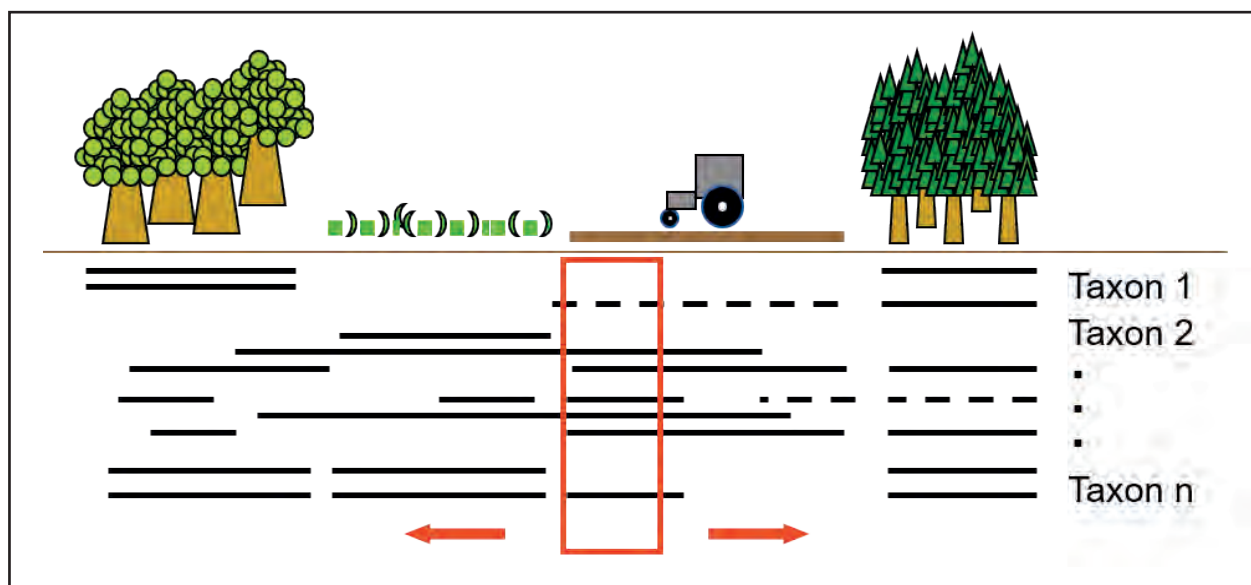


Abb. 1: Schematische Darstellung der biotoptypspezifischen Biodiversität (charakteristische Artenverbindung) basierend auf der Präsenz und Absenz verschiedener Taxa.

Zur praktischen bodenökologischen Bewertung müssen zudem auf der Basis der erhobenen Daten verschiedene Erhaltungszustände sowie eine Schwelle definiert werden, ab der eine Störung als erhebliche bzw. nicht annehmbare Beeinträchtigung gelten muss (vgl. **Abb. 2**). Das heißt, ein Referenzsystem zum Umgang mit der standortbezogenen Diversität von Bodenorganismen besteht einerseits aus Daten zu denjenigen Arten, die an einem Standort mit spezifischen Bedingungen (Klima, Bodenfaktoren, Region usw.) auftreten sollten und andererseits aus einer Vorstellung, wann eine Abweichung von der Erwartung als negativ zu bewerten ist (Jänsch et al. 2013, Römbke et al. 2013).

3.1.4 Die Edaphobase-Länderstudien

Im Rahmen der zweiten Phase (2013-2018) des Edaphobase-Datenbankprojekts wurden die deutschlandweiten Länderstudien durchgeführt. Ziele der Untersuchungen waren,

- 1) die Prüfung bzw. Weiterentwicklung der Nutzbarkeit der Datenbank für ein bodenbiologisches Monitoring,
- 2) die Bearbeitung konkreter naturschutzfachlicher Fragestellungen dreier Länderbehörden sowie des Nationalparks Eifel,
- 3) die Erstellung eines umfassenden bodenbiologischen Datensatzes zur weiteren Befüllung von Datenlücken in Edaphobase sowie zur Nutzung für die Referenzwertbildung von Bodentier-Lebensgemeinschaften.

Hierzu wurde mit vier verschiedenen Landesbehörden kooperiert, die zu Beginn des Projekts konkrete naturschutzfachliche Fragestellungen formuliert und im weiteren Verlauf die Untersuchungen unterstützt und begleitet haben:

- das Nationalparkforstamt Eifel (Nordrhein-Westfalen),
- die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft,
- das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie,
- das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.

In den vier Bundesländern (Bayern, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Nordrhein-Westfalen, siehe **Tab. 1**) wurde jeweils eine in sich schlüssige Länderstudie durchgeführt, in der die Fragestellung der entsprechenden Behörde bearbeitet wurde. Dabei wurden jeweils drei Biotoptypen hinsichtlich ihrer Lebensgemeinschaften verschiedener Bodentiergruppen (Collembola, Oribatida, Diplopoda, Chilopoda, Lumbricidae, Enchytraeidae) untersucht, darüber hinaus erfolgte die Aufnahme und Auswertung verschiedener Bodenparameter (z. B. Bodenart, Bodentyp, pH-Wert) sowie der Vegetation. Um ein möglichst breites Biotoptypenspektrum abzudecken, wurden zwei Standortgradienten (sauer und basenreich) von naturnaher Vegetation bis zu Ersatzgesellschaften dritter Ordnung untersucht (**Abb. 3**). Die standardisierten Probenahmen bzw. die einheitliche Methodik ermöglichten es, die Artenspektren in den verschiedenen Biotoptypen sowohl innerhalb der einzelnen Länderstudien als auch überregional zu vergleichen und die Tierdaten mit den Umweltparametern sowie der Vegetation in Beziehung

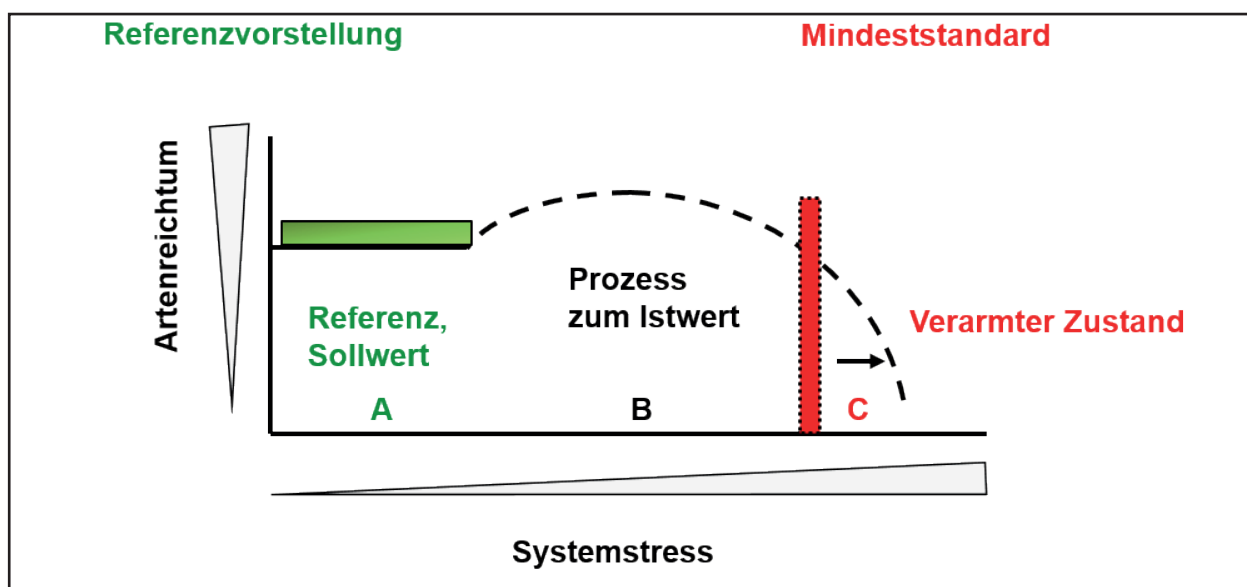


Abb. 2: Ableitung von Schwellenwerten von Referenzzuständen: A, B und C entsprechen verschiedenen Erhaltungszuständen in Bezug auf den Systemstress bzw. eine schädliche Bodenveränderung (z. B. FFH-Gesetzgebung (EU 1992) bzw. BBodSchG 1998).

zu setzen. Die in diesen Studien erhobenen Daten sowie weitere Informationen zu den untersuchten Flächen wurden in den fertiggestellten Länderstudien-Gutachten ausgewertet und können zudem online auf dem Edaphobase-Portal eingesehen und heruntergeladen werden (vgl. Burkhardt et al. 2014, Haase et al. 2018, Salamon et al. 2018, Schmelz et al. 2018, Toschki et al. 2018, Edaphobase 2018).

Die umfangreichen Untersuchungen wurden in der Projektlaufzeit von 2014 bis 2018 in enger Kooperation verschiedener Projektpartner durchgeführt, die jeweils für verschiedene Aufgabenbereiche verantwortlich waren:

- Forschungsinstitut gaiac, Aachen: Koordination des Länderstudienprojekts, Durchführung der Länderstudie im Nationalpark Eifel, Bearbeitung der Oribatida sowie der Vegetation
- ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim: Bearbeitung der Lumbricidae und Enchytraeidae sowie der Länderstudie in Bayern
- Dr. Jörg-Alfred Salamon, Hannover: Bearbeitung der Collembola und der Länderstudie in Sachsen-Anhalt

Tab. 1: Untersuchte Biotoptypen und deren Zuordnung zu den Untersuchungsgebieten bzw. Bundesländern; Angabe des Biotoptypen-Codes nach Riecken et al. (2003).

	Biotoptyp	Code
Bayern	Intensivgrünland	34.08.01.01
	Löss-Acker	33.04.03
	Kalk-Acker	33.01.01
NP Eifel	Fichtenforst (basenarm)	44.04.01.02
	Buchenwald (basenarm)	43.07.04.03
	Eichenwald (basenarm, trocken)	43.08.05.01
Sachsen	Kiefernwald (basenreich, trocken)	44.02.03.02
	Laubwald (basenreich)	43.07.05.02
	Sand-Acker	33.03.03/33.03.02
Sachsen-Anhalt	Borstgrasrasen	34.06.01.02.02
	Goldhaferwiese	34.07.02.02
	Halbtrockenrasen	34.02.01.02.02

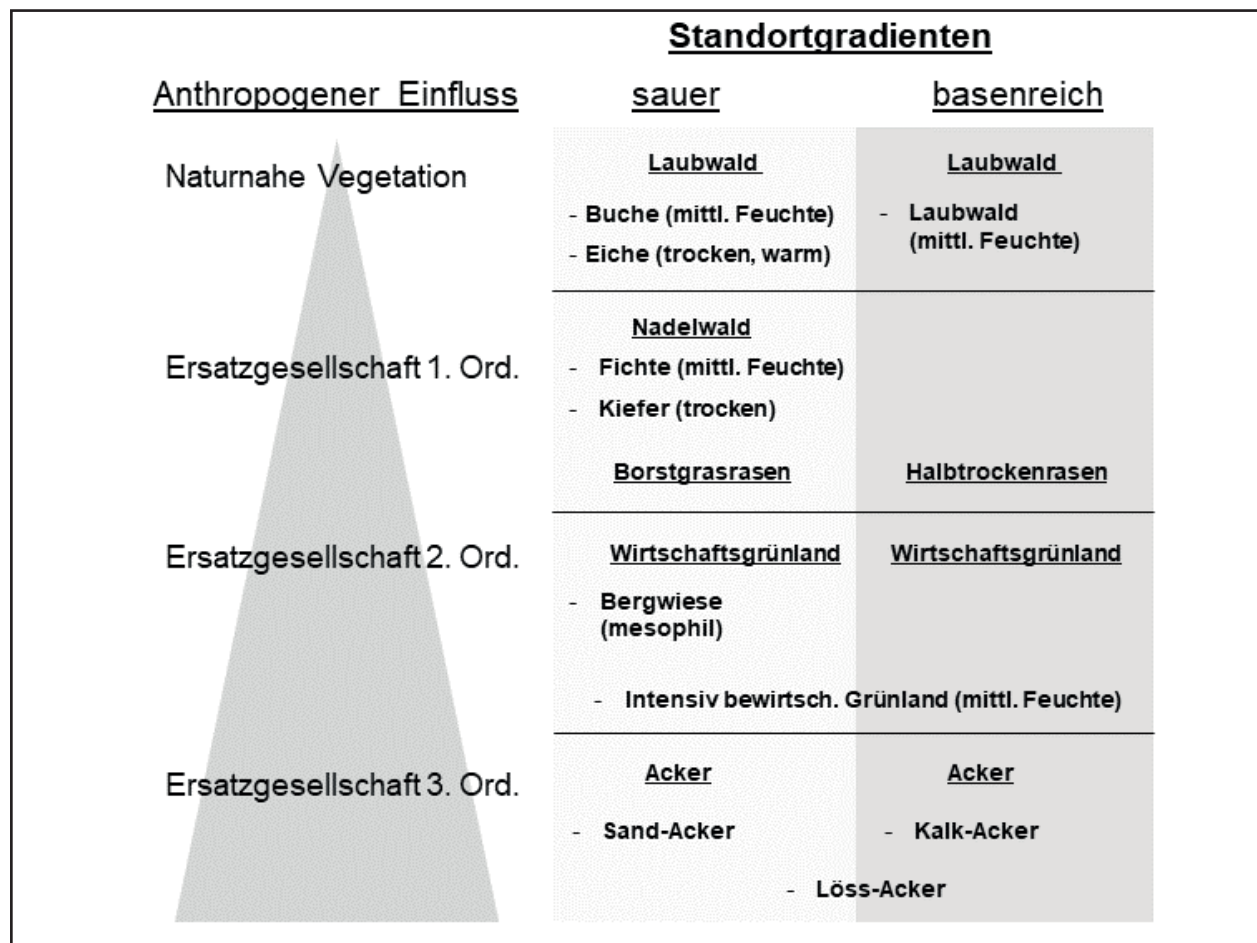


Abb. 3: Standortgradienten (sauer - basenreich) und Biotoptypen, die in den Edaphobase-Länderstudien untersucht wurden.

- Henning Haase, Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz (NfGOL), Görlitz: Bearbeitung der Chilopoda und Diplopoda sowie der Länderstudie in Sachsen
- Institut für Umweltforschung, RWTH Aachen: Statistische Auswertungen
- Staatliches Museum für Naturkunde, Karlsruhe (SMNK): Koordination Datenfluss
- Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz (SMNG): Bodenkunde

Die vorliegende Veröffentlichung enthält die Fragestellungen und Ergebnisse der vier Länderstudien (Nationalpark Eifel, Sachsen, Bayern, Sachsen-Anhalt), Informationen zur Vorgehensweise und standardisierten Methodik sowie eine Betrachtung und Diskussion der Gesamtergebnisse.

3.2 Auswahl und Vorstellung der Bodenorganismengruppen

3.2.1 Kriterien der Auswahl

Die Boden-Biozönose ist durch das Auftreten hoher Arten- und Individuenzahlen, vor allem wirbelloser Organismengruppen, gekennzeichnet. Zu deren Untersuchung war es daher notwendig, vorab eine geeignete Auswahl an Tiergruppen zu treffen, wobei auf Vorschläge aus der Literatur zurückgegriffen werden konnte (Bispo et al. 2009, Pulleman et al. 2012, Faber et al. 2013, VDI 2014). Dabei wurde beachtet, dass die Lebensweise der ausgewählten Tiergruppe eng an den Boden bzw. die Teilkompartimente Streuschicht oder Mineralboden gebunden ist. Um ein möglichst breites Spektrum verschiedener Bodenlebewesen zu berücksichtigen, sollten Tiergruppen

verschiedener Größenklassen (Mikro-, Meso-, Makrofauna) erfasst werden. Im Einzelnen wurden die folgenden Auswahlkriterien verwendet:

- Ökologische Relevanz: Wie wichtig (qualitativ und quantitativ) sind die von der jeweiligen Gruppe ausgeübten Funktionen und Leistungen?
- Informationswert: Existieren Zeigerarten zur ökologischen Differenzierung verschiedener Lebensraumtypen?
- Biogeographische Verbreitung: Kommt die jeweilige Gruppe in Deutschland häufig vor?
- Ausreichende Diversität: Ist die Gruppe artenreich bzw. funktional divers?
- Praktikabilität: Sind Bestimmungsschlüssel und standardisierte Fangmethoden verfügbar?

Nicht zuletzt musste sichergestellt werden, dass die Bearbeitung der betreffenden Organismengruppe durch Projekt-Mitarbeiter abgedeckt werden konnte. Auf der Grundlage dieser Kriterien wurden sechs Invertebratengruppen ausgewählt (Tab. 2).

Diese Gruppen sowie deren jeweilige Bearbeitung werden im folgenden Kapitel genauer vorgestellt. An dieser Stelle sei allerdings darauf hingewiesen, dass für eine umfassende biologische Charakterisierung nicht nur Invertebraten, sondern auch mikrobielle bzw. funktionale Endpunkte herangezogen werden können (z. B. Griffiths et al. 2006, Faber et al. 2013).

3.2.2 Oribatida (Hornmilben)

Die Hornmilben (Oribatida, Abb. 4) sind taxonomisch in die Klasse der Spinnentiere (Arachnida) einzuordnen und gehören damit dem artenreichsten Stamm der Gliederfüßer (Arthropoda) an. Oribatiden kommen

Tab. 2: In den Länderstudien bearbeitete Tiergruppen und Parameter, die zur Auswahl als geeignete Organismengruppen beitrugen (vgl. VDI 2014). mi: mikrophytophag, ma: makrophytophag, zo: zoophag; Kenntnisstand zu Taxonomie, Biologie, Häufigkeit und Verbreitung: 1: gering, 2: mittel, 3: hoch.

Organismengruppe	Ernährungstyp	Größenklasse	Kenntnisstand
Mikroarthropoda			
Oribatida	(ma), mi	Mesofauna	2
Collembola	mi	Mesofauna	3
Myriapoda			
Diplopoda	ma	Makrofauna	2
Chilopoda	zo	Makrofauna	2
Oligochaeta			
Lumbricidae	ma	Makrofauna	3
Enchytraeidae	(ma), mi	Mesofauna	1

weltweit und individuenreich in unterschiedlichen terrestrischen und auch limnischen Habitaten vor. So sind sie z. B. an Waldstandorten, in Hecken und Gebüsch, aber auch in der Agrarlandschaft, auf Wiesen und auf Weiden zahlreich anzutreffen (Knülle 1957, Weigmann 1973, Weigmann & Kratz 1981, Behan-Pelletier 1999, Maraun et al. 2007). Mit einer Körpergröße zwischen ca. 0,15 und 2 mm (vgl. Weigmann 2006) zählen Hornmilben zur Boden-Mesofauna (VDI 2014).

Informationen zu Taxonomie, Biologie, Häufigkeit und Verbreitung der Oribatiden sind in mittlerem Maße verfügbar (vgl. **Tab. 2**). Im Vergleich zu vielen anderen Bodenorganismengruppen ist der Kenntnisstand zu den Hornmilben jedoch als hoch einzustufen. Die Abhängigkeit des Auftretens der verschiedenen Oribatiden-Arten von Standortparametern (z. B. pH-Wert, Feuchte, anthropogene Beeinflussung) wurde bereits in verschiedenen Untersuchungen nachgewiesen und dokumentiert (Knülle 1957, Moritz 1963, Weigmann 1973, 1984, 1997, Siepel & van de Bund 1988, Römbke et al. 1997, van Straalen 1997).

Zur Erfassung der Hornmilben existieren bereits Standardmethoden. Hier ist an erster Stelle die Entnahme von Bodenkernen mit Stechzylindern (ISO 2006c) zu nennen, der sich die standardisierte Extraktion (mittels Berlese- oder Macfadyen-Apparatur) anschließt. Die mit diesem Verfahren ermittelten Individuenzahlen können auf eine definierte Fläche oder ein bestimmtes Volumen hochgerechnet werden.

Die Hornmilbenarten lassen sich insgesamt drei verschiedenen Ernährungstypen zuordnen: Es gibt makrophytophage/xylophage, mikrophytophage und panphytophage Arten. Diese drei Haupttypen lassen sich wiederum in verschiedene Untertypen unterteilen (Schuster 1956, 1960, Luxton 1972, Römbke et al. 1997). Obgleich auch einige wenige zoophage Arten vorkommen, nehmen die Oribatiden hauptsächlich die wichtige Funktion des Abbaus organischer Substanz im Boden wahr. Sie leisten einen wichtigen Beitrag zur Mineralisation organischer Substanz, indem sie durch Fraß von Mikroorganismen und Pilzen und die Zerkleinerung der Streu auf die Umsetzungsprozesse und die Durchmischung des Bodens einwirken (Weigmann 1993, Römbke et al. 1997, Behan-Pelletier 1999).

3.2.3 Collembola (Springschwänze)

Die Springschwänze (Collembola, siehe **Abb. 5**) werden derzeit als eine eigene Klasse innerhalb der Gruppe der Hexapoda angesehen und stehen damit auf einer taxonomischen Ebene mit den Insekten (Deharveng 2004). Collembolen besiedeln fast alle Lebensraumtypen



Abb. 4: *Eniochthonius minutissimus* (Oribatida) (Foto: A. Toschki).

und kommen von Meeresküsten, Oberflächen von Süßgewässern, Agrarflächen, Wäldern, Grünland bis hin zu alpinen Habitaten in häufig großen Individuenzahlen vor (Fjellberg 1998, Hopkin 2007). Ihre durchschnittliche Individuendichte liegt, je nach Habitattyp, bei 10.000 bis 70.000 Individuen pro m² (Petersen & Luxton 1982). Die Ernährungsweise der Springschwänze ist weit gefächert, sie ernähren sich z. T. saprophag (Scheu & Falca 2000, Lavelle & Spain 2005) oder weiden Bakterien- und Algenbeläge sowie Pilzrasen ab (VDI 2014).

Die Springschwänze lassen sich in drei verschiedene Lebensformen unterteilen: Die epedaphischen Arten besiedeln die Bodenoberfläche und sind z. B. durch eine ausgeprägte Pigmentierung, lange Körperanhänge und Sehvermögen an das Leben an der Bodenoberfläche angepasst. Die euedaphischen Arten besiedeln die luftgefüllten Poren des Streuhorizonts sowie des Mineralbodens und sind gering pigmentiert, häufig blind und ihre Körperanhänge sind teilweise reduziert. Die hemiedaphischen Arten leben in den obersten Grenzhorizonten des Bodens und stehen morphologisch zwischen den beiden anderen Lebensformen (Hopkin 1997, VDI 2014). Wie auch die Oribatiden gehören die Collembolen mit einer Körpergröße von etwa 0,5 bis 9 mm (Dunger 1983, Hopkin 2007) zur Boden-Mesofauna.

In den meisten Böden, mit Ausnahme sehr spezieller Habitattypen, dominieren Arten mit geringer Habitatbindung (Wolters 2001). Allerdings liefert die Betrachtung der Artenzusammensetzung in Verbindung mit den Dominanzverhältnissen der unterschiedlichen Taxa eine gute bioindikatorische Information. Insbesondere die euedaphischen Arten mit ihrer geringen Mobilität und engen Bindung an den Boden liefern die größte Aussagekraft zu räumlichen sowie zeitlichen Veränderungen des Bodens (vgl. van Straalen 1997, Filser et al. 2008, VDI 2014).

3.2.4 Diplopoda (Doppelfüßer) und Chilopoda (Hundertfüßer)

Die Myriapoda (Tausendfüßer, siehe **Abb. 6, 7**) gelten als eine Untergruppe der Gliederfüßer (Arthropoda), deren genaue systematische Stellung nicht abschließend geklärt ist. Zu ihnen gehören, neben den Pauropoda (Wenigfüßer) und den Symphyla (Zwergfüßer), die Chilopoda (Hundertfüßer) und die Diplopoda (Doppelfüßer) (Rosenberg 2009), die in der Edaphobase-Länderstudie erfasst wurden.

Die Gruppe der Chilopoda (Hundertfüßer, **Abb. 7**) unterteilt sich in verschiedene Lebensformen, wie z. B.



Abb. 5: *Orchesella* sp. (Foto: H. Höfer).



Abb. 6: Diplopoda: *Ommatoiulus sabulosus* (Foto: U. Burkhardt).

in die epigäische Steinläuferartigen (Lithobiomorpha) und die eher endogäisch lebenden Erdläuferartigen (Geophilomorpha) (Brohmer 1988), die sich hinsichtlich ihrer Biologie deutlich unterscheiden. So besiedeln die Lithobiomorpha hauptsächlich die oberen Bodenhorizonte und sind unter Rinden und Steinen oder in der Laubstreu zu finden. Die Erdläufer dagegen sind an das Leben in tieferen Bodenschichten angepasst, wo sie die Gangsysteme besiedeln. Gemeinsam ist den verschiedenen Lebensformen ihre räuberische Lebensweise, d. h. sie ernähren sich vorwiegend von kleineren Tieren, wie z. B. verschiedenen Larven, Würmern oder Insekten. Mit einer Körpergröße von etwa 10-100 mm gehören die Chilopoden zur Boden-Makrofauna (Decker et al. 2009, Rosenberg 2009, Voigtländer 2009a, b).

Obgleich der Kenntnisstand zur Autökologie, Synökologie und Zoogeografie der Chilopoden als gut einzustufen ist, müssen die Informationen hierzu häufig aus vielen Einzelpublikationen zusammengetragen werden (Zapparoli 2003, Spelda 2005, Voigtländer 2005, 2009a, b, VDI 2014).

Die Diplopoden (Doppelfüßer, **Abb. 6**) dagegen spielen eine wichtige Rolle in der Streuzersetzung. Als Primärzersetzer leben sie von organischem Bestandsabfall, den sie zerkleinern und so der weiteren Zersetzung und Mineralisation durch Mikroorganismen zugänglich machen. In Habitaten, in denen keine Regenwürmer vorkommen, können sie den Streuabbau nahezu vollständig übernehmen (Decker et al. 2009, VDI 2014).

Doppelfüßer leben epigäisch in den verschiedensten Lebensräumen, wie z. B. in der Laubstreu, im Totholz oder unter der Borke von Bäumen, sie kommen jedoch ebenso, wenn auch in geringerer Artenzahl, auf Äckern oder Wiesen vor. Wie die Chilopoden gehören die Diplopoden zur Boden-Makrofauna. Zur Zoogeografie sowie zur Syn- bzw. Autökologie dieser Tiergruppe liegen gute Kenntnisse vor (Spelda 1991, Kime 2000, 2004, Decker et al. 2009, Hauser & Voigtländer 2009, VDI 2014).



Abb. 7: Chilopoda: *Lithobius austriacus* (Foto: SMNG).

3.2.5 Lumbricidae (Regenwürmer)

Die Familie der Lumbricidae (Regenwürmer, **Abb. 8**) ist taxonomisch der Klasse der Oligochaeta (Wenigborster) innerhalb des Stammes der Annelida (Ringelwürmer) zuzuordnen. Die in Deutschland auftretenden Regenwurmart lassen sich mit Standard-Bestimmungsliteratur (Graff 1953, Bouché 1972, Sims & Gerard 1999, Blakemore 2002) bestimmen. Neuere Arbeiten zur genetischen Charakterisierung von Lumbriciden deuten aber auf eine hohe kryptische Diversität hin (z. B. King et al. 2008), wobei es bisher nur in einem Fall – auch auf der Grundlage morphologischer Unterschiede – zu einer Änderung des Artstatus kam (Trennung von *Lumbricus terrestris* und *Lumbricus herculeus* (James et al. 2010).

Der Kenntnisstand zu den in Deutschland nachgewiesenen Arten ist als gut zu bewerten, da zu den Regenwürmern viele Daten zur Syn- und Autökologie, zur Zoogeografie und auch zur Ökotoxikologie vorliegen (Lee 1985, Briones et al. 1995, Edwards & Bohlen 1997, Edwards 1998, Jänsch et al. 2005). Durch die Kombination der Handauslese in Verbindung mit einer chemischen Austreibung (früher Formaldehyd, mittlerweile wird eher Allyl-Isothiocyanat (AITC) verwendet) lassen sich die Lumbriciden standardisiert erfassen (ISO 2006b).

Aufgrund ihrer Länge von bis zu 30 cm (der endemisch im Südschwarzwald auftretende *Lumbricus badensis* wird bis zu 60 cm lang) zählen die Regenwürmer zur Makrofauna des Bodens (Sims & Gerard 1999, VDI 2014). Sie gelten als wichtige Bodenorganismen, die je nach Art und deren Lebensweise an der Zerkleinerung bzw. dem Abbau des organischen Materials beteiligt sind, den Boden durchmischen und durch die Bildung von Ton-Humus-Komplexen die Wasserhaltekapazität des Bodens verbessern (Petersen & Luxton 1982, Lavelle et al. 1997, Edwards & Shipitalo 1998). Innerhalb der Regenwürmer lassen sich grundsätzlich drei verschiedene Lebensweisen unterscheiden: Die epigäisch lebenden Streuschichtbewohner, die endogäisch lebenden Mineralschichtbewohner und die anözischen Tiefgräber (z. B. *Lumbricus terrestris*) (Bouché 1977, Sims & Gerard 1999, VDI 2014).

Im Rahmen des holländischen BISQ-Projekts wurde festgestellt, dass Regenwürmer an den dort untersuchten 170 landwirtschaftlichen Standorten neben den Enchytraeiden dominierten (Mulder et al. 2011). Als Entscheidungskriterium wurde dabei ihr jeweiliger Beitrag zur Erfüllung von 16 ökosystemaren Leistungen (Erhalt der Bodenstruktur, Einfluss auf den Wasserhaushalt usw.) verwendet. Insbesondere konnte in den letzten Jahren ihre positive Wirkung auf das

Pflanzenwachstum belegt werden (van Groenigen et al. 2014). Allerdings werden die als positiv angesehenen Funktionen meist nur von wenigen Arten erfüllt, speziell den anözischen Tiefgräbern (Lavelle et al. 1997). Regenwurmart treten in der Landschaft mit stark schwankenden Individuenzahlen auf. Aufgrund der Bodenbearbeitung sowie des Einsatzes von Düngern und Pestiziden kommen allerdings an Agrarstandorten normalerweise nur wenige Arten vor (Hendrix 1998). Auch in sauren Böden werden nur wenige Arten, meistens Streuschichtbewohner, gefunden. Generell lassen sie sich jedoch zur Bioindikation nutzen (Paoletti 1999, Schouten et al. 1999, Barth et al. 2000, Didden 2003, Ruf et al. 2003, Jänsch et al. 2005, Römbke et al. 2005). Die wesentlichen Umweltfaktoren für die Verteilung dieser Organismengruppe sind neben der Bodenbearbeitung der pH-Wert, die Bodenart und -feuchte sowie der Nährstoffgehalt (Satchell 1983, Lavelle et al. 1997).

3.2.6 Enchytraeidae (Kleinringelwürmer)

Wie die Lumbricidae gehören die Enchytraeidae (Kleinringelwürmer, **Abb. 9**) zur Ordnung der Oligochaeta und zum Stamm der Annelida. Erste Arbeiten zur molekularen Phylogenie dieser Familie liegen vor (Christensen & Glenner 2010, Erseus et al. 2010). Es deutet sich an, dass die Zahl der beschriebenen Arten stark zunehmen wird, z. T. mit erheblichen Auswirkungen auf deren Systematik (Martinsson & Erseus 2014, Martinsson et al. 2014). Die Enchytraeidae werden mit einigen wenigen bodenlebenden Arten anderer Taxa der Annelida (terrestrische Polychaeten, Tubificiden) zu den Kleinringelwürmern zusammengefasst. Die Aufsammlung dieser Tiergruppe erfolgt mittels Standardmethode (ISO 2007), die bei fast



Abb. 8: *L. terrestris*, *A. caliginosa*, *E. andrei* (Foto: J. Römbke).

allen neueren Arbeiten angewandt wird. Dabei werden mit einem Stechrohr Bodenproben entnommen und ggf. in mehrere Tiefenstufen aufgeteilt. Aus den Proben werden die Tiere per Nassextraktion ausgetrieben und anschließend lebend gezählt und zur Art bestimmt.

Kleinringelwürmer gehören mit einem Körperdurchmesser von etwa 0,1-1 mm und einer Körperlänge von etwa 2 bis über 18 mm zur Mesofauna (Schmelz & Collado 2010). Kleinringelwürmer ernähren sich sapromikrophytophag, d. h. sie leben von toter organischer Substanz und den diese besiedelnden Bakterien und Pilzen. Auf diese Weise tragen sie zur Streuzersetzung sowie durch die Grabtätigkeit der größeren Arten auch - in geringerem Maße als die Regenwürmer - zur Gefügebildung und Durchmischung des Bodens bei (Didden 1990). Im Rahmen des holländischen BISQ-Projekts wurde festgestellt, dass sie an den dort untersuchten 170 Standorten neben den Regenwürmern hinsichtlich des Beitrags zu den 16 erfassten ökosystemaren Leistungen (speziell für die Steuerung von Nährstoffkreisläufen sowie der Erosionskontrolle) dominierten (Mulder et al. 2011).

Kenntnisse zur Autökologie der in Deutschland vorkommenden Arten sind in Form von Zeigerwerten für Bodenreaktion (pH) und -feuchte gut dokumentiert (Graefe & Schmelz 1999), synökologische Informationen sind jedoch lückenhaft (z. B. Didden 2003). Aufgrund der Auswirkungen der Bodenbearbeitung sowie des Einsatzes von Düngern und Pestiziden sind Arten- und Individuenzahlen der Enchytraeiden in Ackerflächen geringer als im Grünland.

Referenzwertvorschläge für Arten- und Individuenzahlen für unterschiedliche Standortbedingungen liegen für die Niederlande und Norddeutschland vor (Rutgers et al. 2008, Beylich & Graefe 2009). Mit etwa 5-25 Arten je Standort ist die Artenzahl für Indikationszwecke ausreichend hoch, aber nicht unübersichtlich groß. Die Enchytraeiden werden in einer Reihe von Monitoringprogrammen bzw. Beurteilungsansätzen eingesetzt oder empfohlen (vgl. Schouten et al. 1999, Barth et al. 2000, Jänsch et al. 2005, Bispo et al. 2009).



Abb. 9: Exemplar der Gattung *Enchytronia* sp. (Foto: ECT).

3.2.7 Artenzahlen der ausgewählten Tiergruppen

Bisher wurden in Deutschland etwa 520 Oribatiden-Arten nachgewiesen (Weigmann 2006), die Schätzungen der Artenvielfalt in Mitteleuropa belaufen sich auf ca. 1.000 Taxa (Römbke et al. 1997, vgl. **Tab. 3**). Ungefähr die gleiche Anzahl an Collembolen-Arten ist aus Deutschland bekannt (derzeit 520 Arten, vgl. <http://portal.edaphobase.org/>, Stand: 18.09.2020, wobei bisher weltweit etwa 9.000 Collembolen-Arten beschrieben wurden (Bellinger et al. 1996-2019, Deharveng 2004) und ständig neue Arten dokumentiert werden (z. B. Benito & Palacios-Vargas 2007, Mateos 2012). Mit deutschlandweit ca. 210 bis 240 nachgewiesenen Arten sind Hundert- und Doppelfüßer im Vergleich zu anderen Arthropoden-Gruppen artenarm (Decker et al. 2009), wobei mehr als zweimal so viele Doppel- wie Hundertfüßer auftreten. Weltweit sind über 3.000 (in Mitteleuropa mehr als 500) Chilopoden- und etwa 12.000 (Europa: 1.500) Diplopoden-Arten bekannt (Rosenberg 2009, VDI 2014). Bei den über die Literatur abgeleiteten Artenzahlen der beiden Myriapodengruppen handelt es sich um die in Deutschland etablierten Arten. Edaphobase dagegen listet auch Gewächshausarten bzw. eingeschleppte tropische Vertreter auf, die in Häfen

Tab. 3: Artenzahlen für Deutschland der in diesem Vorhaben erfassten Bodentiergruppen laut Literatur (Weigmann 2006, Römbke et al. 2013, Lehmitz et al. 2014, Decker et al. 2016, Reip et al. 2016) bzw. nach dem aktuellen (= 20.06.2018) Stand von Edaphobase.

Tiergruppe	Artenzahl nach Literatur	Artenzahl nach Edaphobase
Chilopoda	66	76
Collembola	513	520
Diplopoda	140	162
Enchytraeidae	127	123
Lumbricidae	48	49
Oribatida	520	516

o. ä. gefunden wurden. Außerdem sind in Edaphobase auch „Nomina dubia“ aufgeführt, also sehr alte Funde, deren Artnamen keinem geltenden Taxon zugeordnet werden können, so dass die Artenzahlen in Edaphobase die der Literatur übersteigen. Weltweit wurden bisher etwa 6.000 Regenwurm-Arten beschrieben, wovon ca. 670 in Mitteleuropa (Blakemore 2008) und 48 Arten in Deutschland vorkommen (Lehmitz et al. 2014). Die Zahl der beschriebenen und akzeptierten Enchytraeiden-Arten liegt weltweit bei ca. 710 (Schmelz & Collado 2015). In Europa sind derzeit ca. 220 (Schmelz & Collado 2010) und in Deutschland aktuell etwa 127 (Römbke et al. 2013) Arten bekannt. Nach jetzigem Stand wurden praktisch alle in Deutschland nachgewiesenen Oligochaetenarten in Edaphobase erfasst, eine Quote, die weitgehend auch für die Collembolen und Oribatiden gilt.

4 Material und Methoden

4.1 Probenahme-Design und generelle Durchführung

In den vier Untersuchungsgebieten (Bayern, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Nationalpark Eifel) wurden jeweils drei für die Fragestellung relevante Biotoptypen ausgewählt (siehe **Tab. 1**), von denen jeweils drei möglichst homogene Bestände als Replikate untersucht wurden. Hierzu wurde innerhalb jedes Replikats eine Untersuchungsfläche mit einer Größe von 20 m x 20 m

markiert. Dieser Kernfläche wurden einerseits für die Bodenanalyse und andererseits für die Erfassung der Collembolen, Oribatiden, Enchytraeiden, Chilopoden und Diplopoden Proben entnommen bzw. Fallen gestellt. Außerdem erfolgte hier die Vegetationsaufnahme. Um diese Kernfläche herum wurde eine Fläche mit einer Kantenlänge von 50 m x 50 m markiert, innerhalb derer die Lumbriciden beprobt wurden (siehe **Abb. 10**). Durch diese Anordnung ist der räumliche (gleiche Örtlichkeit) sowie ökologische (gleiche Vegetationseinheit) Bezug von Standortfaktoren, Vegetationsaufnahmen und faunistischen Erhebungen gewährleistet und kann für nachfolgende Analysen genutzt werden.

Die Probenahmen der unterschiedlichen Tiergruppen im Nationalpark Eifel und in Sachsen erfolgten im Jahr 2014, die in Bayern und Sachsen-Anhalt im Jahr 2015. Dabei wurde jeweils eine erste im Frühjahr und eine zweite im Herbst durchgeführt, die Vegetation wurde jeweils einmalig im Frühjahr aufgenommen. Die genauen Probenahmetermine der Bodentiere sind **Tab. 4** zu entnehmen.

4.2 Habitatparameter

Für die Bestimmung der Bodenvariablen wurden die Bodenkerne der Mesofauna-Proben nach der Extraktion verwendet (vgl. Kap. 4.4). Die Messung der Bodenfeuchte, des Gesamtkohlenstoffs, des Gesamtstickstoffs und des pH-Werts erfolgte aus insgesamt 20 Bodenkernen,

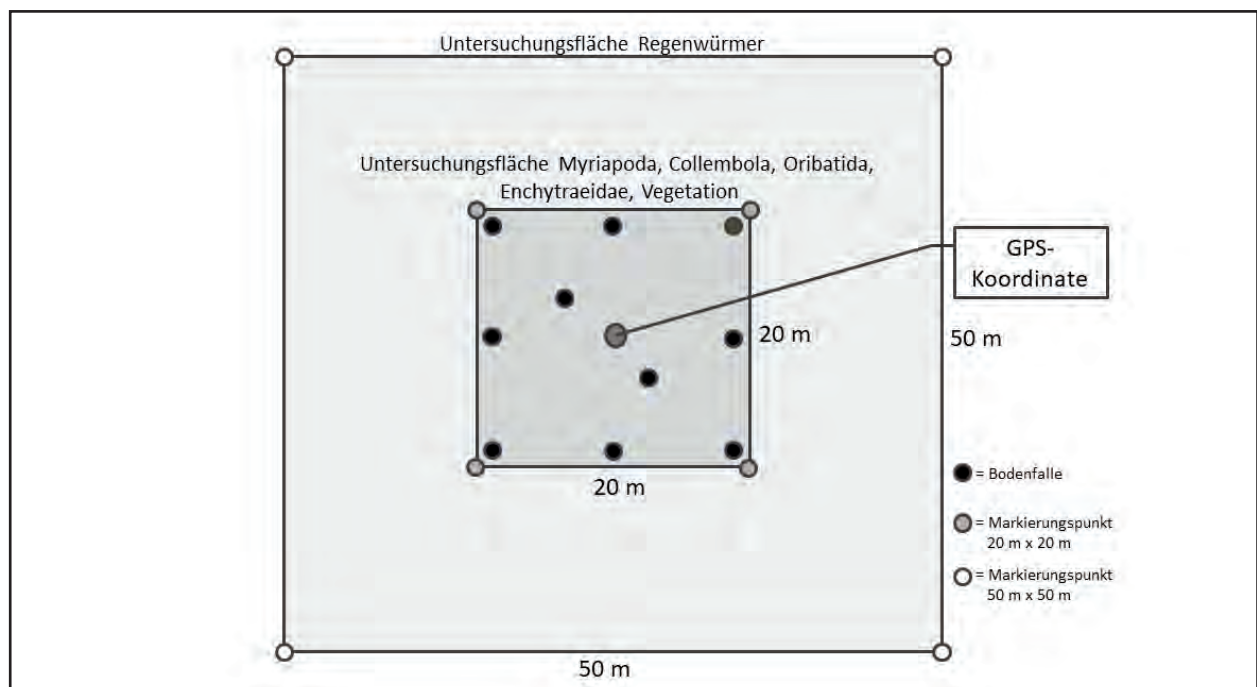


Abb. 10: Probenahmedesign der vier Länderstudien.

Tab. 4: Erfassungszeiten der verschiedenen Tiergruppen in den vier Länderstudien (NP Eifel, Sachsen, Bayern, Sachsen-Anhalt).

Bodentiergruppe	NP Eifel		Sachsen	
	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst
Collembola/Oribatida	5/7/2014	10/7/2014	20.05.2014 (außer SN34: 24.06.2014, SN24: 19.05.2015)	9/17/2014
Enchytraeidae	5/7/2014	06.-07.10.2014	04.06.2014 (außer SN34: 24.06.2014, SN24: 19.05.2015)	9/17/2014
Myriapoda	23.04.-04.06.2014	07.10.-05.11.2014	16.04.-28.05.2014 (SN1, SN22, SN23) 28.05.- 09.07.2014 (SN31, SN32) 15.04.-27.05.2015 (SN24) 27.05.-08.07.2015 (SN34)	24.09.-05.11.2014 (SN1, SN2) 10.10.-19.11.2014 (SN3)
Lumbricidae	5/7/2014	07.-08.10.2014	04.06.2014 (außer SN34: 24.06.2014, SN24: 19.05.2015)	9/17/2014
Bodentiergruppe	Bayern		Sachsen-Anhalt	
	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst
Collembola/Oribatida	17.-22.04.2015	10.-15.09.2015	5/19/2015	10/13/2015
Enchytraeidae	05.-10.05.2015	18.-21.10.2015	6/3/2015	9/29/2015
Myriapoda	22.04.-20.05.2015	29.09.-27.10.2015	06.05.-17.06.2015	17.09.-28.10.2015
Lumbricidae	05.-10.05.2015	18.-21.10.2015	6/3/2015	9/29/2015

das heißt den Bodenproben sowohl der Frühjahrs- als auch der Herbst-Probenahme der Mikroarthropoden jeder Untersuchungsfläche. Korngrößenverteilung und Karbonatgehalt der neun Untersuchungsflächen wurden in den jeweils 10 Bodenkernen der Frühjahrs-Probenahme ermittelt. Die Messungen erfolgten nach den in **Tab. 5** dargestellten verschiedenen ISO-Richtlinien.

4.2.1 Trockenrückstand und Wassergehalt

Der Trockenrückstand bzw. Wassergehalt des Bodens errechnet sich aus dem Gewicht vor und nach der Trocknung der Bodenproben (ISO 1993). Abweichend zur ISO-Richtlinie erfolgte das Abwiegen der Bodenproben vor und nach der Austreibung der Bodentiere im Macfadyen-Extraktor. Hierbei wurden die Proben über einen Zeitraum von 10 Tagen von einer Temperatur von 20 °C auf 55 °C erwärmt, so dass eine vollständige Trocknung des Bodens erreicht wurde.

4.2.2 Trennung in die Grob- und Feinfraktion des Bodens

Zur Trennung der Grob- und Feinfraktion des Bodens (ISO 2006a) kam ein Analysesieb (Maschenweite: 2 mm) zum Einsatz. Sichtbare pflanzliche Bestandteile und Fremdpartikel wurden entfernt. Der Feinboden

wiederum wurde für die weiteren Analysen in drei Teilmengen getrennt und in verschiedene Probengefäße eingewogen.

4.2.3 Messung des pH-Werts

Zur Bestimmung des pH-Wertes (ISO 2005) wurden 5 ml Feinboden mit 1 mol/l Kaliumchloridlösung versetzt. Nach ausgiebiger Durchmischung und anschließender Ruhephase (60 bis max. 180 min.) wurden die Werte mit Hilfe eines kalibrierten pH-Messgeräts ermittelt.

4.2.4 Gesamt-Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und C/N-Verhältnis

Vorbereitend wurde der Feinboden mit Hilfe einer Kugelmühle zerkleinert und jeweils 0,5 mg in Zinnschiffchen verpackt. Die Bestimmung des Gesamt-Kohlenstoffs sowie des Gesamt-Stickstoffs nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse; ISO 1995b bzw. ISO 1998) erfolgte im Elementaranalysator vario PYRO cube der Firma Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau. Sie wurde nach dem Prinzip der katalytischen Rohrverbrennung unter Zufuhr von Sauerstoff und Temperatur in einem geschlossenen System durchgeführt, worin Helium als Trägergas fungierte. Aus den gemessenen Werten konnte anschließend das C/N-Verhältnis berechnet werden.

Tab. 5: Gemessene Variablen mit zugehöriger ISO-Richtlinie.

Parameter	ISO-Richtlinie	Bemerkungen
Trockenrückstand/Wassergehalt	ISO 11465:1993	Trocknung im MacFadyen-Extraktor
Trennung Grob-/Feinfraktion	ISO 11464:2006	Analysesieb, Maschenweite 2 mm
pH-Wert	ISO 10390:2005	mit Kaliumchloridlösung (1 mol/l)
Gesamt-Kohlenstoff	ISO 10694:1995	trockene Verbrennung
Gesamt-Stickstoff	ISO 13878:1998	trockene Verbrennung
C/N-Verhältnis	Berechnung aus Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff	
Karbonat	ISO 10693:1995	v. a. kalkreiche Standorte
Bodentextur	ISO 11277:2002	Laserbeugung mit vorgeschaltetem Nassmodul

4.2.5 Anorganisches Karbonat

Die Menge des anorganischen Karbonats wurde bestimmt (ISO 1995a) und anschließend wurde der Gesamt-Kohlenstoffgehalt um diesen Betrag vermindert. Die Messung erfolgte mit einem Calcimeter der Firma Eijkelkamp gemäß der Methode nach Scheibler (Barsch et al. 1984). Sie basiert auf einer volumetrischen Methode, wobei die in der Probe vorhandenen Karbonate durch Zugabe von Salzsäure in CO_2 umgewandelt werden. Aufgrund des durch das freigesetzte CO_2 erzeugten Druckes steigt das Wasser in einer entlüfteten Bürette an. Der Unterschied des Wasserstands ist ein Maß für die freigegebene Menge CO_2 , woraus der Karbonatgehalt errechnet wird. Er wird als äquivalenter Kalzium-Karbonatanteil in [g/kg] des ofengetrockneten Bodens angegeben.

4.2.6 Bodentextur

Der bodenphysikalische Parameter Bodentextur (ISO 2002) wird zur Klassifizierung der Bodenart sowie z. B. zur Abschätzung des Rückhaltevermögens, der Nährstoffspeicherung, der Filterwirkung und Erodierbarkeit von Böden ermittelt. Nach Vorbehandlung der Probe (Zerstörung der organischen Bestandteile mittels 30%iger Wasserstoffperoxidlösung und Dispergieren der Konglomerate) wurde der Feinboden zur Analyse der Partikelgröße in ein Laserbeugungsgerät (Beckman Coulter) mit vorgeschaltetem Nassmodul eingesaugt.

4.2.7 Ellenbergzahlen

In Mitteleuropa heimischen Pflanzen wurden für verschiedene Umweltparameter, wie z. B. Feuchte und Temperatur, entsprechend ihrer Standortansprüche Zahlen zwischen 1 und 9 (Feuchte: 1-12) zugeordnet (Ellenberg et al. 1991 aus Dierschke 1994), die wiederum beim

Auftreten dieser Pflanzen als Zeiger für die jeweiligen Standortbedingungen verwendet werden können. Zur weitergehenden Charakterisierung der untersuchten Flächen wurden über die in den Edaphobase-Länderstudien nachgewiesenen Pflanzenarten die Ellenbergzahlen für die Bodenreaktion, den Stickstoffgehalt sowie die Feuchte-, Licht- und Temperaturbedingungen errechnet. Hierzu wurden den gefundenen Pflanzenarten ihre entsprechenden Ellenbergzahlen zugeordnet und aus allen in einer Fläche auftretenden Arten der Median für die Fläche abgeleitet. Eine Gewichtung entsprechend des Deckungsgrads der Pflanzen wurde nicht vorgenommen, um die ökologische Aussagekraft wenig deckender Pflanzen gleichermaßen zu berücksichtigen.

4.3 Vegetationsaufnahmen

Die Erfassung der Vegetation wurde in Aufnahmeflächen der Größe 20 x 20 Meter nach der Methode von Braun-Blanquet (1928, 1964) vorgenommen. Auf jeder Untersuchungsfläche wurde dabei eine Vegetationsaufnahme durchgeführt. Diese erfolgte innerhalb der in Kap. 4.1 (Probenahme-Design) genannten „Kernflächen“ der Untersuchungsflächen (20 x 20 m²), innerhalb derer auch die Probenahmen der Mikroarthropoden, Enchytraeiden und Myriapoden stattfanden. Dabei umfassten die Vegetationsaufnahmen an den Waldstandorten das gesamte innere Aufnahmequadrat (20 x 20 m²), an den Offenlandstandorten wurde die Vegetation auf einer Teilfläche von 5 x 5 m² bestimmt.

Die Aufnahmen wurden in jedem Untersuchungsgebiet einmalig durchgeführt:

- Nationalpark Eifel: 22.-23.05.2014
- Sachsen: 17.-18.06.2014
- Sachsen-Anhalt: 22.-23.05.2015
- Bayern: 20.-22.04.2015

Aufgenommen wurde jeweils der Deckungsgrad aller Pflanzenarten innerhalb des Vegetationsaufnahmequadrats in der Krautschicht und, wenn vorhanden, auch in der

Strauch- und Baumschicht. Unter Deckungsgrad ist dabei der Flächenanteil, der bei senkrechtem Sonnenstand von Pflanzenteilen beschattet wird, zu verstehen (Dierschke 1994). Der Deckungsgrad wurde in %-Anteilen, bezogen auf das gesamte Aufnahmequadrat, abgeschätzt, wobei für Arten mit sehr geringer Abundanz innerhalb des Aufnahmequadrats der Wert $< 1\%$ angegeben wurde. Die geschätzten prozentualen Deckungsgrade können Deckungsgradspannen zugeordnet werden: +; $< 1\%$; 1: 1-5%; 2: 5-25%; 3: 25-50%; 4: 50-75%; 5: 75-100% (Tüxen & Ellenberg 1937 aus Dierschke 1994). Des Weiteren wurden die Gesamtdeckung der Vegetation innerhalb des Vegetationsaufnahmequadrats und die Wuchshöhe jeder Schicht angegeben. Weitere aufgenommene Parameter sind die Exposition der Untersuchungsfläche und die Hangneigung. Befanden sich auf der Untersuchungsfläche Pflanzenarten, die nicht innerhalb des Vegetationsaufnahmequadrats vorkamen, wurden sie ohne Deckungsgrad der Artenliste hinzugefügt.

Die aufgenommenen Daten wurden pflanzensoziologisch nach Peppler (1992), Pott (1992), Krause & Mösel (1995), Rost (1996), Dierschke (1997), Härdtle et al. (1997), Peppler-Lisbach & Petersen (2001), Schmidt et

al. (2002) und Härdtle et al. (2008) ausgewertet, so dass jede Untersuchungsfläche aufgrund ihrer charakteristischen Artenkombination einer Vegetationseinheit zugeordnet werden konnte.

Jede Untersuchungsfläche wurde zudem einem Biotoptyp nach Riecken et al. (2003) sowie einem Habitattyp nach der EUNIS-Habitatklassifikation (2016) zugeordnet.

4.4 Erfassung und Determination der Bodenorganismen

4.4.1 Oribatida und Collembola

4.4.1.1 Erfassung im Freiland

Die Erfassung und Extraktion der Mikroarthropoden (Oribatida und Collembola) erfolgte standardisiert (ISO 2006c) mit Hilfe eines Bodenstechers (siehe **Abb. 11, 12**). Auf jeder Untersuchungsfläche wurden dabei zweimalig (Frühjahrs- und Herbstprobenahme) jeweils 10 Bodenkerne mit einem Durchmesser von 6,4 (6,6) cm und einer Tiefe von bis zu 10 cm entnommen. Diese wurden mit einem Rasensteher in zwei Teilproben, bestehend aus dem Ah-Horizont (0-5 cm Tiefe) sowie aus der Streuschicht (ohne L-Horizont, bis zu 5 cm Dicke) unterteilt. Die einzelnen Teilproben wurden in nummerierte verschließbare Kunststoffgefäße verbracht, mit einem Probenetikett versehen und in durch Kälteakkus gekühlten Boxen ins Labor transportiert.

4.4.1.2 Probenaufbereitung

Die Austreibung der Tiere erfolgte nach dem durch Schauer mann (1982) modifizierten Verfahren von Macfadyen (1961). Anschließend wurden die extrahierten Tiere in die Gruppen Collembola und Oribatida sortiert und zur weiteren Aufbewahrung in 70%iges Ethanol überführt.

4.4.1.3 Präparation und Bestimmung der Oribatida

Die Bearbeitung der ausgetriebenen Oribatiden umfasste folgende Arbeitsschritte:

1. Sortierung der Oribatiden nach Zugehörigkeit zu taxonomischen Gruppen mit dem Ziel einer Optimierung der Bestimmungstätigkeit.
2. Probenteilung bei sehr individuenreichen Gruppen (s. unten, *Oppioidea*).
3. Determination der verschiedenen Arten.



Abb. 11, 12: Probennahme mit Bodenstecher sowie Trennung von Streu und Mineralhorizont (Fotos: SMNG).

Sortierung der Oribatidenarten nach Zugehörigkeit zu taxonomischen Gruppen

Die Oribatiden wurden in die vier Gruppen Oppioidea, Phthiracaridae, Brachychthoniidae/Juvenile und alle „restlichen“ Oribatiden aufgeteilt. Wegen ihrer geringen Größe und der geringen Sklerotisierung der Brachychthoniidae wurden diese zunächst mit den Juvenilen in einem gemeinsamen Gefäß gesammelt. Die zu sortierende Probe wurde vollständig in eine Petrischale überführt und bei mindestens 10-20facher Vergrößerung unter dem Binokular nach relevanten Tieren abgesucht. Aufgefundene Tiere wurden mit der Pasteurpipette in ein entsprechend beschriftetes Flachbodengläschen sortiert und mittels eines Handstückzählers gezählt. Die Proben wurden bis zur weiteren Bearbeitung in Aufbewahrungsboxen gelagert und die Gesamtindividuenzahl je Taxon in den entsprechenden Rohdatenblättern vermerkt.

Determination

Brachychthoniidae/Juvenile, Phthiracaridae, „restliche“ Oribatiden

Die Gruppen der Phthiracaridae und „restlichen“ Oribatiden wurden vollständig bis zur Art bestimmt. Dazu wurden die Tiere aus dem Flachbodengläschen in eine Blockschale überführt und zunächst unter dem Binokular (10-40fache Vergrößerung) determiniert. Unsichere oder nicht unter dem Binokular bestimmbare Individuen wurden mit geeignetem Präparationswerkzeug in einen Hohlschliffobjektträger mit Milchsäure eingebettet und anschließend unter dem Mikroskop (Zeiss Orthoplan, 40-400fache Vergrößerung) bestimmt. Waren die Tiere stark sklerotisiert, wurden sie in der Milchsäure weiter aufgehellt und bis zur späteren Determination in Objektträgermappen mit entsprechender Beschriftung gelagert.

Aus der Gruppe der Brachychthoniidae wurden Stichproben bis zur Art bestimmt. Nicht determinierte Brachychthoniidae sowie juvenile Oribatiden wurden als solche notiert.

Der Bestimmungsvorgang wurde auf Rohdatenblättern dokumentiert. Nach der Determination wurden die Oribatiden wieder zurück in das Probengefäß oder in die Belegsammlung (Verbleib: SMNK) überführt. Die Bestimmung und Nomenklatur richteten sich nach Weigmann (2006) und Weigmann et al. (2015).

Die Bestimmung kritischer Arten wurde durch den Taxon-Spezialisten Franz Horak (SMNK), z. T. anhand von Belegexemplaren aus der SMNK-Sammlung, überprüft.

Oppioidea

Die Gruppe der Oppioidea wurde bei einer Individuenzahl < ca. 120 vollständig bestimmt. Überschritt die Individuenzahl den o. g. Wert, wurde eine Probenteilung durchgeführt. Dazu wurden alle Tiere aus der Probe in eine entsprechende Teilungs-Petrischale überführt. Zur homogenen Verteilung der Tiere wurde diese Petrischale in achtförmigen Bewegungen geschwenkt und anschließend mit einer Präpariernadel im Zickzackmuster durchstreift. Anschließend wurden Trennschieber eingesetzt, die eine Halbierung oder Viertelung der Probe ermöglichten. Die jeweilige Oribatiden-Teilprobe wurde entnommen und in eine Blockschale überführt. Der Volumenanteil der Teilprobe (z. B. 25 %, 50 %) wurde auf den Protokollblättern zur Präparation vermerkt.

Die Teilung konnte wiederholt werden, so dass eine Gesamtsumme von mindestens 100 Oppioidea pro Probe für die Bestimmung erreicht wurde. Die nicht für die Bestimmung verwendete Restprobe wurde in das ursprüngliche Flachbodengläschen zurückgeführt. Erfolgte die Determination der Teilprobe zu einem späteren Zeitpunkt, wurde diese in ein weiteres, entsprechend beschriftetes Flachbodengläschen gegeben. Die Oppioidea wurden, wie auch die anderen Oribatidengruppen, unter dem Binokular und ggf. unter dem Mikroskop bestimmt. Die Determination und Nomenklatur richtete sich nach Weigmann (2006) und Weigmann et al. (2015).

4.4.1.4 Präparation und Bestimmung der Collembola

Präparation

Die in Ethanol fixierten Collembolen wurden in eine Petrischale überführt und unter einem Stereomikroskop (Euromex DZ Series) mit Hilfe einer Federstahlpinzette aussortiert, auf einen Objektträger in einen Tropfen Milchsäure-Glycerin-Gemisch (Mischungsverhältnis 5:1) übertragen und mit einem Deckgläschen abgedeckt (Abb. 13, 14).

Anschließend wurden sie auf einer Heizplatte bzw. mit Hilfe eines Feuerzeugs erhitzt und damit aufgehellt, so dass einzelne, für die Artbestimmung relevante Strukturmerkmale besser sichtbar wurden (Segmentgrenzen, Pseudocellen, Borstenanordnungen etc.).

Determination

Zum Teil wurden Individuen der Gattungen *Entomobrya* und *Orchesella* mit Hilfe ihres Farbmusters direkt unter dem Stereomikroskop auf Artniveau bestimmt und nicht

aufgeheilt. Zur Bestimmung dieser Tiere anhand des Farbmusters wurde speziell der Bestimmungsschlüssel von Fjellberg (2007) verwendet (siehe unten).

Die Determinierung der übrigen Collembolen-Taxa erfolgte bei bis zu 600-facher Vergrößerung, wenn möglich auf Artniveau, mit Hilfe eines Mikroskops (Typ: XJS 5000).

Insgesamt wurden, wenn möglich, je Untersuchungsfläche zwei Individuen pro Art als Belegexemplare (Dauerpräparate) archiviert. Alle Belegexemplare (auch relativ große Individuen der Gattungen *Isotoma*, *Isotomurus*, *Entomobrya*, *Orchesella* und *Pogonognathellus*) wurden in Milchsäure/Glycerin eingebettet (siehe oben) und die Deckgläschen am Rand mit klarem Lack umschlossen. Die Objektträger wurden anschließend durch eine entsprechende Beschriftung eindeutig der jeweiligen Probe (Probenkodierung, Probenahmetern) zugeordnet. Die Bestimmung erfolgte weitgehend nach Gisin (1960), Fjellberg (1998, 2007) und Hopkin (2007), Arten der Tullbergiidae wurden nach Dunger & Schlitt (2011), der Symphypleona nach Bretfeld (1999), der Isotomidae nach Potapov (2001) und der Hypogastruridae nach Thibaud et al. (2004) determiniert. Die Nomenklatur richtete sich nach Deharveng (2004). Die Belegexemplare wurden der Sammlung des SMNG übergeben.

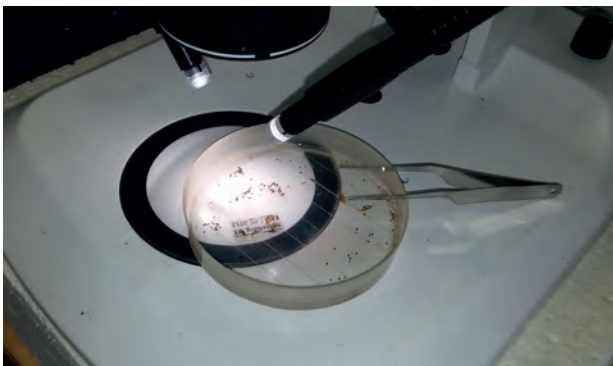


Abb. 13, 14: Aussortieren der Collembolen aus der Petrischale mit Hilfe eines Stereomikroskops und einer Federstahlpinzette (Fotos: J.-A. Salamon).

4.4.2 Myriapoda

4.4.2.1 Erfassung im Freiland

Für die Erfassung oberflächenaktiver Makro-Arthropoden ist der Einsatz von Bodenfallen die Standardmethode (u. a. Barber 1931, Trautner 1992, Mühlenberg 1993, Dunger & Fiedler 1997). Bodenfallen sind oben offene, ebenerdig eingegrabene Fanggefäße. Die Methode gilt als sehr fangeffizient und ermöglicht die gleichzeitige Untersuchung mehrerer Tiergruppen. Die Wiederholbarkeit und ein häufiger Einsatz der Methode lassen außerdem eine (eingeschränkte) Interpretation von bspw. Aktivitätsdichten und Dominanzen zu. Damit die Fallen über längere Perioden fängig gehalten werden können, sind sie in der Regel mit einer Tötungs- und Konservierungsflüssigkeit gefüllt. Probleme beim Fang mit Bodenfallen bzw. der Auswertung der Fangergebnisse werden u. a. bei Luff (1975), Adis (1979), Work et al. (2002) und Schmidt et al. (2006) diskutiert.

Innerhalb der Edaphobase-Länderstudien erfolgte die Erfassung der epigäisch aktiven Hundertfüßer (Chilopoda) und Doppelfüßer (Diplopoda) mit modifizierten Bodenfallen nach Dunger (1963). Diese zylindrischen Gefäße bestehen aus PVC und haben einen Öffnungsdurchmesser von 4,7 cm sowie eine Tiefe von 10 cm. Sie wurden bündig mit dem Boden in einen Rohrabchnitt eingebracht. Eine mit Holzstäben fixierte Abdeckung (Petrischale aus Polystyrol) verhinderte das Volllaufen der Falle mit Regenwasser (**Abb. 15**). Als Fangflüssigkeit diente Propylenglykol (1,2-Propandiol, techn. grade). Vorteile dieser ungiftigen Konservierungsflüssigkeit sind die einfache Handhabbarkeit (keine Mixtur, kein unangenehmer Geruch, einfache Entsorgung), eine niedrige Verdunstungsrate und damit verbunden eine lange Konservierungsdauer sowie sehr gute Tötungs- und Konservierungseigenschaften. Außerdem erlaubt sie die weitere Untersuchung des gesammelten Materials mittels DNA-Barcoding (Höfer et al. 2015). Um das schnelle Absinken der Tiere zu gewährleisten, wurde zur Herabsetzung der Oberflächenspannung Tween20 (Roth) als Detergens zugesetzt.

Die Fallen wurden systematisch im zu untersuchenden Biotoptyp eingebracht. Auf jeder der etwa 20 m x 20 m großen Untersuchungsflächen (Standort) wurden jeweils 10 Fallen eingegraben. Um eine gegenseitige Beeinflussung auszuschließen, hatten die Fanggefäße dabei einen Abstand von mindestens fünf Metern voneinander. Aufgrund erhöhter Aktivität von Diplopoden und Chilopoden im Frühjahr und Herbst erfolgte der Fang in zwei je sechs Wochen langen Fangperioden (siehe **Tab. 4**). Die Fallen wurden in der Regel alle 14 Tage geleert und mit neuer Fangflüssigkeit versehen.



Abb. 15: Bodenfalle zum Fang der epigäischen Arthropoden (Foto: A. Toschki).

4.4.2.2 Probenaufbereitung

Nachdem die Fallen geleert wurden, erfolgte die Aussortierung der Tiergruppen im Labor. Dazu wurden die Taxa Chilopoda und Diplopoda unter einem Stereomikroskop vom restlichen Fangmaterial getrennt und in vergällten, mit 10 mM Tris Pufferan pH 9,1 (Roth)/1 mM EDTA (Sigma) gepufferten 70%igen Ethanol überführt. Diese Pufferung erleichtert eine spätere DNA-Extraktion.

4.4.2.3 Determination

Die Individuen der aussortierten Tiergruppen wurden mit einem Leica Stereomikroskop M80 bei 20-60facher Vergrößerung determiniert. In der Regel sind hierbei äußere Merkmale ausschlaggebend. Differenzierende Merkmale der Chilopoden wie auch der Diplopoden sind bspw. Form und Anzahl der Körpersegmente, Stellung und Anzahl der Augen oder das Vorhandensein bestimmter Poren.

Bei der Identifikation der Chilopoden sind daneben u. a. die Bedornung insbesondere der beiden letzten Beinpaare, das Aussehen des weiblichen Genitalsegments oder Vertiefungen bzw. Erhebungen der letzten beiden Beinpaare der Männchen von entscheidender Bedeutung. Die Bestimmung der Chilopoden erfolgte nach den Schlüsseln von Eason (1964) und Koren (1986, 1992). Die Nomenklatur richtete sich nach der aktuellen Roten Liste Deutschlands (Decker et al. 2016).

Eine sichere Bestimmung der Diplopoden war in einigen Fällen nur anhand der männlichen Gonopoden (= Genitalien) möglich. Diese wurden unter dem Stereomikroskop mit Hilfe einer spitzen Pinzette herauspräpariert. Die präparierten Gonopoden wurden danach separat in ein kleines Probenglas mit 70%igem Ethanol überführt und dem dazugehörigen Sammlungsexemplar beigelegt. Weibliche Exemplare mancher Diplopoden-Arten bspw. der Familien Julidae und Chordeumatidae können nicht auf Artniveau identifiziert werden, weshalb die Bestimmung nur bis zur Familienebene vorgenommen wurde. Dies gilt auch für juvenile Tiere. Die Bestimmung der Diplopoden erfolgte nach den Schlüsseln von Schubart (1934) und Hauser und Voigtländer (2009). Die Nomenklatur folgte der aktuellen Roten Liste Deutschlands (Reip et al. 2016).

Die Determinationen kritischer Arten wurden durch die Spezialisten Dr. Karin Voigtländer und Dr. Peter Decker (beide Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz) abgesichert. Belegexemplare aller Arten (pro Art und Geschlecht mindestens 2 Exemplare) wurden der Sammlung des SMNG übergeben.

4.4.3 Enchytraeidae

4.4.3.1 Erfassung im Freiland

Die Beprobung der Enchytraeiden erfolgte nach der ISO-Richtlinie Nr. 23611-2 (ISO 2007: „Erfassung und Extraktion der Enchytraeiden im Freiland aus Bodenproben“). Dazu wurden innerhalb des zentralen, 20 x 20 m² großen inneren Quadrats jeder Untersuchungsfläche (siehe **Abb. 10**) zweimalig (Frühjahrs- und Herbstprobenahme) jeweils 10 Einstiche mit einem Stechbohrer (Durchmesser: 5,6 cm; Fläche: 24,6 cm²) vorgenommen. Diese waren zufällig verteilt, wobei störende Strukturen (z. B. anstehendes Grundgestein) vermieden wurden. Nach Entnahme der jeweiligen Einzelprobe wurde der Probenstecher geöffnet und der Bodenkern mittels eines Messers in zwei Teilproben unterteilt. In den untersuchten Waldtypen stellte die obere Tiefenstufe die Streuschicht (ohne den L-Horizont) dar, während die untere Probe die obersten

5 cm des Mineralbodens enthält. Jede Teilprobe wurde in einen eigenen Plastikbeutel überführt und dieser sofort verschlossen. Alle Proben eines Standortes wurden in eine Styroporkiste gefüllt und in das Labor der ECT GmbH transportiert. Die durch die Bodenkernentnahme entstandenen Löcher wurden mit umliegendem Material verfüllt.

4.4.3.2 Probenaufbereitung

Im Labor der ECT GmbH wurden die Enchytraeiden aus dem Streu- bzw. Bodenmaterial per Nassextraktion mit Wärme ausgetrieben (Abb. 18, 19). Gekühlte Proben wurden vorher 12 h an die Zimmertemperatur

adaptiert (21 °C). Die Wässerung erfolgte über einen Zeitraum von 6 Stunden, die Hitzequelle wurde nach 2 Stunden eingeschaltet, und das Wasser innerhalb von 4 Stunden auf ca. 40 °C erhitzt. Die Tiere wurden lebend unter dem Mikroskop bestimmt und anschließend in 70 % igem Ethanol fixiert. Belegexemplare wurden in heißer Bouin'scher Lösung fixiert und in aufsteigender Ethanolreihe (5-10 %, 70 %, 96-100 %) zunächst anästhesiert, sodann fixiert und schließlich konserviert. Weitere Belegexemplare wurden nach Anästhesieren in heißer Bouin'scher Lösung fixiert und in 70 %igem Ethanol aufbewahrt. Die Sammlung befindet sich z. Zt. im Labor von R. M. Schmelz (A Coruña) und wird nach taxonomischer Aufarbeitung im Museum für Naturkunde (MfN) Berlin hinterlegt.



Abb. 16: Regenwurmerfassung mittels Handauslese und AITC-Austreibung (Foto: ECT).



Abb. 17: Fanggefäß mit Tieren einer Probe (Foto: ECT).



Abb. 18: Nassextraktionsanlage zur Austreibung von Enchytraeiden (Foto: R. Schmelz).



Abb. 19: Fanggefäß mit Bodenprobe (Foto: J. Römbke).

4.4.3.3 Determination

Die Bestimmung der Enchytraeiden erfolgte anhand des Schlüssels von Schmelz & Collado (2010), wobei in Zweifelsfällen Einzelarbeiten zur Taxonomie der jeweiligen Gattung herangezogen wurden. Auch die verwendete Nomenklatur folgte, wenn nicht anders aufgeführt, dem Schlüssel von Schmelz & Collado (2010). Anschließend wurden die Arten und ihre Abundanzen den jeweiligen ökologischen Gruppen nach Graefe & Schmelz (1999) zugeordnet.

4.4.4 Lumbricidae

4.4.4.1 Erfassung im Freiland

An Standorten in den gemäßigten Breiten werden seit den Anfängen der Bodenzöologie Regenwürmer mit weitgehend gleichen Methoden erfasst (Dunger & Fiedler 1997): Einer Kombination aus Handauslese und chemischer Extraktion, wobei sich das Extraktionsmittel aus verschiedenen Gründen mehrfach änderte. Seit ca. 10 Jahren sind diese Verfahren von der ISO international standardisiert (ISO 2006b). Anpassungen der jeweiligen ISO-Richtlinie an Standortbedingungen waren nicht notwendig.

Die Beprobung der Lumbriciden erfolgte nach der ISO-Richtlinie Nr. 23611-1 (ISO 2006b): „Erfassung der Regenwürmer im Freiland mittels Handauslese und Formalinextraktion“. Aufgrund zunehmender Bedenken hinsichtlich der Humantoxizität von Formalin wird seit 2014 von der ISO empfohlen, stattdessen die Chemikalie Allyl-Isouthiocyanat (AITC) zu verwenden. Diese Änderung wurde Ende des Jahres 2016 bei der Veröffentlichung der neuen Fassung der Richtlinie 23611-1 auch formal vollzogen.

Bei der Beprobung wurde an jeweils fünf Stellen im Randbereich jeder Untersuchungsfläche (siehe **Abb. 10**) der Oberboden (inklusive Streuschicht, wenn vorhanden) auf einer Fläche von 50 x 50 cm (= ¼ Quadratmeter) bis zu einer Tiefe von 10 cm mit Hilfe eines Spatens ausgestochen. Das Bodenmaterial wurde in eine Plastikwanne verfüllt und direkt am Entnahmeort mittels Handauslese durchsucht (**Abb. 16**). Parallel dazu wurden zur Extraktion tiefgrabender Regenwürmer 5 l einer 0,01 %igen AITC-Lösung mit einer Gießkanne in das ausgehobene Probenloch gegossen (in mehreren Schüben, je nach Bodendichte und Bodenbeschaffenheit). Alle gefundenen Regenwürmer wurden in vorbereitete Plastikgefäße, gefüllt mit 70 %igem Ethanol, überführt und so fixiert (**Abb. 17**). Nach Abschluss beider Beprobungsmethoden wurde das ausgestochene Loch mit dem durchsuchten Bodenmaterial verfüllt.

4.4.4.2 Probenaufbereitung und Determination

Die gesammelten Regenwürmer wurden ins Labor der ECT GmbH transportiert. Nach dem Eingang der Proben wurden die Regenwürmer in 70 %igen Ethanol umfixiert. Alle adulten und subadulten Exemplare wurden unter dem Binokular auf Artebene und die meisten Juvenile auf Gattungsebene bestimmt. Das Summengewicht aller Individuen per Art wurde gemessen. Parallel dazu wurde die Zugehörigkeit zu einer der drei ökologischen Gruppen festgehalten (Bouché 1977).

Die Bestimmung der Regenwürmer erfolgte anhand des Schlüssels von Sims & Gerard (1999), wobei in Zweifelsfällen Graff (1953), Bouché (1972) oder Csuzdi & Zicsi (2003) konsultiert wurden. Hinsichtlich der Nomenklatur folgten wir Lehmitz et al. (2014). Das Probenmaterial befindet sich im Bestand der ECT GmbH in Flörsheim.

4.5 Auswertungsmethodik

Die Basis der systematischen Ausarbeitung ökologischer Gruppen und Indikatoren liegt in der Betrachtung der Artenzusammensetzung an den verschiedenen Standorten. Durch den Vergleich und die Gruppierung ähnlicher Zusammensetzungen auf den verschiedenen Untersuchungsflächen können Artengemeinschaften bestimmt und die Bindungsgrade einzelner zugehöriger Arten sowie deren Wertigkeit als z. B. Kennart oder Trennart bestimmt bzw. abgeschätzt werden (Tischler 1947, Braun-Blanquet 1964, Toschki 2008). Die durch die einheitliche Beprobung garantierte Vergleichbarkeit der Abundanzen an den verschiedenen Standorten bietet den Vorteil, Artengruppen mit gleicher ökologischer Bindung (z. B. Feuchte liebende Arten) in Artengruppen zusammenzufassen und in Form von Kreuztabellen übersichtlich darzustellen. Gleichzeitig können Indikatoren und Artengruppen auch mit Hilfe statistischer Methoden ermittelt werden. Unterschiede der beiden Methoden entstehen durch zum Teil unterschiedliche Bewertungen innerhalb der Auswertungsroutinen. Während in der synökologischen Tabellenarbeit Erfahrungen und Kenntnisse aus der Literatur eingebunden werden können, ist dies im Rahmen der statistischen Analyse nur bedingt möglich bzw. sinnvoll. In der vorliegenden Arbeit wurden deshalb beide Methoden aufeinander abgestimmt und über den Zugriff auf Daten aus der Datenbank Edaphobase möglichst umfassende Informationen zu Bodenorganismen in die synökologische und statistische Analyse einbezogen.

Sortierte Kreuztabellen

In sortierten Kreuztabellen werden Arten hinsichtlich ähnlicher Präsenz und daher ähnlichen ökologischen Präferenzen sortiert und gruppiert. Diese Gruppierung dient der Visualisierung des komplexen Arteingefüges aus ubiquitären Arten und hochspezifischen Kennarten an einem Standort bzw. in einer Lebensgemeinschaft. Zur systematischen Gruppierung dienen folgende Einteilungen:

Kennarten (-Gruppen)

Einige Standorte zeigen eine exklusive, typische Artengruppe, die als Kennartengruppe bezeichnet wird. Das Vorkommen dieser Kennarten ist im Rahmen der Edaphobase-Länderstudien überregional weitgehend auf einen Biotoptyp beschränkt, so dass die Vertreter dieser Artengruppen als Indikatoren verwendet werden können.

Edaphische Gruppen

Edaphische Gruppen werden gebildet, indem Arten, deren Präsenz sich mit einem Standortfaktor korrelieren lässt, zusammengefasst werden. Dem spezifischen Muster entsprechend werden unterschiedliche Gruppen einem edaphischen Faktor zugeordnet, z. B. in der Feuchtegruppe (wechselfeuchte Standorte, trockene Standorte etc.). Da viele Faktoren an einem Standort gleichermaßen wirken, können edaphische Gruppen in verschiedenen Kombinationen (vieldimensional) an verschiedenen Standorten vorkommen.

Grundarten (-Gruppen)

Grundarten sind Arten und Artengruppen mit einer weiteren ökologischen Amplitude, die einem nicht-edaphischen Merkmal zugeordnet werden, welches innerhalb oder außerhalb der betrachteten Standorttypen Standorte differenziert. Hierzu zählen z. B. Grundartengruppen der Laubwälder, die Nadelwald-Standorte oder Waldartengruppen, die Offenland abgrenzen.

Begleitarten (-Gruppen)

Als Begleiter bezeichnete Arten können in abundante und stete Arten (=stete Begleiter) sowie in nur sporadisch oder zufällig auftretende Arten (sonstige Begleiter) getrennt werden. Das Vorkommen der steten Begleiter ist für alle betrachteten Standorttypen gleichermaßen typisch. Ebenso können das Vorkommen und die Zahl sporadischer Arten als durchaus typisch für einen Standort angesehen werden, jedoch kann die Zusammensetzung von Arten variieren.

Die Lebensgemeinschaft eines Standortes wird insgesamt „positiv“ durch die Kombination von präsenten

Arten und Artengruppen sowie „negativ“ durch das Nicht-Auftreten von Arten und Artengruppen charakterisiert. Die spezifische Kombination der am Standort auftretenden Arten und Artengruppen spiegelt die multifaktoriellen Standortwirkungen (pH-Wert, Feuchte, Nährstoffe, Licht etc.) wider.

Statistische Auswertung

Die Indikatorartenanalyse

Die Indikatorartenanalyse (ISA) nach Dufrêne & Legendre (1997) berechnet für jede Art in einem ökologischen Datensatz einen kombinierten Kennwert – den Indikatorwert – aus der relativen Abundanz (*rel_abundance*) und der relativen Frequenz (*rel_frequency*) für jede Standortgruppe, die durch a-priori festgelegte Klassen zusammengeführt werden.

Die relative Abundanz (*rel_abundance*) wird im Verhältnis zur Abundanz der Art im gesamten Datensatz angegeben. Zunächst wird die mittlere Abundanz einer Art *j* über die *n* Standorte der gerade betrachteten Gruppe *k* berechnet. Dieser Wert wird durch die Summe aller mittleren Abundanzen der Art *j* über alle Gruppen geteilt.

Die relative Frequenz (*rel_frequency*) gibt die Stetigkeit einer Art *j* innerhalb der interessierenden Gruppe an. Sie berechnet sich als die Anzahl der Standorte in der betrachteten Gruppe *k*, in denen die Art vorkommt, geteilt durch die Gesamtzahl der Standorte in der Gruppe.

Aus diesen beiden Verhältnissen wird der Indikatorwert (*indicator_value*) durch Multiplikation *rel_abundance* x *rel_frequency* berechnet (Leyer & Wesche 2007).

Eine Bindung an eine der betrachteten Klassen wird für jede Art im Datensatz ermittelt, indem nach dem maximalen Indikatorwert im Vergleich aller Standortgruppen gesucht wird. Der Indikatorwert kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen. In einem Permutationsverfahren kann dann geprüft werden, ob diese Bindung nicht zufällig im Vergleich zu Vorkommen und Abundanz in den anderen Standortgruppen ist. Wir legten einen Indikatorwert > 0.8 als relevant und eine Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) von $p \leq 0.1$ als signifikant fest.

Für die vorliegende Studie wurden 13 a-priori Klassen verwendet, die jeweils die ökologisch relevante Ebene des Biotoptypenklassifikationssystems nach Riecken et al. (2003) enthalten (vgl. Kap 3.1.4).

Die Indikatorartenanalysen wurden in R version 3.3.2 (2016-10-31) „Sincere Pumpkin Patch“ (R Core Team 2016) in RStudio Version 1.0.136 (RStudio Team 2016) unter Verwendung der Funktionen des R-packages „indicspecies“ (De Cáceres & Legendre 2009) programmiert.

Korrespondenzanalysen und Kanonische Korrespondenzanalysen

Das Konzept der vorliegenden Studie impliziert Unterschiede in den Mustern der Artzusammensetzung in den 13 unterschiedlichen Standortklassen, die sich auf Gradienten von Umweltbedingungen zurückführen lassen. Um die Komplexität dieser Muster zu reduzieren und interpretierbar zu machen, wurden Korrespondenzanalysen (Correspondence Analysis - CA, Hill 1973) durchgeführt. Relevante Umweltvariablen wurden zuvor mit Hilfe von Kanonischen Korrespondenzanalysen (Canonical Correspondence Analysis - CCA, Ter Braak 1986) identifiziert und als zusätzliche Information in die Abbildungen eingefügt.

Die Analyse erfolgte schrittweise. Es wurden logarithmierte Individuenzahlen pro Quadratmeter oder pro Probe verwendet, um den Einfluss von sehr stark streuenden Individuenzahlen zu dämpfen, wie sie typisch für die (zeitpunktabhängig) sehr geklumpt auftretenden Bodenorganismen sind. Zunächst wurden aus den erhobenen Umweltparametern plausible und relevante Variablen ausgewählt. Bodenparameter wie beispielsweise Humusform, pH-Wert, CN-Verhältnis, Gesamtkohlenstoff- und Stickstoffgehalt sowie Korngrößenanteile (vgl. Kap. 5.3.1, 6.3.1, 7.3.1, 8.3.1) flossen neben geographischen Kennwerten als erklärende Variablen in die CCA ein (siehe **Tab. 6**).

Die Funktion „ordstep“ wurde verwendet, um sowohl ein Modell unter Einbeziehung aller Variablen als auch eine Variablenselektion der signifikanten Umweltparameter durchzuführen. Dabei wurden Variablen als signifikant angenommen, deren p-Wert nach Permutation kleiner als 0,05 war. Die automatische Variablenselektion wurde in der Kombination „bidirektional“ durchgeführt. Das bedeutet, dass sowohl einem „leeren“ Modell solange Variablen hinzugefügt werden, bis die Verbesserung der Modellanpassung an die Daten eine Schwelle nicht mehr überschreitet („forward selection“). Andersherum werden bei der „backward selection“ ausgehend vom vollständigen Modell mit allen Variablen und einer Verbesserungsschwelle des Modells Variablen entfernt, bis das Kriterium zur Modellgütebeurteilung nicht mehr über einen Schwellenwert hinaus verbessert wird. Der bidirektionale Ansatz kombiniert diese beiden schrittweisen Auswahlmethoden der Umweltvariablen.

Nachfolgend wurde eine CA berechnet. Die Darstellung enthält, neben den Arten (gefiltert auf die signifikanten Indikatorarten aus der ISA) und den Standorten, als „Overlay“ die signifikanten Umweltvariablen, um Informationen über die a-priori postulierten Gradienten für eine visuelle Interpretation einfließen lassen zu können. Quantitative Variablen wurden als

Vektoren, kategoriale Variablen als Mittelwerte der Faktorstufen in das Ordinationsdiagramm eingefügt. Konvexe Hüllen verbinden im Diagramm die Standorte einer a-priori Standortklasse, Zentroide zeigen den Schwerpunkt einer Standortklasse an (Mittelwerte der site scores jeder Standortklasse der dargestellten Achsen). Diese Darstellung erleichterte das Auffinden der a-priori festgelegten, als homogen postulierten Klassen. Es wurden die beiden Achsen mit dem höchsten Erklärungsgehalt dargestellt (Prozent erklärter Varianz als Achsenbeschriftung angegeben).

Auswertungen mit Edaphobase (Edaphostat und Edaphoclass)

Zur ökologischen Auswertung wurde neben der gängigen Literatur zu den verschiedenen taxonomischen Gruppen auch auf die Anwendungsmöglichkeiten der bodenzoologischen Datenbank Edaphobase zurückgegriffen. In Edaphobase werden Daten zu verschiedenen Bodenorganismengruppen (u. a. Collembola, Lumbricidae, Enchytraeidae, Oribatida, Myriapoda) aus unterschiedlichen Quellen (z. B. Publikationen, Feldstudien oder Gutachten) in Verbindung mit Daten zum Fundort und zur Aufsammlung zusammengeführt (vgl. Burkhardt et al. 2014). Zur Auswertung dieser Daten wurden Analyse-Tools entwickelt und in Edaphobase implementiert, mit denen die Datenbank hinsichtlich verschiedener Problemstellungen abgefragt werden kann. Mit Hilfe des Analyse-Tools Edaphostat (Hausen et al. 2017) können gezielt Informationen zu den Bodentier-Taxa abgeleitet werden. Dabei werden einzelne Arten ausgewählt und der in Edaphobase bestehende Datenbestand wird hinsichtlich gewünschter Parameter (z. B. pH-

Tab. 6: Verwendete Umweltvariablen in der Kanonischen Korrespondenzanalyse.

Variable	Ausprägung, Maßeinheit
Humusform	Mull, Moder, Rohhumus, kein
pH-Wert	0-14
CN-Verhältnis	Prozent
Cgesamt	Volumen-Prozent
Carbonatgehalt	Volumen-Prozent
Lehm	Volumen-Prozent
Ton	Volumen-Prozent
Sand	Volumen-Prozent
Ellenberg-Reaktionszahl	1-7
Ellenberg-Stickstoffzahl	1-7
Ellenberg-Feuchtezahl	1-7
Ellenberg-Lichtzahl	1-7
Ellenberg-Temperaturzahl	1-7

Wert, Biotop- oder Bodentyp) ausgewertet. Auch das Analyse-Tool Edaphoclass (RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung) fragt den Datenbestand von Edaphobase ab. Hierbei wird jedoch ein Biototyp nach Riecken et al. (2003) oder der EUNIS-Klassifikation (2016) ausgewählt. Edaphoclass zeigt dann die Frequenzen der Arten einer taxonomischen Gruppe an, mit denen die unterschiedlichen Arten in diesem Biototyp auftreten. Durch die Sortierung nach der Frequenz der nachgewiesenen Arten lassen sich typische Zönosen für die ausgewählten Biototypen darstellen.

5 Die Länderstudie im Nationalpark Eifel: „Bodenökologische Untersuchung von Fichtenforsten, Buchen- und Eichenwaldbeständen“

5.1 Problemstellung und Zielsetzung der Länderstudie im Nationalpark Eifel

Die bodenökologischen Untersuchungen im Nationalpark Eifel zielen auf eine bodenökologische Biodiversitätsbewertung des Waldumbaus ab. Dazu werden in der vorliegenden Untersuchung die im Nationalpark erhobenen bodenökologischen Daten in einen Gesamtkontext zu bisherigen Kenntnissen der Ökologie von Bodenlebensgemeinschaften gestellt.

Die Problemstellung wurde durch den Nationalpark wie folgt skizziert:

„In verschiedenen Bereichen des fachlichen Naturschutzes sind Bewertungen von abiotischen und biotischen Bodeneigenschaften von großer Bedeutung. Derzeit fehlen jedoch für eine Bewertung der Boden-Biodiversität unserer Kenntnis nach zielführende Methoden und Bewertungsmaßstäbe besonders auf der Ebene räumlich differenzierter Standorttypen. Die Zusammenstellung und konzeptionelle, für die Anwendung angepasste Auswertung von Bodentierdaten begrüßen wir deshalb sehr.“

Die Zielsetzung im vorliegenden Bericht ist es somit, eine naturschutzfachliche Bewertung ökologisch und räumlich differenzierter Standorte im Nationalpark Eifel durchzuführen. Darüber hinaus sollen Standards und Methoden für bodenökologische Untersuchungen entwickelt und Bewertungsmaßstäbe transparent dargestellt werden, die einen räumlichen sowie standortökologischen Vergleich ermöglichen. Des Weiteren werden folgende Punkte bearbeitet:

1. Prüfung der Nutzbarkeit von Bodenorganismen für die Bewertung des Bodenzustands

und seiner Veränderungen für Zwecke des Gebietsmonitorings und der Ergebniskontrolle.

2. Ermittlung, inwieweit verschiedene Bodentiergruppen im Rahmen der aktiven Gebietsentwicklung einförmiger, naturferner Nadelbaumbestände zu naturnäheren Laubwäldern zur Ergebniskontrolle und Maßnahmenoptimierung herangezogen werden können.
3. Erarbeitung und Prüfung eines geeigneten und auch unter beschränkten finanziellen Kapazitäten praktikablen, langfristig einsetzbaren Indikatorsystems.

Die Nationalparkverwaltung Eifel war in diesem Projekt daran interessiert, das Informationssystem Edaphobase dabei für eine eventuelle zukünftige Nutzbarkeit insbesondere für Zwecke des naturkundlichen Monitorings und der Maßnahmenoptimierung im Nationalpark Eifel zu evaluieren.

5.2 Untersuchungsgebiet 5.2.1 Geografische Lage

Der Nationalpark Eifel liegt im Südwesten von Nordrhein-Westfalen im Naturraum „Nördliche Eifel“ zwischen den Ortschaften Nideggen, Heimbach, Gemünd und Einruhr, und grenzt im Westen an die Rurtalsperre (siehe Abb. 20). Der 2004 gegründete Nationalpark umfasst eine Fläche von etwa 110 Quadratkilometern mit verschiedenen Lebensraumtypen, wie z. B. Wald, Grünlandflächen, Gewässer, Felsen, trockene Heiden sowie Moore (Nationalpark Eifel 2015).

5.2.2 Klima

Durch seine Lage im Westen Deutschlands ist das Klima im Nationalpark atlantisch beeinflusst. Typisch für diese Klimazone sind verhältnismäßig niederschlagsreiche und kühle Sommer sowie relativ milde Winter. Das Klima innerhalb des Nationalparks unterliegt deutlichen Unterschieden in der Niederschlagsmenge. Durch den dort vorherrschenden Westwind regnet sich das meiste Wasser an den Hängen im Westen des Nationalparks ab, der Osten ist daher trockener. So erreicht der Südwesten des Gebiets im Jahresmittel 1000–1200 mm, der Nordosten bei Heimbach dagegen nur durchschnittliche Werte von etwa 600–800 mm Niederschlag im Jahr. Auch die durchschnittliche Jahrestemperatur unterscheidet sich innerhalb des Nationalparks um bis zu 1,5 °C: In den tiefen Lagen erreicht sie 8 °C, in den höheren Lagen liegt sie bei nur 6,5 °C (Nationalpark Eifel 2015).

Die dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen Wetterstationen werden in Heimbach-Hasenfeld (Herr Siegfried Krischer), Gemünd-Malsbenden (Herr Thomas Jansen) und seit Juni 2014 auch auf dem Kermeter (Nationalpark Eifel) betrieben. Von einer Wetterstation des Deutschen Wetterdiensts (DWD) in Gemünd-Malsbenden, die im Jahr 2005 geschlossen wurde, existieren Daten aus der Zeit zwischen 1971 und 2000, so dass das langjährige Mittel über diesen Zeitraum gebildet werden konnte (vgl. **Tab. 7**).

Die Aufzeichnungen für das Jahr 2014 ergeben in Gemünd eine Niederschlagssumme von 808 mm/Jahr bei einer durchschnittlichen Temperatur von 9,9 °C. Auffällig ist hierbei die Verteilung der Niederschläge und Temperaturen im Jahresverlauf: In den meisten Monaten des Jahres 2014 liegen die Niederschlagssummen deutlich unter denen des langjährigen Mittels zwischen 1971 und 2000, die beiden Sommermonate Juli und August waren

jedoch erheblich regenreicher. Und auch die Temperaturen lagen in den meisten Monaten, mit Ausnahme des durchschnittlichen Maies und kühlen Augusts, über den gemittelten Werten.

Im tiefer gelegenen Heimbach erreichte die jährliche Niederschlagssumme einen Wert von 645 mm und die mittlere Temperatur lag bei 11,4 °C, so dass es in Heimbach durchschnittlich wärmer und trockener als in Gemünd war.

Da die Wetterstation auf dem Kermeter erst im Juni 2014 installiert wurde, ist ein Vergleich der Summen bzw. Mittelwerte nicht sinnvoll. Der Vergleich der einzelnen Monate zeigt jedoch, dass die Temperaturen auf dem Kermeter durchweg unter denen in Heimbach lagen, und mit Ausnahme des durchschnittlich kälteren Dezembers denen in Gemünd ähnelten. Die Niederschlagsmengen lagen auf dem Kermeter mit 208 mm im Juli noch einmal deutlich über denen in Gemünd und Heimbach (siehe **Tab. 7**).

Tab. 7: Wetterdaten des Untersuchungsjahrs 2014, aufgenommen von den Wetterstationen Heimbach-Hasenfeld, Kermeter „Wilder Weg“ sowie Gemünd-Malsbenden mit Abweichungen zum langjährigen Mittel der Jahre 1971-2000. (Angaben in mm [Niederschlag], °C [Temperatur] und h [Sonnenstunden]; 2014 wärmer/niederschlagsreicher [↑], 2014 kühler/trockener [↓] als das langjährige Mittel; Quellen: Heimbach: Siegfried Krischer; Gemünd: Thomas Jansen; Kermeter: NP Eifel; Langjährige Mittel: DWD).

Gemünd-Malsbenden												
Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	2014
Niederschlag (mm) + Abweichung vom langjährigen Mittel												Summe
52	45	21	29	80	50	147	137	51	61	41	93	808
↓30%	↓70%	↓70%	↓51%	↑16%	↓26%	↑220%	↑132%	↓14%	↓3%	↓45%	↑14%	
Temperatur (monatlicher Durchschnitt) + Abweichung vom langjährigen Mittel												Mittelwert
4,0	4,3	6,3	10,5	11,8	14,9	17,9	14,7	13,7	10,9	6,9	3,0	9,9
↑2,5	↑2,8	↑1,6	↑3,3	±0,0	↑0,3	↑1,1	↓1,8	↑0,3	↑1,5	↑1,9	↑0,3	
Höhe ü. NN:		338 m										

Heimbach-Hasenfeld												
Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	2014
Niederschlag (mm)												Summe
45	28	11	19	53	65	130	124	42	55	34	41	646
Sonnenstunden (h)												Summe
61	81	177	143	164	183	195	147	117	107	66	17	1458
Temperatur (monatlicher Durchschnitt)												Mittelwert
5,2	5,8	8,3	11,9	13,1	16,5	19,4	16,2	15,4	13,1	8,2	3,7	11,4
Höhe ü. NN:		272 m										

Kermeter, „Wilder Weg“												
Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	
Niederschlag (mm)												
					64	208	144	47	64	41	75	
Temperatur (monatlicher Durchschnitt)												
					14,5	17,6	14,1	13,8	11,2	6,8	1,7	
Höhe ü. NN:		500 m										

5.2.3 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen sind über weite Teile des Nationalparks verteilt. So befinden sich die Eichen-Trockenwälder im Norden des Untersuchungsgebiets auf dem Kermeter sowie bei den Ortschaften Heimbach und Gemünd (siehe **Abb. 20**), und die Fichtenforst- und Buchenwaldflächen liegen im südlichen Teil bei Wahlerscheid, Dedenborn und Erkersruhr. Die Höhenlage der Standorte umfasst eine Spanne von 340 m ü. NHN bei Heimbach bis zu 630 m ü. NHN im Süden des Nationalparks.

Im gesamten Untersuchungsgebiet haben zur Zeit des 2. Weltkriegs Kampfhandlungen stattgefunden, deren Spuren noch heute durch Funde (z. B. Munitionsrückstände) zu erkennen sind.

5.3 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung

5.3.1 Bodenkundliche Angaben

Die gemessenen Habitatparameter-Werte wurden in **Tab. 8** und **Tab. 9** zusammengefasst.

Die Messung der aktuellen Bodenfeuchte ergab, dass der Boden der drei Untersuchungsflächen des Biotoptyps „trockener Eichenwald“ (EB_NW31 bis -33) zum Zeitpunkt der beiden Mikroarthropoden-Probenahmetermine deutlich trockener war als der der beiden anderen Biotoptypen. Die Messung der aktuellen Bodenfeuchte ist lediglich als Momentaufnahme zu bewerten. Ein Vergleich mit den Feuchtezahlen (siehe **Tab. 10**, Ergebnisse der Ellenbergzahlen) ergab jedoch, dass auch die Pflanzen zumindest auf den Flächen EB_NW32 und EB_NW33 trockene Standortbedingungen anzeigten.

Der pH-Wert der neun Untersuchungsflächen lag zwischen pH=2,87 (EB_NW11) und pH=3,38 (EB_NW21). Somit waren alle Untersuchungsflächen als saure Standorte einzustufen (vgl. Gisi 1990, Killham 1994).

Die Werte des Gesamt-Kohlenstoffs (C_{gesamt}) erreichten Zahlen zwischen 9,59% [Masse] auf der Fläche EB_NW31 und 26,18% [Masse] auf der Fichtenforst-Fläche EB_NW13. Im Mittel war der Gesamtkohlenstoffgehalt im Biotoptyp Fichtenforst höher als der der anderen beiden Biotoptypen. Der Karbonat-Anteil am Gesamtkohlenstoffgehalt aller neun Untersuchungsflächen war mit Werten von deutlich unter 1 g/kg gering (Arbeitsgruppe Boden 1996). Auch der Gesamtstickstoffgehalt war auf der Fläche EB_NW31 am niedrigsten (0,57% [Masse]), jedoch wies die Fläche EB_NW32 des gleichen Biotoptyps („trockener

Eichenwald“) den höchsten Gesamtstickstoffgehalt auf. Da auf den Untersuchungsflächen mit höherem Gesamtkohlenstoffgehalt auch ein höherer Gesamtstickstoffgehalt gemessen wurde, ergaben die jeweiligen C/N-Verhältnisse jedoch relativ ähnliche Werte zwischen 16,67 (EB_NW22) und 23,52 (EB_NW13). Im Mittel ergaben die Werte der Buchenwaldstandorte die niedrigsten C/N-Verhältnisse, was auf die höchsten Streuabbauraten in diesem Biotoptyp hinweist (siehe Killham 1994).

Die Messungen der Korngrößenverteilungen ergaben, dass der Anteil des Schluffes auf allen Untersuchungsflächen mit Werten zwischen 53,33% (EB_NW32) und 66,52% (EB_NW31) am größten war. Die Bodenart der einzelnen Untersuchungsflächen war somit als Schluff mit unterschiedlichen Ton-, Lehm- und Sandanteilen zu bezeichnen (vgl. **Tab. 9** und Arbeitsgruppe Boden 1996).

Die Ellenbergzahlen der nachgewiesenen Pflanzenarten wurden in **Tab. 10** zusammengefasst. Entsprechend der gemessenen pH-Werte liegen auch die Ellenbergzahlen mit Ausnahme der Fläche EB_NW23 im sauren Bereich. Die Stickstoffzahlen entsprechen mageren (Eiche), mäßig stickstoffreichen (Fichte, EB_NW23) und eher eutrophen (EB_NW21, EB_NW22) Standortbedingungen, und die Feuchtezahl weist auf frische (Fichte, Buche, EB_NW31) bis trockene (EB_NW32, EB_NW33) Habitate hin. Die Ellenbergzahlen zeigen im Buchenwald schattige sowie in den anderen beiden Waldtypen Halblicht- bis Volllicht-Verhältnisse an, und liegen durchweg im mäßig warmen Temperaturbereich.

5.3.2 Vegetationskundliche Aufnahmen

5.3.2.1 Montaner Fichtenforst (Ersatzgesellschaft des *Luzulo-Fagetums*)

Formation:	XI. Waldgesellschaften
Assoziation:	montaner Fichtenforst
Biotoptyp	
BTL D:	44.04.01.02
	Fichtenforst frischer Standorte
EUNIS: G3.F	Highly artificial coniferous plantations

Die systematische Eingliederung von Fichtenforsten in der Nordeifel ist nur schwer möglich. Fichtenforste werden in der Vegetationskunde von den natürlichen Waldgesellschaften getrennt klassifiziert und hier als *Sylvofacies* geführt (Härdtle et al. 2008). Die Standorte der untersuchten Flächen in der Eifel gehören nicht in den natürlichen Verbreitungsraum der natürlichen Fichtenwälder. Diese Standorte sind als Ersatzgesellschaft

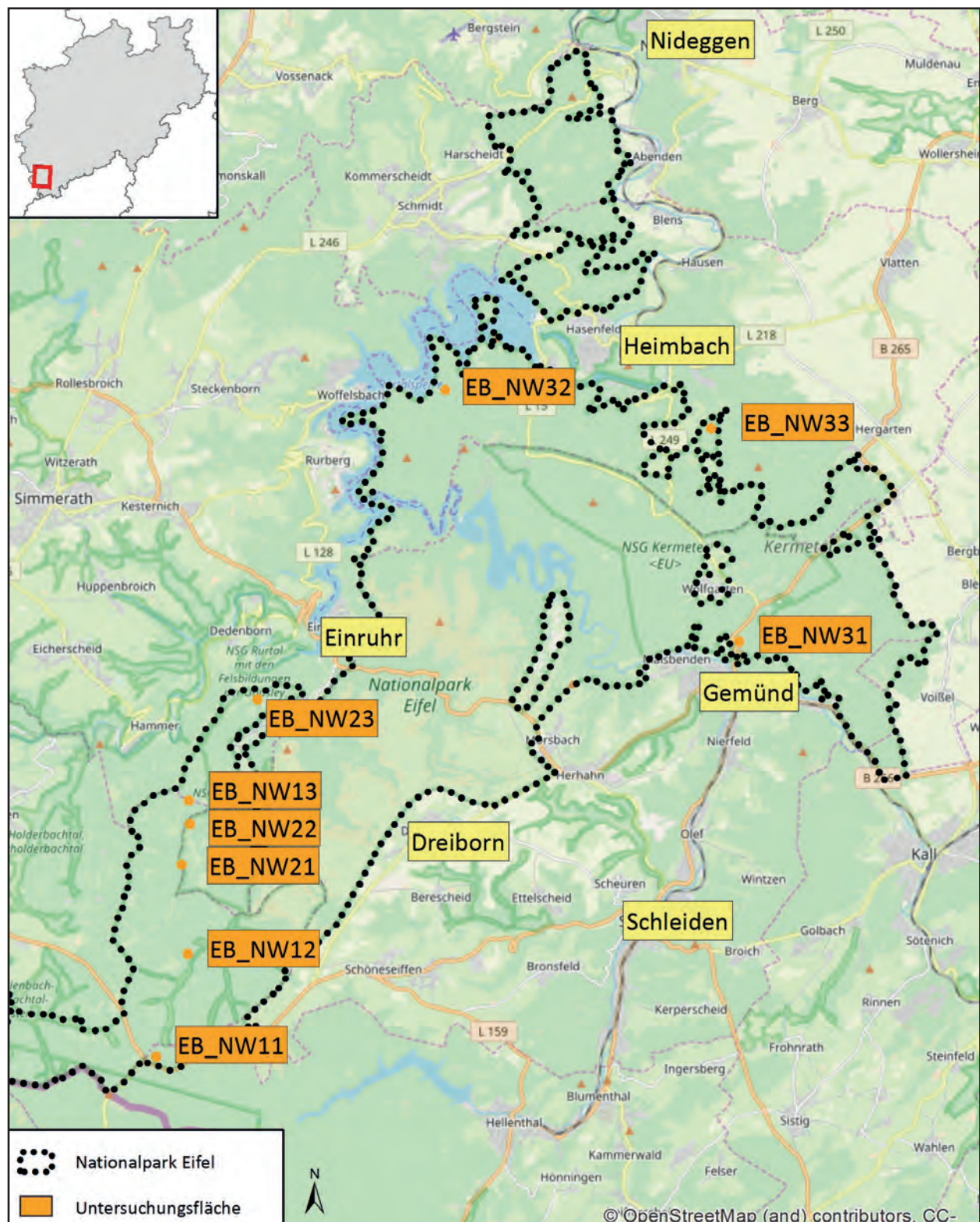


Abb. 20: Lage des Nationalparks Eifel (rot umrandete Fläche) in NRW (Ausschnitt oben links) sowie der Untersuchungsflächen im NP Eifel (große Abbildung).

(1): Standortname: Tereno**Replikat:** Fichtenforst 1

Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_NW11**Koord. (WGS 84):** 50.50398/6.32881**Standortbeschreibung:**

Fichtenbestand mit einem Alter von ca. 50-70 Jahren auf montanem, zum Teil wechsel-feuchten, pseudovergleyten Buchenwaldstandort

Vegetationseinheit:

montaner Fichtenforst auf Buchenwaldstandort

Biotoptyp BTL D: 44.04.01.02 - Fichtenforst frischer Standorte
EUNIS: G3.F11 - Highly artificial coniferous plantations

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Rasenschmielen-Hainsimsen-Buchenwald

Hangneigung: 1°/Ost**Höhe ü. NHN:** 632 m**Bodentyp:** Braunerde (teilw. Pseudogley-Braunerde)**pH-Wert:** 2,87**Bodenart:** Stark toniger Schluff bis steinig grusiger, schluffiger Lehm**Humusform:** feinhumusreicher rohhumusartiger Moder

Geologie: Wüstebachschiefer (Unterdevon, Siegen); Tonstein, stark geschiefert, vereinzelt Bänke von quarzitischem Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: Kalkungen bzw. der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sind nicht bekannt

Sonstige Flächeninformationen:

Vermutlich durch Pflanzung mit anschließender Läuterung (Stammzahlreduktion) in der frühen Zeit sowie mehreren Durchforstungen mit selektiver Baumentnahme entstanden. Nach 2004 wurden die Maßnahmen eingestellt. Historischen Karten ist zu entnehmen (z. B. Uraufnahme 1836-1850, vgl. tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015), dass die Fläche bereits seit mindestens dem frühen 19. Jh. bewaldet ist. Ab 2017 ist für diese Fläche ein Voranbau mit Rotbuche geplant (Informationen: Herr Falkenberg, Nationalparkverwaltung).

(2): Standortname: Fichte Süd**Replikat:** Fichtenforst 2

Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_NW12**Koord. (WGS 84):** 50.52131/6.34056**Standortbeschreibung:**

Durch Pflanzung entstandener Fichtenbestand mit einem Alter von 90 Jahren auf montanem Buchenwaldstandort

Vegetationseinheit:

montaner Fichtenforst auf Buchenwaldstandort

Biotoptyp BTL D: 44.04.01.02 - Fichtenforst frischer Standorte
EUNIS: G3.F11 - Highly artificial coniferous plantations

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Rasenschmielen-Hainsimsen-Buchenwald

Hangneigung: 2°/Süd-Ost**Höhe ü. NHN:** 577 m**Bodentyp:** Braunerde**pH-Wert:** 3,00**Bodenart:** Schwach humoser, steiniger, toniger Schluff**Humusform:** feinhumusreicher rohhumusartiger Moder

Geologie: Wüstebachschiefer (Unterdevon, Siegen); Tonstein, stark geschiefert, vereinzelt Bänke von quarzitischem Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: Boden-Kalkung 1986, Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist nicht bekannt

Sonstige Flächeninformationen:

Wie der Uraufnahme (1836-1850) zu entnehmen ist (vgl. tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015), war die Fläche bereits im 19. Jh. mit Wald bedeckt. Die letzten Durchforstungsmaßnahmen fanden im Jahr 2010 statt (Informationen: Herr Falkenberg, Nationalparkverwaltung).

(3): Standortname: Langerscheid 1
Replikat: Fichtenforst 3



Foto: Forschungsinstitut gäiac

Standortkennung: EB_NW13
Koord. (WGS 84): 50.55002/6.34147
Standortbeschreibung:
 Durch nachkriegszeitliche Pflanzung entstandener Fichtenbestand mit einem Alter von etwa 70 Jahren auf montanem Buchenwaldstandort
Vegetationseinheit:
 montaner Fichtenforst auf Buchenwaldstandort
Biotoptyp BTL D: 44.04.01.02 - Fichtenforst frischer Standorte
 EUNIS: G3.F11 - Highly artificial coniferous plantations

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald

Hangneigung: -

Höhe ü. NHN: 584 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 2,90

Bodenart: Stark steinig, grusiger, sehr schwach humoser toniger Schluff + lehmig sandiger Schluff

Humusform: feinhumusreicher rohhumusartiger Moder

Geologie: Obere Ruhrberger Schichten (Unterdevon, Siegen); Tonstein stark geschiefert, Schluffstein und Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: In den letzten 25 Jahren keine Kalkung, davor ungewiss; kein Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Sonstige Flächeninformationen:

Die am Bestandsrand stehenden alten Buchen lassen vermuten, dass der Anteil der Buchen im Vorbestand höher war als heute (Informationen: Herr Dickmann, Nationalparkverwaltung). Die Fläche war bereits im 19. Jh. mit Wald bedeckt, wie der Uraufnahme (1836-1850) zu entnehmen ist (vgl. tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015).

(4): Standortname: Wächterbuche
Replikat: Buchenwald 1



Foto: Forschungsinstitut gäiac

Standortkennung: EB_NW21
Koord. (WGS 84): 50.54022/6.33821
Standortbeschreibung:
 Standortgerechter Buchenwald mit einem Alter von ca. 135 Jahren
Vegetationseinheit:
Luzulo-Fagetum Meusel 1937
Biotoptyp BTL D: 43.07.04.03 - Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe
 EUNIS: G1.6122 - Western medio-European montane woodrush beech forests

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald

Hangneigung: 5°/Ost

Höhe ü. NHN: 560 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 3,38

Bodenart: Sehr schwach humoser, steinig bis stark steiniger-grusiger, mittel bis stark toniger Schluff

Humusform: feinhumusarmer Moder

Geologie: Wüstebachschiefer (Unterdevon, Siegen); Tonstein, stark geschiefert, vereinzelt Bänke von quarzitischem Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: In den letzten 25 Jahren keine Kalkung, davor ungewiss; kein Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Sonstige Flächeninformationen:

Die letzte schwache Durchforstung hat in der 2. Hälfte der 1990er Jahre stattgefunden. Seit 1990 ist die Fläche als Saatgutbestand anerkannt und wurde mehrfach, zuletzt 2014, beerntet (Informationen: Herr Dickmann, Nationalparkverwaltung). Die Fläche war bereits in der ersten Hälfte des 19. Jh. mit Wald bedeckt, wie der Uraufnahme (1836-1850) zu entnehmen ist (vgl. tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015).

(5): Standortname: Langerscheid 2
Replikat: Buchenwald 2



Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_NW22
Koord. (WGS 84): 50.54611/6.34046
Standortbeschreibung: Standortgerechter Buchenwald mit einem Alter von ca. 125 Jahren
Vegetationseinheit: *Luzulo-Fagetum* Meusel 1937
Biotoptyp BTL D: 43.07.04.03 - Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe
 EUNIS: G1.6122 - Western medio-European montane woodrush beech forests

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald

Hangneigung: 4°/Süd-Ost

Höhe ü. NHN: 554 m

Bodentyp: Pseudogley-Braunerde

pH-Wert: 3,19

Bodenart: Sehr schwach humoser, steinig bis stark steinig-grusiger, mittel bis stark toniger Schluff

Humusform: feinhumusarmer Moder

Geologie: Wüstebachschiefer (Unterdevon); stark geschieferter, sandarmer Tonstein, vereinzelt Bänke von quarzitischem Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: In den letzten 25 Jahren keine Kalkung, davor ungewiss; kein Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Sonstige Flächeninformationen:

Wald wurde regelmäßig durchforstet, wobei die Buchen-Naturverjüngung gefördert wurde (Informationen: Herr Dickmann, Nationalparkverwaltung). Die Uraufnahme von 1836-1850 zeigt, dass die Untersuchungsfläche bereits in der ersten Hälfte des 19. Jh. mit Wald bedeckt war (vgl. tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015).

(6): Standortname: Naturwald Nord
Replikat: Buchenwald 3



Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_NW23
Koord. (WGS 84): 50.56977/6.36014
Standortbeschreibung: Naturnaher Buchenwald mit einem Alter von ca. 190 Jahren
Vegetationseinheit: *Luzulo-Fagetum* Meusel 1937
Biotoptyp BTL D: 43.07.04.03 - Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe
 EUNIS: G1.6122 - Western medio-European montane woodrush beech forests

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Typischer Hainsimsen-Buchenwald im Komplex mit Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald

Hangneigung: 2°/Süd-Ost

Höhe ü. NHN: 508 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 3,29

Bodenart: Schwach humoser, mittel bis stark steinig-grusiger, stark toniger Schluff + schluffiger Lehm

Humusform: feinhumusreicher rohhumusartiger Moder

Geologie: Obere Ruhrberger Schichten (Unterdevon, Siegen); Tonstein stark geschiefert, Schluffstein und Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: In den letzten 25 Jahren keine Kalkung, davor ungewiss; kein Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Sonstige Flächeninformationen:

Autochthoner Bestand, seit 1970 keine Bewirtschaftung (Naturwaldparzelle). Aus Verkehrssicherheitsgründen wurden einzelne Stämme aufgearbeitet. (Informationen: Herr Dickmann, Nationalparkverwaltung). Auch die Uraufnahme von 1836-1850 (tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015) weist die Fläche als Wald aus.

(7): Standortname: B265 Gemünd
Replikat: trock. Eichenwald 1



Standortkennung: EB_NW31
Koord. (WGS 84): 50.58027/6.50202
Standortbeschreibung: Naturnaher Eichentrockenwald in Hanglage mit einem Alter von ca. 75 Jahren
Vegetationseinheit: *Luzulo-Quercetum petraeae* Hilitzer 1932 nomen inversum propos.
Biotoptyp BTL D: 43.08.05.01 - Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte
 EUNIS: G1.71 - Western white oak woods and related communities

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Habichtskraut-Traubeneichenwälder (azonal)

Hangneigung: 15°/Süd-West

Höhe ü. NHN: 445 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 3,37

Bodenart: Sehr schwach humoser, stark steinig-grusiger toniger und lehmig sandiger Schluff

Humusform: feinhumusarmer Moder

Geologie: Klerfer und Heimbacher Schicht (Unterdevon, Ems); Tonstein, geschiefert, Schluffstein, Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: Kalkung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nicht bekannt

Sonstige Flächeninformationen:

Extensive Nutzung durch sporadische Brennholzgewinnung (Informationen: Herr Gromotka, Nationalparkverwaltung). Der Uraufnahme von 1836-1850 (tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015) ist zu entnehmen, dass die Fläche bereits in der ersten Hälfte des 19. Jh. mit Wald bedeckt war.

(8): Standortname: Schlitterley
Replikat: trock. Eichenwald 2



Standortkennung: EB_NW32
Koord. (WGS 84): 50.62629/6.41537
Standortbeschreibung: Naturnaher Eichentrockenwald in Hanglage mit einem Alter von ca. 105 Jahren
Vegetationseinheit: *Luzulo-Quercetum petraeae* Hilitzer 1932 nomen inversum propos.
Biotoptyp BTL D: 43.08.05.01 - Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte
 EUNIS: G1.71 - Western white oak woods and related communities

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Habichtskraut-Traubeneichenwälder (azonal)

Hangneigung: Kuppenlage

Höhe ü. NHN: 386 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 3,24

Bodenart: Sehr schwach humoser, sehr stark steiniger, toniger und lehmig –sandiger Schluff

Humusform: feinhumusarmer rohhumusartiger Moder

Geologie: Obere Ruhrberger Schichten (Unterdevon, Siegen); Tonstein stark geschiefert, Schluffstein und Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: Kalkung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nicht bekannt

Sonstige Flächeninformationen:

Ab 1993 stillgelegt, so dass keine Nutzung (auch keine Brennholzwerbung) mehr stattgefunden hat (Informationen: Herr Gromotka, Nationalparkverwaltung). Die Uraufnahme von 1836-1850 (tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015) zeigt, dass die Fläche bereits in der ersten Hälfte des 19. Jh. mit Wald bedeckt war.

(9): Standortname: Weiersheld**Replikat:** trock. Eichenwald 3

Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_NW33**Koord. (WGS 84):** 50.62028/6.49382**Standortbeschreibung:**

Naturnaher Eichentrockenwald in Hanglage mit einem Alter von ca. 110 Jahren

Vegetationseinheit: *Luzulo-Quercetum petraeae* Hiltzer 1932 nomen inversum propos.

Biotoptyp

BTL D: 43.08.05.01 - Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte

EUNIS: G1.71 - Western white oak woods and related communities

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Habichtskraut-Traubeneichenwälder (azonal)

Hangneigung: 17°Süd**Höhe ü. NHN:** 340 m**Bodentyp:** Braunerde**pH-Wert:** 3,18**Bodenart:** Sehr schwach humoser, schwach kiesig bis stark steiniger toniger und lehmig-sandiger Schluff bis sandiger Lehm**Humusform:** feinhumusarmer Moder

Geologie: Wüstebachschiefer (Unterdevon); stark geschieferter, sandarmer Tonstein, vereinzelt Bänke von quarzitischem Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: Kalkung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nicht bekannt

Sonstige Flächeninformationen:

Ab 1993 stillgelegt, so dass keine Nutzung (auch keine Brennholzwerbung) mehr stattgefunden hat (Informationen: Herr Gromotka, Nationalparkverwaltung). Die Waldparzelle war bereits in der ersten Hälfte des 19. Jh. mit Wald bedeckt (vgl. Uraufnahme von 1836-1850 (tim-online.nrw.de/tim-online/letzter Zugriff: 05.11.2015).

Tab. 8: Ergebnisse der Bodenvariablen-Messungen (Mittelwerte).

Untersuchungs- fläche	Bodenfeuchte /% [Masse]	pH-Wert	C/N- Verhältnis	Cgesamt /% [Masse]	Ngesamt /% [Masse]	Carbonat /g/kg
EB_NW11	43,0	2,87	18,45	17,01	0,92	0,42
EB_NW12	42,2	3,00	20,00	16,95	0,83	0,56
EB_NW13	41,0	2,90	23,52	26,18	1,11	0,36
Mittelwert	42,0	2,92	20,66	20,05	0,95	0,44
EB_NW21	41,2	3,38	17,41	15,06	0,86	0,27
EB_NW22	40,3	3,19	16,67	14,39	0,86	0,34
EB_NW23	36,6	3,29	18,63	15,79	0,84	0,31
Mittelwert	39,4	3,29	17,57	15,08	0,85	0,30
EB_NW31	25,9	3,37	16,85	9,59	0,57	0,31
EB_NW32	22,5	3,24	18,32	21,34	1,18	0,39
EB_NW33	21,1	3,18	21,20	12,58	0,60	0,44
Mittelwert	23,1	3,26	18,79	14,50	0,78	0,38

d. h. bepflanzte Buchenwaldstandorte zu verstehen. Diese „Kultivierung“ der Fichten zur Holzgewinnung in der Nordeifel ist jedoch seit langer Zeit typisch und die entsprechenden Standorte sind entsprechend langjährig ökologisch verändert. Die Veränderung wird hauptsächlich durch die veränderte Streu und die damit einhergehende veränderte Humusbildung sichtbar sowie durch die damit verbundene pH-Wert-Absenkung.

Die Untersuchungsflächen EB_NW11, EB_NW12 und EB_NW13 gehören aufgrund der räumlichen Nähe zu den Buchenwaldstandorten und ihrer Stockung auf denselben Böden zu dieser genannten *Sylvofacies* (Tab. 11). Im Vergleich zu den entsprechenden natürlichen Buchenwaldstandorten (s. u.) sind diese Fichtenforste mit 14 bis 32 Arten pflanzenartenreicher. Dieser Artenreichtum kommt durch das Hinzukommen von Stör- sowie von Säurezeigern zustande, die in natürlichen Buchenwäldern untypisch sind. Es ist jedoch auch deutlich sichtbar, dass die eigentlichen Kennarten der Buchenwälder, wie z. B. *Luzula luzuloides*, *Oxalis acetosella*, *Milium effusum*, stark vertreten sind. Dies kennzeichnet die edaphischen Ähnlichkeiten der Fichtenstandorte mit denen der Buchenstandorte innerhalb der vorliegenden Untersuchung. Aufgrund des relativ hohen Wildddichte (Verbiss junger Laubbäume) sowie des bestehenden Fichtenreinbestands ist die Art in der Lage, sich auf den Flächen zu verjüngen.

5.3.2.2 *Luzulo-Fagetum* Meusel 1937

Formation:	XI. Waldgesellschaften
Klasse:	<i>Quercu-Fagetea</i> Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937
Ordnung:	<i>Quercetalia roboris</i> Tx. 1931, Sommergrüne Laubwälder
Verband:	<i>Luzulo-Fagion</i> Lohmeyer et Tx. in Tx. 1954, Buchenwälder
Unterverband:	<i>Luzulo-Fagenion</i> Lohm. & R.Tx., bodensaure, nährstoffarme Buchenwälder
Assoziation:	<i>Luzulo-Fagetum</i> Meusel 1937
Sub-Assoziation:	<i>Luzulo-Fagetum milietosum</i> Meusel 1937 Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald
Biotoptyp	
BTL D:	43.07.04.03 Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe
EUNIS:	G1.6122 Western medio-European montane woodrush beech forests

Alle in Mitteleuropa vorkommenden Buchenwälder auf stark sauren Böden werden im Unterverband des *Luzulo-Fagenion* zusammengefasst. In den Mittelgebirgen treten häufig Hainsimsen-Buchenwälder auf, die durch das Vorkommen von *Luzula luzuloides* gekennzeichnet sind. Es handelt sich um Hallenwälder mit einer sehr spärlichen Krautvegetation und einer nahezu lückenlosen Moderhumus-Auflage. Diese Buchenwälder haben mit den meso- und eutraphenten Buchenwaldgesellschaften bis auf ihre Physiognomie, d. h. dem Vorherrschen der Buche, nur wenige floristische und bodenökologische Gemeinsamkeiten (Härdtle et al. 2008).

Nach Krause & Mösele 1995 lassen sich in der Nordeifel verschiedene Subassoziationen differenzieren, wonach die untersuchten Flächen EB_NW21, EB_NW22 und EB_NW23 dem *Luzulo-Fagetum milietosum* (Flattergras-Hainsimsen-Buchenwälder) zuzuordnen sind (siehe Tab. 12). Diese Subassoziation zeigt innerhalb der Moderbuchenwälder die am besten Basen versorgten Standorte an. Sie sind weniger stark versauert und besitzen moderartige, feinhumusreiche, biologisch aktive Moderformen (Härdtle et al. 2008). Somit vermitteln sie floristisch wie standörtlich zu den basenreicheren Standorten der Waldmeister-Buchenwälder.

Die Vegetationsaufnahmen der drei Untersuchungsflächen zeigen für die Gesellschaft typische artenarme Krautschichten. Insgesamt lag die Artenzahl der Pflanzen zwischen 7 und 9 Arten. Auf allen Untersuchungsflächen dominierte die Buche mit geschlossenem Kronendach. In den Untersuchungsflächen EB_NW21 und EB_NW22 konnten weitere typische Bäume wie *Acer pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior* sowie die Strauchart *Sorbus aucuparia* (EB_NW22) in der Verjüngung festgestellt werden. *Luzula luzuloides* wurde ebenso nur in diesen beiden Flächen aufgenommen. Die Zugehörigkeit der Flächen zur Subassoziation des *L.-F. milietosum* zeigt sich durch das Vorkommen von *Milium effusum* sowie *Oxalis acetosella*, *Anemone nemorosa*, *Dryopteris filix-mas* und *Polygonatum multiflorum*, die allesamt mesotraphentere Bodenverhältnisse anzeigen.

5.3.2.3 *Luzulo-Quercetum petraeae* Hilitzer 1932

Formation:	XI. Waldgesellschaften
Klasse:	<i>Quercu-Fagetea</i> Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937
Ordnung:	<i>Quercetalia roboris</i> Tx. 1931, Sommergrüne Laubwälder
Verband:	<i>Quercion roboris</i> Malcuit 1929
Assoziation:	<i>Luzulo-Quercetum petraeae</i> Hilitzer 1932 Hainsimsen-(Habichtskraut)-Traubeneichenwälder

Vikariante: von *Teucrium scorodonia*
Biotoptyp
 BTL D: 43.08.05.01 Eichen-Trockenwald
 basenarmer Standorte
 EUNIS: G1.71 Western white oak woods and
 related communities

Innerhalb des *Quercion*-Verbandes werden bodensaure Eichenmischwälder zusammengefasst, in denen aufgrund der standortbedingten Feuchteverhältnisse (Wechsel-feuchte oder zeitweilige Trockenheit) die Buche in ihrer Konkurrenzskraft zurücktritt. In den exponierten, trockenen und gleichzeitig wärmebegünstigten Hanglagen tritt die Traubeneiche als bestandsbildende Art hervor und bildet das *Luzulo-Quercetum petraeae*. Die hier wachsenden

Bäume erreichen typischerweise kaum 10 m Höhe. Die Böden in diesen Hanglagen sind meist flachgründige Ranker bzw. Ranker-Braunerden. Im Unterwuchs finden sich verschiedene Habichtskraut-Arten sowie einige durch den lückigen Baumbestand begünstigte, lichtliebende krautige Pflanzen. Ebenso ist die Strauchschicht durch die höhere Lichtversorgung begünstigt. Bodenreaktion, Bodenart sowie Nährstoffversorgung sind jedoch ähnlich wie in den syntaxonomisch benachbarten Gesellschaften der *Luzulo-Fagetum* und somit werden sie aufgrund ähnlicher azidotoleranter Arten in der Krautschicht in derselben soziologischen Ordnung gefasst (Pott 1992).

Im Nationalpark Eifel werden die Untersuchungsflächen EB_NW31, EB_NW32 und EB_NW33 als *Luzulo-Quercetum petraeae* in der geographischen Vikariante

Tab. 9: Korngrößenverteilung (in Masse-%) und Bodenart. T: Ton; U: Schluff; S: Sand; Uls: sandig-lehmiger Schluff; Us: sandiger Schluff; Ut2: schwach toniger Schluff; Ut3: mittel toniger Schluff (Arbeitsgruppe Boden 1996).

Untersuchungs- fläche	Korngrößenverteilung			Bodenart
	Ton /%	Schluff /%	Sand /%	
EB_NW11	10,1	59,6	30,3	Uls
EB_NW12	8,9	64,5	26,6	Uls
EB_NW13	7,9	59,2	32,9	Us
EB_NW21	12,2	61,9	25,9	Uls
EB_NW22	10,1	65,6	24,3	Ut2
EB_NW23	12,7	63,3	24,0	Uls
EB_NW31	14,4	66,5	19,1	Ut3
EB_NW32	8,3	53,3	38,4	Uls
EB_NW33	12,2	60,5	27,3	Uls

Tab. 10: Mediane der Ellenbergzahlen für die Bodenreaktion, den Stickstoffgehalt sowie die Feuchte-, Licht- und Temperaturbedingungen auf den Untersuchungsflächen im NP Eifel.

		Reaktion	Stickstoffzahl	Feuchtezahl	Lichtzahl	Temperatur
Fichte	EB_NW11	3,5	5,0	5,0	6,0	5,0
	EB_NW12	4,0	5,0	5,0	6,0	5,0
	EB_NW13	4,0	5,5	5,0	4,5	5,0
Buche	EB_NW21	4,0	6,0	5,0	4,0	5,0
	EB_NW22	4,0	6,0	5,0	4,0	5,0
	EB_NW23	5,0	5,0	5,0	3,0	5,0
Eiche	EB_NW31	3,0	4,0	5,0	5,0	5,0
	EB_NW32	3,5	3,0	4,0	6,0	5,5
	EB_NW33	3,0	3,0	4,0	6,0	5,0

Reaktion		Stickstoffzahl		Feuchtezahl		Lichtzahl		Temperatur	
sauer	0-4,0	mager	0-4,0	trocken	0-4,0	schattig	0-4,0	kühl	0-4,0
neutral	4,1-5,5	mäßig	4,1-5,5	frisch	4,1-5,5	halblucht	4,1-5,5	mäßig warm	4,1-5,5
basisch	5,6-10	eutroph	5,6-10	feucht	5,6-10	volllicht	5,6-10	warm	5,6-10

Tab. 11: Montaner Fichtenforst (Ersatzgesellschaft des *Luzulo-Fagetums*); V-K: Verband-Klasse.

Standort		EB_NW11	EB_NW12	EB_NW13
Artenzahl		14	31	17
Baumschicht				
	<i>Picea abies</i>	4	4	3
Strauchschicht u. Verjüngung				
Begleitarten	<i>Picea abies</i>	+	1	+
	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	1	1	+
	<i>Rubus idaeus</i> L.	+	2	+
	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	1	1	.
	<i>Fagus sylvatica</i> L.	.	.	+
	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	.	+	.
	<i>Ilex aquifolium</i> L.	.	.	+
	<i>Sambucus racemosa</i> L.	+	.	.
Krautschicht				
Störanzeiger	<i>Digitalis purpurea</i> L.	+	+	+
	<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dumort.	+	1	.
	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.		+	+
	<i>Epilobium angustifolium</i> L.	.	+	.
Säurezeiger	<i>Teucrium scorodonia</i> L.	+	+	.
	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	.	2	3
	<i>Galium saxatile</i> L.	+	+	.
	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	+	+	.
	<i>Lonicera periclymenum</i> L.	.	+	.
Kennarten des Luzulo-Fagetum	<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dandy & Wilm.	1	2	1
V-K Fagion-Quercu-Fagetea	<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) Fuchs	1	1	1
	<i>Oxalis acetosella</i> L.	.	2	1
	<i>Festuca altissima</i> All.	.	.	1
	<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	3	2	1
	<i>Milium effusum</i> L.	.	.	+
	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	.	+	.
	<i>Dryopteris dilatata</i> (Hoffm.) A. Gray	.	.	+
	<i>Poa chaixii</i> Vill.	.	+	.
	<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth	+	2	1
	<i>Senecio ovatus</i> (G. Gaertn., B. Mey. & Scherb.) Willd.	.	1	1
Begleitarten	<i>Cardamine flexuosa</i> With.	.	+	.
	<i>Dactylis glomerata</i> L.	.	+	.
	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.)	.	1	.
	<i>Hieracium piloselloides</i> Vill.	.	+	.
	<i>Hieracium lachenalii</i> C. C. Gmel.	.	+	.
	<i>Holcus lanatus</i> L.	.	1	.
	<i>Lysimachia nemorum</i> L.	.	+	.
	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	.	+	.
	<i>Viola spec.</i>		+	.

Tab. 12: *Luzulo-Fagetum* Meusel 1937 (Hainsimsen Buchenwald), Sub-Assoziation *Luzulo-Fagetum milietosum* (Fluttergras-Hainsimsen-Buchenwald); V-K: Verband-Klasse.

Standort		EB_NW21	EB_NW22	EB_NW23
Artenzahl		9	8	7
Baumschicht				
	<i>Fagus sylvatica</i> L.	5	5	5
Strauchschicht u. Verjüngung				
	<i>Fagus sylvatica</i> L.	1	3	2
	<i>Acer pseudo-platanus</i> L.	1	1	.
	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	1	.	.
	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	.	+	.
Begleitarten	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	+	.
Krautschicht				
Kennarten des Luzulo-Fagetum				
	<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dandy & Wilm.	1	1	.
V-K Fagion-Querco-Fagetea				
	<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) Fuchs	+	.	+
	<i>Oxalis acetosella</i> L.	+	+	.
	<i>Festuca altissima</i> I	.	1	2
	<i>Milium effusum</i> L.	.	+	+
	<i>Anemone nemorosa</i> L.	+	.	.
	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	+	.	.
	<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	.	.	+
Begleitarten	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	.	.	+
	<i>Luzula pilosa</i> (L.) Willd.	.	.	+
	<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.	+	.	.

Tab. 13: *Luzulo-Quercetum petraeae* Hilitzer 1932 (Hainsimsen-(Habichtskraut)-Traubeneichenwälder), geographische Vikariante von *Teucrium scorodonia* (subatlantisch-ozeanisch); AC: Assoziations-Charakterarten; V-O: Verband-Ordnung; KC: Klassen-Charakterarten.

Standort		EB_NW31	EB_NW32	EB_NW33
Artenzahl		29	28	12
Baumschicht				
	<i>Quercus petraea</i> Liebl.	5	4	4
Strauchschicht u. Verjüngung				
Teucrium scorodonia - Vikariante				
	<i>Cytisus scoparius</i> (L.)	+	1	+
	<i>Sorbus aria</i> (L.)	+	.	.
	<i>Quercus petraea</i> Liebl.	1	1	+
	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	+	1	.
	<i>Fagus sylvatica</i> L.	.	+	.
	<i>Corylus avellana</i> L.	1	.	.
Begleitarten	<i>Picea abies</i> (L.)	.	+	+
	<i>Pinus sylvestris</i> L.	.	.	+
	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	+	.	.
	<i>Carpinus betulus</i> L.	1	.	.

Tab. 13 (Fortsetzung).

Standort		EB_NW31	EB_NW32	EB_NW33
Artenzahl		29	28	12
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.		+	.	.
<i>Prunus spinosa</i> agg.		+	.	.
<i>Fraxinus excelsior</i> L.		+	.	.
<i>Rubus idaeus</i> L.		1	+	.
Krautschicht				
Teucrium scorodonia -Vikariante				
<i>Teucrium scorodonia</i> L.		2	2	1
<i>Genista pilosa</i> L.		.	+	.
<i>Lonicera periclymenum</i> L.		+	.	.
AC Luzulo-Quercetum				
<i>Poa nemoralis</i> L.		1	1	.
<i>Hieracium glaucinum</i> Jord. (schmidtii - murorum)		.	1	+
<i>Campanula rotundifolia</i> agg.		.	+	.
V-O Quercion - Quercetalia roboris				
<i>Melampyrum pratense</i> L.		+	+	+
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull		.	1	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L. s. str.		1	+	.
<i>Hypericum pulchrum</i> L.		+	.	.
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.		1	1	1
<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dandy & Wilm.		1	1	+
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.		1	.	+
<i>Veronica officinalis</i> L.		.	1	+
<i>Agrostis capillaris</i> L.		.	1	.
<i>Carex pilulifera</i> L.		+	.	.
KC Querco-Fagetea				
<i>Stellaria holostea</i> L.		1	1	.
<i>Holcus mollis</i> L.		2	.	.
<i>Anemone nemorosa</i> L.		1	.	.
Krautschicht				
Begleitarten				
<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott		.	+	.
<i>Festuca altissima</i> All.		.	+	.
<i>Festuca filiformis</i> Pourr.		+	1	.
<i>Galeopsis tetrahit</i> L.		+	.	.
<i>Galium saxatile</i> L.		+	+	.
<i>Hypericum perforatum</i> L.		.	+	.
<i>Luzula pilosa</i> (L.) Willd.		+	.	.
<i>Luzula sylvatica</i> (Huds.) Gaudin s. l.		.	1	.
<i>Rosa spec.</i>		+	.	.
<i>Rumex acetosella</i> L.		.	+	.
<i>Senecio inaequidens</i> DC.		.	+	.
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke s. l.		.	+	.

von *Teucrium scorodonia* eingestuft (**Tab. 13**). Die Baumschicht der Untersuchungsflächen wurde durch krüppelartig wachsende Traubeneichen bestimmt. Im Unterwuchs der lichten Bestände konnten einige Straucharten, wie beispielsweise *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana* und *Cytisus scoparius* sowie Baumverjüngung festgestellt werden. Die Krautschicht wurde neben den die Assoziation kennzeichnenden *Hieracium*-Arten auch durch atlantisch und subatlantisch verbreitete Arten wie *Teucrium scorodonia* und *Genista pilosa* gebildet.

5.4 Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Bodentiergruppen

5.4.1 Oribatida

5.4.1.1 Individuen- und Artenzahlen

Im Nationalpark Eifel wurden im Untersuchungsjahr 2014 insgesamt 34.630 Individuen aus 156 Arten nachgewiesen (vgl. **Tab. 14**, **Tab. Anhang 1**, 7-9, Erfassung der Oribatida Kap. 4.4.1).

Der individuenreichste Biotoptyp war der Fichtenforst mit 14.644 determinierten Oribatiden, die wenigsten Individuen wurden auf den Buchenwaldflächen gefangen (7.299 Tiere). Innerhalb des Biotoptyps erwiesen sich die Individuenzahlen der Fichtenforst-

Standorte als weitgehend homogen mit 4.630 bis 5.299 Hornmilben. Bei den Laubwald-Biotoptypen dagegen unterschieden sich die Individuenzahlen der einzelnen Untersuchungsflächen deutlich. So wurden z. B. in den *Luzulo-Querceten* auf der Fläche EB_NW32 (5.038 Individuen) nahezu doppelt so viele Tiere gefangen wie auf der Fläche EB_NW31 (2.652).

Die Zahl der nachgewiesenen Arten unterschied sich zwischen den Biotoptypen. Der artenreichste Biotoptyp war der trockene Eichenwald mit insgesamt 112, der artenärmste der Fichtenforst mit insgesamt 83 Arten. Innerhalb der drei Biotoptypen unterschieden sich die Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Artenzahl mit jeweils maximal drei Arten nur wenig.

Beim Vergleich der Frühjahrs- und Herbstprobenahmen fällt auf, dass in den meisten Fällen die Individuen- und Artenzahl der Frühjahrstermine höher war. Einzige Ausnahme war die Fläche EB_NW32, bei der im Frühjahr trotz größerer Artenzahl weniger Tiere als im Herbst gefangen wurden.

Häufigste Art der Untersuchung war *Oppiella nova* mit 8.452 Individuen, gefolgt von *Oppiella falcata* (5.388 Individuen), *Oppiella subpectinata* (2.152 Individuen) und *Microppia minus* (1.704 Individuen) (siehe **Tab. Anhang 1-3**). Damit entfielen 51 % der nachgewiesenen Oribatiden auf die vier häufigsten Arten bzw. auf Vertreter der Familie der Oppiidae. 25 der 156 Arten wurden als Einzelindividuen nachgewiesen.

Tab. 14: Arten- und Individuenzahlen der Oribatiden auf den Untersuchungsflächen des Nationalparks Eifel.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Fichte	NW11	Frühjahr	2427	4630	14644	51	57	83
		Herbst	2203			31		
	NW12	Frühjahr	3136	5299	49	60		
		Herbst	2163		36			
	NW13	Frühjahr	3082	4715	55	58		
		Herbst	1633		28			
Buche	NW21	Frühjahr	945	1804	7299	57	65	95
		Herbst	859			36		
	NW22	Frühjahr	1382	2238	56	62		
		Herbst	856		33			
	NW23	Frühjahr	1769	3257	61	65		
		Herbst	1488		35			
Eiche	NW31	Frühjahr	2072	2652	12687	63	69	112
		Herbst	580			37		
	NW32	Frühjahr	2447	5038	64	72		
		Herbst	2591		47			
	NW33	Frühjahr	2667	4997	65	72		
		Herbst	2330		41			
Nationalpark Eifel		2014	Individuenzahl gesamt:		34630	Artenzahl gesamt:		156

5.4.1.2 Faunistische Anmerkungen zu ausgewählten Arten

Oribatula longelamellata (Schweizer, 1956)

Diese nach Weigmann (2006) montan bis alpin vorkommende Art wurde mit 11 Individuen auf der Fläche EB_NW32 (Schlitterley) gefangen. Die Art wurde bislang weder in Edaphobase noch GBIF (Global Biodiversity Information Facility, <https://www.gbif.org/>, aufgerufen am 20.06.2018) erfasst. Weigmann (2006) gibt als Verbreitungsgebiet die Schweiz, Polen und Deutschland an, so dass ein Vorkommen in Deutschland angenommen werden konnte. Das Fehlen dieser Art in zahlreichen Untersuchungen weist darauf hin, dass ihr Vorkommen ggf. auf selten untersuchte Extremstandorte wie die in der Eifel vorkommenden *Luzulo-Querceten* beschränkt ist oder die Art allgemein selten bzw. in geringer Abundanz vorkommt. Die Art wurde im Rahmen der Länderstudie erstmalig in den Datenbestand von Edaphobase aufgenommen.

Pseudachipteria magna (Sellnick, 1928)

Die paläarktisch verbreitete Art *Pseudachipteria magna* (Weigmann 2006) wurde in der Länderstudie vorwiegend in den trockenen Eichenwäldern nachgewiesen und daher als Kennart dieses Waldtyps eingestuft. Die Verbreitung

der Art in Deutschland beschränkt sich entsprechend des Datenbestands in Edaphobase (Abfrage vom 07.03.2018, Burkhardt et al. 2014, siehe **Abb. 21**) auf den Süden und Westen des Landes, bisherige Fundmeldungen liegen aus Baden-Württemberg (03.04.1992-13.11.1993, det. Ludwig Beck und Franz Horak, Belege am SMNK) und Rheinland-Pfalz (16.04.1984/25.10.1984, det. Franz Horak, Belege am SMNK) vor (siehe auch Weigmann et al. 2015). Des Weiteren ist die Art aus Luxemburg bekannt (21.05.1998/21.10.1998, Beck et al. 2007). Die Fundorte dieser Studie erweitern daher das dokumentierte Verbreitungsgebiet dieser Art in Richtung Norden.

Quadroppia longisetosa Minguéz, Ruiz & Subías, 1985

Quadroppia longisetosa konnte mit insgesamt 10 Individuen auf der Fläche EB_NW31 (B265 Gemünd) erstmalig in Deutschland belegt werden. Weigmann (2006) gibt das Vorkommen der Art für Spanien, die Kanarischen Inseln sowie die Schweiz an, wobei sie dort die organische Bodenaufgabe besiedeln soll. In GBIF ist ein Fund für die Niederländische Küste angegeben, in Edaphobase existieren derzeit keine weiteren Fundpunkte. Da seltenere Biotoptypen bzw. pflanzensoziologische Einheiten, zu denen auch das *Luzulo-Quercetum* zählt, bislang kaum auf ihre Oribatidenfauna hin untersucht wurden, bleibt die Verbreitung bzw. Konstanz der Art ungewiss.

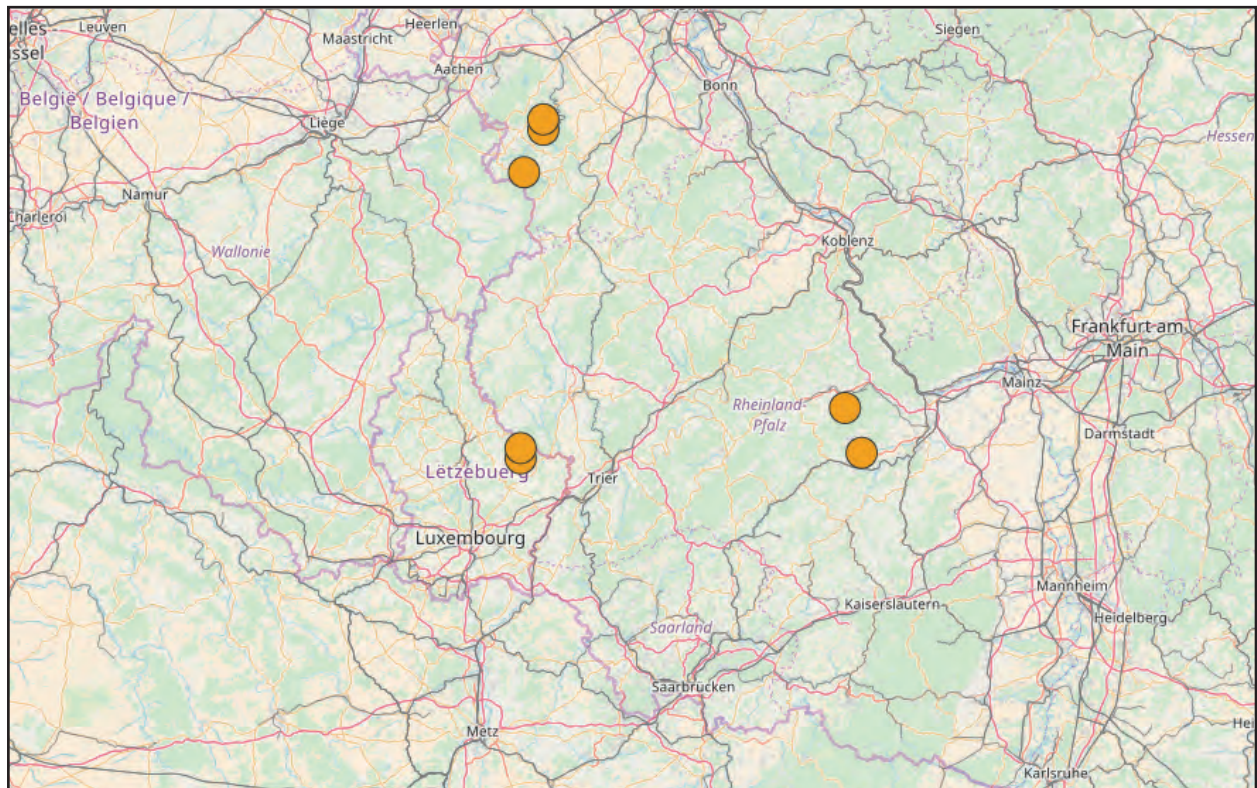


Abb. 21: Fundorte von *Pseudachipteria magna* in Deutschland und Luxemburg. (Abfrage der Datenbank Edaphobase vom 07.03.2018, Kartendarstellung: Edaphobase).

***Quadroppia maritalis* Lions, 1982**

Quadroppia maritalis, eine aus mehreren Ländern Europas (Weigmann 2006) bekannte Art, ist entsprechend des Datenbestands in Edaphobase (Abfrage vom 07.03.2018, Burkhardt et al. 2014) ohne die in der Länderstudie gefangenen Tiere bisher nur von drei Fundorten in Deutschland bekannt (siehe **Abb. 22**, siehe auch Weigmann et al. 2015). Ein Tier wurde am 09.06.1998 auf einer Dauerbeobachtungsfläche in Sulz am Neckar (Baden-Württemberg, det. Ludwig Beck, Franz Horak und Steffen Woas, Belege am SMNK, Biotoptyp: Buchen(misch)wald frischer, basenreicher Standorte, 43.07.05 nach Riecken et al. 2003) gefangen. Weitere Funde stammen aus Sachsen bei Görlitz (15.08.2002, 3 Expl., det. Volker Hampe, Belege am SMNG) und Glauchau (25.10.2002, 1 Expl., det. Volker Hampe, Belege am SMNG). Im Rahmen der Länderstudie gelang der Fang von insgesamt acht Individuen in allen drei untersuchten Buchenwaldflächen.

4.4.1.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Waldtypen des Nationalparks

Die Verteilung der Oribatiden zeigt eine klare Differenzierung, die mit den unterschiedlichen Biotoptypen sowie

deren unterschiedlichen Feuchte-, Säure- und Nährstoffgraden korreliert. So konnten für alle drei Biotoptypen Kennarten identifiziert werden, wie z. B. *Nanhermannia dorsalis* (Fichte), *Liacarus xylariae* (Buche) oder *Xenillus tegeocranus* (Eiche). Des Weiteren lassen sich edaphische Gruppen der Faktoren Feuchte, Säure- und Nährstoffgehalt bilden. Innerhalb der Feuchtegruppe treten Gruppen der wechselfeuchten und der trockenen, zeitweise austrocknenden Streu-/Bodenschichten auf, innerhalb der Säuregruppe lassen sich saure Laubwaldstandorte, frisch und saure sowie generell saure (im Mittel $\text{pH}=4$ /basenarm) Standorte unterscheiden, und zur Nährstoffgruppe zählt die Gruppe der sehr nährstoffarmen Wälder. Die Grundartengruppe der Laubwälder grenzt diese von den Fichtenforsten ab (vgl. **Tab. 15**).

Die Indikatorartenanalyse (ISA) zeigt, dass nahezu alle Kennarten für die drei Biotoptypen in der sortierten Kreuztabelle auch statistisch signifikante Indikatorarten darstellen (siehe **Tab. 16**). Die einzige Ausnahme ist *Cepheus grandis*, Kennart der Fichtenforste, die in der ISA aufgrund der geringen Individuenzahlen einen Wert unter 0,8 erhielt. Einige Arten mit einer Präferenz für die trockenen Eichenwälder wurden nicht als sichere Kennarten eingestuft (**Tab. 15**, Kennarten saurer Eichentrockenwald, gestrichelte Linie), da sie nicht stetig auf allen drei Untersuchungsflächen vorkamen und

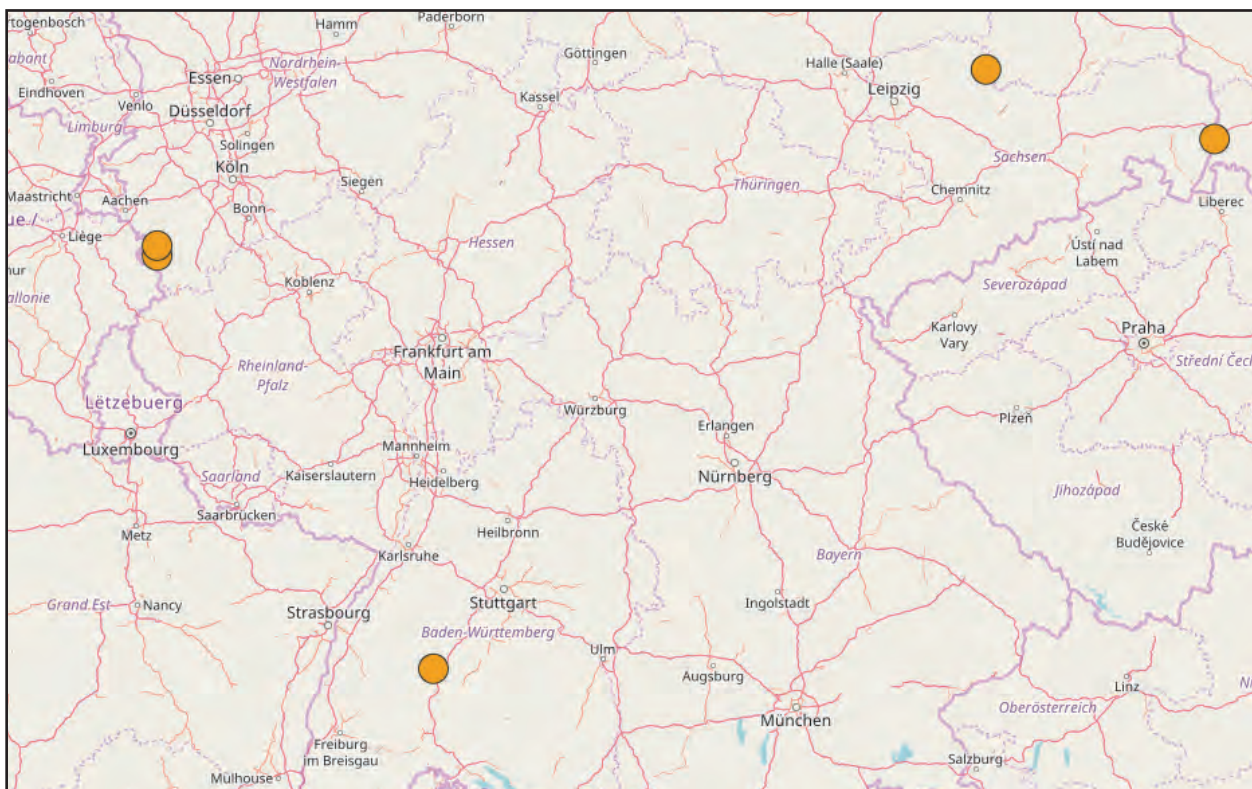


Abb. 22: Fundorte von *Quadroppia maritalis* in Deutschland. Abfrage der Datenbank Edaphobase vom 07.03.2018, Kartendarstellung: Edaphobase).

Tab. 15: Sortierte Kreuztabelle der Hornmilben (Oribatida); Angaben in Individuen/m²; Punkte: kein Tier gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppen; gepunktete Rahmen: schwach kennzeichnende Artengruppe.

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langerscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ NW11	EB_ NW12	EB_ NW13	EB_ NW21	EB_ NW22	EB_ NW23	EB_ NW31	EB_ NW32	EB_ NW33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennarten									
Kennarten Fichtenforst									
<i>Nanhermannia dorsalis</i>	7076	835	62	.	.	.	.	.	.
<i>Autogneta parva</i>	16	186	93	.	.	.	.	.	.
<i>Nanhermannia elegantula</i>	451	61	105	30	.	.	.	.	.
<i>Cepheus grandis</i>	31	15	16	.	.	.	.	16	.
Kennarten saurer Buchenwald									
<i>Liacarus xylariae</i>	.	.	.	15	15	30	.	.	.
<i>Liochthonius horridus</i>	.	.	.	15	381	15	.	.	.
<i>Quadroppia maritalis</i>	.	.	.	31	58	29	.	.	.
<i>Phthiracarus ferrugineus</i>	.	.	.	185	107	15	.	.	.
Kennarten saurer Eichentrockenwald									
<i>Oppeiella</i> (O.) <i>splendens</i>	.	.	.	.	.	31	31	1301	6005
<i>Ramusella insculpta</i>	.	.	16	.	.	.	2830	2478	2535
<i>Xenillus tegeocranus</i>	.	.	.	.	.	.	200	78	171
<i>Liebstadia humerata</i>	.	.	.	.	.	.	15	16	16
<i>Carabodes marginatus</i>	.	15	.	.	.	.	.	1072	154
<i>Liacarus subterraneus</i>	.	.	.	.	.	.	47	16	.
<i>Metabelba papillipes</i>	.	.	.	.	.	.	29	31	.
<i>Machuella draconis</i>	.	.	.	.	.	.	47	.	524
<i>Malaconothrus monodactylus</i>	.	.	.	.	.	.	16	.	78
<i>Licneremaeus licnophorus</i>	.	.	.	.	.	.	.	16	356
<i>Pseudachipteria magna</i>	.	62	.	.	.	.	.	1274	154
<i>Odontocephus elongatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	62	77
<i>Suctobelba regia</i>	.	.	.	.	.	.	.	170	15
<i>Neotrichoppia confinis</i>	.	.	.	.	.	.	.	62	78
Feuchtegruppen									
wechselfeuchte Standorte									
<i>Scheloribates</i> (H.) <i>initialis</i>	1286	2715	660	.	16	274	.	.	.
<i>Hypochthonius rufulus</i>	2626	276	458	570	311	709	.	.	15
<i>Achipteria coleoprata</i>	62	1575	47	553	383	402	.	217	.
trockene, zeitweise austrocknende Streu-/Bodenschichten									
<i>Porobelba spinosa</i>	684	62	106	.	.	31	124	572	176
<i>Melanozetes mollicomus</i>	429	93	.	.	.	.	.	155	1537
<i>Liacarus coracinus</i>	16	16	15	.	.	.	306	354	92
<i>Carabodes labyrinthicus</i>	47	170	16	.	.	.	16	295	92
Säuregruppen									
saure Laubwaldstandorte									
<i>Ophidiotrichus tectus</i>	.	.	93	16	430	1297	603	495	854
<i>Phthiracarus anonymus</i>	.	.	.	231	215	290	76	16	16
frisch & saure Standorte									
<i>Suctobelbella similis</i>	109	62	222	16	47	73	.	.	.

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langerscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ NW11	EB_ NW12	EB_ NW13	EB_ NW21	EB_ NW22	EB_ NW23	EB_ NW31	EB_ NW32	EB_ NW33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Damaeobelba minutissima</i>	139	167	198	.	77	123	.	.	.
sauer im Mittel < pH4 /basenarm									
<i>Suctobelbella serratiostrum</i>	31	109	357	118	199	119	44	15	45
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	90	482	136	31	15	47	179	398	92
<i>Suctobelbella acutidens</i>	16	140	344	16	47	59	15	155	443
<i>Adoristes ovatus</i>	181	695	585	31	62	109	16	666	.
Nährstoffgruppe									
sehr nährstoffarme Wälder									
<i>Ceratozetes minimus</i>	.	.	.	.	.	.	.	263	45
<i>Microtritia minima</i>	.	.	.	.	.	.	.	3777	108
<i>Eupelops torulosus</i>	.	47	.	.	.	.	61	47	15
Grundarten der Laubwälder									
<i>Phthiracarus laevigatus</i>	.	.	.	155	247	60	292	863	62
<i>Steganacarus (S.) magnus</i>	.	.	.	357	762	830	687	755	107
<i>Ceratozetes gracilis</i>	.	.	.	2696	15	169	448	.	.
<i>Berniniella bicarinata</i>	.	.	.	15	209	196	.	170	.
Begleitarten									
Begleiter mit hoher Stetigkeit									
<i>Berniniella conjuncta</i>	15	311	353	183	213	1506	124	389	602
<i>Dissorhina ornata</i>	945	5087	4301	1650	2513	134	1711	864	62
<i>Hermannia gibba</i>	4993	3716	4087	16	326	31	714	170	1723
<i>Microppia minus</i>	16	124	366	75	205	31	13119	2410	9618
<i>Nothrus silvestris</i>	1695	205	407	413	969	1000	91	47	526
<i>Oppiella (O.) falcata</i>	10667	29355	15271	6364	5364	7586	2897	4917	187
<i>Oppiella (O.) nova</i>	14054	10188	18348	3271	8975	15522	5875	32495	21012
<i>Oppiella (R.) subpectinata</i>	1990	10869	3586	2138	2731	9320	1331	914	60
<i>Oribatula tibialis</i>	342	171	372	15	62	59	757	1720	261
<i>Quadroppia monstrosa</i>	45	1851	6230	138	232	289	602	3248	2833
<i>Rhysotritia duplicata</i>	492	1756	945	16	413	202	16	777	559
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	109	233	885	238	581	176	179	120	418
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	637	1056	1874	551	1131	968	383	336	1078
<i>Tectocephus group velatus</i>	7028	745	2298	78	16	61	706	4469	5595
Artengruppen mit hoher Stetigkeit									
Brachychthoniidae	1518	387	887	44	1528	232	140	249	668
juvenile Oribatida	7503	1461	1152	1138	965	1129	1163	711	4807
sonstige Begleiter									
<i>Platynothrus peltifer</i>	1450	2250	140	756	709	1393	93	93	.
<i>Suctobelbella arcana</i>	47	140	109	.	15	44	16	16	44
<i>Berniniella sigma</i>	.	170	1288	195	400	154	399	.	47
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>	29	.	.	570	378	1060	782	1593	62
<i>Suctobelbella nasalis</i>	.	78	584	169	199	29	31	.	15
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	62	31	62	.	.	44	59	16	31
<i>Tectocephus minor</i>	15	.	.	154	559	109	931	308	2149
<i>Carabodes femoralis</i>	.	16	108	31	93	31	31	.	.

Tab. 15 (Fortsetzung).

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langerscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_NW11	EB_NW12	EB_NW13	EB_NW21	EB_NW22	EB_NW23	EB_NW31	EB_NW32	EB_NW33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
sonstige Begleiter (Fortsetzung)									
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	108	16	.	1132	771	2105	.	.	4905
<i>Eupelops plicatus</i>	31	.	.	339	232	.	76	31	31
<i>Liochthonius brevis</i>	140	140	310	.	.	102	44	.	77
<i>Liochthonius leptaleus</i>	.	31	15	.	30	58	16	.	16
<i>Phthiracarus longulus</i>	372	342	154	16	.	29	.	78	.
<i>Sellnickochthonius zelawaiensis</i>	326	.	267	.	16	29	15	.	15
<i>Suctobelbella duplex</i>	109	.	374	.	62	279	58	.	310
<i>Chamobates borealis</i>	994	2265	2143	.	31	46	.	.	.
<i>Nanhermannia nana</i>	15	16	92	.	47	.	.	.	1745
<i>Suctobelba trigona</i>	16	.	133	16	.	.	.	264	139
<i>Suctobelbella falcata</i>	31	.	73	.	15	15	.	.	77
<i>Suctobelbella perforata</i>	.	31	119	60	16	103	.	.	.
<i>Carabodes ornatus</i>	16	16	61	.	.	.	.	.	16
<i>Carabodes rugosior</i>	47	.	.	30	.	31	.	62	.
<i>Ceratoppia bipilis</i>	78	280	.	15	.	.	.	31	.
<i>Cultroribula bicultrata</i>	.	.	.	.	16	152	132	154	.
<i>Edwardzetes edwardsi</i>	.	93	306	.	.	.	.	16	.
<i>Euzetes globulus</i>	.	.	16	.	16	.	16	16	.
<i>Parachipteria punctata</i>	2057	.	.	16	62	.	.	16	.
<i>Sellnickochthonius honestus</i>	31	31	73	.	319	.	.	.	.
<i>Brachychthonius impressus</i>	.	.	.	.	31	.	45	15	.
<i>Carabodes areolatus</i>	.	.	.	31	.	.	.	1398	31
<i>Chamobates cuspidatus</i>	.	47	.	31	.	279	.	.	.
<i>Conchogneta dalearlica</i>	.	.	.	1175	47	.	218	.	.
<i>Damaeus riparius</i>	.	.	.	47	.	78	171	.	.
<i>Eulohmannia ribagai</i>	.	.	.	31	.	.	16	15	.
<i>Galumna lanceata</i>	.	78	.	.	.	16	.	.	16
<i>Pantelozetes paolii</i>	.	.	.	726	.	.	16	16	.
<i>Sellnickochthonius cricoides</i>	16	.	29	.	.	.	.	15	.
<i>Sellnickochthonius jacoti</i>	.	.	16	.	.	.	29	.	15
<i>Suctobelba sorrentensis</i>	.	.	.	90	.	.	15	.	147
<i>Tritegeus bisulcatus</i>	.	.	16	30	16	.	.	.	.
<i>Oribatida spec.</i>	90	47	136	46	.	60	91	62	367

Zusätzlich (zwei Untersuchungsflächen): *Banksinoma lanceolata* (3:16; 4:216), *Brachychthonius berlesei* (1:16; 5:170), *Damaeus* (A.) *onustus* (2:16; 7:154), *Liebstadia longior* (2:16; 6:16), *Liebstadia similis* (7:446; 8:31), *Liochthonius evansi* (1:31; 9:47), *Minunthozetes pseudo-fusiger* (6:15; 8:3338), *Oppiella* (M.) *keilbachi* (7:29; 8:92), *Phthiracarus borealis* (4:47; 9:16), *Phthiracarus montanus* (4:16; 5:16), *Poecilochthonius spiciger* (5:16; 6:15), *Subiasella quadrimaculata* (7:16; 9:102), *Suctobelba altvateri* (4:30; 7:15)

Zusätzlich (eine Untersuchungsfläche): *Acrogalumna longipluma* (4:15), *Amerus polonicus* (7:78), *Berniniella exempta* (8:75), *Berniniella serratirostris* (1:16), *Camisia spinifer* (2:31), *Carabodes coriaceus* (8:16), *Carabodes reticulatus* (8:16), *Carabodes willmanni* (9:2433), *Ceratoppia sexpilosa* (1:47), *Ceratozetes minutissimus* (9:15), *Chamobates subglobulus* (6:31), *Damaeus* (P.) *clavipes* (4:31), *Dissorhina signata* (9:78), *Gymnodamaeus bicostatus* (7:213), *Li acarus nitens* (7:78), *Liochthonius hystericinus* (2:31), *Liochthonius simplex* (5:15), *Micreremus brevipes* (3:15), *Neobrachychthonius marginatus* (9:61), *Oppiella* (O.) *acuminata* (7:16), *Oribatella calcarata* (2:16), *Oribatella quadricornuta* (9:47), *Oribatula longelamellata* (8:166), *Palaeacarus hystericinus* (6:15), *Phthiracarus bryobius* (9:16), *Phthiracarus compressus* (8:31), *Phthiracarus crinitus* (9:16), *Pilogalumna tenuiclava* (4:77), *Quadroppia hammerae* (6:16), *Quadroppia longisetosa* (7:154), *Rhyssotritia ardua* (2:16), *Scheloribates pallidulus* (8:30), *Sellnickochthonius immaculatus* (6:15), *Sellnickochthonius suecicus* (5:15), *Steganacarus* (A.) *striculus* (2:16), *Steganacarus* (S.) *herculeanus* (5:16), *Suctobelba granulata* (7:16), *Suctobelba lapidaria* (7:31), *Suctobelba reticulata* (4:16), *Suctobelbella diffissa* (3:248), *Suctobelbella forsslundi* (4:59), *Suctobelbella hamata* (4:31), *Suctobelbella prominens* (4:15), *Trichoribates trimaculatus* (6:15), *Zygoribatula exilis* (9:15)

Tab. 16: Oribatiden-Arten der Biotoptypen Fichtenforst, Buchenwald und trockener Eichenwald, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.04.01.02	Fichtenforst			
<i>Autogneta parva</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Nanhermannia dorsalis</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Chamobates borealis</i>	0,99	0,04	0,99	1,00
<i>Nanhermannia elegantula</i>	0,95	0,04	0,95	1,00
<i>Scheloribates initialis</i>	0,94	0,04	0,94	1,00
<i>Phthiracarus longulus</i>	0,88	0,04	0,88	1,00
<i>Hermannia gibba</i>	0,81	0,04	0,81	1,00
43.07.04.03	Buchenwald			
<i>Liacarus xylariae</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Liochthonius horridus</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Phthiracarus ferrugineus</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Quadroppia maritalis</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Phthiracarus anonymus</i>	0,87	0,04	0,87	1,00
<i>Ceratozetes gracilis</i>	0,87	0,10	0,87	1,00
43.08.05.01	trockener Eichenwald			
<i>Liebstadia humerata</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Xenillus tegeocranus</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Ramusella insculpta</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Oppiella splendens</i>	1,00	0,08	1,00	1,00
<i>Microppia minus</i>	0,97	0,04	0,97	1,00
<i>Liacarus coracinus</i>	0,94	0,04	0,94	1,00
<i>Tectocephus minor</i>	0,80	0,08	0,80	1,00

auch mit Hilfe der ISA nicht als Indikatorarten ermittelt wurden. Der Status ihrer synökologischen Zugehörigkeit sollte in zukünftigen Untersuchungen geprüft werden.

Aufgrund des Vergleichs der im Nationalpark Eifel gefangenen Oribatiden-Arten mit denen der Länderstudien in Sachsen, Bayern und Sachsen-Anhalt (siehe Kap. 6.4.1, 7.4.1, 8.4.1) wurden einige Arten, die in der Indikatorartenanalyse als Indikatoren errechnet wurden, in der sortierten Kreuztabelle an anderer Stelle einsortiert, wie z. B. *Scheloribates initialis*. Diese Art, eine Indikatorart für die Fichtenforste, wurde aufgrund des überregionalen Vergleichs als Art wechselfeuchter Standorte in der Feuchtegruppe gewertet. Grundsätzlich liegen die Unterschiede der beiden Analysen vorwiegend an der verschiedenen Gewichtung der Individuenzahlen. Die Indikatorartenanalyse reagiert stärker auf Unterschiede in der Abundanz der Tiere. Darüber hinaus flossen in die Sortierung der Kreuztabelle weitergehende Kenntnisse zum Auftreten der Arten ein.

Die Auswertung der Daten mit Hilfe der Korrespondenzanalyse (CA) zeigt eine deutliche

Trennung der Biotoptypen anhand der zugrundeliegenden Oribatidendaten (**Abb. 23**). Die durch die ISA ermittelten Indikatorarten sind dabei um die Standorte gruppiert und zeigen damit ebenfalls die Trennung der Artenspektren an. Mit Hilfe einer vorangegangenen Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) konnten die beiden Umweltparameter „Stickstoffgehalt“, abgeleitet aus den Ellenberg-Zahlen, und der gemessene pH-Wert als statistisch signifikant ($p < 0,05$) für die Verteilung der Arten errechnet werden. Entsprechend **Tab. 8** und **Tab. 10** sind die Fichtenforst-Flächen durchweg saurer als die Laubwald-Standorte, und die trockenen Eichenwälder besonders mager. Dies ist in der CA durch die Auftrennung der Biotoptypen in Verbindung mit der größten Änderung der Umweltparameter-Werte sichtbar. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass nur die gemessenen Umweltparameter in die CCA eingegangen sind. Eventuelle Korrelationen mit nicht gemessenen Faktoren sind nicht auszuschließen.

Ein großer Anteil der Individuenzahlen der nachgewiesenen Oribatiden entfällt auf die Begleitarten

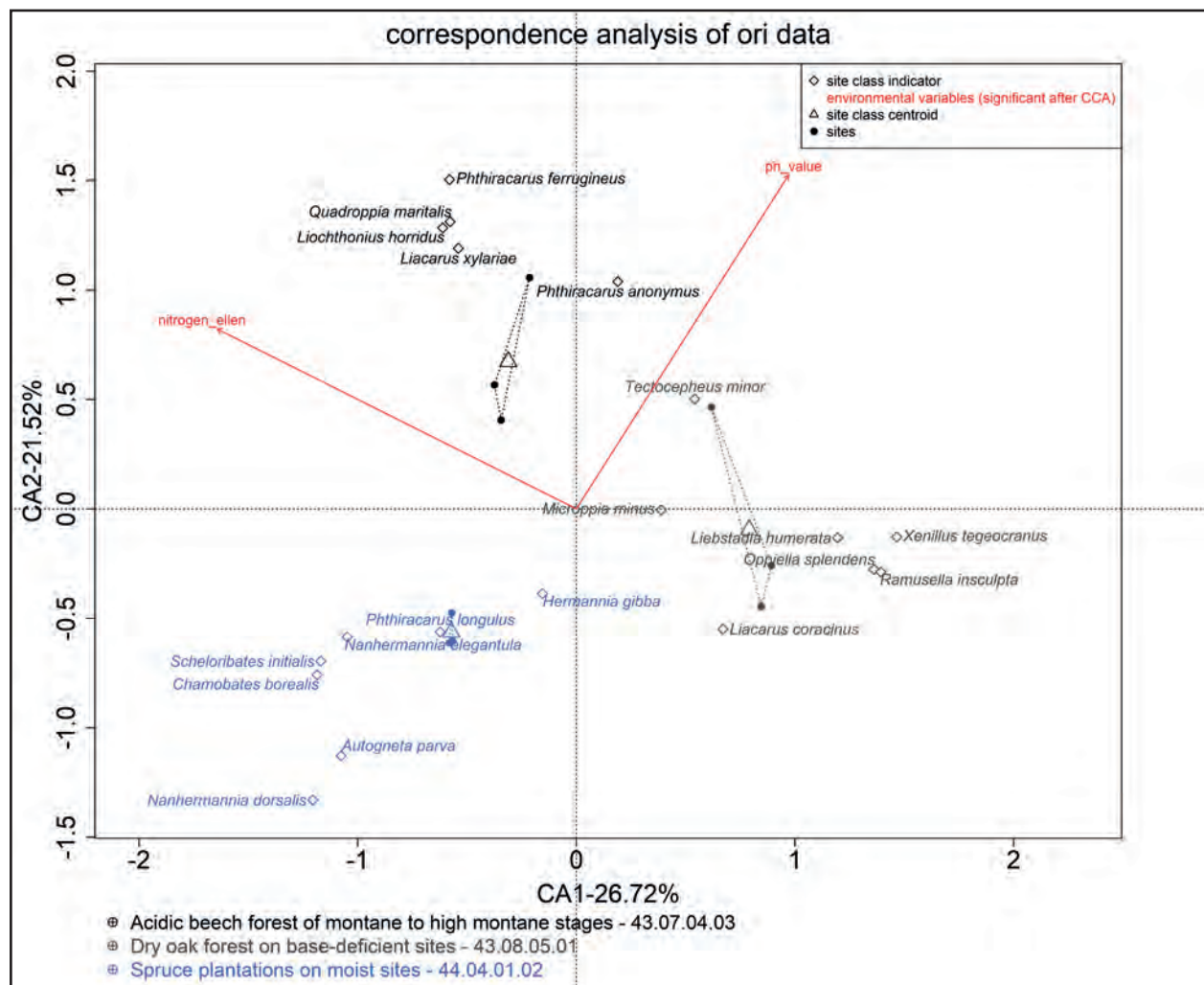


Abb. 23: Korrespondenzanalyse (CA) der Oribatidendaten der Biotoptypen Fichtenforst (blau), Buchenwald (schwarz) und trockener Eichenwald (grau) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart aus der Indikatorartenanalyse; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Tab. 17: Stetigste Oribatidenarten der Biotoptypen 44.04 Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 43.08 Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 05.12.2017); Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps.

Biotoptyp	44.04	43.07	43.08
Anzahl Standorte	19	81	3
<i>Tectocephus velatus</i>	1,0	0,8	1,0
<i>Oppiella (Oppiella) nova</i>	0,7	1,0	1,0
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	0,7	0,9	1,0
<i>Oppiella (Rhinoppia) subpectinata</i>	0,7	0,8	1,0
<i>Dissorhina ornata</i>	0,7	0,7	1,0
<i>Hypochthonius rufulus</i>	0,6	0,7	1,0
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	0,5	0,7	1,0
<i>Microppia minus</i>	0,5	0,6	1,0
<i>Oribatula tibialis</i>	0,8	0,7	0,7
<i>Cultroribula bicultrata</i>	0,5	0,6	1,0

mit hoher Stetigkeit. Eine Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe des Statistik-Tools Edaphoclass am 05.12.2017 ergab, dass ein Großteil dieser stetigen Begleitarten auch in anderen Untersuchungen zu den 10 häufigsten Arten gehört (vgl. **Tab. 17**). Obgleich die Datenabfrage auf einer übergeordneten Biotoptypenebene vorgenommen wurde, zeigt dieser Vergleich, dass die stetigen Begleitarten auch überregional und biotoptypübergreifend einen großen Anteil des Spektrums der Waldarten ausmachen.

Die Fichten- und Buchenwaldflächen wurden bereits im Jahr 2009 hinsichtlich ihrer Hornmilbenfauna untersucht (Willius 2010). Auch in dieser Arbeit wurden Kennarten für die beiden Biotoptypen identifiziert. Im Wesentlichen decken sich diese Arten mit denen dieser Untersuchung, wie z. B. *Ceratozetes gracilis*, die Willius (2010) innerhalb ihrer Untersuchung als Hauptart der Buchenwälder identifizierte und die in der vorliegenden Studie eine statistisch signifikante Indikatorart (Buche) darstellt (vgl. **Tab. 16**), oder *Hermannia gibba* und *Scheloribates initialis*, Hauptarten der Fichtenforste bei Willius (2010) und statistisch signifikante Indikatorarten (Fichte) der vorliegenden Untersuchung. Die auftretenden Unterschiede liegen daran, dass Willius (2010) einen kleineren Stichprobenumfang gewählt, häufig auftretende Artengruppen (Oppioidea, Phthiracaroida) nicht artgenau berücksichtigt hat und die trockenen Eichenwälder nicht beprobt wurden. Letzteres führte bei einigen Arten zu einer anderen Bewertung: *Porobelba spinosa*, Hauptart der Fichtenstandorte (Willius 2010), ist hier eine Art der trockenen, zeitweise austrocknenden Streu-/Bodenschichten (Fichte und Eiche). Auch können statistische Schwankungen, die durch die unterschiedlichen Beprobungsjahre entstehen, nicht ausgeschlossen werden. Demzufolge sind für derartige Auswertungen die Stichprobengrößen, die ausgewerteten taxonomischen Gruppen, die Anzahl der untersuchten Biotoptypen und das Beprobungsjahr Faktoren, die zu berücksichtigen sind.

Der Vergleich mit bestehender Literatur (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006) sowie mit Funddaten aus der Datenbank Edaphobase (Edaphostat, Hausen et al. 2017, unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte) zeigt, dass die in der Länderstudie nachgewiesenen und in eine der relevanten Gruppen (Kennarten, edaphische Gruppen, Grundarten der Laubwälder) einsortierten Oribatidenarten eine deutliche Präferenz für Waldstandorte aufweisen. Die ökologische Amplitude scheint jedoch grundsätzlich breiter zu sein und die Arten wurden auch aus anderen Biotoptypen, insbesondere Wald-Biotoptypen, gemeldet. Es ist bei der Bewertung der Literaturdaten zu bedenken, dass dabei eine genaue Standortklassifizierung ebenso wie eine Bewertung der jeweiligen Arten in der gesamten Zönose

(als Begleitart, Kennart, Grundart etc.) im Nachhinein nicht möglich ist. In der vorliegenden Studie zeigen die Arten ein deutliches Muster entsprechend ihres Vorkommens, das die charakteristischen Lebensgemeinschaften der Oribatiden in den untersuchten Biotoptypen kennzeichnet. Zudem konnten Umweltparameter identifiziert werden, die mit dieser Verteilung statistisch signifikant korrelierten. Das Verständnis der relevanten Faktoren, die für die Zusammensetzung der Artengemeinschaften bedeutsam sind, bedarf daher zukünftig weiterer intensiver Forschung.

5.4.1.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Fichtenforst frischer Standorte (Biotoptyp 44.04.01.02)

Die Lebensgemeinschaft der Oribatiden auf den untersuchten Fichtenstandorten im Nationalpark Eifel ist positiv, d. h. durch das Auftreten fünf verschiedener Artengruppen, gekennzeichnet. Die Vertreter der Kennartengruppe der Fichtenforste sind innerhalb des gesamten Länderstudien-Datensatzes fast ausschließlich in diesem Biotoptyp vorzufinden. Insbesondere die mit beiden Methoden ermittelten Kenn-/Indikatorarten *Autogneta parva*, *Nanhermannia dorsalis* und *Nanhermannia elegantula* weisen eine deutliche Bindung an diesen Biotoptyp auf.

Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 21.03.2018 zeigt, dass die allgemein eher seltene Art *Autogneta parva* (Nachweis in acht von 170 in der Analyse abgefragten Untersuchungsflächen) auch in anderen Untersuchungen schwerpunktmäßig in montanen Tannen-/Fichtenwäldern bzw. montanen Nadel(misch)-Wäldern sowie in Tannen-/Fichtenforsten vorkommt (siehe **Abb. 24**). Die Kennarten *Nanhermannia dorsalis*, *N. elegantula* und *Cepheus grandis* dagegen wurden in anderen Untersuchungen in einem breiteren Biotoptypen-Spektrum gefangen, wie z. B. in verschiedenen Laubwaldtypen, häufig aber auch in montanen Nadel(misch)gehölzen. Alle Kennarten weisen eine deutliche Präferenz für Waldstandorte auf. Obgleich diese Kennarten nicht generell an die hier untersuchten Biotoptypen gebunden sind, zeigen sie trotz der räumlichen Nähe der neun Untersuchungsflächen zueinander eine eindeutige ökologische Einnischung. Um die dahinterliegenden Faktoren genauer zu verstehen, wären weitergehende Datenerhebungen mit standardisierten und vergleichbaren Methoden hilfreich.

Als zweite Gruppe kennzeichnet die Gruppe um *Scheloribates initialis* die wechselfeuchten Standortverhältnisse in den montanen Fichtenforsten. Der Wechsel von Feuchte und Trockenheit wird durch

die Gruppe um *Porobelba spinosa* angezeigt, die zumindest zeitweise trockene Bedingungen benötigt. In den Fichtenforsten bewohnen die Arten dieser Gruppe hauptsächlich die oberflächennahe Streuschichtauflage, die zur Austrocknung tendiert. Hinzu kommen zwei weitere Artengruppen, die sich hinsichtlich des Säuregehalts verteilen: Eine Gruppe um *Suctobelbella similis* (frisch & saure Standorte) und eine um *S. serratiostrum*, die allgemein saure (< pH 4 /basenarm) Waldtypen kennzeichnet.

Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe (Biotoptyp 43.07.04.03)

Auch die Buchenwald-Standorte weisen verschiedene biotoptypenspezifische Artengruppen auf. Die Kennarten des sauren Buchenwalds, *Liacarus xylariae*, *Liochthonius horridus*, *Phthiracarus ferrugineus* und *Quadroppia maritima*, wurden in der gesamten Edaphobase-Länderstudie nahezu ausschließlich in

diesem Biotoptyp nachgewiesen und auch durch die Indikatorartenanalyse als Buchenwaldarten bestätigt.

Die Art *Liacarus xylariae* wurde auch in anderen Untersuchungen relativ häufig in Buchen(misch)Wäldern gefunden, ist jedoch nicht auf saure Standorte beschränkt: Sie wurde auf 3 von 8 untersuchten basenarmen und auf 9 von 14 basenreichen frischen Buchen(misch)wald-Flächen nachgewiesen. Beim Vergleich der Abundanzen zeigt sich jedoch, dass diese auf den basenarmen Buchenwald-Flächen mit durchschnittlich etwa 150 Individuen/m² deutlich über denen der basenreichen (ca. 50 Individuen/m²) liegen (siehe Abb. 25, Edaphostat-Abfrage vom 21.03.2018, Hausen et al. 2017). Auch die bereits in Edaphobase existierenden Daten zu *Liochthonius horridus* und *Phthiracarus ferrugineus* zeigen, dass diese Arten nicht auf saure Buchenwaldstandorte angewiesen sind und auch in basenreichem Buchenwald oder in Nadelwäldern vorkommen können (Edaphostat-Abfrage vom 18.01.2018). Trotz ihrer generell weiter

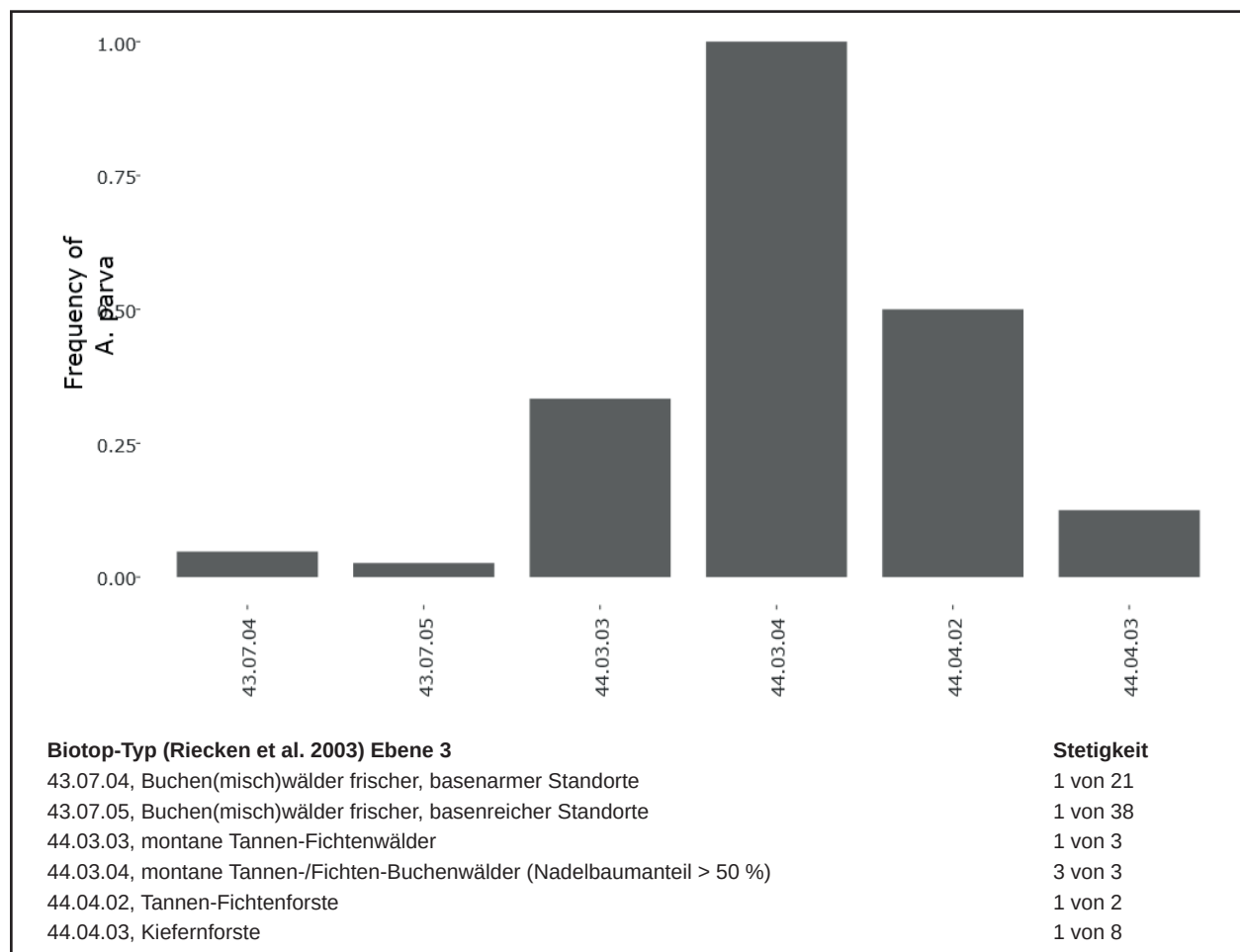


Abb. 24: *Autogneta parva*: Biotoptypen, in denen *A. parva* nachgewiesen wurde (8 Nachweise auf 170 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 13.03.2018).

gefächerten Standortansprüche und der räumlichen Nähe der untersuchten Flächen zueinander weisen die o. g. Buchenwald-Kennarten innerhalb dieser Untersuchung eine enge Habitatbindung auf und sind daher als charakteristische Arten der untersuchten Buchenwälder zu bewerten. Des Weiteren ist zu beachten, dass die einzigen Oribatidendaten zu dem Biotoptyp vierter Ebene (bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe, 43.07.04.03, Riecken et al. 2003) in Edaphobase aus der vorliegenden Studie stammen. Um eine genauere standortökologische Einordnung dieses Biotyps anhand der Oribatidenfauna vornehmen zu können, bedarf es daher zukünftig weiterer Untersuchungen.

Die Feuchtebedingungen in den Buchenwald-Flächen werden durch die Artengruppe wechselfeuchter Standorte um *Scheloribates initialis* angezeigt. Das Auftreten aller drei in dieser Untersuchung vorkommenden Säuregruppen, d. h. der sauren Laubwaldstandorte um *Ophidiotrichus tectus*, der frischen und sauren Standorte um *Suctobelbella similis* sowie der allgemein sauren (< pH4 /basenarm) Standorte um *S. serratirostrum* weisen auf die sauren

Standortbedingungen auf den Untersuchungsflächen hin. Des Weiteren kommen Vertreter der Grundartengruppe der Laubwälder um *Phthiracarus laevigatus* in den Buchenwald-Flächen vor.

Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte (Biotoptyp 43.08.05.01)

Die trockenen Eichenwälder sind ebenfalls durch das Auftreten biotypenspezifischer Arten gekennzeichnet. Insbesondere die Kennarten, die auch durch die ISA als Indikatoren ermittelt wurden, d. h. *Liebstadia humerata*, *Xenillus tegeocranus*, *Ramusella insculpta* und *Oppiella splendens*, zeigen eine deutliche Bindung an diesen Biotoptyp.

Alle ermittelten Kennarten dieses Biotyps kommen auch in anderen, vor allem Wald- Lebensraumtypen vor, wie z. B. *Liebstadia humerata* (siehe **Abb. 26**, Edaphostat-Abfrage vom 21.03.2018, Hausen et al. 2017). Diese Art wurde, neben anderen Biotypen, auch in dem einzigen weiteren trockenen Eichenwald (Biotoptyp 43.08.05), zu dem Oribatidendaten in

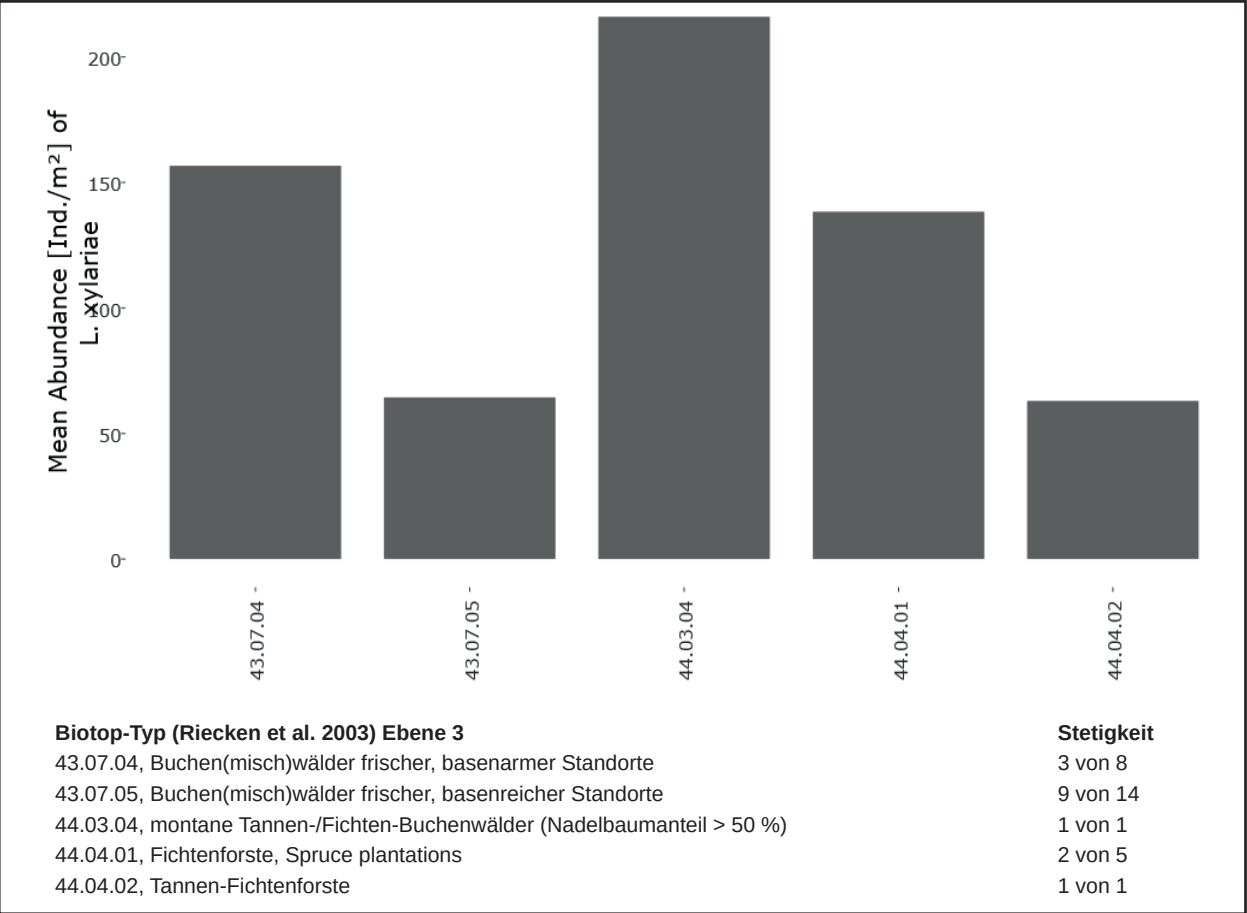


Abb. 25: *Liacarus xylariae*: Biotoptypen, in denen *L. xylariae* nachgewiesen wurde (16 Nachweise auf 93 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die mittlere Abundanz (Individuen/m2) innerhalb eines Biotyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 21.03.2018).

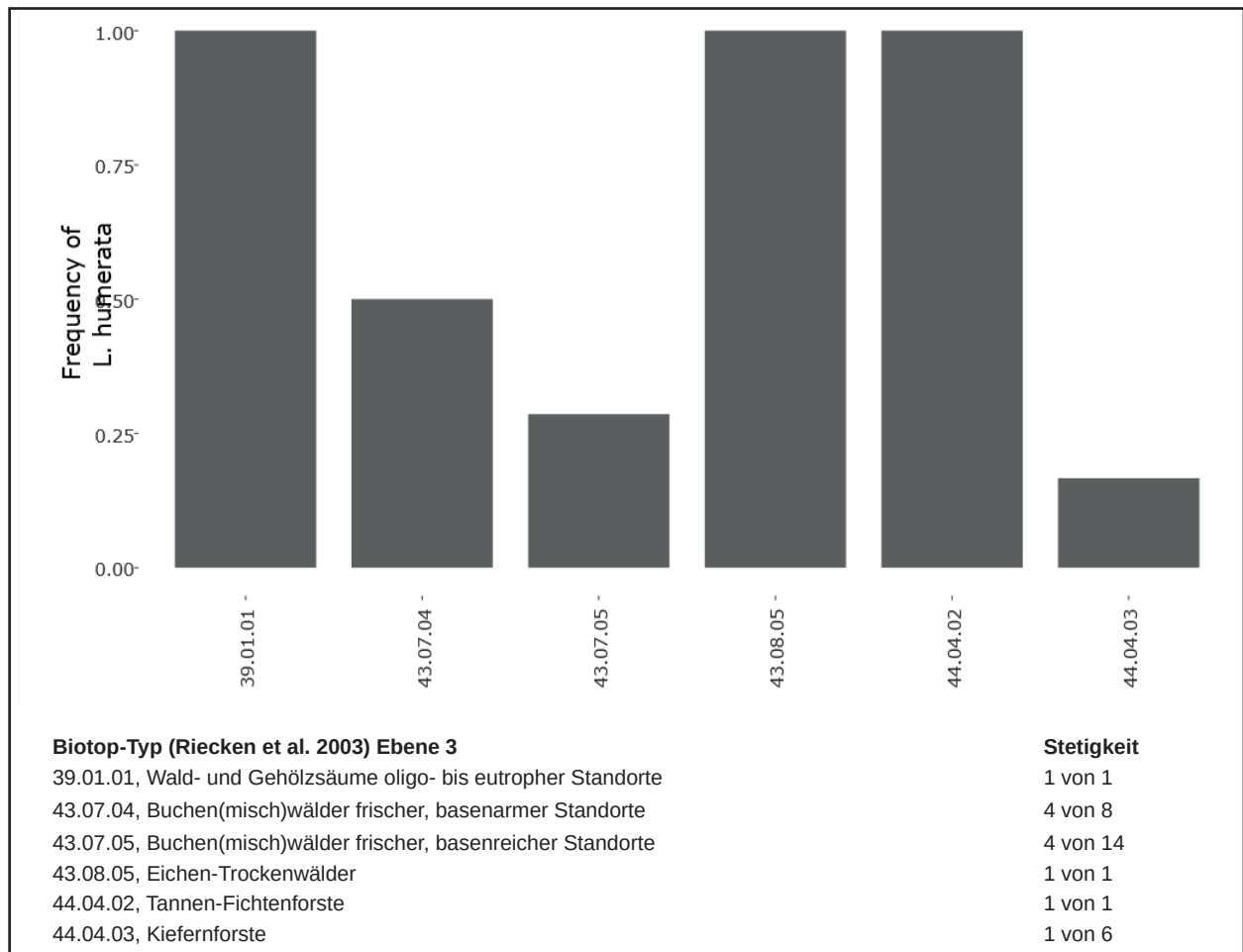


Abb. 26: *Liebstadia humerata*: Biotoptypen, in denen *L. humerata* nachgewiesen wurde (12 Nachweise auf 93 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 21.03.2018).

Edaphobase vorliegen, nachgewiesen. Dessen Standort-Einstufung ist jedoch hinsichtlich der Basenversorgung defizitär, d. h. es kann nicht nachvollzogen werden, ob es sich hierbei um einen basenreichen oder basenarmen Standort handelt. Daher bedarf ein genaueres Verständnis der Gründe für die in dieser Studie deutlich erkennbare ökologische Einnischung der Oribatiden-Arten weitergehender überregionaler und biotoptypenübergreifender Untersuchungen.

Die edaphische Gruppe „trockene, zeitweise austrocknende Streu-/Bodenschichten“ um *Porobelba spinosa* weist auf die Trockenheit der Eichenwald-Flächen hin. Die basenarmen Standortbedingungen sind durch die Artengruppe „saure Laubwaldstandorte“ mit *Ophidiotrichus tectus* und die Gruppe allgemein saurer Habitats (pH<4/basenarm) um *Suctobelbella serratirostrum* gekennzeichnet. Die Ellenberg-Stickstoffzahlen der Standorte EB_NW32 und -33 zeichnen diese beiden Untersuchungsflächen als

besonders magere Standorte aus (siehe **Tab. 10**). Dies korreliert mit der edaphischen Gruppe sehr nährstoffarmer Wälder um *Ceratozetes minimus*, die nur in diesen beiden Untersuchungsflächen vorkommt. Wie in den Buchenwäldern tritt auch in den Eichenwald-Flächen die Gruppe der Grundarten der Laubwälder um *Phthiracarus laevigatus* auf.

5.4.2 Collembola

5.4.2.1 Individuen- und Artenzahlen

Im Nationalpark Eifel wurden im Untersuchungsjahr 2014 insgesamt auf den untersuchten Flächen 32.778 Individuen aus 48 Arten nachgewiesen (**Tab. 18, Tab. Anhang 2, 10-12**, vgl. Erfassung der Collembola Kap. 4.4.1).

Der individuenreichste Biotoptyp war der Fichtenforst mit insgesamt 12.961 Individuen auf den drei Replikaten, der Buchen- und der Eichenwald unterschieden sich

kaum in den summierten Individuenzahlen ihrer jeweils drei untersuchten Standorte (Buche: insgesamt 9.976 Individuen, Eiche: insgesamt 9.841 Individuen). Verantwortlich für die hohen Individuenzahlen im Fichtenforst war vermutlich die höhere Streuauflage und das geringere Störungsregime, d. h. die Bioturbation durch Regenwürmer. Die höchsten Individuenzahlen an den Fichtenforst-Standorten erreichten sowohl zahlreiche epedaphische Arten („Oberflächenbewohner“, z. B. *Lepidocyrtus lignorum*) als auch hemiedaphische („Streubewohner“, z. B. *Folsomia quadrioculata*) und euedaphische Arten („Bodenbewohner“, z. B. *Mesaphorura macrochaeta*) (**Tab. Anhang 10-12**).

Hinsichtlich der Artenzahlen ergab sich ein gegensätzliches Bild: Der artenreichste Biotoptyp war mit insgesamt 42 Arten der Eichenwald, gefolgt vom Buchenwald (37 Arten) und Fichtenforst (32 Arten) (**Tab. 18**).

Die häufigste in dieser Studie nachgewiesene Art war die hemiedaphische Art *Folsomia quadrioculata* mit 16.033 Individuen - sie machte damit knapp die Hälfte aller nachgewiesenen Individuen aus (49%), was für mitteleuropäische Wälder nicht ungewöhnlich ist (Salamon et al. 2008, Salamon & Alphei 2009). Danach folgten drei Arten, deren Individuenzahlen auf einem ähnlichen Niveau lagen: *Isotomiella minor* (2.641 Individuen), *Parisetoma notabilis* (2.641 Individuen) und *Lepidocyrtus lignorum* (2.318 Individuen).

5.4.2.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Protaphorura eichhorni wurde bislang innerhalb Deutschlands vorwiegend in einigen westdeutschen Waldgebieten (Saarland, Hunsrück) sowie in Belgien und Luxemburg nachgewiesen (Gisin 1960, Ponge 2000, Hüther 2009) (**Abb. 27**). In den Edaphobase-Länderstudien (vgl. Kap. 6, 7, 8) trat die Art zudem ausschließlich im Nationalpark Eifel in allen drei Bestandstypen auf (Fichte, Buche, Eiche) und kann deshalb als Kennart für atlantisch/westeuropäische Wälder eingestuft werden (siehe auch **Tab. 19**).

5.4.2.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Waldtypen des Nationalparks

Kennarten

Es konnten in der vorliegenden Untersuchung im Nationalpark Eifel nur zwei Kennarten innerhalb der Collembolen für die untersuchten Biotoptypen identifiziert werden (**Tab. 19**), was vermutlich daran liegt, dass viele der nachgewiesenen Collembolenarten Ubiquisten sind, die in verschiedensten Lebensräumen vorkommen und teilweise weltweit verbreitet sind

Tab. 18: Arten- und Individuenzahlen der Collembolen auf den Untersuchungsflächen des Nationalparks Eifel.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Fichte	NW11	Frühjahr	1783	4094	12961	19	22	32
		Herbst	2311			18		
	NW12	Frühjahr	2391	4433		23	28	
		Herbst	2042			20		
	NW13	Frühjahr	2479	4434		23	26	
		Herbst	1955			17		
Buche	NW21	Frühjahr	1273	3385	9976	21	28	37
		Herbst	2112			25		
	NW22	Frühjahr	1333	2756		19	27	
		Herbst	1423			22		
	NW23	Frühjahr	1384	3835		25	30	
		Herbst	2451			24		
Eiche	NW31	Frühjahr	973	1972	9841	26	30	42
		Herbst	999			23		
	NW32	Frühjahr	1931	4577		21	28	
		Herbst	2646			24		
	NW33	Frühjahr	1556	3292		22	27	
		Herbst	1736			19		
Nationalpark Eifel		2014	Individuenzahl gesamt:		32778	Artenzahl gesamt:		48

Tab. 19: Sortierte Kreuztabelle der Springschwänze (Collembola); Angaben in Individuen/m²; Punkte: kein Tier gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppen.

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langenscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase lfd. Nr.	EB NW11 1	EB NW12 2	EB NW13 3	EB NW21 4	EB NW22 5	EB NW23 6	EB NW31 7	EB NW32 8	EB NW33 9
Kennartengruppen									
Kennarten Buchenwälder									
<i>Neelides minutus</i>	.	.	.	62	.	15	.	.	.
Kennarten Luzulo-Quercetum									
<i>Ceratophysella armata</i>	.	.	.	.	.	.	.	93	155
Kennarten atlantisch/westeuropäische Wälder									
<i>Protaphorura eichhorni</i>	.	124	1738	2190	1582	2552	798	762	311
Nährstoffgruppe									
nährstoffarme Wälder									
<i>Schoettella ununguiculata</i>	.	.	.	.	.	31	93	1850	.
Begleitarten									
Begleiter mit hoher Stetigkeit									
<i>Isotomiella minor</i>	4247	7275	5422	5070	5448	5291	2148	2512	3128
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	4340	4739	7784	3271	3310	7457	1241	1024	2490
<i>Lepidocyrtus juvenil</i>	653	1163	258	123	219	352	15	75	556
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	3454	793	139	218	154	354	653	29	249
<i>Mesaphorura spec.</i>	233	637	855	16	249	124	104	16	232
<i>Parisotoma notabilis</i>	3186	5640	5544	5748	7174	4547	2377	3515	2584
<i>Folsomia quadrioculata</i>	37059	32422	27668	18294	15766	28998	15918	41135	29050
<i>Friesia mirabilis</i>	3274	1711	5993	4192	1671	29	1007	448	1030
<i>Protaphorura armata</i>	901	2127	168	4363	1261	610	614	5954	3031
<i>Sminthurinus aureus</i>	217	1064	1264	31	228	168	1050	935	427
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	544	16	233	398	504	729	324	1586	277
<i>Protaphorura juvenil</i>	78	434	357	154	618	473	656	1133	1323
<i>Desoria violacea</i>	1944	634	3453	93	321	60	124	2839	1487
<i>Paratullbergia callipygos</i>	92	16	171	399	249	528	399	92	92
<i>Protaphorura quadriocellata</i>	801	2629	1950	2720	644	3726	295	3041	746
<i>Isotomidae juvenil</i>	560	2440	1845	31	30	482	61	161	90
<i>Pseudosinella alba</i>	.	62	29	550	246	243	187	470	522
<i>Sphaeridia pumilis</i>	93	290	140	93	62	78	294	31	.
sonstige Begleiter									
<i>Neanura muscorum</i>	109	139	140	.	31	78	.	61	187
<i>Megalothorax minimus</i>	247	558	338	278	435	274	31	.	.
<i>Entomobrya juvenil</i>	31	140	155	31	.	.	16	121	16
<i>Pogonognathellus flavescens</i>	342	451	340	31	62	15	.	.	31
<i>Lipothrix lubbocki</i>	31	59	426	60	.	179	690	.	1103
<i>Pogonognathellus juvenil</i>	62	420	249	.	171	31	47	31	.
<i>Supraphorura furcifera</i>	.	1084	.	1847	513	1368	419	187	233
<i>Dicyrtomina minuta</i>	16	16	165	31	16	61	.	16	.
<i>Entomobrya nivalis</i>	92	16	15	.	31	16	.	62	.
<i>Ceratophysella denticulata</i>	.	.	15	31	16	58	88	.	.

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langenscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB NW11	EB NW12	EB NW13	EB NW21	EB NW22	EB NW23	EB NW31	EB NW32	EB NW33
lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Ceratophysella spec.</i>	.	.	.	254	.	16	15	124	62
<i>Willemia denisi</i>	62	16	.	.	73	.	74	.	16
<i>Xenyllodes armatus</i>	.	.	15	216	1007	.	31	.	46
<i>Sminthuridae</i> juvenil	.	16	.	.	.	.	30	15	15
<i>Entomobryidae</i> juvenil	77	155	.	.	.	.	.	164	170
<i>Allacma fusca</i>	.	.	377	.	15	62	135	.	.
<i>Neanuridae</i> juvenil	.	.	.	.	16	.	93	16	60
<i>Brachystomella parvula</i>	.	31	.	.	.	.	47	373	16
<i>Desoria</i> juvenil	62	29	61	.	.	.	.	726	.
<i>Dicyrtomina ornata</i>	16	.	61	47	.	16	.	.	.
<i>Dicyrtomina</i> juvenil	.	47	31	46	16	.	.	.	.
<i>Micranurida forsslundi</i>	.	16	196	.	.	.	29	16	.
<i>Arrhopalites caecus</i>	.	.	.	16	31	.	.	16	.
<i>Arrhopalites cochlearifer</i>	.	.	.	.	.	45	62	16	.
<i>Anurophorus laricis</i>	.	.	.	16	.	.	.	16	435
<i>Arrhopalites</i> juvenil	.	.	.	16	62	.	31	.	.
<i>Folsomia spinosa</i>	.	.	.	1056	.	.	16	684	.
<i>Hypogastruridae</i> juvenil	.	.	.	16	.	.	.	16	249
<i>Isotoma viridis</i> group	152	373	311	.	47	.	.	.	135

Zusätzlich (zwei Untersuchungsflächen): *Arrhopalites pseudoappendices* (6:16; 7:16), *Arrhopalites pygmaeus* (4:47; 7:16), *Folsomia* juvenil (2:93; 9:31), *Neanura* juvenil (4:16; 8:16), *Orchesella flavescens* (1:31; 2:16), *Willemia anophthalma* (5:93; 9:16)

Zusätzlich (eine Untersuchungsfläche): *Hypogastrura burkilli* (6:29), *Isotoma anglicana* (9:78), *Isotoma* juvenil (2:31), *Isotomurus palustris* (8:44), *Lepidocyrtus cyaneus* (2:15), *Orchesella cincta* (9:16), *Pogonognathellus* juvenil (2:16), *Pseudachorutes* juvenil (8:102), *Pseudachorutes parvulus* (2:15), *Pseudisotoma monochaeta* (9:78), *Schaefferia* juvenil (4:15), *Sminthurinus niger* (7:16), *Tomoceridae* juvenil (8:15), *Tomocerus vulgaris* (9:16), *Xenyllodes* juvenil (4:16)

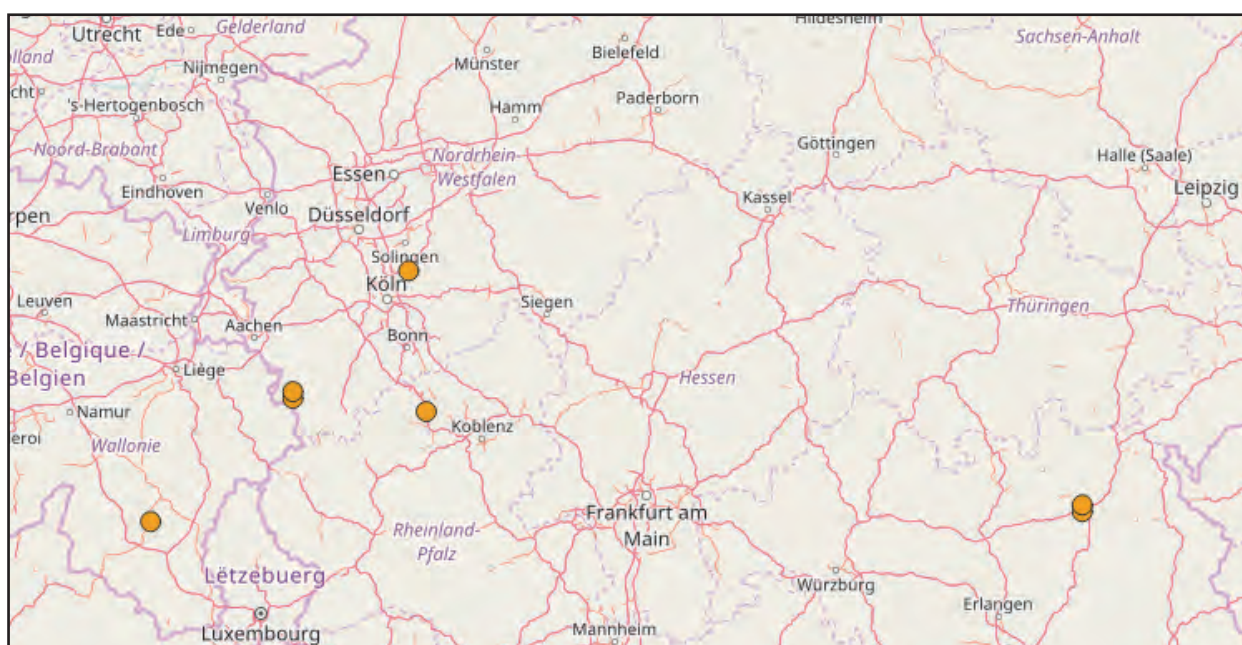


Abb. 27: Fundorte von *Protaphorura eichhorni* in Deutschland und angrenzenden Ländern. (Abfrage der Datenbank Edaphobase vom 17.04.2018, Kartendarstellung: Edaphobase).

(z. B. *Parisotoma notabilis*). Zu diesen ubiquitären Arten gehören, außer der bereits genannten *Parisotoma notabilis*, *Folsomia quadrioculata* (auf den Untersuchungsflächen die häufigste Art, siehe Kapitel 5.4.2.1), *Lepidocyrtus lanuginosus*, *Protaphorura armata* und *Megalothorax minimus*, die in kaum einer Faunenliste innerhalb Europas fehlen (Salamon et al. 2008, Salamon & Alphei 2009). Die übrigen auf den Untersuchungsflächen gefundenen Arten können größtenteils als typisch für mitteleuropäische Wälder gelten (vgl. Dunger 1972, Schleuter 1984, Wolters 1985, Salamon et al. 2008).

Zumindest für die Biotoptypen Buchen- und Eichenwald konnte jeweils eine Kennart innerhalb der Collembolen identifiziert werden (Tab. 19). *Neelides minutus* trat innerhalb des Untersuchungsgebiets ausschließlich in zwei Buchenbeständen auf, *Ceratophysella armata*

wurde nur in zwei Eichenbeständen nachgewiesen. Eine Kennart für die Fichtenforste konnte in dieser Untersuchung nicht ermittelt werden. Als Kennart für atlantisch/westeuropäische Wälder (Ponge 2000, Hüther 2009, Salamon 2015) konnte *Protaphorura eichhorni* in allen 9 Untersuchungsflächen nachgewiesen werden.

Innerhalb der Korrespondenzanalyse (CA) trennten sich die drei Biotoptypen (Fichtenforst, Buchen- und Eichenwald) anhand der zugrundeliegenden Collembolendaten deutlich voneinander (Abb. 28). Signifikante Umweltvariablen ($p < 0,05$), die mit Hilfe einer vorangegangenen Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) identifiziert und in das Ordinationsdiagramm integriert wurden, waren der pH-Wert (ph-value) und der Stickstoffgehalt (abgeleitet aus den Ellenberg-Zahlen). Der pH-Wert korrelierte dabei positiv mit der Artenzusammensetzung der

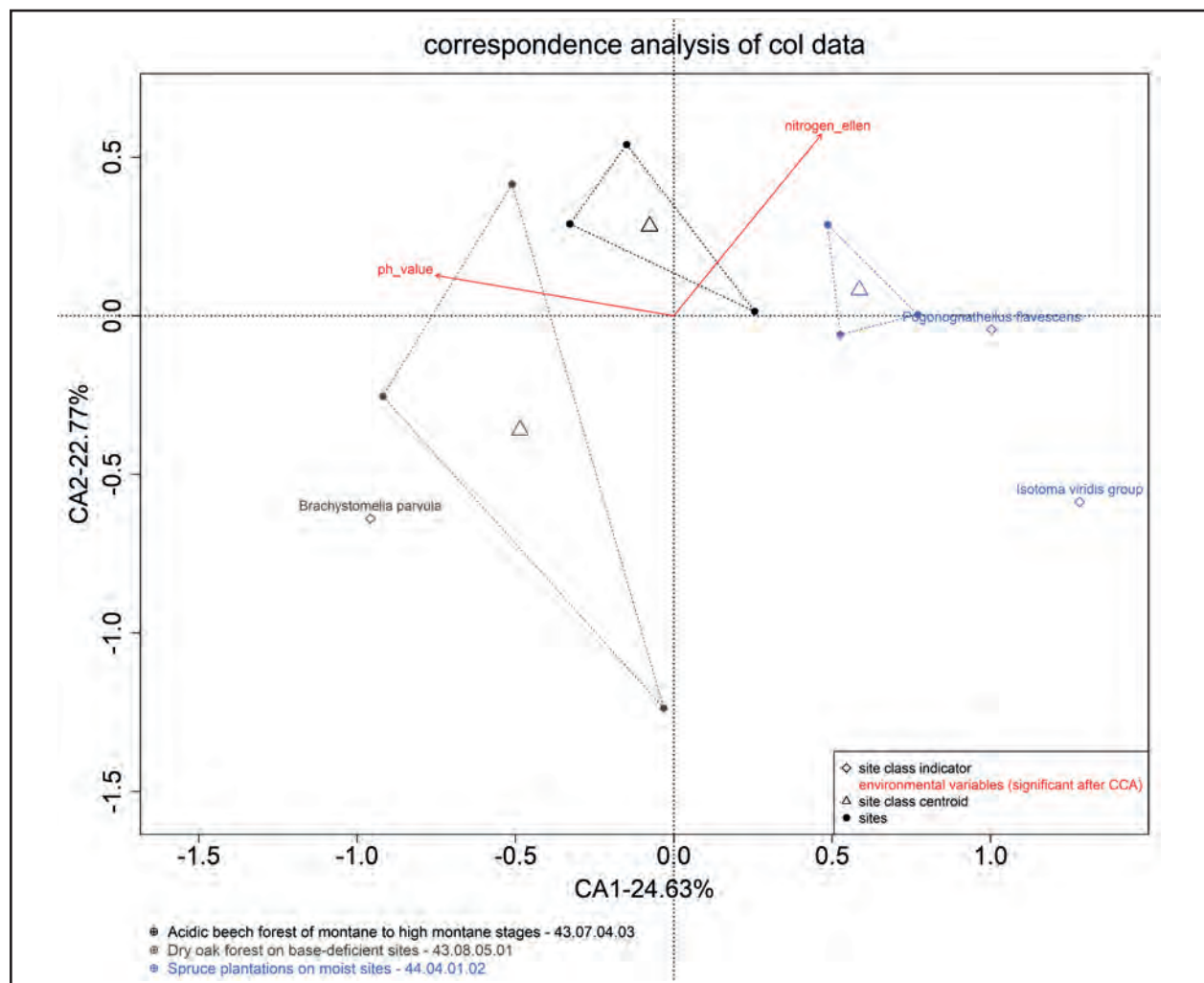


Abb. 28: Korrespondenzanalyse (CA) der Collembolendaten der Biotoptypen Fichtenforst (blau), Buchenwald (schwarz) und trockener Eichenwald (grau) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Eichenwaldstandorte, wohingegen der Stickstoffgehalt eher mit der Artenzusammensetzung der Buchenwald- und Fichtenforststandorte korreliert war (**Abb. 28**).

Im Rahmen der Indikatorartenanalyse (ISA) konnte die Collembolenart *Brachystomella parvula* als Indikatorart für trockene Eichenwälder ermittelt werden (Indikatorwert = 0,93; Irrtumswahrscheinlichkeit = 0,05; relative Abundanz = 0,93; relative Frequenz = 1), was sich auch in dem Ordinationsdiagramm der CA widerspiegelt. Als deutliche Kennart trockener Eichenwälder (Tab. 19) wurde *Brachystomella parvula* zwar nicht identifiziert, da sie z. B. auch in Kiefernforsten in Sachsen nachgewiesen wurde (Salamon, unpubliziert), trotzdem trat sie innerhalb des Untersuchungsgebiets im Nationalpark Eifel vorwiegend in den Eichenwäldern auf.

Indikatorart bzw. Indikatorgruppe für die Fichtenforste waren *Pogonognathellus flavescens* und die *Isotoma viridis*-Gruppe (*Pogonognathellus flavescens*: Indikatorwert = 0,89; Irrtumswahrscheinlichkeit = 0,05; relative Abundanz = 0,89; relative Frequenz = 1; *Isotoma viridis*-Gruppe: Indikatorwert = 0,82; Irrtumswahrscheinlichkeit = 0,05; relative Abundanz = 0,82; relative Frequenz = 1). Auch die Korrespondenzanalyse ergab eine Präferenz beider Taxa für diesen Biotoptyp (**Abb. 23**).

Als typische Kennart bzw. -gruppe (**Tab. 19**) lassen sich beide Taxa zwar nicht identifizieren, da sie auch in den beiden anderen Biotypen auftreten - Ihren Verbreitungsschwerpunkt haben sie aber eindeutig in den Fichtenforsten, was auch Literaturdaten belegen (siehe Kapitel 5.4.2.4).

Vorangegangene intensive Untersuchungen der Collembolengemeinschaften von Fichten- und Buchenwäldern in Mitteleuropa fanden u. a. im Solling (Fichte und Buche) (Albers 1996, Salamon et al. 2008, Salamon & Alphei 2009) und im Göttinger Wald (Buche) (Wolters 1985) statt. Aufgrund des ähnlichen Boden-pH-Werts, der für Collembolengemeinschaften eine wichtige Steuergröße darstellt (Hågvar 1984, Salamon 2001, Salamon et al. 2008), sind speziell die Ergebnisse aus dem Solling gut mit den Ergebnissen aus dem Nationalpark Eifel vergleichbar (pH-Werte Solling: Fichte=3,48; Buche=3,81; pH-Werte Eifel: Fichte=2,92; Buche=3,29). Die Collembolen- und Umweltparameterdaten aus der Untersuchung von Salamon & Alphei (2009) wurden in Edaphobase importiert und bilden somit einen wichtigen Vergleichsdatensatz.

Generell bleibt festzuhalten, dass bei den Untersuchungen im Solling als Fragestellung nicht die Identifizierung von Kenn- bzw. Indikatorarten im Vordergrund stand, sondern eher die Analyse der Verteilungsmuster häufiger Arten (z. B. *Folsomia quadrioculata*) zwischen den Bestandstypen (Buchen-

und Fichtenreinbestände, Mischbestände aus Fichte und Buche). Nichtsdestotrotz gibt es durchaus eine starke Überlappung im Artenspektrum zwischen beiden Untersuchungsräumen, so dass auch unter Hinzuziehung anderer Literaturdaten (Hågvar 1982, Wolters 1985, 1987, Pflug 2001) die drei untersuchten Biotypen im Folgenden charakterisiert werden sollen.

5.4.2.4 Charakterisierung der Biotypen anhand der zoologischen Daten

Wie in anderen Untersuchungen (Christiansen 1964, Curry & Tuohy 1978, Hågvar 1982, Salamon et al. 2008) hatten auch bei der vorliegenden Studie im Nationalpark Eifel die Pflanzengesellschaften/Biotypen nur einen relativ geringen Einfluss auf die Zusammensetzung der Collembolengemeinschaft, was dazu führt, dass nur relativ wenige Kenn- bzw. Indikatorarten für die drei untersuchten Biotypen (Fichtenforste, Buchen- und Eichenwälder) identifiziert werden konnten.

In allen drei Biotypen dominierten neben *Folsomia quadrioculata* Arten wie *Parisotoma notabilis*, *Isotomiella minor* und *Lepidocyrtus lignorum*, die in verschiedenen Wald- und Offenlandbiotypen häufig anzutreffen sind und z. B. auch im Solling zu den häufigsten Arten gehören (Albers 1996, Salamon et al. 2008, Salamon & Alphei 2009); im Fokus der Beschreibung der untersuchten Biotypen stehen daher die differenzierenden Kenn- und Indikatorarten.

Fichtenforst frischer Standorte (Biotyp 44.04.01.02)

Auffallend bei den untersuchten Fichtenbeständen im Nationalpark Eifel sind die relativ geringen Abundanzen und Artenzahlen der euedaphischen Collembolengattung *Mesaphorura* (lediglich *Mesaphorura macrochaeta* konnte nachgewiesen werden), die in anderen bodensauren Nadelwaldbeständen Europas zu den individuen- und artenreichsten Taxa der Collembolengemeinschaften zählt (siehe z. B. Hågvar 1982, Salamon et al. 2008).

Als Indikatorart bzw. Indikatorgruppe für Fichtenforste konnten in dieser Untersuchung *Pogonognathellus flavescens* und die *Isotoma-viridis* Gruppe identifiziert werden. Übereinstimmend mit diesen Ergebnissen konnte *Pogonognathellus flavescens* auch im Solling vorwiegend in Fichtenrein- bzw. in Mischbeständen aus Fichte und Buche nachgewiesen werden (Albers 1996, Salamon 2001, Salamon et al. 2008, Salamon & Alphei 2009). Speziell die Aufflichtungen in älteren Fichtenbeständen wirken sich positiv auf die Diversität und den Deckungsgrad der Bodenvegetation aus (Salamon 2001), wovon z. B. Arten der Familie

Tomoceridae, zu der auch *Pogonognathellus flavescens* gehört, profitieren könnten, da diese epedaphischen Arten krautige Pflanzen (inklusive Pollen) als Nahrungsressource nutzen (Kevan & Kevan 1970, Wolters 1987).

Auch in der Untersuchung von Pflug (2001) entlang eines europäischen Transektes von Schweden bis Frankreich trat *Pogonognathellus flavescens* regelmäßig in Waldbeständen auf, in denen die Fichte als Baumart dominierte.

Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 10.04.2018 zeigt, dass *Pogonognathellus flavescens* bezogen auf Waldökosysteme sowohl in Fichten(misch)wäldern als auch in verschiedenen Laub(misch)wäldern vorkommt (Abb. 29).

Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe (Biotoptyp 43.07.04.03)

Neelides minutus konnte in der vorliegenden Untersuchung als Kennart für „saure“ Buchenwälder identifiziert werden, wurde allerdings in den sauren Moderhumus-Buchenwäldern des Sollings nicht nachgewiesen (Albers 1996, Salamon 2001). In der Untersuchung von Wolters (1985) trat *Neelides minutus* in Buchenbeständen des Göttinger Waldes auf, wobei sich diese Versuchsflächen auf einem basischen Muschelkalkplateau befanden und nur eingeschränkt mit Moderhumus-Buchenwäldern zu vergleichen sind. Buchenstreu könnte für diese Art allerdings eine wichtige Nahrungsquelle darstellen. Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 10.04.2018 zeigt, dass *Neelides minutus* einen

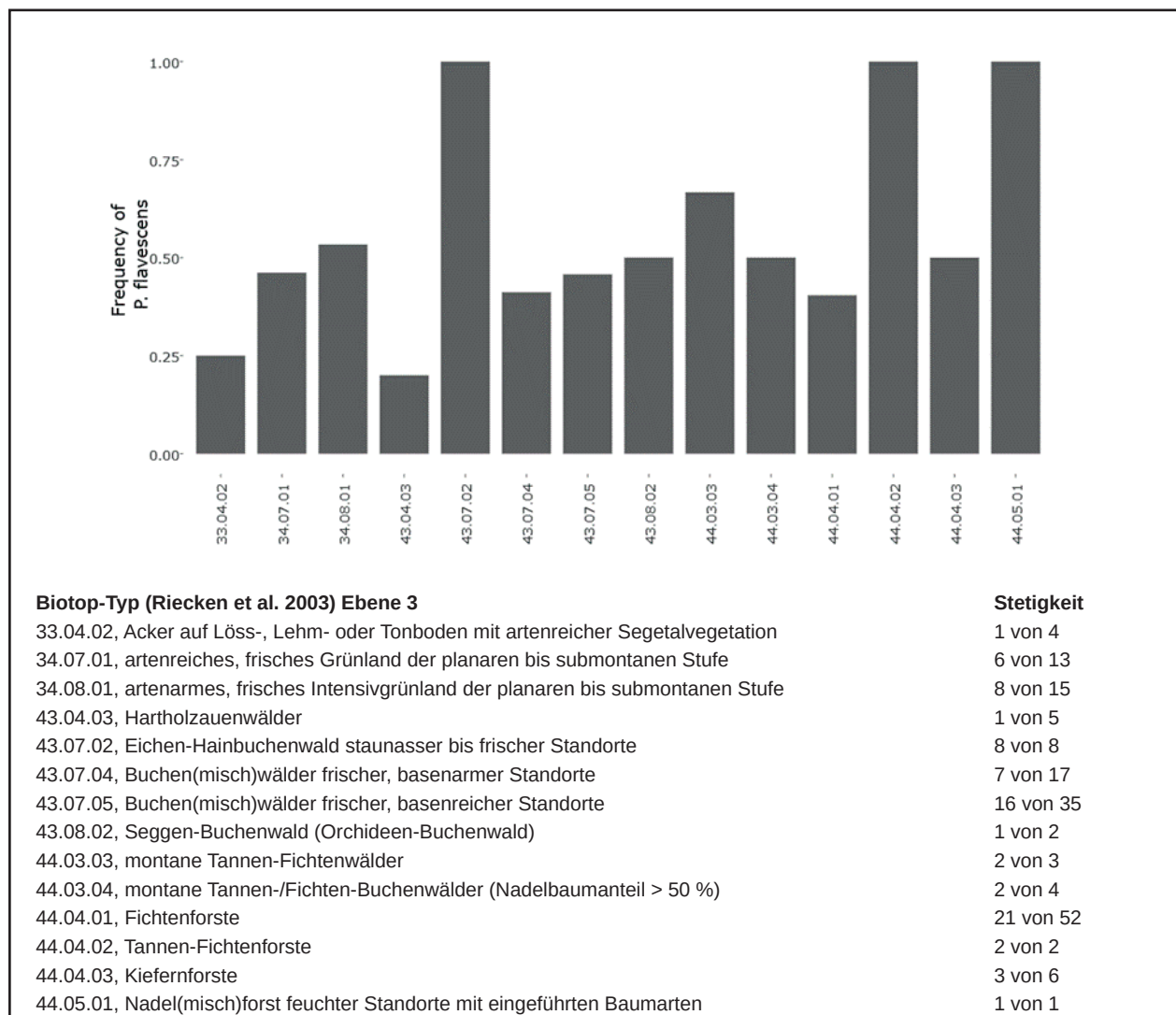


Abb. 29: *Pogonognathellus flavescens*: Biotoptypen, in denen *P. flavescens* nachgewiesen wurde (79 Nachweise auf 167 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 10.04.2018).

Verbreitungsschwerpunkt in Buchen(misch)wäldern hat (basenreiche- und basenarme Standorte), aber auch in anderen Wald-Biototypen (z. B. montane Tannen-Fichtenwälder) durchaus vorkommt (**Abb. 30**).

Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte (Biototyp 43.08.05.01)

Auffällig für die untersuchten Eichenbestände sind die vergleichsweise hohen Artenzahlen der Collembolen im Vergleich zu den Fichten- und Buchenbeständen (**Tab. 18**).

Ceratophysella armata und *Brachystomella parvula* konnten als Kenn- bzw. Indikatorart für Eichenwälder in der vorliegenden Untersuchung identifiziert werden. Gisin (1960) beschreibt als Verbreitungsschwerpunkt für *Ceratophysella armata* allgemein Wälder. Pilze könnten ein wichtiges Mikrohabitat für diese Art darstellen (Thibaud et al. 2004).

Brachystomella parvula gilt eher als Offenlandart, die z. B. in Wiesen auftritt (Gisin 1960, Fjellberg 1998), könnte aber eventuell in aufgelichteten Bereichen der

Eichenbestände von einem günstigen Mikroklima profitieren.

Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 10.04.2018 zeigt, dass *Ceratophysella armata* auch in trockenen Laubwaldstandorten (ähnlich den Eichenbeständen im Nationalpark Eifel) nachgewiesen wurde (Seggen-Buchenwald, Code: 43.08.02), aber auch z. B. auch in Schlucht-Hangschuttwäldern und Fichtenforsten (**Abb. 31**).

5.4.3 Diplopoda

5.4.3.1 Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden in der Länderstudie im Nationalpark Eifel 739 Diplopoda mit Hilfe der Bodenfallen erfasst (**Tab. 20, Tab. Anhang 3, 13**, vgl. Erfassung der Myriapoda Kap. 4.4.2). Davon wurden 603 Individuen bis zur Art determiniert. Diese verteilen sich auf

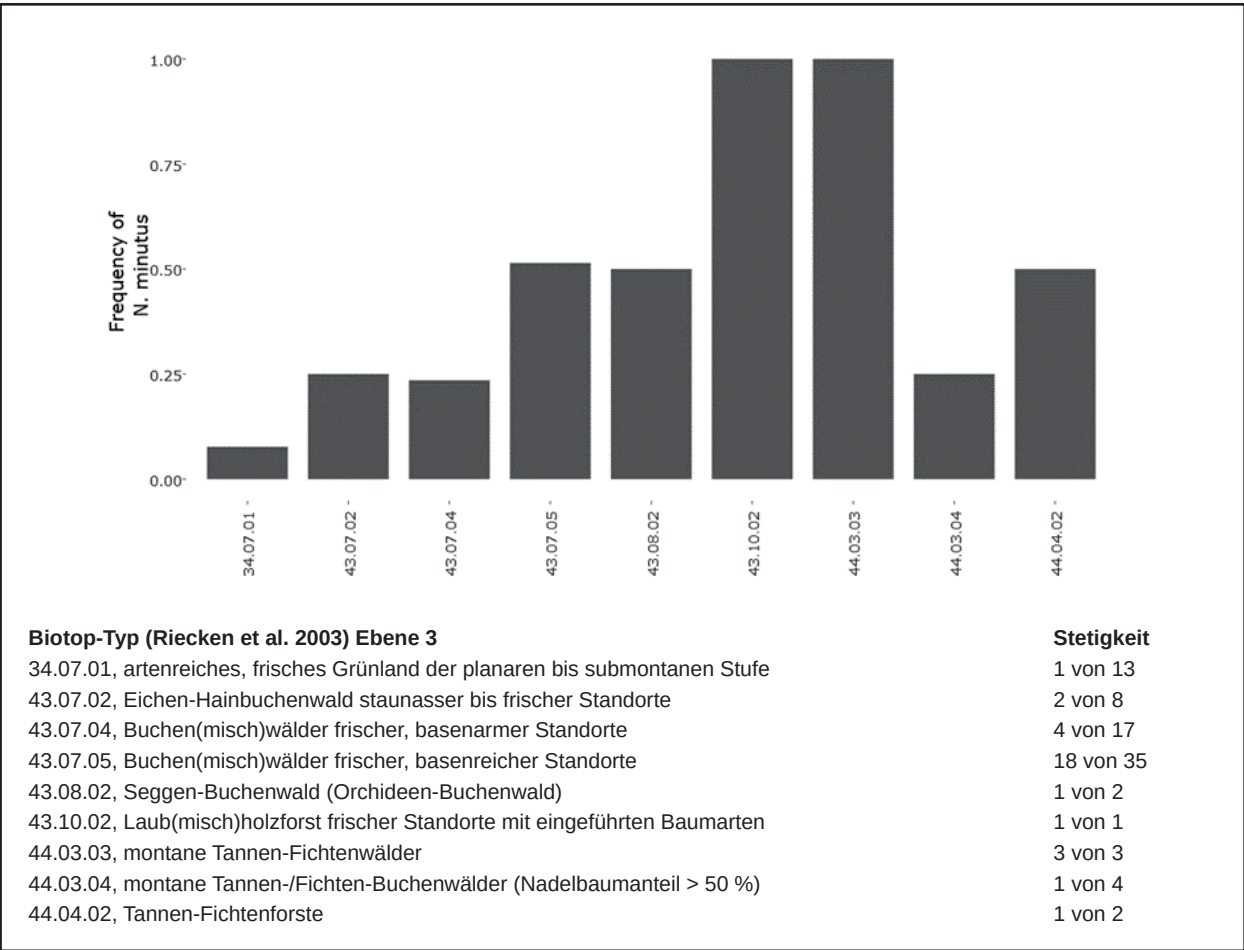


Abb. 30: *Neelides minutus*: Biototypen in denen *N. minutus* nachgewiesen wurde (32 Nachweise auf 85 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biototyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biototypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 10.04.2018).

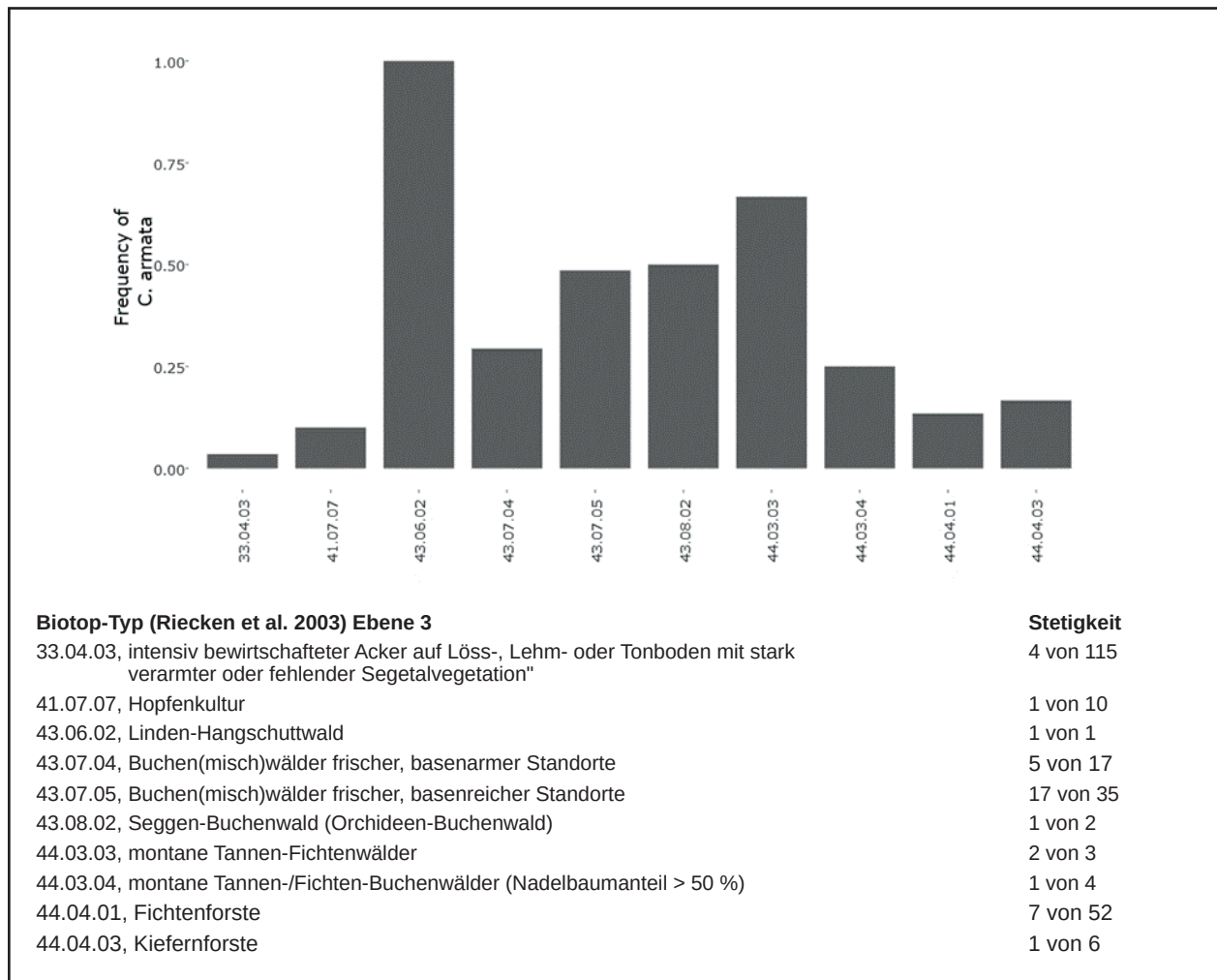


Abb. 31: *Ceratophysella armata*: Biotoptypen, in denen *C. armata* nachgewiesen wurde (40 Nachweise auf 245 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 10.04.2018).

15 Arten aus sechs Familien. Dabei ist die Familie der Schnurfüßer (Julidae) mit 6 Arten am zahlreichsten vertreten. Der Großteil der gefangenen Individuen konnte den beiden Saftkuglern *Glomeris intermedia* und *Glomeris marginata* zugeordnet werden. Bei den nicht auf Artniveau identifizieren Tieren handelt es sich um Weibchen und juvenile Exemplare der Familie Julidae, für deren Bestimmung bisher kein Schlüssel vorliegt. Zudem konnten einige wenige Jungtiere der Gattungen *Glomeris* und *Polydesmus* nicht sicher identifiziert werden (Hauser & Voigtländer 2009).

Mittels Bodenstecher konnten an keinem der Standorte weitere Arten und insgesamt nur 10 bis zur Art determinierbare Individuen nachgewiesen werden.

Besonders individuenreich im Vergleich zu den anderen Standorten waren die beiden Fichtenflächen EB_NW12 und EB_NW13 mit je über 100 gefundenen

Tieren, größtenteils Individuen der Art *Glomeris intermedia*. Dementgegen war der ebenfalls von Fichten bestandene Standort EB_NW11 mit nur vier Arten und 12 Individuen der arten- und individuenärmste der Studie. Mit 10 erfassten Arten ist der Buchenwaldstandort EB_NW23 bezüglich der Diplopoda die artenreichste Fläche der Untersuchung.

5.4.3.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

***Leptoiulus simplex* subsp. *glacialis* (Verhoeff, 1908) – neu für NRW!**

Bei den Funden von *Leptoiulus simplex* subsp. *glacialis* (Verhoeff, 1908) handelt es sich um Erstnachweise der Art in Nordrhein-Westfalen

Tab. 20: Arten- und Individuenzahlen der in der Länderstudie nachgewiesenen Diplopoda (nur bis auf Artniveau identifizierte Tiere).

			Individuenzahlen			Artenzahlen		
Fichte	NW11	Falle	12	12		4	4	
		Stecher	0			0		
	NW12	Falle	183	184	314	8	8	8
		Stecher	1			1		
	NW13	Falle	118	118		5	5	
		Stecher	0			0		
Buche	NW21	Falle	42	43		7	7	
		Stecher	1			1		
	NW22	Falle	29	32	159	8	8	12
		Stecher	3			1		
	NW23	Falle	84	84		10	10	
		Stecher	0			0		
Eiche	NW31	Falle	62	65		7	7	
		Stecher	3			1		
	NW32	Falle	45	47	140	6	6	10
		Stecher	2			2		
	NW33	Falle	28	28		7	7	
		Stecher	0			0		
Nationalpark Eifel 2014			Individuenzahl Fallen:	603		Artenzahl Fallen:	15	
			Individuenzahl Stecher:	10		Artenzahl Stecher:	5	
			Individuenzahl gesamt:	613		Artenzahl gesamt:	15	

(Decker et al. 2015). Aufgrund von Meldungen aus der Südeifel (Schubart 1934, Thiele 1968) wurden Vorkommen in der Nordeifel bereits vermutet (Decker & Hannig 2011). Die Art hat eine dealpine Verbreitung mit Verbreitungsschwerpunkt in den Westalpen bis in Höhen von 2700 m und zerstreuten Vorkommen außerhalb der Alpen (Abb. 32, Edaphobase 2018). Nach Spelda (1993) präferiert die Art Tannenwälder, in der Eifel und dem Saarland wurde sie außerdem in Blockhalden nachgewiesen (Thiele 1968). Ähnlich wie bei Sahli (1955) in Belgien, konnte *Leptoiulus simplex* subsp. *glacialis* in der vorliegenden Untersuchung sowohl in den Fichtenforsten als auch den bodensauren Buchenwäldern nachgewiesen werden, wobei sie in allen Replikaten gefunden wurde (Tab. 21).

5.4.3.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Waldtypen des Nationalparks

Die geordnete Kreuztabelle der Diplopoden basiert zur Bewahrung der Übersichtlichkeit nur auf den Daten der für diese Tiergruppe relevanten Bodenfallenfängen (vgl. Tab. 21, Kap. 5.4.3.1). Zudem wurden bei der Sortierung

der Kreuztabelle, im Gegensatz zu den anderen Tiergruppen, ausschließlich die in der Länderstudie im NP Eifel erhobenen Daten berücksichtigt. Dies war vor dem Hintergrund sinnvoll, dass die Ökologie der Diplo- und auch der Chilopoden teilweise arealspezifische Unterschiede aufweist (Voigtländer 1987, 2005). Auch ergaben diese beiden taxonomischen Gruppen beim Vergleich des gesamten Länderstudien-Datensatzes (vgl. Kap. 6, 7, 8) keine Kennarten, die überregional weitgehend auf einen Biotoptyp beschränkt waren (siehe Kap. 4.5). Die Kennarten sind somit eher als charakteristische Arten für die untersuchten Biotoptypen zu bewerten. Trotz ihrer vergleichsweise geringen Diversität (siehe Kap. Oribatida und Collembola) zeigen die Diplopoden eine erkennbare Differenzierung der Biotoptypen an. Deutlich lassen sich z. B. *Chordeuma sylvestre* (Buche) oder *Tachypodoiulus niger* (Eiche) einem Habitat zuordnen. Die Fichtenforste bleiben bezüglich der Doppelfüßer kennartenlos, wobei *Glomeris intermedia* eine starke Tendenz in Form von sehr hohen Aktivitätsdichten in diesem Biotoptyp aufweist. Das völlige, nicht geklärte Fehlen dieser Art im Fichtenforst Tereno und das Auftreten in allen anderen Wäldern führten allerdings zur Einordnung zu den Grundarten der Wälder. Eine weitere differenzierende Gruppe ist

die der wechselfeuchten Standorte (Fichte + Buche). Hinzu kommen einige charakteristische Waldarten sowie als eurytop geltende Begleiter, die teils nur durch Einzelfunde bestätigt wurden.

Die Indikatorartenanalyse stimmt weitgehend mit der sortierten Kreuztabelle überein (**Tab. 21** und **22**). Insgesamt erreichen 5 Arten einen Indikatorwert von über 0,8, wobei jedem Waldtyp mindestens eine Indikatorart zugeordnet wurde. *Mycogona germanica* wurde, anders als in der Kreuztabelle, als Charakterart der Fichtenforste detektiert, da die Analyse stärker auf Differenzen der Aktivitätsdichten reagiert.

Die CA zeigt eine relativ deutliche Aufteilung der Biotoptypen anhand der Doppelfüßer-Gemeinschaften (**Abb. 33**). Große Ähnlichkeit haben dabei die drei Eichenstandorte untereinander. Unterschiede in der zusätzlichen Präsenz bzw. größeren Aktivitätsdichte einiger Arten führen zur Aufspaltung der Buchenwald-Flächen (Ausreißer: EB_NW23, Naturwald Nord). Das Fehlen von *Glomeris intermedia* verschiebt den Standort EB_NW11 (Tereno) außerdem weg von den Fichtenforsten in Richtung der beiden anderen

Buchenwaldflächen. Der am stärksten die Verteilung der Lebensgemeinschaften beeinflussende Faktor ist der aus den Ellenberg'schen Zeigerwerten abgeleitete Boden-Nährstoffgehalt. Demnach haben die Buchen- und Fichtenstandorte eine höhere mediale Nährstoffzahl als die Eichenwälder. Dieser Faktor könnte die große Abweichung des Standorte EB_NW23 gegenüber den anderen Buchenstandorten erklären. Die stark mit der N-Zahl korrelierte Höhe über NHN der Standorte wurde durch die CCA-Selektierung ebenfalls als signifikant erklärende Variable ausgegeben. Dieser Faktor trennt die Buchenwälder sowie die Fichtenwälder von den Eichenwäldern, wobei diese Trennung innerhalb der Länderstudie vermutlich keinen Erklärungsgehalt aufweist und eher die Lage der Flächen im Untersuchungsgebiet widerspiegelt (**Abb. 20**). Von den erhobenen Umweltparametern hat laut CA zuletzt auch die Lichtzahl einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung. Generell sollte berücksichtigt werden, dass weitere, nicht erhobene Umweltvariablen einen signifikanten Einfluss auf die Variabilität der Zönosen haben könnten.

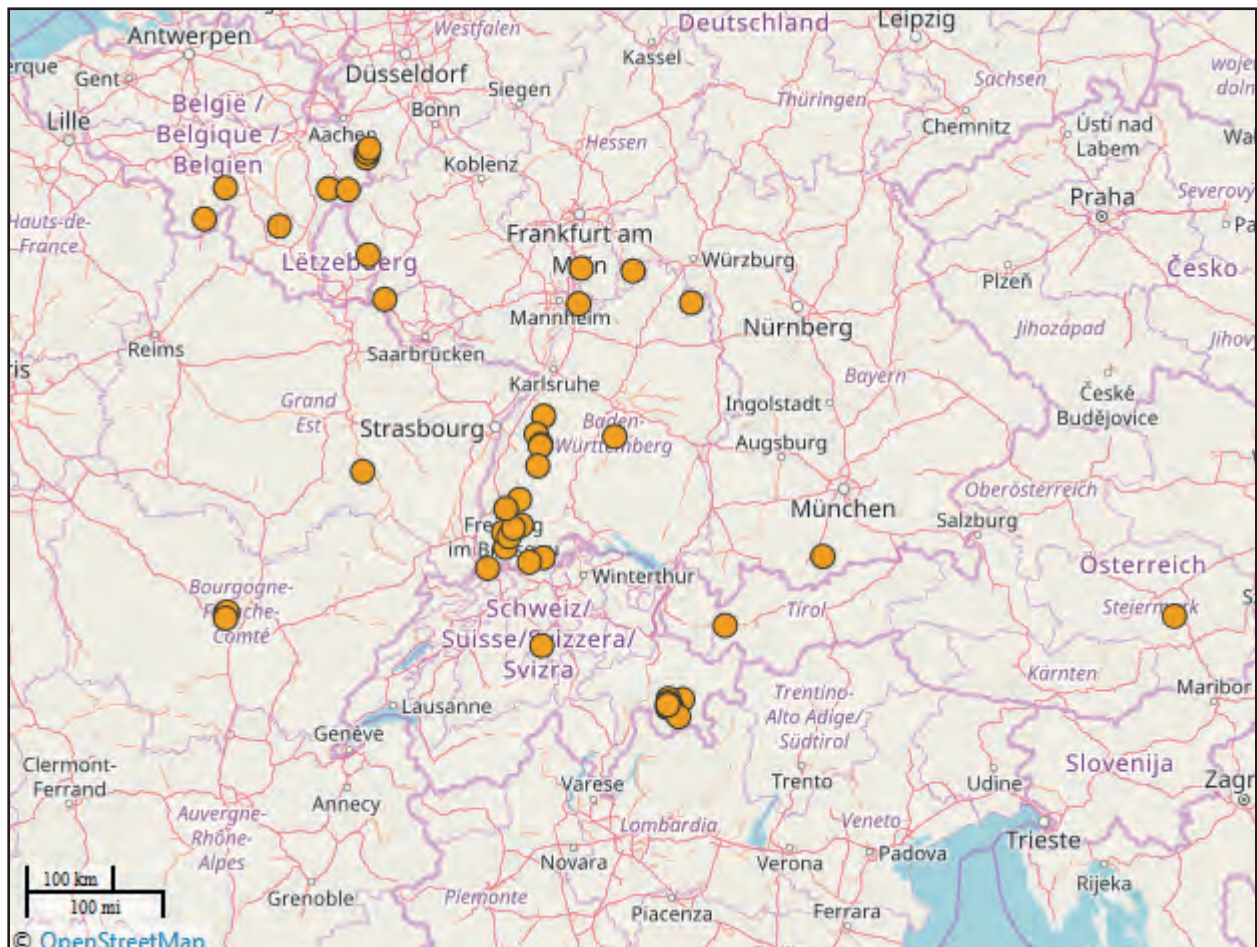


Abb. 32: Fundpunkte von *Leptoiulus simplex* subsp. *glacialis* (71 Beobachtungen an 55 Orten, Abfrage von Edaphobase am 07.02. 2018).

Tab. 21: Sortierte Kreuztabelle der in den Bodenfallen nachgewiesenen Doppelfüßer (Diplopoda); Angaben in Individuen/Untersuchungsfläche; Punkte: keine Tiere gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppen.

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langerscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB NW11	EB NW12	EB NW13	EB NW21	EB NW22	EB NW23	EB NW31	EB NW32	EB NW33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennarten									
Kennarten saurer Buchenwald									
<i>Chordeuma sylvestre</i>	.	.	.	2	2	3	.	.	.
<i>Polydesmus denticulatus</i>	.	2	.	2	7	9	.	.	.
Kennarten saurer Eichentrockenwald									
<i>Tachypodoiulus niger</i>	.	.	.	.	.	.	13	17	10
<i>Cylindroiulus punctatus</i>	.	.	.	.	.	1	2	8	5
Feuchtegruppe (bodensaure Wälder)									
wechselfeuchte Standorte									
<i>Leptoiulus simplex</i> ssp. <i>glacialis</i>	5	4	5	5	1	1	.	.	.
<i>Melogona gallica</i>	1	2	1	.	4	1	.	.	.
<i>Mycogona germanica</i>	5	2	5	.	2	1	.	.	.
Grundarten der Laubwälder									
<i>Glomeris marginata</i>	.	.	.	.	1	37	27	16	9
<i>Allaiulus nitidus</i>	.	.	.	20	8	.	6	.	.
Grundarten der bodensauren Wälder									
<i>Glomeris intermedia</i>	.	164	105	9	4	8	11	1	1
<i>Polydesmus angustus</i>	1	3	2	.	.	19	.	2	1
Begleitarten									
<i>Craspedosoma rawlinsii</i>	.	4	.	3	.	4	1	.	.
<i>Julus scandinavicus</i>	.	2	.	1	.	.	2	.	1
<i>Proteroiulus fuscus</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Artengruppen									
Julidae	2	54	5	4	.	1	20	36	4
<i>Glomeris</i>	.	.	.	1	1	4	.	.	.
<i>Polydesmus</i>	.	2	.	.	1	1	.	.	.

Tab. 22: Diplopoden-Arten der Biotoptypen Fichtenforst, Buchenwald und trockener Eichenwald, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.04.01.02 Fichtenforst				
<i>Mycogona germanica</i>	0,82	0,09	0,82	1,00
43.07.04.03 Buchenwald				
<i>Chordeuma sylvestre</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Polydesmus denticulatus</i>	0,90	0,07	0,90	1,00
43.08.05.01 trockener Eichenwald				
<i>Tachypodoiulus niger</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Cylindroiulus punctatus</i>	0,96	0,04	0,96	1,00

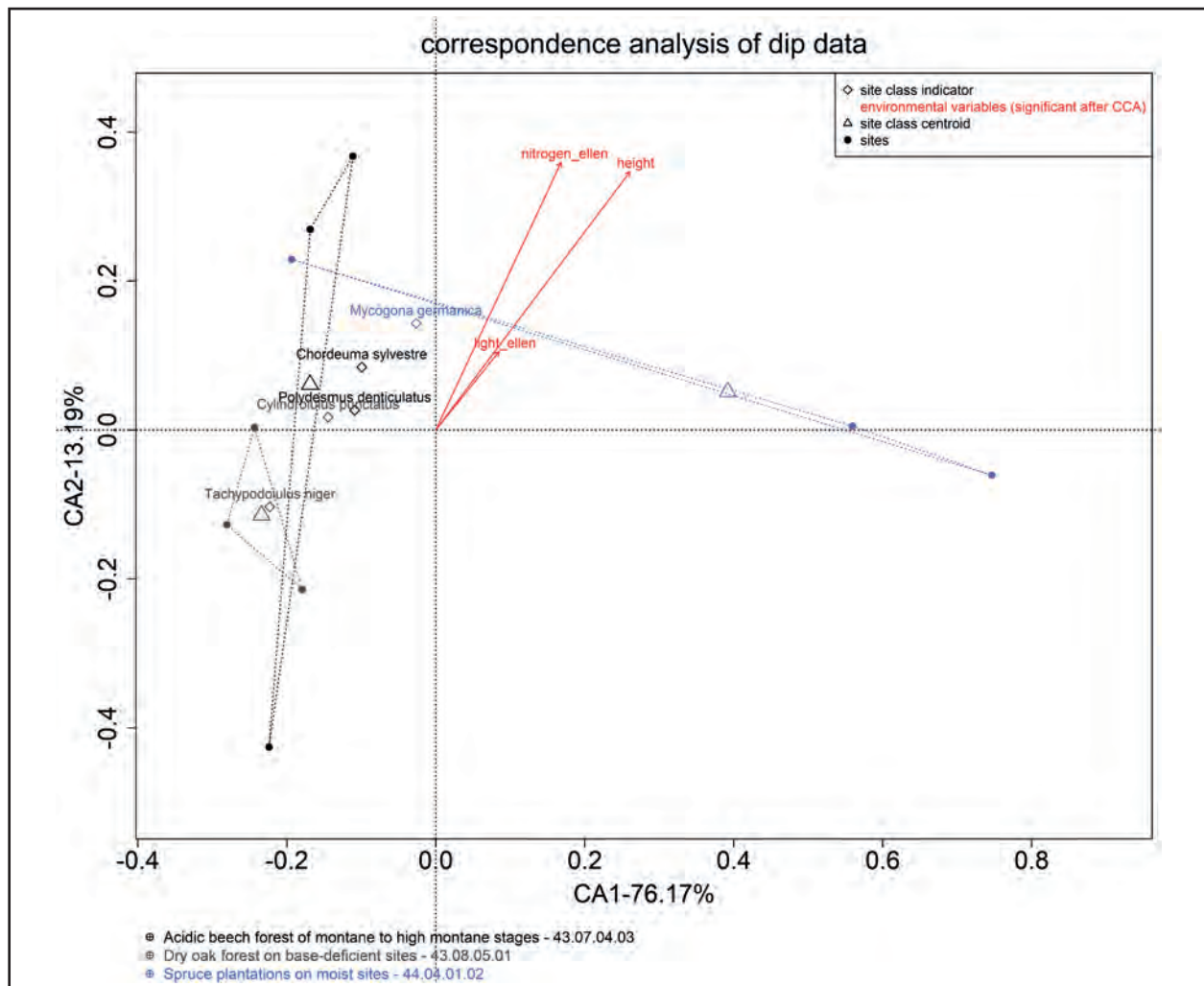


Abb. 33: Korrespondenzanalyse (CA) der Diplopodendaten der Biotoptypen Fichtenforst (blau), Buchenwald (schwarz) und trockener Eichenwald (grau) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart aus der Indikatorartenanalyse; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Mittels Abfrage der Datenbank Edaphobase via Edaphoclass konnten die zehn häufigsten in bestimmten Waldtypen (44.04 Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 43.08 Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte (nach Riecken et al. 2003)) erfassten Diplopodenarten ausgegeben werden (**Tab. 23**). Fünf dieser Arten konnten auch im Nationalpark Eifel nachgewiesen werden und gelten demnach als Wald-Grundart (*Polydesmus angustus*) oder Begleitarten mit breiter ökologischer Amplitude (*Glomeris marginata*, *Allaiulus nitidus*, *Julus scandinavicus*). *Tachypodoiulus niger*, eine als Kennart der Eichen-Trockenwälder identifizierte Art, kommt schwerpunktmäßig in trocken-warmer Laubwäldern vor, wird aber auch relativ stetig in frischen bis feuchten Laubwäldern bestätigt. Einige der nicht in der Untersuchung erfassten Arten werden

zwar regelmäßig in Wäldern aufgefunden, allerdings verläuft deren Verbreitungsgrenze östlich des NP Eifel (*Strongylosoma stigmatosum*, *Unciger foetidus*, *Megaphyllum projectum*) oder sind in Nordrhein-Westfalen nur sporadisch anzutreffen (*Glomeris undulata*) (Decker & Hannig 2011, Edaphobase 2018).

Die Länderstudie gilt als erste systematische Erhebung der Diplopoden-Fauna im Nationalpark Eifel. Eine sehr ähnliche Untersuchung im Niederbergischen Land wurde jedoch durch Thiele (1956) publiziert, der unterschiedliche Artengruppen in der Streuschicht verschiedener Waldassoziationen analysierte und dabei besonderen Wert auf die Vergesellschaftung der Bodentiere und deren ökologische Differenzierung legte. Er untersuchte u. a. Diplopoden und Chilopoden in Edellaubwäldern (basenreiche Buchenwälder), bodensauren Buchenwäldern, Erlenbruchwäldern und einigen Fichtenforsten auf

potentiellen sauren Buchenwaldstandorten. Im Gegensatz zur Länderstudie erhob er keine Daten in bodensauren Eichenwäldern. Generell haben beide Untersuchungen große Gemeinsamkeiten bezüglich des vorgefundenen Artenspektrums und der strengen Bindung einiger Arten an bestimmte Pflanzengesellschaften. Die als Begleiter definierten Arten stimmen weitgehend miteinander überein. Entsprechend der Länderstudie listet Thiele (1956) *Glomeris intermedia* und *Mycogona germanica* als Grundarten für die bodensauren Wälder auf. *Tachypodoiulus niger* wurde demgegenüber als Differentialart der (im NP Eifel nicht untersuchten/vorhandenen) basenreichen, eher kühlen Buchenwälder definiert, wobei die Art im NP Eifel eine Bindung an die xerothermen Eichenwälder aufweist. Als weitere Trennarten der Edellaubwälder des Niederbergischen Landes werden *Allajulus nitidus* und *Chordeuma sylvestre* aufgeführt. Im Gegensatz zu diesen Ergebnissen wurden die beiden Arten in der vorliegenden Studie stetig und mit teils hoher Aktivität in den bodensauren Laubwäldern nachgewiesen, *C. sylvestre* wurde dabei als Indikatorart der bodensauren Buchenwälder detektiert. Dass sich diese Art in ihrem Lebensraum von *Mycogona germanica* ausschließt, wie von Thiele (1956) beschrieben, kann in der Länderstudie somit nicht bestätigt werden.

Systematische Untersuchungen zu den Diplopodengemeinschaften in der Eifel wurden außerdem von Becker (1975) durchgeführt, wobei der Schwerpunkt dieser auf xerothermen Offenland- und Saumstandorten lag und nur wenige Wälder beprobt wurden. Im Allgemeinen lassen sich die Ergebnisse sehr gut mit der Länderstudie vergleichen. Dementsprechend wurden hier fast ausschließlich Arten erfasst, die bei Becker (1975) ihren

Tab. 23: Stetigste Diplopodenarten der Biotoptypen 44.04 Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 43.08 Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 26.01.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps).

Biotyp	44.04	43.07	43.08
Anzahl Standorte	113	63	7
<i>Glomeris marginata</i>	0,2	0,6	1,0
<i>Tachypodoiulus niger</i>	0,2	0,5	1,0
<i>Julus scandinavicus</i>	0,5	0,4	0,9
<i>Glomeris undulata</i>	0,0	0,4	0,9
<i>Strongylosoma stigmatosum</i>		0,0	0,7
<i>Allajulus nitidus</i>	0,1	0,6	0,1
<i>Polydesmus angustus</i>	0,1	0,3	0,6
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>	0,1	0,1	0,6
<i>Unciger foetidus</i>	0,1	0,2	0,6
<i>Megaphyllum projectum</i>	0,1	0,2	0,4

Verbreitungsschwerpunkt ebenfalls in den Wäldern hatten. Diejenigen Arten der Trockenrasen wurden im NP Eifel nicht nachgewiesen. Eine Ausnahme dabei ist *Polydesmus denticulatus*, die im NP Eifel eine große Bindung an die bodensauren Buchenwälder aufweist, bei Becker (1975) aber als Art mit Schwerpunkt in Trockenrasen charakterisiert wurde. Thiele (1956) ordnet sie aufgrund stetiger Vorkommen in allen Biotoptypen als Begleiter ein.

5.4.3.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Fichtenforst frischer Standorte (Biotyp 44.04.01.02)

Die Doppelfüßer-Gemeinschaften der untersuchten Fichtenforste werden fast ausschließlich durch das Auftreten der Artengruppe wechselfeuchter Wälder bzw. durch Grundarten der Wälder gekennzeichnet. Zu letzteren gehören die weit verbreiteten Arten *Craspedosoma rawlinsii* und *Polydesmus angustus*. Beide Arten wurden in anderen Untersuchungen in einem breiten Spektrum an Biotoptypen nachgewiesen, haben ihre Schwerpunktverkommen aber in Laubwäldern (Schubart 1934, Hauser & Voigtländer 2009, Edaphobase 2018). Die ebenfalls weit verbreitete Art *Mycogona germanica* wurde durch die ISA als Charakterart der Fichtenforste detektiert. Auch wenn sie innerhalb der vorliegenden Untersuchung eine Verbreitungstendenz durch erhöhte Aktivität in den Fichtenforsten aufzeigt und laut Hauser (1996) in sehr sauren Wäldern die einzige vorkommende Diplopodenart ist, so verweist die Präsenz in den Buchenwäldern dieser Untersuchung und das stetige Auftreten in vielen anderen mesophilen Wäldern (Edaphobase 2018) auf ein breiteres Habitatspektrum mit Schwerpunkt auf feuchten bis frischen Waldstandorten. Die in zwei Fichtenstandorten klar dominierende Art *Glomeris intermedia* wurde außerhalb der vorliegenden Studie noch nie in Nadelwäldern erfasst (Abb. 34, Hauser et al. 2017). Die selten nachgewiesene Art bevorzugt in anderen Untersuchungen Waldsäume und wurde mit niedriger Frequenz auch auf Trocken- und Halbtrockenrasen gefunden.

Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe (Biotyp 43.07.04.03)

Ähnlich den Fichtenforsten werden auch die Buchenwälder durch die Gruppen der Wald-Grundarten und der wechselfeuchten Waldarten geprägt. Zudem wurden die beiden Arten *Chordeuma sylvestre* und

Polydesmus denticulatus durch die ISA und auch in der Kreuztabelle als Buchenwald-Kennarten charakterisiert. Außerhalb der Untersuchung konnten beide in einem relativ breiten Spektrum an Biotoptypen erfasst werden. Insbesondere *Polydesmus denticulatus* tritt in der Regel schwerpunktmäßig in offenen Kulturformationen auf (Haacker 1968, Thiele 1968, Hauser & Voigtländer 2009). Auffällig sind relativ große Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den beiden Buchenwäldern EB_NW21/EB_NW22 sowie dem Standort Naturwald Nord EB_NW23 (Abb. 33). Diese Unterschiede kommen insbesondere durch das völlige Fehlen von *Allaiulus nitidus* auf der einen sowie dem sehr verstärkten Auftreten von *Glomeris marginata* und *Polydesmus angustus* auf der anderen Seite zustande. Wie aus den Ellenberg'schen Zeigerwerten abzulesen, deuten die Pflanzen von EB_NW23 auf etwas nährstoffärmeren Zustände hin, die diesen Unterschied hervorrufen könnten. Andere im Rahmen der Untersuchung nicht aufgenommene Umweltfaktoren, wie z. B. Lichteinfall oder Verfügbarkeit von Totholz, könnten ebenso eine zusätzliche Rolle spielen.

Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte (Biotoptyp 43.08.05.01)

Typisch für die trockenwarmen Eichenstandorte ist das Fehlen der Artengruppe der wechselfeuchten Wälder. Hinzu treten dafür die beiden Kennarten *Tachypodoiulus niger* sowie *Cylindroiulus punctatus*. Beide Arten wurden aber außerhalb der Länderstudie in einem breiten Habitatspektrum erfasst, wobei für die erstgenannte Art trotz offensichtlicher Euryökie (Abb. 35) experimentelle Befunde auf eine Xerophilie hindeuten (Haacker 1968). Bei der ökologischen Einordnung der Arten ist zu beachten, dass xerotherme Waldstandorte hinsichtlich ihrer Diplopoden-Zönosen bisher nur selten untersucht wurden.

5.4.4 Chilopoda

5.4.4.1 Individuen- und Artenzahlen

Zusammenfassend konnten während der Länderstudie im Nationalpark Eifel 30 Chilopoda mittels Bodenfallen und 170 mit Hilfe des Bodenstechers erfasst werden (Tab. 24, Tab. Anhang 4, 14, vgl. Erfassung der Myriapoda Kap.

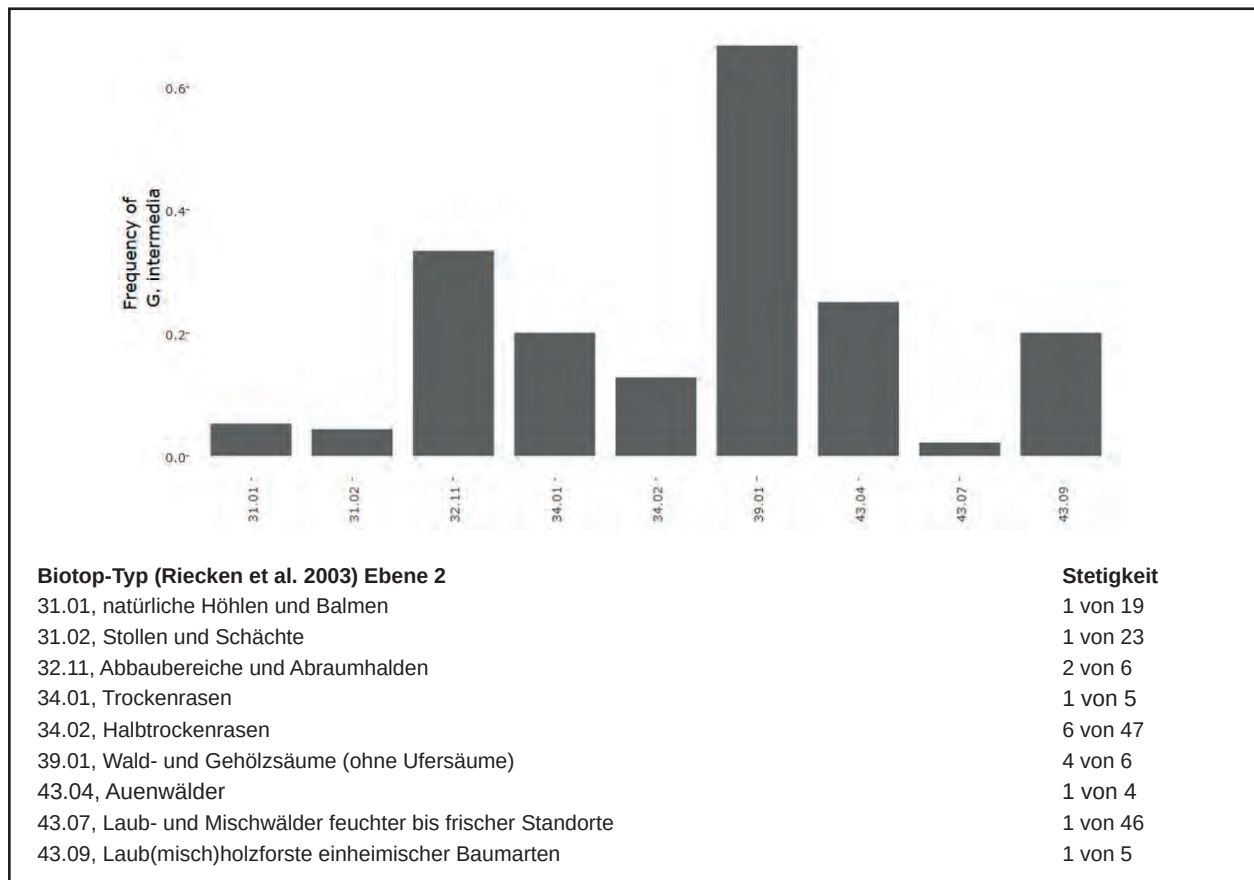


Abb. 34: *Glomeris intermedia*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb der Biotoptypen zweiter Ebene von Untersuchungen innerhalb des Hauptverbreitungsgebiets (18 Nachweise auf 310 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 04.05.2018).

4.4.2), von denen 26 bzw. 139 Individuen bis zur Art bestimmt wurden. Diese verteilen sich auf je 10 Arten (Tab. 24). Das mit den unterschiedlichen Methoden gefundene Artenspektrum unterscheidet sich dabei teilweise. So wurden je 3 Arten ausschließlich mit einem der beiden Verfahren nachgewiesen. Bei den nicht auf Artniveau identifizieren Tieren handelt es sich um juvenile Tiere der Gattungen *Lithobius* und *Geophilus*. Viele bestimmungsrelevante Merkmale sind an sehr frühen Stadien dieser Taxa noch nicht ausgebildet (Koren 1986, 1992).

Der Buchenwaldstandort Naturwald Nord (EB_NW23) ist mit 8 Arten der artenreichste Standort bezüglich der Chilopoda. Mit zwei Arten der artenärmste Standort ist hingegen der Eichenwald EB_NW33, Weiersheld.

5.4.4.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Geophilus ribauti Brölemann, 1908 – Neu für NRW!
Erwähnenswert ist der Fund von insgesamt 22 Individuen

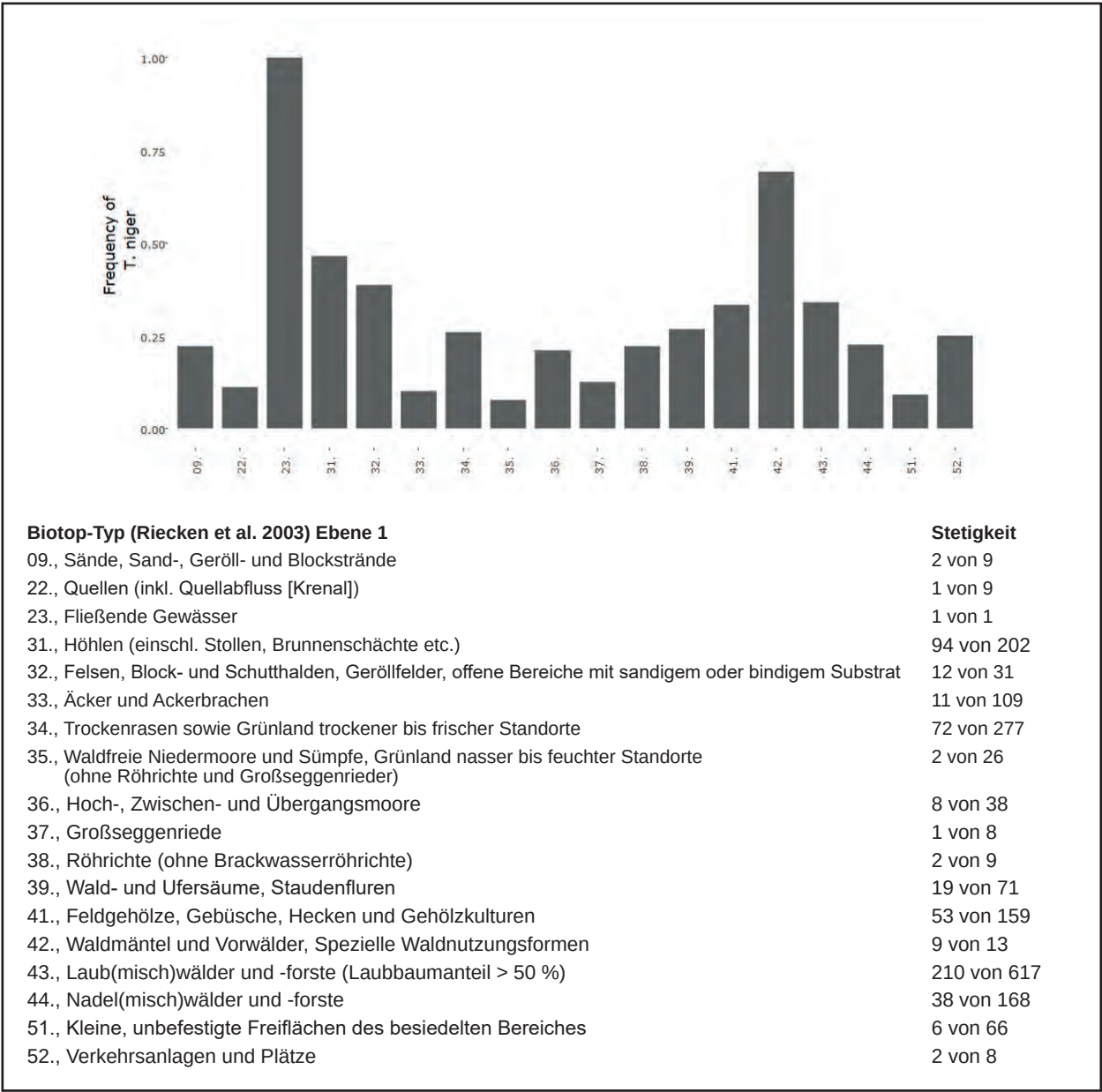


Abb. 35: *Tachypodoiulus niger*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb der Biotoptypen erster Ebene (543 Nachweise auf 1847 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 04.05.2018).

Tab. 24: Arten- und Individuenzahlen der in der Länderstudie nachgewiesenen Chilopoda (nur bis auf Artniveau identifizierte Tiere).

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Fichte	NW11	Falle	3	13	30	3	5	
		Stecher	10			3		
	NW12	Falle	2	11		1	4	6
		Stecher	9			4		
	NW13	Falle	4	6		3	3	
		Stecher	2			1		
Buche	NW21	Falle	6	16	45	5	6	
		Stecher	10			4		
	NW22	Falle	3	16		2	4	10
		Stecher	13			3		
	NW23	Falle	1	13		1	8	
		Stecher	12			7		
Eiche	NW31	Falle	4	29	90	4	6	
		Stecher	25			3		
	NW32	Falle	1	16		1	3	6
		Stecher	15			2		
	NW33	Falle	2	45		2	2	
		Stecher	43			2		
Nationalpark Eifel 2014			Individuenzahl Fallen:	26	Artenzahl Fallen:	10		
			Individuenzahl Stecher:	139	Artenzahl Stecher:	10		
			Individuenzahl gesamt:	165	Artenzahl gesamt:	13		

der selten erfassten Art *Geophilus ribauti* an 5 der 9 Standorte (insgesamt nur 71 Funde an 49 Standorten, Edaphobase 2018, **Abb. 36**). Das Taxon wurde erst kürzlich in den Artstatus erhoben (Bonato & Minelli 2014) und wurde in der Vergangenheit als Unterart von *Geophilus truncorum* Bergsøe & Meinert, 1866 geführt, was die bisher wenigen Nachweise insbesondere in der Eifel erklärt. Die endogäisch lebende Art *G. ribauti* kommt laut Decker et al. (2015) in kühl-feuchten Wäldern der Mittelgebirge Mittel-, West- und Süddeutschlands vor.

5.4.4.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Waldtypen des Nationalparks

Für die Darstellung der Artengruppen innerhalb der Kreuztabelle (**Tab. 25**) wurden für die Chilopoden sowohl die Nachweise aus den Bodenkernen als auch die Funde der Bodenfallen betrachtet. Die Notwendigkeit ergibt sich aus der Lebensweise von Vertretern dieser Artengruppe, die teilweise endogäisch und teilweise epigäisch aktiv sind. Ein gutes Beispiel, welches die Problematik eingeschränkter Erfassungsmethodik gut illustriert und für eine gleichzeitige Bearbeitung der

beiden angewandten Verfahren spricht, ist der Nachweis von *Lithobius macilentus*. Betrachtet man bei dieser Art nur die Bodenstecherproben, würde die Art klar der Kennartengruppe der Buchenwälder zugeordnet werden, da sie hier in allen drei Standorten erfasst und in den anderen Habitaten scheinbar überhaupt nicht gefunden wurde. Die ergänzenden Bodenfallenfänge zeigen aber deutlich, dass *L. macilentus* auch in den Fichtenforsten aktiv ist, weshalb sie in die Artengruppe der (wechsel) feuchten Wälder einsortiert werden kann.

Wie auch bei den Diplopoden wurden für die Sortierung der Kreuztabelle ausschließlich die Daten der Länderstudie im NP Eifel berücksichtigt (vgl. Anmerkungen in Kap. 5.4.3.3). Insgesamt differenzieren die Hundertfüßer die untersuchten Biotoptypen weniger als bspw. die Doppelfüßer. Die beiden als schwache Kennarten der Buchenwälder aufgeführten Arten *Lithobius curtipes* und *Lithobius crassipes* kommen zwar ausschließlich in dem buchendominierten Biotyp vor, allerdings auch hier nicht in jedem der drei Standorte und nur mit geringer Häufigkeit. *Schendyla nemorensis* wurde dagegen stetig und in hohen Zahlen in den Eichenwäldern nachgewiesen, wohingegen sie in den anderen Wäldern zurücktritt, weshalb sie innerhalb des NP Eifel als Kennart der Eichenwälder angesprochen

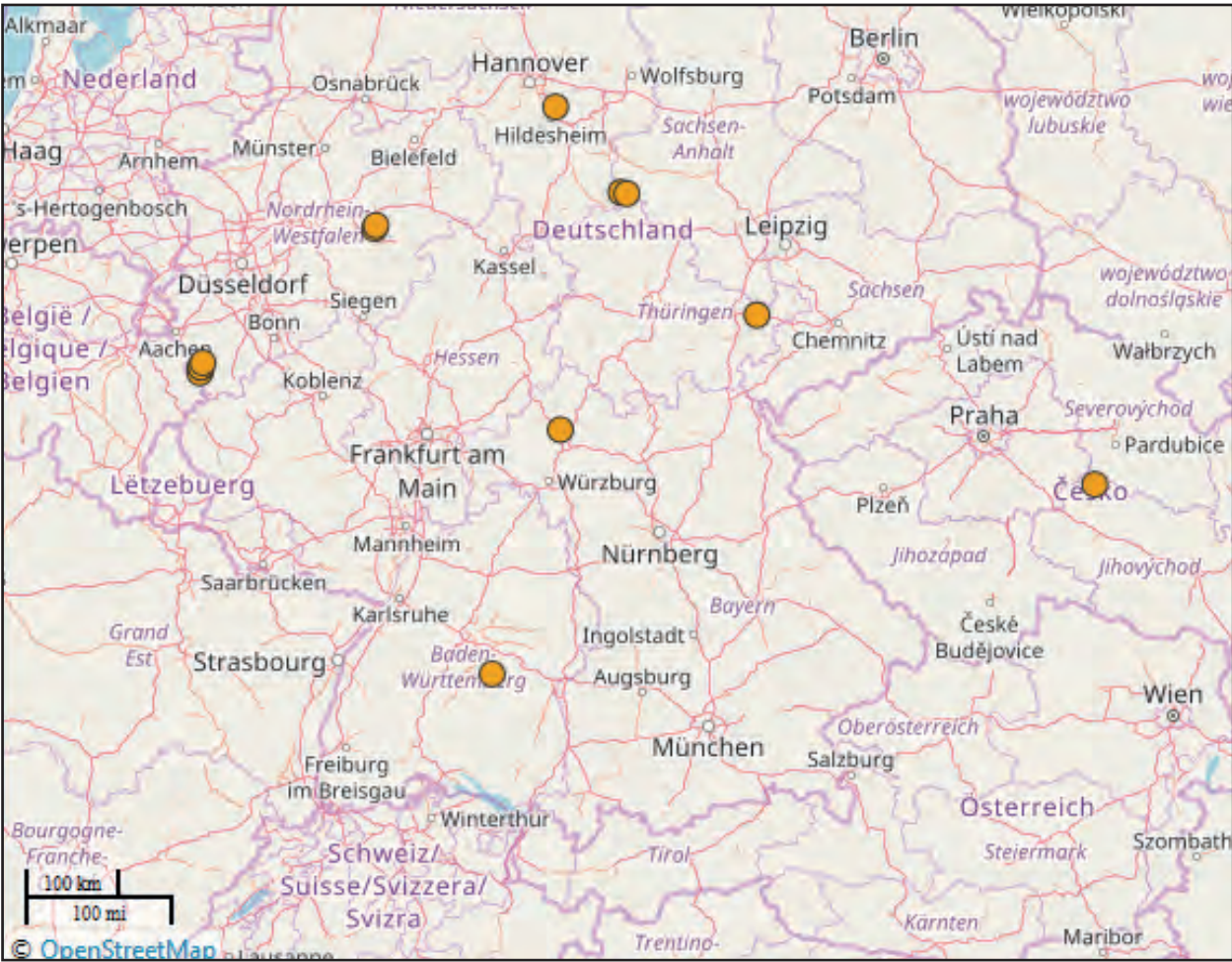


Abb. 36: Fundpunkte von *Geophilus ribauti* (71 Beobachtungen an 46 Orten, Abfrage von Edaphobase am 07.02.2018).

Tab. 25: Sortierte Kreuztabelle der in den Bodenstecherproben und Bodenfallen nachgewiesenen Hundertfüßer (Chilopoda); Angaben in Individuen/Untersuchungsfläche; Bodenstecher/Bodenfalle; Punkte: keine Tiere gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppen, gepunktete Rahmen: schwach kennzeichnende Artengruppe.

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langerscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB NW11	EB NW12	EB NW13	EB NW21	EB NW22	EB NW23	EB NW31	EB NW32	EB NW33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennarten									
Kennarten saurer Buchenwald									
<i>Lithobius curtipes</i>	.	.	.	.	6/0	1/0	.	.	.
<i>Lithobius crassipes</i>	.	.	.	1/0	.	1/0	.	.	.
Kennarten saurer Eichentrockenwald									
<i>Schendyla nemorensis</i>	.	.	.	.	.	2/0	23/0	14/0	40/1
Feuchtegruppe (Wälder)									
wechselfeuchte Standorte									
<i>Strigamia acuminata</i>	1/0	2/0	2/1	5/1	0/2	3/0	.	.	.
<i>Geophilus ribauti</i>	8/0	2/0	.	3/1	6/0	2/0	.	.	.

Tab. 25 (Fortsetzung).

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langerscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB NW11	EB NW12	EB NW13	EB NW21	EB NW22	EB NW23	EB NW31	EB NW32	EB NW33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Lithobius macilentus</i>	0/1	.	0/2	1/2	1/1	2/0	.	.	.
trockene, zeitweise austrocknende Streu-/Bodenschichten									
<i>Lithobius microps</i>	1/1	4/2	.	.	.	.	1/1	1/0	3/1
Begleitarten									
<i>Lithobius dentatus</i>	.	.	.	.	.	0/1	0/1	0/1	.
<i>Lithobius tricusps</i>	.	1/0	0/1	.	.	.	0/1	.	.
<i>Lithobius aeruginosus</i>	.	.	.	0/1	.	.	0/1	.	.
<i>Strigamia crassipes</i>	.	.	.	0/1	.	.	1/0	.	.
<i>Geophilus alpinus</i>	.	.	.	.	.	1/0	.	.	.
<i>Lithobius forficatus</i>	0/1	.	.	.	.	.	.	.	.
Artengruppen									
<i>Lithobius spec.</i>	2/0	1/1	2/1	4/0	4/0	13/1	1/0	.	1/1
<i>Geophilus spec.</i>	.	.	.	.	1/0	.	.	2/0	.

werden kann. Daneben gibt es eine Artengruppe der wechselfeuchten Standorte um *Strigamia acuminata*, welche die Eichenstandorte meidet. *Lithobius microps* hingegen wurde sowohl unter den Fichten als auch den Eichen gefunden und wird wie bei den Oribatiden (Kap. 5.4.1) in eine Artengruppe trockener, zeitweise austrocknender Streu-/Bodenschichten eingeordnet.

Wie schon in der Kreuztabelle, konnte auch durch die Indikatorartenanalyse (Tab. 26) nur *Schendyla nemorensis* als differenzierende Art erkannt werden (Indikatorwert > 0,8). Mit einem Indikatorwert von 0,79 wurde *Lithobius macilentus* knapp nicht als Indikatorart für die Buchenwälder detektiert.

Die CA zeigt eine deutliche Aufteilung der Biotoptypen anhand der Hundertfüßer-Gemeinschaften (Abb. 37). Alle Standorte der einzelnen Biotoptypen besitzen dabei große Ähnlichkeiten untereinander. Zwischen den Biotoptypen sind sich die Zönosen der Fichtenwälder und der Buchenwälder relativ ähnlich. Die Hundertfüßer der Eichenstandorte bilden eine davon separierte Gruppe. Der am stärksten die Verteilung der Gemeinschaften beeinflussende Umweltparameter ist der Nährstoffgehalt des Bodens, der aus den Zeigerwerten der Pflanzen nach Ellenberg abgeleitet wurde. Dieser Faktor trennt in der CA die Eichenwälder von den Buchen- und Fichtenstandorten.

Mittels Abfrage der Datenbank Edaphobase via Edaphoclass konnten die zehn häufigsten in bestimmten Waldtypen (44.04 Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter

bis frischer Standorte und 43.08 Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte (nach Riecken et al. 2003)) erfassten Chilopodenarten ausgegeben werden (Tab. 27). Sieben dieser stetigsten Arten wurden auch im NP Eifel nachgewiesen. Die beiden als Kennarten charakterisierten Taxa *Lithobius crassipes* sowie *Schendyla nemorensis* wurden demnach mäßig frequent in jedem der drei Waldtypen nachgewiesen. Anhand der Abfrage lässt sich, im Gegensatz zur vorliegenden Studie, keine Präferenz von *S. nemorensis* für trockenwarmen Flächen erkennen. Die anderen Arten wurden entweder den Wald-Grundarten oder den Begleitern hinzugerechnet. Die deutschlandweit sehr häufig nachgewiesenen Arten *Lithobius mutabilis* und *Lithobius piceus* konnten innerhalb der Länderstudie im NP Eifel nicht erfasst werden. *Lithobius pelidnus* gilt in Nordrhein-Westfalen generell als selten (Decker & Hannig 2011). Zu beachten sind die insgesamt wenigen Erhebungen in Laub(misch)wäldern trocken-warmer Standorte.

Die Länderstudie gilt als erste systematische Erhebung der Chilopoden-Fauna im NP Eifel. Eine sehr ähnliche Untersuchung im Niederbergischen Land wurde jedoch durch Thiele (1956) publiziert, der unterschiedliche Artengruppen in der Streuschicht verschiedener Waldassoziationen analysierte und dabei besonderen Wert auf die Vergesellschaftung der Bodentiere und deren ökologische Differenzierung legte. Er untersuchte u. a. Diplopoden und Chilopoden in Edellaubwäldern (basenreiche Buchenwälder), bodensauren Buchenwäldern,

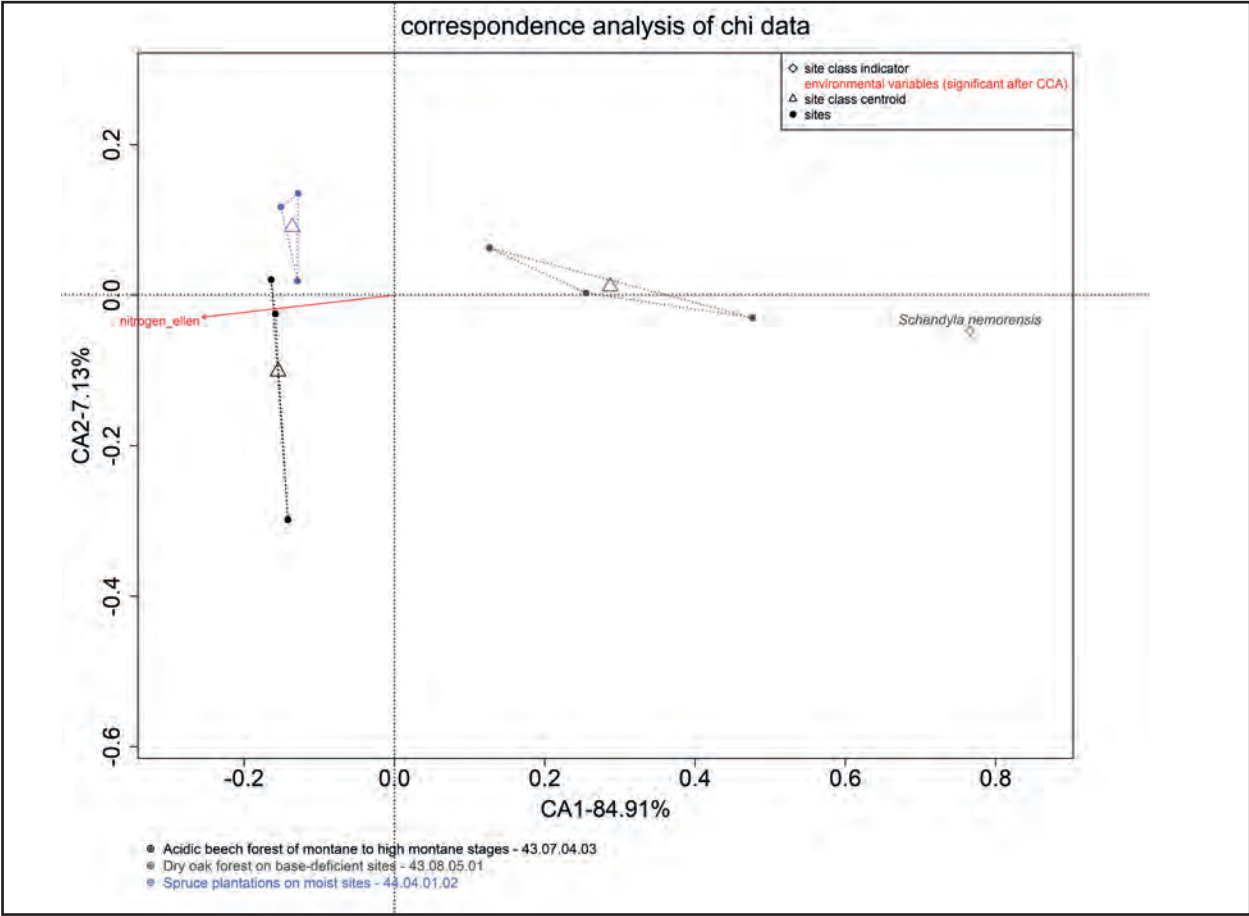


Abb. 37: Korrespondenzanalyse (CA) der Chilopodendaten der Biotoptypen Fichtenforst (blau), Buchenwald (schwarz) und trockener Eichenwald (grau) sowie die mit der Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart aus der Indikatorartenanalyse; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Tab. 26: Chilopoden-Arten der Biotoptypen Fichtenforst, Buchenwald und trockener Eichenwald, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.04.01.02	Fichtenforst			
<i>Schendyla nemorensis</i>	0,98	0,03	0,98	1,00

Tab. 27: Stetigste Chilopodenarten der Biotoptypen 44.04 Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 43.08 Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 07.02.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps).

Biotoptyp	44.04	43.07	43.08
Anzahl Standorte	117	51	7
<i>Lithobius crassipes</i>	0,26	0,43	0,71
<i>Lithobius forficatus</i>	0,46	0,24	0,57
<i>Lithobius mutabilis</i>	0,41	0,57	0,29
<i>Strigamia acuminata</i>	0,20	0,53	0,14
<i>Lithobius dentatus</i>	0,10	0,35	0,29
<i>Lithobius macilentus</i>	0,14	0,24	0,29
<i>Lithobius microps</i>	0,07	0,10	0,29
<i>Schendyla nemorensis</i>	0,10	0,10	0,20
<i>Lithobius piceus</i>	0,07	0,27	
<i>Lithobius pelidnus</i>	0,12	0,27	

Erlenbruchwäldern und einigen Fichtenforsten auf potentiellen sauren Buchenwaldstandorten. Im Gegensatz zur Länderstudie erhob er keine Daten in bodensauren Eichenwäldern. Auffallend ist, dass Thiele (1956) einige Taxa fand, die in der Länderstudie nicht auftraten wie bspw. *Lithobius piceus*, *Lithobius erythrocephalus* und *Lithobius mutabilis*. Diese Arten können nach seinen Untersuchungen als Differentialarten für basische Wälder gelten, was das Fehlen innerhalb der Länderstudie im NP Eifel erklären könnte. Wie auch in der Länderstudie

differenzierten in der damaligen Untersuchung *Lithobius crassipes* und *L. curtipes* die Buchenwälder von den restlichen Wäldern. *Schendyla nemorensis* wurde von Thiele (1956) nicht gefunden. Dementgegen konnte Brocksieper (1973) die Art relativ stetig und in hohen Zahlen im NSG Siebengebirge nachweisen, allerdings ohne eine biototypbezogene Differenzierung festzustellen. Dies gilt in der erwähnten Untersuchung auch für *Lithobius crassipes*, die im Siebengebirge u. a. in Eichen-Hainbuchenwäldern gefunden wurde.

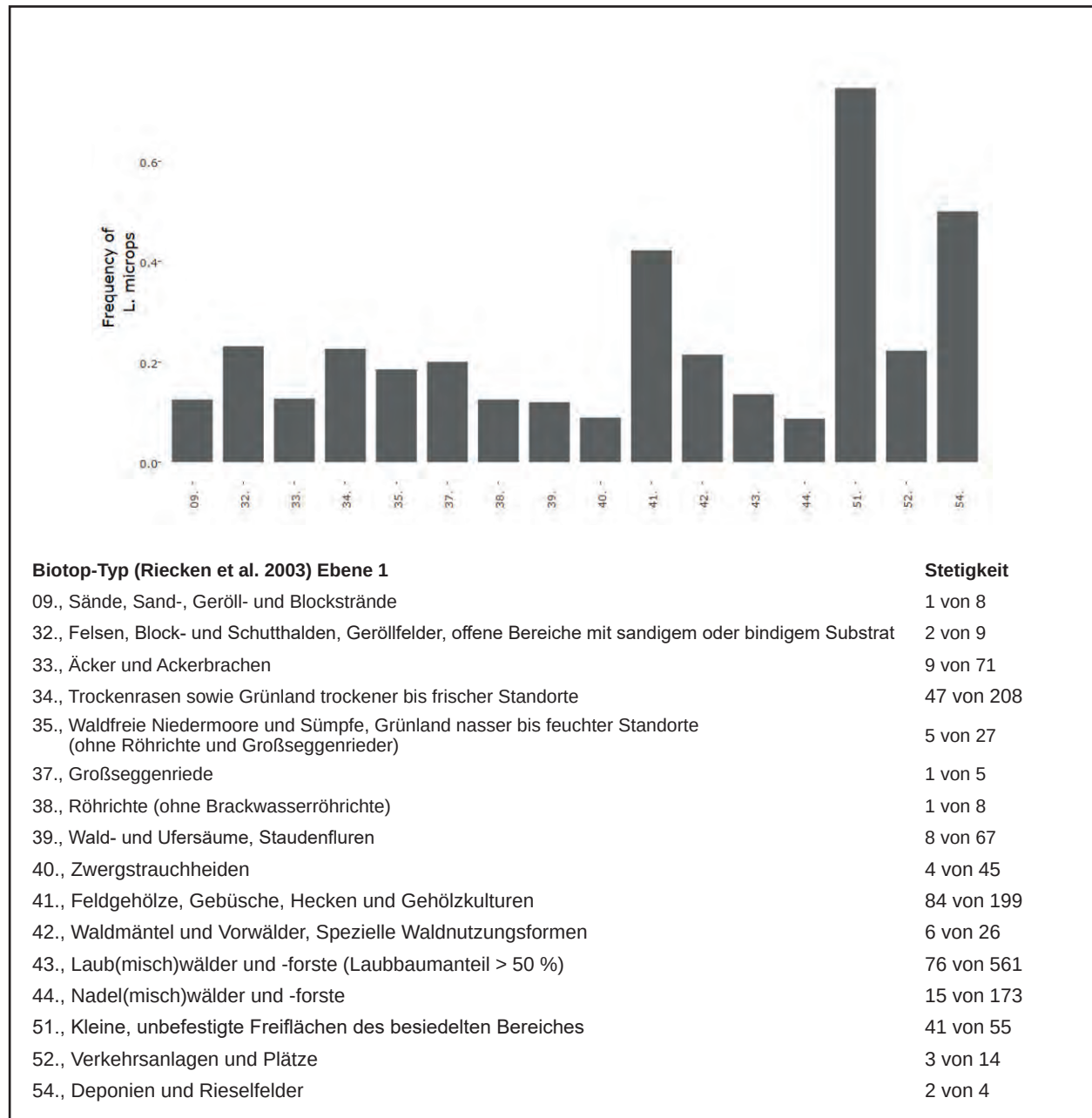


Abb. 38: *Lithobius microps*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biototypen erster Ebene (305 Nachweise auf 1648 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biototypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 04.05.2018).

5.4.4.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Fichtenforst frischer Standorte (Biotyp 44.04.01.02)

Die untersuchten Fichtenforste werden durch die Artengruppe der wechselfeuchten Waldstandorte geprägt. Hinzu kommt *Lithobius microps*, eine eigentlich synanthrope Art, die häufig im Kulturland gefunden wird (Eason 1964, Abb. 38) und in den analysierten Waldtypen schwerpunktmäßig die Standorte mit zweitweise austrocknender Streu-/Bodenschicht besiedelt. Einige wenige Begleitarten wurden mit geringen Individuenzahlen nachgewiesen. Ähnlich den Diplopoden-Gemeinschaften fehlen auch den Chilopoden differenzierende Arten, die diesen Biotyp klar bevorzugen.

Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe (Biotyp 43.07.04.03)

Die Buchenwälder teilen sich mit den Fichtenforsten die Kennartengruppe der (wechsel)feuchten Wälder. Trockene, temporär austrocknenden Bedingungen bietet das Habitat nicht, weswegen die dazugehörige Kennartengruppe wegfällt. Dementgegen besiedeln die Waldarten *Lithobius crassipes* und *L. curtipes* ausschließlich die Buchenbestände, wobei eine Bevorzugung spezieller Waldhabitats oder Mikroklimats in anderen Untersuchungen noch nicht beobachtet werden konnte (Eason, 1964, Hausen et al. 2017).

Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte (Biotyp 43.08.05.01)

Neben dem völligen Wegfall der Artengruppe der eher wechselfeuchten Waldstandorte, werden die trockenen Eichenwälder einerseits durch das stete Auftreten von *Lithobius microps* charakterisiert. Andererseits ist vor allem das stete Vorkommen von *Schendyla nemorensis* typisch für diesen Biotyp. Diese hier sehr individuenreiche Art meidet in der Länderstudie die anderen Biotypen weitestgehend. Laut Literatur gilt die Art als euryök (Koren 1986), was durch die Funde in unterschiedlichsten Biotypen unterstrichen wird, ohne dass hieraus ein generelles Vorzugshabitat abgeleitet werden könnte (Abb. 39). Eine Abhängigkeit von anderen, bisher nur selten untersuchten Umweltfaktoren ist denkbar.

5.4.5 Lumbricidae

5.4.5.1 Individuen- und Artenzahlen

Auf den neun Standorten im Nationalpark Eifel wurden bei den beiden Probenahmen im Frühjahr und Herbst

2014 insgesamt 782 Regenwürmer aus 6 Arten bzw. 4 Gattungen gefunden (Tab. 28, Tab. Anhang 5). Eine detaillierte Darstellung, aufgeschlüsselt nach den jeweils drei Standorten pro Biotyp, ist in Tab. Anhang 15-17 zu entnehmen.

Die meisten Lumbriciden wurden an den drei Buchenwald-Standorten (452) gefangen, während ihre Zahl an den beiden übrigen Waldtypen um ca. den Faktor 2 (trockener Eichenwald: 206) bzw. den Faktor 4 (Fichtenforst: 124) niedriger lag. Die Gesamtartenzahl unterschied sich hingegen zwischen den drei Biotypen nicht grundlegend (Fichtenforst: 6; Buchen- und trockener Eichenwald: je 4). Die einzelnen drei Standorte eines Biotyps unterschieden sich hinsichtlich der Abundanz zum Teil deutlich. So betrug der Faktor zwischen der niedrigsten und höchsten Abundanz innerhalb der Fichtenforste ca. 6, bei den Buchenwäldern 57 und bei den trockenen Eichenwäldern 33. Weniger ausgeprägt waren die Unterschiede zwischen den beiden Probenahmen eines Standorts. Hier betrug am Fichtenforst EB_NW13 sowie den drei Buchenwäldern der Faktor zwischen den beiden Probenahmen ca. 2 bis 3, wobei in allen Fällen im Herbst die höhere Abundanz festgestellt wurde. Die Artenzahl pro Standort war in den Fichtenforsten mit 3 bis 5 am höchsten und in den trockenen Eichenwäldern mit 1 bis 3 am niedrigsten.

5.4.5.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Waldtypen des Nationalparks

In Tab. 29 sind die Lumbricidenarten mit ihren Abundanzen entsprechend ihres Vorkommens in den Biotypen geordnet. Bezogen auf die Gesamtabundanz der adulten Tiere waren die drei häufigsten Arten (in abnehmender Reihenfolge) *Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena attemsi* und *Dendrobaena octaedra*, die zusammen 88% dieser Altersklasse bzw. 18% aller Regenwürmer stellten.

Anhand der Kreuztabelle sowie der Indikatorartenanalyse lassen sich folgende Artengruppen identifizieren:

- *Dendrobaena octaedra* wurde an allen drei Fichtenforststandorten sowie in einem Buchenwald gefunden. Sie zeigt sehr saure Nadelwaldstandorte an.
- Als unter den Regenwürmern einzige Grundart (für Grasland- und Waldstandorte) kann *Lumbricus rubellus* angesehen werden.
- Alle übrigen Regenwurmarten (*Aporrectodea caliginosa*, *Dendrobaena attemsi*, *Dendrodrilus rubidus*, *Lumbricus castaneus*) werden an diesen Standorten den sporadischen Begleitarten zugeordnet.

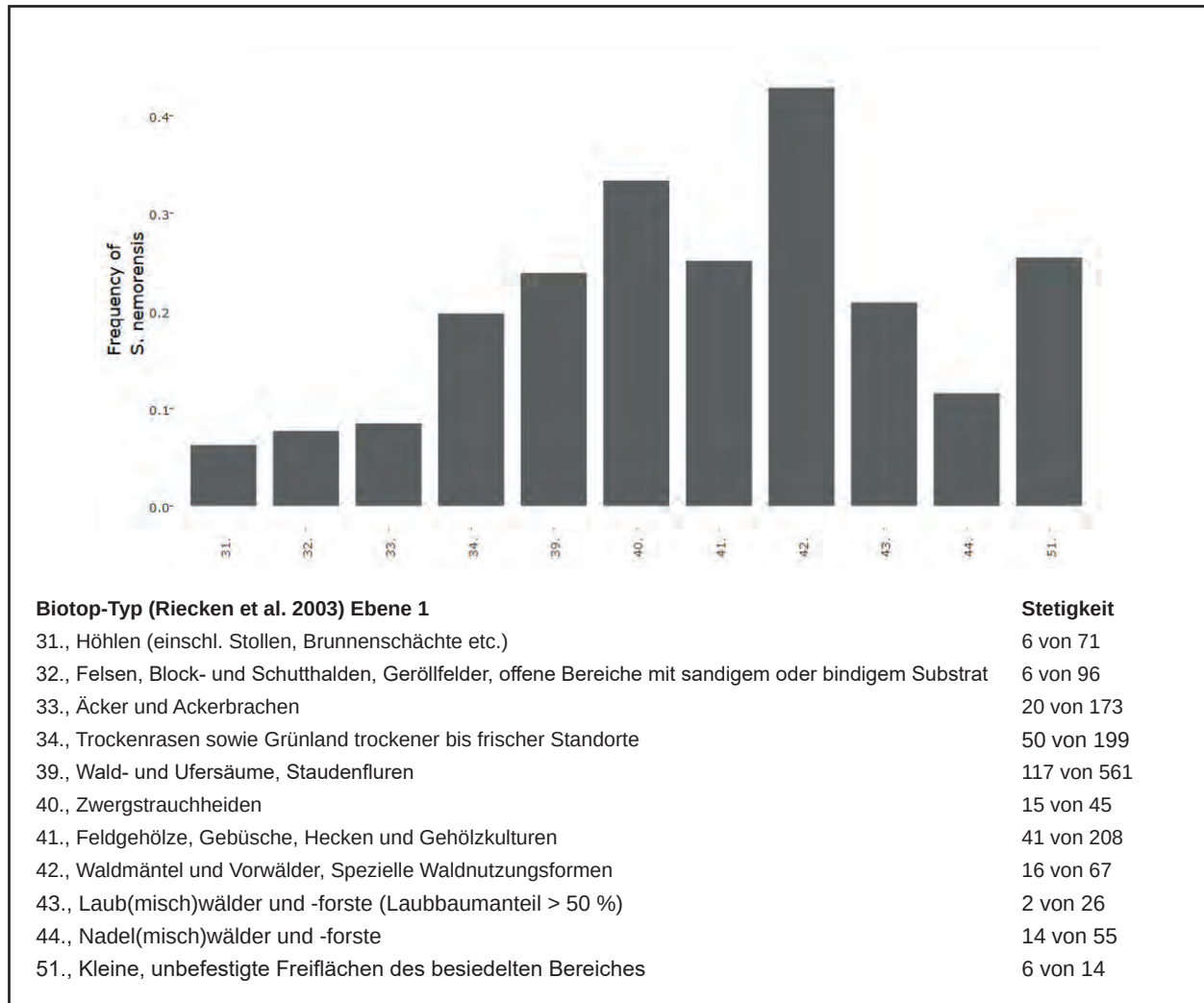


Abb. 39: *Schendyla nemorensis*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biotoptypen erster Ebene (293 Nachweise auf 1648 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 04.05.2018).

In der Indikatorartenanalyse (**Tab. 30**) wurde *D. octaedra* als einzige Art identifiziert, die für den Biototyp Fichtenforst als relevant und signifikant eingestuft wurde. Dies ist somit konsistent mit der Darstellung der Artengruppen in den sortierten Kreuztabellen. In die Indikatoranalyse ging jedoch neben der relativen Stetigkeit zusätzlich auch die relative Abundanz ein, wodurch theoretisch auch noch weitere Arten als Indikatorarten hätten auftreten können.

Mit Hilfe des in das Edaphobase-Portal integrierten Auswerte-Werkzeugs Edaphostat (Hausen et al. 2017) können die ökologischen Profile der im Datenbestand enthaltenen Arten angezeigt werden. Es wurden Daten von Standorten in Deutschland ausgewählt, an denen das Artenspektrum der Lumbriciden quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen

wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung auch Daten von Experimentalfeldern z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Damit standen Daten von insgesamt 407 Standorten für 32 verschiedene Lumbricidenarten zur Verfügung. Für den Vergleich mit Daten von den untersuchten Standorten im Nationalpark Eifel werden beispielhaft zwei Arten hervorgehoben: *Dendrobaena octaedra* als die einzige Art, die an allen Standorten nur eines Biototyps auftrat und dort als Indikatorart identifiziert wurde sowie *Lumbricus rubellus*, die als einzige Art an allen neun untersuchten Standorten nachgewiesen wurde. Als Standortfaktoren werden exemplarisch zwei dargestellt, die für die vorliegende Untersuchung als besonders relevant angesehen werden können: Biototyp (1. Ebene) sowie Boden pH-Wert. Aus **Abb. 40** und **41** wird ersichtlich, dass die im Nationalpark Eifel gemachten Beobachtungen konsistent mit den

Tab. 28: Arten- und Individuenzahlen der Lumbriciden auf den Untersuchungsflächen des Nationalparks Eifel.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Fichte	NW11	Frühjahr	5	11		2	3	
		Herbst	6			2		
	NW12	Frühjahr	34	61	124	3	5	6
		Herbst	27			4		
	NW13	Frühjahr	14	52		3	4	
		Herbst	38			3		
Buche	NW21	Frühjahr	125	397		1	3	
		Herbst	272			2		
	NW22	Frühjahr	2	7	452	1	3	4
		Herbst	5			3		
	NW23	Frühjahr	12	48		2	3	
		Herbst	36			3		
Eiche	NW31	Frühjahr	111	167		3	3	
		Herbst	56			1		
	NW32	Frühjahr	12	34	206	1	2	4
		Herbst	22			2		
	NW33	Frühjahr	3	5		1	1	
		Herbst	2			1		
Nationalpark Eifel 2014			Individuenzahl gesamt: 782			Artenzahl gesamt: 6		

Tab. 29: Sortierte Kreuztabelle der Lumbriciden. Angaben in Ind./m². Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	lfd. Nr. 1: Tereno			lfd. Nr. 4: Wächterbuche			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd		
	lfd. Nr. 2: Fichte Süd			lfd. Nr. 5: Langerscheid 2			lfd. Nr. 8: Schlitterley		
	lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB	EB	EB	EB	EB	EB	EB	EB	EB
lfd. Nr.:	NW11	NW12	NW13	NW21	NW22	NW23	NW31	NW32	NW33
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Säuregruppe									
sehr saure Nadelwaldstandorte									
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0,8	2,8	1,2	0,4					
Grundarten									
Grasland- und Waldstandorte									
<i>Lumbricus rubellus</i>	1,2	3,2	0,4	0,4	0,8	8,8	12,4	5,2	1,2
Begleitarten									
sonstige Begleiter									
<i>Aporrectodea caliginosa</i>							1,2		
<i>Dendrobaena attemsi</i>	0,8		0,4	13,6		1,6			
<i>Dendrodrilus rubidus</i>		0,8	0,4		0,8	0,4			
<i>Lumbricus castaneus</i>		0,8						2,8	
Juvenile Lebensstadien									
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato		0,4					2		
<i>Dendrobaena</i> sp.	0,4	7,2	6,8	138	0,8	1,6	1,2		
<i>Lumbricus</i> sp.	1,2	7,2	10,4	0,4		3,2	43,6	4,8	0,4
endogäische Adulte							1,2		
epigäische Adulte	2,8	7,6	2,4	14,4	1,6	10,8	12,4	8	1,2
Total	4,4	24,4	20,8	158,8	2,8	19,2	66,8	13,6	2
Artenzahl	3	4	4	3	2	3	2	2	1

Tab. 30: Indikatorwerte (indicator_value) der Lumbriciden-Arten der Biotoptypen Fichtenforst, Buchenwald und trockener Eichenwald sowie die entsprechenden relativen Abundanzen (rel_abundance) und Stetigkeiten (rel_frequency). Ein Indikatorwert > 0,8 wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) ≤ 0,1. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.04.01.02 Fichtenforst				
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0,92	0,04	0,92	1,00
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	0,33	0,91	0,50	0,67
43.07.04.03 Buchenwald				
<i>Dendrobaena attemsi</i>	0,62	0,33	0,93	0,67
<i>Dendrobaena</i> sp.	0,90	0,41	0,90	1,00
43.08.05.01 trockener Eichenwald				
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	0,28	1,00	0,83	0,33
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,26	1,00	0,78	0,33
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,56	0,37	0,56	1,00
<i>Lumbricus</i> sp.	0,69	0,47	0,69	1,00

ökologischen Profilen beider Arten sind. *D. octaedra* ist eine Art, die bevorzugt an sehr sauren Nadelwaldstandorten und deutlich seltener an schwach sauren bis neutralen Offenlandstandorten auftritt. Demgegenüber dürfte *L. rubellus* unter den Lumbriciden diejenige Art mit der breitesten ökologischen Toleranz sein, die (mit Ausnahme von Ackerstandorten) an verschiedenen Biotoptypen mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften, wie z. B. verschiedenen pH-Werten, mit hoher Stetigkeit auftritt.

Das CA-Diagramm (Abb. 42) visualisiert die Unterschiedlichkeit der drei Biotoptypen. Als einzige signifikante Umweltvariable erwies sich die Ellenberg-Stickstoffzahl. Demnach korreliert die anhand der Regenwurmgemeinschaft festgelegte Anordnung der Standorte im Diagramm mit der Nährstoffverfügbarkeit: Von links eutrophen zu rechts mageren Standorten. Es zeigt sich eine gute Trennung der drei Biotoptypen. Während die Fichtenforste durch ihre Indikatorart *Dendrobaena octaedra* charakterisiert werden, unterscheiden sich die beiden Laubwaldstandorte durch ihre Artenzahl, die in den Buchenwäldern etwas höher ausfällt als in den trockenen Eichenwäldern.

5.4.5.3 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Mit dem Edaphobase Auswerte-Werkzeug Edaphoclass lässt sich aus dem in Edaphobase enthaltenen Datenbestand ein Vergleich der im Nationalpark Eifel untersuchten Standorte zu anderen deutschen Standorten des gleichen Biotoptyps (2. Ebene) vornehmen (Tab. 31). Voraussetzung für die Vergleichbarkeit ist, dass das Artenspektrum der Lumbriciden dort quantitativ auf-

genommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung zudem Daten von Experimentalfeldern z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Nach der nach diesen Kriterien erfolgten Filterung standen 23 Standorte

Tab. 31: Angaben der Stetigkeiten der Lumbricidenarten innerhalb der Biotoptypen 44.04 Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 43.08 Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 25.04.2018).

Biotyp	44.04	43.07	43.08
Anzahl Standorte	23	87	2
<i>Allolobophora eiseni</i>		0,03	
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,13	0,43	0,50
<i>Aporrectodea cupulifera</i>		0,01	
<i>Aporrectodea handlirschi</i>		0,09	
<i>Aporrectodea limicola</i>		0,05	
<i>Aporrectodea longa</i>		0,03	
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,17	0,49	
<i>Dendrobaena attemsi</i>	0,09	0,03	
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0,74	0,39	
<i>Dendrobaena pygmaea</i>		0,02	
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	0,26	0,23	
<i>Eisenia fetida</i>		0,01	
<i>Eiseniella tetraedra</i>		0,07	
<i>Lumbricus badensis</i>		0,01	
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,09	0,10	
<i>Lumbricus meliboeus</i>		0,01	
<i>Lumbricus polyphemus</i>	0,09	0,02	
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,87	0,76	0,50
<i>Lumbricus terrestris</i>	0,09	0,28	
<i>Murchieona minuscula</i>	0,04	0,01	
<i>Octolasion cyaneum</i>		0,07	
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	0,17	0,46	0,50

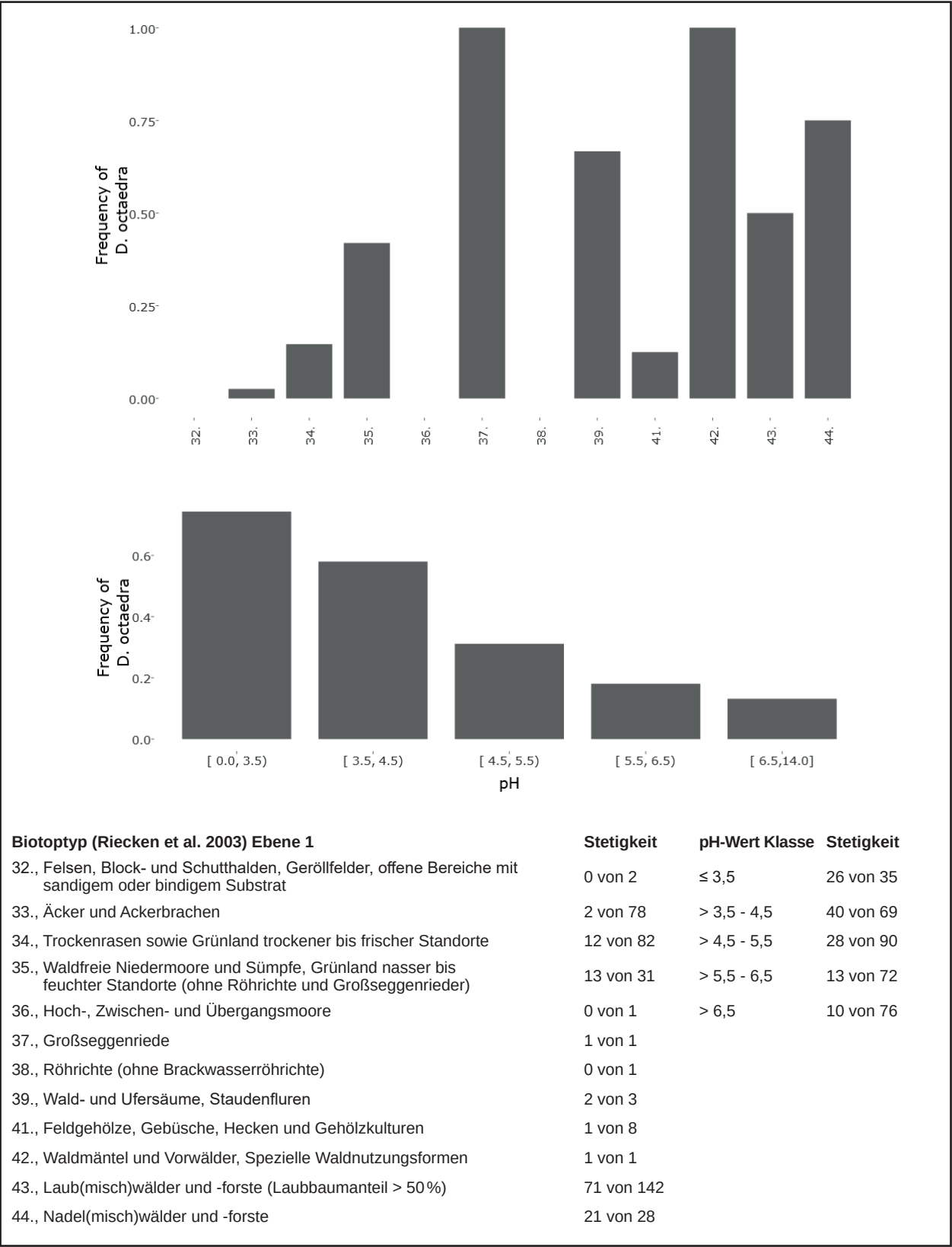


Abb. 40: *Dendrobaena octaedra*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

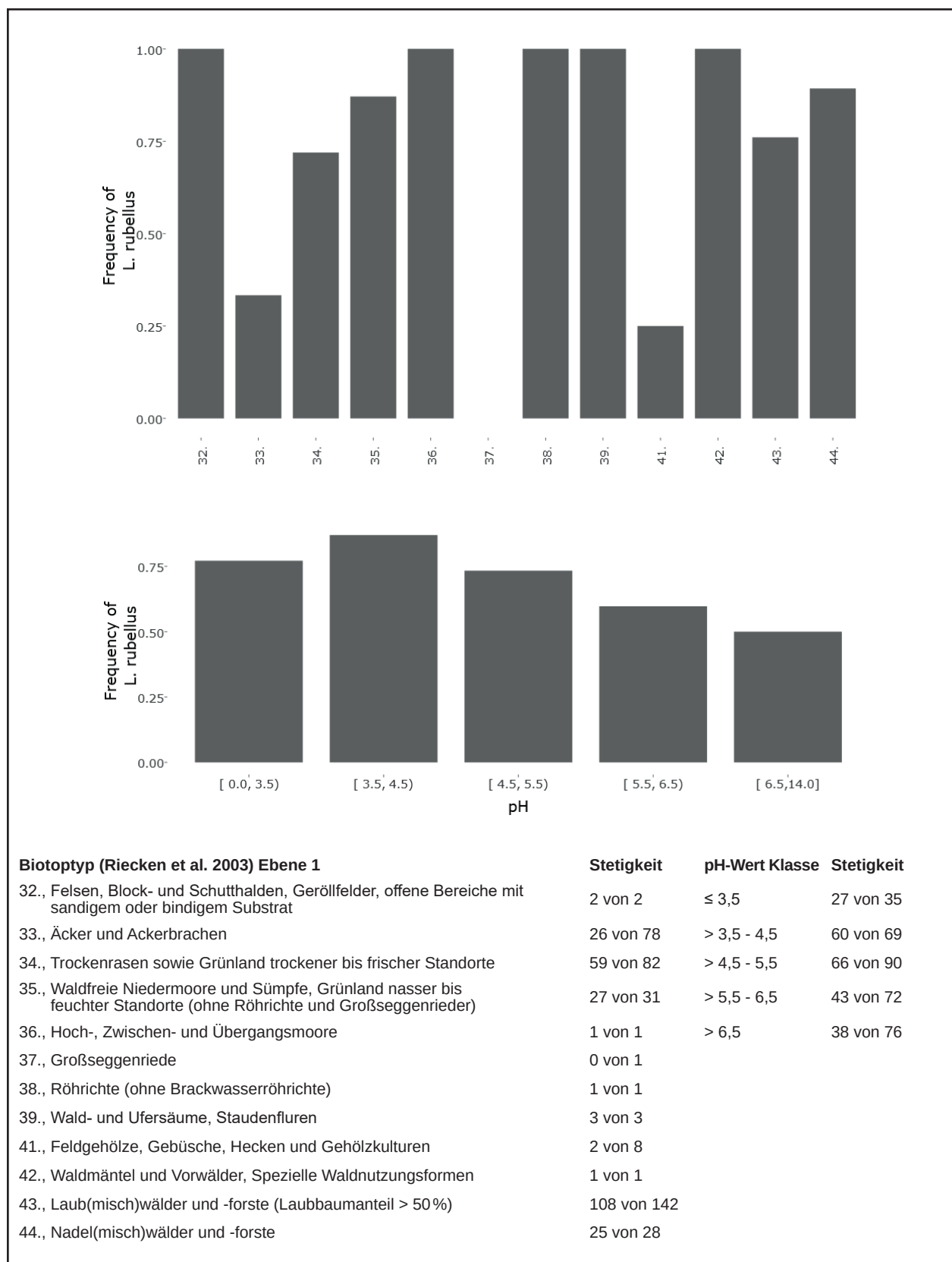


Abb. 41: *Lumbricus rubellus*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

des Biotoptyps 44.04: Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 87 Standorte des Biotoptyps 43.07: Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte, jedoch nur zwei Standorte des Biotoptyps 43.08: Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte für einen Vergleich zur Verfügung. Für diese Standorte wurde die Stetigkeit der Lumbricidenarten berechnet. Diese Stetigkeit ist somit ein Maß dafür, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine einzelne Art an einem Standort des jeweiligen Biotoptyps erwartet werden kann.

Fichtenforst frischer Standorte (Biotyp 44.04.01.02)

Aus den in **Tab. 31** enthaltenen Werten ist erkennbar, dass an Standorten des Biotoptyps 44.04 zwei Arten mit einer hohen Wahrscheinlichkeit erwartet werden können: *Dendrobaena octaedra* und *Lumbricus rubellus*. Beide Arten wurden auf allen drei Flächen dieses Typs im Nationalpark Eifel nachgewiesen. Darüber hinaus wurden auf jeweils zwei dieser Flächen *Dendrobaena*

attemsi und *Dendrodrilus rubidus* gefunden. Diese beiden Arten sind entsprechend des Edaphobase-Datenbestands in diesem Biotyp (2. Ebene) generell nicht besonders häufig. Insbesondere *D. attemsi* wurde bislang nur selten an solchen Standorten nachgewiesen (**Tab. 31**). Gleiches gilt für *Lumbricus castaneus*, der in der vorliegenden Untersuchung nur auf einer Fläche (EB_NW12, Fichte Süd) erfasst wurde. Am Standort Fichte Süd wurden zudem juvenile Individuen von *Aporrectodea* sp. sensu lato gefunden (d. h. entweder zur Gattung *Allolobophora* oder *Aporrectodea* gehörig, die bei Jungtieren morphologisch nicht unterscheidbar sind). Die dominanteste Art war für die Standorte Tereno und Fichte Süd *L. rubellus* (43 % bzw. 42 % der Adulti), am Standort Langerscheid 1 war dies *D. octaedra* (50 %). Das Artenspektrum war zwischen den drei Standorten sehr ähnlich. Hinsichtlich der Gesamtabundanz zeigte jedoch der Standort Tereno eine erheblich niedrigere (ca. Faktor 5) Individuenzahl als die beiden anderen Standorte. Insgesamt lässt sich schlussfolgern, dass die drei Fichtenforst-Standorte keine

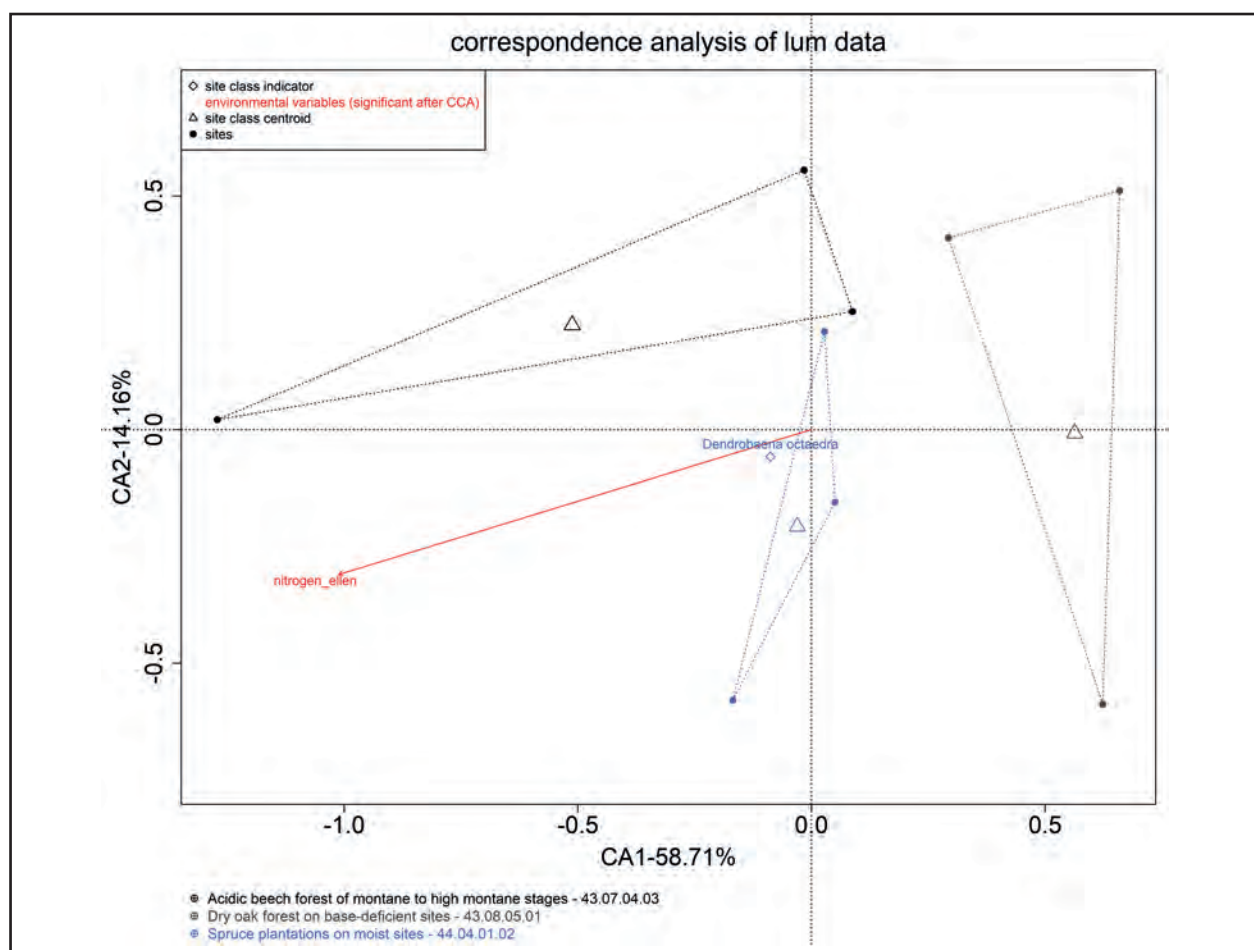


Abb. 42: Korrespondenzanalyse (CA) der Lumbricidendaten der Biotoptypen Fichtenforst (blau), Buchenwald (schwarz) und trockener Eichenwald (grau) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

besonderen Auffälligkeiten zeigten und somit als typisch für diesen Biotoptyp (2. Ebene) angesehen werden können. Die Arten, die mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten waren, wurden alle gefunden, und es wurden keine zusätzlichen Arten festgestellt, die hier überhaupt nicht zu erwarten gewesen wären.

Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe (Biotoptyp 43.07.04.03)

Im Vergleich zu den in **Tab. 31** angegebenen Stetigkeiten der verschiedenen Arten kann zunächst festgestellt werden, dass *Lumbricus rubellus*, der mit der höchsten Wahrscheinlichkeit in diesem Biotoptyp zu erwarten war, auch an allen drei Standorten erfasst wurde. Das Auswerte-Werkzeug Edaphoclass erlaubt, mehrere Standortfaktoren in die Analyse aufzunehmen und die Ergebnisse grafisch darzustellen. In **Abb. 43** ist daher die Stetigkeit der Arten an Standorten des Biotyps 43.07 bei einem pH-Wert $\leq 3,5$, wie für die drei Buchenwälder im Nationalpark Eifel zutreffend, dargestellt (11 Standorte). *L. rubellus* erreicht hier eine Stetigkeit von 91 %, und als weitere Art mit einer hohen Stetigkeit von 64 % kristallisiert sich *Dendrobaena octaedra* heraus. Letztere wurde allerdings nur an einem der drei Buchenwald-Standorte im Nationalpark Eifel nachgewiesen. Außerdem wurden noch *Dendrobaena attemsi* und *Dendrodrius rubidus* an jeweils zwei Buchenwald-Standorten gefunden (**Tab. 29**). Für *D. rubidus* ist dies nicht überraschend, für *D. attemsi* hingegen schon. Diese Art wurde entsprechend des in Edaphobase enthaltenen Datenbestands an keinem anderen Standort mit dieser Faktorenkombination (Biotoptyp 43.07, pH-Wert $\leq 3,5$, vgl. **Abb. 43**) nachgewiesen. Am Standort Wächterbuche ist *D. attemsi* zudem die mit Abstand dominanteste Art (94 % aller Adulti), unter Berücksichtigung der Anzahl

jueniler Individuen der Gattung *Dendrobaena* scheint hier eine regelrechte Massenvermehrung stattgefunden zu haben. Dieses Phänomen ist bei dieser auch als Kulturfolger eingeschätzten Art bereits von anderen Standorten in Nordrhein-Westfalen bekannt (Haag et al. 2009) und schlägt sich auch in den Unterschieden in der Gesamtabundanz zwischen den drei Standorten nieder. Der Standort Wächterbuche zeigte eine ca. 8-fach höhere Gesamtindividuenzahl als der Standort Naturwald Nord und sogar eine um den Faktor 57 höhere Abundanz als der Standort Langerscheid 2. Das Artspektrum war hingegen zwischen den Standorten sehr ähnlich. Mit Ausnahme des massenhaften Auftretens juveniler Exemplare der Gattung *Dendrobaena*, vermutlich überwiegend zu *D. attemsi* gehörig, sind die drei Buchenwald-Standorte im Nationalpark Eifel für diesen Biotoptyp (2. Ebene) als typisch anzusehen.

Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte (Biotoptyp 43.08.05.01)

Für diesen Biotoptyp stand in Edaphobase keine ausreichende Anzahl weiterer Standorte für einen Vergleich zur Verfügung (2 Standorte). Vermutlich aufgrund der Kombination von Trockenheit und niedrigem pH-Wert an diesem Standort fand sich hier eine sehr niedrige Artenzahl von nur 1 bis 2 Taxa pro Standort. *Lumbricus rubellus* wurde an allen drei Standorten nachgewiesen, was sich mit dem oben dargestellten ökologischen Profil dieser Art deckt (**Abb. 41**). Zusätzlich wurden an jeweils einem Standort *Aporrectodea caliginosa* und *Lumbricus castaneus* gefunden sowie am Standort B 265 Gemünd (EB_NW31) juvenile Individuen der Gattung *Dendrobaena*. Dieser Standort wich somit teilweise vom Artenspektrum der beiden übrigen Standorte ab. Dies zeigte sich auch bei der Gesamtabundanz, die hier um

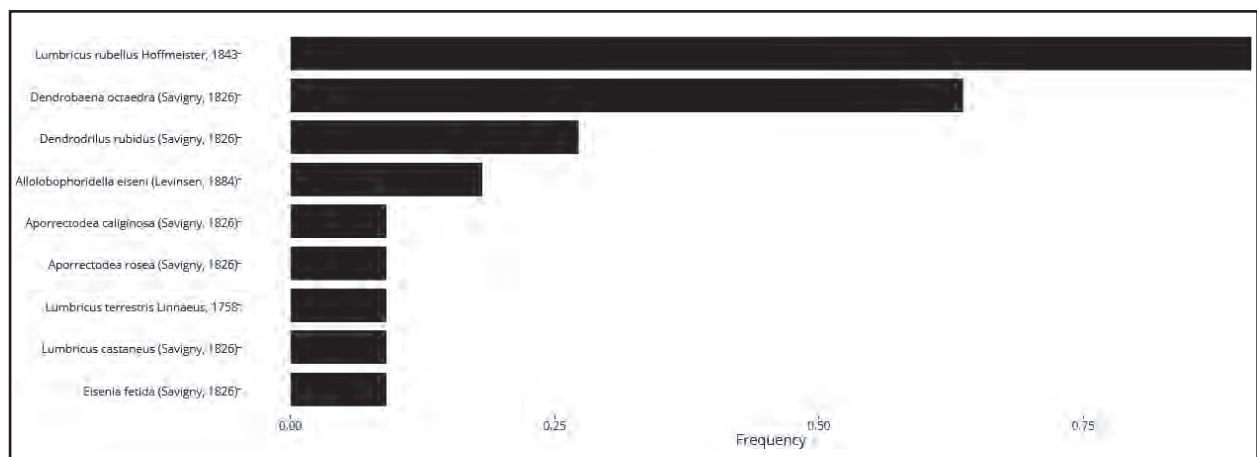


Abb. 43: Stetigkeiten der Lumbricidenarten innerhalb des Biotyps 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte (nach Riecken et al. 2003) und einem Boden-pH $\leq 3,5$ (11 Standorte) (Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 25.04.2018). Regenwurmarten (von oben nach unten): *L. rubellus*, *D. octaedra*, *D. rubidus*, *A. eiseni*, *A. caliginosa*, *A. rosea*, *L. terrestris*, *L. castaneus*, *E. fetida*.

ca. den Faktor 5 höher als am Standort Schlitterley (EB_NW32) war. Der Standort Weiersheld (EB_NW33) war insgesamt mit nur einer Art mit sehr niedriger Abundanz stark verarmt. Insgesamt kann festgestellt werden, dass dieser Biotoptyp aufgrund seiner Eigenschaften wenig günstige Bedingungen für Lumbriciden stellt. Eine Beurteilung ist aufgrund fehlender Vergleichsdaten jedoch schwer möglich. Der Standort B 265 Gemünd zeigt in seinem Artspektrum Unterschiede zu den übrigen Standorten, was jedoch aktuell keinem kausalen Faktor zugeschrieben werden kann.

5.4.6 Enchytraeidae

5.4.6.1 Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf allen untersuchten Flächen 43.443 Individuen aus 36 Arten und 13 Gattungen nachgewiesen (Tab. 32, Tab. Anhang 6, 18-20). Darunter sind fünf noch nicht beschriebene neue Arten und die Art *Enchytronia pygmaea* wurde erst im letzten Jahr gültig beschrieben (Graefe & Schmelz 2017). Die hohe Zahl von noch unbeschriebenen, d. h. potentiell neuen Arten ist bei Enchytraeiden generell nicht ungewöhnlich – die taxonomische Durcharbeitung dieser Gruppe ist noch immer unzureichend. Auffallend ist aber, dass selbst an relativ gut untersuchten Standorten

wie mitteleuropäischen bodensauren Böden von 39 nachgewiesenen Arten fast 20% unbeschrieben sind.

Alle drei Biotoptypen waren ähnlich individuenreich; die Gesamtindividuenzahlen lagen zwischen 12.095 (Buchenwald) und 16.754 (Fichtenforst). Auch zwischen den Replikaten eines Biotoptyps sowie zwischen Frühjahrs- und Herbstbeprobung waren die Unterschiede gering, ein individuenarmer Buchenwaldstandort ausgenommen (EB_NW21).

Die Artenzahlen der Fichtenforste und der Eichenwälder unterschieden sich kaum (summiert: 18-19, je Replikat: 10-15). Deutlich höher lagen die Artenzahlen der Buchenwälder (summiert: 29, je Replikat: 22-23). Die fünf häufigsten Arten waren (in abnehmender Reihenfolge) *Cognettia chlorophila*, *Marionina clavata*, *Oconnorella cambrensis*, *Achaeta affinis* und *Enchytronia parva*. Sie machten 82,8% aller gefangenen Individuen aus.

5.4.6.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Cognettia chlorophila entspricht weitgehend der bekannten und in sauren Wäldern dominanten Art *Cognettia sphagnetorum*. Die Änderung des Artnamens geht auf eine taxonomische Aufspaltung von *C. sphagnetorum* in mehrere Arten zurück (Martinsson

Tab. 32: Arten- und Individuenzahlen der Enchytraeiden auf den Untersuchungsflächen des Nationalparks Eifel.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Fichte	NW11	Frühjahr	2505	4630	16754	10	10	18
		Herbst	2125			8		
	NW12	Frühjahr	2595	5829		14	15	
		Herbst	3234			13		
	NW13	Frühjahr	3313	6295		12	13	
		Herbst	2982			10		
Buche	NW21	Frühjahr	967	1288	12095	20	23	29
		Herbst	321			19		
	NW22	Frühjahr	3829	6227		21	23	
		Herbst	2398			18		
	NW23	Frühjahr	3006	4580		17	22	
		Herbst	1574			20		
Eiche	NW31	Frühjahr	3016	5404	14594	15	15	19
		Herbst	2388			11		
	NW32	Frühjahr	1544	3521		9	15	
		Herbst	1977			14		
	NW33	Frühjahr	2913	5669		12	12	
		Herbst	2756			10		
Nationalpark Eifel 2014			Individuenzahl Fallen:		43443	Artenzahl Fallen:		36

et al. 2015). Eine davon behielt, den Nomenklaturregeln entsprechend, den Namen *sphagnetorum*, eine andere erhielt den Namen *chlorophila*. Beide Arten wurden hier nachgewiesen; sie wären vor der Artaufspaltung als nur eine Art, *C. sphagnetorum*, identifiziert worden. Um Missverständnissen vorzubeugen, wird im Folgenden zwischen „*C. sphagnetorum* s.s.“ (= sensu stricto) und *C. sphagnetorum* s.l. (= sensu lato) unterschieden. Erstere bezeichnet die Art nach der Artaufspaltung, letztere bezeichnet den Artenkomplex vor der Artaufspaltung, der auch *C. chlorophila* beinhaltet.

5.4.6.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Waldtypen des Nationalparks

Der Einteilung in Kennarten, Grundarten und Begleitarten (Tab. 33, siehe auch Kap. 4.5) liegt der gesamte Datensatz aller vier Länderstudien zugrunde (vgl. Kap. 3.1.4). Außerdem wurden Arten ohne besondere Biotopbindung, aber mit spezifischer pH-Präferenz, in sog. Säuregruppen eingeteilt. So wurden übergeordnete Muster erkennbar gemacht, die aus der isolierten Betrachtung des Datensatzes aus dem Nationalpark Eifel nicht erkennbar wären. Beispiele hierfür sind die Kennartengruppen der drei Waldtypen oder die Säuregruppe der Buchenwälder. Anhand der Kennarten lassen sich die drei Waldtypen gut unterscheiden:

- Der Fichtenwald ist durch die Art *Achaeta bifollicula* charakterisiert.
- In der vorliegenden Untersuchung wurden *C. sphagnetorum* s.s., *Enchytronia pygmaea* sowie zwei Arten der Gattung *Mesenchytraeus* (*M. armatus* und *M. glandulosus*) als Kennarten des Buchenwalds identifiziert.
- Im Eichenwald fällt auf, dass jede der vier Kennarten dieses Biotoptyps (*Achaeta bibulba*, *Fridericia bisetosa*, *F. dura* und *F. monochaeta*) nur an jeweils zwei der drei Standorten gefunden wurde.

Die Arten- und Individuenzahlen liegen am oberen Rand oder oberhalb der Erwartungswerte, wie sie bereits für ähnliche Biotope in Norddeutschland ermittelt wurden (Beylich & Graefe 2009, für bodensaure Wälder: 3-14 Arten, 21.000-155.000 Individuen/m²).

Bezugnehmend auf die in Tab. 34 (Indikatorartenanalyse) aufgeführten Indikatorwerte und deren Signifikanz erfüllen im Fichtenforst *A. bifollicula* und im Buchenwald *C. sphagnetorum* s.s. sowie *M. armatus* die genannten Kriterien. Im Eichenwald dagegen erfüllt keine Art diese Kriterien, allerdings wird hier das Signifikanzniveau bei *Enchytronia parva* und *Oconnorella tubifera* nur knapp verfehlt. Damit entspricht diese Art der Auswertung im Fall des Fichtenforsts der Information der Kreuztabelle (Tab. 33), die *A. bifollicula* als Kennart ausweist. Im Fall der Buchenwälder ist das Ergebnis ähnlich, denn drei der vier in der

Tab. 33: Sortierte Kreuztabelle der Enchytraeiden. Angaben in Ind./m². Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langerscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB NW11	EB NW12	EB NW13	EB NW21	EB NW22	EB NW23	EB NW31	EB NW32	EB NW33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennarten									
Fichtenwald									
<i>Achaeta bifollicula</i>	528	223	345	.	.	.	.	.	.
Buchenwälder (sauer)									
<i>Cognettia sphagnetorum</i> s.s.	.	.	.	162	2578	20	.	.	.
<i>Enchytronia pygmaea</i>	.	.	.	41	.	102	.	.	.
<i>Mesenchytraeus armatus</i>	.	.	61	1353	974	1807	.	.	.
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	.	.	.	1326	690	284	305	.	.
Eichen Trockenwälder									
<i>Achaeta bibulba</i>	.	.	81	.	.	.	.	4852	142
<i>Fridericia bisetosa</i>	.	.	.	.	.	.	102	61	.
<i>Fridericia dura</i>	.	.	.	.	.	.	487	61	.
<i>Fridericia monochaeta</i>	.	.	.	.	.	.	.	1624	305

	lfd. Nr. 1: Tereno lfd. Nr. 2: Fichte Süd lfd. Nr. 3: Langerscheid 1			lfd. Nr. 4: Wächterbuche lfd. Nr. 5: Langerscheid 2 lfd. Nr. 6: Naturwald Nord			lfd. Nr. 7: B 265 Gemünd lfd. Nr. 8: Schlitterley lfd. Nr. 9: Weiersheld		
	Fichte 44.04.01.02			Buche 43.07.04.03			Eiche 43.08.05.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB NW11	EB NW12	EB NW13	EB NW21	EB NW22	EB NW23	EB NW31	EB NW32	EB NW33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Grundarten									
Buchenwälder									
<i>Fridericia benti</i>	.	.	.	501	223	.	.	.	.
<i>Stercutus niveus</i>	.	.	.	34	102	.	.	.	.
Säuregruppen									
frisch & sauer									
<i>Cognettia cognettii</i>	2477	11246	528	2159	15225	4344	.	.	.
<i>Mesenchytraeus flavus</i>	81	244	264	.	244	122	.	.	.
sauer, bevorzugt Wald									
<i>Achaeta camerani</i>	5542	2172	4344	3972	8303	5704	.	61	81
<i>Marionina clavata</i>	19793	17032	26228	487	4141	2883	1583	17499	58993
sauer									
<i>Achaeta affinis</i>	6070	13723	17499	832	9095	2517	4486	9013	2639
<i>Cognettia chlorophila</i>	52436	48802	67032	6293	55704	58973	22371	16768	42529
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	.	345	.	1320	284	1563	4283	.	2335
<i>Enchytronia parva</i>	.	4385	.	5231	406	1015	35485	19651	3147
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)	.	.	.	162	284	1035	1929	81	2822
<i>Fridericia striata</i>	.	244	61	169	244	264	41	41	.
<i>Oconnorella cambrensis</i>	6334	15956	9155	643	17743	9480	19021	20	.
<i>Oconnorella tubifera</i>	.	345	.	453	142	142	19427	1117	264
Begleitarten									
Begleitarten mit hoher Stetigkeit									
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	.	1583	1827	609	3248	122	.	.	.
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	.	.	.	1624	1868	102	20	568	.
<i>Enchytronia parva</i>	.	4385	.	4649	406	1015	35485	19651	3147
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	589	386	365	.	2822	2213	142	61	1523
sonstige Begleiter									
<i>Achaeta aberrans</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	305
<i>Achaeta abulba</i>	.	.	.	.	81	.	.	.	.
<i>Achaeta bibulba</i>	.	.	81	.	.	.	.	4852	142
<i>Achaeta</i> sp.	.	.	.	.	.	20	.	.	.
<i>Achaeta</i> sp. (BUUS)	.	.	.	162	.	.	20	.	.
<i>Achaeta</i> sp. (NW23)	.	.	.	.	.	183	.	.	.
<i>Achaeta</i> sp. (PAFU)	142	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bryodrilus ehlersi</i>	.	.	.	.	61	.	.	.	.
<i>Buchholzia appendiculata</i>	.	1644	.	2172	1949	20	.	.	.
<i>Enchytronia</i> sp. 2VII	.	.	.	.	.	61	.	.	.
<i>Hemifridericia parva</i>	.	.	.	20	.	.	.	.	.
<i>Marionina deminuta</i>	.	.	.	20	.	.	.	.	.

Tab. 34: Indikatorwerte (indicator_value) der Enchytraeiden-Arten der Biotoptypen Fichtenforst, Buchenwald und trockener Eichenwald sowie die jeweiligen relativen Abundanzen (rel_abundance) und Stetigkeiten (rel_frequency). Ein Indikatorwert > 0,8 wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.04.01.02 Fichtenforst				
<i>Achaeta affinis</i>	0,57	0,11	0,57	1,00
<i>Achaeta bifollicula</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Achaeta</i> sp. PAFU	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Cognettia chlorophila</i>	0,45	0,24	0,45	1,00
<i>Mesenchytraeus flavus</i>	0,62	0,19	0,62	1,00
<i>Oconnorella cambrensis</i>	0,40	0,78	0,40	1,00
43.07.04.03 Buchenwald				
<i>Achaeta abulba</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Achaeta camerani</i>	0,60	0,14	0,60	1,00
<i>Achaeta</i> sp.	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Achaeta</i> sp. BUUS	0,30	1,00	0,90	0,33
<i>Achaeta</i> sp. NW23	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Bryodrilus ehlersi</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0,73	0,07	0,73	1,00
<i>Cognettia cognettii</i>	0,60	0,21	0,60	1,00
<i>Cognettia sphagnetorum</i> s.s.	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0,55	0,24	0,55	1,00
<i>Enchytraeus</i> sp. GRAN	0,87	0,08	0,87	1,00
<i>Enchytronia pygmaea</i>	0,67	0,28	1,00	0,67
<i>Enchytronia</i> sp. 2VII	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia benti</i>	0,67	0,22	1,00	0,67
<i>Fridericia striata</i>	0,64	0,09	0,64	1,00
<i>Hemifridericia parva</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Marionina diminuta</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Mesenchytraeus armatus</i>	0,99	0,03	0,99	1,00
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	0,88	0,05	0,88	1,00
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	0,41	0,73	0,62	0,67
<i>Stercutus niveus</i>	0,67	0,22	1,00	0,67
43.08.05.01 trockener Eichenwald				
<i>Achaeta aberrans</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Achaeta bibulba</i>	0,66	0,21	0,98	0,67
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0,44	0,47	0,65	0,67
<i>Enchytronia parva</i>	0,84	0,11	0,84	1,00
<i>Enchytronia</i> sp. TENU	0,77	0,13	0,77	1,00
<i>Fridericia bisetosa</i>	0,67	0,27	1,00	0,67
<i>Fridericia dura</i>	0,67	0,27	1,00	0,67
<i>Fridericia monochaeta</i>	0,67	0,21	1,00	0,67
<i>Marionina clavata</i>	0,53	0,69	0,53	1,00
<i>Oconnorella tubifera</i>	0,95	0,11	0,95	1,00

Kreuztabelle identifizierten Arten (*C. sphagnetorum* s.s., *M. glandulosus* und *M. armatus*) werden in **Tab. 34** als relevant und signifikant aufgeführt – nur im Fall der Art *Enchytronia pygmaea* gibt es keine Übereinstimmung. Dies ist aller Wahrscheinlichkeit nach auf die deutlich niedrigere Abundanz dieser Art im Vergleich zu den anderen Arten sowie auf das Vorkommen in nur zwei der drei untersuchten Flächen zurückzuführen. Generell ist festzuhalten, dass es eine gute Übereinstimmung zwischen den Kreuztabellen und der statistischen Auswertung gibt.

Mit Hilfe des in das Edaphobase-Portal integrierten Auswerte-Werkzeugs Edaphostat (Hausen et al. 2017) können die ökologischen Profile der im Datenbestand enthaltenen Arten angezeigt werden. Dabei wurden Daten von Standorten in Deutschland ausgewählt, an denen das Artenspektrum der Enchytraeiden quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung auch Daten von Experimentalflächen z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen.

Damit standen Daten von insgesamt 119 Standorten für 95 verschiedene Enchytraeidenarten zur Verfügung. Zwei Arten werden hier exemplarisch dargestellt: *Achaeta bifollicula* als eine Art, die als Kennart für den Fichtenforst nur auf den drei zu diesem Biotoptyp gehörenden Flächen vorkam und *Cognettia sphagnetorum* s.l., die als charakteristische Art (bzw. Artenkomplex, vgl. Kap. 5.4.6.2) saurer Wälder und Moore im nördlichen und zentralen Europa gilt. Im NP Eifel war *C. sphagnetorum* s.s. eine der Kennarten der Buchenwälder und *C. chlorophila* wurde in eine Säuregruppe für saure Standorte eingruppiert. Als Standortfaktoren wurden in Analogie zu der Darstellung der Regenwürmer (vgl. Kap. 5.4.5.2) der Biotoptyp (1. Ebene) sowie der Boden-pH-Wert verwendet. In **Abb. 44** und **45** zeigt sich, dass die im NP Eifel gemachten Beobachtungen weitgehend konsistent mit den ökologischen Profilen beider Arten sind. Demnach scheinen die Nachweise von *A. bifollicula* nur bedingt mit ihrem Vorkommen in der Eifel übereinzustimmen, was aber vor allem daran liegt, dass diese Art bisher selten identifiziert worden ist. Deutlich besser ist die Übereinstimmung bei der pH-Präferenz, denn demnach ist sie acidophil mit einem Schwerpunkt im Bereich von sauren Böden (pH 3,5-4,5). Nachweise von Standorten mit einem pH > 4,5 fehlen bisher vollständig. Weitaus besser, allerdings auch mit einer deutlich höheren Anzahl von Nachweisen, stimmen die Angaben zum ökologischen Profil bzw. ihrem aktuellen Vorkommen in der Eifel bei der zweiten Art, *C. sphagnetorum* s.l., überein: Hierbei handelt es sich zweifelsohne um einen Artenkomplex acidophiler Arten.

Das CA-Diagramm (**Abb. 46**) visualisiert die Unterschiedlichkeit der drei Biotoptypen. Als signifikante Faktoren für diese Trennung wurde vor allem der Stickstoffgehalt identifiziert, d. h. zwischen dem eher eutrophen Buchenwald und mageren Eichenwald zeigen sich deutliche Unterschiede, während der Fichtenwald zwischen den beiden anderen Biotoptypen einzuordnen ist. Schwierig zu interpretieren ist, dass die Temperatur, ermittelt aus den Ellenbergzahlen der Pflanzen, als zweiter signifikanter Umweltparameter identifiziert.

5.4.6.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Mit dem Edaphobase Auswerte-Werkzeug Edaphoclass lässt sich ein Vergleich zwischen den im Nationalpark Eifel untersuchten Standorten und anderen deutschen Standorten des gleichen Biotoptyps (2. Ebene) aus dem in Edaphobase enthaltenen Datenbestand vornehmen, indem die Frequenzen ausgewählter Biotoptypen abgefragt und dann mit den beprobten Standorten auf Übereinstimmungen hin untersucht werden können (**Tab. 35**). Voraussetzung für die Vergleichbarkeit war, dass das Artenspektrum der Enchytraeiden dort quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung zudem Daten von Experimentalflächen z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Nach der nach diesen Kriterien

Tab. 35: Stetigste (> 50%) Enchytraeidenarten innerhalb der Biotoptypen 44.04 Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 43.08 Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 25.04.2018).

Biotoptyp	44.04	43.07	43.08
Anzahl Standorte	12	20	2
<i>Achaeta abulba</i>	0,33	0,30	0,50
<i>Achaeta bibulba</i>			0,50
<i>Achaeta brevivasa</i>	0,33	0,30	0,50
<i>Cognettia sphagnetorum</i> s.l.	1,00	1,00	1,00
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0,25	0,55	
<i>Enchytronia parva</i>	0,25	0,60	
<i>Marionina clavata</i>	0,75	0,70	1,00
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	0,50	0,80	
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	0,58	0,20	
<i>Oconnorella cambrensis</i>	0,42	0,65	0,50
<i>Stercutus niveus</i>		0,50	

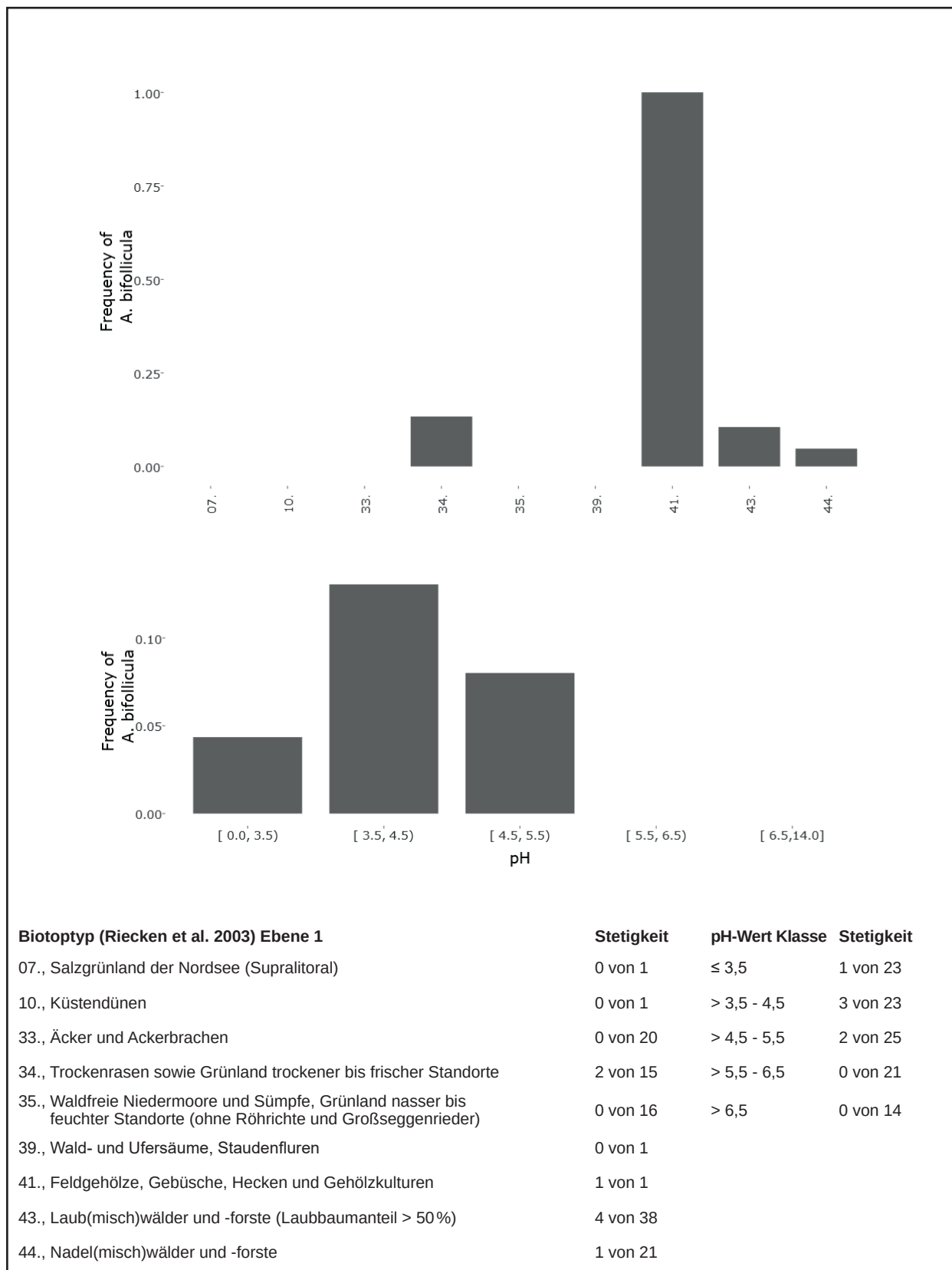


Abb. 44: *Achaeta bifollicula*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 03.07.2018).

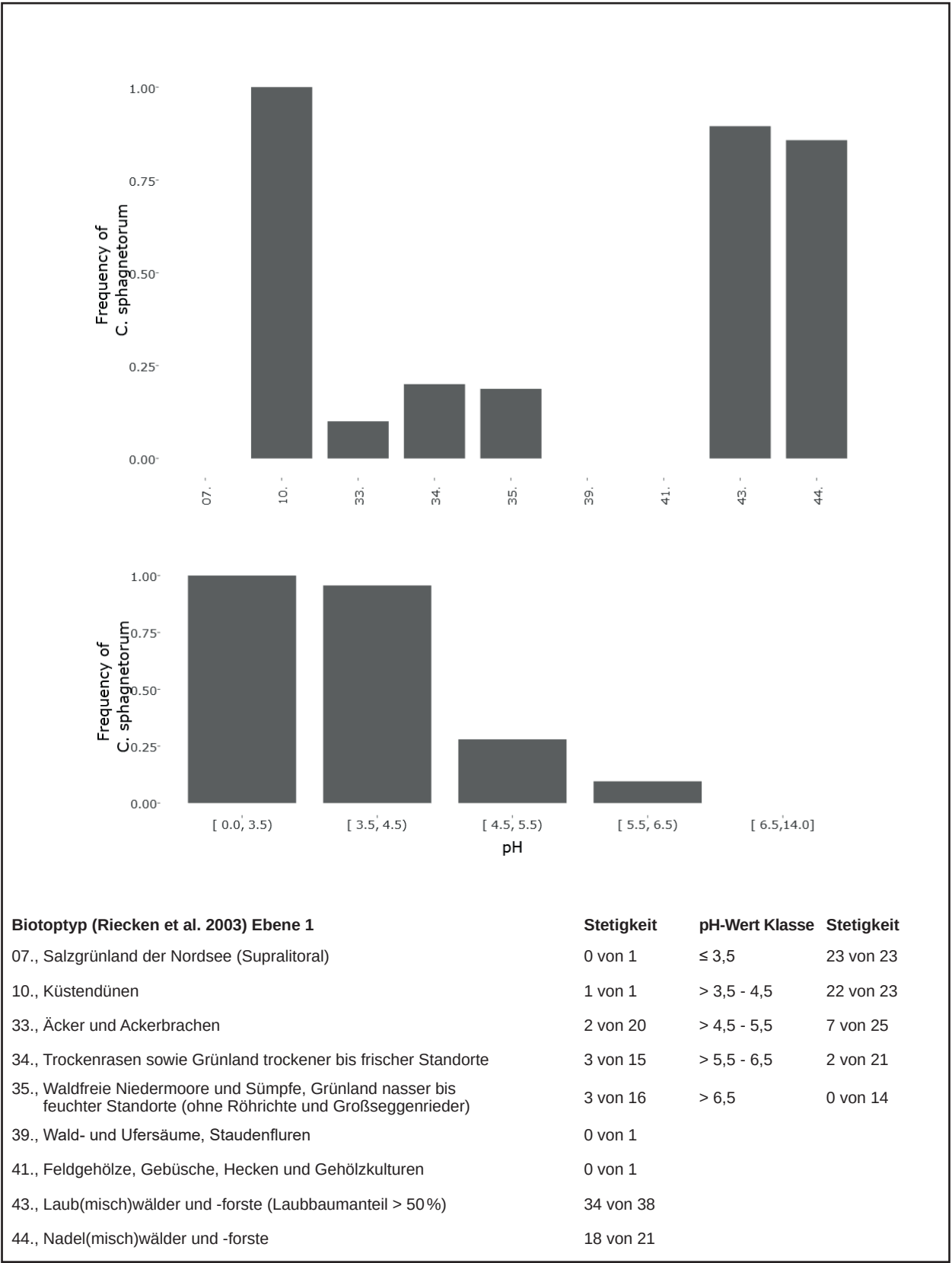


Abb. 45: *Cognettia sphagnetorum* s.l.: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 03.07.2018).

erfolgten Filterung standen 12 Standorte des Biotoptyps 44.04: Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten), 20 Standorte des Biotoptyps 43.07: Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte, jedoch nur zwei Standorte des Biotoptyps 43.08: Laub(misch)wälder trocken-warmer Standorte für einen Vergleich zur Verfügung. Für diese Standorte wurde die prozentuale Stetigkeit der Enchytraeidenarten berechnet. Diese prozentuale Stetigkeit ist somit ein Maß dafür, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine einzelne Art an einem Standort des jeweiligen Biotoptyps erwartet werden kann.

Fichtenforst frischer Standorte (Biotoptyp 44.04.01.02)

Aus den in Tab. 35 enthaltenen Werten ist erkennbar, dass an Standorten des Biotoptyps 44.04 (Nadel(misch)forste (einheimischer Baumarten)) vier Arten mit einer hohen Wahrscheinlichkeit erwartet werden können: *Cognettia sphagnetorum* s.l., *Marionina clavata*,

Mesenchytraeus glandulosus und *Mesenchytraeus pelicensis*. Mit Ausnahme von *M. glandulosus* wurden alle diese Arten an allen drei Standorten dieses Typs im Nationalpark Eifel nachgewiesen (*C. sphagnetorum* s.l. hier als *C. chlorophila*, vgl. Kap. 5.4.6.2.), womit die Standorte den Erwartungswerten entsprechen. Der bodensauerste Biotoptyp (d. h. die Fichtenforste, $\text{pH} \leq 3$) ist auch der artenärmste. Er ist in dieser Untersuchung nur durch eine Kennart von den anderen beiden Typen (Eichen- und Buchenwald) abgesetzt. Ansonsten unterscheiden sich die Fichtenforste vom bodensauren Buchenwald lediglich durch das Fehlen von Arten. Die faunistische Nähe dieser beiden Biotoptypen zueinander wird auch durch die Fläche EB_NW12 unterstrichen, die mit den Buchenwaldflächen vier Arten gemeinsam hat (*Buchholzia appendiculata*, *Enchytraeus norvegicus*, *Enchytronia parva*, *Oconnorella tubifera*). Faunistisch ist also EB_NW1 als eine verarmte Version von EB_NW2 anzusprechen.

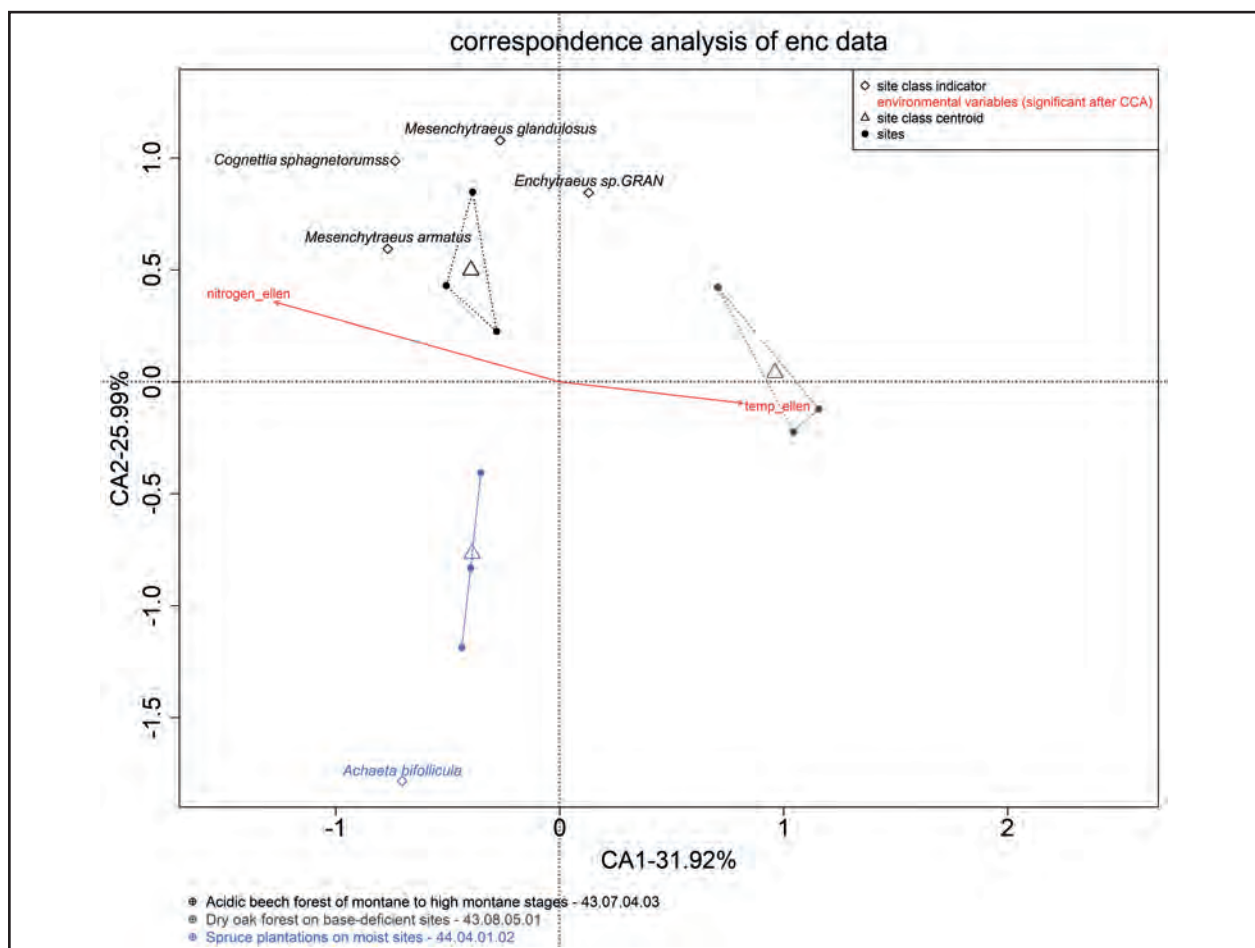


Abb. 46: Korrespondenzanalyse (CA) der Enchytraeidenaten der Biotoptypen Fichtenforst (blau), Buchenwald (schwarz) und trockener Eichenwald (grau) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Stärke, RWTH Aachen).

Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe (Biotoptyp 43.07.04.03)

Gemäß **Tab. 35** sind an Standorten des Biotoptyps 43.07 sieben Arten mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten: *Cognettia sphagnetorum* s.l., *Enchytraeus buchholzi*, *Enchytronia parva*, *Marionina clavata*, *Mesenchytraeus glandulosus*, *Oconnorella cambrensis* und *Stercutus niveus*. Mit Ausnahme von *S. niveus* am Standort Naturwald Nord wurden alle diese Arten in allen drei Buchenwäldern nachgewiesen. Somit entsprechen diese Standorte praktisch vollständig den Erwartungswerten. Der in der vorliegenden Studie untersuchte starksaure Biotoptyp (pH < 3,4) ist ungewöhnlich artenreich. Dies könnte an der Humusqualität liegen, angezeigt durch die Streubewohner *B. appendiculata* und *Mesenchytraeus*-Arten, und auch an der vergleichsweise hohen Bodenfeuchte (Kennarten *Cognettia sphagnetorum* s.s. und *Mesenchytraeus armatus*). *C. sphagnetorum* s.s. ist die dominante Art in feuchtnassen Koniferenwäldern, während das Hauptvorkommen von *M. armatus* nach Graefe & Schmelz (1999) in nassen, pH-neutralen Böden zu suchen ist, z. B. in feuchtnassen Uferbereichen (Schmelz, unveröffentlicht).

Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte (Biotoptyp 43.08.05.01)

Für diesen Biotoptyp stand in Edaphobase keine ausreichende Anzahl weiterer Standorte für einen Vergleich zur Verfügung (2 Standorte). Dieser starksaure Biotoptyp (pH < 3,4) ist durch vier Arten mit geringer Stetigkeit vom bodensauren Buchenwald abgesetzt, und ansonsten durch das Fehlen von Arten ihm gegenüber gekennzeichnet. Es fehlen Feuchtezeiger und Streubewohner, was auf eine starke Austrocknung der humosen Oberschicht im Sommer hindeutet.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die drei hier untersuchten Biotoptypen sich mithilfe der Artengemeinschaft der bodenlebenden Enchytraeiden charakterisieren und voneinander abgrenzen lassen. Hervorzuheben ist aber ebenfalls – mit Blick auf die in den anderen Länderstudien untersuchten Biotoptypen (vgl. Kap. 6, 7, 8) – ihre Gemeinsamkeit, angezeigt durch Säurezeiger ohne spezifische Biotopbindung, die in hoher Abundanz und Stetigkeit auftreten.

5.5 Taxonübergreifende Charakterisierung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotoptypen

Die meisten ausgewerteten taxonomischen Gruppen zeigten anhand ihres Vorkommens innerhalb dieser Untersuchung ein Muster sowohl aus Kennarten für die verschiedenen Waldtypen als auch aus unterschiedlichen Grundarten- und mehreren edaphischen Gruppen (siehe Kap. 4.5). Einige dieser Kennarten-, Grundarten- und edaphischen Gruppen ließen sich in der Artenverteilung mehrerer Organismengruppen erkennen, wie beispielsweise die Kennartengruppen des Buchen- und des Eichenwalds. Diese beiden Kennartengruppen wurden durch die Oribatiden, die Enchytraeiden, die Collembolen, die Diplopoden sowie, in schwacher Ausprägung zumindest in den Eichenwäldern, die Chilopoden gebildet. Kennarten für die Fichtenforste kamen dagegen nur bei den Oribatiden und den Enchytraeiden vor. Eine Zusammenfassung der verschiedenen Artengruppen sowie der zugrundeliegenden taxonomischen Gruppen ist **Tab. 36** zu entnehmen.

Bei der Untersuchung der drei Waldtypen Fichtenforst, Buchen- und Eichenwald wurden insgesamt 112.411 Bodentier-Individuen bestimmt und dabei 274 Arten nachgewiesen (**Tab. 37**). Artenreichster Biotoptyp bei vergleichbarer Beprobungsintensität war dabei der Eichenwald mit insgesamt 193 Arten. Obgleich der Fichtenforst mit 153 verschiedenen Taxa den artenärmsten Biotoptyp darstellte, wurden hier mit 44.827 Tieren die meisten Individuen gefangen.

Die Individuen- und Artenzahlen der verschiedenen Tiergruppen unterschieden sich teilweise deutlich (siehe **Tab. 37**). Die artenreichste Tiergruppe der untersuchten Waldtypen waren die Oribatiden mit Artenzahlen zwischen 83 (Fichtenforst) und 112 (Eichenwald), gefolgt von den Collembolen mit Zahlen zwischen 32 (Fichte) und 42 (Eiche). Die Artenzahlen der Myriapoda und Lumbricidae fielen mit Werten zwischen 4 (Lumbricidae: Buche, Eiche) und 12 (Diplopoda: Buche) deutlich geringer aus.

Die höchsten Individuenzahlen erreichten die Enchytraeiden mit 12.095 (Buchenwald) bis 16.754 (Fichtenforst) Tieren, gefolgt von den Oribatiden und Collembolen. Insgesamt sind somit die Arten- und Individuenzahlen der Tiergruppen, die aufgrund ihrer Größe der Mesofauna zugerechnet werden (vgl. **Tab. 2**), größer als die der Makrofauna. Hierbei ist jedoch insbesondere beim Vergleich der Individuenzahlen zu berücksichtigen, dass die Tiere mit unterschiedlichen Methoden nachgewiesen wurden (siehe Kap. 4.4). Es

Tab. 36: Übersicht über die Tiergruppen, die Kennarten(gruppen), Grundarten(gruppen) sowie verschiedene edaphische Gruppen für die Biotoptypen Fichtenforst, Buchen- und Eichenwald aufwiesen.

	Fichte	Buche	Eiche
Kennarten			
	Oribatida Enchytraeidae	Oribatida Enchytraeidae Diplopoda (Chilopoda) Collembola	Oribatida Enchytraeidae Diplopoda Chilopoda Collembola
Feuchtegruppen			
wechselfeuchte Standorte	Oribatida Diplopoda Chilopoda	Oribatida Diplopoda Chilopoda	
trockene, zeitweise austrocknende Streu-/ Bodenschichten	Oribatida Chilopoda		Oribatida Chilopoda
Säuregruppen			
frisch & saure Standorte	Oribatida Enchytraeidae	Oribatida Enchytraeidae	
saure Laubwaldstandorte		Oribatida	Oribatida
sauer im Mittel < pH4 /basenarm	Oribatida Enchytraeidae	Oribatida Enchytraeidae	Oribatida Enchytraeidae
sehr saure Nadelwaldstandorte	Lumbricidae		
Nährstoffgruppe			
sehr nährstoffarme Wälder			Oribatida Collembola
Kennarten atlantische/westeuropäische Wälder			
	Collembola	Collembola	Collembola
Grundarten der Laubwälder			
		Oribatida Diplopoda	Oribatida Diplopoda
Grundarten der Buchenwälder			
		Enchytraeidae	
Grundarten der bodensauren Wälder			
	Diplopoda Enchytraeidae	Diplopoda Enchytraeidae	Diplopoda Enchytraeidae
Grundarten der Grasland- und Waldstandorte			
	Lumbricidae	Lumbricidae	Lumbricidae

Tab. 37: Übersicht über die Individuen- und Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen, die in den Fichtenforsten, den Buchen- und den Eichenwäldern nachgewiesen wurden.

	Fichte		Buche		Eiche		NP Eifel	
	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl
Oribatida	14.644	83	7.299	95	12.687	112	34.630	156
Collembola	12.961	32	9.976	37	9.841	42	32.778	48
Diplopoda	314	8	159	12	140	10	613	15
Chilopoda	30	6	45	10	90	6	165	13
Lumbricidae	124	6	452	4	206	4	782	6
Enchytraeidae	16.754	18	12.095	29	14.594	19	43.443	36
gesamt	44.827	153	30.026	187	37.558	193	112.411	274

verwundert nicht, dass schon aufgrund der geringeren Artenzahlen in einigen Tiergruppen weniger Kennarten- oder edaphische Gruppen gebildet werden konnten als in artenreicheren Tiergruppen (vgl. Kap. 5.4).

Montaner Fichtenforst (Ersatzgesellschaft des *Luzulo-Fagetums*)

Biotoptyp: 44.04.01.02 Fichtenforst frischer Standorte (Riecken et al. 2003) / G3.F21 Highly artificial coniferous plantations (EUNIS-Klassifikation 2016)

Schutzstatus: Nationalpark

Kurzcharakterisierung: Die untersuchten montanen Fichtenforste weisen Fichtenbestände mit einem Alter von 50-90 Jahren auf, die auf ursprünglichen Buchenwald-Standorten angelegt wurden. Die auf einer Höhenlage zwischen 577 und 632 m ü. NHN gelegenen Untersuchungsflächen sind durch einen sauren pH-Wert (pH = 2,87-3,00) und teilweise wechsel-feuchte Standortbedingungen (EB_NW11) gekennzeichnet. Das Untergrundgestein besteht aus devonischem, stark geschiefertem Tonstein, teilweise in Verbindung mit (quarzitischen) Sandstein. Darauf haben sich Braunerden gebildet, auf Untersuchungsfläche EB_NW11 teilweise auch Pseudogley-Braunerde. Der Humus wird als feinhumusreicher rohhumusartiger Moder eingestuft, die Bodenart ist, je nach Fläche, unterschiedlich stark lehmiger, steiniger, sandiger Schluff bis schluffiger Lehm. Mit einer Hangneigung zwischen 0° und 2° weisen die untersuchten Fichtenforste wenig Gefälle auf. Die Ellenbergzahlen aus den Vegetationsdaten ergaben saure, frische, eher helle Standortbedingungen, einen mäßigen Stickstoffgehalt sowie mäßig warme Temperaturen.

Charakteristische Pflanzenarten

Baumarten: *Picea abies* (Naturverjüngung)

Bodenvegetation/charakteristische Artengruppen

- Kennart des *Luzulo-Fagetums*: *Luzula luzuloides*
- Kennarten Verband-Klasse (*Fagion-Querco-Fagetea*): *Dryopteris carthusiana*, *Oxalis acetosella*, *Festuca altissima*, *Deschampsia flexuosa*, *Milium effusum*, *Dryopteris filix-mas*, *Dryopteris dilatata*, *Poa chaixii*
- Störzeiger: *Digitalis purpurea*, *Mycelis muralis*, *Galeopsis tetrahit*, *Epilobium angustifolium*
- Säurezeiger: *Teucrium scorodonia*, *Vaccinium myrtillus*, *Galium saxatile*, *Cytisus scoparius*, *Lonicera periclymenum*
- Begleitarten

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten	
Oribatida	Enchytraeidae
<i>Nanhermannia dorsalis</i>	<i>Acheata bifollicula</i>
<i>Autogneta parva</i>	
<i>Cepheus grandis</i>	
<i>Nanhermannia elegantula</i>	

Kennzeichnende Artengruppen

- Feuchtegruppen: 1) Wechselfeuchte Standorte
2) trockene, zeitweise austrocknende Streu-/Bodenschichten
- Säuregruppen: 1) frisch & saure Standorte
2) sauer im Mittel < 4/basenarm 3) sehr saure Nadelwaldstandorte
- Kennarten atlantisch/westeuropäischer Wälder
- Grundarten der bodensauren Wälder
- Grundarten der Grasland- und Waldstandorte

Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum milietosum*)

Biotoptyp: 43.07.04.03 Bodensaurer Buchenwald der montanen bis hochmontanen Stufe (Riecken et al. 2003) / G1.6122 Western medio-European montane woodrush beech forests (EUNIS-Klassifikation 2016)

Schutzstatus: Nationalpark

Kurzcharakterisierung: Die Bestände der auf einer Höhe zwischen 508 und 560 m ü. NHN gelegenen Buchenwaldflächen sind zwischen 125 (EB_NW22) und 190 (Naturwald Nord, EB_NW23) Jahre alt. Die Flächen weisen mit 2° bis 5° ein leichtes Gefälle auf. Das Untergrundgestein besteht aus stark geschiefertem Tonstein, teilweise mit (quarzitischen) Sandstein oder Schluffstein, auf dem sich teilweise pseudovergleyte (EB_NW22) Braunerden gebildet haben. Die Bodenart wird als unterschiedlich stark steinig-grusiger, mittel bis stark toniger Schluff, teilweise in Verbindung mit schluffigem Lehm, bezeichnet, und die Humusaufgabe als feinhumusarmer bzw. feinhumusreicher rohhumusartiger Moder (EB_NW23) eingestuft. Die gemessenen pH-Werte zwischen 3,19 und 3,38 zeigen saure Standortbedingungen an. Die Ellenbergzahlen der Vegetation weisen auf saure bis neutrale (EB_NW23), mäßig (EB_NW23) bis stickstoffreiche, frische, schattige und mäßig warme Bedingungen auf den Flächen hin.

Charakteristische Pflanzenarten

Baumarten: *Fagus sylvatica* (*Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Sorbus aucuparia*: Naturverjüngung)

Bodenvegetation/charakteristische Artengruppen

- Kennart des *Luzulo-Fagetums*: *Luzula luzuloides*
- Kennarten Verband-Klasse (*Fagion-Querco-Fagetea*): *Dryopteris carthusiana*, *Oxalis acetosella*, *Festuca altissima*, *Milium effusum*, *Anemone nemorosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Polygonatum multiflorum*
- Begleitarten

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten			
Oribatida	Enchytraeidae	Diplopoda	Collembola
<i>Liacarus xylariae</i>	<i>Cham. sphagnetorum</i> s.s	<i>Chordeuma sylvestre</i>	<i>Neelides minutus</i>
<i>Liochthonius horridus</i>	<i>Enchytronia pygmaea</i>	<i>Polydesmus denticulatus</i>	
<i>Quadropia maritima</i>	<i>Mesenchytraeus armatus</i>	Chilopoda	
<i>Phthiracarus ferrugineus</i>	<i>Mesenchyt. glandulosus</i>	(<i>Lithobius curtipes</i>)	
		(<i>Lithobius crassipes</i>)	

Kennzeichnende Artengruppen

- Feuchtgruppe: Wechselfeuchte Standorte
- Säuregruppen: 1) frisch & saure Standorte 2) saure Laubwaldstandorte 3) sauer im Mittel < 4/basenarm
- Kennarten atlantisch/westeuropäischer Wälder
- Grundarten der Laubwälder
- Grundarten der Buchenwälder
- Grundarten der bodensauren Wälder
- Grundarten der Grasland- und Waldstandorte

Hainsimsen-(Habichtskraut)-Traubeneichenwald (*Luzulo-Quercetum petraeae*)

Biotoptyp: 43.08.05.01 Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte (Riecken et al. 2003) / G1.71 Western white oak woods and related communities (EUNIS-Klassifikation 2016)

Schutzstatus: Nationalpark Eifel, FFH-Gebiet

Kurzcharakterisierung: Das Untergrundgestein der naturnahen Eichentrockenwälder besteht aus geschiefertem bis stark geschiefertem Tonstein, teilweise in Verbindung mit Schluff- und Sandstein (EB_NW31, EB_NW32), auf dem sich Braunerden gebildet haben. Die Bodenart ist Schluff mit unterschiedlichen Stein-, Lehm-, Ton- und Sandanteilen, die Humusaufgabe ist nur sehr schwach ausgebildet (feinhumusarmer, teilweise rohhumusartiger Moder). Die Flächen liegen auf einer Höhe zwischen 340 (EB_NW33) und 445 m ü. NHN (EB_NW31) und weisen

entweder eine deutliche Hanglage (15° bis 17°) mit Süd- bis Südwestexposition auf (EB_NW31, EB_NW33) oder sind auf einer Kuppe gelegen. Mit pH-Werten zwischen 3,18 und 3,37 sind die Standortbedingungen aller drei Flächen als sauer einzustufen. Kalkungen oder der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sind in den 75 bis 110 Jahre alten Beständen nicht bekannt. Die Ellenbergzahlen der Vegetation zeigen insbesondere trockene, saure und magere Bedingungen an.

Charakteristische Pflanzenarten

Baumarten: *Quercus petraea*

Strauchschicht u. Verjüngung: *Cytisus scoparius*, *Sorbus aria*, *Quercus petraea*, *Sorbus aucuparia*, *Fagus sylvatica*, *Corylus avellana*, Begleitarten (*Teucrium scorodonia*-Vikariante)

Bodenvegetation

- *Teucrium scorodonia*-Vikariante: *Teucrium scorodonia*, *Genista pilosa*, *Lonicera periclymenum*
- *Luzulo-Quercetum*: *Poa nemoralis*, *Hieracium glaucinum* (*schmidtii-murorum*), *Campanula rotundifolia*
- *Quercion-Quercetalia roboris*: *Melampyrum pratense*, *Calluna vulgaris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Hypericum pulchrum*, *Deschampsia flexuosa*, *Luzula luzuloides*, *Vaccinium myrtillus*, *Veronica officinalis*, *Agrostis capillaris*, *Carex pilulifera*
- *Oppeia splendens*: *Stellaria holostea*, *Holcus mollis*, *Anemone nemorosa*
- Begleitarten

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten			
Oribatida	Enchytraeidae	Diplopoda	Collembola
<i>Oppeia splendens</i>	<i>Achaeta bibulba</i>	<i>Tachypodoiulus niger</i>	<i>Ceratophysella armata</i>
<i>Ramusella insculpta</i>	<i>Fridericia bisetosa</i>	<i>Cylindroiulus punctatus</i>	
<i>Xenillus tegeocranus</i>	<i>Fridericia dura</i>	Chilopoda	
<i>Liebstadia humerata</i>	<i>Fridericia monochaeta</i>	<i>Schendyla nemorensis</i>	

Kennzeichnende Artengruppen

- Feuchtgruppe: trockene, zeitweise austrocknende Streu-/Bodenschichten
- Säuregruppen: 1) saure Laubwaldstandorte 2) sauer im Mittel < 4/basenarm
- Nährstoffgruppe: sehr nährstoffarme Wälder
- Kennarten atlantische/westeuropäische Wälder
- Grundartengruppen: 1) Laubwälder 2) bodensaure Wälder 3) Grasland- und Waldstandorte

5.6 Auswertung der Fragestellungen und Empfehlungen für den Nationalpark Eifel

Auf der Basis des Leitgedankens „Natur Natur sein lassen“ wird angestrebt, dass sich die Natur im Nationalpark Eifel spätestens ab dem Jahr 2034 auf 75 % der Fläche vom Menschen weitgehend unbeeinflusst entwickelt. Für die übrigen Bereiche, vor allem für naturschutzfachlich wertvolle Grünländer, ist eine extensive Bewirtschaftung und Pflege vorgesehen. Die Prozesse und durchgeführten Maßnahmen werden durch Bestandsaufnahmen von Fauna und Flora sowie verschiedene Monitorings forschend begleitet. Des Weiteren soll der Nationalpark der Bevölkerung die Möglichkeit bieten, Natur zu erleben, und trägt somit zur Umweltbildung bei (Landesbetrieb Wald und Holz NRW 2008).

Eine wichtige Aufgabe für den Nationalpark Eifel ist der Prozessschutz und die freie Entwicklung naturnaher Wälder, wie beispielsweise der Eichen-Trockenwälder oder der Buchenwälder, die im Gebiet des Nationalparks auf einem großen Teil der Fläche natürlicherweise auftreten bzw. als potentielle natürliche Vegetation gelten (vgl. Kap. 5.2). Zum Zeitpunkt der Nationalparkgründung im Jahr 2004 waren weite Teile des Gebiets, vor allem in den südlichen Bereichen, flächendeckend mit Fichte aufgeforstet (Flächenanteil Nadelwald 2004: 34 %). Dies erfordert einen Umbau des Waldes von der gebietsfremden Fichte hin zu naturnahen Laubwäldern, insbesondere, da sich der Fichtenbestand natürlich verjüngt. Hierzu werden u. a. Fichtenbestände entfernt oder mit Buchen unterpflanzt. Die Auswirkungen dieser Maßnahmen auf die Vegetation werden durch die Untersuchung permanenter Flächenstichproben (PSI) intensiv erforscht (Schmiedel et al. 2016, Nationalparkverwaltung Eifel 2017). Darüber hinaus werden im Rahmen der Pflichtaufgaben der Nationalparkverwaltung Monitorings verschiedener Indikatoren (z. B. Wildtiermonitoring) durchgeführt. Der Nationalpark dient dabei auch überregional als Referenzstandort für anthropogen wenig beeinflusste Lebensräume (Landesbetrieb Wald und Holz NRW 2008).

Auch wenn bereits verschiedene, teilweise stichprobenhafte Untersuchungen unterschiedlicher taxonomischer Gruppen (u. a. verschiedene Käferfamilien, Spinnen, Libellen oder Oribatiden, vgl. Landesbetrieb Wald und Holz NRW 2008, Willius 2010) durchgeführt wurden, ist zum Vorkommen und zur Verteilung von Bodentieren im Nationalpark Eifel bisher insgesamt wenig bekannt. Zu Beginn der vorliegenden Studie stellten sich die Fragen, inwieweit (1) Bodenorganismen für die Bewertung des Bodenzustands im Rahmen von Monitorings verwendet werden können, insbesondere (2) für eine Ergebniskontrolle des Waldumbaus und

(3) inwieweit sie sich in Form eines praktikablen Indikatorsystems einsetzen lassen (vgl. Kap. 5.1).

Zu (1): Im Rahmen der vorliegenden bodenzoologischen Untersuchung im Nationalpark Eifel kann gezeigt werden, dass anhand des Auftretens von Bodentieren verschiedener taxonomischer Gruppen Muster gebildet werden können, die sich auf die Standortbedingungen bzw. die verschiedenen untersuchten Biotoptypen zurückführen lassen (Kap. 5.4, 5.5). Dies ist eine grundlegende Voraussetzung dafür, Organismengruppen für die Zwecke eines Gebietsmonitorings zu nutzen, da somit Anpassungen an Standortbedingungen in der Zusammensetzung der Artengemeinschaft erkennbar sind. Es wird jedoch auch deutlich, dass diese Musterbildung, je nach betrachteter taxonomischer Gruppe, in den untersuchten Waldtypen in unterschiedlichem Maße ausgeprägt ist. Insbesondere die individuen- und artenreiche Gruppe der Oribatiden ließ Kennartengruppen für alle drei Biotoptypen sowie verschiedene Grundarten- und edaphische Gruppen erkennen.

Zu (2): Bei den untersuchten Waldtypen handelt es sich um gebietsfremde Fichtenbestände, die den Ausgangszustand des Waldumbaus darstellen, naturnahe Buchenwälder, die den Endzustand bilden sowie durch die FFH-Richtlinie geschützte Eichen-Trockenwälder (vgl. Kap. 5.2). Für alle Waldtypen konnten Kennartengruppen identifiziert werden, die den entsprechenden Waldtyp von den anderen abgrenzen und auch im Vergleich mit den Daten der drei anderen Länderstudien (Kap. 6-8) schwermäßig in diesem Biotyp auftreten. Mit Ausnahme der artenarmen Lumbriciden konnten für alle Tiergruppen Kennartengruppen für mindestens einen der beiden Laubwaldtypen nachgewiesen werden, für die Fichtenbestände gelang dies lediglich für die Oribatiden und Enchytraeiden. Zudem sind verschiedene Grundarten- und edaphische Gruppen erkennbar, so dass die Biotoptypen durch verschiedene Artengemeinschaften charakterisiert sind. Bei weiteren Untersuchungen im Rahmen des begleitenden Gebietsmonitorings kann somit kontrolliert werden, inwieweit sich die Boden-Biozönosen in ehemaligen Fichtenforsten an die neuen Standortbedingungen anpassen, indem beispielsweise Laubwald-Arten hinzukommen und die Kennarten der Fichtenforste wegfallen.

Zu (3): Bei der Einrichtung eines praktikablen, auch unter beschränkten finanziellen Kapazitäten langfristig einsetzbaren Indikatorsystems kommt den Kennarten eine besondere Bedeutung zu, da diese in hohem Maße an die standörtlichen Gegebenheiten gebunden sind. So kann beispielsweise im Rahmen des Waldumbaus überprüft werden, ob zunehmend auch Buchenwald-Kennarten auftreten. Da die Untersuchung von Bodentieren insbesondere für die besonders aussagekräftigen

taxonomischen Gruppen zeitintensiv ist und weitgehender taxonomischer Kenntnisse bedarf, bleibt abzuwarten, inwieweit sich neue Bestimmungstechniken durch das DNA-Barcoding etablieren werden (Lehmitz & Decker 2017, Orgiazzi et al. 2015).

Die Eichen-Trockenwälder im Nationalpark Eifel sind zudem durch die FFH-Richtlinie in besonderem Maße geschützt. In der vorliegenden Untersuchung der Bodentiere zeigt sich, dass dieser Biotoptyp über die verschiedenen Tiergruppen hinweg in weiten Teilen ein charakteristisches Artenspektrum aufweist. So kommt beispielsweise die Nährstoffgruppe der „sehr nährstoffarmen Wälder“ ausschließlich in diesem Biotoptyp vor, und auch die Gesamtartenzahl war dort besonders hoch (Kap. 5.5). Darüber hinaus gelang in den Eichenwäldern der Fang dreier selten gemeldeter Oribatidenarten bzw. ein Neufund für Deutschland (*Oribatula longelamellata*, *Pseudachipteria magna*, *Quadroppia longisetosa*, vgl. Kap. 5.4.1.2), was die Schutzwürdigkeit dieses Biotyps auch aus bodenzoologischer Sicht unterstreicht.

Insgesamt lassen sich in den verschiedenen Waldtypen des NP Eifel verschiedene Lebensgemeinschaften der Bodentiere feststellen, die regional als Referenzen gewertet werden können. Um zu weiteren Erkenntnissen zu gelangen, beispielsweise inwieweit sich die Artenspektren innerhalb eines Biotyps über die Zeit verändern und welche Zönosen auch überregional in den drei betrachteten Waldtypen auftreten, wären weitere systematische Untersuchungen von Bodentieren in Verbindung mit den Habitatparametern sowie der Vegetation zu empfehlen. Die Ermittlung möglichst naturnaher Lebensgemeinschaften bzw. Referenzzustände erfordert die Untersuchung z. B. sehr alter Buchenwälder in besonderem Maße. Dabei kann Edaphobase hilfreich sein, um die Daten verschiedener, auch überregional durchgeführter Studien zusammenzuführen. Somit sind Vergleiche und Auswertungen der Artenspektren von Bodentieren verschiedener Waldtypen im Hinblick auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede auch über die Nationalparkgrenzen hinaus möglich.

6 Die Länderstudie in Sachsen: „Bodenökologische Untersuchung von Kiefern- und Buchenwäldern sowie Sandäckern“

6.1 Problemstellung und Zielsetzung der Länderstudie im Land Sachsen

Die bodenökologischen Untersuchungen im Land Sachsen wurden durch das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG, T. Bräutigam †) unterstützt. Das Engagement des Anwendungspartners bestand im Wesentlichen auf dem Einbringen von aus Sicht des LfULG interessanten Fragestellungen, die im Rahmen der Fallstudie beantwortet werden sollten. Die Fragen zielten auf eine bodenökologische Biodiversitätsbewertung von Lebensräumen ab. Dazu wurden in der vorliegenden Untersuchung die im Land Sachsen erhobenen bodenökologischen Daten in einen Gesamtkontext bisheriger Erfahrungen zur Ökologie von Bodenlebensgemeinschaften gestellt.

Die Problemstellung wurde durch das LfULG wie folgt skizziert:

„Sinnvoll erscheint uns die Betrachtung von Bodenfauna zur Beurteilung ökologischer Valenz der Bodenorganismen und die Entwicklung von Bewertungsrahmen für die Ableitung von Boden-Biodiversität unter Erarbeitung von Leitbildern von Ökosystemen.“

Das avisierte Forschungsvorhaben erscheint uns als sehr innovativ in Bezug auf Unterstützung des praxisbezogenen Boden- und Klimaschutzes. Insbesondere dient das angehende Nutzen der bodenzoologischen Datenbank „Edaphobase“ der Beurteilung anthropogener Beeinträchtigung der Böden in ihrer Funktion als Lebensraum für Bodenorganismen.

Die Kooperation dient dem Wissenstransfer sowie Entwicklung von Standards und Verfahren im Hinblick auf eine moderne Informationstechnologie. Durch eine einheitliche Datenhaltung sowie standardisierte und an die Fragestellungen angepasste Auswertungstools bietet „Edaphobase“ ein breites Spektrum an Vorteilen und Möglichkeiten in Bezug auf die regionalen und überregionalen Vergleiche, prospektiven und retrospektiven Analysen sowie GIS-basierten Darstellungen.“

Die Zielsetzung im vorliegenden Bericht war somit die Erarbeitung bodenfaunistischer Leitbilder für verschiedene Biotypen. Daneben sollten die ökologischen Valenzen von Bodentierarten, also ihre Reaktion gegenüber verschiedenen Umweltfaktoren, dargestellt werden. Aus den generierten Informationen

sollte ein Beurteilungsrahmen entwickelt werden, mit dessen Hilfe anthropogene Beeinträchtigungen von Böden beurteilt werden können.

Neben der beispielhaften Bearbeitung dieser Fragestellung sollte die Studie die Praktikabilität von Edaphobase unter Routinebedingungen belegen. Dies beinhaltet die Datenerhebung und deren Speicherung, die anwendergerechte Datenextraktion sowie die Nutzung zusammenfassender Auswertungstools. Darüber hinaus sollte der spezifische Bedarf bzgl. Standardisierungen (Untersuchungsparameter, Datenerhebung, Datenspeicherung, Datenaustausch usw.) ermittelt werden. Dabei wurden v. a. Fragestellungen bearbeitet, die mehrere Tiergruppen betrafen. Hierdurch sollte der praxisrelevante Einsatz von Edaphobase zur Untersuchung der Boden-Biodiversität erprobt werden. Die Einbeziehung mehrerer Tiergruppen erlaubte es,

- a. die in Edaphobase aufgestellten tiergruppenspezifischen Standards bei der Datenerhebung zu testen und
- b. durch die umfangreiche Datenerhebung zu überprüfen, inwieweit sich die komplexen bzw. vernetzten Datensätze (Biodiversitätsdaten und die dazugehörigen Angaben zu den Habitatparametern) nutzerfreundlich und mit geringem Aufwand in Edaphobase einspeisen und später z. B. für naturschutzfachliche Anwendungen wieder extrahieren und analysieren lassen. Dabei ging es auch um die Frage, in welchem Umfang sich die Erfassung und Beurteilung der Boden-Biodiversität auf der Art- und auf der Gemeinschaftsebene sowohl in Hinsicht auf den jeweiligen Aufwand als auch in Bezug auf den Erkenntnisgewinn unterscheiden.

6.2 Untersuchungsgebiet

6.2.1 Geografische Lage

Der Freistaat Sachsen liegt im Osten der Bundesrepublik Deutschland. Sachsen ist mit einer Gesamtfläche von etwa 18.500 Quadratkilometer das zehntgrößte und mit 4.084.851 Einwohnern das sechstbevölkerungsreichste Bundesland der Bundesrepublik (<http://www.statistik-portal.de>, 02.11.16). Er grenzt an die Bundesländer Bayern, Thüringen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg sowie an die Republik Polen und die Tschechische Republik. Nach Mannsfeld & Richter (1995) hat Sachsen Anteile an drei europäischen Naturregionen. Das europäische Tiefland (Sächsisch-Niederlausitzer Heideland) als lössfreies Altmoränengebiet (18% der Landesfläche) sowie die sächsischen Mittelgebirge (33%) nehmen etwa die Hälfte des Landes ein.

Der größte Teil Sachsens wird demnach durch die sächsischen Lössgefülle charakterisiert (49%). Die Untersuchungsstandorte der Fallstudie liegen in den Landkreisen Görlitz und Bautzen im Osten bzw. Nordosten des Freistaates. Beide Landkreise zeichnen sich durch einen stetigen Bevölkerungsrückgang und eine relativ geringe Bevölkerungsdichte aus (Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 2016).

6.2.2 Klima

Sachsens Klima ordnet sich in das gemäßigte Übergangsklima der gemäßigten Klimazone ein. Innerhalb des Freistaates wird das Klima von West nach Ost zunehmend kontinentaler. Bei den vorherrschenden zyklonalen Wetterlagen überwiegen westliche Winde. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 7,6 °C, die jährliche Niederschlagssumme beläuft sich auf 731 mm (Referenzperiode 1961-1990) (SMUL 2008). Die Sommer sind relativ mild, aufgrund der relativ großen Entfernung zum Atlantik allerdings auch relativ niederschlagsarm. Im Zuge des Klimawandels sind vor allem abnehmende Jahresniederschlagssummen, eine signifikante Zunahme von Starkregenereignissen in den Monaten April, Mai und Juni sowie mildere Winter zu verzeichnen (SMUL 2005). Das Makrorelief Sachsens führt zu einer deutlichen Gliederung des sächsischen Klimas (Mannsfeld & Richter 1995). Detailliertere Angaben zum Klima der untersuchten Standorte sind in der Beschreibung der Untersuchungsflächen (Kap. 6.2.3) zu finden.

6.2.3 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen (= Standorte) in Sachsen befinden sich allesamt in der Oberlausitz, in den Landkreisen Bautzen (Sand-Kiefernwälder: EB_SN1) und Görlitz (Laubwälder mittlerer Feuchte: EB_SN2, Sandäcker: EB_SN3) (**Abb. 47**). Naturräumlich betrachtet liegen die untersuchten Standorte der Sand-Kiefernwälder und der Sandäcker in der Naturregion Sächsisch-Niederlausitzer Heideland (Bodenregionen der Altmoränenlandschaften). Die Laubmischwälder werden der Naturregion des sächsischen Lössgefülles (Bodenregionen der Löss- und Sandlösslandschaften) zugeordnet (<http://www.naturraeume.lfz-dresden.de/> 17.11.2016).

Die Auswahl der Flächen wurde im Fall der Wald-Standorte in enger Absprache mit dem Staatsbetrieb Sachsenforst (SBSF), Abteilung 4, Referat 43 (Standortserkundung, Bodenmonitoring, Labor)

durchgeführt. So wurden gezielt Flächen ausgewählt, die im Rahmen der Bodenzustandserhebungen (BZE) des SBSF einem Monitoring unterliegen (EB_SN11-13, EB_SN22). Die regelmäßige Analyse dieser Flächen führt zur genaueren Abbildung der Standorte und sollte somit eine erhöhte Interpretierbarkeit der Länderstudien-Daten gewährleisten. Mangels geeigneter, im Rahmen der BZE untersuchter Replikate des Biotoptyps „Laubwald mittlerer Feuchte“, erfolgte die Festsetzung zweier Standorte unter Kenntnisnahme und Genehmigung der UNB Löbau auf Nicht-BZE-Flächen (EB_SN23-24). Analog dazu wurde bei der Bestimmung der Acker-Standorte darauf geachtet, schwerpunktmäßig im Boden-Dauerbeobachtungsprogramm des LfULG integrierte Flächen zu wählen. Bodendauerflächen (BDF), die dem gewünschten Biotoptyp entsprachen, wurden in Absprache mit den Eigentümern in die Untersuchung aufgenommen (EB_SN31-32). Auch hier wurde die Festsetzung einer Nicht-Monitoring-Fläche notwendig (EB_SN34).

Die zur Charakterisierung der Standorte sowie der Interpretation der zoozönotischen Aufnahmen verwendeten Parameter entstammen zum größten Teil eigenen Messungen (vgl. Kap. 6.3.1). Die Angaben zu Temperatur und Niederschlag stammen aus den Angaben der Monitoringprogramme (BDF: Barth & Forberg 2013, BZE: Heintze & Andreae 2011). Das Untergrundgestein der Flächen wurde den geologischen Karten Sachsens 1:200 000 entnommen. Zuordnungen zu Biotop- und Vegetationstyp erfolgten anhand eigener vegetationskundlicher Erfassungen (vgl. Kap. 6.3.2). Die Biotoptypen folgen dabei der Biotoptypenliste Deutschlands (BTL D; Riecken et al. 2003) sowie der europäischen EUNIS-Klassifikation (EUNIS-Habitatklassifikation 2016). Flächenspezifische Informationen zu allen Standorten befinden sich in den nachfolgenden Kapiteln bzw. Steckbriefen (Kap. 6.2.3.1-6.2.3.3) sowie in Kapitel 6.3 - Ergebnisse zur Standortcharakterisierung.

6.2.3.1 Sand-Kiefernwald (EB_SN1)

Die drei Replikate, die den Biotoptyp Sand-Kiefernwald repräsentieren, befinden sich in der Umgebung der Großen Kreisstadt Hoyerswerda. Den Standorten gemein ist die dominante Bestockung der podsolierten Sandböden durch die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*).

Die Untersuchungsflächen EB_SN11-12 werden der Makrogeochore „Oberlausitzer Bergbaurevier“ zugeordnet (<http://www.naturraume.lfz-dresden.de/>, aufgerufen am 13.03.2019). Diese Bergbaufolgelandschaft wurde erst in jüngerer Zeit von der Makrogeochore

„Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet“ aufgrund der starken anthropogenen Überformung (LfULG 2014) abgegrenzt. Der dem saalekaltzeitlichen Urstromtal zugerechnete Naturraum zeichnet sich nach Mannsfeld & Richter (1995) vor allem durch die Vergesellschaftung grundwassernaher Talsande mit wenige Meter eingesenkten Talniederungen aus. So kommen hier nicht nur trockenheitsanfällige, wenig fruchtbare Sandflächen vor, sondern auch zahlreiche Vernässungen und Vermoorungen. Auf den trockeneren, armen Sanden dominieren im ganzen Naturraum Aufforstungen der Wald-Kiefer. Klimatisch gesehen gehört der Naturraum wegen seiner kontinentalen Klimateigenschaften zum Klimabezirk Niederlausitz. Das Teichgebiet gilt als gewitterreich, was die sommerlichen Niederschlagswerte beeinflusst. So fallen von Juni bis August ca. 35 % des Jahresniederschlags.

Westlich an den Naturraum „Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet“ angrenzend liegt die Makrogeochore „Königsbrück-Ruhlander Heiden“ mit dem Standort EB_SN13, der sich im Nordosten des Naturraumes befindet. Die Grenzregionen beider Naturräume haben deutlichen Übergangscharakter, so dominiert auch hier der sandige Untergrund des Altmoränengebiets. Die durch weichselkaltzeitliche periglaziale Umlagerung entstandenen Treibsand-Decken wurden örtlich zu Dünen aufgeweht. Die ausgesprochen nährstoffarmen Böden sind fast ausschließlich mit Kiefer bestockt, der Laubholzanteil liegt bei unter 5 %. Die Niederschläge gewährleisten bei dem sandigen Substrat keine ausreichende Wasserversorgung, weswegen regelmäßig Trockenperioden auftreten. Charakteristisch sind außerdem die mächtigen Niederlausitzer Braunkohlenbildungen des Miozäns. Das Gebiet ist deutlich durch den Braunkohleabbau geprägt (Mannsfeld & Richter 1995).

6.2.3.2 Laubwald mittlerer Feuchte (EB_SN2)

Die drei Standorte des Biotoptyps Laubwald mittlerer Feuchte liegen im Landkreis Görlitz und sind Bestandteile des FFH-Gebietes „Basalt- und Phonolithkuppen der Oberlausitz“. Die Flächen befinden sich an den Hängen der Basaltkuppen Spitzberg bei Deutsch-Paulsdorf (EB_SN23) und Schönbrunner Berg bei Großhennersdorf (EB_SN24) bzw. auf der Kuppe des Buchberges bei Schlegel (EB_SN22). Allen drei Standorten ist die Bestockung mit verschiedenen Laubbäumen gemein, im Unterwuchs existiert eine dichte Krautschicht. Die basenreichen Böden der Untersuchungsflächen sind hinsichtlich der Feuchte mesophil. Die untersuchten landschaftsprägenden Basaltkuppen befinden sich im

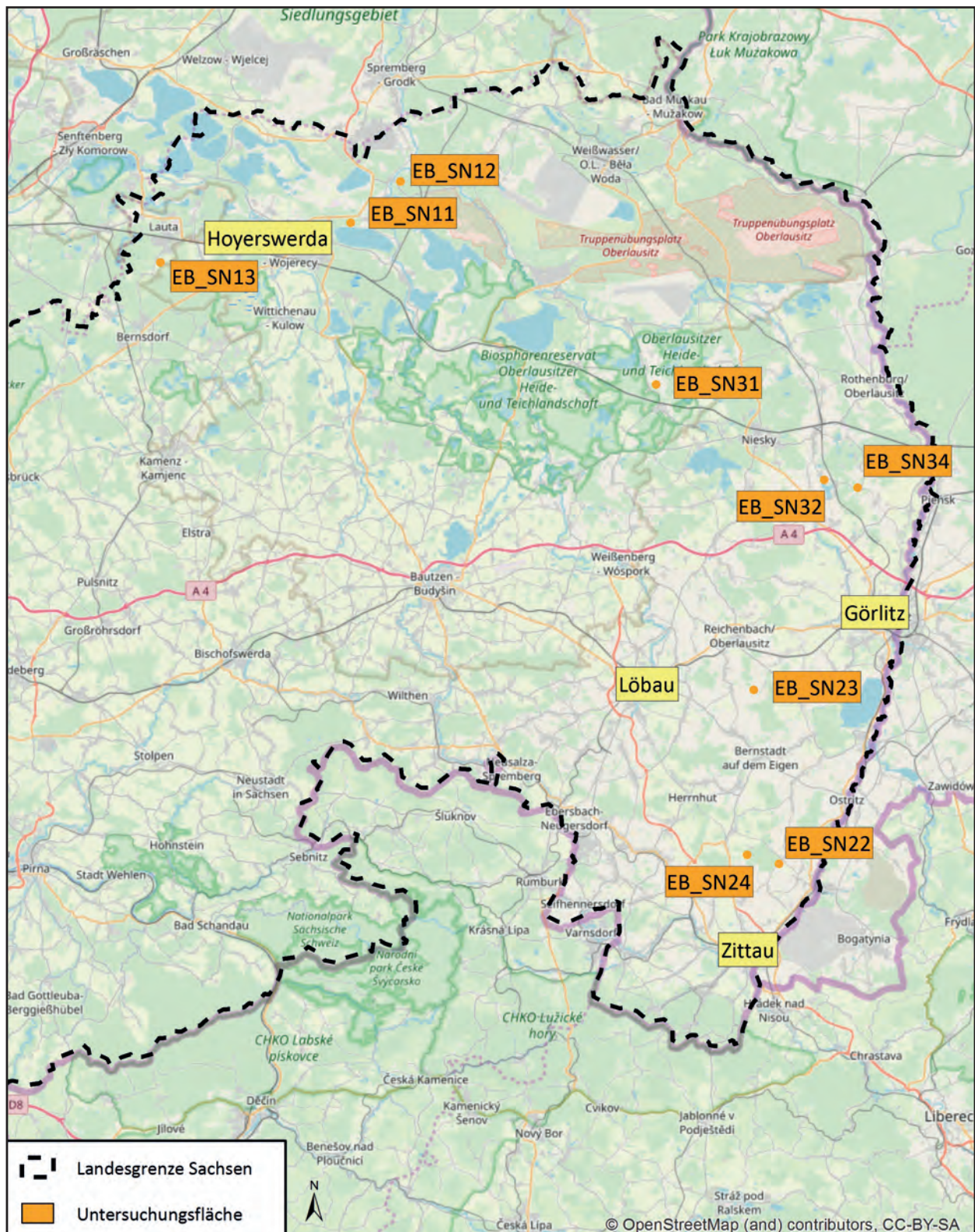


Abb. 47: Lage der Untersuchungsflächen in Sachsen.

(1): Standortname: Seidewinkel
Replikat: Sand-Kiefernwald (SK) 1



Foto: SMNG

Standortkennung: EB_SN11
Koord. (WGS 84): 51.45855 (N); 14.32321 (O)
Standortbeschreibung: Durch Pflanzung entstandener Kiefernbestand mit einem Alter von ca. 110 Jahren auf podsoliertem Boden über Dünensand (BZE 67)
Naturraum: Oberlausitzer Bergbaurevier (Johannistaler Endmoräne)
Bodenlandschaft: 04.3.2 Muskauer Heide
Vegetationseinheit: *Leucobryo-Pinetum* Matuszkiewicz 1962
Biotoptyp: BTL D: 44.02.03.02 - trockener Sand-Kiefernwald basenarmer Standorte
 EUNIS: G3.421 - Subcontinental Scots pine forests

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Typischer Zwergstrauch-Kiefernwald

Mittl. Temperatur: 9,1 °C
Niederschlag: 618 mm/Jahr
Hangneigung: 0°
Höhe ü. NHN: 134 m
Bodentyp: Eisenpodsol
pH-Wert: 3,73
Bodenart: Sand (Su2)
Humusform: feinhumusarmer Rohhumus
Geologie: Dünensand, mächtigere Flugsanddecken

Sonstige Flächeninformationen: Historischen Karten ist zu entnehmen (Messtischblatt 4552 Weißkollm 1889-1938, vgl. www.deutschefotothek.de, letzter Zugriff: 09.11.2016), dass die Fläche seit mindestens dem späten 19. Jh. mit Nadelwald bedeckt ist. Der Standort ist im Rahmen der Bodenzustandserhebung des Staatsbetriebes Sachsenforst im forstlichen Bodenmonitoring eingegliedert (Weißkollm, Punkt 67). Kalkungen bzw. der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sind nicht bekannt. Starke Störung durch Wildschweine im Untersuchungs-jahr.

Schutzgebiete: keine

(2): Standortname: Weißkollm
Replikat: Sand-Kiefernwald (SK) 2



Foto: H. Höfer

Standortkennung: EB_SN12
Koord. (WGS 84): 51.49002 (N); 14.38497 (O)
Standortbeschreibung: Durch Pflanzung entstandener Kiefernbestand mit einem Alter von ca. 150 Jahren auf podsoliertem Boden über Dünensand (BZE 69)
Naturraum: Oberlausitzer Bergbaurevier (Dünen-Terrasse Spreewitzer Heide)
Bodenlandschaft: 04.3.2 Muskauer Heide
Vegetationseinheit: *Peucedano-Pinetum* Matuszkiewicz 1962
Biotoptyp: BTL D: 44.02.03.02 - trockener Sand-Kiefernwald basenarmer Standorte
 EUNIS: G3.421 - Subcontinental Scots pine forests

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Typischer Kiefern-Eichenwald

Mittl. Temperatur: 9,1 °C
Niederschlag: 624 mm/Jahr
Hangneigung: 0°
Höhe ü. NHN: 121 m
Bodentyp: Braunerde-Podsol
pH-Wert: 3,85
Bodenart: Sand (Su2)
Humusform: feinhumusarmer Rohhumus
Geologie: Dünensand, mächtigere Flugsanddecken

Sonstige Flächeninformationen: Historischen Karten ist zu entnehmen (Messtischblatt 4552 Weißkollm 1889-1938, vgl. www.deutschefotothek.de, letzter Zugriff: 09.11.2016), dass die Fläche seit mindestens dem späten 19. Jh. mit Nadelwald bedeckt ist. Der Standort ist im Rahmen der Bodenzustandserhebung des Staatsbetriebes Sachsenforst im forstlichen Bodenmonitoring eingegliedert (Weißkollm, Punkt 69). Kalkungen bzw. der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sind nicht bekannt.

Schutzgebiete: keine

(3): Standortname: Hoyerswerda
Replikat: Sand-Kiefernwald (SK) 3



Foto: SMNG

Standortkennung: EB_SN13
Koord. (WGS 84): 51.49002 (N); 14.38497 (O)
Standortbeschreibung: Durch Pflanzung entstandener Kiefernbestand mit einem Alter von ca. 120 Jahren auf podsoliertem Boden über fluviatilem Sand (BZE 79)
Naturraum: Königsbrück-Ruhlander Heiden (Hoyerswerdaer Dünenterrasse)
Bodenlandschaft: 04.3.1 Westlausitzer Heide- und Kuppenland
Vegetationseinheit: *Peucedano-Pinetum* Matuszkiewicz 1962
Biotoptyp: BTL D: 44.02.03.02 - trockener Sand-Kiefernwald basenarmer Standorte
 EUNIS: G3.421 - Subcontinental Scots pine forests

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Typischer Kiefern-Eichenwald

Mittl. Temperatur: 9,0 °C
Niederschlag: 648 mm/Jahr
Hangneigung: 0°
Höhe ü. NHN: 134 m
Bodentyp: Braunerde-Podsol
pH-Wert: 3,89
Bodenart: Sand (Su2)
Humusform: typischer Rohhumus
Geologie: Fluviatiler Sand = Höhere Niederterrasse bzw. Obere Talsandfolge des Lausitzer Stromes Frühweichsel

Sonstige Flächeninformationen: Historischen Karten ist zu entnehmen (Messtischblatt 4550 Hohenbockau 1888-1937, vgl. www.deutschefotothek.de, letzter Zugriff: 09.11.2016), dass die Fläche seit mindestens dem späten 19. Jh. mit Nadelwald bedeckt ist. Der Standort ist im Rahmen der Bodenzustandserhebung des Staatsbetriebes Sachsenforst im forstlichen Bodenmonitoring eingegliedert (Hoyerswerda, Punkt 79). Kalkungen bzw. der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sind nicht bekannt.

Schutzgebiete: keine

(4): Standortname: Schlegeler Buchberg
Replikat: Laubw. mittl. Feuchte (LB) 1



Foto: SMNG

Standortkennung: EB_SN22
Koord. (WGS 84): 50.96841 (N); 14.84632 (O)
Standortbeschreibung: Durch Pflanzung entstandener Linden-Eschen-Bestand mit einem Alter von ca. 90 Jahren auf submontanem Buchenwaldstandort einer Basaltkuppe (BZE 6)
Naturraum: Östliche Oberlausitz (Wittgendorfer Löss-Hügelland)
Bodenlandschaft: 04.3.2 Oberlausitzer Lösshügelland
Vegetationseinheit: *Galio odorati-Fagetum* Sougnez et Thill 1959
Biotoptyp: BTL D: 43.07.05.02 - Buchenwald basenreicher Standorte der planaren bis submontanen Stufe
 EUNIS: G1.6312 - Medio-European woodruff and hairy sedge beech forests

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Perlgras-Waldmeister-Buchenwald

Mittl. Temperatur: 7,7 °C
Niederschlag: 713 mm/Jahr
Hangneigung: 0°
Höhe ü. NHN: 385 m
Bodentyp: Braunerde
pH-Wert: 4,88
Bodenart: lehmiger Sand (Su4)
Humusform: F-Mull (Of-Mull)
Geologie: Basaloid, ungegliedert, Basalt

Sonstige Flächeninformationen: Im späten 18. Jh. bestand die Bestockung des Buchberges nach Leske (1785) aus Kiefern, Fichten, Tannen, Rotbuchen, Weißbuchen, Rüstern, Birken, Aspen, Linden, Ahornen, Spitzahorn, Hartriegel, Vogelbeerbäumen und verschiedenen anderen Sträuchern. Um 1830 dominierte bereits das Nadelholz mit Fichte, Kiefer, Tanne; es gab jedoch auch reine Buchenbestände sowie einen erheblichen Niederwaldanteil. Zwischen 1830 und 1930 verschwand dieser Niederwald völlig (Vietinghoff-Riesch 1961). Der Standort ist im Rahmen der Bodenzustandserhebung des Staatsbetriebes Sachsenforst im forstlichen Bodenmonitoring eingegliedert (Löbau, Punkt 6).

Schutzgebiete: Naturdenkmal „Unterer Buchberg“, FFH-Gebiet „Basalt und Phonolithkuppen der östlichen Oberlausitz“

(5): Standortname: Paulsdorfer Spitzberg
Replikat: Laubw. mittl. Feuchte (LB) 2



Foto: : H. Haase

Standortkennung: EB_SN23
Koord. (WGS 84): 51.09996 (N); 14.81939 (O)
Standortbeschreibung: Standortgerechter, submontaner Buchen-Eschenbestand am Hang einer landschaftsprägenden Basaltkuppe der Oberlausitz
Naturraum: Östliche Oberlausitz (Sohlander Löss-Hügelgebiet)
Bodenlandschaft: 04.3.2 Oberlausitzer Lösshügelland
Vegetationseinheit: *Galio odorati-Fagetum* Sougnez et Thill 1959
Biotoptyp: BTL D: 43.07.05.02 - Buchenwald basenreicher Standorte der planaren bis submontanen Stufe
 EUNIS: G1.6312 - Medio-European woodruff and hairy sedge beech forests
Potentielle Natürliche Vegetation (PNV): Perlgras-Waldmeister-Buchenwald
Mittl. Temperatur: 8,8 °C (Görlitz)
Niederschlag: 656 mm/Jahr (Görlitz)
Hangneigung: 10°/West
Höhe ü. NHN: 343 m
Bodentyp: Braunerde
pH-Wert: 3,95
Bodenart: lehmiger Schluff (Ut2)
Humusform: L-Mull
Geologie: Gehängelehm (Fließelem, meist solifluidal umgelagerter Lösslehm), z. T. kiesig (randlich Basaloid, ungliedert, Basalt)
Sonstige Flächeninformationen: Historischen Karten ist zu entnehmen (Charte des Königreichs Sachsen und der angrenzenden Länder, 1:120000, 1829-1836, Messtischblatt 4854 Kittlitz, 1933 vgl. www.deutschefotothek.de, letzter Zugriff: 09.11.2016), dass die Fläche seit mindestens dem frühen 19. Jh. mit Wald bedeckt ist.
Schutzgebiete: FFH-Gebiet „Basalt und Phonolithkuppen der östlichen Oberlausitz“

(6): Standortname: Schönbrunner Berg
Replikat: Laubw. mittl. Feuchte (LB) 3



Foto: H. Haase

Standortkennung: EB_SN24
Koord. (WGS 84): 50.97177 (N); 14.81134 (O)
Standortbeschreibung: Naturnaher, submontaner Buchen-Altbestand am Südhang einer landschaftsprägenden Basaltkuppe der Oberlausitz
Naturraum: Östliche Oberlausitz (Großhennersdorfer Kuppengebiet)
Bodenlandschaft: 04.3.2 Oberlausitzer Lösshügelland
Vegetationseinheit: *Galio odorati-Fagetum* Sougnez et Thill 1959
Biotoptyp: BTL D: 43.07.05.02 - Buchenwald basenreicher Standorte der planaren bis submontanen Stufe
 EUNIS: G1.6312 - Medio-European woodruff and hairy sedge beech forests
Potentielle Natürliche Vegetation (PNV): Perlgras-Waldmeister-Buchenwald im Komplex mit Waldgersten-Buchenwald und Eschen-Ahorn Schutt- und Schatthangwald
Mittl. Temperatur: 7,7 °C (BZE6)
Niederschlag: 713 mm/Jahr (BZE6)
Hangneigung: 6°/Süd **Höhe ü. NHN:** 424 m
Bodentyp: Braunerde **pH-Wert:** 3,74
Bodenart: lehmiger Schluff (Ut2)
Humusform: F-Mull (Of-Mull)
Geologie: Fluvialer Kies und Sand = Mittlere Mittelterrasse
Sonstige Flächeninformationen: In der ursprünglichen Bestockung dürften mesophile Tannen-Buchenwälder, in den oberen Lagen ggf. mit Fichte, existiert haben (Hempel 1982). 1587 war der Schönbrunner Berg noch von Mischwald bedeckt, bis 1784 lässt sich diese Bestockung nachweisen (SMUL 2008). Seit Mitte des 18. Jh. wurden Teile des Oberwaldes mittelwaldartig bewirtschaftet. Auch die untersuchten Buchenbestände am Südrand des Schönbrunner Berges stellen laut MaP 030E ein Ergebnis der Mittelwaldbewirtschaftung dar. Nach der Ausweisung als Nationales Naturerbe ist die natürliche Entwicklung der Waldgesellschaften zu gewährleisten.
Schutzgebiete: NSG „Schönbrunner Berg“, FFH-Gebiet „Basalt und Phonolithkuppen der östlichen Oberlausitz“, seit 2015 außerdem als Nationales Naturerbe geschützt (3. Tranche)

(7): Standortname: Kreba-Neudorf
Replikat: Sandacker (AS) 1



Foto: SMNG

Standortkennung: EB_SN31
Koord. (WGS 84): 51.33378 (N); 14.70015 (O)
Standortbeschreibung: Intensiv bewirtschafteter Sandacker bei Kreba-Neudorf (BDF 15)
Naturraum: 04.5.3 Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet (Krebaer Heide- und Teichg.)
Bodenlandschaft: 04.5.3 Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft
Vegetationseinheit: *Stellarietea*-Basalgesellschaft
Biotyp: BTL D: 33.03.03 - intensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation
 EUNIS: I1.1 - Intensive unmixed crops
Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):
 Pfeifengras-(Kiefern-)
 Birken-Stieleichenwald
Mittl. Temperatur: 9 °C
Niederschlag: 601 mm/Jahr
Hangneigung: 0°
Höhe ü. NHN: 143 m
pH-Wert: 4,8
Bodenart: Sand (Su2)
Geologie: Fluvialer Sand = Höhere Niederterrasse bzw. Obere Talsandfolge des Lausitzer Stromes Frühweichsel, reiner Sand
Bewirtschaftung: Im Aufnahmejahr (2014) mit Maiskultur
Sonstige Flächeninformationen: Historischen Karten zur Folge (Messtischblatt 4654 Mückä 1888-1939, vgl. www.deutschefotothek.de, letzter Zugriff: 09.11.2016) ist eine Ackernutzung seit mindestens dem späten 19. Jh. möglich. Der Standort ist im Rahmen des Bodenmonitorings als Bodendauerbeobachtungsfläche der Kategorie I ausgewiesen (Kreba-Neudorf, BDF 15).
Schutzgebiete: Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ (Entwicklungszone), SPA „Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“

(8): Standortname: Mückenhain
Replikat: Sandacker (AS) 2



Foto: H. Höfer

Standortkennung: EB_SN32
Koord. (WGS 84): 51.26112 (N); 14.90555 (O)
Standortbeschreibung: Intensiv bewirtschafteter Acker bei Mückenhain (BDF 21)
Naturraum: Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet (Mückenhainer Terrassenplatte)
Bodenlandschaft: 04.3.3 Nieskyer Platten
Vegetationseinheit: *Stellarietea*-Basalgesellschaft
Biotyp: BTL D: 33.03.03 - intensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation
 EUNIS: I1.1 - Intensive unmixed crops
Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):
 Typischer Kiefern-Eichenwald
Mittl. Temperatur: 8 °C
Niederschlag: 657 mm/Jahr
Hangneigung: 0°
Höhe ü. NHN: 178 m
pH-Wert: 5,94
Bodenart: stark sand. Lehm (Slu)
Geologie: Tonschiefer, Grauwacke, Konglomerat, Quarzit, z. T. Kieselschiefer, Diabastuff; stark lehmiger Sand
Bewirtschaftung: im Aufnahmejahr (2014) mit Saat-Weizen (*Triticum aestivum*)

Sonstige Flächeninformationen: Historischen Karten zur Folge (Messtischblatt 4755 Horka 1929, vgl. www.deutschefotothek.de, letzter Zugriff: 09.11.2016) ist eine Ackernutzung seit mindestens dem frühen 20. Jh. möglich, die Fläche könnte aber auch als Feuchtwiese genutzt worden sein. Der Standort ist im Rahmen des Bodenmonitorings als Bodendauerbeobachtungsfläche der Kategorie I ausgewiesen (Mückenhain, BDF 21).
Schutzgebiete: keine

(9): Standortname: Klein-Krauscha
Replikat: Sandacker (AS) 3



Vegetationseinheit: *Stellarietea*-Basalgesellschaft
Biotyp: BTL D: 33.03.02 - Acker auf Sandboden mit artenreicher Segetalvegetation
 EUNIS: II.3 - Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Waldreitgras-Kiefern-Traubeneichenwald

Mittl. Temperatur: 8 °C (BDF 21)

Niederschlag: 657 mm/Jahr (BDF 21)

Hangneigung: 0°

Höhe ü. NHN: 190 m

pH-Wert: 4,23

Bodenart: lehmiger Sand (Su2)

Geologie: Fluvialer Kies und Sand = Mittlere Mittelterrasse

Bewirtschaftung: im Aufnahmejahr (2014) mit Buchweizen

Sonstige Flächeninformationen: Historischen Karten zufolge (Messtischblatt 4755, Horka 1929, vgl. www.deutschefotothek.de, letzter Zugriff: 09.11.2016) ist eine Ackernutzung seit mindestens dem frühen 20. Jh. möglich.

Schutzgebiete: keine

Standortkennung: EB_SN34

Koord. (WGS 84): 51.25657 (N); 14.94617 (O)

Standortbeschreibung: Bioland zertifizierter extensiv bewirtschafteter Sandacker bei Klein-Krauscha

Naturraum: Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet (Zentendorfer Niederterrasse)

Bodenlandschaft: 04.3.3 Nieskyer Platten

Tab. 38: Ergebnisse der bodenkundlichen Messungen; Mittelwerte von Bodenfeuchte, pH-Wert, Kohlen- und Stickstoff sowie Carbonat aller Untersuchungsflächen der Länderstudie Sachsen.

Untersuchungs- fläche	Bodenfeuchte /% [Masse]	pH-Wert	C/N- Verhältnis	Cgesamt /% [Masse]	Ngesamt /% [Masse]	Carbonat /g/kg
EB_SN11	16,9	3,73	25,55	6,21	0,22	0,20
EB_SN12	22,9	3,85	25,57	10,73	0,42	0,15
EB_SN13	18,8	3,89	26,73	6,90	0,24	0,43
Mittelwert	19,6	3,82	25,95	7,95	0,30	0,26
EB_SN22	40,8	4,88	13,90	14,74	1,05	0,42
EB_SN23	28,2	3,95	12,01	5,22	0,43	0,36
EB_SN24	24,35	3,74	14,74	9,32	0,63	0,47
Mittelwert	34,5	4,19	13,55	9,76	0,71	0,42
EB_SN31	10,61	4,8	15,24	4,06	0,26	0,16
EB_SN32	17,1	5,94	10,10	2,47	0,24	0,20
EB_SN34	11,26	4,23	11,98	2,29	0,19	0,27
Mittelwert	17,1	4,99	12,44	2,94	0,23	0,21

Naturraum „Östliche Oberlausitz“ (Mannsfeld & Richter 1995). Dieser landschaftlich sehr abwechslungsreiche Naturraum wird durch ein Nebeneinander von Berggruppen, Einzelbergen, Platten und Becken geprägt. Löss- und lössähnliche Materialien dominieren das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung auch an den Hängen der Berggruppen. Neben dem Vulkanfeld mit seinen zahlreichen Basalt- und Phonolithkegeln sind die heute gefluteten ehemaligen Braunkohleablagerungen sowie das im Osten befindliche Tal der Neiße typisch für die Umgebung. Auch wenn Fichtenforste dominieren, gedeihen auf den nährstoffreichen Bergen oft anspruchsvolle Buchen- oder Edellaubwälder. Diese bilden allerdings nur Inseln in einem ansonsten sehr landwirtschaftlich geprägten Gebiet, in welchem aufgrund hoher agrarischer Leistungsfähigkeit der Böden vornehmlich Ackerbau betrieben wird. Jahrelanger Abbau und die energetische Nutzung von Braunkohle vor Ort zogen massive Auswirkungen auf die Umwelt nach sich, welche im Hinblick auf die Bodenfauna auch gut dokumentiert wurden (u. a. Dunger 1968, 1972, 2006, Voigtländer et al. 1993).

6.2.3.3 Sandacker (EB_SN3)

Die Sandäcker EB_SN31, 32 & 34 liegen auf verschiedenen Sand-Terrassen des südlichen „Oberlausitzer Heide- und Teichgebietes“ (Mannsfeld & Richter 1995). Bei diesem Naturraum handelt es sich um einen Teil des saalekaltzeitlichen Urstromtals, in welchem grundwassernahe Talsande mit wenigen Metern eingesenkten Talniederungen vergesellschaftet sind. Er wird von trockenheitsanfälligen und wenig fruchtbaren Sandflächen dominiert. Vernässungen und Vermoorungen zählen aber auch zu den Merkmalen der Naturausstattung.

Das Landschaftsbild bestimmen ausgedehnte Waldkomplexe und zahlreiche Wasserflächen. Ackerbau findet meist nur kleinflächig entlang der Täler in der Nähe von Siedlungen statt.

6.3 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung

6.3.1 Bodenkundliche Angaben

Die gemessenen Habitatparameter-Werte wurden in den **Tab. 38** und **39** zusammengefasst. Die Messung der aktuellen Bodenfeuchte ergab, dass der Boden der drei Untersuchungsflächen des Biotoptyps „Laubwald mittlerer Feuchte“ (EB_SN2) zum Zeitpunkt der beiden Mikroarthropoden-Probenahmeterminen deutlich feuchter war als der der beiden anderen Biotoptypen. Die Messung der aktuellen Bodenfeuchte ist lediglich als Momentaufnahme zu bewerten. Ein Vergleich mit den Feuchtezahlen (siehe **Tab. 40**, Ergebnisse der Ellenbergzahlen) zeigt jedoch, dass auch die Pflanzen zumindest der Sand-Kiefernwälder trockenere Standortbedingungen anzeigen.

Der pH-Wert der neun Untersuchungsflächen lag zwischen pH=3,73 (EB_SN11) und pH=5,94 (EB_SN32). Die Sand-Kiefernwälder sind also erwartungsgemäß sauer. Überraschenderweise besaßen, mit Ausnahme von EB_SN22, die Laubmischwälder demgegenüber keine deutlich höheren pH-Werte. Die medialen Zeigerwerte der artenreichen Vegetation dieser Standorte verweisen jedoch auf basische Verhältnisse. Wahrscheinlich handelt es sich hierbei um eine oberflächennahe Versauerung infolge der Kraftwerk-Emissionen zu DDR-Zeiten.

Das C/N - Verhältnis als gängiger Indikator der Stickstoffverfügbarkeit ist in den Sand-Kiefernwäldern sehr weit. Die geringe Stickstoffverfügbarkeit wird sehr

Tab. 39: Ergebnisse der bodenkundlichen Messungen; Mittelwerte der relativen Anteile der einzelnen Bodenkornkompartimente sowie die Bodenart aller Untersuchungsflächen der Länderstudie Sachsen; Su2 = Sand, Su4 = lehmiger Sand, Ut2 = lehmiger Schluff, Slu = stark sandiger Lehm (Arbeitsgruppe Boden 1996).

Untersuchungsfläche	Korngrößenverteilung			Bodenart
	Ton /%	Schluff /%	Sand /%	
EB_SN11	1,3	11,1	87,6	Su2
EB_SN12	2,4	22,4	75,3	Su2
EB_SN13	2,6	20,8	76,6	Su2
EB_SN22	4,7	49,9	45,5	Su4
EB_SN23	8,5	71,4	20,0	Ut2
EB_SN24	11,1	74,1	14,8	Ut2
EB_SN31	2,6	14,6	82,8	Su2
EB_SN32	11,8	45,3	42,9	Slu
EB_SN34	4,1	19,0	76,9	Su2

Tab. 40: Mediane der Ellenbergzahlen für die Bodenreaktion, den Stickstoffgehalt sowie die Feuchte-, Licht- und Temperaturbedingungen auf den Untersuchungsflächen der Länderstudie Sachsen.

Untersuchungs- fläche	Zeigerwerte nach Ellenbebrg (Median)				
	Reaktion	Stickstoff	Feuchte	Licht	Temperatur
EB_NW11	2,0	2,0	4,0	7,0	6,0
EB_NW12	3,0	2,0	4,0	6,0	6,0
EB_NW13	3,0	2,0	4,5	6,0	6,0
EB_NW21	6,0	5,0	5,0	4,0	6,0
EB_NW22	7,0	7,0	5,0	4,0	5,0
EB_NW23	7,0	6,0	5,0	6,0	5,5
EB_NW31	-	-	-	-	-
EB_NW32	6,5	8,0	5,5	6,5	6,0
EB_NW33	-	-	-	-	-

Reaktion		Stickstoff		Feuchte		Licht		Temperatur	
sauer	0-4,0	mager	0-4,0	trocken	0-4,0	schattig	0-4,0	kühl	0-4,0
neutral	4,1-5,5	mäßig	4,1-5,5	frisch	4,1-5,5	halblicht	4,1-5,5	mäßig warm	4,1-5,5
basisch	5,6-10	eutroph	5,6-10	feucht	5,6-10	volllicht	5,6-10	warm	5,6-10

gut anhand der Pflanzen widergespiegelt, der mediale Wert für die Stickstoffzahl beträgt im Durchschnitt 2,0. Im Gegensatz dazu ist das Verhältnis sowohl der Laubwälder als auch der Sandäcker enger, d. h. die Stickstoffverfügbarkeit ist erhöht, was auch durch die entsprechenden Zeigerwertzahlen gut verdeutlicht wird. Das C/N-Verhältnis der Laubwälder und der Sandäcker ist recht ähnlich. Im Hinblick auf die Äcker korreliert die Nährstoffverfügbarkeit offenbar mit der Bodentextur (Tab. 39) – je sandärmer die Böden, desto mehr Stickstoff können sie für die Pflanzenernährung bereithalten. Der Karbonat-Anteil am Gesamtkohlenstoffgehalt aller neun Untersuchungsflächen war mit Werten von deutlich unter 1 g/kg gering (Arbeitsgruppe Boden 1996).

Die Messungen der Korngrößenverteilungen spiegeln gut die im Vorfeld getätigten Annahmen wider (Tab. 39). So besteht der Boden der Sand-Kiefernwälder zu 75,3%–87,6% aus Sand. Die Tonanteile sind hingegen ausgesprochen gering. Sehr ähnlich verhält es sich mit den Sandäckern: Eine Ausnahme bildet hier der Standort EB_SN32, der deutlich verringerte Sand-Anteile zu Gunsten der Ton- und Schluff-Anteile aufweist. Insgesamt führt das wie oben beschrieben zu einer besseren Nährstoff- und Wasserversorgung im Vergleich mit den beiden anderen Flächen (Tab. 38). Die beiden Laubwaldflächen EB_SN23 und EB_SN24 sind bezüglich der Bodenart sehr gut miteinander vergleichbar, es handelt sich um lehmige Schluffe. Auf der Kuppe des Buchberges am Standort EB_SN22 ist demgegenüber der Sand-Anteil höher, Tone und Schluffe treten zurück.

Die Mediane der Ellenbergzahlen, die sich aus der Vegetation ergeben, konnten für die Waldstandorte sowie den Sandacker EB_SN32 berechnet werden. EB_SN31 beherbergte neben der Kulturart keine Pflanzen, EB_SN34 wurde zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahmen gepflügt, wobei somit keine detaillierte Ansprache möglich war. Bei den Sand-Kiefernwäldern handelt es sich durchweg um recht trockene, ausgesprochen nährstoffarme, saure Standorte mit hohem Lichteinfall. Demgegenüber bieten die Laubwälder laut vorkommenden Pflanzen mesophile Feuchtigkeitsbedingungen sowie eine hohe Bodenreaktion und ein gutes Nährstoffangebot. Das Lichtangebot ist demnach auf den Standorten EB_SN22 und EB_SN23 gegenüber den anderen Waldstandorten verringert. Die Segetalflora des Ackerstandortes EB_SN32 zeigt einen hohen Stickstoffgehalt des Bodens an, außerdem erscheint der Standort in dieser Hinsicht feuchter als die Waldstandorte, was anhand der Bodenfeuchtemessungen nicht nachvollzogen werden kann.

6.3.2 Vegetationskundliche Aufnahmen

6.3.2.1 *Leucobryo-Pinetum* & *Peucedano-Pinetum* Matuszkiewicz 1962 Bodensaure Sandkiefernwälder

Formation: XI. Waldgesellschaften
Klasse: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939

Ordnung:	<i>Piceetalia</i> Pawlowski in Pawlowski et al. 1928, Kiefern-Fichten Wälder
Verband:	<i>Dicrano-Pinion</i> (Libbert 1932) Matuszkiewicz 1962, Sand-Kiefernwälder
Assoziation:	<i>Leucobryo-Pinetum</i> Matuszkiewicz 1962, Zwergstrauch und Moosreicher Kiefernwald <i>Peucedano-Pinetum</i> Matuszkiewicz 1962, subkontinentaler Steppen Kiefernwald
Biotoptyp	
BTL D:	44.02.03.02 trockener Sandkiefernwald basenreicher Standorte
EUNIS:	G3.421 Subcontinantal Scots pine forest

Innerhalb des Verbandes *Dicrano-Pinion* sind Sand-Kiefernwälder mit subkontinentaler Verbreitung zusammengefasst. Sie unterscheiden sich durch das Vorkommen einiger subatlantischer säurezeigender Arten von den kontinentalen Kiefernwäldern. Eine exakte Abtrennung der naturnahen Kiefernwälder von den im Gebiet ebenso vorkommenden Kiefernforsten ist nicht immer einfach möglich. Im sommertrockenen, subkontinentalen Klima Osteuropas wird das Artengefüge in den bodensauren trockenen Kiefernwäldern durch einige Wintergrünengewächse sowie wärmeliebende Saum- und Magerrasenarten ergänzt (Schmidt et al. 2002, Härdtle et al. 2008). Matuszkiewicz (1962) hat diese osteuropäischen Einheiten als *Peucedano-Pineten* bezeichnet und den zentral-europäischen Einheiten, *Leucobryo-Pineten*, ohne die genannten Artengruppen gegenübergestellt.

Der Untersuchungsstandort EB_SN11 wurde dem *Leucobryo-Pinetum*, die Standorte EB_SN12 und EB_SN13 wurden dem *Peucedano-Pinetum* zugeordnet (Tab. 41). Die Fläche EB_SN11 war standörtlich zwar den beiden anderen Kiefernwäldern sehr ähnlich, jedoch hinsichtlich des Pflanzenbestandes insgesamt artenärmer. Es fehlten hier sowohl typische Zeiger der Steppenkiefernwälder (*Peucedano-Pineten*), wie beispielsweise *Frangula alnus* und *Sorbus aucuparia* in der Verjüngung, als auch die kennzeichnenden Wintergrünengewächse *Pyrola chlorantha*, *Chimaphila umbellata* und *Moneses uniflora*, die innerhalb der Steppenkiefernwälder ihren Verbreitungsschwerpunkt besitzen (Schmidt et al. 2002). Die Untersuchungsflächen EB_SN12 und EB_SN13 hingegen konnten als etwas basenreichere Standorte der *Peucedano-Pineten* eingestuft werden, die nach Schmidt et al. (2002) typisch für die

Region um Hoyerswerda und Weißkollm sind. Innerhalb der Vegetationsaufnahmen wurden zur Abgrenzung *Chimaphila umbellata* und *Pyrola chlorantha* erfasst. In den randlichen Bereichen der Untersuchungsflächen wurde zudem *Moneses uniflora* festgestellt. Der sonstige Bestand ähnelte denen der *Leucobryo-Pineten* sehr (Schmidt et al. 2002).

6.3.2.2 *Galio odorati-Fagetum* Sougnez et Thill 1959

Formation:	XI. Waldgesellschaften
Klasse:	<i>Quercus-Fagetea</i> Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937
Ordnung:	<i>Fagetalia sylvaticae</i> Pawlowski in Pawlowski et al., Buchen- und Edellaubmischwald
Verband:	<i>Fagion sylvaticae</i> Luquet 1926, Buchenwälder
Unterverband:	<i>Galio odorati-Fagenion</i> (R.Tx. 1955) Th. Müller 1966 em Oberd. & Th. Müller 1984, Waldmeister-Buchenwälder auf nährstoffreicheren Standorten
Assoziation:	<i>Galio odorati-Fagetum</i> Sougnez et Thill 1959, Waldmeister-Buchenwald
Subassoziation:	<i>Galio odorati-Fagetum milietosum</i> , Perlgras-Waldmeister-Buchenwald <i>Galio odorati-Fagetum typicum</i> , typischer Waldmeister-Buchenwald
Biotoptyp	
BTL D:	43.07.05.01 Buchenwald basenreicher Standorte der planaren bis submontanen Stufe
EUNIS:	G1.6312 Medio-European woodruff and hairy sedge beech forests

Innerhalb der Buchenwälder wurden Standorte auf nährstoffreicheren Böden mit optimaler Entfaltung der Rotbuche systematisch im Unterverband des *Galio-Fagenion* zusammengefasst. Hierunter fallen mäßig trockene bis feuchte Standorte mit schwach saurer bis neutraler Bodenreaktion. Kennzeichnend für die Krautschicht dieser Waldstandorte sind viele Mullbodenpflanzen, die eine Einteilung in zahlreiche Ausbildungen ermöglichen.

Nach Schmidt et al. (2002) kommen in der Oberlausitz *Galio-Fageten* in räumlichen Komplexen mit Schatthang- und Schluchtwäldern vor. Dafür verantwortlich sind die auf den Basaltkuppen der Oberlausitz kleinräumig auftretenden Standortverschiebungen, so dass eine räumlich genaue Abgrenzung zuweilen schwierig ist. *Galio-Fageten* werden durch die dominante Rotbuche,

manchmal auch durch Esche (*Fraxinus excelsior*) und Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) geprägt (Schmidt et al. 2002).

Nach Schmidt et al. (2002) konnten die Bestände der Untersuchungsflächen EB_SN22, EB_SN23 und EB_SN24 dem *Galio odorati-Fagetum* zugeordnet werden (Tab. 42). Es handelte sich um Bestände mit ausgeprägter Krautschicht. EB_SN22 war dabei von *Fraxinus excelsior* als Hauptbaumart dominiert und zeigte damit seine räumliche und standortökologische Nähe zu den Hangschuttwäldern. In den beiden anderen Untersuchungsflächen war die Rotbuche die Hauptbaumart. EB_SN22 und EB_SN24 gehörten

der Subassoziation des *G.-F. milietosum* an. Diese Subassoziation ist auf wärmebegünstigten Kuppenlagen oder exponierten Hanglagen mit stärkerer Einstrahlung und Evaporation ausgebildet (Pott 1992). Die Ausbildung war durch die beiden Perl-Gräser *Melica nutans* und *Melica uniflora* sowie *Poa nemoralis*, *Convallaria majalis* und *Lathyrus vernus* gekennzeichnet (vgl. dazu Schmidt et al. 2002). Die Untersuchungsfläche EB_SN23 konnte der Subassoziation *G.-F. typicum* zugeordnet werden. Hier fehlten die Arten der Artengruppe um *Melica nutans*, wobei Taxa eutraphenter Standorte, *Galium aparine*, *Actaea spicata*, *Sambucus nigra*, *Urtica dioica* und *Euonymus europaeus*, hinzukamen.

Tab. 41: Bodensaure Sand-Kiefernwälder, Assoziationen *Leucobryo-Pinetum* Matuszkiewicz 1962 (Sand-Kiefernwald, Fläche EB_SN11) und *Peucedano-Pinetum* Matuszkiewicz 1962 (Haarstrang-Kiefern Trockenwald, Flächen EB_SN12 und EB_SN13).

Standort	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13
Artenzahl	9	16	14
Baumschicht			
<i>Pinus sylvestris</i> L.	4	4	4
Strauchschicht u. Verjüngung			
<i>Pinus sylvestris</i> L.	2	.	2
<i>Frangula alnus</i> Mill.	.	.	1
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	.	1	1
Begleitarten			
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	.	2	.
<i>Quercus petraea</i> Liebl.	1	1	+
<i>Quercus rubra</i> L.	.	+	+
Krautschicht			
basenreichere Standorte			
<i>Chimaphila umbellata</i> (L.) Barton	.	1	.
<i>Pyrola chlorantha</i> Sw.	.	.	+
bodensaure Kiefernwälder			
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	2	2	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	2	1	2
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	1	1	2
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	.	.	1
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	.	3	.
trockene nährstoffarme Böden			
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	+	1	1
<i>Festuca ovina</i> agg.	1	1	1
<i>Melampyrum pratense</i> L.	+	+	2
Begleitarten			
<i>Campanula rotundifolia</i> agg.	.	+	.
<i>Carex arenaria</i> L.	1	.	.
<i>Carex pilulifera</i> L.	.	.	1
<i>Hieracium lachenalii</i> C. C. Gmel.	.	+	.
<i>Rubus idaeus</i> L.	.	1	.

Tab. 42: *Galio odorati-Fagetum* Sougnez et Thill 1959 (Waldmeister Buchenwald), Subassoziationen *Galio odorati-Fagetum milietosum* (Perlgras-Waldmeister-Buchenwald, Flächen EB_SN22, EB_SN24) und *Galio odorati-Fagetum typicum* (typischer Waldmeister-Buchenwald, Fläche EB_SN23).

Standort	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24
Artenzahl	26	25	30
Baumschicht			
<i>Fagus sylvatica</i> L.	.	3	4
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	4	3	.
Begleitarten			
<i>Betula pendula</i> Roth	.	.	1
<i>Carpinus betulus</i> L.	.	1	2
<i>Tilia x vulgaris</i>	2	.	.
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	2	.	.
Strauchschicht u. Verjüngung			
<i>Fagus sylvatica</i> L.	.	2	+
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	+	.	+
<i>Ulmus glabra</i> Huds.	+	1	.
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	+	.	+
<i>Acer platanoides</i> L.	1	.	+
Begleitarten			
<i>Carpinus betulus</i> L.	+	1	+
<i>Corylus avellana</i> L.	.	1	2
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	+	+
<i>Sambucus racemosa</i> L.	.	+	+
<i>Tilia x vulgaris</i>	2	.	.
<i>Quercus petraea</i> Liebl.	.	+	.
<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC.	.	1	.
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq. s. l.	.	.	+
<i>Daphne mezereum</i> L.	+	.	.
<i>Sambucus nigra</i> L.	.	1	.
Krautschicht			
Kennarten der Perlgras-Waldmeister Buchenwälder			
<i>Melica uniflora</i> Retz.	2	+	3
<i>Melica nutans</i> L.	1	.	1
<i>Poa nemoralis</i> L.	3	.	.
<i>Convallaria majalis</i> L.	.	.	1
<i>Lathyrus vernus</i> (L.) Bernh.	+	.	1
eutraphente Arten			
<i>Galium aparine</i> L.	.	+	+
<i>Actaea spicata</i> L.	.	1	.
<i>Sambucus nigra</i> L.	.	1	.
<i>Urtica dioica</i> L.	.	1	.
<i>Euonymus europaea</i> L.	.	1	.
mesophile Buchenwälder			
<i>Mercurialis perennis</i> L.	2	4	3
<i>Galeobdolon montanum</i> (Pers.) Pers. ex Rchb.	+	1	+
<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	+	+	+
<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	+	+	+
<i>Milium effusum</i> L.	+	.	+
<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	1	.	2
<i>Euphorbia dulcis</i> L.	+	.	+
<i>Asarum europaeum</i> L.	.	1	+

Tab. 42 (Fortsetzung).

Standort	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24
Artenzahl	26	25	30
<i>Pulmonaria officinalis</i> L.	.	1	+
<i>Anemone nemorosa</i> L.	.	.	1
<i>Viola reichenbachiana</i> Boreau	+	.	.
<i>Bromus benekenii</i> (Lange) Trimen	+	.	.
<i>Geum urbanum</i> L.	.	+	.
<i>Stellaria holostea</i> L.	1	.	.
<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	.	2	.
<i>Lamium maculatum</i> L.	.	1	.
Begleitarten			
<i>Chaerophyllum temulum</i> L.	.	.	+
<i>Corydalis intermedia</i> (L.) Mérat	.	.	+
<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.)	.	1	.
<i>Hedera helix</i> L.	.	.	1
<i>Hepatica nobilis</i> Schreb.	.	.	1
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	.	+	.
<i>Hypericum perforatum</i> L.	+	.	.
<i>Vicia sepium</i> L.	1	.	.
<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	+	.	.
<i>Vinca minor</i> L.	.	.	2

6.3.2.3 *Stellarietea mediae*-Basalgesellschaft (Ackerwildkrautflur auf Sand)

Formation:	III. Therophytenreiche Pioniervegetation (mit Ausnahme des unmittelbaren Küstenbereiches)
Klasse:	<i>Stellarietea mediae</i> Tx. et al. ex von Rochow 1951 Ackerwildkraut- fluren und ruderales Einjährigen-Gesellschaften
Typ:	<i>Stellarietea</i> -Basalgesellschaft, Ackerwildkrautflur
Biotoptyp	
BTL D:	33.03.03 Intensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation
EUNIS:	II.1 Intensive unmixed crops

Die systematische Trennung der Ackerunkrautgesellschaften ist heute aufgrund der nivellierenden Wirkung der Stickstoffdüngung sowie des Pestizideinsatzes auf den Ackerstandorten meist nicht mehr durchzuführen. Zudem tragen eine verbesserte Saatgutreinigung sowie ein zunehmend häufiger Fruchtwechsel zur Vereinheitlichung der Wildkrautvegetation bei (Pott 1992). Die untersuchten Flächen auf den Sandäckern in Sachsen, EB_SN31, EB_SN32 und EB_SN34, zeigten eine sehr gering ausgeprägte Wildkrautvegetation, was auf deren intensive Bekämpfung

an zumindest zweien der Standorte zurückzuführen war (Tab. 43). Die Pflanzen des zertifizierten Bioland-Ackers (EB_SN34) konnten nicht ausgewertet werden, da die Fläche zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahmen kürzlich bearbeitet wurde. Aufgrund des sehr spärlichen Bewuchses konnte die Vegetation der anderen beiden Sand-Äcker nur sehr allgemein als *Stellarietea*-Basalgesellschaft bezeichnet werden. Beeindruckend war, dass auf der Fläche EB_SN31 keine einzige Wildkrautart neben der Kulturart gefunden werden konnte, was auf die Intensität der Bewirtschaftung hinwies.

6.4 Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Bodentiergruppen

6.4.1 Oribatida

6.4.1.1 Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf allen untersuchten Flächen 19.535 Individuen aus 137 Arten nachgewiesen (vgl. Tab. 44, Tab. Anhang 1, 21-23). Der individuenreichste Biotoptyp war der Sand-Kiefernwald mit insgesamt 9.658 Individuen. Ähnlich viele Individuen wurden an den drei Laubwald-Standorten nachgewiesen (9.361), auf den Sandäckern dagegen wurden insgesamt nur 516 Oribatiden gefangen. Innerhalb der Biotypen unterschieden sich die Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Individuenzahlen teilweise deutlich: In den Laubwäldern wurden zwischen 1.310 (EB_SN23)

und 5.001 (EB_SN22) Hornmilben erfasst, auf den Sandäckern war der relative Unterschied noch größer. Auf der Fläche SN31 traten nur 11 Tiere auf, wohingegen auf den anderen beiden Flächen 201 (EB_SN32) bzw. 304 (EB_SN34) Tiere gezählt wurden. Beim Vergleich der Frühjahrs- und Herbstprobenahmen fällt auf, dass in den Wald-Biototypen meist im Frühjahr mehr Individuen gefangen wurden. Auf den Sandäckern konnten jeweils im Herbst mehr Tiere nachgewiesen werden.

Auch hinsichtlich ihrer Artenzahlen unterschieden sich die Waldstandorte deutlich von den Sandacker-Flächen. Artenreichster Biototyp war mit insgesamt 111 Arten der Laubwald. In den Sand-Kiefernwäldern kamen 70 Arten vor. Auf den Sandacker-Flächen dagegen wurden nur 24 Arten erfasst. Ähnlich den Individuenzahlen wurden in den Waldstandorten im Frühjahr mehr Arten gezählt, auf den Sandäckern dagegen war die Artenzahl auf zwei der drei Flächen im Herbst höher. Die häufigste in dieser Studie nachgewiesene Art war *Oppiella nova* mit 3.101 Individuen, gefolgt von *Oppiella acuminata* (1.447 Individuen) und *Dissorhina signata* (1.441 Individuen) (Tab. Anhang 21-23).

5.4.1.2 Faunistische Anmerkungen zu ausgewählten Arten

Oppiella epilata Miko, 2006

Von der erst im Jahr 2006 beschriebenen *Oppiella epilata* war bislang nur ein Fundort in Tschechien

nahe der Grenze zu Deutschland bekannt, und ein Vorkommen auch in Deutschland war zu erwarten (Weigmann 2006). Im Rahmen dieser Studie konnte diese Art in großer Zahl auf allen drei untersuchten basischen Laubwaldstandorten und mit zwei Individuen auf einem Sandacker (EB_SN32) nachgewiesen werden (siehe Abb. 48 und Tab. 45). Aufgrund des stetigen und hoch abundanten Auftretens in fast ausschließlich den basischen Laubwaldstandorten wurde *O. epilata* als Kennart für diesen Biototyp gewertet (siehe Kap. 6.4.1.3).

Metabelba propexa (Kulczynski, 1902)

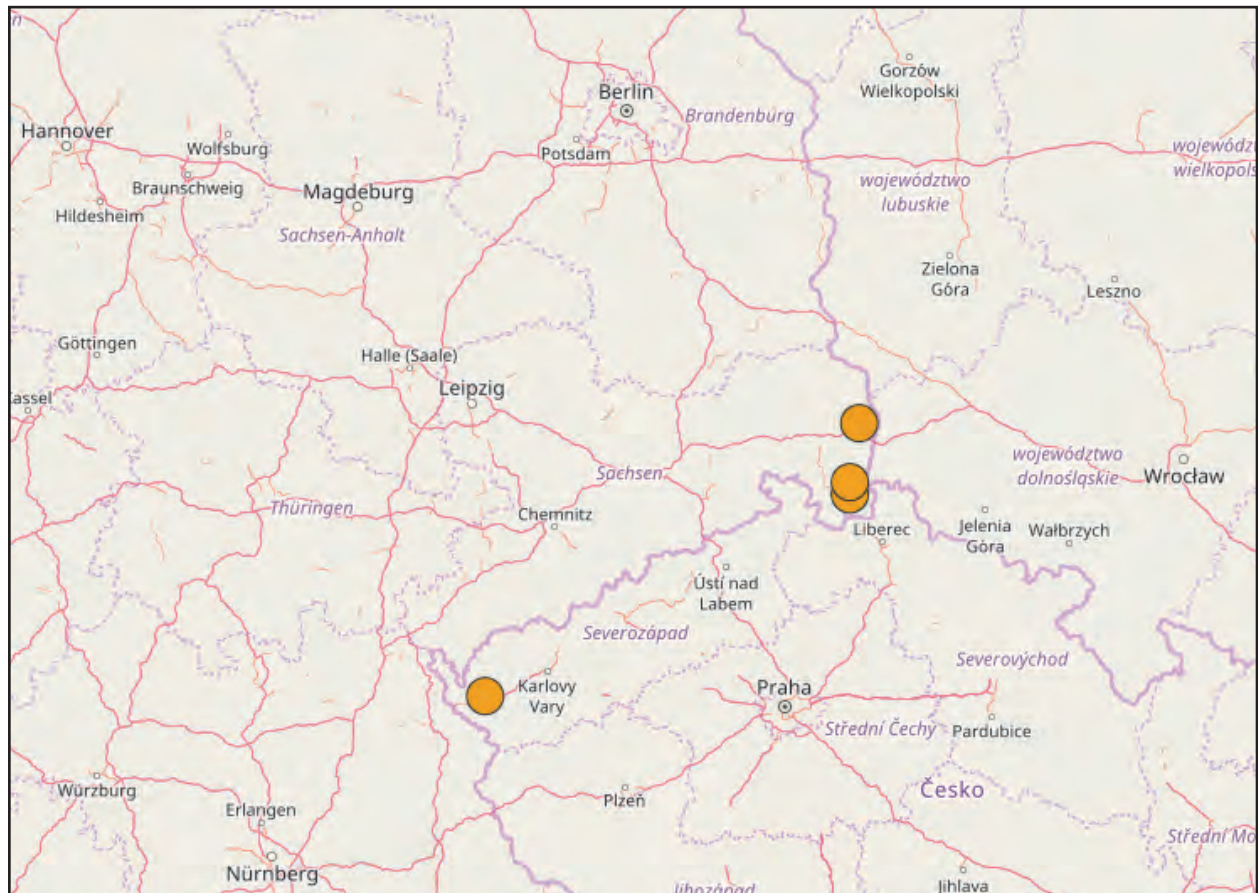
Die in Zentral-Europa (Tschechien, Polen, Slowakei, Österreich und Deutschland, vgl. Weigmann 2006) verbreitete *Metabelba propexa* war nach aktuellem Kenntnisstand (Abfrage von Edaphobase am 07.03.2018, Abb. 49) in Deutschland bislang nur aus dem Neiße-Tal bei Ostritz bekannt, wo am 17.08.1987 insgesamt sechs Individuen gefangen wurden (5 Expl., det. Thomas Schwalbe, Sammlungsverbleib: Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz; 1 Expl., det. Ludwig Beck und Steffen Woas, Sammlungsverbleib: Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe). Im Rahmen der Länderstudie wurde die Art in allen drei untersuchten basischen Laubwäldern nachgewiesen und daher als Kennart für diesen Biototyp eingestuft (vgl. Kap. 6.4.1.3). Die neuen Fundorte schließen geografisch an die bisherigen Funde an und liegen nach derzeitigem Kenntnisstand an der westlichen Verbreitungsgrenze dieses Taxons.

Tab. 43: *Stellarietea mediae*-Basalgesellschaft (Ackerwildkrautflur auf Sand); Sandacker ohne Wildkräuter (EB_SN31), wildkrautarmer Sandacker (EB_SN32, EB_SN34).

Standort	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13
Artenzahl	1	7	1
Kulturpflanze			
<i>Zea mays</i> L.	3	.	.
<i>Triticum aestivum</i>	.	5	.
<i>Fagopyrum esculentum</i> Moench	.	.	5
Begleitarten			
<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv.	.	1	.
<i>Avena fatua</i> L.	.	+	.
<i>Bromus sterilis</i> L., nom. cons.	.	+	.
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	.	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	.	.	.
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Å. Löve	.	.	.
<i>Galium aparine</i> L.	.	1	.
<i>Poa annua</i> L.	.	1	.
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	.	.	.
<i>Solanum tuberosum</i> L.	.	.	.
<i>Viola arvensis</i> Murray	.	+	.

Tab. 44: Arten- und Individuenzahlen der Oribatiden.

			Individuenzahlen		Artenzahlen		
Sand-Kiefernwald	SN11	Frühjahr	2375	3859		40	41
		Herbst	1484			19	
	SN12	Frühjahr	1688	3266	9658	41	46
		Herbst	1578			26	70
	SN13	Frühjahr	1557	2533		51	52
		Herbst	976			30	
basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte	SN22	Frühjahr	3119	5001		61	67
		Herbst	1882			43	
	SN23	Frühjahr	612	1310	9361	57	68
		Herbst	698			45	111
	SN24	Frühjahr	1929	3050		62	72
		Herbst	1121			52	
Sand-Acker	SN31	Frühjahr	2	11		2	8
		Herbst	9			7	
	SN32	Frühjahr	80	201	516	17	20
		Herbst	121			9	24
	SN34	Frühjahr	63	304		1	6
		Herbst	241			6	
Sachsen 2014			Individuenzahl gesamt: 19535		Artenzahl gesamt: 137		

Abb. 48: Fundorte von *Oppiella epilata* in Deutschland und Tschechien. (Abfrage der Datenbank Edaphobase am 07.03.2018, Kartendarstellung: Edaphobase).

6.4.1.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den untersuchten Biotoptypen

Die Verteilung der Oribatiden zeigt eine klare Differenzierung, die mit den unterschiedlichen Biotoptypen sowie deren verschiedenen Feuchte-, Säure- und Nährstoffgraden korreliert. So konnten für die beiden Wald-Biotoptypen Kennarten identifiziert werden, die innerhalb der Untersuchung nahezu ausschließlich dort auftraten und auch im gesamten Länderstudien-Datensatz (vgl. Kap. 5, 7, 8) meist einen deutlichen Schwerpunkt in diesen beiden Biotoptypen aufwiesen, wie z. B. *Trhypochthonius tectorum* (Kiefer) und *Hermanniella punctulata* (Laubwald). Des Weiteren lassen sich edaphische Gruppen der Faktoren Feuchte, Säure- und Nährstoffgehalt bilden. Innerhalb der Feuchtegruppe treten Arten der frischen, wechselfeuchten Standorte und der zeitweise austrocknenden Streuschichten auf, in der Säuregruppe trennt die Gruppe generell saurer (im Mittel $< \text{pH}=4$ /basenarm) Standorte die Sand-Kiefernwälder von den anderen Biotoptypen standortökologisch ab, und zur Nährstoffgruppe zählt

die Gruppe der sehr nährstoffarmen Wälder. Die Grundartengruppe der Laubwälder besteht aus Arten, die in dieser Untersuchung die Laubwaldstandorte von den anderen beiden Biotoptypen unterscheiden, aber in der gesamten Edaphobase-Länderstudie (vgl. Kap. 5, 7, 8) in den unterschiedlichen Laubwaldtypen auftraten. Für die individuen- und artenarmen Sandäcker ließen sich keine Kennartengruppen bzw. edaphischen Gruppen identifizieren (vgl. **Tab. 45**).

Mit Hilfe der Indikatorartenanalyse (ISA) konnte gezeigt werden, dass nahezu alle Kennarten statistisch signifikante Indikatorarten für die beiden Wald-Biotoptypen darstellen, wie z. B. *Dissorhina signata* (Kiefer) und *Hermanniella punctulata* (Laubwald) (siehe **Tab. 45** und **Tab. Anhang 24**). Einzige Ausnahme ist *Ceratoppia quadridentata*, die auf der Fläche EB_SN11 nicht nachgewiesen werden konnte. Da diese Art jedoch auch im Vergleich mit dem gesamten Länderstudien-Datensatz schwerpunktmäßig in den Sand-Kiefernwäldern auftrat, wurde sie als Kennart für diesen Biotoptyp gewertet.

Einige Arten, die in der ISA als Indikatoren errechnet wurden, wurden in der sortierten Kreuztabelle an

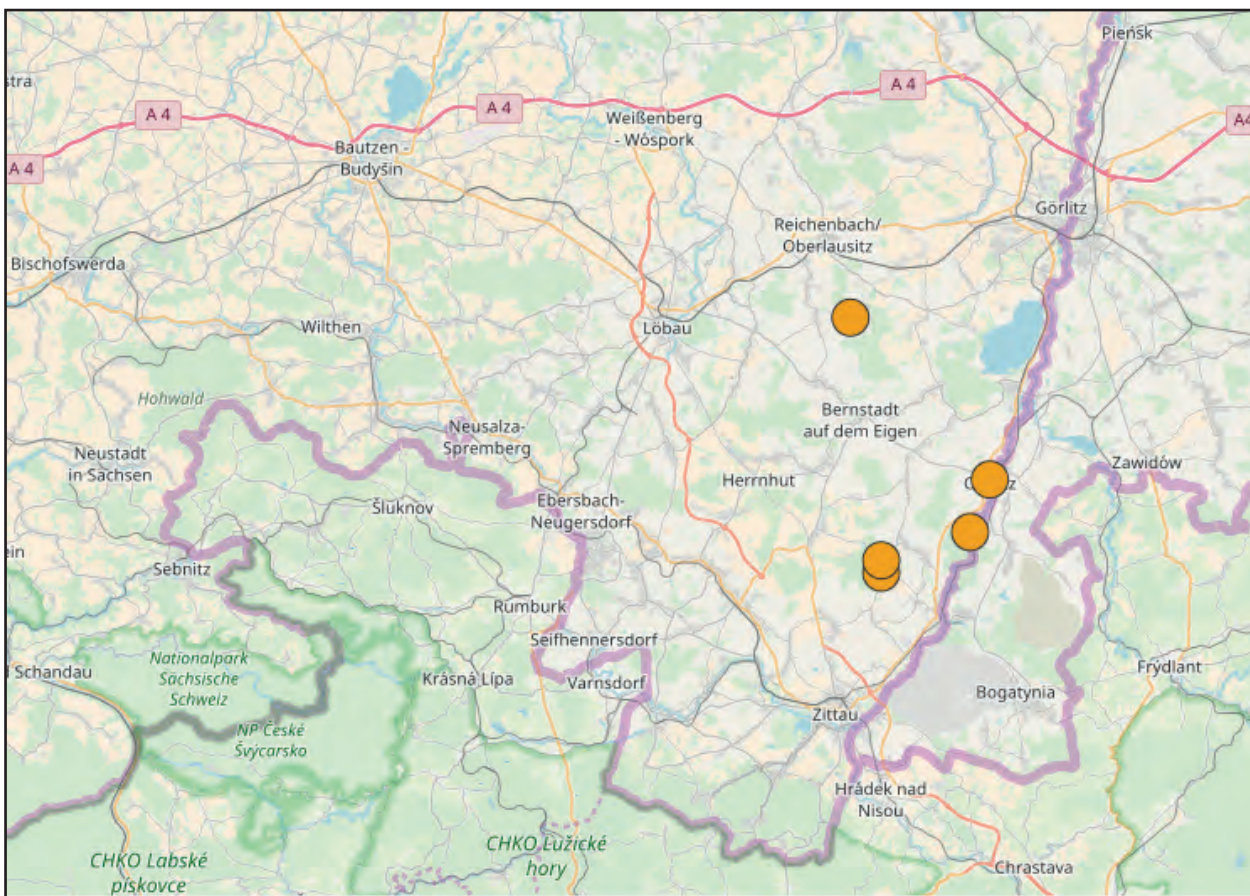


Abb. 49: Fundorte von *Metabelba propexa* in Deutschland (Kartenausschnitt: Dreiländereck Deutschland-Tschechien-Polen; Abfrage der Datenbank Edaphobase am 07.03.2018, Kartendarstellung: Edaphobase).

Tab. 45: Sortierte Kreuztabelle der Hornmilben (Oribatida); Angaben in Individuen/m²; Punkte: kein Tier gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppen; gepunktete Rahmen: schwach kennzeichnende Artengruppe.

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Sand- Kiefernwald 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sand- Acker 33.03.03/33.03.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennartengruppen									
Kennarten Kiefernwälder									
<i>Trhypochthonius tectorum</i>	47	544	249	.	.	.	.	.	.
<i>Dissorhina signata</i>	19444	2347	575	.	.	16	.	16	.
<i>Micreremus brevipes</i>	62	62	16	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratoppia quadridentata</i>	.	47	109	.	.	.	.	.	.
Kennarten basenreiche Laubwälder									
<i>Belba bartosi</i>	.	.	.	653	16	560	.	.	.
<i>Chamobates voigtsi</i>	31	.	.	109	2378	2860	.	16	.
<i>Hermanniella punctulata</i>	.	.	.	2425	1072	357	.	.	.
<i>Hypochthonius luteus</i>	.	.	.	528	62	16	.	.	.
<i>Metabelba propexa</i>	.	.	.	404	187	1104	.	.	.
<i>Multioppia glabra</i>	.	.	.	326	140	995	.	.	.
<i>Oppiella epilata</i>	.	.	.	13196	497	606	.	31	.
<i>Phthiracarus compressus</i>	.	.	.	16	187	16	.	.	.
<i>Phthiracarus globosus</i>	.	.	.	342	124	78	.	.	.
<i>Zetorchestes falzonii</i>	.	.	.	3404	591	78	.	.	.
Feuchtgruppen									
frische wechselfeuchte Standorte									
<i>Achipteria coleoptrata</i>	.	.	.	668	435	995	.	.	.
<i>Schelorbates (H.) initialis</i>	.	.	.	311	16	16	.	.	.
<i>Berniniella conjuncta</i>	.	.	.	1026	47	420	.	.	.
<i>Oppiella (R.) subpectinata</i>	.	.	.	1694	109	31	.	.	.
zeitw. austrocknende Streuschicht									
<i>Porobelba spinosa</i>	264	1321	824	.	.	16	.	.	.
Säuregruppen									
sauer im Mittel < pH4 /basenarm									
<i>Adoristes ovatus</i>	357	420	1228	.	.	.	.	.	.
<i>Suctobelbella acutidens</i>	249	16	466	.	.	.	.	.	.
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	326	16	93	.	.	.	.	.	.
Nährstoffgruppe									
nährstoffarme Wälder									
<i>Ceratozetes minimus</i>	249	1741	1710	.	16	.	.	.	.
<i>Eupelops torulosus</i>	482	311	373	.	.	.	.	62	.
<i>Microtrititia minima</i>	4601	793	280	16	.	.	.	16	.
Grundarten der Laubwälder									
<i>Berniniella bicarinata</i>	.	.	47	8284	342	2098	.	.	.

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Sand- Kiefernwald 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sand- Acker 33.03.03/33.03.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Ceratozetes gracilis</i>	.	.	.	1461	715	482	.	.	.
<i>Steganacarus (S.) magnus</i>	.	.	.	16	218	435	31	.	.
<i>Phthiracarus laevigatus</i>	.	.	140	47	31	16	.	.	.
Begleitarten									
Begleiter mit hoher Stetigkeit									
<i>Oppiella (O.) falcata</i>	31	31	47	1679	1274	5253	31	31	16
<i>Oppiella (O.) nova</i>	12994	13771	11750	1803	78	7196	31	62	513
<i>Tectocephus group velatus</i>	2627	2860	870	2829	280	808	.	1477	3497
Artengruppen mit hoher Stetigkeit									
Brachychthoniidae	1104	528	497	373	16	497	.	62	575
Oribatida juvenil	404	1632	513	3886	637	1104	.	16	62
Sonstige Begleiter									
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	16	16	1850	3932	249	155	16	.	.
<i>Steganacarus (A.) striculus</i>	16	16	.	3357	1321	513	16	16	.
<i>Dissorhina ornata</i>	.	.	1212	3388	31	5533	.	31	31
<i>Galumna lanceata</i>	31	249	.	435	47	249	.	31	.
<i>Microppia minus</i>	2269	249	1570	3948	.	591	.	47	.
<i>Oppiella (M.) keilbachi</i>	389	1430	62	.	16	62	.	16	.
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>	.	16	16	47	47	1414	.	.	.
<i>Oribatula tibialis</i>	1197	497	591	.	.	202	16	62	.
<i>Rhysotritia duplicata</i>	218	1274	1119	16	31	249	.	.	.
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	342	451	497	326	62	171	.	.	.
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	16	155	404	78	93	124	.	.	.
<i>Carabodes subarcticus</i>	16	140	311	16	.	.	.	202	.
<i>Conchogneta dalecarlica</i>	.	16	16	.	4399	.	16	.	16
<i>Oppiella (O.) acuminata</i>	5284	10647	6419	93	.	.	.	47	.
<i>Quadroppia monstrosa</i>	.	.	31	3497	47	2471	.	16	.
<i>Phthiracarus longulus</i>	.	31	140	47	62	31	.	.	.
<i>Suctobelbella arcana</i>	62	31	124	16	.	16	.	.	.
<i>Chamobates borealis</i>	2658	233	.	.	78	.	.	.	16
<i>Nothrus silvestris</i>	.	31	389	16	.	16	.	.	.
<i>Pergalumna nervosa</i>	870	140	1927	218	.	.	.	.	.
<i>Platynothrus peltifer</i>	.	.	389	78	16	451	.	.	.
<i>Tectocephus minor</i>	47	31	.	1477	870	.	.	.	.
<i>Acrogalumna longipluma</i>	.	16	.	.	93	31	.	.	.
<i>Cepheus cepheiformis</i>	16	373	.	16	.	.	.	.	.
<i>Damaeus riparius</i>	.	.	.	124	140	730	.	.	.
<i>Eupelops plicatus</i>	.	.	31	124	.	746	.	.	.
<i>Liochthonius brevis</i>	16	31	16	.	.	.	.	.	.

Tab. 45 (Fortsetzung).

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Sand- Kiefernwald 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sand- Acker 33.03.03/33.03.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Nothrus palustris</i>	.	16	.	31	140	.	.	.	.
<i>Pantelozetes paolii</i>	.	.	.	2642	233	202	.	.	.
<i>Phthiracarus borealis</i>	.	.	31	.	124	47	.	.	.
<i>Punctoribates hexagonus</i>	16	.	.	16	.	.	.	466	.
<i>Punctoribates punctum</i>	.	.	16	.	.	.	16	218	.
<i>Rhysotritia ardua</i>	47	.	389	16	.	.	.	.	.
<i>Suctobelbella duplex</i>	16	31	31	.	.	.	.	.	.
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	.	16	16	.	.	16	.	.	.
Oribatida spec.	.	16	47	93	78	62	.	31	.

Zusätzlich (zwei Untersuchungsflächen): *Amerus polonicus* (5:16; 6:16), *Ceratoppia bipilis* (4:16; 6:16), *Ceratozetes minutissimus* (2:16; 3:637), *Cultroribula bicultrata* (5:16; 6:109), *Damaeus* (A.) *onustus* (5:31; 6:93), *Eremaeus hepaticus* (5:47; 6:155), *Eupelops hirtus* (1:16; 6:47), *Euzetes globulus* (5:342; 6:16), *Fosseremus laciniatus* (3:31; 4:917), *Heminothrus targionii* (4:1352; 5:684), *Licnodamaeus pulcherrimus* (1:47; 2:466), *Liebstadia similis* (4:2642; 6:870), *Microzetes septentrionalis* (4:16; 6:389), *Minunthozetes semirufus* (4:16; 5:155), *Oppliella acuminata/keilbachi* (1:2300; 2:7569), *Oppliella marginedentata* (4:2378; 6:3590), *Oribatella calcarata* (5:31; 6:233), *Phthiracarus crinitus* (5:31; 6:16), *Pilogalumna tenuiclava* (2:31; 3:420), *Scheloribates ascendens* (4:16; 5:16), *Scheloribates latipes* (1:637; 6:47), *Sellnickochthonius suecicus* (1:16; 2:16), *Suctobelba atomaria* (4:31; 6:16), *Suctobelba granulata* (4:47; 5:78), *Suctobelbella diffissa* (4:16; 5:16), *Suctobelbella falcata* (1:124; 3:326), *Suctobelbella forsslundi* (4:311; 5:62), *Suctobelbella nasalis* (3:16; 5:31), *Xenillus tegeocranus* (4:16; 5:16)

Zusätzlich (eine Untersuchungsfläche): *Banksinoma lanceolata* (6:16), *Berniniella* (H.) *dungeri* (4:249), *Camisia spinifer* (1:16), *Carabodes areolatus* (6:47), *Carabodes coriaceus* (3:109), *Carabodes ornatus* (4:78), *Carabodes rugosior* (6:31), *Ceratozetoides maximus* (3:342), *Chamobates subglobulus* (6:1026), *Cymbaeremaeus cymba* (4:16), *Damaeus* (P.) *clavipes* (6:16), *Eulohmannia ribagai* (5:47), *Eupelops acromios* (5:16), *Eupelops occultus* (1:16), *Gustavia microcephala* (5:31), *Hermannia gibba* (4:31), *Hermannella dolosa* (5:16), *Hypochthonius rufulus* (5:513), *Kunstdamaeus tecticola* (6:31), *Liaccarus coracinus* (6:16), *Liocthonius strenzei* (6:16), *Machuella bilineata* (4:16), *Nanhermannia nana* (5:16), *Nothrus borussicus* (5:140), *Oppliella beskidensis* (6:311), *Oribatula interrupta* (2:16), *Phthiracarus anonymus* (6:16), *Phthiracarus boresetosus* (3:16), *Phthiracarus bryobius* (5:47), *Protoribates capucinus* (5:280), *Ramusella insculpta* (8:155), *Scheloribates laevigatus* (6:31), *Sellnickochthonius hungaricus* (4:16), *Spatiodamaeus verticillipes* (6:93), *Suctobelba sorrentensis* (5:16), *Suctobelba trigona* (3:16), *Suctobelbella alloenasuta* (4:16), *Suctobelbella perforata* (5:31), *Suctobelbella serratiostrum* (2:47), *Suctobelbella similis* (3:16), *Trichoribates trimaculatus* (3:16), *Zygoribatula exilis* (6:16)

anderer Stelle einsortiert, wie z. B. *Adoristes ovatus*. Diese Indikatorart der Sand-Kiefernwälder wurde als Säurezeiger gewertet (vgl. Kap. 6.4.1.4). Zudem ergab die ISA eine Indikatorart für die intensiv bewirtschafteten Sandäcker (*Punctoribates punctum*), die jedoch bei der Kreuztabellen-Sortierung als Begleitart eingestuft wurde (siehe Kap. 6.4.1.4 Sandacker). Grundsätzlich liegen die Unterschiede der Ergebnisse beider Analysen daran, dass für die Sortierung der Kreuztabelle Hintergrundwissen zu der Autökologie der Arten verwendet und der Datensatz der vorliegenden Untersuchung im Bundesland Sachsen im Kontext des gesamten Edaphobase-Länderstudien datensatzes (vgl. Kap. 5, 7, 8) bewertet wurde.

Die ISA ergab 18 Indikatorarten für die Sand-Kiefernwälder, 25 Indikatorarten für die Laubwälder und eine Indikatorart für die intensiv

bewirtschafteten Sandäcker. Bei der Durchführung der Korrespondenzanalyse (CA) wurde nach diesen insgesamt 44 Arten gefiltert und in der Abbildung der Daten deren Lage sowie die der Untersuchungsflächen angezeigt (siehe **Abb. 50**). Die CA zeigt aufgrund der unterschiedlichen Artenspektren der Oribatiden eine deutliche Trennung der beiden Waldstandorte an. Die Artenspektren der Sandäcker liegen zwischen diesen beiden Waldtypen, da dort ausschließlich Begleitarten auftraten, die auch in den beiden Waldtypen vorkamen. Eine vorangegangene Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA, $p < 0,05$) errechnete als erklärende Umweltvariablen den Schluffanteil des Bodens sowie die Ellenberg-Temperaturzahl (siehe **Tab. 38, 39** und **40**). Der Schluffgehalt korreliert weitgehend mit der ersten Achse der CA, die 42,5% der Variabilität der Daten erklärt. Dies weist auf einen starken Zusammenhang

zwischen der Lebensgemeinschaft der Oribatiden und der Bodenart hin.

Mit einem Anteil von 32 % (44 von 127 Arten) wurden sehr viele Oribatidenarten statistisch signifikant als Indikatoren errechnet. Dies liegt vermutlich daran, dass drei Biotoptypen mit sehr unterschiedlichen Standortbedingungen untersucht wurden, die somit auch sehr unterschiedliche Oribatiden-Lebensgemeinschaften beherbergten. Der Vergleich mit Literaturdaten (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006, Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der untersuchten Flächen dieser Studie vom 11.01.2018) ergab, dass viele der hier ermittelten Indikatorarten ein deutlich breiteres Spektrum an

Biotoptypen besiedeln. Trotzdem zeigt das Vorkommen der Kennarten bzw. edaphischen Gruppen ein Muster wiederkehrender, innerhalb des jeweiligen Biotoptyps stetig auftretender Arten, das für den entsprechenden Biotoptyp als charakteristisch zu bewerten ist.

Neben den Kennarten sowie den edaphischen Artengruppen traten Begleiter mit teilweise hoher Stetigkeit auf. Zwei der drei höchstetig nachgewiesenen Arten, *Tectocepheus group velatus* und *Oppiella nova*, gehören sowohl auf Ackerstandorten und Brachen als auch in Laub- und Nadelwäldern zu den am häufigsten gefangenen Arten (Datenbestand Edaphobase, siehe Tab. 46). Die Abfrage von Edaphobase mit Hilfe des Auswertetools Edaphoclass ergab, dass diese beiden

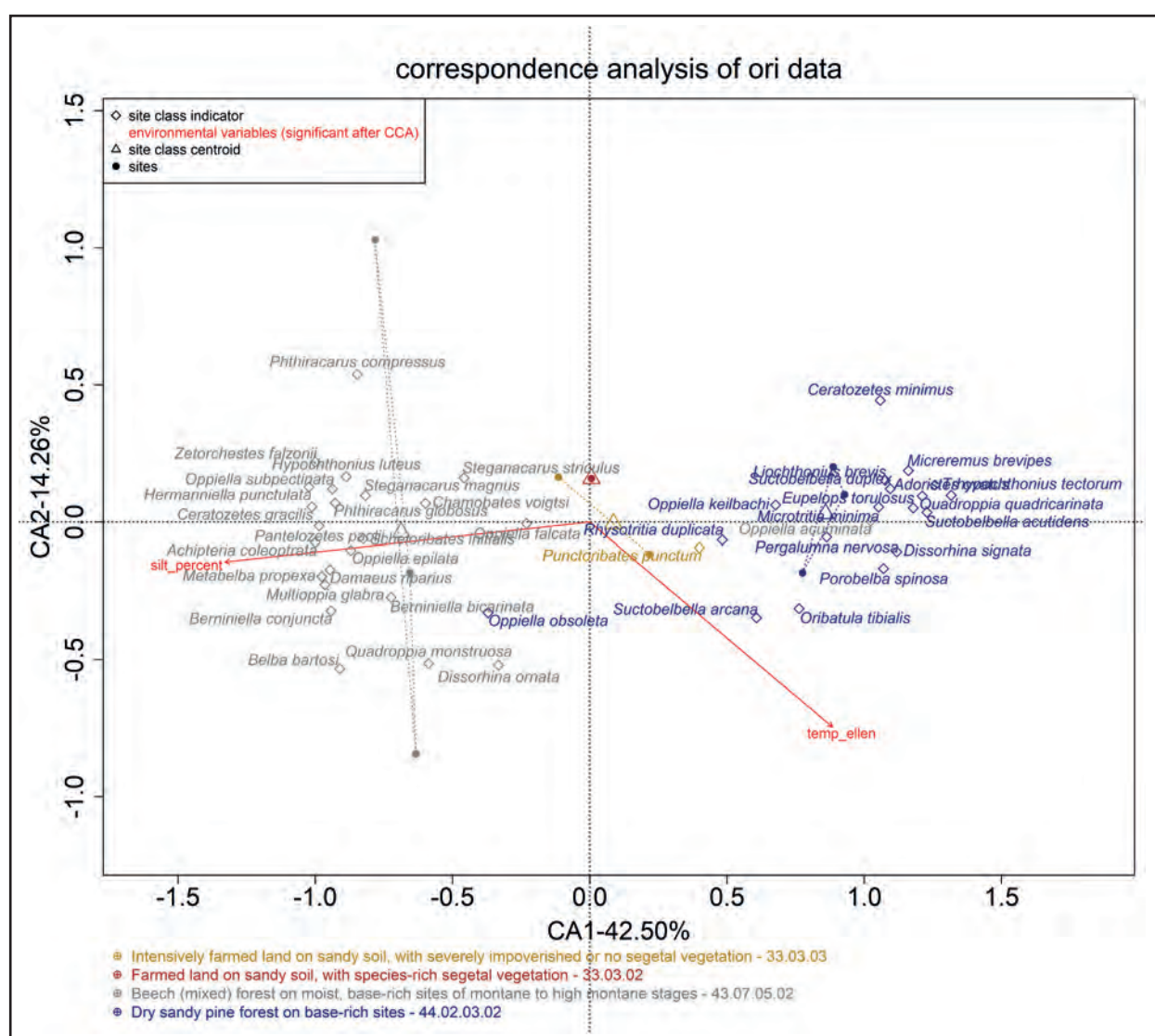


Abb. 50: Korrespondenzanalyse (CA) der Oribatidendaten der Biotoptypen trockener, basenreicher Sand-Kiefernwald (blau), Laubwald basenreicher Standorte (grau), intensiv bewirtschafteter Sandacker (gelb) und extensiv bewirtschafteter Sandacker (rot) sowie die mit der Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter; Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart aus der Indikatorartenanalyse; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Tab. 46: Stetigste Oribatidenarten der Biotoptypen 33. (Ackerland und Brachen), 43. (Laub(misch)wälder und -plantagen) und 44. (Nadel(misch)wälder und -plantagen) (Biotoptypen 1. Ordnung nach Riecken et al. 2003). Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 11.01.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps (Frequenz).

Ackerland und Brachen (Code: 33.) 2 Standorte	Frequenz
<i>Tectocephus velatus</i> (Michael, 1880)	1,0
<i>Punctoribates punctum</i> (C. L. Koch, 1839)	1,0
<i>Achipteria coleoprata</i> (Linné, 1758)	1,0
<i>Oppiella nova</i> (Oudemans, 1902)	0,5
<i>Scheloribates laevigatus</i> (C. L. Koch, 1835)	0,5
<i>Oribatella quadricornuta</i> (Michael, 1880)	0,5
<i>Metabelba pulverosa</i> Strenzke, 1953	0,5
<i>Xenillus tegeocranus</i> (Hermann, 1804)	0,5
<i>Ceratozetes gracilis</i> (Michael, 1884)	0,5
<i>Tectocephus minor</i> Berlese, 1903	0,5
Laub(misch)wälder und -plantagen (Code: 43.) 112 Standorte	Frequenz
<i>Oppiella nova</i> (Oudemans, 1902)	0,8
<i>Suctobelbella subcornigera</i> (Forsslund, 1941)	0,8
<i>Tectocephus velatus</i> (Michael, 1880)	0,7
<i>Platynothrus peltifer</i> (C. L. Koch, 1839)	0,7
<i>Dissorhina ornata</i> (Oudemans, 1900)	0,7
<i>Oppiella subpectinata</i> (Oudemans, 1900)	0,7
<i>Achipteria coleoprata</i> (Linné, 1758)	0,7
<i>Hypochthonius rufulus</i> C. L. Koch, 1835	0,6
<i>Suctobelbella sarekensis</i> (Forsslund, 1941)	0,6
<i>Nothrus silvestris</i> Nicolet, 1855	0,6
Nadel(misch)wälder und -plantagen (Code: 44.) 44 Standorte	Frequenz
<i>Tectocephus velatus</i> (Michael, 1880)	0,9
<i>Oppiella nova</i> (Oudemans, 1902)	0,7
<i>Adoristes ovatus</i> (C. L. Koch, 1839)	0,6
<i>Platynothrus peltifer</i> (C. L. Koch, 1839)	0,6
<i>Carabodes labyrinthicus</i> (Michael, 1879)	0,6
<i>Suctobelbella subcornigera</i> (Forsslund, 1941)	0,6
<i>Nothrus silvestris</i> Nicolet, 1855	0,6
<i>Chamobates pusillus</i> (Berlese, 1895)	0,6
<i>Dissorhina ornata</i> (Oudemans, 1900)	0,6
<i>Hypochthonius rufulus</i> C. L. Koch, 1835	0,6

Arten im Datenbestand von Edaphobase die einzigen sind, die zu den 10 häufigsten Arten aller drei in dieser Studie untersuchten Biotoptypen 1. Ordnung gehören (Ackerland und Brachen, Laub(misch)wälder und -plantagen, Nadel(misch)wälder und -plantagen, vgl. Riecken et al. 2003). Die Biotoptypen-Ebene 1. Ordnung umfasst viele verschiedene, weiter differenzierte Biotoptypen. Oribatidenarten, die innerhalb dieser übergeordneten

Biotoptypenebene stetig vorkommen, besiedeln daher ein breites Spektrum verschiedener Habitats und zeigen keine enge Habitatbindung. Es existieren jedoch auch auf dieser übergeordneten Biotoptypen-Ebene Muster im Auftreten der Arten (z. B. generelle Offenland- oder Waldarten bzw. Arten, die Laub(misch)wald oder Nadel(misch)wald bevorzugen), die erst durch den Vergleich vieler Datensätze erkennbar werden.

6.4.1.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Sand-Kiefernwald

Die Lebensgemeinschaft der Oribatiden auf den untersuchten Kiefernstandorten ist positiv, d. h. durch das Auftreten vier verschiedener Artengruppen (Kennartengruppe und drei edaphische Gruppen), gekennzeichnet (siehe Tab. 45).

Die Vertreter der Kennartengruppe der Sand-Kiefernwälder, d. h. *Micreremus brevipes*, *Thrypochthonius tectorum*, *Dissorhina signata* und *Ceratoppia quadridentata*, sind innerhalb des gesamten Länderstudien-Datensatzes (vgl. Kap. 5, 7, 8) nahezu ausschließlich in diesem Biotoptyp vorzufinden. Die Kennart *Ceratoppia quadridentata* kommt auch in anderen Oribatiden-Untersuchungen schwerpunktmäßig in Nadelwäldern und Kiefernforsten vor (siehe Abb. 51).

Bei der Abfrage der Datenbank Edaphobase ist jedoch zu berücksichtigen, dass die einzigen Oribatidendaten, die in trockenen Sand-Kiefernwäldern erhoben wurden, aus der vorliegenden Untersuchung stammen und somit keine Vergleichsdaten für diesen Biotoptyp vorliegen. Dies zeigt, dass die Datenlage zum Vorkommen und den Habitatpräferenzen der Hornmilben noch lückenhaft ist. Weitere quantitative, ökologische Studien zu dieser Tiergruppe sind daher empfehlenswert.

Die Art *Porobelba spinosa* trat fast ausschließlich in der (zeitweise austrocknenden) Streu der Sand-Kiefernwälder auf und grenzte diesen Biotoptyp von den anderen beiden ab. Nach Weigmann (2006) kommt diese xero- bis mesohygrophile Art in Waldstreu, Moosen und Flechten sowie in der organischen Auflage von Wiesen vor. Weigmann & Kratz (1981) beschreiben das Hauptvorkommen dieser Art als mesophile Falllaubwälder, Tannenwälder und bodensaure Laub- und Nadelwälder. Beim Vergleich mit den Daten aus der gesamten Edaphobase-Länderstudie (vgl. Kap. 5, 7, 8) fällt jedoch auf, dass die Art neben dem Vorkommen in den Sand-Kiefernwäldern der vorliegenden Studie innerhalb aller untersuchten Waldstandorte fast nur in den trockenen, basenarmen Eichenwäldern (NP Eifel) und der Streu der bodensauren Fichtenforste (NP Eifel) gefunden

wurde. Aus diesem Grund wurde die Art als Zeiger für die zeitweise austrocknende Streuschicht gewertet.

Die Arten der Säuregruppe (im Mittel < pH=4 / basenarm) um *Adoristes ovatus* werden auch in der Literatur als häufige Bewohner bodensaurer Wälder beschrieben (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006). Dies wird durch die Daten der gesamten Edaphobase-Länderstudie bestätigt, da diese Artengruppe innerhalb der Waldtypen ausschließlich in den basischen Laubwaldstandorten fehlt.

Obgleich auch die Vertreter der Gruppe der nährstoffarmen Wälder um *Ceratozetes minimus* in der Literatur als Arten bodensaurer Wälder aufgeführt werden (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006) wurden sie hier in diese Nährstoffgruppe einsortiert. In der gesamten Länderstudie wurden verschiedene, auch bodensaure Laub- und Nadelwald-Standorte untersucht. Diese Artengruppe trat jedoch nur in den Sand-Kiefernwäldern der vorliegenden Studie sowie in den trockenen, basenarmen Eichenwäldern im NPEifel auf. Dies lässt darauf schließen, dass diese Arten schwerpunktmäßig nährstoffärmere Wälder bevorzugen.

Basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte

Auch der basenreiche Laubwald ist positiv bzw. durch das Auftreten einer Kennartengruppe sowie zweier edaphischer Gruppen charakterisiert (siehe **Tab. 45**).

Das Vorkommen der Kennarten basischer Laubwälder um *Belba bartosi* trennt diesen von den anderen untersuchten Biotoptypen standortökologisch ab. Eine Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017, unter Ausschluss der untersuchten Flächen dieser Studie, Abfrage vom 22.03.2018) ergab, dass *Hypochthonius luteus* schwerpunktmäßig in basenreichen Laub(Buchen)wäldern vorkommt (siehe **Abb. 52**) und somit auch studienübergreifend als charakteristische Art basenreicher Laubwälder zu werten ist. Zudem traten einige Arten stetig und teilweise hoch abundant auf, von denen in Edaphobase sehr wenige Datensätze existieren (*Metabelba propexa*, *Multioppia glabra*, *Oppiella epilata*, *Zetorchestes falzonii*). Zum einen sind die beiden Arten *M. propexa* und *O. epilata* noch nicht lange bekannt (*O. epilata*) oder erreichen im Osten Deutschlands ihre westliche Verbreitungsgrenze (*M.*

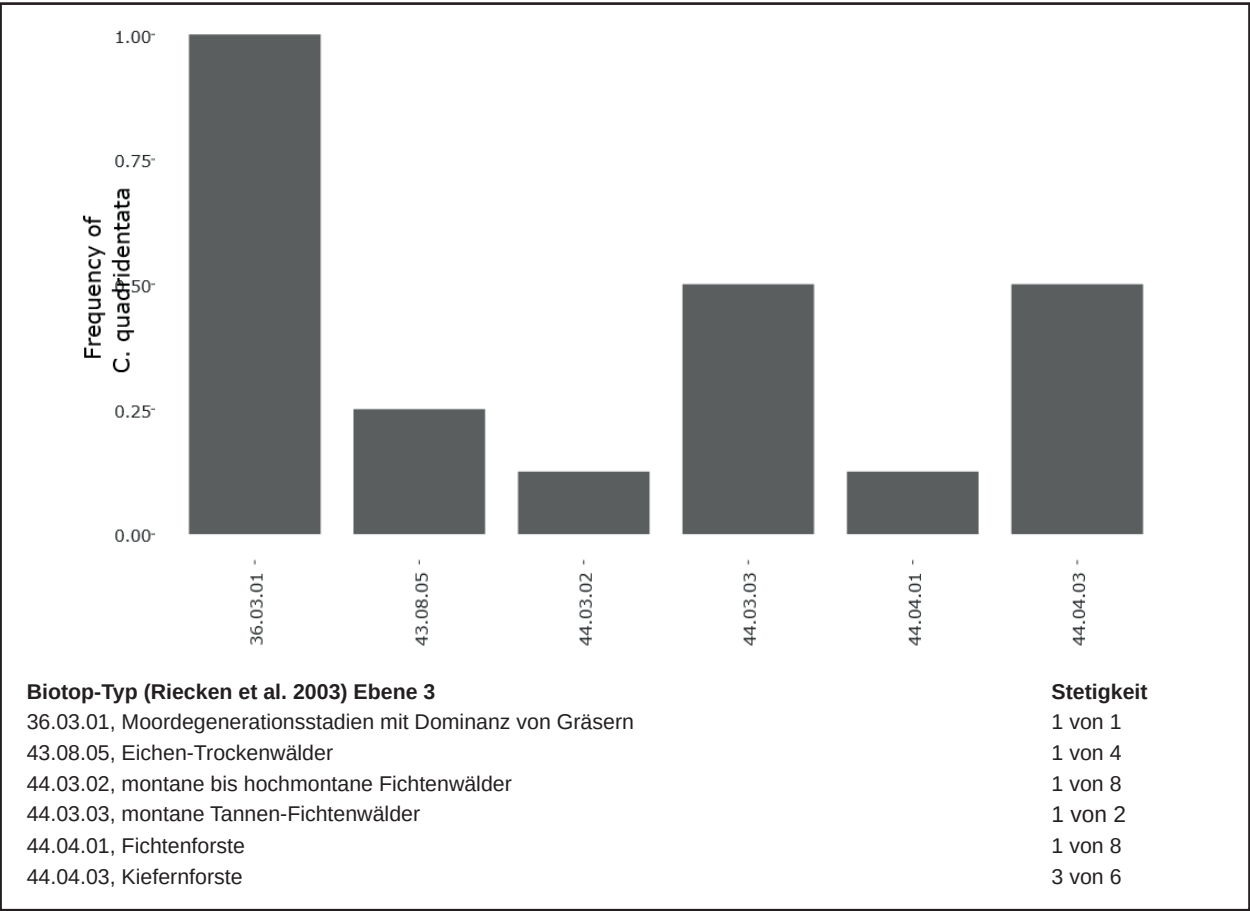


Abb. 51: *Ceratoppia quadridentata*: Biotoptypen, in denen *C. quadridentata* nachgewiesen wurde (8 Nachweise auf 94 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der untersuchten Flächen dieser Studie. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 20.03.2018).

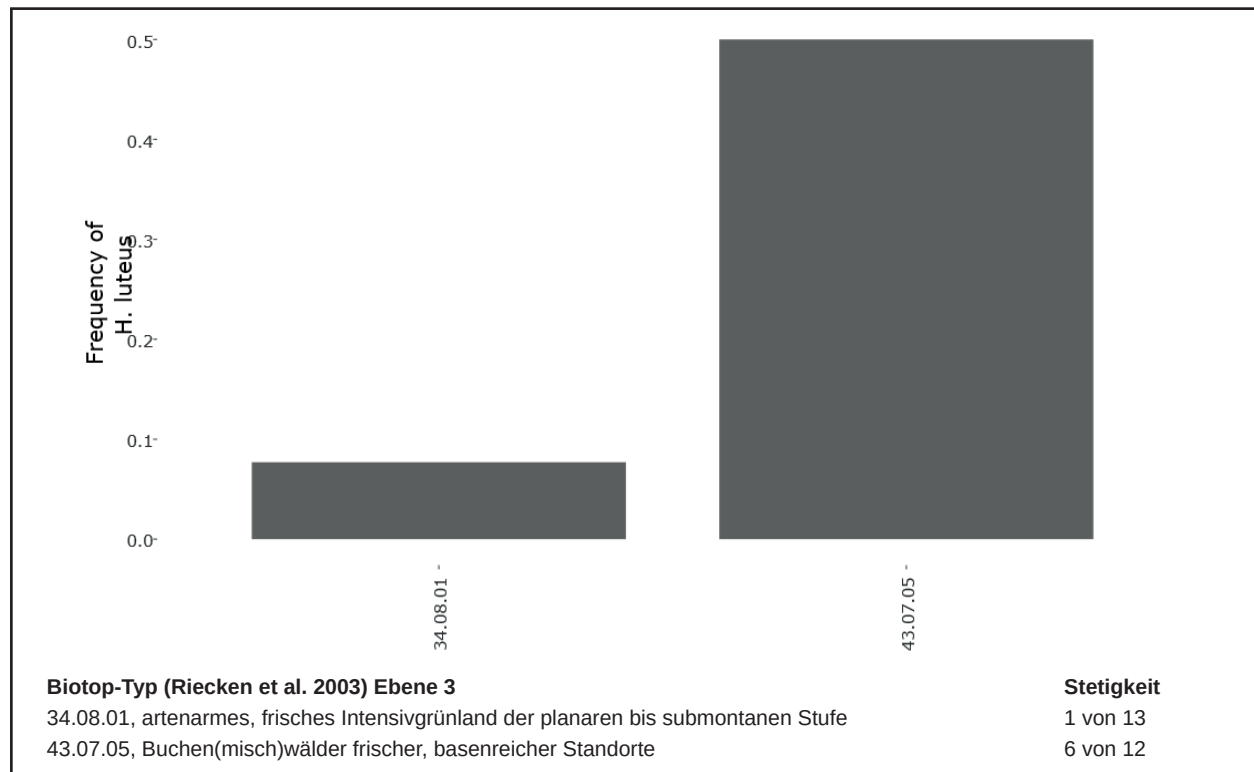


Abb. 52: *Hypochthonius luteus*: Biotoptypen, in denen *H. luteus* nachgewiesen wurde (7 Nachweise auf 94 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der untersuchten Flächen dieser Studie. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 22.03.2018).

Tab. 47: Arten- und Individuenzahlen der Collembolen auf den Untersuchungsflächen in Sachsen.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Kiefer	SN11	Frühjahr	741	1123	4461	17	23	
		Herbst	382			16		
	SN12	Frühjahr	1094	1396		20	25	
		Herbst	302			15		
	SN13	Frühjahr	915	1942		20	27	
		Herbst	1027			21		
Laubwald	SN22	Frühjahr	770	1121	6218	17	25	
		Herbst	351			18		
	SN23	Frühjahr	1391	2109		22	30	
		Herbst	718			22		
	SN24	Frühjahr	1971	2988		18	31	
		Herbst	1017			25		
Sandacker	SN31	Frühjahr	26	113	3019	6	11	
		Herbst	87			8		
	SN32	Frühjahr	1677	2199		16	25	
		Herbst	522			22		
	SN34	Frühjahr	211	707		14	19	
		Herbst	496			14		
Sachsen 2014			Individuenzahl gesamt:		13698	Artenzahl gesamt:		68

propexa, vgl. Kap. 6.4.1.2), was der Grund für die niedrige Zahl bekannter Funde in Edaphobase sein könnte. Zum anderen existieren in Edaphobase, neben der vorliegenden Studie, lediglich Oribatiden-Funddaten eines weiteren Buchenwalds basenreicher Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe (Biotoptypen-Ebene 4, 43.07.05.02, Riecken et al. 2003, Abfrage Edaphobase am 22.03.2018). Es könnte daher sein, dass die selten gefundenen Arten eine enge Habitatbindung aufweisen und aufgrund der nahezu fehlenden Beprobung ihres Biotoptyps bisher kaum nachgewiesen wurden.

Die edaphische Gruppe frischer wechselfeuchter Standorte um *Achipteria coleoptrata* zeigt die Feuchtebedingungen der basenreichen Laubwälder an. Auch in der Literatur sind frische bis feuchte, zuweilen auch nasse Standortbedingungen als Habitatpräferenz dieser Arten angegeben (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006).

Die Grundarten der Laubwälder um *Berniniella bicarinata*, die in dieser Studie die basischen Laubwälder von den beiden anderen Biotoptypen abgrenzen, wurden in der gesamten Edaphobase-Länderstudie (vgl. Kap. 5, 7, 8) ebenfalls in den beiden bodensauren Laubwaldtypen (Buchenwald, trockener Eichenwald) im NP Eifel gefangen. Daher wurden sie in dieser Artengruppe zusammengefasst und nicht als Kennarten basischer Laubwälder gewertet.

Sandacker

Die Sandäcker weisen keine Artengruppe auf, die diesen Biotoptyp charakterisiert und von den anderen Biotoptypen standortökologisch unterscheidet (siehe **Tab. 45**). Die ISA ergab jedoch eine Art, *Punctoribates punctum*, die als statistisch signifikante Indikatorart der intensiv bewirtschafteten Sandäcker (EB_SN31, EB_SN32) errechnet wurde. Da diese jedoch in der gesamten Edaphobase-Länderstudie schwerpunktmäßig auf Borstgrasrasen, Kalkmagerrasen und Goldhaferwiesen sowie vereinzelt auf Löss- und Kalkäckern nachgewiesen wurde, wurde sie in der sortierten Kreuztabelle nicht als Kennart gewertet. Zudem wird sie auch in der Literatur als eurytope Art, die in verschiedenen Wiesen-, Weiden- und Waldtypen auftritt, geführt (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006, Toschki 2008).

Das Fehlen charakteristischer Arten in Verbindung mit der generellen Individuen- und Artenarmut dieses Biotoptyps lässt den Rückschluss zu, dass die Sandäcker für die Oribatiden einen Lebensraum darstellen, der nur von besonders anspruchslosen, weit verbreiteten Arten (beispielsweise *Oppiella falcata*, *Oppiella nova*, *Tectocephus group velatus*) besiedelt werden kann.

6.4.2 Collembola

6.4.2.1 Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf allen untersuchten Flächen 13.698 Individuen aus 68 Arten nachgewiesen (vgl. **Tab. 47**, **Tab. Anhang 2**).

Der individuenreichste Biotoptyp war der basenreiche Laubmischwald mittlerer Feuchte mit insgesamt 6.218 Individuen, gefolgt von den drei Sand-Kiefernwald-Standorten (insgesamt 4.461 Individuen) und den drei Sandäckern (insgesamt 3.019 Individuen). Innerhalb des Biotoptyps Sandacker unterschieden sich die Individuenzahlen deutlich: Auf der Fläche EB_SN31 traten nur 113 Tiere auf, wohingegen auf der Fläche EB_SN32 2.199 Tiere gezählt wurden, was mit den Individuendichten in den untersuchten Laubmischwald- und Kiefernstandorten vergleichbar war. Auffällig ist, dass speziell im Laubmischwald auf allen Flächen trotz des herbstlichen Laubfalls die Individuenzahlen im Frühjahr höher waren als im Herbst.

Ähnlich wie bei den Oribatiden nahmen die Artenzahlen der Collembolen in der Reihe Laubwald (50) > Kiefernwald (38) > Sandacker (33) ab. *Parisotoma notabilis* war in dem Biotoptyp Sand-Kiefernwald die häufigste Art (2.026 Individuen), wohingegen im Laubmischwald *Folsomia quadrioculata* die höchsten Individuenzahlen (1.667 Individuen) erreichte, gefolgt von der morphologisch sehr ähnlichen Art *Folsomia manolachei* (1.432 Individuen) (siehe **Tab. Anhang 25-27**). *Isotomurus palustris* war die häufigste Art im Biotoptyp Sandacker mit 717 Individuen, wobei sie dort nur auf der Fläche EB_SN32 nachgewiesen wurde.

6.4.2.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Arrhopalites pseudoappendices Rusek, 1967

Die hemiedaphische Art *Arrhopalites pseudoappendices* wurde bisher relativ selten in Deutschland nachgewiesen. Die bisherigen Fundorte (siehe **Abb. 53**) bilden einen Südwest-Nordost-Gradienten von Südwestdeutschland (Raum Heidelberg) bis in die Region nordöstlich von Berlin. Außerhalb Deutschlands gibt es z. B. in den österreichischen Alpen (Bretfeld 1975) und in Finnland (Vilkamaa 1989) Nachweise dieser Art.

In der vorliegenden Untersuchung konnte *Arrhopalites pseudoappendices* ausschließlich in den Laubwäldern nachgewiesen und auch als Kennart für basenreiche Laub(misch)wälder identifiziert werden (siehe Kapitel 6.4.2.3).

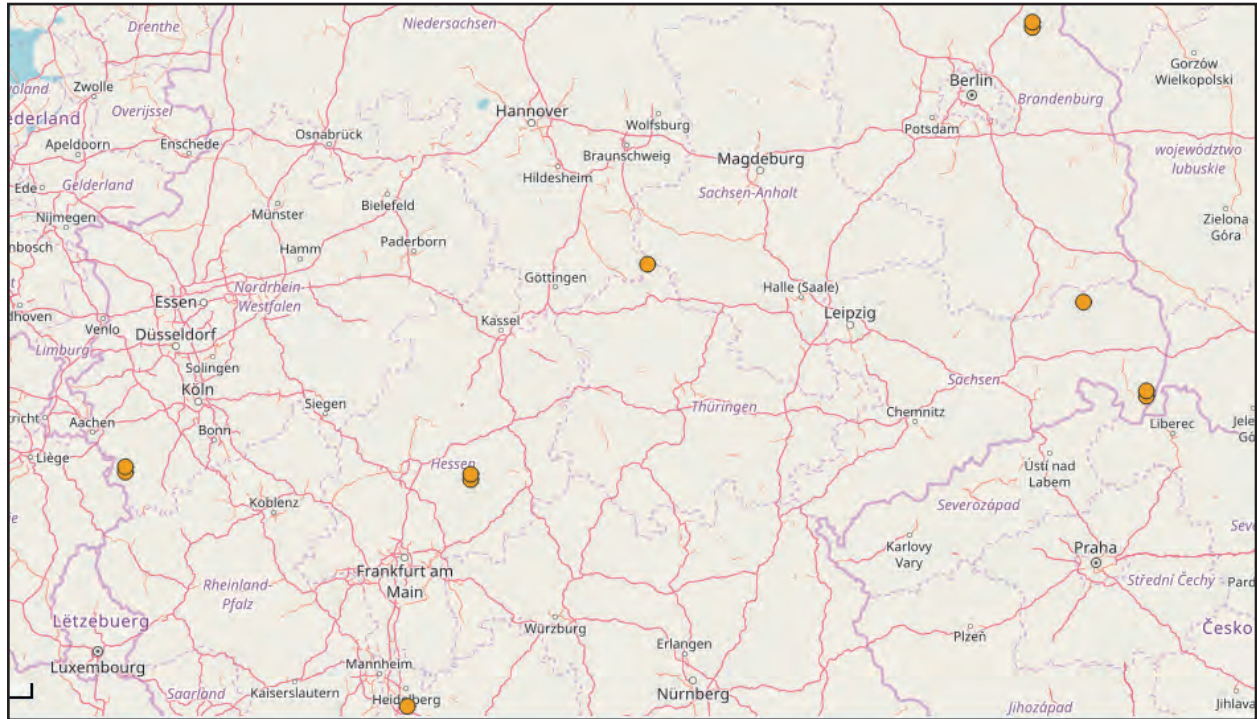


Abb. 53: Fundorte von *Arrhopalites pseudoappendices* in Deutschland. (Abfrage der Datenbank Edaphobase vom 17.04.2018, Kartendarstellung: Edaphobase).

6.4.2.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotoptypen in Sachsen

Kennarten

Für alle drei untersuchten Biotoptypen konnten Kennartengruppen bestimmt werden (siehe Tab. 48).

Als charakteristische Kennarten für die trockenen Kiefernwälder wurden *Choreutinula inermis* und *Dicyrtoma fusca* identifiziert. Fjellberg (1998) gibt als Verbreitungsschwerpunkt für *Choreutinula inermis* Nadelwälder an, allerdings konnte diese Art auch im Offenland nachgewiesen werden, z. B. in kalkreichen Grasländern des Schweizer Jura (Salamon et al. 2004). Ähnlich wie in der vorliegenden Freilandstudie trat *Dicyrtoma fusca* im Mittelgebirgsraum des Sollings in Nadelwaldbeständen auf (in diesem Fall Fichtenreinbestände), während diese Art in Buchenreinbeständen nicht gefunden wurde (Salamon 2001). Auch in der vorliegenden Untersuchung konnte *Dicyrtoma fusca* in den von Buchen dominierten Laub(misch)wäldern nicht nachgewiesen werden.

Kennarten für den basenreichen Laub(misch)wald sind laut vorliegender Erhebung *Folsomia manolachei*, *Arrhopalites pseudoappendices* und *Heteromurus nitidus*. Entsprechend dieser Einstufung konnte *Heteromurus nitidus* auch von Wolters (1985) in einem Kalkbuchenwald (Göttinger Wald) nachgewiesen

werden, während diese Art z. B. im sauren Moderhumus-Buchenwald des Sollings nicht gefunden wurde (Albers 1996, Salamon 2001). *Folsomia manolachei* wurde in der vorliegenden Untersuchung ähnlich wie in vielen anderen Freilandstudien gemeinsam mit der sehr ähnlichen Art *Folsomia quadrioculata* nachgewiesen, z. T. sind Verwechslungen dieser beiden Arten nicht auszuschließen (Fjellberg 1998). Dies erschwert natürlich die Interpretation früherer Studien – generell scheint *F. manolachei* aber trockenere Habitate als *F. quadrioculata* zu bevorzugen (Fjellberg 1998).

Als Kennarten für den Sandacker wurden *Entomobrya schoetti*, *Lathriopyga monoculata* und *Lepidocyrtus paradoxus* identifiziert. *Lepidocyrtus paradoxus* wurde auch in relativ trockenen Ackerflächen (Rapsanbau) in Österreich gefunden (Bodentyp: Chernozem, pannonisches/kontinentales Klima) (Querner et al. 2013).

Auch *Entomobrya schoetti* scheint relativ sonnige, trockene Standorte zu bevorzugen (Gisin 1960) und wurde z. B. auch in Luzernefeldern in Spanien nachgewiesen (Jordana 2012).

Bezogen auf die Nährstoffgruppen können *Schoettella ununguiculata* als Grundart für nährstoffarme Wälder und *Cryptopygus thermophilus* als Grundart für Intensivgrünland und Acker eingestuft werden. *Cryptopygus thermophilus* wurde z. B. auch in Ostösterreich in Rapsfeldern (Querner et al. 2013) und Ackerbrachen (Salamon et al. 2011) erfasst.

Tab. 48: Sortierte Kreuztabelle der Springschwänze (Collembola); Angaben in Individuen/m²; Punkte: keine Tiere gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppen; gepunktete Rahmen: schwach kennzeichnende Artengruppe.

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Kiefer 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg Laubwald 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sand-Acker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennartengruppen									
Kennarten Sand-Kiefernwälder									
<i>Choreutina inermis</i>	.	435	264	.	.	.	.	.	.
<i>Dicyrtoma fusca</i>	.	62	280	.	.	.	.	.	.
Kennarten basenreiche Laub(misch)wald									
<i>Folsomia manolachei</i>	.	.	31	5082	10491	6683	.	1274	.
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>	16	.	.	31	155	124	.	.	.
<i>Heteromurus nitidus</i>	.	.	.	31	78	.	.	.	.
Kennarten Sand-Acker									
<i>Entomobrya schoetti</i>	93	.	.	.	.	.	16	.	171
<i>Lathriopyga monoculata</i>	.	31	.	.	.	78	.	16	93
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>	.	.	.	.	.	.	.	47	16
Nährstoffgruppe									
nährstoffarme Wälder									
<i>Schoettella ununguiculata</i>	249	47	404	.	.	.	.	.	.
Intensivgrünland und Acker									
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	.	.	16	.	16	.	295	4228	.
Begleitarten									
Begleiter mit hoher Stetigkeit									
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	4119	5207	4103	1414	2176	3621	16	901	109
<i>Parisotoma notabilis</i>	7973	12434	11082	1943	2798	12527	202	4647	249
<i>Sminthurinus aureus</i>	16	124	16	62	47	.	264	497	16
<i>Isotomiella minor</i>	637	1026	2813	1166	1477	4554	78	544	.
sonstige Begleiter									
<i>Lepidocyrtus juvenil</i>	16	171	311	249	171	1399	.	31	.
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	16	31	140	140	16	16	311	.	.
<i>Mesaphorura juvenil</i>	93	78	93	62	16	78	78	.	.
<i>Sphaeridia pumilis</i>	699	420	1057	171	16	389	.	202	.
<i>Brachystomella parvula</i>	47	31	31	47	.	47	.	5393	3295
<i>Folsomia quadrioculata</i>	.	16	730	4569	11937	9403	.	16	.
<i>Friesia mirabilis</i>	357	233	1368	47	.	109	93	.	.
<i>Protaphorura armata</i>	31	.	1912	62	497	1026	.	482	.
<i>Pseudosinella alba</i>	16	16	31	979	730	948	.	.	.
<i>Neanura muscorum</i>	47	62	155	47	31	62	.	.	.
<i>Protaphorura juvenil</i>	.	.	155	78	575	2254	16	202	.
<i>Megalothorax minimus</i>	31	93	78	311	249	.	16	.	.
<i>Entomobryidae juvenil</i>	513	16	93	264	93	47	.	.	.
<i>Neanura juvenil</i>	109	16	31	.	124	31	.	16	.
<i>Sminthuridae juvenil</i>	.	16	.	93	.	16	16	16	.

Tab. 48 (Fortsetzung).

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Kiefer 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg Laubwald 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sand-Acker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Entomobrya</i> juvenil	326	373	.	171	16	.	16	.	.
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	342	.	16	.	264	62	.	.	.
<i>Desoria violacea</i>	.	124	78	.	47	.	.	155	.
<i>Orchesella flavescens</i>	62	16	31	31	.	.	.	.	.
<i>Tomoceridae</i> juvenil	78	31	31	.	373	.	.	.	.
<i>Entomobrya lanuginosa</i>	16	.	16	47	16	.	.	.	.
<i>Isotoma</i> juvenil	31	.	.	16	16	.	.	.	16
<i>Isotomurus palustris</i>	.	16	.	.	78	.	.	11144	16
<i>Isotomurus</i> juvenil	16	.	.	16	16	.	.	109	.
<i>Lathriopyga</i> juvenil	31	.	62	.	16	.	.	.	155
<i>Deharvengiurus denisi</i>	.	.	16	.	2347	389	.	62	.
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	.	.	16	.	16	.	295	4228	.
<i>Isotoma viridis</i> group	62	.	.	93	31	.	.	2860	.
<i>Pogonognathellus flavescens</i>	124	31	.	.	62	.	.	.	.
<i>Ceratophysella denticulata</i>	171	.	4352	109	.	.	.	.	.
<i>Ceratophysella</i> juvenil	31	.	78	.	16	.	.	.	.
<i>Paratullbergia callipygos</i>	.	.	.	31	140	31	.	.	.
<i>Isotomidae</i> juvenil	.	78	.	47	.	.	.	233	.
<i>Allacma fusca</i>	.	.	.	31	.	93	.	.	16
<i>Arrhopalites caecus</i>	.	.	.	16	62	.	.	.	16
<i>Folsomia</i> juvenil	.	.	.	47	47	47	.	.	.
<i>Willemia anophthalma</i>	140	171	.	.	.	16	.	.	.
<i>Entomobrya multifasciata</i>	.	16	.	.	.	31	.	.	47
<i>Entomobrya quinquelineata</i>	.	16	.	16	.	.	.	.	78
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	.	.	16	171	.	.	.	264	.
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>	.	.	.	.	.	16	16	140	.
<i>Lipothrix lubbocki</i>	.	.	.	78	.	357	.	.	.
<i>Pogonognathellus</i> juvenil	.	31	16	.	.	.	.	.	.
<i>Supraphorura furcifera</i>	.	.	.	.	47	31	.	.	.
<i>Neanuridae</i> juvenil	47	.	93	.	.	.	.	.	.
<i>Orchesella</i> juvenil	47	.	16	.	.	.	.	.	.
<i>Protaphorura pseudovanderdrifti</i>	.	.	155	.	.	2285	.	.	.
<i>Hypogastrura assimilis</i>	.	.	.	.	16	.	.	16	.
<i>Folsomia candida</i>	.	.	.	.	.	.	.	202	155
<i>Bourletiella</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	155	.	31
<i>Hypogastrura</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	16	.	124
<i>Sminthurides</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	16	544	.
<i>Protaphorura quadriocellata</i>	.	.	.	.	.	171	.	.	.

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Kiefer 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg Laubwald 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sand-Acker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Entomobrya nivalis</i>	.	.	.	.	.	16	.	.	.
<i>Arrhopalites cochlearifer</i>	.	.	.	.	47	.	.	.	.
<i>Arrhopalites pygmaeus</i>	.	.	.	.	16	.	.	.	.
<i>Hypogastruridae</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	.	16	.
<i>Pogonognathellus</i> juvenil	.	31	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudachorutes</i> juvenil	.	.	.	.	.	47	.	.	.
<i>Brachystomella</i> juvenil	.	.	.	.	.	31	.	.	.
<i>Deuterosminthurus bicinctus</i>	.	.	.	.	.	16	.	.	.
<i>Deuterosminthurus pallipes</i>	.	.	.	.	31	.	.	.	.
<i>Entomobrya corticalis</i>	.	.	16	.	.	.	.	.	.
<i>Entomobrya marginata</i>	31	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hypogastrura burkilli</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	528
<i>Micranurida granulata</i>	.	.	.	.	.	31	.	.	.
<i>Micranurida pygmaea</i>	.	16	.	.	.	.	.	.	.
<i>Onychiurus jubilarius</i>	.	.	.	.	.	47	.	.	.
<i>Orchesella bifasciata</i>	497	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Orchesella cincta</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2362
<i>Proisotoma minuta</i>	.	.	.	.	.	16	.	.	.
<i>Protaphorura humata</i>	.	.	.	.	16	.	.	.	.
<i>Protaphorura subuliginata</i>	.	.	.	.	109	.	.	.	.
<i>Pseudachorutella asigillata</i>	.	.	.	.	.	16	.	.	.
<i>Tetracanthella wahlgreni</i>	.	187	.	.	.	.	.	.	.
<i>Willemia</i> juvenil	78	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Isotomodes productus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	560
<i>Metaphorura affinis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	31
<i>Isotomurus graminis</i>	.	.	.	.	.	.	.	124	.
<i>Sminthurus viridis</i>	.	.	.	.	.	.	.	47	.
<i>Stenaphorura quadrispina</i>	.	.	.	.	.	.	.	31	.
<i>Stenaphorura denisi</i>	.	.	.	.	.	.	.	140	.
<i>Bourletiella viridescens</i>	.	.	.	.	.	.	155	.	.
<i>Pseudosinella petterseni</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	109
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1321
<i>Choreutinula inermis</i>	.	.	.	.	.	.	.	47	.
<i>Dicyrtoma fusca</i>	.	.	.	.	.	.	.	16	.
<i>Entomobrya nivalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	16
<i>Folsomia dovrensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	16
<i>Hypogastrura sahlbergi</i>	.	.	.	.	.	.	.	16	.
<i>Protaphorura eichhorni</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	886

Innerhalb der Korrespondenzanalyse (CA) trennten sich die drei Biotoptypen (Sand-Kiefernwald, Laub(misch)wald, Sandacker) anhand der zugrundeliegenden Collembolendaten deutlich voneinander (siehe **Abb. 54**). Signifikante Umweltvariablen ($p < 0,05$), die mit Hilfe einer vorangegangenen Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) identifiziert und in das Ordinationsdiagramm integriert wurden, waren der prozentuale Sand- (sand_percent) und Schluffanteil (silt_percent). Der prozentuale Sandanteil korrelierte dabei positiv mit der Artenzusammensetzung der Sand-Kiefernwälder, wohingegen der prozentuale Schluffanteil mit der Artenzusammensetzung der Laub(misch)wälder korreliert war.

Im Rahmen der Indikatorartenanalyse (ISA) konnten die Collembolenarten *Schoettella ununguiculata* und *Friesea mirabilis* als Indikatorarten für Sand-Kiefernwälder identifiziert werden (siehe **Tab. 49**), was sich auch in dem Ordinationsdiagramm der CA widerspiegelt (**Abb. 54**). Beide Arten korrelierten somit gleichzeitig positiv mit einem hohen prozentualen Sandanteil, wie er entsprechend in den Sand-Kiefernwäldern vorliegt. Als „strenge“ Kennart für Sand-Kiefernwälder konnte *Schoettella ununguiculata* zwar nicht identifiziert werden, da sie vereinzelt z. B. auch in Borstgrasrasen in Sachsen-Anhalt nachgewiesen wurde (Kap. 8), trotzdem tritt sie innerhalb des Untersuchungsgebiets in Sachsen ausschließlich in den Sand-Kiefernwäldern auf und kann als Grundart für nährstoffarme Wälder charakterisiert werden.

Indikatorarten für die basenreichen Laubwälder sind *Pseudosinella alba*, *Folsomia quadrioculata*, *Folsomia manolachei*, *Arrhopalites pseudoappendices* und *Paratullbergia callipygos* (**Tab. 49**). Alle fünf Arten korrelierten somit gleichzeitig positiv mit einem hohen prozentualen Schluffanteil. Übereinstimmend zu diesen Ergebnissen konnten *Folsomia manolachei* und *Arrhopalites pseudoappendices* als typische Kennarten für basenreiche Laubwälder identifiziert werden (siehe **Abb. 54**).

6.4.2.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Ubiquistische Arten wie *Paristoma notabilis*, *Isotomiella minor* und *Lepidocyrtus lignorum* (Salamon et al. 2008, Salamon & Alpehi 2009) waren wichtige Bestandteile der Collembolen-Gemeinschaften aller drei untersuchten Biotoptypen und traten fast durchgehend auf allen 9 Untersuchungsflächen auf (siehe **Tab. 48**). Trotzdem gab es erwartungsgemäß deutliche Unterschiede in der Artengemeinschaft der Collembolen zwischen dem untersuchten Offenland-Biototyp (Sandacker) und den

beiden Wald-Biotoptypen (Kiefern- und Laubwald), da die Lebensbedingungen in Agrarökosystemen wie dem Sandacker in stärkerem Ausmaß von anthropogenen Einwirkungen geprägt sind (z. B. Ernte und Bodenbearbeitung) als in Waldökosystemen. So konnten typische Offenlandarten wie z. B. *Metaphorura affinis* und *Isotomodes productus* (Fjellberg 1998, 2007, Salamon et al. 2011, Querner et al. 2013) zwar auf den Sandacker-Flächen, nicht aber in den untersuchten Wäldern nachgewiesen werden, während Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Wäldern haben, wie *Pogonognathellus flavescens* und *Orchesella flavescens* (siehe z. B. Wolters 1985, Salamon 2001) auf den Sandacker-Flächen fehlten.

Ähnlich wie in der vorliegenden Untersuchung wurden auch in der Freilandstudie von Eisenbeis & Feldmann (1991) die Collembolengemeinschaften von Kiefern- und Laubwäldern (Buchenwäldern) miteinander verglichen. Im Gegensatz zur vorliegenden Untersuchung konnten Eisenbeis & Feldmann (1991) höhere Dichten der Collembolen in den Kiefernwäldern als in den Buchenwäldern nachweisen - auf Artniveau wurden die Collembolen in dieser Studie jedoch nicht determiniert.

Für eine ökologische Charakterisierung von Bodenlebensgemeinschaften ist aber eine Bestimmung auf Artniveau nötig - im weiteren Fokus der Beschreibung der drei untersuchten Biotoptypen stehen daher nun die identifizierten Kenn- und Indikatorarten.

Sand-Kiefernwald

Choreutinula inermis und *Dicyrtoma fusca* konnten als Kennarten und *Schoettella ununguiculata* und *Friesea mirabilis* als Indikatorarten für Sand-Kiefernwälder identifiziert werden. Speziell *Dicyrtoma fusca* scheint Nadelwälder gegenüber Laubwäldern zu präferieren (siehe Albers 1996, Salamon 2001). *Friesea mirabilis* ist eine vorwiegend räuberische Collembolenart, die sich z. B. von Rotatorien, Tardigraden, Proturen oder Eiern anderer Collembolen ernährt (Petersen 1971, Usher & Booth 1984, Palacios-Vargas & Vidal-Acosta 1994) - hier könnte das potentielle Beutespektrum in Kiefernwäldern wesentlich günstiger sein als z. B. in Sandacker-Flächen oder Laub(misch)wäldern.

Denkbar ist auch, dass die Bioturbation durch Regenwürmer in den trockenen und bodensauren Sand-Kiefernwäldern sehr gering ist. Eventuell profitieren speziell die genannten hemiedaphischen Collembolenarten *Choreutinula inermis*, *Schoettella ununguiculata* und *Friesea mirabilis* von dem geringen Störungsregime (siehe auch Maraun et al. 2003).

Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 11.09.2019 zeigt, dass *Choreutinula inermis* bereits in Kiefernforsten (Code:

Tab. 49: Collembolenarten der Biotoptypen Sand-Kiefernwald, basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte und Sandacker, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.02.03.02	Sand-Kiefernwald			
<i>Friesea mirabilis</i>	0,85	0,02	0,85	1,00
<i>Schoettella ununguiculata</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
43.07.05.02	basenreicher Laubwald mittlerer feuchte			
<i>Pseudosinella alba</i>	0,98	0,00	0,98	1,00
<i>Folsomia quadrioculata</i>	0,95	0,01	0,95	1,00
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>	0,95	0,01	0,95	1,00
<i>Folsomia manolachei</i>	0,91	0,03	0,91	1,00
<i>Paratullbergia callipygos</i>	1,00	0,03	1,00	1,00

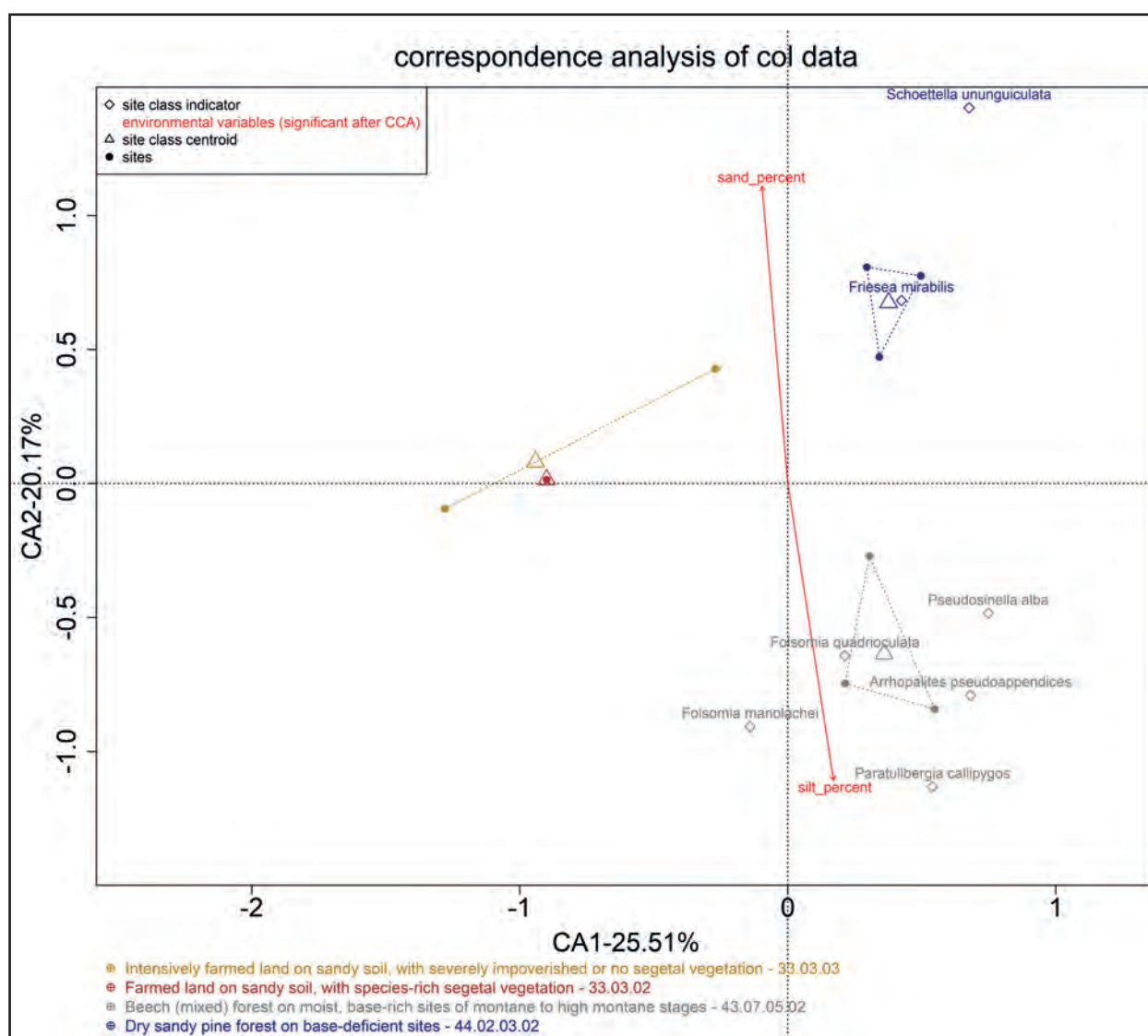


Abb. 54: Korrespondenzanalyse (CA) der Collembolendaten der Biotoptypen Sand-Kiefernwald (blau), basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte (grau) und Sandacker (braun/rot) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

44.04.03) nachgewiesen wurde und offensichtlich seinen Verbreitungsschwerpunkt in Nadelwäldern hat (siehe Abb. 55).

Basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte

Als Kenn- und Indikatorarten für basenreiche Laubwälder mittlerer Feuchte konnten *Folsomia manolachei* und *Arrhopalites pseudoappendices* bestimmt werden. Weitere Indikatorarten für diesen Biotoptyp waren *Pseudosinella alba*, *Paratullbergia callipygos* und *Folsomia quadrioculata*. Eine zusätzliche Kennart war *Heteromurus nitidus*.

Speziell *Heteromurus nitidus* scheint verstärkt in basenreichen Laubwäldern, wie z. B. dem Göttinger Kalkbuchenwald, aufzutreten (Wolters 1985, Peter 1997) – in den bodensauren Moderhumuswäldern des Sollings fehlt diese Art dagegen (Salamon 2001). Im Solling konnten allerdings *Folsomia quadrioculata*, *Pseudosinella alba* und *Paratullbergia callipygos*

auch in bodensauren Buchenbeständen nachgewiesen werden (Salamon 2001), was darauf hindeutet, dass diese Arten ein relativ breites Spektrum des Boden-pH-Werts tolerieren. Eventuell ist speziell die Bodenfeuchte für die hygrophile Art *Folsomia quadrioculata* (Kaczmarek 1975, Doppelreiter 1979) eine wichtige Steuergröße. Diese Art erreicht sowohl in den Laubwäldern mittlerer Feuchte in Sachsen als auch in den von subozeanisch-montanem Klima geprägten Buchenwäldern des Sollings hohe Dichten. Wie bereits in Kapitel 6.4.2.2 erwähnt, bevorzugt *Folsomia manolachei* generell trockenere Habitate als *F. quadrioculata* (Fjellberg 1998), die hier untersuchten Laubwälder scheinen aber beiden Arten günstige Lebensbedingungen zu bieten.

Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 10.04.2018 zeigt, dass *Heteromurus nitidus* einen wichtigen Verbreitungsschwerpunkt in basenreichen Laubwäldern hat (z. B. Eschen- und Eschen-Bergahornwald feuchter

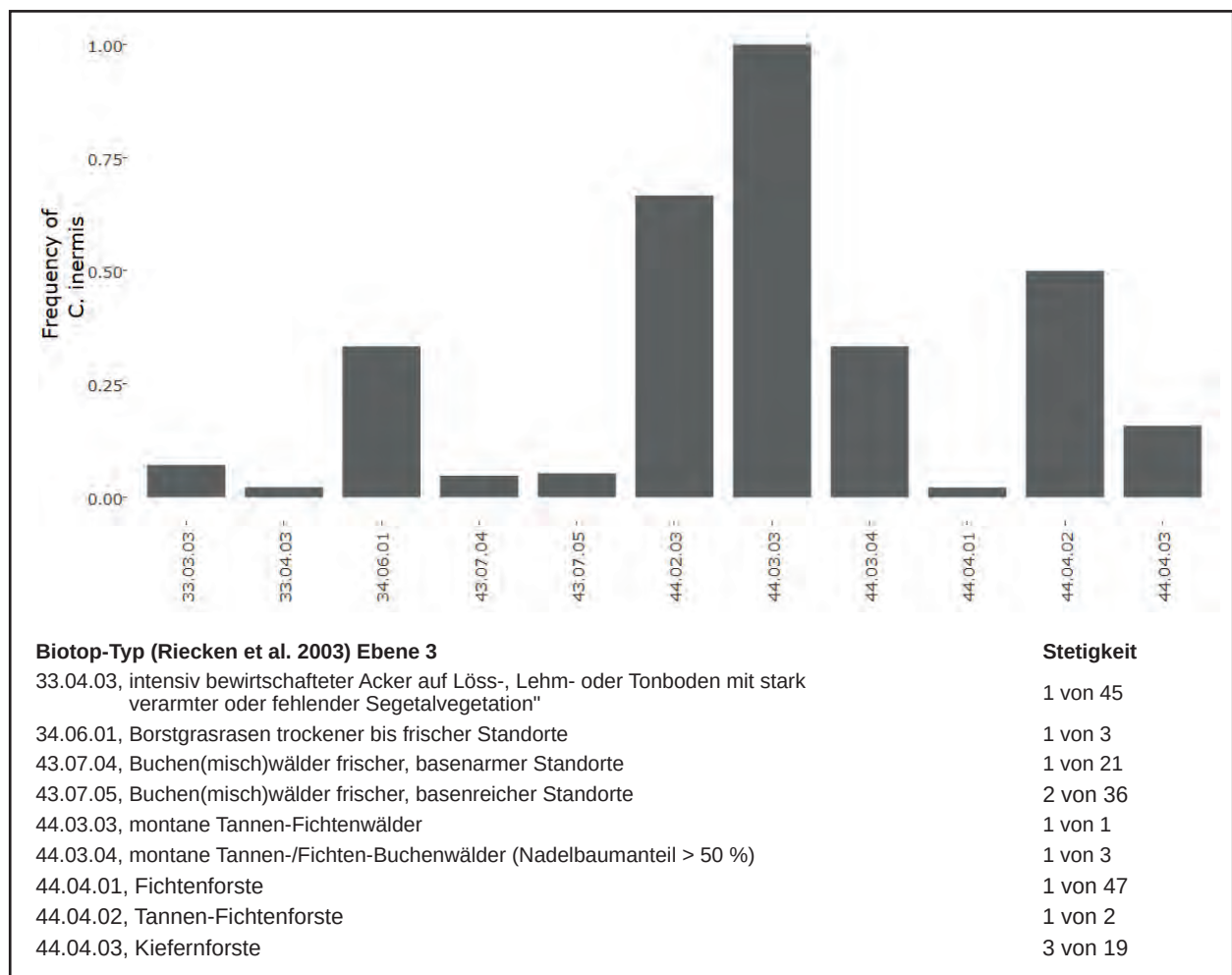


Abb. 55: *Choreutinula inermis*: Biotoptypen in denen *C. inermis* nachgewiesen wurde. Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 11.09.2019).

Standorte, Code: 43.07.01 oder Buchen(misch)wälder frischer, basenreicher Böden, Code: 43.07.05), aber z. B. auch in basenreichen Ackerstandorten nachgewiesen wurde (siehe **Abb. 56**).

Sandacker

Für die Sandacker-Standorte konnten *Entomobrya schoetti*, *Lathriopyga monoculata* und *Lepidocyrtus paradoxus* als Kennarten bestimmt werden, Indikatorarten wurden für diesen Biotoptyp dagegen nicht ermittelt. Speziell bei *Entomobrya schoetti*

und *Lepidocyrtus paradoxus* handelt es sich um wärmeliebende Arten, die relativ trockene Lebensräume besiedeln können, wie z. B. Ackerbrachen im pannonischen Klimagebiet (*Lepidocyrtus paradoxus*, siehe Salamon et al. 2011) oder Luzernefelder in Spanien (*Entomobrya schoetti*, siehe Jordana 2012). *Entomobrya schoetti* wurde z. B. auch in besonnten Mauerritzen im pannonischen Klimagebiet nachgewiesen (Gisin 1960). Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 10.04.2018 ergab, dass *Lepidocyrtus paradoxus* auch früheren

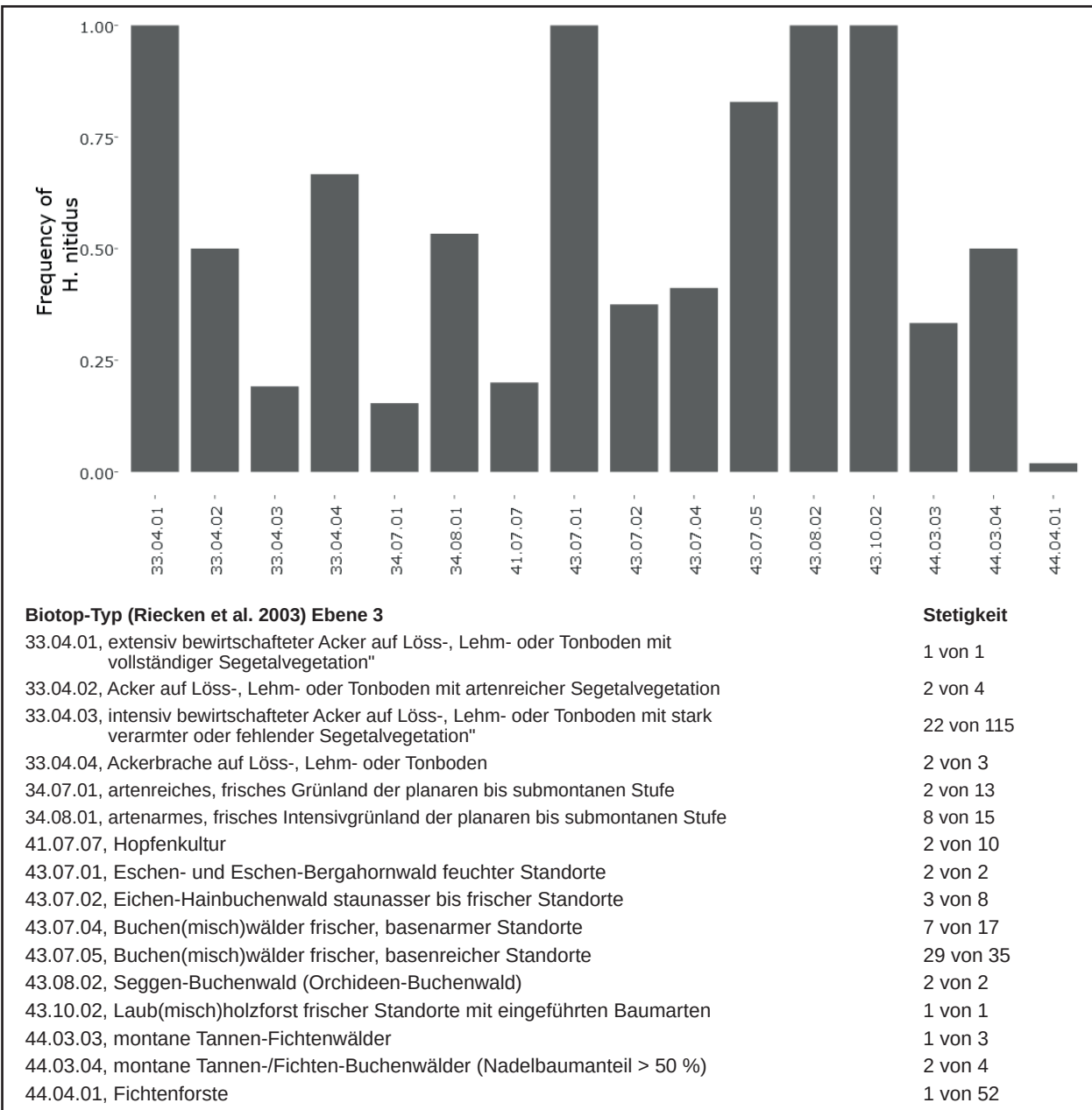


Abb. 56: *Heteromurus nitidus*: Biotoptypen in denen *H. nitidus* nachgewiesen wurde. Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 10.04.2018).

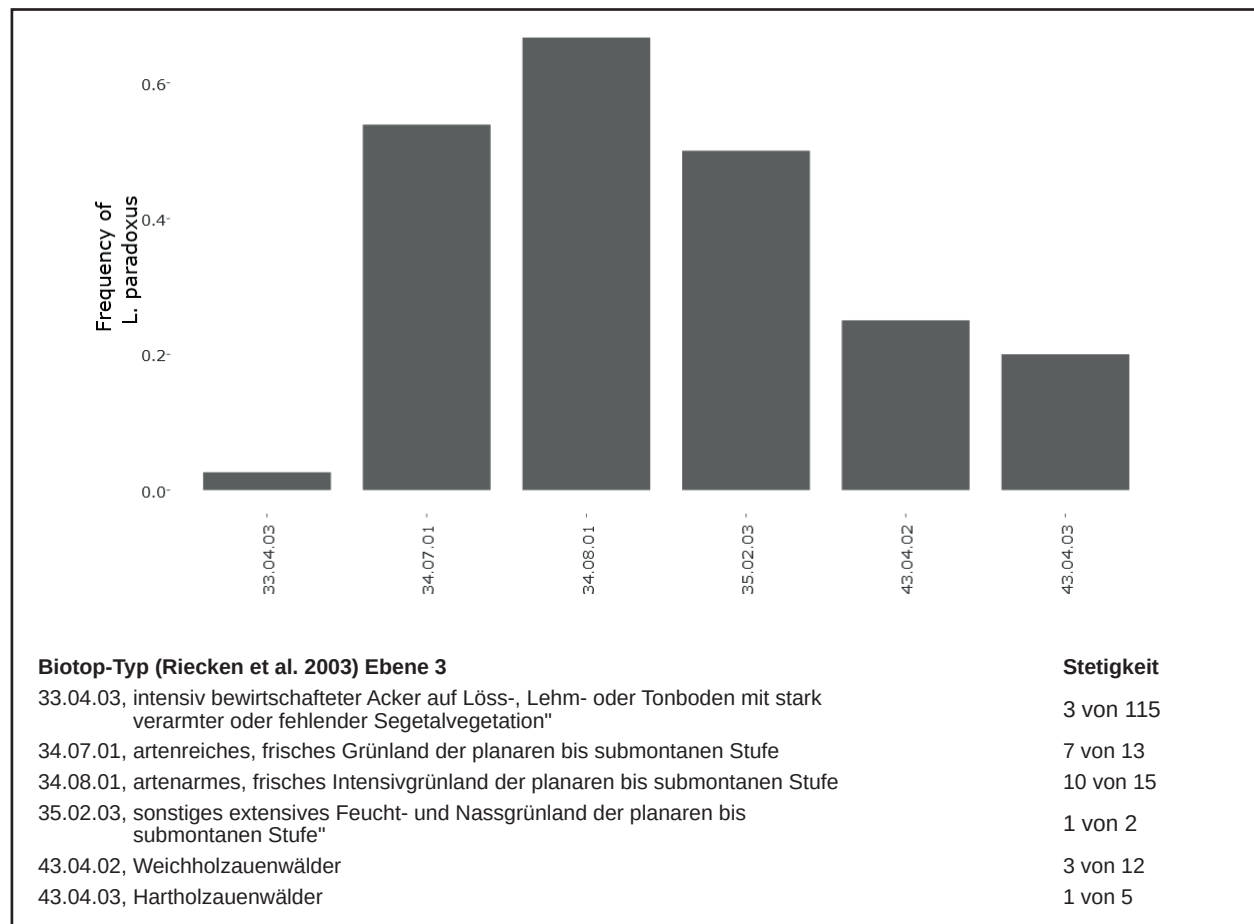


Abb. 57: *Lepidocyrtus paradoxus*: Biotoptypen in denen *L. paradoxus* nachgewiesen wurde. Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 10.04.2018).

Untersuchungen in Agrarökosystemen nachgewiesen wurde, wie z. B. in Äckern auf Löss/Lehmböden (Code: 33.04.03) (siehe **Abb. 57**).

6.4.3 Diplopoda

6.4.3.1 Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden in der Länderstudie in Sachsen 176 Diplopoden mit Hilfe der Bodenfallen erfasst (vgl. **Tab. Anhang 28**). Davon wurden 163 Individuen bis zur Art determiniert (**Tab. 50, Tab. Anhang 3**). Diese verteilen sich auf 12 Arten aus sechs Familien. Dabei ist die Familie der Schnurfüßer (Julidae) mit 6 Arten und 113 Individuen am zahlreichsten vertreten. Bei den nicht auf Artniveau identifizieren Tieren handelt es sich um Weibchen der Familie Julidae, für deren Bestimmung bisher kein Schlüssel vorliegt (Hauser & Voigtländer 2009).

Der Großteil der streuzersetzenden Doppelfüßer konnte in den mesophilen Laubwäldern mit ihrem günstigen Wasserhaushalt und diversem Nahrungsangebot erfasst

werden. Die meisten Arten (8) und Individuen (88) beherbergte hierbei der Standort am Spitzberg bei Deutsch-Paulsdorf (EB_SN23). Dementgegen konnten sowohl auf den naturnahen Kiefernstandorten über Sandboden als auch auf den Sandäckern nur sehr wenige Doppelfüßer-Arten und Individuen nachgewiesen werden. An zwei der neun Standorte (EB_SN11, EB_SN31) konnte während der gesamten Untersuchung kein einziger Doppelfüßer gefangen werden.

Mit Hilfe des Bodenkernstechers wurde insgesamt nur ein bis auf Artniveau identifizierbares Taxon (*Enantiulus nanus*) an einem Standort (EB_SN22) erfasst, welches hier allerdings auch in den Bodenfallen zahlreich vertreten war.

6.4.3.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotoptypen

Die geordnete Kreuztabelle (**Tab. 51**) wurde für die Diplopoden nur mit den für diese Tiergruppe als

relevant angesehen Bodenfallenfängen erstellt. Wie beim NP Eifel basiert die Sortierung der Kreuztabelle der Diplopoden auch hier ausschließlich auf den Daten der Länderstudie in Sachsen (vgl. Anmerkungen in Kap. 5.4.3.3). Aufgrund relativ weniger Funde sowohl auf Art- als auch auf Individuenniveau konnte sowohl den Sand-Kiefernwäldern als auch den Sandäckern keine Kennartengruppe zugewiesen werden. Teilweise wurde an den Standorten kein einziger Doppelfüßer nachgewiesen. Eine Gruppe um *Megaphyllum projectum* ist erkennbar, die eine deutliche Bindung an die Laubwaldstandorte aufweist und daher als Kennartengruppe eingestuft wurde. Ansonsten unterscheiden sich die Untersuchungsflächen innerhalb dieses Biotoptyps deutlich (**Abb. 58**).

Laut Indikatorartenanalyse erreichen 3 Arten einen Indikatorwert von 0,8 und können somit als Indikatorarten bzw. Kennarten für einen Biotoptyp angesprochen werden (**Tab. 52**). Dies sind allesamt typische Arten der basischen Laubmischwälder, die auch innerhalb der Kreuztabelle diesem Biotoptyp zugeordnet wurden. Im Gegensatz zur Kreuztabelle wurde anhand der statistischen Analyse *Enantiulus nanus* nicht als Kennart detektiert, da die Art am Standort Schönbrunner Berg, EB_SN24, nicht nachgewiesen

werden konnte. Die Art gilt als wenig laufaktiv und wird daher nur gefangen, wenn sie in der Nähe der Fallen in hohen Abundanzen vorkommt (Voigtländer 1987). Bei geringer Populationsdichte ist es somit möglich, dass die Art mit keiner der beiden Methoden nachgewiesen werden kann. Hauser & Voigtländer (2009) führen sie als typische Art der laubbaumbestockten Bereiche der Oberlausitzer Basaltkuppen.

Aufgrund der wenigen Funde in den Sand-Kiefernwäldern und den Sandäckern sind diese Biotoptypen innerhalb der CA wenig ausdifferenziert (**Abb. 58**). Bezüglich des basenreichen Laub(misch)Waldes ist eine deutliche Varianz innerhalb der Artengemeinschaften der einzelnen Standorte zu erkennen. Standort EB_SN23, Spitzberg bei Deutsch-Paulsdorf bspw. wird dominiert von den Arten *Ommatoiulus sabulosus* und *Strongylosoma stigmatosum*, die in den anderen beiden Standorten nicht gefunden wurden. *Enantiulus nanus* hingegen dominiert am Standort EB_SN22 und *Leptoiulus proximus* den Standort EB_SN24, Schönbrunner Berg, wobei diese Arten an den anderen Standorten nur mit wenigen Individuen oder gar nicht erfasst werden konnten.

Mittels Abfrage der Datenbank Edaphobase via Edaphoclass konnten die zehn häufigsten in bestimmten Biotoptypen (44.02 natürliche bzw. naturnahe, trockene

Tab. 50: Arten- und Individuenzahlen der in der Länderstudie nachgewiesenen Diplopoda.

			Individuenzahlen			Artenzahlen		
Kiefernwald	SN11	Falle	0	0	10	0	0	
		Stecher	0			0		
	SN12	Falle	1	1		1	1	4
		Stecher	0			0		
	SN13	Falle	9	9		3	3	
		Stecher	0			0		
(basenreicher) Laubmischwald	SN22	Falle	42	42	153	6	6	
		Stecher	4			1		
	SN23	Falle	88	92		8	8	9
		Stecher	0			0		
	SN24	Falle	19	19		5	5	
		Stecher	0			0		
Sandacker	SN31	Falle	0	0		0	0	
		Stecher	0			0		
	SN32	Falle	1	1	4	1	1	3
		Stecher	0			0		
	SN34	Falle	3	3		2	2	
		Stecher	0			0		
Sachsen 2014			Individuenzahl Fallen:		163	Artenzahl Fallen:		12
			Individuenzahl Stecher:		4	Artenzahl Stecher:		1
			Individuenzahl gesamt:		167	Artenzahl gesamt:		12

bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 33.03 Äcker und Ackerbrache auf Sandboden nach Riecken et al. 2003) erfassten Diplopodenarten ausgegeben werden (Tab. 53). Für Sandäcker liegen bis auf die Länderstudie bisher keine Nachweise von Diplopoden vor. Eine ausgesprochen stetig in mesophilen Laub(misch)wäldern nachgewiesene Art ist *Julus scandinavicus*, die auch in der Länderstudie in allen basischen Laubwaldstandorten zu finden war und auch in einem Kiefernwald erfasst wurde – die Verteilung innerhalb von Edaphobase ist somit den Ergebnissen der Länderstudie sehr ähnlich. Einige der typischen Arten für die Waldtypen sind eher westlich bis südlich verbreitet und wurden im Untersuchungsgebiet in Ostsachsen laut Edaphobase (2018) bisher nicht (*Tachypodoiulus niger*, *Allaiulus nitidus*, *Glomeris undulata*) oder nur sehr spärlich (*Glomeris marginata*,

Mycogona germanica) nachgewiesen, was ihr Fehlen in der Länderstudie erklärt. *Ommatoiulus sabulosus* und *Leptoiulus proximus* werden als niederfrequent und regelmäßig auftretende Laubmischwaldbewohner detektiert, was den Ergebnissen der Länderstudie entspricht, wo die Arten in einigen der Standorte auftraten. Zu beachten sind die oft sehr deutlichen Verbreitungsgrenzen vieler Doppelfüßer-Arten sowie die Abfrage auf einem eher groben Biotoptypenniveau über ganz Deutschland. Dies wird nötig, da genauere Daten nicht in ausreichender Menge in Edaphobase vorliegen, um regionalspezifische biotoptypische Artenkombinationen kenntlich zu machen.

Die Länderstudie in Sachsen schließt einige Wissenslücken hinsichtlich der Diplopoden-Gemeinschaften typischer Lebensräume Ostsachsens. Das betrifft insbesondere die der Sandäcker, aber auch der

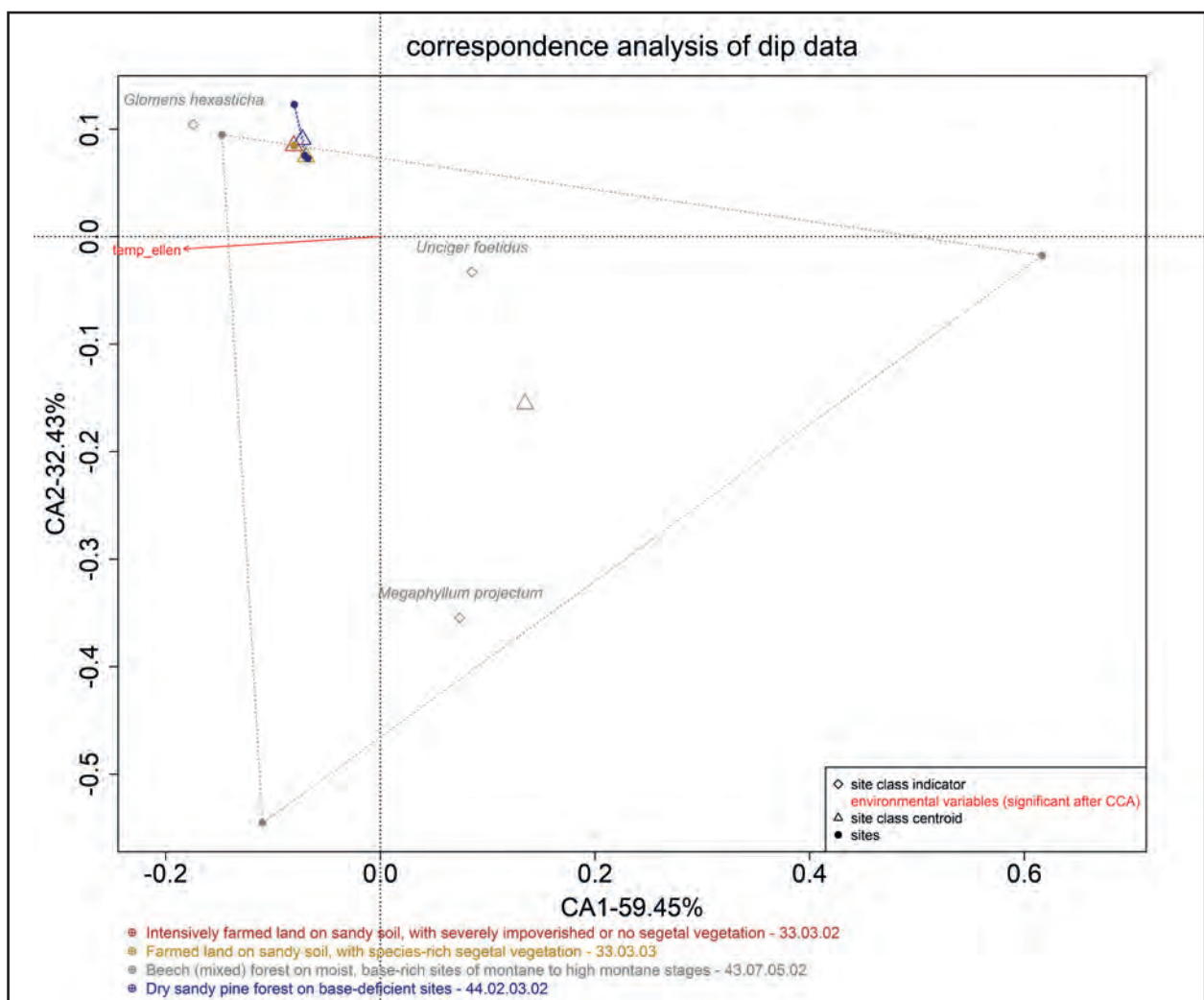


Abb. 58: Korrespondenzanalyse (CA) der Diplopoden-Daten der Biotoptypen Sand-Kiefernwald (blau), basenreicher Laub(misch)wald (grau), Sandacker extensiv (orange), Sandacker intensiv (rot) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Stärke, RWTH Aachen).

Tab. 51: Sortierte Kreuztabelle der in den Bodenfallen nachgewiesenen Doppelfüßer (Diplopoda); Angaben in Individuen/Standort; Punkte: keine Tiere gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppen.

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Kiefer 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg Laubwald 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sand-Acker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennartengruppen									
Kennarten basenreiche Laub(misch)wald									
<i>Megaphyllum projectum</i>	.	.	.	15	12	3	.	.	.
<i>Glomeris hexasticha</i>	.	.	.	1	1	5	.	.	.
<i>Enantiulus nanus</i>	.	.	.	20	4		.	.	.
<i>Unciger foetidus</i>	.	.	.	4	10	1	.	.	.
Begleitarten									
<i>Strongylosoma stigmatosum</i>	.	.	.	.	28	.	.	.	.
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>	.	.	2	.	25	.	.	.	.
<i>Leptoiulus proximus</i>	.	.	1	1	.	8	.	.	.
<i>Julus scandinavicus</i>	.	1	.	1	2	2	.	.	1
<i>Polydesmus complanatus</i>	.	.	.	.	6	.	.	.	.
<i>Polyzonium germanicum</i>	.	.	6	.	.	.	.	.	.
<i>Craspedosoma rawlinsii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2
<i>Polydesmus inconstans</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Artengruppen									
Julidae	.	.	1	8	3	1	.	.	.

Tab. 52: Diplopoden-Arten der Biotoptypen: Sand-Kiefernwald, basenreicher Laubmischwald mittlerer Feuchte und Sandacker, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
43.07.05.02	basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte			
<i>Glomeris hexasticha</i>	1,00	0,01	1,00	1,00
<i>Megaphyllum projectum</i>	1,00	0,01	1,00	1,00
<i>Unciger foetidus</i>	1,00	0,01	1,00	1,00

Tab. 53: Stetigste Diplopodenarten der Biotoptypen 44.02 natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 33.03 Äcker und Ackerbrache auf Sandboden (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 12.02.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps).

Biotoptyp	44.02	43.07	33.03
Anzahl Standorte	15	64	0
<i>Allajulus nitidus</i>	0,62	0,60	
<i>Julus scandinavicus</i>	0,33	0,87	
<i>Tachypodoiulus niger</i>	0,52	0,53	
<i>Glomeris marginata</i>	0,59	0,40	
<i>Glomeris undulata</i>	0,39	0,47	
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	0,17	0,53	
<i>Craspedosoma rawlinsi</i>	0,31	0,33	
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>	0,08	0,40	
<i>Mycogona germanica</i>	0,31	0,07	
<i>Leptoiulus proximus</i>	0,03	0,33	

Sand-Kiefernwälder, die große Bereiche der nördlichen Oberlausitz bedecken.

In den Sandäckern wurden nur sporadisch auftretende Begleitarten erfasst. Bezüglich der Diplopoden auf Äckern verweist auch Martens (2007) auf deren ausgesprochene Artenarmut im Vergleich mit anderen Artengruppen. Er und bspw. Klimm (1985), Klinger (1992), Schmitt & Roth (1999) und Schmelz et al. (2018) fanden jedoch einige weit verbreitete Arten wie bspw. *Blaniulus guttulatus*, *Unciger foetidus*, *Cylindroiulus caeruleocinctus* und *Polydesmus inconstans* in teilweise hohen Individuendichten auf extensiv genutzten Äckern mit höheren Schluff- und Tonanteilen. Die generelle Reduktion der Artenvielfalt gegenüber ungestörten Habitaten ist mit einer vergleichsweise hohen Sensibilität der Artengruppe gegenüber regelmäßiger Bewirtschaftung zu begründen (Wolters & Ekschmitt 1997).

Bezüglich der Sandkiefernwälder existieren verschiedene Befunde. In der Nähe von Jena wurden in Kiefernwäldern und -forsten zahlreiche, vor allem xerophile Arten erfasst (Peter 2006, 2008), auch bei Frankfurt (Main) (Feldmann 1993) konnte eine artenreiche Kiefernwald-Gemeinschaft festgestellt werden, die vergleichbar in der Länderstudie nur am Standort EB_SN13 gefunden werden konnte. Ausgesprochen artenarme Bestände fanden hingegen Voigtländer & Balkenhol (2006) in räumlicher Nähe zu den Standorten der Länderstudie, ebenfalls auf Sandböden. Denkbar ist hier ein Zusammenhang mit dem Substrat. Laut ausgiebigen Untersuchungen in Kiefernbeständen bei Brest besteht eine strenge Korrelation der Diplopoden-Artenvielfalt und -Individuendichte zum Humusgehalt (Rubcova 1967), wobei im Bialowieza Nationalpark in Polen auch schon auf armen Sandböden artenreiche Diplopoden-Gemeinschaften vorgefunden wurden (Wytwer & Tracz 2003).

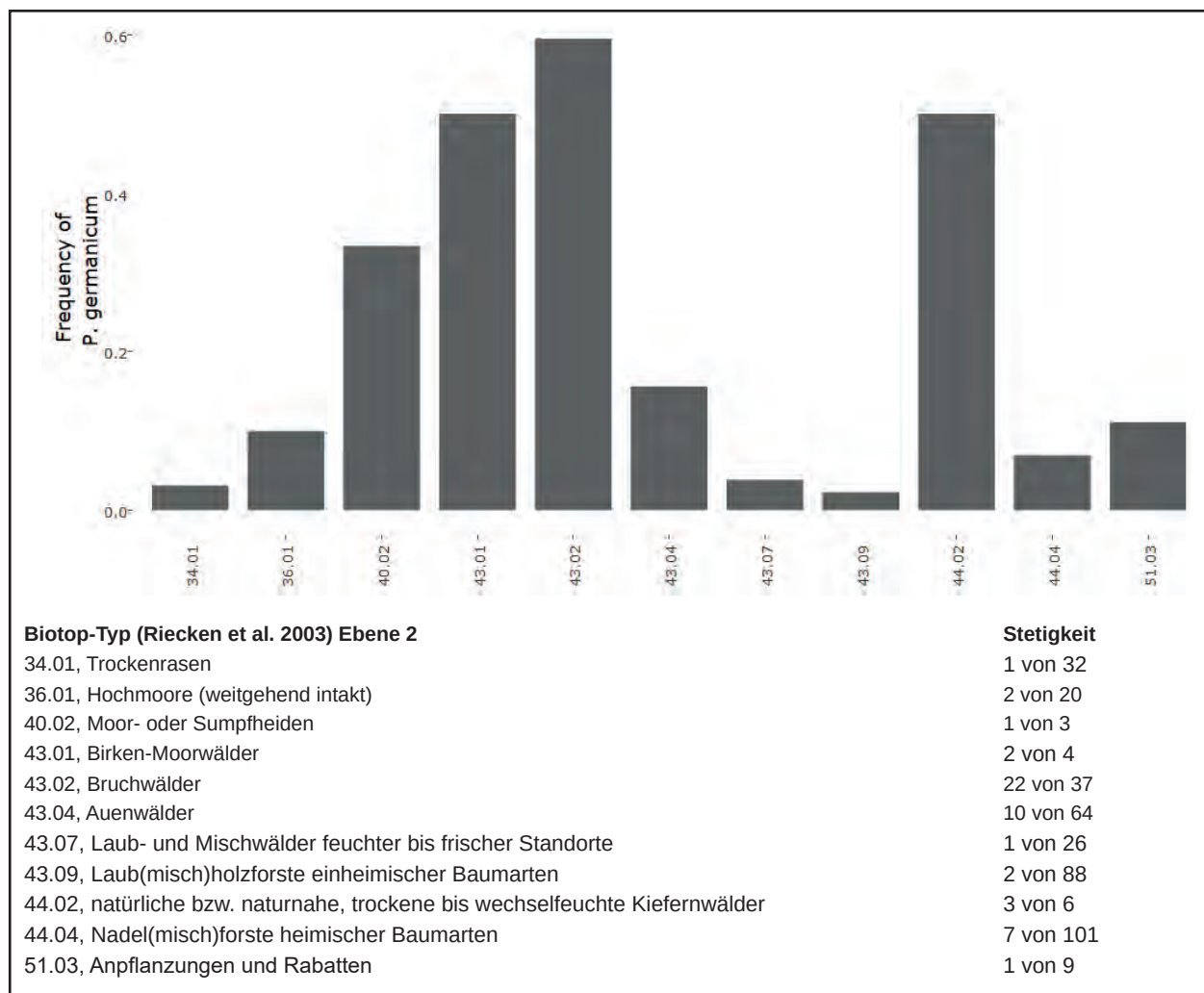


Abb. 59: *Polyzonium germanicum*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biotoptypen zweiter Ebene nach Riecken et al. (2003). Ausgewertet wurden Untersuchungen innerhalb des Hauptverbreitungsgebiets (52 Nachweise an 696 Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 22.03.2018).

Die vorgefundenen Artengemeinschaften der untersuchten Laub(misch)wälder können als typisch für die Oberlausitzer Basaltkuppen angesehen werden (Voigtländer 1987). Untersuchungen von Hauser (1996) zeigen, dass die Artenzusammensetzung und -dichte der Diplopoden in Laubwäldern insbesondere vom Ausgangsgestein abhängig ist. Aber auch die Höhenlage spielt eine große Rolle. So fanden Voigtländer & Hauser (2005) schon im Zittauer Gebirge auf etwa 700 m ü. NHN eine submontan geprägte Diplopoden-Gemeinschaft, die sich deutlich von denen der untersuchten Basaltkuppen unterscheidet.

6.4.3.3 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Sand-Kiefernwald

Wie in Kap. 6.4.3.2 diskutiert, existieren auch andere Untersuchungen, welche eine ausgesprochene Artenarmut von Kiefernwäldern auf Sandböden nachweisen konnten (Rubcova 1967, Voigtländer & Balkenhol 2006). Zu vermuten ist eine Abhängigkeit der Arten- und Individuendichte vom Humusgehalt (Rubcova 1967). Der einzige Standort mit einer typisch ausgeprägten Diplopoden-Gemeinschaft ist EB_SN13 (vgl. Rubcova 1967, Feldmann 1993, Peter 2006, 2008). Sie besteht aus den trockenheitsresistenten Arten *Ommatoiulus sabulosus* und *Leptoiulus proximus* (Hauser & Voigtländer 2009) sowie *Polyzonium germanicum*, einer Art, die vorwiegend in Bruchwäldern vorkommt, oft jedoch auch offene Hochmoore, Moorwälder und trockene bis feuchte Kiefernwälder besiedelt (Abb. 59, Hausen et al. 2017).

Basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte

Die Diplopoden-Zönosen der untersuchten Standorte dieses Biotoptyps unterscheiden sich untereinander relativ deutlich. Gemein ist den Flächen das Auftreten der Kennartengruppe, wobei diese allesamt typische Laubwaldbewohner sind (Hauser & Voigtländer 2009). Die eher xerophilen Arten *Ommatoiulus sabulosus* und *Leptoiulus proximus* verweisen auf zumindest temporär trockene Zustände an allen drei Standorten.

Sandacker

Aufgrund mangelnder Nahrungsressourcen in Kombination mit intensiver Bearbeitung (EB_SN31, EB_SN32) der kargen Sandböden konnte sich auf den Sandäckern vermutlich keine ausgeprägte Diplopoden-Gemeinschaft entwickeln. Neben den zwei Waldarten *Julus scandinavicus* und *Craspedosoma rawlinsii* wurde nur die Art *Polydesmus inconstans* gefunden, die

unregelmäßig in hohen Dichten in Äckern nachgewiesen wird (Martens 2007), schwerpunktmäßig aber Auwälder besiedelt (Abb. 60, Hausen et al. 2017).

6.4.4 Chilopoda

6.4.4.1 Individuen- und Artenzahlen

Im Rahmen der Länderstudie konnten im Bundesland Sachsen 118 Chilopoden mittels Bodenfallen und 178 mit Hilfe des Bodenstechers erfasst werden (vgl. Tab. Anhang 29). Gemäß der Methodik handelt es sich bei ersteren hauptsächlich um oberflächenaktive Arten, während die vornehmlich mit Bodenstecher gefundenen Arten eine eher endogäische Lebensweise bevorzugen (Koren 1986, 1992). Es wurden 107 bzw. 116 Individuen bis zur Art bestimmt. Diese verteilen sich auf 12 bzw. 10 Arten, wobei 6 Arten ausschließlich mit den Bodenfallen und 4 Arten exklusiv mit dem Bodenstecher nachgewiesen werden konnten (Tab. 54, Tab. Anhang 4, 29). Bei den nicht auf Artniveau identifizierten Tieren handelt es sich um juvenile Tiere der Gattung *Lithobius*. Viele bestimmungsrelevante Merkmale sind an sehr frühen Stadien noch nicht ausgebildet (Eason 1964, Koren 1986).

Ähnlich den Doppelfüßern wurde der Großteil der Hundertfüßer in den mesophilen Laubwäldern erfasst. Der bezüglich der Bodenfallenfänge artenreichste Standort (5 Arten) befindet sich am Buchberg bei Schlegel (EB_SN22). Mit dem Bodenstecher hingegen konnten die meisten Arten (6 Arten) auf dem Schönbrunner Berg (EB_SN24) gefunden werden. Demgegenüber fallen sowohl die Arten- als auch die Individuenzahlen der Kiefernwälder bei beiden Methoden im Durchschnitt etwas geringer aus. Auf den Äckern konnten Chilopoden nur mit Bodenfallen nachgewiesen werden. Bei den hier gefundenen Tieren handelt es sich nahezu ausschließlich um Vertreter der Art *Lamycetes emarginatus*.

6.4.4.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotoptypen

Für die Darstellung der Artengruppen innerhalb der Kreuztabelle wurden für die Chilopoden sowohl die Nachweise aus den Bodenkernen als auch die Funde der Bodenfallen betrachtet (Tab. 55). Die Notwendigkeit ergibt sich aus der Lebensweise der Vertreter dieser Artengruppe, die teilweise endogäisch, teilweise epigäisch aktiv sind. Wie auch bei den Diplopoden liegen der Sortierung der Kreuztabelle ausschließlich Daten der Länderstudie in Sachsen zugrunde (siehe Anmerkungen zu Kap. 5.4.3.3, 6.4.3.2).

Insgesamt beherbergen alle drei der untersuchten Biotoptypen Arten, die diesen jeweils von den anderen differenzieren. Typische Arten sind *Lithobius calcaratus* für die Sand-Kiefernwälder, *Lamyctes emarginatus* für die Sandäcker sowie *Lithobius mutabilis* und *Geophilus flavus* für die mesophilen Laub(misch)wälder.

Schendyla nemorensis konnte auf allen bewaldeten Standorten gefunden und als Grundart der Wälder charakterisiert werden. Eine dieser Kennarten ist dabei nur mit Hilfe der Bodenkernstecher nachgewiesen worden (*Geophilus flavus*), eine andere wurde hingegen nur mittels Bodenfallen erfasst (*Lamyctes emarginatus*).

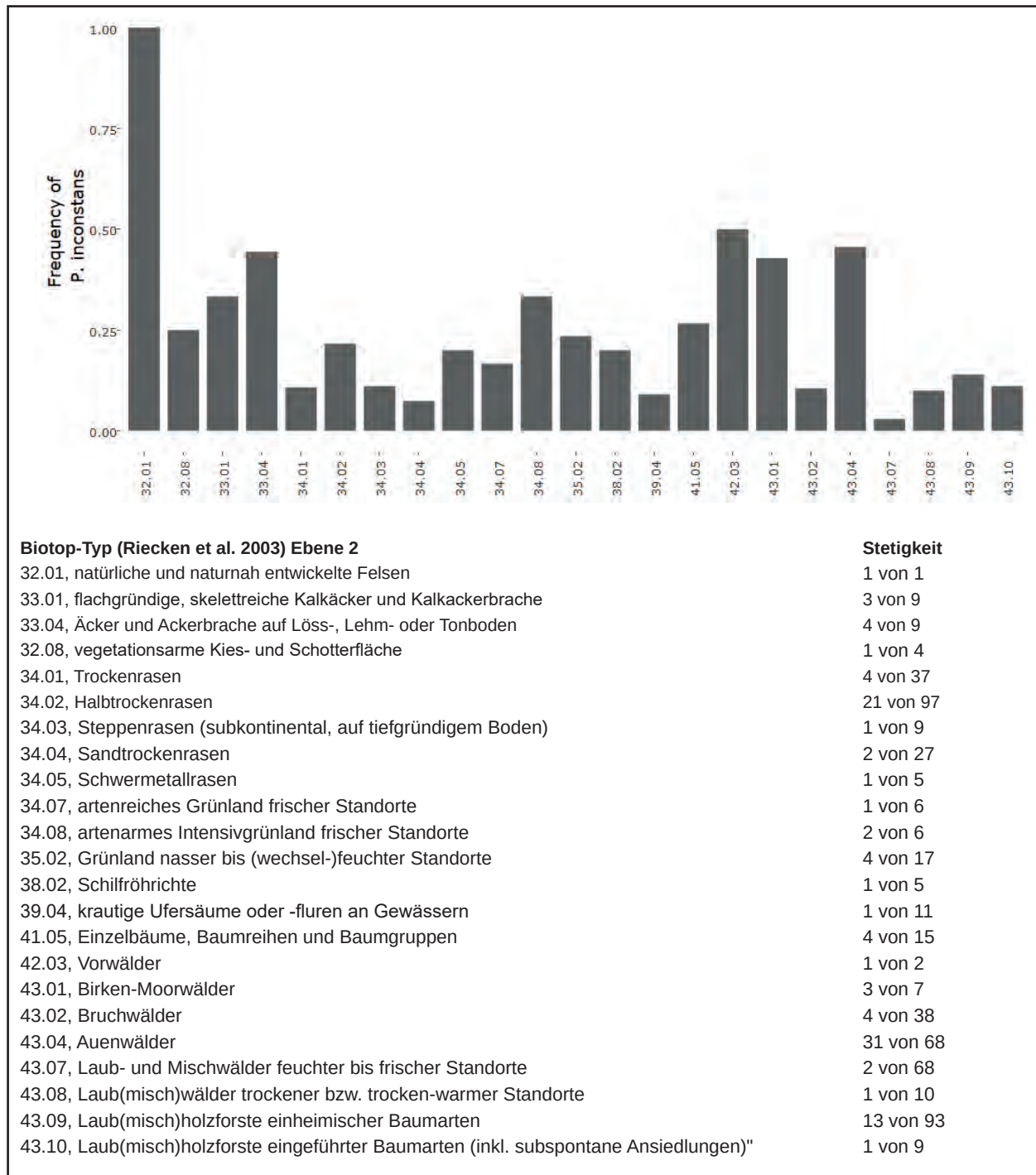


Abb. 60: *Polydesmus inconstans*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biotoptypen zweiter Ebene nach Riecken et al. (2003) (107 Nachweise in 980 Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 16.02.2018).

Tab. 54: Arten- und Individuenzahlen der in der Länderstudie nachgewiesenen Chilopoda.

			Individuenzahlen			Artenzahlen		
Kiefernwald	SN11	Falle	4	12		4	6	
		Stecher	8			4		
	SN12	Falle	4	20	51	3	3	8
		Stecher	16			2		
	SN13	Falle	2	19		2	4	
		Stecher	17			2		
(basenreicher) Laubmischwald	SN22	Falle	34	68		5	6	
		Stecher	34			4		
	SN23	Falle	35	51	157	2	6	11
		Stecher	16			5		
	SN24	Falle	13	38		4	8	
		Stecher	25			6		
Sandacker	SN31	Falle	4	4		2	2	
		Stecher	0			0		
	SN32	Falle	1	1	15	1	1	2
		Stecher	0			0		
	SN34	Falle	10	10		1	1	
		Stecher	0			0		
Sachsen 2014			Individuenzahl Fallen:	107		Artenzahl Fallen:	12	
			Individuenzahl Stecher:	116		Artenzahl Stecher:	10	
			Individuenzahl gesamt:	223		Artenzahl gesamt:	16	

Tab. 55: Sortierte Kreuztabelle der in den Bodenstecherproben und Bodenfallen nachgewiesenen Hundertfüßer (Chilopoda); Angaben in Individuen pro Standort; Bodenstecher/Bodenfalle; Punkte: keine Tiere gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppen..

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel			lfd. Nr. 4: Buchberg			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf		
	lfd. Nr. 2: Weißkollm			lfd. Nr. 5: Spitzberg			lfd. Nr. 8: Mückenhain		
	lfd. Nr. 3: Hoyerswerda			lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg			lfd. Nr. 9: Klein Krauscha		
	Kiefer 44.02.03.02			Laubwald 43.07.05.02			Sand-Acker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennartengruppen									
Kennarten Sand- Kiefernwälder									
<i>Megaphyllum projectum</i>	1/1	.	0/1	.	.	.	.	.	.
Kennarten basenreicher Laub(misch)wald									
<i>Lithobius mutabilis</i>	.	.	.	1/28	2/34	1/9	.	.	.
<i>Geophilus flavus</i>	.	.	.	1/0	2/0	1/0	.	.	.
Kennarten Sand-Acker									
<i>Lamyctes emarginatus</i>	.	.	.	.	.	.	0/3	0/1	0/10
Grundarten der Wälder									
<i>Schendyla nemorensis</i>	5/1	3/1	8/0	31/1	8/0	6/1	.	.	.
Begleitarten									
<i>Lithobius microps</i>	1/0	13/2	9/0	1/2	.	.	0/1	.	.
<i>Lithobius forficatus</i>	.	.	0/1	0/2	.	0/2	.	.	.

Tab. 55 (Fortsetzung)

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Kiefer 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg Laubwald 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sand-Acker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Lithobius austriacus</i>	.	0/1	.	.	1/0	4/0	.	.	.
<i>Geophilus electricus</i>	.	.	.	.	.	4/1	.	.	.
<i>Geophilus alpinus</i>	.	.	.	.	.	2/0	.	.	.
<i>Strigamia acuminata</i>	.	.	.	.	2/0	.	.	.	.
<i>Lithobius agilis</i>	.	.	.	.	.	0/1	.	.	.
<i>Strigamia crassipes</i>	.	.	.	0/1	.	.	.	.	.
<i>Lithobius erythrocephalus</i>	0/1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lithobius pelidnus</i>	0/1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lithobius muticus</i>	1/0	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Craspedosoma rawlinsii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2
<i>Polydesmus inconstans</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Artengruppen									
<i>Lithobius spec.</i>	2/0	21/0	13/0	7/1	12/1	6/2	0/5	0/2	2/0

Tab. 56: Chilopoden-Arten der Biotoptypen: Sand-Kiefernwald, basenreicher Laubmischwald mittlerer Feuchte und Sandacker, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.02.03.02	Sand-Kiefernwald			
<i>Lithobius microps</i>	0,90	0,04	0,90	1,00
43.07.05.02	basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte			
<i>Geophilus flavus</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Lithobius mutabilis</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
33.03.02/03	Sand-Acker			
<i>Lamycetes emarginatus</i>	0,84	0,10	0,84	1,00

Die meisten der spärlich auftretenden Hundertfüßer wurden als Begleitarten eingestuft, die keine deutliche Schwerpunktzugehörigkeit erkennen ließen.

Laut Indikatorartenanalyse erreichen vier Arten einen Indikatorwert von über 0,8 (Tab. 56). Drei dieser Arten wurden innerhalb der Kreuztabelle als Kennarten markiert. *Lithobius calcaratus* wurde aufgrund der geringen Aktivität und des Fehlens auf Standort EB_SN12 von der Indikatorartenanalyse nicht als Indikatorart ausgewiesen. Demgegenüber wird *Lithobius microps* als Indikatorart der Sand-Kiefernwälder detektiert, da die Analyse stärker auf Differenzen der Aktivitätsdichten reagiert. Letztgenannte Art hat ihren Schwerpunkt sicher innerhalb der Kiefernwälder, wurde aber sowohl im Laubmischwald als auch auf einem Sandacker nachgewiesen.

Die CA zeigt eine deutliche Aufteilung der Biotoptypen anhand der Hundertfüßer-Gemeinschaften (Abb. 61).

Die größte Ähnlichkeit untereinander besitzen dabei die sehr artenarmen Gemeinschaften der Sandäcker, die nahezu ausschließlich aus Vertretern der Art *Lamycetes emarginatus* bestehen. Größere Variabilität haben die Waldstandorte. Die Hundertfüßer-Zönosen der Sand-Kiefernwälder werden dabei offenbar vor allem durch den Nährstoffgehalt des Bodens beeinflusst (abgeleitet aus den Ellenberg'schen Zeigerwerten). Die aus den Zeigerwerten abgeleitete Lichtzahl wiederum hat einen erheblichen Einfluss auf die Gemeinschaften der Laub(misch)wälder. Insgesamt hat auch die Textur des Bodens Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung der Chilopoden.

Eine Abfrage der Daten in Edaphobase mit Hilfe des Tools Edaphoclass konnte die zehn häufigsten in bestimmten Biotoptypen (44.02 natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder,

43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 33.03 Äcker und Ackerbrache auf Sandboden (nach Riecken et al. 2003)) gefundenen Chilopodenarten ermitteln (Tab. 57). Neun der zehn dargestellten Arten besitzen Vorkommen im Untersuchungsgebiet (Ausnahme: *Lithobius tricuspis*, Edaphobase 2018). Für Sandäcker liegt nur eine einzige Beobachtung neben der Länderstudie vor, wobei hier *Lamyctes emarginatus* und *Lithobius muticus* erfasst wurden (= 100% Vorkommen). Erstgenannte Art konnte in den dargestellten Wald-Biototypen laut Datenbank bisher noch nicht gefunden werden. Die sowohl in Kiefern- als auch Laub(misch)wäldern stetig erfasste Art *Lithobius mutabilis* wird in der Länderstudie als Kennart der Laub(misch)wälder charakterisiert, wohingegen sie die Sand-Kiefernwälder meidet. Die sonst regelmäßig in Laub(misch)wäldern gefundenen Arten *Strigamia*

acuminata, *Lithobius crassipes* und *L. dentatus* konnten nur vereinzelt oder gar nicht innerhalb der Länderstudie nachgewiesen werden. Von den sonst relativ häufig in Kiefern-Wäldern beobachteten Arten wurde nur *Lithobius calcaratus* gefunden.

Innerhalb der Länderstudie wurden mit Sandäckern und Sand-Kiefernwäldern Habitate beprobt, die bisher nur ausgesprochen selten Gegenstand diesbezüglicher Inventuren waren (Tab. 57), jedoch weite Teile der Oberlausitz und Nordostdeutschlands bedecken.

Untersuchungen auf Sandäckern sind nur aus Sachsen-Anhalt bekannt (Edaphobase 2018). Hier konnte mit *Lamyctes emarginatus* eine Art nachgewiesen werden, die in der Länderstudie in Sachsen als Kennart der Sandäcker spezifiziert werden konnte. Die Gemeinschaft ist ansonsten auch hier sehr artenarm (2 Arten). Einen ähnlichen Befund liefern Schmelz et al. (2018), siehe auch

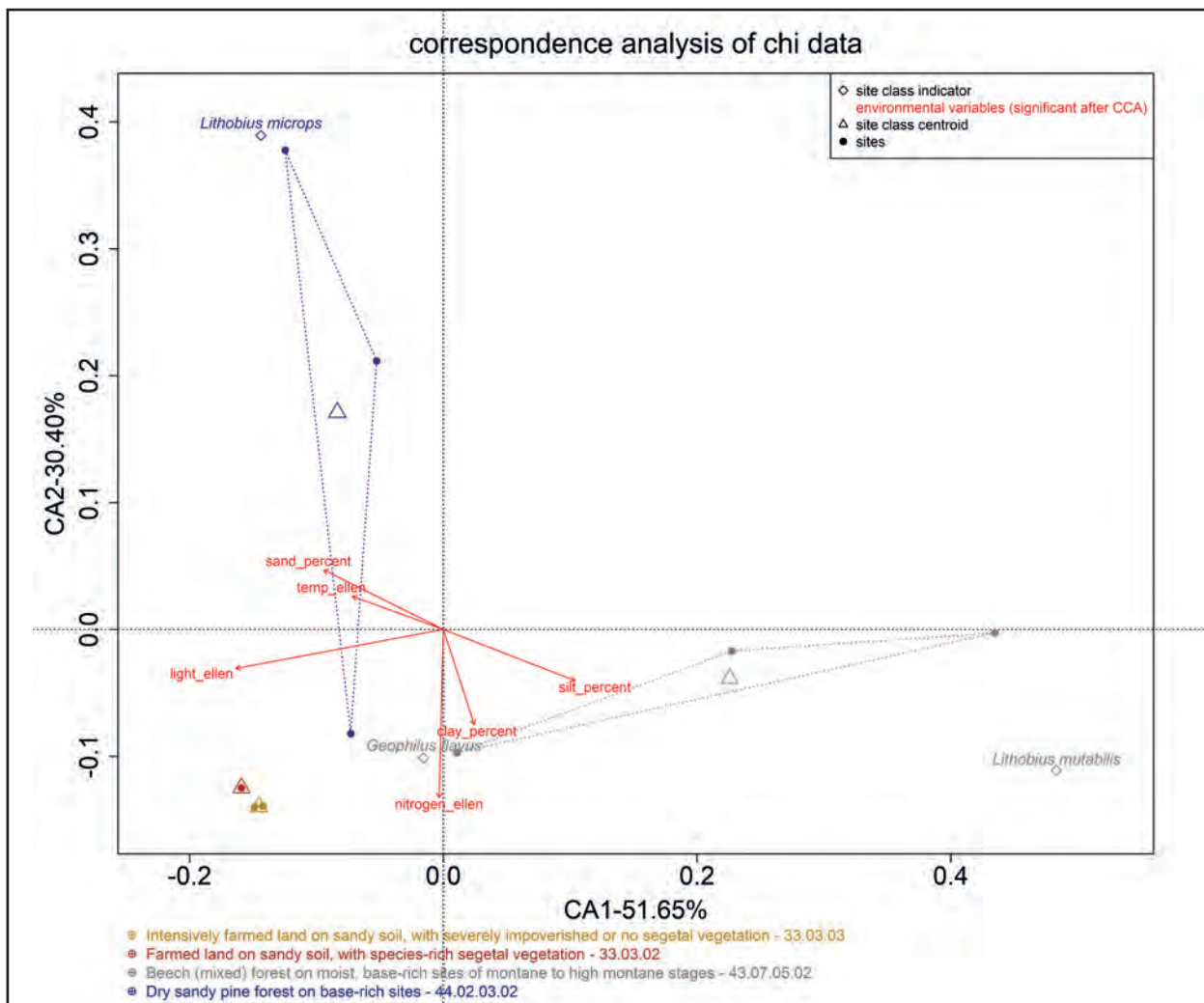


Abb. 61: Korrespondenzanalyse (CA) der Chilopoden-Daten der Biototypen Sand-Kiefernwald (blau), basenreicher Laub(misch)wald (grau), Sandacker extensiv (rot), Sandacker intensiv (orange) sowie die mit der Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biototyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Stärke, RWTH Aachen).

Kap. 8, für intensive Löss- und extensive Kalk-Äcker in Bayern (1-3 Arten pro Standort) sowie Schmitt & Roth (1999) für Lehm-Äcker in Nord-Brandenburg (1-2 Arten pro Standort). Artenreichere Bestände (2-6 Arten pro Standort) dagegen fand Klinger (1992) in Hessen, auch hier konnte *L. emarginatus* höchstens erfasst werden. Im Allgemeinen können Chilopoden aufgrund ihrer hohen Sensibilität gegenüber Bewirtschaftung keine arten- und individuenreichen Gemeinschaften auf Äckern ausbilden (Wolters & Ekschmitt 1997) und nur *Lamyctes emarginatus* wird regelmäßig auf Äckern beobachtet.

Kiefernwälder bzw. -forste wurden bisher ebenfalls nur selten untersucht (Tab. 57). Bei den oben abgebildeten Beobachtungen des Biotoptyps 44.02 (natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder) werden sowohl trockene als auch feuchte Kiefernwälder betrachtet. Nach Voigtländer (1995b) ist es vor allem die Bodenfeuchte, die das Auftreten einzelner Arten in Kiefernwäldern bestimmt. Demnach besiedelt *Lithobius mutabilis* eher feuchte und *L. muticus* eher trockene Kiefernwälder. Letztere Art kann aber aufgrund von Negativnachweisen an zwei der drei Standorten nicht als Kennart der (trockenen) Sand-Kiefernwälder betrachtet werden. Insgesamt wurden schon sehr unterschiedliche Befunde bezüglich der Chilopoden aus Kiefernwäldern publiziert. So fand Peter (2006) keinen einzigen Hundertfüßer in Schwarz-Kiefern-Wäldern bei Jena, einige Kilometer entfernt jedoch eine individuenarme, aber relativ artenreiche (sechs Arten) Gemeinschaft an einem ähnlichen Standort (Peter 2008). Geringe Aktivitätsdichten und mäßigen Artenreichtum beobachtete auch Voigtländer (1995b) in verschieden ausgeprägten Kiefernwäldern bei Bitterfeld. Im Dubringer Moor bei Hoyerswerda konnte in der Nähe

des Länderstudien-Untersuchungsgebiets eine arten- und individuenarme Gemeinschaft in einem Kiefernforst gefunden werden, in der *Lithobius calcaratus* die dominierende Art war (Voigtländer 1995a).

In den meisten mesophilen, basenreichen (oft buchenbetonten) Laub(misch)wäldern Ostdeutschlands ist ähnlich wie in der Länderstudie *Lithobius mutabilis* die klar dominierende Art (Voigtländer 1983, Voigtländer & Hauser 2005, Voigtländer & Zulka 2007, Voigtländer & Decker 2014). Ergänzt wird das Spektrum sehr häufig durch die Arten *Lithobius crassipes* und *L. forficatus* (Rosenberg 2009). Erstgenannte Art dominiert teilweise in Buchenwäldern des Nationalparks Hainich (Voigtländer & Zulka 2007), konnte aber in der Länderstudie nicht erfasst werden. Dies deckt sich mit anderen Inventuren in der Oberlausitz, in welchen die eurytope Art überhaupt nicht (Zittauer Gebirge, Voigtländer & Hauser 2005) oder nur ausgesprochen selten gefunden wurde (Baruther Schafberg, Voigtländer 2011a). Das mikroklimatisch bedingte heterogene Auftreten von Arten wie u. a. *Strigamia acuminata*, *Geophilus alpinus* und *Lithobius austriacus* ist ebenfalls typisch für verschiedene Laub- und Nadelwälder (Rosenberg 2009), weswegen es schwierig ist, Schwerpunktorkommen dieser Arten auf der Basis der Biotoptypen festzustellen.

6.4.4.3 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Sand-Kiefernwald

Mit *Schendyla nemorensis* und vor allem *Lithobius calcaratus* werden die Kiefern-Standorte durch Arten

Tab. 57: Stetigste Chilopodenarten der Biotoptypen 44.02 natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 33.03 Äcker und Ackerbrache auf Sandboden (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 16.02.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps).

Biotoptyp	44.02	43.07	33.03
Anzahl Standorte	11	52	1
<i>Lithobius muticus</i>	0,09	0,06	1,00
<i>Lithobius mutabilis</i>	0,55	0,52	
<i>Lamyctes emarginatus</i>			1,00
<i>Lithobius dentatus</i>	0,45	0,37	
<i>Strigamia acuminata</i>	0,18	0,56	
<i>Lithobius crassipes</i>	0,09	0,46	
<i>Lithobius tricuspis</i>	0,36	0,15	
<i>Lithobius piceus</i>	0,18	0,27	
<i>Lithobius erythrocephalus</i>	0,36	0,04	
<i>Lithobius calcaratus</i>	0,27	0,02	

charakterisiert, die trockene und möglichst vegetationsarme Standorte bevorzugen (Voigtländer 2005). *L. calcaratus* kann dabei innerhalb der Länderstudie in Sachsen als Kennart der sehr offenen Sand-Kiefernwälder der Oberlausitz gelten. Die Art besiedelt schwerpunktmäßig Heiden und Sandtrockenrasen (Abb. 62). Hinzu kommt mit *Lithobius microps* eine hier zahlreich gefundene Art, die häufig im Kulturland erfasst wird (Eason 1964) und ebenfalls eine Präferenz für mindestens zeitweise austrocknende Boden- bzw. Streuschichten aufweist (Voigtländer 2005, Kap. 5.4.4). Mit Ausnahme der relativ eurytopen Waldarten *Lithobius forficatus* und *L. austriacus* besiedeln auch die unregelmäßig nachgewiesenen Arten schwerpunktmäßig trockene Standorte (Koren 1992, Voigtländer 2005).

Basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte

Mit *Lithobius mutabilis* werden die untersuchten basenreichen Laubwälder mittlerer Feuchte von einer typischen mesophilen Wald-Art mit breiter ökologischer Amplitude (Koren 1992, Rosenberg 2009) dominiert. Die ebenfalls prägende Art *Geophilus flavus* ist eurytop (Abb. 63), meidet jedoch ausgeprägt trockene oder feuchte Standorte (Rosenberg 2009) und verweist somit ebenso auf die mittleren Feuchtebedingungen, was ähnlich auch für die Begleitarten gilt (Koren 1992, Voigtländer 2005, Rosenberg 2009). Der Fund der Trockenheit liebenden Art *Lithobius microps* auf dem Standort EB_SN22, Buchberg, deutet dort auf eine temporäre Austrocknung des Bodens hin (vgl. Voigtländer 2005, Kap. 5.4.4).

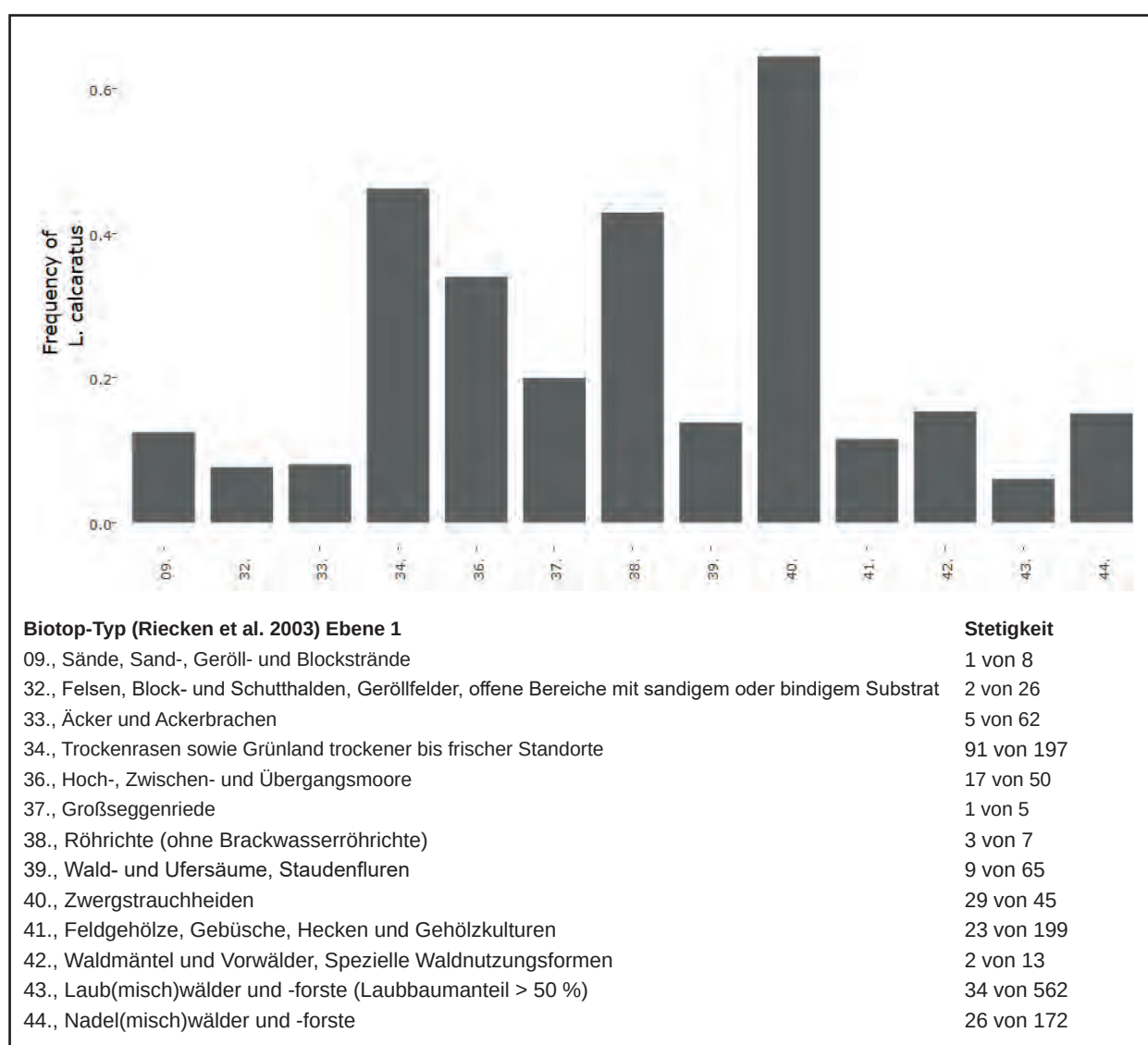


Abb. 62: *Lithobius calcaratus*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biotoptypen erster Ebene nach Riecken et al. (2003) (243 Nachweise in 1622 Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 22.03.2018).

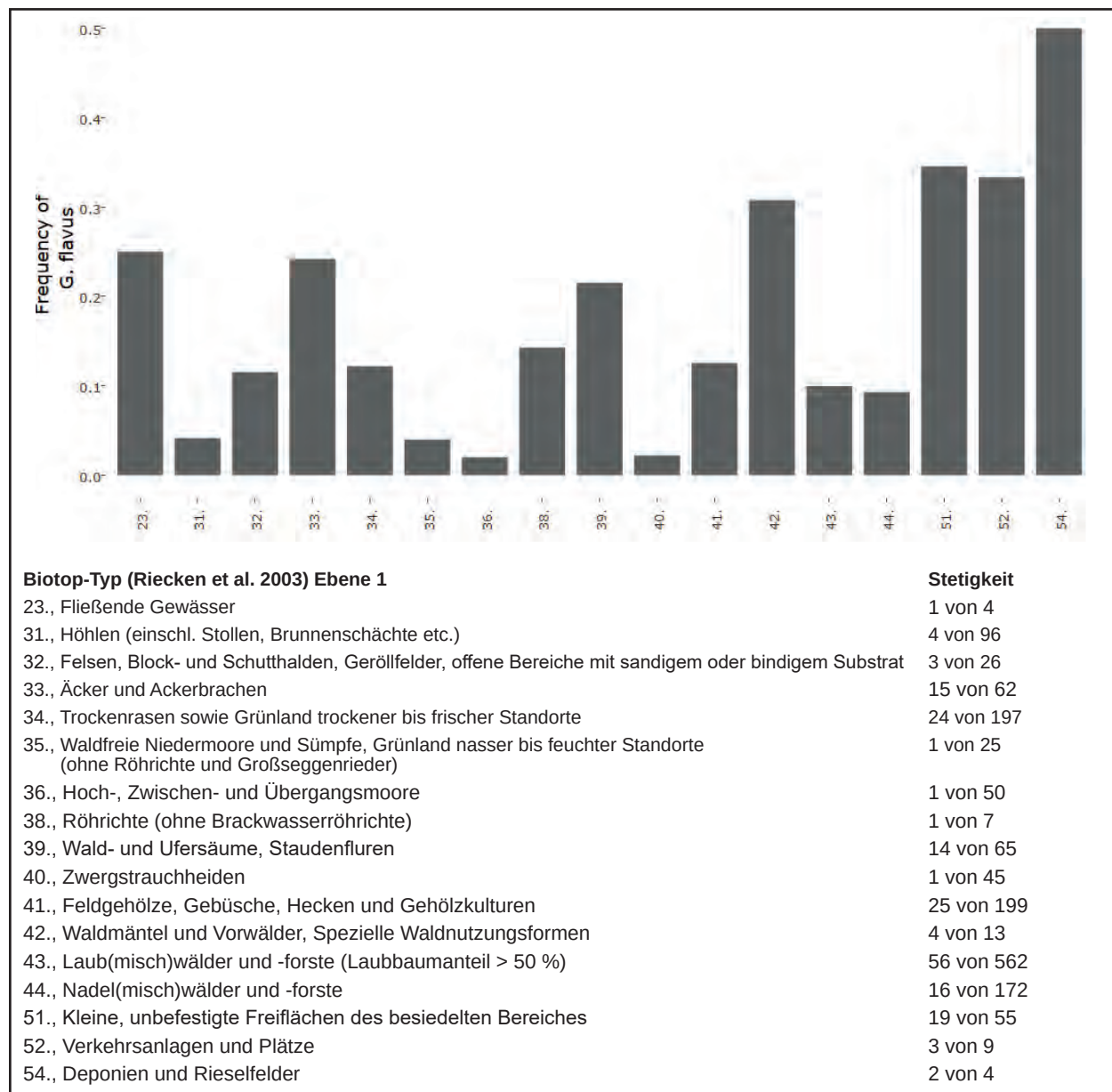


Abb. 63: *Geophilus flavus*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biotoptypen erster Ebene nach Riecken et al. (2003) (190 Nachweise in 1622 Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 22.03.2018).

Sandacker

Die bezüglich der Chilopoden ausgesprochen artenarmen Sandäcker werden allesamt von *Lamyctes emarginatus* dominiert. Diese einjährige Pionierart bewohnt bevorzugt insbesondere Äcker, Grünland, (Halb)trockenrasen und Überflutungsgebiete, wo sie aufgrund ihrer jagenden Lebensweise oft in großen Individuenzahlen gefangen wird (Rosenberg 2009). Durch regelmäßige Bodenbearbeitung und dadurch bedingtes knappes Nahrungsangebot ist es kaum einer anderen Art möglich, auf den Sandäckern stabile Vorkommen zu bilden (siehe Kap. 6.4.4.2).

6.4.5 Lumbricidae

6.4.5.1 Individuen- und Artenzahlen

Auf den neun Standorten in Sachsen wurden bei den beiden Probenahmen im Frühjahr und Herbst 2014 insgesamt 1.050 Regenwürmer aus 12 Arten bzw. 6 Gattungen gefunden (**Tab. 58, Tab. Anhang 5**). Eine detaillierte Darstellung, aufgeschlüsselt nach den jeweils drei Standorten pro Biotoptyp, ist **Tab. Anhang 30-32** zu entnehmen.

Die meisten Lumbriciden wurden in den drei Laubwald-Flächen (insgesamt 778 Individuen) gefangen,

Tab. 58: Arten- und Individuenzahlen der Lumbriciden auf den Untersuchungsflächen in Sachsen.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Kiefer	SN11	Frühjahr	12	25	54	2	3	5
		Herbst	13			2		
	SN12	Frühjahr	8	13		1	1	
		Herbst	5			1		
	SN13	Frühjahr	9	16		3	4	
		Herbst	7			4		
Laubwald	SN22	Frühjahr	352	426	778	6	6	
		Herbst	74			4		
	SN23	Frühjahr	255	346		5	5	
		Herbst	91			4		
	SN24	Frühjahr	2	6		1	3	
		Herbst	4			2		
Sandacker	SN31	Frühjahr	7	13	218	1	1	
		Herbst	6			1		
	SN32	Frühjahr	16	161		1	7	
		Herbst	145			7		
	SN34	Frühjahr	16	44		1	1	
		Herbst	28			1		
Sachsen 2014			Individuenzahl gesamt: 1050		Artenzahl gesamt: 12			

während ihre Zahl in den beiden übrigen Biotoptypen um ca. den Faktor 3,6 (Sandacker: 218) bzw. den Faktor 14 (Kiefernwald: 54) niedriger lag. Die Gesamtartenzahl unterschied sich hingegen zwischen den drei Biotoptypen nicht grundlegend (Kiefernwälder: 5; Laubwälder und Sandacker: je 7). Die einzelnen drei Standorte eines Biotoptyps unterschieden sich hinsichtlich der Abundanz mit Ausnahme des Kiefernwalds deutlich. So betrug der Faktor zwischen der niedrigsten und höchsten Abundanz innerhalb der Kiefernwälder ca. 2, bei den Laubwäldern 71 und bei den Sandäckern 12. Meistens weniger ausgeprägt waren die Unterschiede zwischen den beiden Probenahmen eines Standorts. Hier betrug an den Laubwäldern EB_SN22 und EB_SN23 sowie dem Sandacker EB_SN32 der Faktor zwischen den beiden Probenahmen ca. 3 bis 9 (sonst stets ≤ 2), ohne dass eine konsistent höhere Abundanz an einem der beiden Zeitpunkte erkennbar war. Die Artenzahl pro Standort war in den Laubwäldern mit 3 bis 6 am höchsten. Sowohl die Kiefernwälder mit 1 bis 4 als auch die Sandacker mit 1 bis 7 zeigten ein sehr heterogenes Bild.

6.4.5.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotoptypen in Sachsen

In der **Tab. 59** sind die Lumbricidenarten mit ihren Abundanzen entsprechend ihres Vorkommens in den

Biotoptypen geordnet. Bezogen auf die Gesamtabundanz der adulten Tiere waren die drei häufigsten Arten (in abnehmender Reihenfolge) *Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea caliginosa* und *Dendrobaena attemsi*, die zusammen 82 % dieser Altersklasse bzw. 35 % aller Regenwürmer stellten. Eingerahmt und damit vorläufig als charakteristisch eingestuft sind Arten, die in zwei oder drei Replikaten eines Biotoptyps gefunden wurden, wobei durch die Gruppierung Ähnlichkeiten und Unterschiede zwischen den drei untersuchten Biotoptypen hervorzuheben waren. Zugleich wurden Ähnlichkeiten und Unterschiede innerhalb eines Biotoptyps, d. h. zwischen den Replikaten, sichtbar gemacht. Jungtiere wurden bei diesem Ansatz nicht berücksichtigt, da sie an praktisch allen Standorten Tiere aus verschiedenen Arten enthalten können.

Anhand der Kreuztabelle lassen sich folgende Artengruppen identifizieren:

- *Dendrobaena octaedra* wurde an zwei der drei Kiefernwaldstandorten gefunden. Sie kam auch an den drei Fichtenforst-Standorten im Nationalpark Eifel stetig vor (Kap. 5.4.5) und zeigt damit sehr saure Nadelwaldstandorte an.
- *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* und *Lumbricus terrestris* sind, auch unter Berücksichtigung der Beobachtungen aus den übrigen Länderstudien (Kap. 5, 7, 8), einer Säuregruppe für schwach saure bis neutrale Standorte, also hier der Laubwälder und Sandacker,

zuzuordnen. Erstere wurde an allen sechs dieser Standorte gefunden. Die letzteren beiden Arten wurden an je zwei bzw. drei Laubwaldstandorten, jedoch nur einem Sandacker nachgewiesen.

- Unter der Hinzunahme der Informationen aus den übrigen Länderstudien kann *Lumbricus rubellus* als unter den Regenwürmern einzige Grundart (für Grasland- und Waldstandorte) angesehen werden. Sie wurde an zwei der drei Laubwaldstandorte gefunden, jedoch nur in einem der Kiefernwälder.

- Alle übrigen Regenwurmart (*Aporrectodea longa*, *Bimastos parvus*, *Dendrobaena attemsi*, *Dendrodrilus rubidus*, *Lumbricus castaneus*, *Octolasion cyaneum*, *Octolasion tyrtaeum*) können an den in Sachsen untersuchten Standorten als sporadische Begleitarten angesehen werden.

In der Indikatorartenanalyse (Tab. 60) wurde *Dendrobaena* sp. als einziges Taxon für den Biotoptyp „Nadelwald trocken“ (Sand/Kiefer) als relevant und

Tab. 59: Sortierte Kreuztabelle der Lumbriciden. Angaben in Ind./m². Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Nadelwald trocken (Sand/Kiefer) 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg Laubwald mittl. Feuchte (basenreich) 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sandacker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Säuregruppen									
sehr saure Nadelwaldstandorte									
<i>Dendrobaena octaedra</i>	3,6	.	2	.	.	.	.	.	.
schwach saure bis neutrale Standorte									
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	.	.	0,8	8,4	26,4	0,8	3,2	18,4	8,4
<i>Aporrectodea rosea</i>	.	.	.	51,2	17,6	.	.	3,6	.
<i>Lumbricus terrestris</i>	.	.	.	1,2	2,8	0,4	.	0,8	.
Grundarten									
Grasland- und Waldstandorte									
<i>Lumbricus rubellus</i>	.	.	0,4	.	4,4	0,8	.	.	.
Grundarten									
sonstige Begleiter									
<i>Aporrectodea longa</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.
<i>Bimastos parvus</i>	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.
<i>Dendrobaena attemsi</i>	1,2	2,4	0,8	0,8	3,2	.	.	.	.
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	0,8	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lumbricus castaneus</i>	.	.	.	.	.	.	.	4,4	.
<i>Octolasion cyaneum</i>	.	.	.	.	.	.	.	2,4	.
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	.	.	.	6,8	.	.	.	0,4	.
Juvenile Lebensstadien									
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	.	.	1,6	48,8	42,4	.	1,2	19,6	8
<i>Dendrobaena</i> sp.	3,2	2,4	0,4	0,4	0,8	.	.	.	.
<i>Lumbricus</i> sp.	.	.	.	18,8	22	.	.	2	.
<i>Octolasion</i> sp.	.	.	.	16	.	.	.	.	.
endogäische Adulte	.	.	0,8	66,4	44	0,8	3,2	24,8	8,4
epigäische Adulte	5,6	2,4	3,2	1,2	7,6	0,8	.	4,4	.
anözische Adulte	.	.	.	1,2	2,8	0,4	.	1,6	.
Total	10	5,2	6,4	170,4	138,4	2,4	5,2	64,4	17,6
Artenzahl	3	1	4	6	5	3	1	7	1

signifikant eingestuft. Die Juvenilen dieser Gattung sind den Arten *D. octaedra* und *D. attemsi* zuzuordnen. Dies ist somit konsistent mit der Darstellung der Artengruppe für *D. octaedra* in den sortierten Kreuztabellen. Da in den Kreuztabellen juvenile Lebensstadien sowie die Abundanz nicht berücksichtigt wurden, liefert die Indikatorartenanalyse hier eine wertvolle Zusatzinformation.

Mit Hilfe des in das Edaphobase-Portal integrierten Auswerte-Werkzeugs Edaphostat (Hausen et al. 2017) können die ökologischen Profile der im Datenbestand enthaltenen Arten angezeigt werden. Es wurden Daten von Standorten in Deutschland ausgewählt, an denen das Artenspektrum der Lumbriciden quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung auch Daten von Experimentalfeldern z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Damit standen Daten von insgesamt 407 Standorten für 32 verschiedene Lumbricidenarten zur Verfügung. Für den Vergleich mit Daten von den untersuchten Standorten in Sachsen werden beispielhaft zwei Arten hervorgehoben: *Dendrobaena octaedra* als die einzige Art, die an mindestens zwei Standorten nur eines Biotoptyps auftrat

sowie *Aporrectodea caliginosa*, die als einzige Art an allen sechs untersuchten schwach sauren bis neutralen Standorten nachgewiesen wurde. Als Standortfaktoren werden exemplarisch zwei dargestellt, die für die vorliegende Untersuchung als besonders relevant angesehen werden können: Biotoptyp (1. Ebene) sowie Boden pH-Wert. Aus **Abb. 64** und **65** wird ersichtlich, dass die in Sachsen gemachten Beobachtungen konsistent mit den ökologischen Profilen beider Arten sind. *D. octaedra* ist eine Art, die bevorzugt an sehr sauren Nadelwaldstandorten und deutlich seltener an schwach sauren bis neutralen Offenlandstandorten auftritt. Demgegenüber ist *Aporrectodea caliginosa* eine Art mit einer klaren Präferenz für schwach saure bis neutrale Standorte, also für vorwiegend Offenlandstandorte sowie einige Laubwälder, die jedoch nur sehr selten in Nadelwäldern vorkommt.

Das CA-Diagramm (**Abb. 66**) visualisiert die Unterschiedlichkeit der drei Biotoptypen. Es zeigt sich ein signifikanter Einfluss mehrerer Umweltvariablen wie der Textur (% Ton, Schluff, Sand) sowie der Ellenberg-Zahlen (Feuchte, Stickstoff, Licht, Temperatur). Hierbei ist zunächst zu beachten, dass für die Sandäcker Kreba-Neudorf und Klein Krauscha aufgrund fehlender Vegetation keine Ellenberg-Zahlen abgeleitet werden

Tab. 60: Indikatorwerte (indicator_value) der Lumbriciden-Arten der Biotoptypen Nadelwald trocken (Sand/Kiefer), Laubwald mittl. Feuchte (basenreich) und Sandacker sowie die entsprechenden relativen Abundanzen (rel_abundance) und Stetigkeiten (rel_frequency). Ein Indikatorwert > 0,8 wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) ≤ 0,1. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.02.03.02	Nadelwald trocken (Sand/Kiefer)			
<i>Dendrobaena attemsi</i>	0,52	0,40	0,52	1,00
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0,67	0,30	1,00	0,67
<i>Dendrobaena</i> sp.	0,83	0,05	0,83	1,00
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
43.07.05.02	Laubwald mittl. Feuchte (basenreich)			
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	0,41	0,70	0,62	0,67
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,38	0,79	0,38	1,00
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,62	0,29	0,93	0,67
<i>Bimastos parvus</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,62	0,26	0,93	0,67
<i>Lumbricus</i> sp.	0,62	0,39	0,93	0,67
<i>Lumbricus terrestris</i>	0,79	0,08	0,79	1,00
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	0,31	0,91	0,92	0,33
<i>Octolasion</i> sp.	0,33	1,00	1,00	0,33
33.03.02/03	Sandacker			
<i>Aporrectodea longa</i>	0,50	0,32	1,00	0,50
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,50	0,32	1,00	0,50
<i>Octolasion cyaneum</i>	0,50	0,32	1,00	0,50

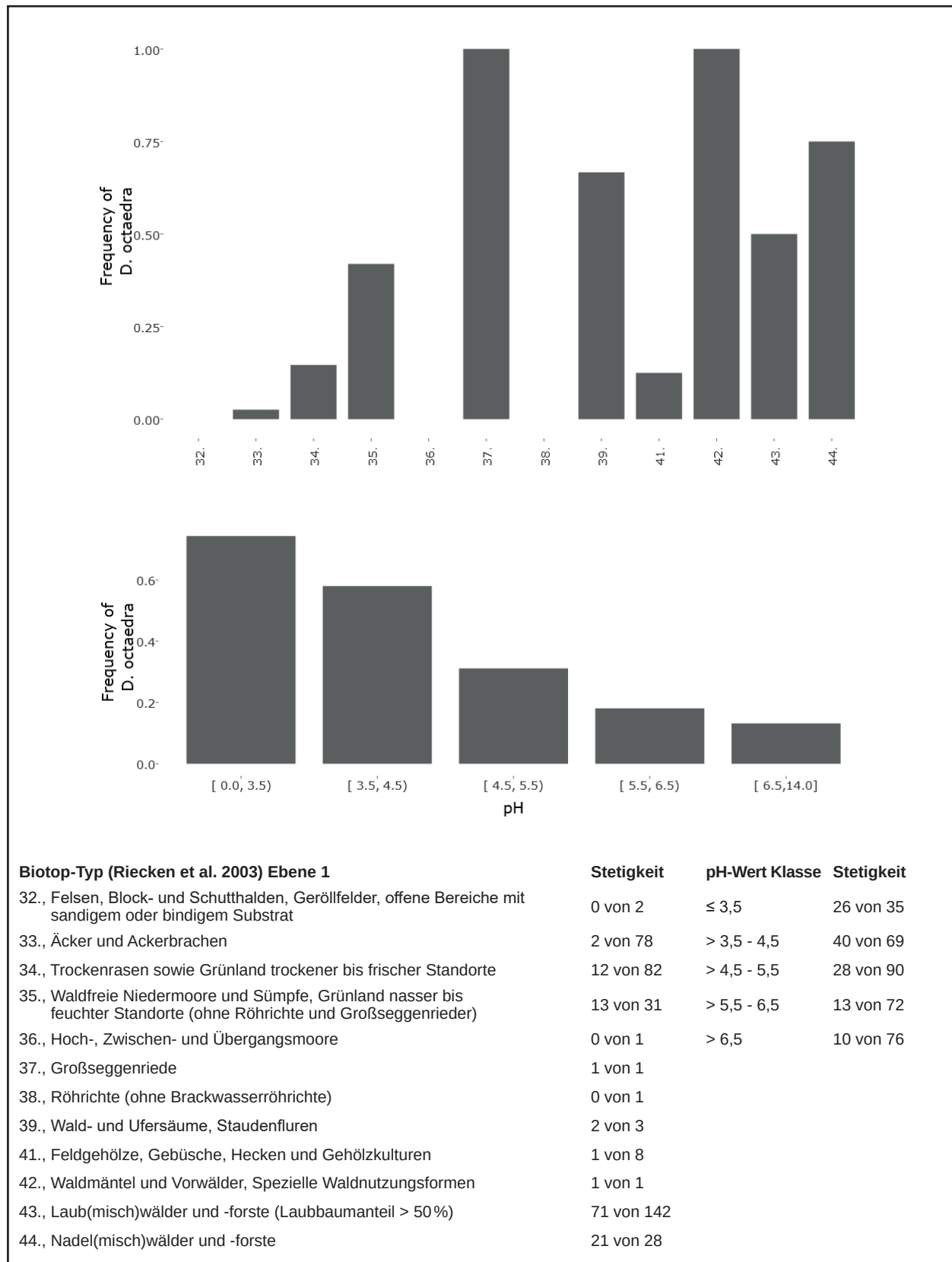
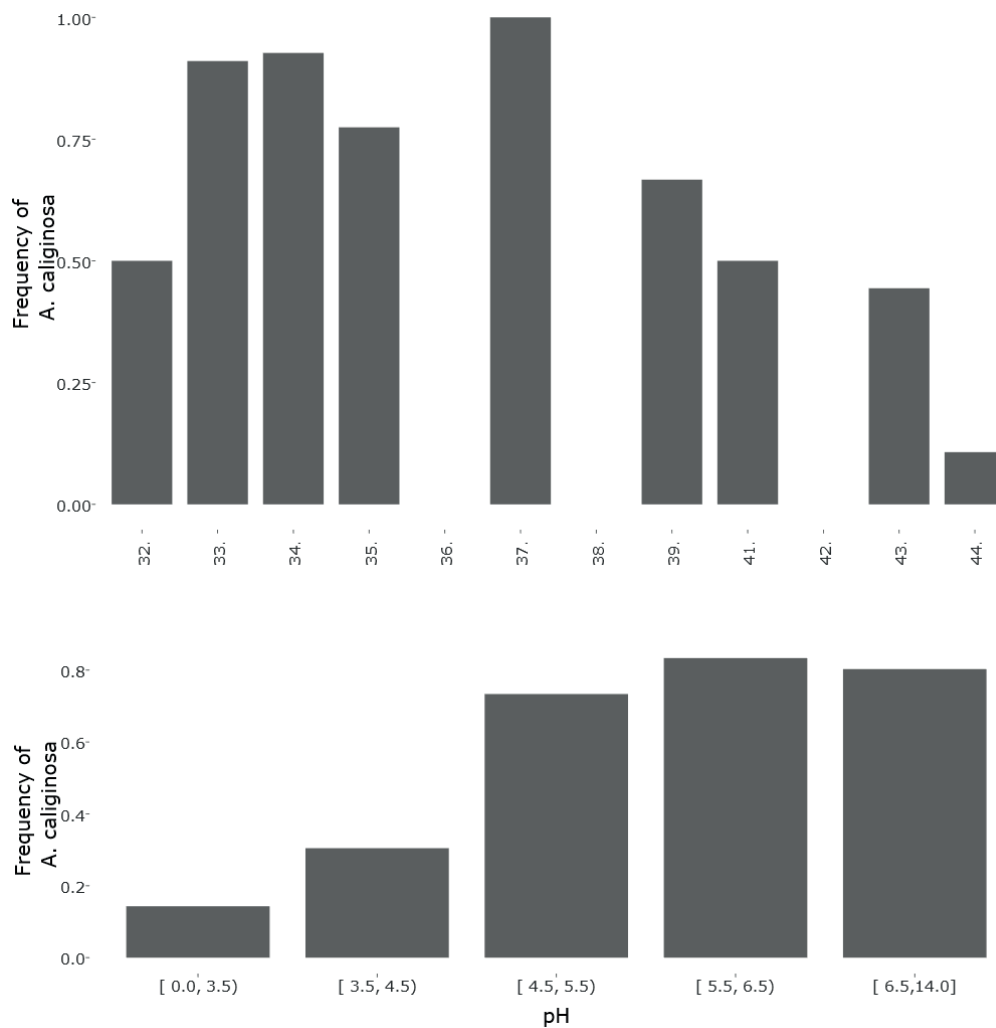


Abb. 64: *Dendrobaena octaedra*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biotoptyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

**Biotop-Typ (Riecken et al. 2003) Ebene 1**

32., Felsen, Block- und Schutthalde, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat	1 von 2	≤ 3,5	5 von 35
33., Äcker und Ackerbrachen	71 von 78	> 3,5 - 4,5	21 von 69
34., Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte	76 von 82	> 4,5 - 5,5	66 von 90
35., Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder)	24 von 31	> 5,5 - 6,5	60 von 72
36., Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore	0 von 1	> 6,5	61 von 76
37., Großseggenriede	1 von 1		
38., Röhrichte (ohne Brackwasserröhrichte)	0 von 1		
39., Wald- und Ufersäume, Staudenfluren	2 von 3		
41., Feldgehölze, Gebüsche, Hecken und Gehölzkulturen	4 von 8		
42., Waldmäntel und Vorwälder, Spezielle Waldnutzungsformen	0 von 1		
43., Laub(misch)wälder und -forste (Laubbaumanteil > 50%)	63 von 142		
44., Nadel(misch)wälder und -forste	3 von 28		

Stetigkeit**pH-Wert Klasse****Stetigkeit**

Abb. 65: *Aporrectodea caliginosa*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biotoptyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

konnten. Die anhand der Regenwurmgemeinschaft festgelegte Anordnung der Standorte im Diagramm korreliert mit den ihrerseits stark autokorrelierten Faktoren Feuchte und Nährstoffverfügbarkeit: von links trockenen und mageren zu rechts frischen und eutrophen Standorten. Es zeigt sich eine gute Trennung der drei Biotoptypen. Während die Kiefernwälder durch Arten der Gattung *Dendrobaena* (*D. octaedra*, *D. attemsi*) inklusive ihrer Juvenilen (dem Indikator *Dendrobaena* sp.) charakterisiert werden, unterscheiden sich die Laubwaldstandorte von den Sandäckern durch ihre höhere Artenzahl inklusive des Auftretens von *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus terrestris*. Einen Sonderfall bildet der Sandacker Mückenhain, der seinerseits zusätzliche Arten aufweist, die an den übrigen Standorten in Sachsen nicht vertreten waren (*Aporrectodea longa*, *Lumbricus castaneus* und *Octolasion cyaneum*).

6.4.5.3 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Mit dem Edaphobase Auswerte-Werkzeug Edaphoclass lässt sich aus dem in Edaphobase enthaltenen Datenbestand ein deutschlandweiter Vergleich anderer Standorte des gleichen Biotoptyps (2. Ebene) zu den in Sachsen untersuchten Standorten vornehmen (Tab. 61). Voraussetzung für die Vergleichbarkeit war, dass das Artenspektrum der Lumbriciden dort quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung zudem Daten von Experimentalflächen z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Nach der nach diesen Kriterien erfolgten Filterung standen leider keine Standorte des Biotoptyps 44.02: natürliche bzw.

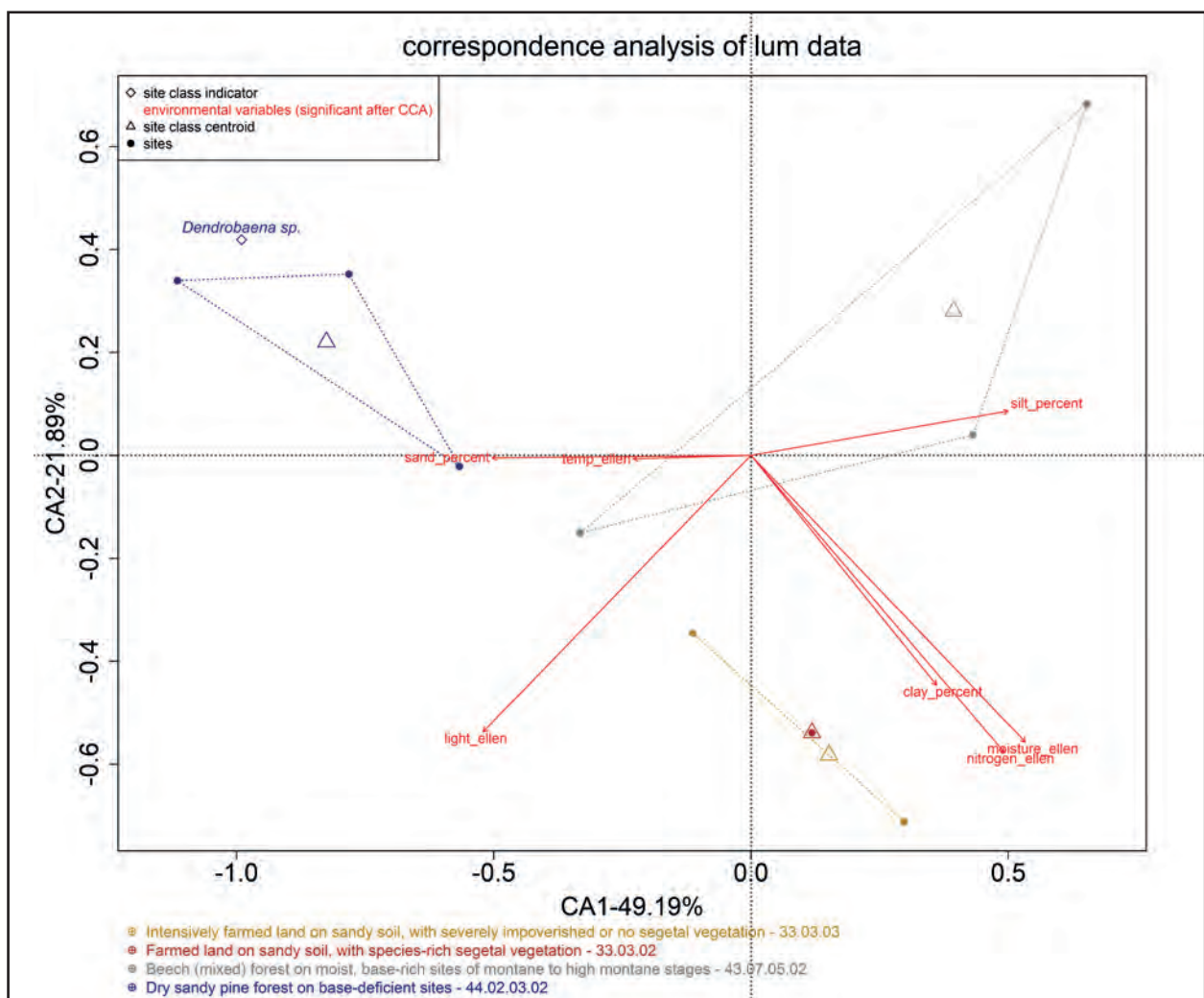


Abb. 66: Korrespondenzanalyse (CA) der Lumbricidendaten der Biotoptypen Nadelwald trocken (Sand/Kiefer) (blau), Laubwald mittl. Feuchte (basenreich) (grau) und Sandacker (beige/rot) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder zur Verfügung. Daher konnten für einen Vergleich nur Standorte der höheren 1. Ebene (Biotoptyp 44.: Nadel(misch)wälder und -forste) herangezogen werden (insgesamt 28). Für den Biotoptyp 43.07: Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte standen hingegen 87 Standorte als Vergleich zur Verfügung sowie für die Sandäcker neun Vergleichsflächen des Biotyps 33.03: Äcker und Ackerbrache auf Sandboden. Für diese Standorte wurde die Stetigkeit der Lumbricidenarten berechnet. Diese Stetigkeit ist somit ein Maß dafür, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine einzelne Art an einem Standort des jeweiligen Biotyps erwartet werden kann.

Sand-Kiefernwald

Aus den in **Tab. 61** enthaltenen Werten ist erkennbar, dass an Standorten des Biotyps 44. zwei Arten mit einer hohen Wahrscheinlichkeit erwartet werden können: *Dendrobaena octaedra* und *Lumbricus rubellus*. Erstere wurde an zwei der drei Standorte dieses Typs in Sachsen nachgewiesen, letztere hingegen nur an einem. Darüber

hinaus wurde an allen drei dieser Standorte *Dendrobaena attemsi* gefunden. Diese Art ist an den übrigen Standorten dieses Biotypen (1. Ebene) nicht besonders häufig (**Tab. 61**). Gleiches gilt für *Aporrectodea caliginosa* sowie *Dendrodrilus rubidus*, die an jeweils einem Standort erfasst wurden. Die dominanteste Art war für die Standorte Seidewinkel und Hoyerswerda *D. octaedra* (64% bzw. 50% der Adulti), am Standort Weißkollm war dies *D. attemsi* als einzige nachgewiesene Art. Das Artenspektrum war somit zwischen den drei Standorten unterschiedlich. Hinsichtlich der Gesamtabundanz zeigten sich zwischen den drei Standorten hingegen keine starken Unterschiede (< Faktor 2). Insgesamt ergab die Auswertung der drei Kiefernwald-Standorte keine besonderen Auffälligkeiten. Zwar standen in Edaphobase keine Standorte des gleichen Biotyps (2. Ebene) zum Vergleich zur Verfügung, es handelt sich jedoch um trockene, saure und nährstoffarme Standorte, die daher keine günstigen Bedingungen für Regenwürmer bieten. Somit waren eine geringe Artenzahl und Abundanz und das Vorkommen acidotoleranter, epigäischer Arten zu erwarten.

Tab. 61: Angaben der Stetigkeiten der Lumbricidenarten innerhalb der Biotypen 44.02 natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 33.03 Äcker und Ackerbrache auf Sandboden (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 25.04.2018).

Biotoptyp	44	43.07	33.03
Anzahl Standorte	28	87	9
<i>Allolobophoridella eiseni</i>		0,03	
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,11	0,43	1,00
<i>Aporrectodea cupulifera</i>		0,01	
<i>Aporrectodea handlirschi</i>		0,09	
<i>Aporrectodea limicola</i>		0,05	
<i>Aporrectodea longa</i>		0,03	
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,18	0,49	0,11
<i>Dendrobaena attemsi</i>	0,11	0,03	
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0,75	0,39	0,11
<i>Dendrobaena pygmaea</i>		0,02	
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	0,29	0,23	
<i>Eisenia fetida</i>		0,01	
<i>Eiseniella tetraedra</i>		0,07	
<i>Lumbricus badensis</i>		0,01	
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,07	0,10	
<i>Lumbricus meliboeus</i>		0,01	
<i>Lumbricus polyphemus</i>	0,07	0,02	
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,89	0,76	0,11
<i>Lumbricus terrestris</i>	0,07	0,28	0,44
<i>Murchieona minuscula</i>	0,04	0,01	
<i>Octolasion cyaneum</i>		0,07	
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	0,21	0,46	

Basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte

Im Vergleich zu den in **Tab. 61** angegebenen Stetigkeiten der verschiedenen Arten kann zunächst festgestellt werden, dass *Lumbricus rubellus*, der mit der höchsten Wahrscheinlichkeit in Laub- und Mischwäldern feuchter bis frischer Standorte zu erwarten war, auch an zwei von drei Standorten nachgewiesen wurde. Aus der Vielzahl der in diesem Biotoptyp bereits nachgewiesenen Arten wird deutlich, dass es sich bezüglich der Bodeneigenschaften um einen sehr heterogenen Biotoptyp handelt. Dies betrifft insbesondere den pH-Wert, der bekanntermaßen einen starken Einfluss auf die Zusammensetzung der Lumbriciden-Gemeinschaft ausübt. Das Auswerte-Werkzeug Edaphoclass erlaubt, mehrere Standortfaktoren in die Analyse aufzunehmen und die Ergebnisse grafisch darzustellen. In den **Abb. 67**

und **68** ist daher die Stetigkeit der Arten an Standorten des Biotoptyps 43.07 mit einem pH-Wert von 3,5 bis 4,5 (34 Standorte) bzw. 4,5 bis 5,5 (19 Standorte), wie für die drei Laubwälder in Sachsen zutreffend, dargestellt worden. Die Grafiken zeigen eine teilweise Schärfung des Artenspektrums: Insgesamt wurden in den engeren pH-Bereichen weniger Arten nachgewiesen. Im pH-Bereich zwischen 3,5 und 4,5 erreicht *L. rubellus* eine Stetigkeit von 82 %, keine weitere Art tritt hier mit einer Stetigkeit von > 50 % auf. An den beiden Standorten in diesem pH-Bereich (Dt-Paulsdorf Spitzberg und Schönbrunner Berg) wurde *L. rubellus* nachgewiesen. Im pH-Bereich zwischen 4,5 und 5,5 treten drei Arten mit einer Stetigkeit von jeweils 63 % auf: *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus rubellus* und *Octolasion tyrtaeum*. Von diesen wurden am Standort Schlegel Buchberg

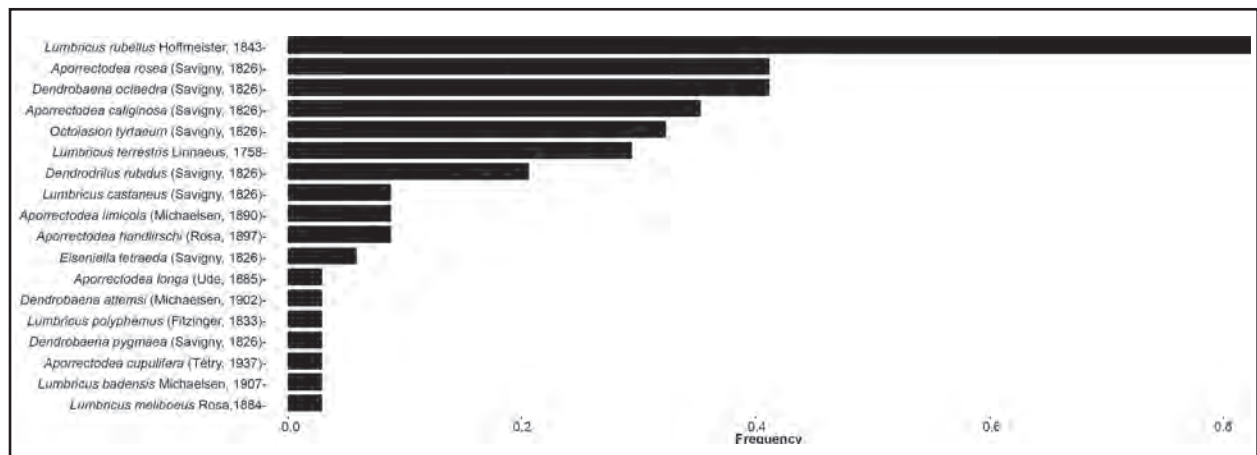


Abb. 67: Stetigkeiten der Lumbricidenarten innerhalb des Biotoptyps 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte (nach Riecken et al. 2003) und einem Boden-pH-Wert von 3,5-4,5 (34 Standorte; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 25.04.2018). Regenwurmarten (von oben nach unten): *L. rubellus*, *A. rosea*, *D. octaedra*, *A. caliginosa*, *O. tyrtaeum*, *L. terrestris*, *D. rubidus*, *L. castaneus*, *A. limicola*, *A. handlirschi*, *E. tetraeda*, *A. longa*, *D. attemsi*, *L. polyphemus*, *D. pygmaea*, *A. cupulifera*, *L. badensis*, *L. meliboeus*.

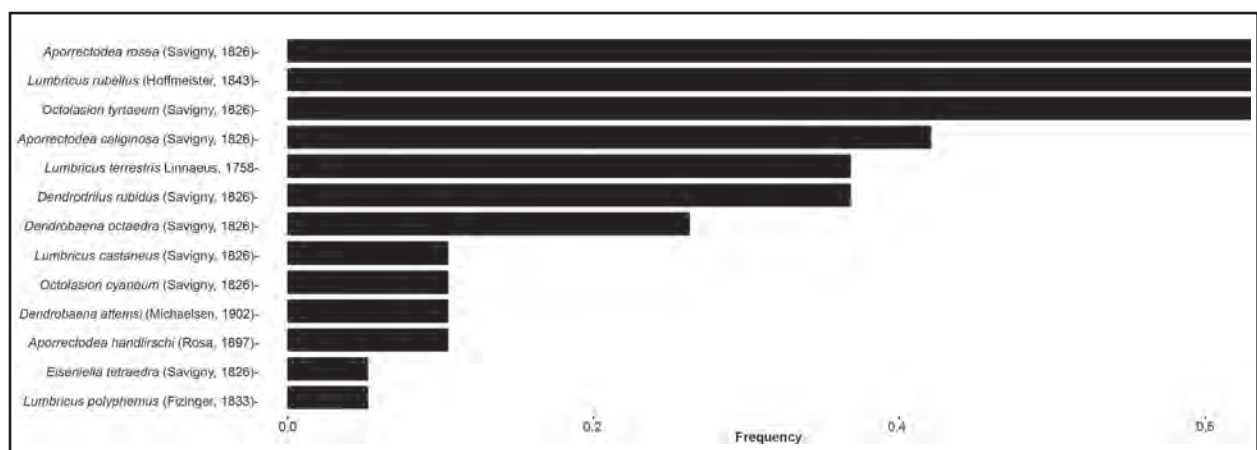


Abb. 68: Stetigkeiten der Lumbricidenarten innerhalb des Biotoptyps 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte (nach Riecken et al. 2003) und einem Boden-pH-Wert von 4,5-5,5 (19 Standorte; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 25.04.2018). Regenwurmarten (von oben nach unten): *A. rosea*, *L. rubellus*, *O. tyrtaeum*, *A. caliginosa*, *L. terrestris*, *D. rubidus*, *D. octaedra*, *L. castaneus*, *O. cyaneum*, *D. attemsi*, *A. handlirschi*, *E. tetraeda*, *L. polyphemus*.

A. rosea und *O. tyrtaeum* gefunden. Insgesamt lässt sich innerhalb der Standorte dieses Biotoptyps der Einfluss des pH-Gradienten ablesen: sowohl Artenzahl als auch Gesamtabundanz nehmen mit steigendem pH-Wert zu, letztere sehr deutlich. Dies betrifft dementsprechend vor allem wenig acidotolerante Arten wie *Aporrectodea caliginosa*, *Lumbricus terrestris* und *Octolasion tyrtaeum* und juvenile Exemplare dieser Gattungen. Erwähnenswert ist der Nachweis eines Exemplars der epigäischen Art *Bimastos parvus* am Standort Schlegel Buchberg, die bislang noch nicht in Deutschland gefunden wurde (Lehmitz et al. 2014). Darüber hinaus wurde an den Standorten Schlegel Buchberg und Dt-Paulsdorf Spitzberg *Dendrobaena attemsi* gefunden, die an vergleichbaren Standorten (Biotoptyp 2. Ebene) bislang sehr selten nachgewiesen wurde. Unter Berücksichtigung des Zusammenspiels des Biotoptyps und des pH-Wertes sind die drei Laubwald-Standorte in Sachsen jedoch insgesamt als typisch anzusehen.

Sandacker

Für diesen Biotoptyp standen in Edaphobase Daten von neun Standorten (33.03 Äcker und Ackerbrache auf Sandboden (nach Riecken et al. 2003)) für einen Vergleich zur Verfügung. Als einzige Art ist hier mit einer sehr hohen Wahrscheinlichkeit *Aporrectodea caliginosa* zu erwarten, die auch an allen drei Sandäckern in Sachsen nachgewiesen wurde und in Kreba-Neudorf und Klein Krauscha die einzige Art darstellte. Am Standort Mückenhain wurden dagegen noch *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus castaneus*, *Lumbricus terrestris*, *Octolasion cyaneum* und *Octolasion tyrtaeum* gefunden. Dieser Standort wich somit deutlich vom Artenspektrum der beiden übrigen Standorte ab. Dies zeigte sich auch bei der Gesamtabundanz, die hier um ca. den Faktor 3,7 höher als am Standort Klein Krauscha und 12-mal höher als in Kreba-Neudorf war. Das Auftreten der Arten *Aporrectodea longa*, *Lumbricus castaneus*, *Octolasion cyaneum* und *Octolasion tyrtaeum* war aus den Vergleichsdaten nicht zu erwarten, da diese bislang nicht an Standorten dieses Biotoptyps (2. Ebene) nachgewiesen wurden. Insgesamt ist die Artenzahl an diesem Standort auffällig hoch.

6.4.6 Enchytraeidae

6.4.6.1 Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf allen untersuchten Flächen 21.574 Individuen aus 66 Arten und 10 Gattungen nachgewiesen (Tab. 62, Tab. Anhang 6, 33-35). Darunter sind 8 noch unbeschriebene Arten, die bereits aus anderen Untersuchungen bekannt sind.

Die Art *Enchytronia pygmaea* wurde erst im letzten Jahr gültig beschrieben (Graefe & Schmelz 2017). Die hohe Zahl noch unbeschriebener, d. h. potentiell neuer Arten ist bei Enchytraeiden nicht ungewöhnlich – die taxonomische Durcharbeitung dieser Gruppe ist noch immer unzureichend. Viele dieser neuen Formen sind zwar bereits aus anderen Untersuchungen bekannt; ihre hohe Zahl ist dennoch bemerkenswert.

Die Kiefernwald- und Laubwald-Standorte hatten ähnlich hohe Individuenzahlen (jeweils insgesamt 9.609 bzw. 8.756 Ind.), während die der Sandacker-Flächen deutlich niedriger lagen (insgesamt 3.209 Ind.). Die Replikate von Laubwald und Sandacker wiesen starke Unterschiede der Individuenzahl auf. Innerhalb einer Fläche unterschieden sich die Individuenzahlen zwischen Frühjahrs- und Herbstprobenahme um den Faktor 1,2-9,9.

Der artenreichste Biotoptyp war der Sandacker mit summiert 28 Arten, der artenärmste der Kiefernwald mit summiert 10 Arten.

6.4.6.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Cognettia chlorophila entspricht weitgehend der bekannten und in sauren Wäldern dominanten Art *Cognettia sphagnetorum*. Die Änderung des Artnamens geht auf eine taxonomische Aufspaltung von *C. sphagnetorum* in mehrere Arten zurück (Martinsson et al. 2015). Eine davon behielt, den Nomenklaturregeln entsprechend, den Namen *sphagnetorum*, eine andere erhielt den Namen *C. chlorophila*. In der vorliegenden Untersuchung wurde nur *C. chlorophila* nachgewiesen; sie wäre vor der Artaufspaltung als *C. sphagnetorum* identifiziert worden. Um Missverständnissen vorzubeugen, wird im Folgenden zwischen *C. chlorophila* und *C. sphagnetorum* s.l. (= sensu lato) unterschieden. Letztere bezeichnet den Artenkomplex vor der Artaufspaltung, der auch *C. chlorophila* beinhaltet.

Taxonomisch problematisch sind einige Arten der Gattung *Enchytraeus*, insbesondere *E. buchholzi* und *E. christenseni*. Die Unterscheidung dieser häufig in der Literatur genannten Arten ist kontrovers, außerdem handelt es sich bei ihnen vermutlich um Artengruppen. In dieser Studie wurde *E. christenseni* nicht nachgewiesen; sie ist aber teilweise identisch mit einer Art, die hier als *Enchytraeus* sp. GRAN ausgewiesen wurde. Artenkomplexe um *E. buchholzi* und *E. christenseni* werden z. Zt. taxonomisch mit lichtmikroskopischen und molekulargenetischen Methoden untersucht (R. Schmelz, unpubliziert), auch unter Einbeziehung des in dieser Länderstudie erhobenen Materials.

6.4.6.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotoptypen

Die fünf häufigsten Arten waren (in abnehmender Reihenfolge) *Achaeta affinis*, *Cognettia chlorophila*, *Oconnorella cambrensis*, *Enchytraeus norvegicus* und *Enchytronia parva*. Sie machten zusammen 72,4% aller gefangenen Individuen aus.

In **Tab. 63** sind die Arten mit ihren Abundanzen nach der Häufigkeit ihres Vorkommens in den jeweiligen Biotoptypen geordnet. Eingerahmt und damit vorläufig als charakteristisch eingestuft sind Arten, die in zwei oder drei Replikaten eines Biotoptyps gefunden wurden, wobei die Gruppierung so vorgenommen wurde, dass Ähnlichkeiten und Unterschiede zwischen den drei untersuchten Biotoptypen zum Vorschein kommen. Zugleich wurden Ähnlichkeiten und Unterschiede innerhalb eines Biotoptyps, d. h. zwischen den Replikaten, sichtbar gemacht.

Der Einteilung in Kennarten, Grundarten und Begleitarten (Kap. 4.5) liegt der gesamte Datensatz aller vier Länderstudien (vgl. Kap. 5, 7, 8) zugrunde. Außerdem wurden Arten ohne besondere Biotopbindung, aber mit spezifischer pH-Präferenz, in sogenannte Säuregruppen eingeteilt. So wurden übergeordnete Muster erkennbar gemacht, die aus der isolierten Betrachtung nur des Datensatzes der Länderstudie in Sachsen nicht erkennbar wären.

Anhand der Kreuztabelle lassen sich folgende Artengruppen identifizieren:

- *Fridericia brunensis* wurde an allen drei trockenen Nadelwaldstandorten (Sand-Kiefernwald), jedoch keinem der übrigen Biotoptypen nachgewiesen und dementsprechend als (einzige) Kennart dieses Biotoptyps identifiziert.
- *Fridericia nemoralis*, *Fridericia paroniana* und *Fridericia sylvatica* wurden innerhalb der Waldstandorte als Kennarten der basenreichen Laubwälder mittlerer Feuchte identifiziert, da sie fast ausschließlich an den Standorten dieses Biotoptyps nachgewiesen wurden. Allerdings wurden *F. nemoralis* und *F. paroniana* ebenfalls an einem Sandacker-Standort gefunden.
- *Fridericia bentii* und *Stercutus niveus* bilden die Grundarten der Buchenwälder und wurden (mit Ausnahme von *F. bentii* an einem Laubwaldstandort) an allen dieser Standorte nachgewiesen.
- *Enchytraeus bulbosus*, *Enchytronia* sp. (MINO) und *Henlea perpusilla* können insgesamt als Grundarten für Offenlandstandorte angesehen werden. *E. bulbosus* wurde im vorliegenden Datensatz jedoch nur an einem der drei Sandacker gefunden.
- *Achaeta affinis*, *Cognettia chlorophila*, *Enchytraeus norvegicus*, *Enchytronia* sp. (TENU), *Oconnorella cambrensis* und *Oconnorella*

Tab. 62: Arten- und Individuenzahlen der Lumbriciden auf den Untersuchungsflächen in Sachsen.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Kiefer	SN11	Frühjahr	1075	2736	9609	8	9	
		Herbst	1661			8		
	SN12	Frühjahr	1610	3553		9	9	10
		Herbst	1943	8				
	SN13	Frühjahr	1170	3320		9	9	
		Herbst	2150	8				
Laubwald	SN22	Frühjahr	503	863	8756	17	17	
		Herbst	360			11		
	SN23	Frühjahr	3169	4274		13	17	25
		Herbst	1105	16				
	SN24	Frühjahr	1020	3619		10	16	
		Herbst	2599	13				
Sandacker	SN31	Frühjahr	112	383	3209	7	12	
		Herbst	271			12		
	SN32	Frühjahr	1366	2183		14	18	28
		Herbst	817	17				
	SN34	Frühjahr	584	643		6	9	
		Herbst	59	7				
Sachsen 2014			Individuenzahl gesamt: 21574		Artenzahl gesamt: 48			

Tab. 63: Sortierte Kreuztabelle der Enchytraeiden. Angaben in Ind./m². Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Nadelwald trocken (Sand/Kiefer) 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg Laubwald mittl. Feuchte (basenreich) 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sandacker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennarten									
Kiefernwald									
<i>Fridericia brunensis</i>	41	3573	690	.	.	.	.	.	.
Buchenwälder (basisch)									
<i>Fridericia nemoralis</i>	.	.	.	.	568	102	.	41	.
<i>Fridericia paroniana</i>	.	.	.	6963	122	53	.	873	.
<i>Fridericia sylvatica</i>	.	.	.	812	6090	1027	.	.	.
Grundarten									
Buchenwälder									
<i>Fridericia benti</i>	.	.	.	.	589	244	.	.	.
<i>Stercutus niveus</i>	.	.	.	386	3147	41	.	.	.
Offenland									
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)	.	.	.	.	.	.	81	.	94
<i>Henlea perpusilla</i>	.	.	.	.	.	.	609	7998	.
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	.	.	.	.	.	.	.	508	.
Säuregruppen									
sauer									
<i>Achaeta affinis</i>	7166	21072	3187	.	42854	70913	.	.	27
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)	61	61	345	.	20	323	325	.	.
<i>Oconnorella cambrensis</i>	26695	13378	13520	.	3796	239	.	.	.
<i>Cognettia chlorophila</i>	18900	29314	36581	.	.	1789	.	.	.
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	20	2091	20	.	10191	.	.	.	10297
<i>Oconnorella tubifera</i>	.	.	.	447	6415	.	.	.	.
sauer bevorzugt Wald									
<i>Achaeta camerani</i>	61	41	81	.	.	.	.	.	.
<i>Marionina clavata</i>	.	.	4547	.	.	.	.	.	.
Grünland, neutral bis mäßig sauer, frisch									
<i>Henlea ventriculosa</i>	.	.	.	.	.	.	20	1421	61
<i>Marionina communis</i>	.	.	.	.	.	.	.	7816	.
Offenland, schwach bis mäßig sauer									
<i>Fridericia christeri</i>	.	.	.	.	.	.	183	6151	.
schwach sauer, Grünland/Wald									
<i>Fridericia bisetosa</i>	.	.	.	3512	548	467	20	.	.
<i>Fridericia dura</i>	.	.	.	41	41	20	.	.	.
Begleitarten									
Begleitarten mit hoher Stetigkeit									
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	.	.	.	650	4182	398	1888	4101	2156
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	.	.	.	183	3350	406	1340	1989	81
<i>Enchytronia parva</i>	670	284	8425	102	3025	1168	.	.	.

Tab. 63 (Fortsetzung).

	lfd. Nr. 1: Seidewinkel lfd. Nr. 2: Weißkollm lfd. Nr. 3: Hoyerswerda Nadelwald trocken (Sand/Kiefer) 44.02.03.02			lfd. Nr. 4: Buchberg lfd. Nr. 5: Spitzberg lfd. Nr. 6: Schönbrunner Berg Laubwald mittl. Feuchte (basenreich) 43.07.05.02			lfd. Nr. 7: Kreba-Neudorf lfd. Nr. 8: Mückenhain lfd. Nr. 9: Klein Krauscha Sandacker 33.03.02/03		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_SN11	EB_SN12	EB_SN13	EB_SN22	EB_SN23	EB_SN24	EB_SN31	EB_SN32	EB_SN34
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
sonstige Begleiter									
<i>Achaeta</i> sp.	.	325	.	.	.	.	.	.	.
<i>Achaeta</i> sp. (DZWI)	.	.	.	406	.	.	.	.	.
<i>Buchholzia appendiculata</i>	.	.	.	1929	812	2591	.	5217	.
<i>Enchytraeus dichaeus</i>	.	.	.	.	.	.	.	365	.
<i>Enchytraeus lacteus</i>	.	.	.	.	.	.	.	264	.
<i>Enchytronia baloghi</i>	.	.	.	61	.	.	.	.	.
<i>Enchytronia parva</i>	.	.	.	.	.	.	2862	.	.
<i>Enchytronia</i> sp. ID2VIII	.	.	.	81	.	.	.	.	.
<i>Enchytronia</i> sp. (OMNI)	.	.	.	.	.	.	.	20	.
<i>Enchytronia pygmaea</i>	.	.	.	.	.	.	244	.	.
<i>Fridericia bulboides</i>	.	.	.	.	.	27	102	5156	3860
<i>Fridericia connata</i>	.	.	.	20	1015	.	.	.	.
<i>Fridericia cylindrica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	27
<i>Fridericia granosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	81
<i>Fridericia isseli</i>	.	.	.	20	.	.	.	.	.
<i>Fridericia nemoralis</i>	.	.	.	.	.	.	.	41	.
<i>Fridericia paroniana</i>	.	.	.	.	.	.	.	873	.
<i>Fridericia ratzeli</i> s.s.	.	.	.	.	.	.	.	41	.
<i>Fridericia schmelzi</i>	.	.	.	.	.	.	.	1198	.
<i>Fridericia</i> sp. (ALAT)	.	.	.	731	.	.	.	.	.
<i>Fridericia</i> sp. (PERT)	.	.	.	.	.	.	.	792	.
<i>Fridericia waldenstroemi</i>	.	.	.	1177	.	.	.	.	.
<i>Marionina mendax</i>	.	.	.	.	.	.	.	365	.
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	1929	1989	.	.	.	.	.	.	.

tubifera bilden, auch unter Berücksichtigung der Beobachtungen aus den übrigen Länderstudien (Kap. 5, 7, 8), gemeinsam die Grundarten saurer Standorte. Für *C. chlorophila*, *E. norvegicus* und insbesondere *O. tubifera* war dieses Muster im vorliegenden Datensatz jedoch nur schwach ausgeprägt. *C. chlorophila* und *E. norvegicus* kamen nur an einem der drei Laubwaldstandorte vor, was vermutlich mit den speziellen Bodeneigenschaften der Laubwälder erklärt werden kann, die offenbar nur oberflächlich versauert, jedoch ansonsten basenreich sind (vgl. Kap. 6.3.1). *O. tubifera* fehlte in den trockenen Nadelwäldern ganz, was möglicherweise auf die

geringe Bodenfeuchte zurückzuführen ist.

- *Achaeta camerani* und *Marionina clavata* bilden in der Zusammenschau aller Länderstudien eine Säuregruppe für saure Waldstandorte, *M. clavata* wurde hier jedoch nur in einem der drei trockenen Nadelwälder nachgewiesen.
- *Henlea ventriculosa* und *Marionina communis* wurden unter Berücksichtigung der Ergebnisse aller vier Länderstudien in eine Säuregruppe „neutrales bis mäßig saures und frisches Grünland“ eingeordnet. Dennoch kam *H. ventriculosa* in überwiegend niedriger Abundanz in allen drei Sandäckern sowie *M. communis* in dem Sandacker mit der höchsten Feuchte vor.

- *Fridericia christeri* charakterisiert im vorliegenden Datensatz als einzige Art „schwach bis mäßig saures Offenland“ und wurde dementsprechend auch in zwei der drei Sandäcker nachgewiesen.
- *Fridericia bisetosa* und *Fridericia dura* bilden eine Säuregruppe für schwach saure Grünland- & Waldstandorte und kamen auch an allen drei Laubwald-Standorten vor, was unter Berücksichtigung der speziellen Bodeneigenschaften der Laubwälder (vgl. Kap. 6.3.1) plausibel erscheint.
- Alle übrigen Enchytraeidenarten können an den untersuchten Standorten in Sachsen als Begleitarten mit unterschiedlich hoher Stetigkeit angesehen werden.

In der Indikatorartenanalyse (**Tab. 64**) wurden die folgenden Arten identifiziert, die für einen der Biotoptypen als relevant und signifikant eingestuft wurden:

- Nadelwald trocken (Sand-Kiefernwald): *Achaeta camerani*, *Cognettia chlorophila*, *Fridericia brunensis* und *Oconnorella cambrensis*. Alle vier Arten waren dementsprechend auch einer der Artengruppen in der Kreuztabelle zugeordnet (*F. brunensis* als Kennart der trockenen Nadelwälder, *C. chlorophila* und *O. cambrensis* zur Säuregruppe saurer Standorte sowie *A. camerani* zur Säuregruppe für saure Wälder). *C. chlorophila* und *O. cambrensis* traten ihrer Eingruppierung entsprechend auch an Standorten der Laubwälder mittlerer Feuchte auf. Sie erreichten jedoch in den trockenen Nadelwäldern eine erheblich höhere Abundanz, was sich in einem entsprechend hohen Wert für die relative Abundanz niederschlug.
- Laubwald mittl. Feuchte (basenreich): *Fridericia bisetosa*, *Fridericia dura*, *Fridericia sylvatica* und *Stercutus niveus*. Von diesen wurde *F. sylvatica* auch als Kennart für die Laubwälder mittlerer Feuchte identifiziert. *S. niveus* wurde den Grundarten der Buchenwälder zugeordnet, und *F. bisetosa* und *F. dura* bildeten eine Säuregruppe für schwach saures Grünland bzw. Wald.
- Sandacker: Bei der Kennartenanalyse für die Sandäcker ist zu beachten, dass die drei Standorte in zwei unterschiedliche Biotoptypen der 3. Ebene eingeordnet wurden: EB_SN31 & EB_SN32 = 33.03.03, intensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation; EB_SN34 = 33.03.02, Acker auf Sandboden mit artenreicher Segetalvegetation. Für erstere wurden *Fridericia christeri* und *Henlea perpusilla* als Kennarten identifiziert und

einer Säuregruppe für schwach bis mäßig saures Offenland (*F. christeri*) bzw. den Offenland-Grundarten (*H. perpusilla*) zugeordnet. Da *Fridericia cylindrica* und *Fridericia granosa* ausschließlich am Standort Klein Krauscha als einzigem Standort seines Biotoptyps vorkamen, wurden sie dementsprechend auch als Indikatorarten erkannt. Dies ist jedoch den Eigenheiten der Datengrundlage geschuldet, und diese Arten wurden auch angesichts ihrer niedrigen Abundanz als Begleitarten eingestuft.

Die Indikatorartenanalyse liefert somit zusätzliche Informationen zu der Darstellung der Artengruppen in den sortierten Kreuztabellen, in denen die Abundanz nicht berücksichtigt wurde.

Das CA-Diagramm (**Abb. 69**) visualisiert die Unterschiedlichkeit der drei Biotoptypen. Generell fällt, trotz der geringen Zahl von Kennarten, die große faunistische Distanz zwischen den drei Habitattypen auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass wenige Begleitarten durchgehend in allen drei Biotoptypen auftraten, so dass die Überlappungen der Artenspektren gering sind (**Tab. 63**). Die großen Differenzen der bereits auf oberster Klassifizierungsebene unterschiedenen Habitattypen (Nadelwälder: 44, Laubwälder: 43, Äcker: 33), die weitgehend auf Landnutzung und Bodenreaktion zurückgehen, sind also auch bodenfaunistisch sichtbar. Als weitere erklärende Faktoren stellt **Abb. 69** die Ellenberg'sche Stickstoffzahl (mager im Nadelwald, mesophil bzw. eutroph im Laubwald und (wo feststellbar) eutroph im Sandacker, siehe **Tab. 40**) sowie die Textur heraus. Innerhalb der drei Laubwaldreplikate ist der am wenigsten saure Standort (EB_SN22) noch einmal deutlich von den anderen beiden (EB_SN23, EB_SN24) im Artenspektrum unterschieden. Die Replikate des Sandackers sind faunistisch inhomogen, zeichnen sich aber gegenüber den Waldstandorten durch eine störungsresistente Artengruppe (z. B. *Fridericia bulboides* und *F. christeri*) sowie durch eine starke Reduktion von Säure- und Mäßigsäurezeigern aus.

Mit Hilfe des in das Edaphobase-Portal integrierten Auswerte-Werkzeugs Edaphostat (Hausen et al. 2017) können die ökologischen Profile der im Datenbestand enthaltenen Arten angezeigt werden. Es wurden Daten von Standorten in Deutschland ausgewählt, an denen das Artenspektrum der Enchytraeiden quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung auch Daten von Experimentalflächen z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Damit standen Daten von insgesamt 119 Standorten für 95 verschiedene

Enchytraeidenarten zur Verfügung. Für den Vergleich mit Daten von den untersuchten Standorten in Sachsen werden beispielhaft zwei Arten hervorgehoben: 1) *Henlea ventriculosa*, eine Grundart neutraler bis mäßig saurer Grünländer, die als einzige Art ausschließlich und an allen drei Sandacker-Standorten gefunden wurde. 2) *Oconnorella cambrensis*, die bislang in erster Linie als acidotolerante Waldart eingeschätzt (Jänsch & Römbke 2003) und in eine Säuregruppe für saure Standorte eingeordnet wurde. Als Standortfaktoren werden exemplarisch zwei dargestellt, die für die vorliegende Untersuchung als besonders relevant angesehen werden können: Biotoptyp (1. Ebene) sowie Boden pH-Wert. Aus den Abb. 70 und 71 wird ersichtlich, dass die in Sachsen erzielten Beobachtungen größtenteils konsistent mit den ökologischen Profilen beider Arten sind. *H. ventriculosa* ist eine Offenland-Art mit deutlich größerer Stetigkeit im

Grünland als in Äckern und einer Präferenz für schwach saure Bedingungen. Demgegenüber zeigt *O. cambrensis* eine klare Präferenz für (stark) saure Standorte und wurde bislang ausschließlich an Waldstandorten nachgewiesen.

6.4.6.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Mit dem Edaphobase Auswerte-Werkzeug Edaphoclass lässt sich aus dem in Edaphobase enthaltenen Datenbestand ein deutschlandweiter Vergleich zu anderen Standorten des gleichen Biotoptyps (2. Ebene) mit den in Sachsen untersuchten Standorten vornehmen (Tab. 65). Voraussetzung für die Vergleichbarkeit ist, dass das Artenspektrum der Enchytraeiden dort quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B.

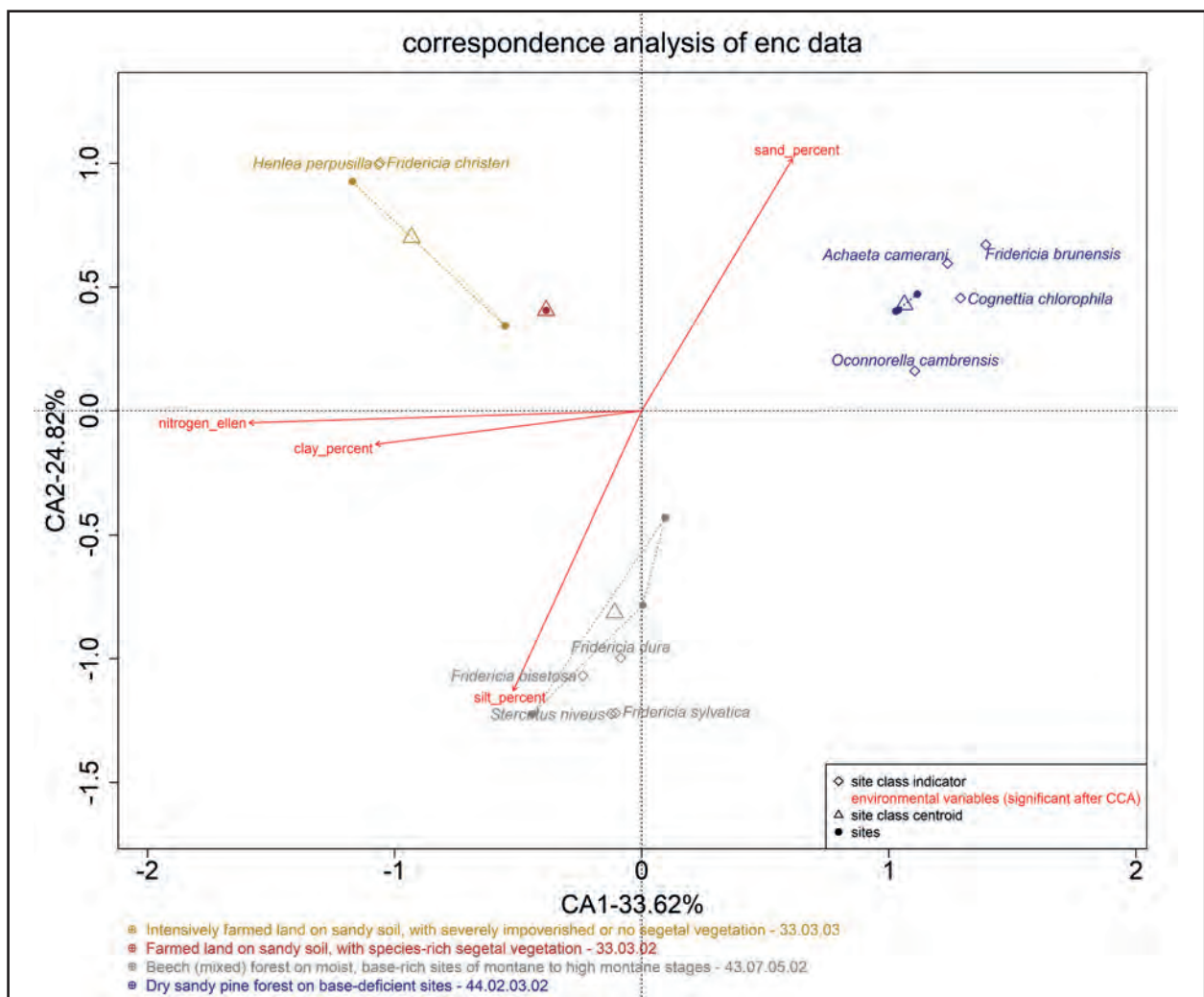


Abb. 69: Korrespondenzanalyse (CA) der Enchytraeidenarten der Biotoptypen Nadelwald trocken (Sand/Kiefer) (blau), Laubwald mittl. Feuchte (basenreich) (grau) und Sandacker (beige/rot) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Tab. 64: Indikatorwerte (indicator_value) der Enchytraeiden-Arten der Biotoptypen Nadelwald trocken (Sand/Kiefer), Laubwald mittl. Feuchte (basenreich) und Sandacker sowie die entsprechenden relativen Abundanzen (rel_abundance) und Stetigkeiten (rel_frequency). Ein Indikatorwert > 0,8 wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) ≤ 0,1. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.02.03.02	Nadelwald trocken (Sand/Kiefer)			
<i>Achaeta camerani</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Achaeta</i> sp.	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Cognettia chlorophila</i>	0,98	0,02	0,98	1,00
<i>Enchytronia parva</i>	0,52	0,47	0,52	1,00
<i>Enchytronia</i> sp. TENU	0,36	0,80	0,36	1,00
<i>Fridericia brunensis</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Marionina clavata</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	0,67	0,38	1,00	0,67
<i>Oconnorella cambrensis</i>	0,93	0,01	0,93	1,00
43.07.05.02	Laubwald mittl. Feuchte (basenreich)			
<i>Achaeta affinis</i>	0,52	0,49	0,78	0,67
<i>Achaeta</i> sp. DZWI	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0,41	0,54	0,41	1,00
<i>Enchytronia</i> sp. ID2VIII	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia benti</i>	0,67	0,29	1,00	0,67
<i>Fridericia bisetosa</i>	0,99	0,02	0,99	1,00
<i>Fridericia connata</i>	0,67	0,31	1,00	0,67
<i>Fridericia dura</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Fridericia isseli</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia nemoralis</i>	0,61	0,29	0,92	0,67
<i>Fridericia paroniana</i>	0,84	0,27	0,84	1,00
<i>Fridericia</i> sp. ALAT	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia sylvatica</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Fridericia waldenstroemi</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Oconnorella tubifera</i>	0,67	0,31	1,00	0,67
<i>Stercutus niveus</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
33.03.02/03	Sandacker			
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0,71	0,14	0,71	1,00
<i>Enchytronia</i> sp. MINO	0,70	0,18	0,70	1,00
<i>Fridericia bulboides</i>	0,59	0,45	0,59	1,00
<i>Fridericia cylindrica</i>	1,00	0,10	1,00	1,00
<i>Fridericia granosa</i>	1,00	0,10	1,00	1,00
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0,43	0,61	0,43	1,00
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0,50	0,31	1,00	0,50
<i>Enchytraeus dicaetus</i>	0,50	0,31	1,00	0,50
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0,50	0,31	1,00	0,50
<i>Enchytraeus</i> sp. GRAN	0,54	0,40	0,54	1,00
<i>Enchytronia baloghi</i>	0,36	0,58	0,71	0,50
<i>Enchytronia</i> sp. OMNI	0,50	0,31	1,00	0,50
<i>Enchytronia pygmaea</i>	0,50	0,30	1,00	0,50
<i>Fridericia christeri</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Fridericia ratzeli</i> s.s.	0,50	0,31	1,00	0,50
<i>Fridericia schmelzi</i>	0,50	0,31	1,00	0,50
<i>Fridericia</i> sp. PERT	0,50	0,31	1,00	0,50
<i>Henlea perpusilla</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Henlea ventriculosa</i>	0,92	0,20	0,92	1,00
<i>Marionina communis</i>	0,50	0,31	1,00	0,50
<i>Marionina mendax</i>	0,50	0,31	1,00	0,50

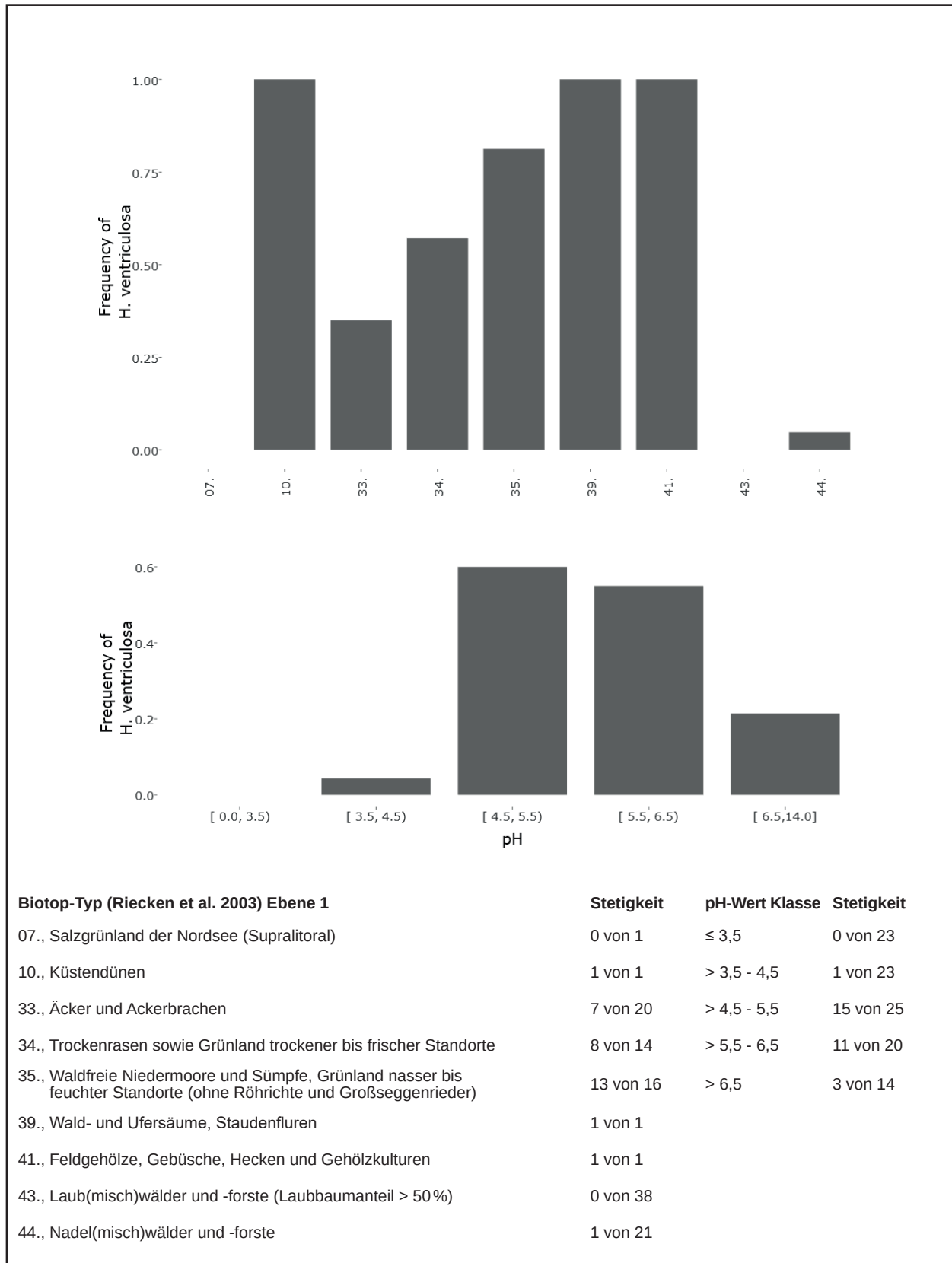


Abb. 70: *Henlea ventriculosa*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biotoptyps (oben) bzw. einer pH-Wert-Klasse (unten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 06.07.2018).

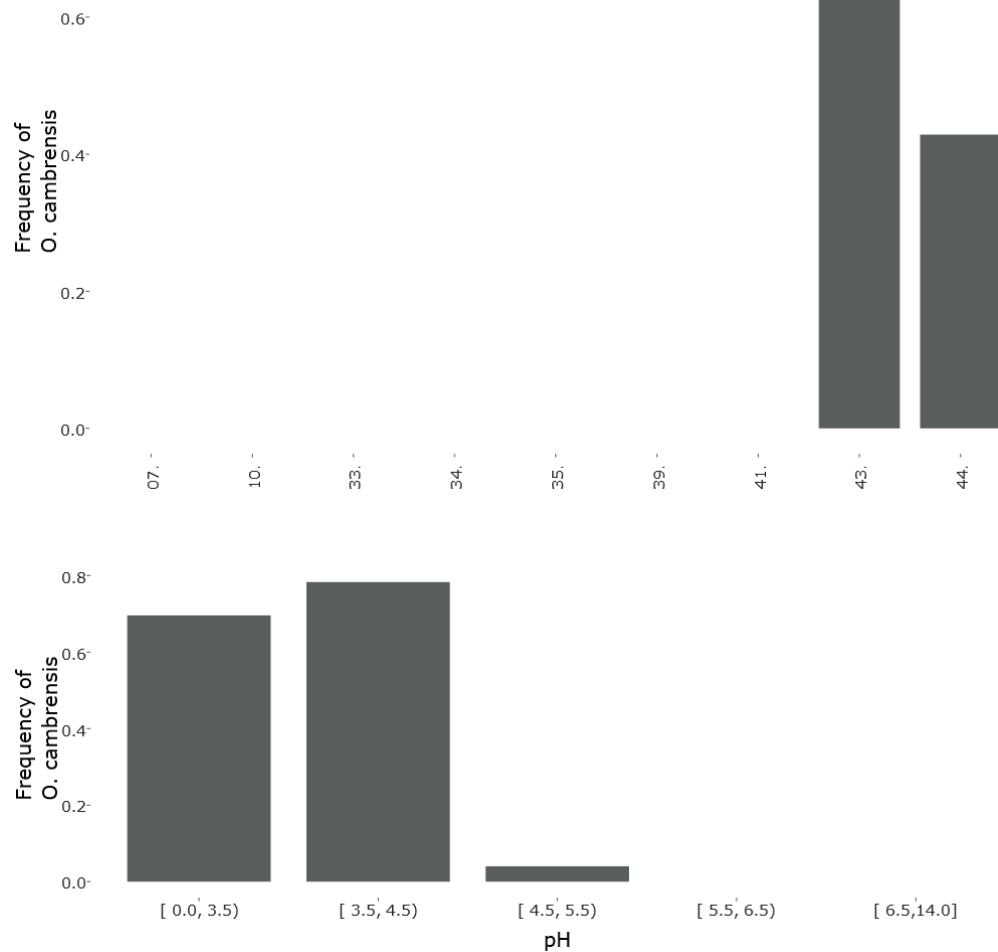


Abb. 71: *Oconnorella cambrensis*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biotoptyps (oben) bzw. einer pH-Wert-Klasse (unten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 04.07.2018).

Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung zudem Daten von Experimentalflächen (z. B. denen aus ökotoxikologischen Untersuchungen). Nach der nach diesen Kriterien erfolgten Filterung standen 9 Standorte des Biotoptyps 44.02: natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 20 Standorte des Biotoptyps 43.07: Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte sowie 5 Standorte des Biotoptyps 33.03: Äcker und Ackerbrache auf Sandboden für einen Vergleich zur Verfügung. Für diese Standorte wurde die Stetigkeit der Enchytraeidenarten berechnet. Diese Stetigkeit ist somit ein Maß dafür, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine einzelne Art an einem Standort des jeweiligen Biotoptyps erwartet werden kann.

Sand-Kiefernwald

Gemäß **Tab. 65** ist an Standorten dieses Biotoptyps (2. Ebene) lediglich *Cognettia sphagnetorum* s.l. mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten. Diese Art wurde auch (hier als *C. chlorophila*, vgl. Kap. 6.4.6.2) an allen drei Länderstudien-Standorten in Sachsen mit hoher Abundanz nachgewiesen. Die oft artenarmen Nadelforste sind im Allgemeinen durch ein hohes Dominanzgefälle und Säurezeiger ohne spezifische Habitatbindung ausgezeichnet (vgl. Graefe 2004, Beylich & Graefe

2007). Das Arten- und Abundanzspektrum der drei untersuchten Standorte entspricht also den Erwartungen. Eine Besonderheit stellt die selten gefundene und hier als Kennart klassifizierte *Fridericia brunensis* dar.

Basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte

Tab. 65 entsprechend sind an Standorten des Biotoptyps 43.07 sieben Arten mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten: *Cognettia sphagnetorum* s.l., *Enchytraeus buchholzi*, *Enchytronia parva*, *Marionina clavata*, *Mesenchytraeus glandulosus*, *Oconnorella cambrensis* und *Stercutus niveus*. Die drei Länderstudien-Standorte entsprachen somit nur teilweise den Erwartungswerten: Es wurden drei (EB_SN22) bis fünf (EB_SN24) der zu erwartenden Arten nachgewiesen. Insgesamt ist die ermittelte Artengesellschaft dennoch typisch für einen Laubwald mit Mull als Humusform. Im Vergleich zum Nadelwald treten die neutrophilen *Fridericia*-Arten hinzu, außerdem die an Mull gebundenen Arten *Oconnorella tubifera*, *Stercutus niveus* und der Streubewohner *Buchholzia appendiculata*. Hierbei sind die speziellen Bodeneigenschaften der hier untersuchten Laubwälder zu beachten, die offenbar zwar oberflächlich versauert, jedoch ansonsten basenreich sind (vgl. Kap. 6.3.1). Andererseits ist der Standort EB_SN22 mit einem höheren gemessenen pH-Wert von 4,88 durch das Fehlen von

Tab. 65: Stetigste (> 50 %) Enchytraeidenarten innerhalb der Biotoptypen 44.02 natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte und 33.03 Äcker und Ackerbrache auf Sandboden (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 25.04.2018).

Biotoptyp	44.02	43.07	33.03
Anzahl Standorte	9	20	5
<i>Achaeta aberrans</i>	0,33	0,40	0,60
<i>Achaeta bibulba</i>			0,60
<i>Cognettia sphagnetorum</i> s.l.	0,67	1,00	0,20
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0,33	0,55	0,80
<i>Enchytraeus christensi</i>	0,33	0,25	1,00
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0,44	0,45	0,60
<i>Enchytronia annulata</i>			0,60
<i>Enchytronia parva</i>	0,22	0,60	0,60
<i>Enchytronia pratensis</i>		0,05	0,80
<i>Fridericia bulboides</i>	0,33		0,80
<i>Fridericia christeri</i>			0,60
<i>Fridericia granosa</i>			0,60
<i>Henlea perpusilla</i>	0,22	0,10	1,00
<i>Henlea ventriculosa</i>			0,80
<i>Marionina clavata</i>	0,33	0,70	
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>		0,80	
<i>Oconnorella cambrensis</i>	0,44	0,65	
<i>Stercutus niveus</i>		0,50	

Säurezeigern und das Auftreten von Begleitarten, welche eher in schwachsauren bis neutralen Böden zu erwarten sind (z. B. *Fridericia* sp.), auch faunistisch von den anderen beiden Flächen deutlich abgesetzt.

Sandacker

Aus den in **Tab. 65** enthaltenen Werten ist erkennbar, dass an Standorten des Biotoptyps 33.03 13 Arten mit einer hohen Wahrscheinlichkeit erwartet werden können: *Achaeta aberrans*, *Achaeta bibulba*, *Enchytraeus buchholzi*, *Enchytraeus christenseni*, *Enchytraeus norvegicus*, *Enchytronia annulata*, *Enchytronia parva*, *Enchytronia pratensis*, *Fridericia bulboides*, *Fridericia christeri*, *Fridericia granosa*, *Henlea perpusilla* und *Henlea ventriculosa*. Diese Erwartungswerte basieren jedoch auf nur fünf Standorten. Von diesen wurden pro Standort fünf bis sechs Arten nachgewiesen. Die scheinbar hohe Zahl fehlender Arten sollte angesichts der schmalen Datenbasis sowie der Stetigkeit von nur 60 % des Großteils dieser Arten nicht überbewertet werden (vor allem auch hinsichtlich der Gattung *Enchytraeus*, vgl. Kap. 6.4.6.2). Die Replikate des Sandackers sind faunistisch inhomogen, zeichnen sich aber gegenüber den Waldstandorten durch eine störungsresistente Artengruppe aus (z. B. *Fridericia bulboides* und *F. christeri*) sowie durch eine deutliche Reduktion von Säurezeigern. EB_SN32 ist für einen Acker ungewöhnlich artenreich; es ist auch das am wenigsten bodensaure Replikat und, wie *Marionina communis* und *M. mendax* anzeigen, das am wenigsten durch Trockenstress beeinträchtigte.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die drei hier untersuchten Biotoptypen sich mithilfe der Artengemeinschaft der bodenlebenden Enchytraeiden charakterisieren und voneinander abgrenzen lassen. Die Habitattypen sind so unterschiedlich gewählt, dass es kaum faunistische Übereinstimmungen gibt. Landnutzung und Bodenreaktion, zusammen mit Bodenfeuchte und Humusform, erklären einen Großteil der aufgefundenen faunistischen Differenzen.

6.5 Taxonübergreifende Charakterisierung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotoptypen

Bei der Untersuchung der drei Biotoptypen wurden insgesamt 56.885 Individuen bestimmt und 291 Arten nachgewiesen. Die beiden Waldtypen erwiesen sich dabei als ähnlich individuenreich, auf den Sandäckern wurden dagegen deutlich weniger Bodentiere gefangen (siehe **Tab. 66**). Die individuenreichste Tiergruppe waren die Enchytraeiden, gefolgt von den Oribatiden und den Collembolen, d. h. die Tiergruppen, die aufgrund ihrer Größe zur Mesofauna gehören (vgl. Kap. 3.2). Die Diplopoden, Chilopoden und Lumbriciden, bzw. die Vertreter der Makrofauna, traten in deutlich geringerer Individuenzahl auf. Es ist jedoch beim Vergleich der Individuenzahlen zu berücksichtigen, dass zur Erfassung der verschiedenen Tiergruppen unterschiedliche Methoden angewendet wurden (siehe Kap. 4.4).

Die über alle Biotoptypen hinweg artenreichste Gruppe waren die Oribatiden mit 137 Arten, was auf deren sehr hohe Artenzahlen in den beiden Waldtypen zurückzuführen ist. Auf den Sandäckern traten deutlich weniger Oribatidenarten auf. Die ebenfalls relativ artenreichen Collembolen wurden in den beiden Waldtypen mit weniger Taxa als die Oribatiden nachgewiesen, auf den Sandäckern dagegen kamen mehr Collembolen- als Oribatidenarten vor. Obgleich die Enchytraeiden die individuenreichste Bodentiergruppe darstellte, ist ihre Artenzahl geringer als die der Oribatiden und Collembolen. Analog zu den Individuenzahlen waren auch die Artenzahlen der Diplopoden, Chilopoden und Lumbriciden geringer als die der anderen drei taxonomischen Gruppen.

Die meisten ausgewerteten taxonomischen Gruppen zeigten anhand ihres Vorkommens innerhalb dieser Untersuchung ein Muster sowohl aus Kennarten für die verschiedenen Biotoptypen als auch aus unterschiedlichen

Tab. 66: Übersicht über die Individuen- und Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen, die in den Kiefern- und Laubwäldern sowie den Sandäckern nachgewiesen wurden.

	Kiefer		Laubwald		Sandacker		Sachsen	
	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl
Oribatida	9.658	70	9.361	111	516	24	19.535	137
Collembola	4.461	39	6.218	50	3.019	33	13.698	68
Diplopoda	10	4	153	9	4	3	167	12
Chilopoda	51	8	157	11	15	2	223	16
Lumbricidae	378	10	1.065	9	245	8	1.688	10
Enchytraeidae	9.609	10	8.756	25	3.209	28	21.574	48
gesamt	24.167	141	25.710	215	7.008	98	56.885	291

Grundarten- und mehreren edaphischen Gruppen (vgl. Kap. 4.5 und 6.4). Die Kennarten- und edaphischen Gruppen ließen sich in der Artenverteilung mehrerer Organismengruppen nachweisen, wie beispielsweise die Kennartengruppen der drei untersuchten Biotoptypen oder die Gruppe der nährstoffarmen Wälder. Nur für

die generell artenarmen Lumbriciden konnten keine Kennartengruppen identifiziert werden, allerdings zeigten sie die verschiedenen Säurebedingungen der untersuchten Standorte an. Eine Zusammenfassung der verschiedenen Kennarten-, Grundarten- und edaphischen Gruppen ist **Tab. 67** zu entnehmen.

Tab. 67: Übersicht über die Tiergruppen, die Kennarten(gruppen), Grundarten(gruppen) sowie verschiedene edaphische Gruppen für die Biotoptypen Kiefer-, Laubwald und Sandacker aufwiesen.

	Kiefer	Laubwald	Sandacker
Kennarten			
	Collembola	Collembola	Collembola
	Chilopoda	Chilopoda	Chilopoda
	Oribatida	Oribatida	
	Enchytraeidae	Enchytraeidae	
		Diplopoda	
Feuchtgruppen			
zeitw. austrocknende Streuschicht	Oribatida		
frische wechselfeuchte Standorte		Oribatida	
Säuregruppen			
sauer im Mittel < pH4 /basenarm	Oribatida		
	Enchytraeidae	Enchytraeidae	
saure Waldstandorte	(Enchytraeidae)		
sehr saure Nadelwaldstandorte	Lumbricidae		
schwach saure/neutrale Standorte		Lumbricidae	Lumbricidae
schwach sauer, Grünland/Wald		Enchytraeidae	
Grünland, neutral/mäßig sauer, frisch			(Enchytraeidae)
Offenland, schwach/mäßig sauer			Enchytraeidae
Nährstoffgruppe			
nährstoffarme Wälder	Oribatida		
	Collembola		
Intensivgrünland und Acker			Collembola
Grundarten der Wälder			
	Chilopoda	Chilopoda	
Grundarten der Laubwälder			
		Oribatida	
Grundarten der Buchenwälder			
		Enchytraeidae	
Grundarten des Offenlands			
			(Enchytraeidae)
Grundarten der Grasland- und Waldstandorte			
	(Lumbricidae)	Lumbricidae	

Sand-Kiefernwald (*Leucobryo-Pinetum*/*Peucedano-Pinetum* Matuszkiewicz 1962)

Biotoptyp: 44.02.03.02 trockener Sand-Kiefernwald basenarmer Standorte (Riecken et al. 2003) / G3.421 Subcontinental Scots pine forests (EUNIS-Habitatklassifikation 2016)

Kurzcharakterisierung: Die 110 bis 150 Jahre alten Kiefernbestände wurden auf podsolierten Böden über fluviatilen bzw. Dünenständen angepflanzt. Sie sind in der West- und Oberlausitz auf Höhenlagen zwischen 121 und 134 m ü. NHN gelegen. Die mittleren Jahrestemperaturen liegen zwischen 9,0 und 9,1 °C, die Niederschlagsmengen erreichen Werte zwischen 618 und 648 mm/Jahr. Die Humusform der ebenen Flächen ist typischer (EB_SN33) und feinhumusarmer Rohhumus und die gemessenen pH-Werte zeigen mit Werten von 3,73 bis 3,89 saure Standortbedingungen an. Auch die Ellenbergzahlen der Pflanzen weisen auf saure, trocken-warme sowie magere Standorte hin. Alle drei Flächen unterliegen im Rahmen der Bodenzustandserhebung einem regelmäßigen Monitoring durch den Staatsbetrieb Sachsenforst.

Charakteristische Pflanzenarten

Baumarten: *Pinus sylvestris*

Strauchschicht und Verjüngung: *Pinus sylvestris*, *Frangula alnus*, *Sorbus aucuparia*, Begleitarten: *Prunus serotina*, *Quercus petraea*, *Quercus rubra*

Bodenvegetation:

- Basenreichere Standorte: *Chimaphila umbellata*, *Pyrola chlorantha*
- Bodensaure Kiefernwälder: *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Calluna vulgaris*, *Luzula campestris*, *Deschampsia flexuosa*
- Trockener nährstoffarmer Boden: *Calamagrostis epigejos*, *Festuca ovina* agg., *Melampyrum pratense*

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten			
Oribatida	Collembola	Diplopoda	Enchytraeidae
<i>Trhypochthonius tectorum</i>	<i>Choreutina inermis</i>	<i>Lithobius calcaratus</i>	<i>Fridericia brunensis</i>
<i>Dissorhina signata</i>	<i>Dicyrtoma fusca</i>		
<i>Micreremus brevipes</i>			
<i>Ceratopfia quadridentata</i>			

Kennzeichnende Artengruppen

- Feuchtegruppe: Zeitweise austrocknende Streuschicht

- Säuregruppen: 1) sauer im Mittel < pH4/ basenarm, 2) saure Waldstandorte, 3) sehr saure Nadelwaldstandorte
- Nährstoffgruppe: Nährstoffarme Wälder
- Grundartengruppen: 1) Grundarten der Wälder, 2) Grundarten der Grasland- und Waldstandorte

Basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte (*Galio odorati-Fagetum* Sougné et Thill 1959)

Biotoptyp: 43.07.05.02 Buchenwald basenreicher Standorte der planaren bis submontanen Stufe (Riecken et al. 2003) / G1.6312 Medio-European woodruff and hairy sedge beech forests (EUNIS-Klassifikation 2016)

Schutzstatus: FFH-Gebiet „Basalt und Phonolithkuppen der östlichen Oberlausitz“; Naturschutzgebiet, Nationales Naturerbe (EB_SN24); Naturdenkmal (EB_SN22)

Kurzcharakterisierung: Die im Oberlausitzer Lösshügelland (343-424 m ü. NHN) gelegenen Laubwälder stehen auf unterschiedlichem Ausgangsgestein (fluviatiler Kies/Sand; z. T. kiesiger Gehängelehm; Basalt). Hier auf haben sich Braunerden gebildet, die Bodenart ist lehmiger Sand (EB_SN22) oder lehmiger Schluff, die Humusform F- oder L-Mull. Die mittlere Jahrestemperatur liegt zwischen 7,7 und 8,8 °C und es fallen zwischen 656 und 713 mm Niederschläge pro Jahr. Hinsichtlich der Hangneigung unterscheiden sich die drei Untersuchungsflächen mit Werten zwischen 0° (EB_SN22) und 10° West (EB_SN23) deutlich. Die gemessenen pH-Werte zwischen 3,74 und 4,88 zeigen eher schwach saure Bedingungen an, wohingegen die Ellenbergzahlen der Pflanzen auf basische Bedingungen hinweisen. Des Weiteren charakterisieren die Ellenbergzahlen die Flächen als frisch, mesophil bis eutroph hinsichtlich des Nährstoffangebots, schattig bis lichtreich und mäßig warm bis warm.

Charakteristische Pflanzenarten

Baumschicht: *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, Begleiter: *Betula pendula*, *Carpinus betulus*, *Tilia x vulgaris*, *Tilia platyphyllos*

Strauchschicht und Verjüngung: *Fagus sylvatica*, *Sorbus aucuparia*, *Ulmus glabra*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*

Bodenvegetation:

- Kennarten Perlgras-Waldmeister-Buchenwälder: *Melica uniflora*, *Melica nutans*, *Poa nemoralis*, *Convallaria majalis*, *Lathyrus vernus*
- Eutraphente Arten: z. B. *Galium aparine*, *Actaea spicata*
- Mesophile Buchenwälder: z. B. *Mercurialis perennis*, *Galeobdolon montanum*, *Polygonatum*

multiflorum, *Dryopteris filix-mas*, *Milium effusum*, *Galium odoratum*, *Euphorbia dulcis*, *Asarum europaeum*, *Pulmonaria officinalis*

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten			
Oribatida	Collembola	Diplopoda	Enchytraeidae
<i>Belba bartosi</i>	<i>Folsomia manolachei</i>	<i>Megaphyllum projectum</i>	<i>Fridericia nemoralis</i>
<i>Chamobates voigtsi</i>	<i>Arrh. pseudo-appendices</i>	<i>Glomeris hexasticha</i>	<i>Fridericia paroniana</i>
<i>Hermanniella punctulata</i>	<i>Heteromurus nitidus</i>	<i>Enantiulus nanus</i>	<i>Fridericia sylvatica</i>
<i>Hypochthonius luteus</i>		<i>Unciger foetidus</i>	
<i>Metabelba propexa</i>	<i>Phthiracarus compressus</i>	Chilopoda	
<i>Multioppia glabra</i>	<i>Phthiracarus globosus</i>	<i>Lithobius mutabilis</i>	
<i>Oppiella epilata</i>	<i>Zetorchestes falzonii</i>	<i>Geophilus flavus</i>	

Kennzeichnende Artengruppen

- Feuchtgruppe: Frische wechselfeuchte Standorte
- Säuregruppen: 1) sauer im Mittel < pH4/basenarm, 2) schwach saure/neutrale Standorte, schwach sauer, Grünland/Wald
- Grundartengruppen: 1) Wälder, 2) Laubwälder, 3) Buchenwälder, 4) Grasland-/Waldstandorte

Ackerwildkrautflur auf Sand (*Stellarietea mediae* Basalgesellschaft)

Biotoptyp: 33.03.03 intensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation; 33.03.02 Acker auf Sandboden mit artenreicher Segetalvegetation (EB_SN34) (Riecken et al. 2003) / I1.1 Intensive unmixed crops; I1.3 - Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods (EB_SN34) (EUNIS-Klassifikation 2016)

Kurzcharakterisierung: Die im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet lokalisierten Sandäcker unterscheiden sich hinsichtlich der Bewirtschaftungsintensität: Ein Acker wird extensiv, Bioland zertifiziert bewirtschaftet (EB_SN34). Die anderen beiden Standorte unterliegen einer intensiven Nutzung und sind im Rahmen eines Bodenmonitorings als Boden-Dauerbeobachtungsflächen ausgewiesen. Das Ausgangsgestein der drei ebenen Flächen besteht aus Tonschiefer, Grauwacke, Konglomerat, Quarzit, z. T. Kieselschiefer und Diabastuff (EB_SN32) oder fluvialtem Kies/Sand, die Bodenart ist z. T. lehmiger Sand oder stark sandiger Lehm. Die gemessenen pH-Werte liegen zwischen 4,23 und 5,94. Die mittleren Jahrestemperaturen

erreichen Werte zwischen 8 und 9 °C, die jährlichen Niederschlagsmengen liegen zwischen 657 und 601 mm/Jahr. Die Äcker liegen auf Höhenlagen von 143 bis 190 m ü. NHN.

Charakteristische Pflanzenarten

Kulturpflanzen im Untersuchungsjahr: Mais (SN31), Weizen (SN32), Buchweizen (SN34)

Begleitarten: *Apera spica-venti*, *Avena fatua*, *Bromus sterilis*, *Convolvulus arvensis*, *Echinochloa crus-galli*, *Fallopia convolvulus*, *Galium aparine*, *Poa annua*, *Polygonum aviculare* agg., *Solanum tuberosum*, *Viola arvensis*

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten	
Collembola	Chilopoda
<i>Entomobrya schoetti</i>	<i>Lamyctes emarginatus</i>
<i>Lathriopyga monoculata</i>	
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>	

Kennzeichnende Artengruppen

- Säuregruppen: 1) schwach saure/neutrale Standorte, 2) Grünland, neutral/mäßig sauer, frisch, 3) Offenland, schwach/mäßig sauer
- Nährstoffgruppe: Intensivgrünland und Acker
- Grundartengruppe des Offenlands

6.6 Auswertung der Fragestellungen des LfULG

Die Fragestellungen des LfULG zielen darauf ab, eine bodenökologische Bewertung der Biodiversität zu ermöglichen. Hierzu ist es notwendig, Leitbilder bzw. Referenzzustände für Bodentier-Zönosen zu entwickeln, die als Beurteilungsgrundlage für anthropogene Beeinträchtigungen dienen können (vgl. Kap. 6.1).

In der vorliegenden Studie ist es gelungen, Muster in der Verteilung bzw. der Zusammensetzung der Artengemeinschaften zu ermitteln sowie Kennarten innerhalb der untersuchten taxonomischen Gruppen für die Biotoptypen zu identifizieren. Dies erfolgte durch den Vergleich der Daten des gesamten Edaphobase-Länderstudiendatensatzes (siehe Kap. 5.4, 6.4, 7.4, 8.4). Die Ausbildung solcher charakteristischen Artengemeinschaften ist die Grundlage dafür, dass die Bodenfauna zur Beurteilung standörtlicher Gegebenheiten verwendet werden kann, da somit gezeigt wird, dass die Zönosen sich an die unterschiedlichen Gegebenheiten anpassen. Die in dieser Studie auftretenden charakteristischen Artengemeinschaften können als

Referenzzustände bzw. Leitbilder für die untersuchten Biotoptypen fungieren und zum Vergleich mit Bodentier-Zönosen anderer, ggf. anthropogen beeinflusster Flächen des gleichen Biotoptyps herangezogen werden. Um auch überregional Aussagen treffen zu können, wären weitergehende Untersuchungen gleicher sowie weiterer Biotoptypen mit den entsprechenden Standardmethoden erforderlich.

Durch den Vergleich mit dem gesamten Länderstudien-Datensatz konnten, mit Ausnahme der artenarmen Lumbriciden, für alle untersuchten Taxa Kennarten für die basenreichen Laubwälder ermittelt werden, für die Kiefernwälder gelang dies für die Oribatiden, Collembolen, Chilopoden und Enchytraeiden. Diese Kennarten weisen eine besondere Bindung an die entsprechenden Biotoptypen auf, obgleich sie in anderen Studien auch in verschiedenen anderen Biotoptypen nachgewiesen wurden (siehe Kap. 6.4). Hier zeigt sich, dass eine Verwendung der Kennarten als Indikatoren einerseits vermutlich einen geringeren Arbeits- und Kostenaufwand bedeuten würde, insbesondere, wenn in der Zukunft ggf. neue Bestimmungsmethoden wie beispielsweise das DNA-Barcoding zu einer größeren Bedeutung gelangen werden. Da einzelne Arten jedoch nur mit einer bestimmten Frequenz oder Wahrscheinlichkeit in einem Biotoptyp auftreten, bietet andererseits die Betrachtung der Zönosen die Möglichkeit, die wiederkehrenden Muster, die durch die Zusammensetzung und Struktur der Artengemeinschaften entstehen, zum Vergleich heranzuziehen.

Auf den Sandäckern kamen insgesamt weniger Individuen und Arten als in den beiden Waldtypen vor (vgl. Kap. 6.4 und 6.5), und es konnten nur für die Collembolen und die Chilopoden Kennarten identifiziert werden. Im Rahmen dieser Studie wurden zwei intensiv und ein extensiv bewirtschafteter Sandacker untersucht. Auf der Basis dieser drei untersuchten Flächen existieren dabei keine eindeutigen Hinweise darauf, dass die Intensität der Bewirtschaftung deutliche Auswirkungen auf die Arten- und Individuenzahlen sowie die Artenspektren hat. Da die Datengrundlage jedoch zu gering ist, um dies zu beurteilen, wäre zu empfehlen, Äcker verschiedener Bewirtschaftungsintensität gezielt zu untersuchen und zu vergleichen. Um das Auftreten von Bodentieren als Indikator für die Nutzungsintensität und damit den anthropogenen Einfluss zu verwenden, müssen die Artengemeinschaften auf die unterschiedlichen Bedingungen reagieren.

Eine weitere Fragestellung ist, inwieweit Edaphobase im Rahmen einer tiergruppen- und biotoptypenübergreifenden Studie genutzt werden kann. In dieser Studie wurden die Daten in Edaphobase überführt, in Verbindung mit den gemessenen Habitatparametern sowie den Vegetationsdaten abgelegt und über das Edaphobase-Portal (www.portal.edaphobase.org) der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt.

Die neu implementierten Tools Edaphoclass und Edaphostat (Hausen et al. 2017) ermöglichen es, die Datenbank sowohl nach den autökologischen Präferenzen einzelner Arten (Edaphostat) als auch den typischen Artengemeinschaften bzw. den Frequenzen, mit denen die Arten in einem Biotoptyp auftreten, abzufragen (Edaphoclass).

Der Vergleich der Datensätze der gesamten Länderstudie war nur unter der Voraussetzung möglich, dass alle vier Untersuchungen (Bayern, Nationalpark Eifel, Sachsen, Sachsen-Anhalt) nach den gleichen Standardmethoden durchgeführt wurden. Um die Daten verschiedener Studien generell miteinander vergleichen zu können, ist es sinnvoll, Mindestanforderungen an die Methodik sowie die Begleitdaten zu formulieren. Hierzu könnte Edaphobase beispielsweise Hinweise für die Nutzer bereitstellen. Da Edaphobase die Möglichkeit bietet, Daten verschiedener Bodentiergruppen in Verbindung mit den Metadaten aufzunehmen und für andere Untersuchungen zur Verfügung zu stellen, ist es wünschenswert, Datenlücken weiter aufzufüllen, um die Kenntnisse zur Verteilung und zu den Habitatansprüchen der Bodentiere zu erweitern bzw. zu vertiefen.

7 Die Länderstudie im Freistaat Bayern: „Bodenökologische Untersuchung von Acker- und Graslandstandorten“

7.1 Problemstellung und Ziele der Länderstudie im Freistaat Bayern

Die Problemstellung wurde durch den Freistaat Bayern, konkret die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Kontakt: Frau R. Walter) wie folgt skizziert: Die LfL Bayern ist an der Beurteilung der biologischen Bodenqualität von Acker- und Grünlandstandorten als Teil eines umfassenden agrarökologischen Monitorings interessiert. Dazu sollen der Einfluss der Bodeneigenschaften (z. B. Bodenart) und der jeweiligen Bewirtschaftungsformen auf die Boden-Biodiversität beurteilt werden. So sollen Bodentiere als Indikatoren für agrarökologische Fragestellungen identifiziert werden. Die Entwicklung einer bodenbiologischen Beurteilungsgrundlage landwirtschaftlicher Böden ist dringend notwendig, da gerade Agrarflächen im Vergleich zu anderen Standorttypen wenig untersucht, zugleich jedoch in Hinsicht auf den Erhalt ihrer biologischen Funktionen stark gefährdet sind. Als Untersuchungsstandorte wurden insbesondere landwirtschaftliche Lehr-, Versuchs- und Fachzentren in Bayern vorgeschlagen, um diesen im Rahmen ihres Bildungsangebotes konkrete Daten und

Zahlen zur Biodiversität, Artenzusammensetzung und Siedlungsdichte von Bodentieren zur Verfügung zu stellen. Zusätzlich können die vor Ort erhobenen Daten etwa dazu dienen, Auszubildenden der Landwirtschaft und Teilnehmern von Lehrgängen die funktionale Bedeutung der Bodentiere als Teil eines gesunden, biologisch aktiven Bodens im Rahmen einer nachhaltigen Landwirtschaft aufzuzeigen.

In landwirtschaftlich genutzten Böden weist ein guter (z. B. in Bezug auf die Regenwurmdichte: Mehr als 60 Individuen/m² bzw. mehr als 4 Arten (Walter & Burmeister 2017)) und vielfältiger Bestand an Bodentieren auf einen gesunden, biologisch aktiven und fruchtbaren Boden hin. Bodentiere beschleunigen den Abbau organischen Materials und damit die Nährstoffnachlieferung, und grabende Tiere wie die Regenwürmer haben eine positive strukturprägende, lockernde und belüftende Wirkung auf den Boden. Die natürlichen Funktionen des Bodens, u. a. auch als Lebensraum für Bodenorganismen, sind nach § 2 des Bundesbodenschutzgesetzes (1998) nachhaltig zu sichern. Eine Beurteilung dieser Funktion ist allerdings nur schwer möglich. Um Daten zur Biodiversität für viele Fragestellungen zugänglicher zu machen, wurde in einem ersten Schritt, im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), die Datenbank Edaphobase (www.edaphobase.org, aufgerufen am 02.10.2019) erstellt, in der bundesweit Daten zur Biodiversität von Bodentieren und ökologischen Hintergrundinformationen ihrer Fundorte zusammengetragen werden. Ein Ziel dieser Datenbank ist es, für ausgewählte Tiergruppen und Lebensräume erste Erwartungswerte (Referenzwerte) hinsichtlich des Vorkommens von Bodentieren abzuleiten, Abhängigkeiten zu Boden- und Standortbedingungen aufzuzeigen und, soweit wie möglich, geeignete biologische Indikatoren zu ermitteln (siehe auch Kap. 2).

Auswertungen der ersten Projektphase zu Edaphobase zeigen, dass nur selten am gleichen Standort mehrere verschiedene Bodenorganismengruppen mit einheitlichen methodischen Standards untersucht wurden. Daher wurden Artenzusammensetzung und Siedlungsdichte der verschiedenen Bodentiergruppen mit einheitlichen Methoden beprobt: Regenwürmer, Hundertfüßer, Tausendfüßer, Kleinringelwürmer, Springschwänze und Hornmilben, und zwar jeweils im Frühjahr und Herbst 2015. Jeder Beprobungstermin wurde mit dem Bewirtschafter rechtzeitig abgestimmt, um den Ablauf der Bewirtschaftung nicht zu beeinträchtigen und um Artefakte bei der Probenahme zu vermeiden. Details des Untersuchungsprogramms sind Kap. 4 zu entnehmen. Die dabei erzielten Ergebnisse, primär zur Diversität aber auch zur Abundanz dieser Gruppen, wurden in die Datenbank Edaphobase aufgenommen und sollen der Ermittlung, Weiterentwicklung und Validierung von Erwartungswerten zur Zusammensetzung

der Bodenfauna auf diesen Standorttypen dienen. Anschließend wurden diese Ergebnisse mit den für diese drei Biotoptypen vorliegenden Referenzwerten (= Informationen zur Artenzahl, Artenzusammensetzung, Abundanz, teils auch Biomasse) verglichen. Mit dieser biologischen Bodenqualitätsbeurteilung wurden Aussagen zur Erfüllung der Funktion des Bodens als Lebensraum an diesen Standorten möglich. Eine Aufklärung eventueller Abweichungen zwischen den aktuellen Fangzahlen und den Referenzwerten war dabei nicht primäres Ziel der Länderstudie. Zusätzlich wurde die Fragestellung der biologischen Bodenqualitätsbeurteilung durch Einbeziehung eines Vergleichs von ökologisch bzw. konventionell bewirtschafteten Standorten „aufgewertet“ (z. B. Beprobung ersterer, gefolgt von einem Vergleich mit Daten zu letzteren aus Edaphobase (soweit vorhanden)).

Ausgehend von den oben schon formulierten Zielen wurden von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) in Bayern drei als besonders relevant angesehene Biotoptypen ausgewählt. Kriterien dafür waren neben ihrer weiten Verbreitung in Bayern der generell für diese Biotoptypen in Deutschland bestehende geringe bodenbiologische Kenntnisstand. In Bayern gelten landwirtschaftliche Standorte als gut untersucht (R. Walter, pers. Mittl.), allerdings sind bisher relativ wenige dieser Daten publiziert worden. Anschließend wurden von der gleichen Institution in enger Zusammenarbeit mit regionalen LfL-Vertretern jeweils drei repräsentative Standorte pro Biotyp für die konkrete Beprobung ausgewählt:

- drei Äcker auf Löss-Standorten;
- drei Äcker auf Kalkstandorten (Muschelkalk);
- drei intensiv bewirtschaftete Grünlandflächen mittlerer Feuchte.

Nach der Probennahme, Extraktion (soweit erforderlich) und Bestimmung des erfassten Tiermaterials wurde eine Beurteilung der jeweiligen Ergebnisse vorgenommen. In einem ersten Schritt wurde als Grundlage einer weitergehenden Beurteilung der bodenbiologische Ist-Zustand beschrieben. Für eine vorläufige Bewertung wurden daraufhin die ermittelten Daten mit den bislang in Edaphobase etablierten Referenzwerten für den jeweiligen Biotyp verglichen. Aufgrund der schlechten Datenlage in Edaphobase für viele Biotoptypen (insbesondere Äcker) war ein solcher Vergleich mehrfach nur auf höherer Ordnung des Biotyps möglich (z. B. «Äcker», statt «Kalk-Äcker».)

Zusätzlich können weitere Ansätze, wie z. B. die durch das LfL empfohlenen Werte zur Regenwurmbesiedlung (Abundanz und Diversität) für eine bodenbiologische Einschätzung der Standorte herangezogen werden (Walter & Burmeister 2017).

7.2 Untersuchungsgebiet

7.2.1 Geografische Lage

Der Freistaat Bayern liegt im Südosten Deutschlands. Mit mehr als 70.500 Quadratkilometern ist das flächenmäßig größte und mit rund 12,8 Millionen Einwohnern nach Nordrhein-Westfalen das zweitbevölkerungsreichste deutsche Bundesland. Der Freistaat hat im Süden Anteil am Hochgebirge der Ostalpen und dem bis zur Donau reichenden flachen Alpenvorland einschließlich der Schotterebene. Nördlich der Donau bestimmen Mittelgebirge wie etwa das Fichtelgebirge oder die Schichtstufen der Fränkischen und Schwäbischen Alb das Landschaftsbild. Während zwischen den Alpen und südlich der Donau das Gelände flach bis hügelig ist, liegen nördlich davon mehrere Gebirge, die eine Höhe

von über tausend Metern erreichen. Die Fränkische Alb als geologische Fortsetzung des Schweizer Juras und der Schwäbischen Alb zieht sich um einen Bogen durch den Norden Bayerns. Das Fränkische Keuper-Lias-Land, in dem etwa Aischgrund, Steigerwald und Frankenhöhe liegen, geht in die Mainfränkische Platten über. Die östliche Hälfte Bayerns wird hingegen von Mittelgebirgen wie dem Bayerischen Wald oder dem Frankenwald geprägt.

7.2.2 Klima

Das Klima geht vom Nordwesten (relativ ausgeglichen) nach Osten ins Kontinentalklima über (LfU 2018). Im Jahresdurchschnitt (1971-2000) beträgt die Temperatur

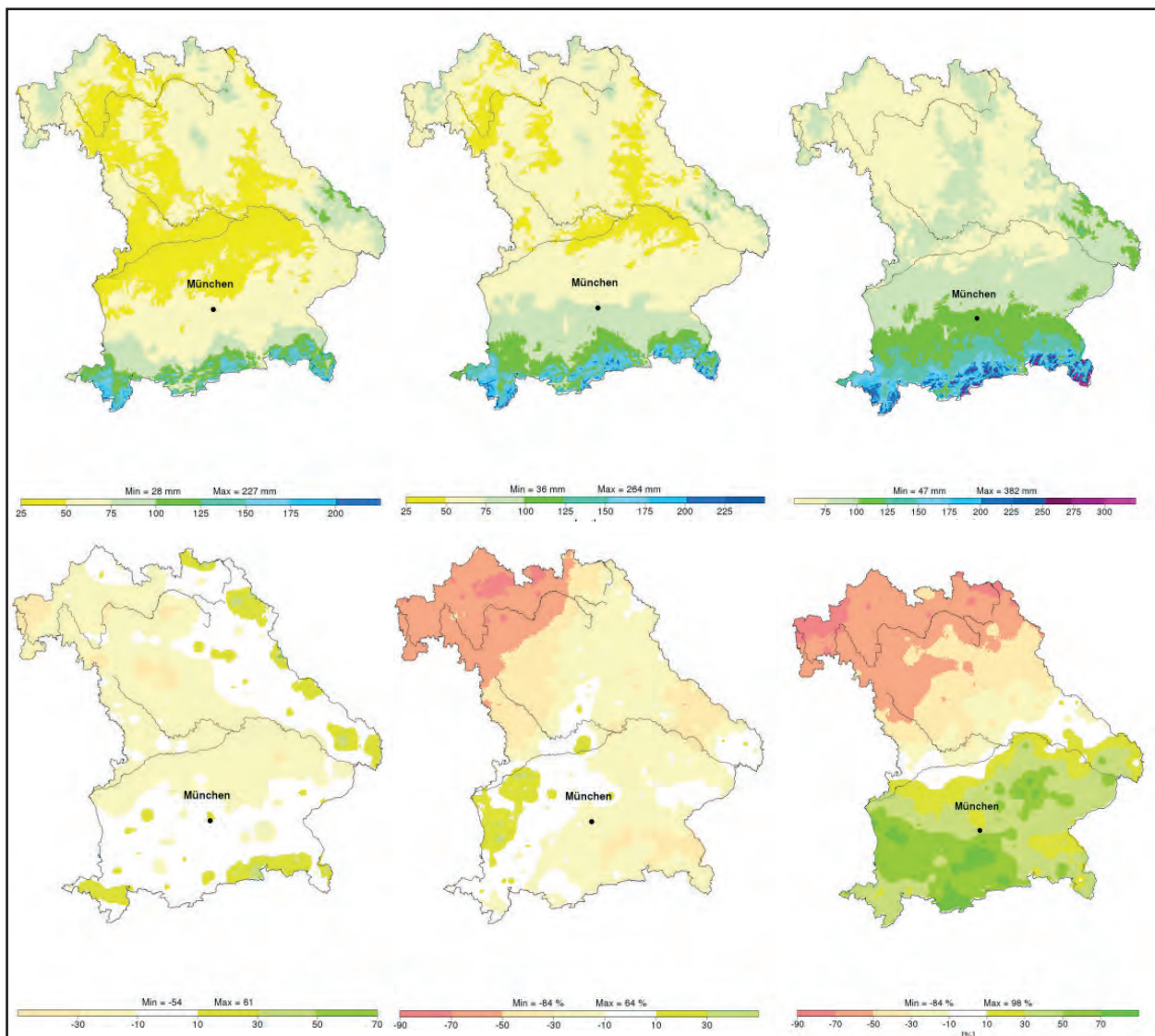


Abb. 72: Niederschläge der Frühjahrsmonate in Bayern. Oben: Mittelwerte der Jahre 1961-1990, unten: Abweichung im Jahr 2015 (Quelle: DWD).

7,8 °C und an etwa 100 Tagen liegt sie unter null Grad Celsius. Im gleichen Zeitraum wurden im Mittel 933 mm Niederschlag gemessen. Die mittlere jährliche Sonnenscheindauer beträgt 1600 bis 1900 Stunden. Der wärmste Monat ist meist der Juli, kältester der Januar. Der Norden Bayerns ist trockener und wärmer als der Süden; die Region um Würzburg weist die

meisten Sonnentage Süddeutschlands auf. Im Jahr der Probenahme (2015) zeichnete sich das Klima in Bayern vor allem durch geringere Niederschläge im Vergleich zum langjährigen Mittel aus. Konkret regnete es im Norden Bayerns deutlich weniger (Abb. 72), wodurch die Böden im Untersuchungszeitraum entsprechend trocken waren.

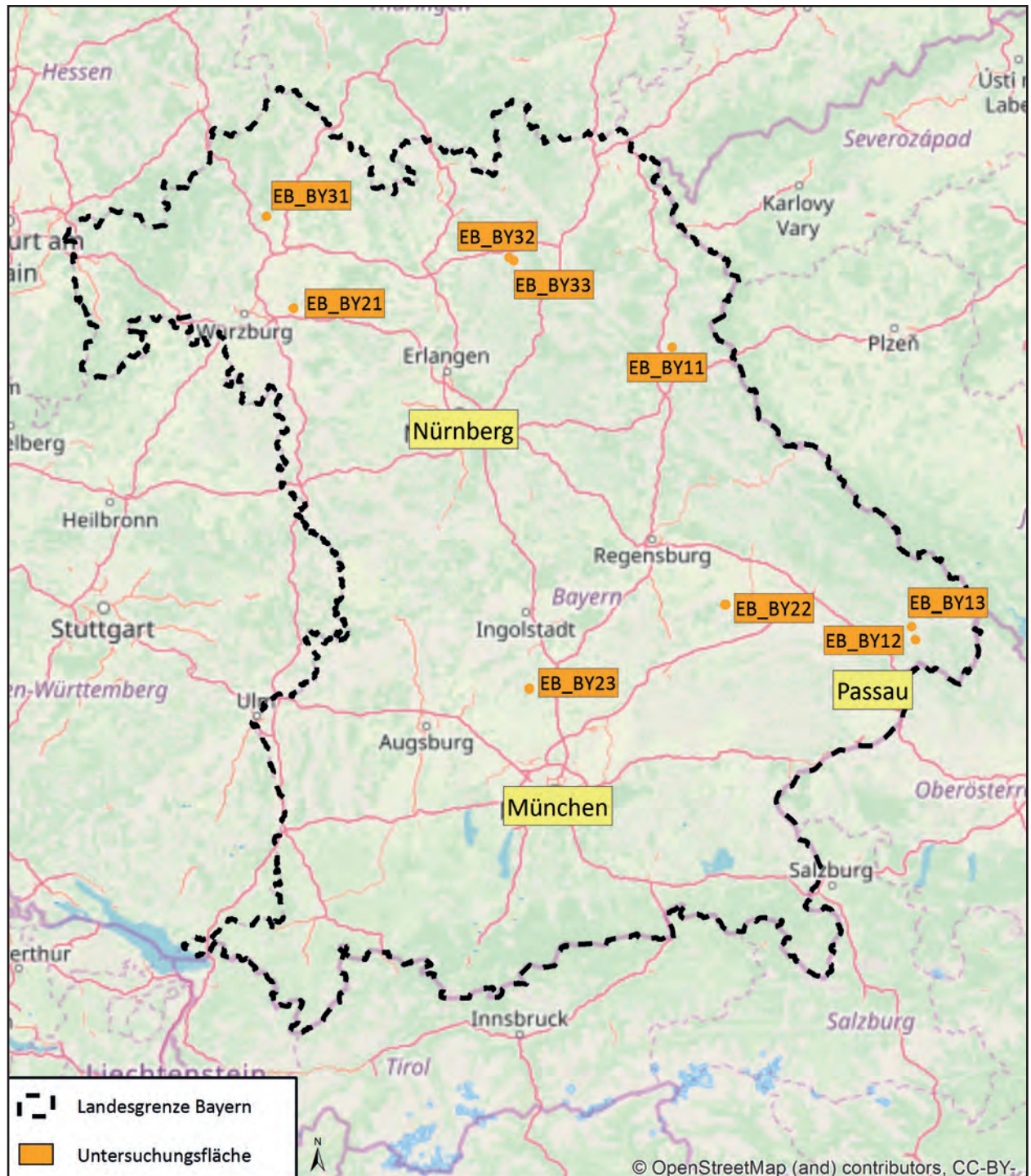


Abb. 73: Lage der neun Versuchsstandorte im Norden und Osten des Freistaats Bayern.

7.2.3 Untersuchungsflächen

Die neun Untersuchungsflächen sind nicht gleichmäßig über Bayern verteilt, sondern finden sich in Abhängigkeit von den jeweiligen Bodeneigenschaften vor allem im Norden und Osten des Freistaats (**Abb. 73**). Dabei liegen die drei Graslandstandorte im Osten (nahe der tschechischen Grenze) und die Kalk-Äcker primär im Norden (Franken), während die Löss-Äcker sich auf Mainfranken (einer) sowie das Alpenvorland südlich der Donau (zwei) verteilen. Hinsichtlich der Höhenlage der Standorte gibt es lediglich geringe Unterschiede, da alle Flächen zwischen 230 und 512 m ü. NHN liegen.

Ihre Auswahl erfolgte in enger Absprache mit dem LfL Freising, wobei – nach Einigung auf die entsprechende Landnutzung bzw. Biotoptypen – auch Praktikabilitätskriterien wie die Erreichbarkeit sowie speziell die Kooperation mit den jeweiligen Flächeneignern eine Rolle spielten. An dieser Stelle ist darauf hinzuweisen, dass die Zusammenarbeit (z. B. bei der Identifikation der jeweiligen Probenahmestellen oder die Zurverfügungstellung von Daten für den jeweiligen Standort) mit diesen Personen bzw. Institutionen sehr gut funktioniert hat. Laut Selbstauskunft wurden die drei Graslandstandorte und auch die drei Kalkäcker ökologisch bewirtschaftet. Auf den drei Lössäckern wurde in Sulzthal chemischer Pflanzenschutz betrieben, während von den beiden anderen Standorten keine entsprechenden Informationen vorliegen.

Im Folgenden werden die neun Flächen jeweils in Form eines standardisierten Steckbriefs kurz vorgestellt.

7.3 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung

7.3.1 Bodenkundliche Angaben

Die gemessenen Habitatparameter-Werte wurden in **Tab. 68** (Teil I) und **Tab. 69** (Teil II) zusammengefasst.

Die Messung der aktuellen Bodenfeuchte ist lediglich als Momentaufnahme zu bewerten. Ein Vergleich mit den Feuchtezahlen (siehe **Tab. 70**, Ergebnisse der Ellenbergzahlen) zeigt, dass die Pflanzen auf allen Flächen, auf denen die Ableitung einer Feuchtezahl möglich war (auf dem Löss-Acker EB_BY21 wurden keine Wildkrautarten gefunden) frische Standortbedingungen anzeigen. Der pH-Wert der neun Untersuchungsflächen lag zwischen pH=5,30 (Intensivgrünland EB_BY12) und pH=7,29 (Kalk-Acker EB_BY31). Somit waren alle Untersuchungsflächen als mäßig saure bis schwach alkalische Standorte einzustufen (Schachtschabel et al. 1998).

Die Werte des Gesamt-Kohlenstoffs (C_{gesamt}) erreichten Zahlen zwischen 1,36 % [Masse] auf dem Löss-Acker EB_BY23 und 6,51 % [Masse] auf der Intensivgrünland-Fläche EB_BY11. Im Mittel war der Gesamtkohlenstoffgehalt im Biotoptyp Intensivgrünland erwartungsgemäß höher als der der anderen beiden Biotoptypen. Der Carbonat-Anteil am Gesamtkohlenstoffgehalt der meisten Untersuchungsflächen war mit Werten < 5 g/kg gering (Arbeitsgruppe Boden 1996). Der Gesamtstickstoffgehalt war auf der Löss-Ackerfläche EB_BY23 am niedrigsten (0,16 % [Masse]), während die Fläche EB_BY11 des Biotoptyps Intensivgrünland den höchsten Gesamtstickstoffgehalt aufwies (0,65 % [Masse]).

Tab. 68: Ergebnisse der bodenkundlichen Messungen Teil I.

Untersuchungs- fläche	Bodenfeuchte /% [Masse]	pH-Wert	C/N- Verhältnis	C _{gesamt} /% [Masse]	N _{gesamt} /% [Masse]	Carbonat /g/kg
EB_BY11	27,5	6,36	10,10	6,51	0,65	3,73
EB_BY12	33,6	5,30	9,96	5,81	0,59	1,18
EB_BY13	25,0	5,73	9,84	4,65	0,47	1,08
Mittelwert	28,7	5,80	9,97	5,66	0,57	2,00
EB_BY21	10,6	6,68	8,06	1,57	0,20	2,47
EB_BY22	14,3	6,22	8,30	1,56	0,19	0,44
EB_BY23	14,3	6,01	8,51	1,36	0,16	0,92
Mittelwert	13,1	6,30	8,29	1,50	0,18	1,28
EB_BY31	15,2	7,29	14,75	3,44	0,24	1,25
EB_BY32	17,1	6,09	9,07	2,67	0,31	0,75
EB_BY33	15,0	5,75	9,18	1,72	0,19	0,13
Mittelwert	15,8	6,38	11,00	2,61	0,25	0,71

(1): Standortname: Almesbach Stallkoppel
Replikat: Grünland 1



Foto: S. Luther

Standortkennung: EB_BY11
Koord. (WGS 84): 50.50398°N/6.32881°E

Standortbeschreibung: Grünland

Vegetationseinheit: *Arrhenatheretalia*-Basalgesellschaft, Fettwiese frischer Standorte

Biotoptyp

BTL D: 34.08.01.01 Intensiv genutztes, frisches Dauergrünland der planaren bis submontanen Stufe

EUNIS: E2.6 Agriculturally-improved, re-seeded and heavily fertilized grassland, including sports fields and grass lawns

Hangneigung: 1°/Süd-Ost

Höhe ü. NHN: 431 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 6,36

Bodenart: Mittel schluffiger Sand (Su3)

Humusform: Nicht angebbar

Cges: 6,51 %

Weitergehende Maßnahmen:

Zu jedem Schnitt ca. 25 m³ Rindergülle mit 6 % TS: Jeweils zum ersten Aufwuchs noch zusätzlich ca. 40 kg N/ha in Form von Kalkammonsalpeter oder Ammonsulfatsalpeter (mit Schwefel); keine Pflanzenschutzmittel

Sonstige Flächeninformationen:

Durchschnittstemperatur: 7,9 °C

Mittl. Niederschlag: 677 mm

Fruchtfolge: Keine (Grasland)

(2): Standortname: Kringell 1 Bergkoppel
Replikat: Grünland 2



Foto: S. Luther

Standortkennung: EB_BY12
Koord. (WGS 84): 50.52131°N/6.34056°E

Standortbeschreibung: Grünland

Vegetationseinheit: *Arrhenatheretalia*-Basalgesellschaft, Fettwiese frischer Standorte

Biotoptyp:

BTL D: 34.08.01.01 Intensiv genutztes, frisches Dauergrünland der planaren bis submontanen Stufe

EUNIS: E2.6 Agriculturally-improved, re-seeded and heavily fertilized grassland, including sports fields and grass lawns

Hangneigung: 0°

Höhe ü. NHN: 421 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 5,30

Bodenart: Sandig-lehmiger Schluff (Uls)

Humusform: Nicht angebbar

Cges: 5,81 %

Weitergehende Maßnahmen:

Jährlich ca. 10 t Kompost/ha + 2 * Gülle, je 18 m³ (ca. 6 % TS)

Sonstige Flächeninformationen:

Durchschnittstemperatur: 8,0 °C

Mittl. Niederschlag: 946 mm

Fruchtfolge: Keine (Grasland)

(3): Standortname: Kringell 2 Legrechtingerwiese
Replikat: Grünland 3



Foto: S. Luther

Standortkennung: EB_BY13
Koord. (WGS 84): 50.55002°N/6.34147°E

Standortbeschreibung: Grünland

Vegetationseinheit: *Arrhenatheretalia*-Basalgesellschaft,
Fettwiese frischer Standorte

Biotoptyp:

BTL D: 34.08.01.01 Intensiv genutztes, frisches
Dauergrünland der planaren bis
submontanen Stufe

EUNIS: E2.6 Agriculturally-improved, re-seeded and
heavily fertilized grassland, including sports
fields and grass lawns

Hangneigung: 5°/Süd

Höhe ü. NHN: 434 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 5,73

Bodenart: Sandig-lehmiger Schluff (Uls)

Humusform: Nicht angebbbar

Cges: 4,65 %

Weitergehende Maßnahmen:

Jährlich ca. 10 t Kompost/ha + 2 * Gülle je 18 m³ (ca. 6 % TS)

Sonstige Flächeninformationen:

Durchschnittstemperatur: 7,8 °C

Mittl. Niederschlag: 951 mm

Fruchtfolge: Keine (Grasland)

(4): Standortname: Schwarzenau Rödersacker
Replikat: Löss-Acker 1



Foto: S. Luther

Standortkennung: EB_BY21
Koord. (WGS 84): 50.54022°N/6.33821°E

Standortbeschreibung: Intensiv bewirtschaftete Ackerfläche

Vegetationseinheit: *Stellarietea*-Basalgesellschaft,
Ackerwildkrautflur

Biotoptyp:

BTL D: 33.04.03 Intensiv bewirtschafteter Acker
auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit stark
verarmter oder fehlender Segetalvegetation

EUNIS: I1.1 Intensive unmixed crops

Hangneigung: 0°

Höhe ü. NHN: 230 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 6,68

Bodenart: sandiger Schluff (Us)

Humusform: Nicht angebbbar

Cges: 1,57 %

Weitergehende Maßnahmen:

Düngemaßnahmen:

26.02.2015: 80 kg N/ha (Yara Sulfan 24N, 6S)

25.03.2015: Biogassubstrat 21 m³/ha, 60 kg N/ha

Sonstige Flächeninformationen (Betreiber):

Durchschnittstemperatur: 9,2 °C

Mittl. Niederschlag: 600 mm

Fruchtfolge: Winterweizen (2013), Zuckerrüben (2014),
Winterweizen (2015)

(5): Standortname: Leiblfling, Haidersberger Acker
vorn; **Replikat:** Löss-Acker 2



Standortkennung: EB_BY22
Koord. (WGS 84): 48,78837°N/12,48265°E

Standortbeschreibung: Intensiv bewirtschaftete Ackerfläche

Vegetationseinheit: *Stellarietea*-Basalgesellschaft,
Ackerwildkrautflur

Biotoptyp:

BTL D: 33.04.03 Intensiv bewirtschafteter Acker auf
Löss-, Lehm- oder Tonboden mit stark
verarmter oder fehlender Segetalvegetation

EUNIS: I1.1 Intensive unmixed crops

Hangneigung: 0°

Höhe ü. NHN: 395 m

Bodentyp: (Para)Braunerde

pH-Wert: 6,22

Bodenart: Sandiger Schluff (Us)

Humusform: Nicht angebbbar

Cges: 1,56%

Weitergehende Maßnahmen:

Pflanzenschutzmittel (2012, 2013, 2014): jeweils Herbizid- und
Fungizideinsatz

Bodenbearbeitung (2012, 2013, 2014): jeweils 2 x Einsatz von
Grubber

Düngemaßnahmen: Klärschlamm + Ammoniumnitrat-Harnstoff-
Lösung (AHL) (2012), AHL + Gülle (2013), 2 x Klärschlamm +
Gülle (2014), AHL + Gülle (2015)

Sonstige Flächeninformationen:

Durchschnittstemperatur: 7-8 °C

Mittl. Niederschlag: 750-850 mm

Fruchtfolge: Weizen (2012), Raps (2013), Weizen (2014),
Weizen (2015)

Regenwurmbeprobung durch die TU München (2009-2011)

(6): Standortname: Scheyern
Replikat: Löss-Acker 3



Standortkennung: EB_BY23
Koord. (WGS 84): 50.56977°N/6.36014°E

Standortbeschreibung: Intensiv bewirtschaftete Ackerfläche

Vegetationseinheit: *Stellarietea*-Basalgesellschaft,
Ackerwildkrautflur

Biotoptyp:

BTL D: 33.04.03 Intensiv bewirtschafteter Acker
auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit stark
verarmter oder fehlender Segetalvegetation

EUNIS: I1.1 Intensive unmixed crops

Hangneigung: 2°/Süd-Ost

Höhe ü. NHN: 462 m

Bodentyp: Braunerde

pH-Wert: 6,01

Bodenart: Sandiger Schluff (Us)

Humusform: Nicht angebbbar

Weitergehende Maßnahmen:

Nicht bekannt.

Sonstige Flächeninformationen:

Durchschnittstemperatur: 8,1 °C

Mittl. Niederschlag: 805 mm

Teil des Versuchsguts Scheyern (langjährige landwirtschaftliche
Erhebungen sowie bodenbiologische Beprobungen auf
Nachbarflächen)

(7): Standortname: Sulzthal
Replikat: Kalk-Acker 1



Foto: S. Luther

Standortkennung: EB_BY31
Koord. (WGS 84): 50.58027°N/6.50202°E

Standortbeschreibung: Extensiv bewirtschaftete Ackerfläche

Vegetationseinheit: *Papaveretalia*-Basalgesellschaft,
 Klatschmohn-Gesellschaft

Biotoptyp:

BTL D: 33.01.01 Extensiv bewirtschafteter
 flachgründiger und skelettreicher Kalkacker
 mit vollständiger Segetalvegetation

EUNIS: I1.2 Arable land with unmixed crops grown
 by low-intensity agricultural methods

Hangneigung: 0°

Höhe ü. NHN: 344 m

Bodentyp: Rendzina

pH-Wert: 7,29

Bodenart: Schwach toniger Schluff (Ut2)

Humusform: Nicht angebbar

Cges: 3,44 %

Weitergehende Maßnahmen:

2012/13: Tiefes Pflügen, einebnen des Gemenges mit Egge vor
 Dinkel, 2013/2014: Unterpflügen der Zwi-schenfrucht und Eggen;
 2014/15: Grubbern, vor Zwischenfrucht tiefes Pflügen, im Frühjahr
 Einebnung mit Eggen.

Sonstige Flächeninformationen:

Durchschnittstemperatur: 8,6 °C

Mittl. Niederschlag: 734 mm

Fruchtfolge: 2013 Wicken-Senf Gemenge gemulcht und
 als Zwischenfrucht nachgebaut Dinkel
 2014 Wicken-Senf Gemenge als
 Zwischenfrucht; 2015 Hafer

(8): Standortname: Großenhül Flur
Replikat: Kalk-Acker 2



Foto: S. Luther

Standortkennung: EB_BY32
Koord. (WGS 84): 50.62629°N/6.41537°E

Standortbeschreibung: Extensiv bewirtschaftete Ackerfläche

Vegetationseinheit: *Papaveretalia*-Basalgesellschaft,
 Klatschmohn-Gesellschaft

Biotoptyp:

BTL D: 33.01.01 Extensiv bewirtschafteter
 flachgründiger und skelettreicher
 Kalkacker mit vollständiger
 Segetalvegetation

EUNIS: I1.2 Mixed crops of market gardens and
 horticulture

Hangneigung: Kuppenlage

Höhe ü. NHN: 512 m

Bodentyp: Rendzina

pH-Wert: 6,09

Bodenart: Schwach toniger Schluff (Ut2)

Humusform: Nicht angebbar

Cges: 2,67 %

Weitergehende Maßnahmen:

Pflug-Kulturegge, Sämaschinen-Walze

Sonstige Flächeninformationen:

Durchschnittstemperatur: 7,4 °C

Mittl. Niederschlag: 891 mm

Fruchtfolge: 2013 Erbsen, 2014 Gerste (Untersaat Klee),
 2015 Klee

2013 Beprobung der Regenwürmer durch LfL (Frau R. Walter)

(9): Standortname: Großenhül In der Huh
Replikat: Kalk-Acker 3



Standortkennung: EB_BY33
Koord. (WGS 84): 50.62028°N/6.49382°E

Standortbeschreibung: Extensiv bewirtschaftete Ackerfläche

Vegetationseinheit: *Papaveretalia*-Basalgesellschaft,
 Klatschmohn-Gesellschaft

Biotoptyp:

BTL D: 33.01.01 Extensiv bewirtschafteter
 flachgründiger und skelettreicher
 Kalkacker mit vollständiger
 Segetalvegetation

EUNIS: 11.2 Mixed crops of market gardens and
 horticulture

Hangneigung: 0°

Höhe ü. NHN: 507 m

Bodentyp: Rendzina

pH-Wert: 5,75

Bodenart: Schwach toniger Schluff (Ut2)

Humusform: Nicht angebar

Cges: 1,72 %

Weitergehende Maßnahmen:

Pflug-Kulturegge, Saat-Walze
 2014: ca. 20 t Pferdemist auf 1,87 ha

Sonstige Flächeninformationen:

Durchschnittstemperatur: 7,5 °C
 Mittl. Niederschlag: 896 mm
 Fruchtfolge: 2013 Winter-Weizen, 2014 Erbsen,
 2015 Triticale

Da auf den Untersuchungsflächen mit höherem Gesamtkohlenstoffgehalt auch ein höherer Gesamtstickstoffgehalt gemessen wurde, ergaben die jeweiligen C/N-Verhältnisse jedoch relativ ähnliche Werte zwischen 8,06 (Löss-Acker EB_BY21) und 14,75 (Kalk-Acker EB_BY31).

Die Messungen der Korngrößenverteilungen ergaben, dass der Anteil des Schluffes auf allen Untersuchungsflächen mit Werten zwischen 55,9% (Intensivgrünland EB_BY13) und 81,3% (Kalk-Acker EB_BY33) am größten war. Die Bodenart der einzelnen Untersuchungsflächen war somit als Schluff mit unterschiedlichen Ton-, Lehm- und Sandanteilen zu bezeichnen (Tab. 69 und Arbeitsgruppe Boden 1996). Die einzige Ausnahme bildete der Intensivgrünland-Standort EB_BY11, der mit einem Sandanteil von 58,9% als mittel schluffiger Sand anzusehen ist.

Die Ellenbergzahlen der nachgewiesenen Pflanzenarten wurden in Tab. 70 zusammengefasst. Entsprechend der gemessenen mäßig sauren bis schwach alkalischen pH-Werte liegen sie alle im basischen Bereich. Die Stickstoffzahlen entsprechen eutrophen Standortbedingungen, und die Feuchtezahl weist auf frische Habitate hin. Die Ellenbergzahlen zeigen Offenland entsprechend Volllicht-Verhältnisse an und liegen im (mäßig) warmen Temperaturbereich.

7.3.2 Vegetationskundliche Aufnahme

7.3.2.1 *Arrhenatheretalia*-Basalgesellschaft (Fettwiese frischer Standorte)

Formation:

VII. Tritt- und Flutrasen,
 Rasengesellschaften des
 Wirtschaftsgrünlandes, Graudünen,
 Halbtrockenrasen und Magerrasen,
 Hochgebirgsrasen

Klasse:

Molinio-Arrhenatheretea Tx. 1937
 Gesellschaften des
 Wirtschaftsgrünlandes

Ordnung:

Arrhenatheretalia Tx. 1931, Fett-
 oder Frischwiesen und –weiden
 sowie Vielschur-Rasen

Typ:

Arrhenatheretalia-Basalgesellschaft,
 Fettwiese frischer Standorte

Biotoptyp

BTL D: 34.08.01.01 Intensiv genutztes,
 frisches Dauergrünland der planaren
 bis submontanen Stufe

EUNIS:

E2.6 Agriculturally-improved, re-
 seeded and heavily fertilized
 grassland, including sports fields and
 grass lawns

Die *Arrhenatheretalia* fassen alle Wirtschaftsgrünländer d. h. Wiesen und Weiden frischer Standorte. Zugehörige Bestände bilden die produktivsten Futterwiesen und Viehweiden und sind somit in der modernen Landwirtschaft weit verbreitet. Die intensive Nutzung, d. h. Düngung und/oder Umbruch und Neueinsaat, führt zu einer starken Verarmung und somit zu fragmentarischen Beständen (Dierschke 1997). Die im Projekt untersuchten Flächen EB_BY11, EB_BY12 und EB_BY13 gehören alle zu einem intensiv genutzten Grünlandtyp (**Tab. 71**), der weitgehend artenarm an Wiesen- und Weidenarten ist und somit als *Arrhenatheretalia*-Basalgesellschaft eingestuft wird. In allen Aufnahmen ist eine Grasart der Gattung *Lolium* dominant. *L. multiflorum* ist als Einsaatgras bekannt. Die geringe Artenzahl in der Fläche EB_BY11 zeigt ebenso einen stark fragmentarischen Charakter, vermutlich durch eine Einsaat in der Vergangenheit.

7.3.2.2 *Stellarietea mediae*-Basalgesellschaft (Ackerwildkrautflur auf Löss)

Formation:	III. Therophytenreiche Pioniervegetation (mit Ausnahme des unmittelbaren Küstenbereiches)
Klasse:	<i>Stellarietea mediae</i> Tx. et al. ex von Rochow 1951 Ackerwildkrautfluren und ruderales Einjährigen-Gesellschaften
Typ:	<i>Stellarietea</i> -Basalgesellschaft, Ackerwildkrautflur
Biotoptyp	
BTL D:	33.04.03 Intensiv bewirtschafteter Acker auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation
EUNIS:	II.1 Intensive unmixed crops

Tab. 69: Ergebnisse der bodenkundlichen Messungen Teil II, Korngrößenverteilung (in Masse-%) und Bodenart. Su3: mittel schluffiger Sand; Uls: sandig-lehmiger Schluff; Us: sandiger Schluff; Ut2: schwach toniger Schluff (Arbeitsgruppe Boden 1996).

Untersuchungs-fläche	Korngrößenverteilung			Bodenart
	Ton /%	Schluff /%	Sand /%	
EB_BY11	7,4	33,8	58,9	Su3
EB_BY12	11,0	58,9	30,1	Uls
EB_BY13	9,2	55,9	34,9	Uls
EB_BY21	7,8	76,1	16,1	Us
EB_BY22	7,0	75,1	17,9	Us
EB_BY23	7,0	75,1	17,9	Us
EB_BY31	9,5	79,6	10,9	Ut2
EB_BY32	9,5	80,7	9,8	Ut2
EB_BY33	8,4	81,3	10,4	Ut2
EB_BY32	17,1	6,09	9,07	2,67
EB_BY33	15,0	5,75	9,18	1,72

Tab. 70: Mediane der Ellenbergzahlen für die Bodenreaktion, den Stickstoffgehalt sowie die Feuchte-, Licht- und Temperaturbedingungen auf den Untersuchungsflächen in Bayern.

		Reaktion	Stickstoff	Feuchte	Licht	Temperatur
Intensiv-grünland	EB_BY11	7,0	7,0	5,0	7,0	5,0
	EB_BY12	7,0	6,0	5,0	7,0	5,5
	EB_BY13	6,0	6,5	5,0	7,5	5,5
Löss-Acker	EB_BY21	-	-	-	-	-
	EB_BY22	7,0	7,0	5,0	6,0	-
	EB_BY23	6,5	8,0	5,5	7,0	6,0
Kalk-Acker	EB_BY31	7,0	6,5	4,5	7,0	6,0
	EB_BY32	7,0	7,0	5,0	7,0	5,0
	EB_BY33	7,0	7,0	5,0	7,0	5,0

Reaktion		Stickstoff		Feuchte		Licht		Temperatur	
sauer	0-4,0	mager	0-4,0	trocken	0-4,0	schattig	0-4,0	kühl	0-4,0
neutral	4,1-5,5	mäßig	4,1-5,5	frisch	4,1-5,5	halblucht	4,1-5,5	mäßig warm	4,1-5,5
basisch	5,6-10	eutroph	5,6-10	feucht	5,6-10	volllicht	5,6-10	warm	5,6-10

Die systematische Trennung der Ackerunkroutgesellschaften ist heute aufgrund der nivellierenden Wirkung der Stickstoffdüngung sowie dem Pestizideinsatz auf den Ackerstandorten meist nicht mehr durchzuführen. Zudem führten eine verbesserte Saatgutreinigung sowie ein zunehmender Fruchtwechsel zur Vereinheitlichung der Wildkrautvegetation (Pott 1992). Die untersuchten Flächen auf den Löss-Äckern in Bayern, EB_BY21, EB_BY22 und EB_BY23, zeigten eine sehr gering ausgeprägte Wildkrautvegetation (Tab. 72), was auf deren intensive Bekämpfung an den Standorten zurückzuführen ist. Aufgrund des sehr spärlichen Bewuchses kann die Vegetation nur sehr allgemein als *Stellarietea*-Basalgesellschaft bezeichnet werden. Beeindruckend ist, dass auf Fläche EB_BY21 keine einzige Wildkrautart neben der Kulturart gefunden werden konnte, wobei auf den beiden anderen Flächen zumindest Einzelexemplare anderer Arten aufgefunden wurden. Alle Flächen können als sehr intensiv bewirtschaftet eingestuft werden.

6.3.2.2 *Papaveretalia*-Basalgesellschaft (Klatschmohn-Gesellschaft)

Formation:	III. Therophytenreiche Pioniervegetation (mit Ausnahme des unmittelbaren Küstenbereiches)
Klasse:	<i>Stellarietea mediae</i> Tx. et al. ex von Rochow 1951 Ackerwildkrautfluren und ruderalen Einjährigen-Gesellschaften
Unterklasse:	<i>Violenae arvensis</i> Hüppe & Hofmeister 1990
Ordnung:	<i>Papaveretalia rhoeadis</i> Hüppe & Hofmeister 1990
Typ:	<i>Papaveretalia</i> -Basalgesellschaft, Klatschmohn-Gesellschaft
Biotoptyp	
BTL D:	33.01.01 Extensiv bewirtschafteter flachgründiger und skelettreicher Kalkacker mit vollständiger Segetalvegetation
EUNIS:	I1.2 Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods

Die Flächen EB_BY31, EB_BY32 und EB_BY33 können als Klatschmohn-Basalgesellschaft bezeichnet werden (Tab. 73). Es handelt sich im vegetationskundlichen Sinne um eine Winter- und Sommerfruchtgesellschaft auf basenreichen Böden. Die Zuordnung der Vegetation ist nur sehr schwach, da kennzeichnende Arten der Ordnung

wie *Papaver rhoeas*, *Sinapis arvensis* *Veronica persica* etc. nur mit wenigen Einzelexemplaren aufzufinden waren. Insgesamt konnten auf den zugehörigen Flächen zwischen 12 und 15 Wildkrautarten gefunden werden. Die höchsten Deckungsgrade der Wildkräuter wurden auf EB_NW32 festgestellt. Hier erreichte die Kamille einen Deckungsgrad von 26 % und die Bastard-Luzerne 50 %.

7.4 Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Bodentiergruppen

7.4.1 Oribatida

7.4.1.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf allen untersuchten Flächen 2055 Individuen aus 43 Arten nachgewiesen (vgl. Tab. 74). Die entsprechenden Rohdaten sind dem Anhang (Tab. Anhang 1, 36-38) zu entnehmen.

Der individuenreichste Biotoptyp war das Intensivgrünland (insgesamt 833 Individuen an allen drei Standorten), der individuenärmste der Löss-Acker (insgesamt 526 Tiere auf den drei Flächen). Innerhalb der Biotypen unterschieden sich die Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Individuenzahlen teilweise deutlich: So wurden beispielsweise auf den Löss-Äckern zwischen 43 (EB_BY22) und 381 (EB_BY21) Oribatiden erfasst. Beim Vergleich der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme fällt auf, dass im Frühjahr auf allen Flächen weniger Individuen gezählt wurden als im Herbst.

Die Artenzahl lag zwischen insgesamt 16 (Kalk-Äcker) und 29 (Intensivgrünländer) Arten. Die häufigste Art der Untersuchung war *Oppeilla nova* (584 Individuen), gefolgt von *Tectocephus group velatus* (559 Individuen), *Zygoribatula excavata* (329 Individuen), *Scheloribates laevigatus* (129 Individuen) und *Scheloribates holsaticus* (120 Individuen). Diese fünf häufigsten Arten machten somit 84 % aller gefangenen Individuen aus. 26 Arten wurden als Einzelindividuen nachgewiesen (siehe Tab. Anhang 36-38).

7.4.1.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen der Biotypen

Die sortierte Kreuztabelle (Tab. 75) zeigt, dass für keinen der drei Biotypen Intensivgrünland, Löss-Acker oder Kalk-Acker eine Kennartengruppe identifiziert werden konnte, da keine der nachgewiesenen Arten ausschließlich innerhalb eines Biotyps stetig vorkam. Anhand der vorliegenden Daten konnten auch keine sonstigen edaphischen Artengruppen ermittelt werden. Beim Vergleich der Ergebnisse dieser Untersuchung

Tab. 71: *Arrhenatheretalia*-Basalgesellschaft (Fettwiese frischer Standorte).

Standort	EB_BY11	EB_BY12	EB_BY13
Artenzahl	9	14	11
Ordnung: Arrhenatheretalia			
<i>Achillea millefolium</i> L.	.	+	1
<i>Bellis perennis</i> L.	.	1	1
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1	.	.
Klasse: Molinio-Arrhenatheretalia			
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	2	2	3
<i>Cardamine pratensis</i> L.	.	1	.
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	.	+	.
<i>Poa pratensis</i> L.	.	1	2
<i>Ranunculus acris</i> L.	.	.	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	1	+	2
<i>Trifolium repens</i> L.	.	2	2
Begleitarten			
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	+	.	.
<i>Lamium purpureum</i> L.	+	.	.
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	3	1	.
<i>Lolium perenne</i> L.	.	3	3
<i>Plantago lanceolata</i> L.	.	+	1
<i>Poa trivialis</i> L.	3	.	.
<i>Ranunculus ficaria</i> L.	.	1	.
<i>Ranunculus repens</i> L.	.	1	1
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	1	1	1
<i>Stellaria media</i> agg.	1	.	.

Tab. 72: *Stellarietea mediae* -Basalgesellschaft (Ackerwildkrautflur auf Löss); Löss-Acker ohne Wildkräuter (EB_BY21), wildkrautärmer Löss-Acker (EB_BY22, EB_BY23).

Standort	EB_BY11	EB_BY12	EB_BY13
Artenzahl	1	5	6
Kulturpflanze			
<i>Triticum aestivum</i>	5	5	5
Begleitarten			
<i>Beta vulgaris</i> L. agg.	.	+	.
<i>Cirsium juvenil</i> spec.	.	.	+
<i>Galium aparine</i> L.	.	.	1
<i>Matricaria</i> spec.	.	+	.
<i>Poa annua</i> L.	.	.	+
<i>Spinacia oleracea</i>	.	+	.
<i>Veronica hederifolia</i> L.	.	.	+
<i>Veronica persica</i> Poir.	.	+	+

mit denen der gesamten Länderstudie (Kap. 5, 6, 8) ist jedoch eine Artengruppe um *Suctobelbella sarekensis* zu erkennen, die auf den Grünländern (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, Halbtrockenrasen) in Sachsen-Anhalt stetig vorkommt (Edaphobase 2018). Diese Arten treten, wenn auch weniger stetig, in den intensiv bewirtschafteten Grünlandflächen dieser Studie (**Tab. 75**) auf und sind daher als Grundarten der Grünländer zu bewerten. Allerdings wird durch diesen Vergleich deutlich, dass die für die extensiv bewirtschafteten Grünländer typischen

Arten auf den intensiv bewirtschafteten Flächen weniger abundant und stetig vorkommen. Die Art *Nanhermannia nana* wurde in der vorliegenden Studie ausschließlich in den intensiv bewirtschafteten Grünländern nachgewiesen. Sie ist in der Gesamtheit der Länderstudien jedoch als Begleitart eingestuft worden, so dass sie auch in der vorliegenden Studie als solche gewertet wurde. Die Art *Zygoribatula excavata* zeigt ein Schwerpunktorkommen auf den Löss-Äckern und wurde auch auf einer Kalk-Ackerfläche (EB_BY31) mit 16 Individuen nachgewiesen

Tab. 73: *Papaveretalia*-Basalgesellschaft (Klatschmohn-Gesellschaft), wildkrautarmer Kalk-Acker.

Standort	EB_BY31	EB_BY32	EB_BY33
Artenzahl	15	12	12
Kulturpflanze			
<i>Avena sativa</i>	2	.	.
<i>Hordeum vulgare</i>	.	2	.
<i>Triticum aestivum</i> x <i>Secale cereale</i>	.	.	4
Ordnung: <i>Papaveretalia rhoeadis</i>			
<i>Papaver rhoeas</i> L.	+	.	.
<i>Sinapis</i> spec.	+	.	+
<i>Veronica persica</i> Poir.	+	+	1
<i>Thlaspi arvense</i> L.	.	.	+
<i>Geranium dissectum</i> L.	+	.	.
Unterklasse <i>Violenea</i>			
<i>Viola arvensis</i> Murray	.	1	.
<i>Lamium purpureum</i> L.	.	+	1
<i>Veronica arvensis</i> L.	.	1	.
Begleitarten			
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	.	.	+
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	+	+	.
<i>Galium aparine</i> L.	+	.	1
<i>Geranium molle</i> L.	.	.	+
<i>Geranium pusillum</i> Burm.f.	+	.	.
<i>Matricaria</i> spec.	+	3	.
<i>Medicago</i> x <i>varia</i> Martyn	.	3	.
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel ex Schult.	.	1	.
<i>Poa annua</i> L.	.	.	1
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	+	.	.
<i>Ranunculus acris</i> L.	+	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	.	1	+
<i>Senecio jacobaea</i> L.	+	.	.
<i>Silene latifolia</i> Poir.	+	.	.
<i>Stellaria media</i> agg.	.	+	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	+	1	.
<i>Veronica hederifolia</i> L.	1	.	1

Tab. 74: Arten- und Individuenzahlen der Oribatiden.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Intensiv- grünland	BY11	Frühjahr	95	238		7	11	
		Herbst	143			8		
	BY12	Frühjahr	35	472	833	5	11	29
		Herbst	437			8		
	BY13	Frühjahr	47	123		13	16	
		Herbst	76			6		
Löss-Acker	BY21	Frühjahr	56	381		7	9	
		Herbst	325			6		
	BY22	Frühjahr	7	43	526	3	6	19
		Herbst	36			4		
	BY23	Frühjahr	35	102		5	9	
		Herbst	67			6		
Kalk-Acker	BY31	Frühjahr	128	320		7	10	
		Herbst	192			8		
	BY32	Frühjahr	10	250	696	1	4	16
		Herbst	240			4		
	BY33	Frühjahr	40	126		5	7	
		Herbst	86			5		
Bayern 2015			Individuenzahl gesamt: 2055		Artenzahl gesamt: 43			

Tab. 75: Sortierte Kreuztabelle der Hornmilben (Oribatida); Angaben in Individuen/m².

	lfd. Nr. 1: Almesbach Stallkoppel	lfd. Nr. 4: Schwarzenau Rödersacker	lfd. Nr. 7: Sulzthal
	lfd. Nr. 2: Kringell 1 Büchelberger Wiese	lfd. Nr. 5: Leiblfing	lfd. Nr. 8: Großenhül Flur
	lfd. Nr. 3: Kringell 2 Prag	lfd. Nr. 6: Scheyern	lfd. Nr. 9: Großenhül In der Huh
	Intensivgrünland 34.08.01.01	Löss-Acker 33.04.03	Kalk-Acker 33.01.01
Flächenkürzel Edaphobase	EB_BY11 EB_BY12 EB_BY13	EB_BY21 EB_BY22 EB_BY23	EB_BY31 EB_BY32 EB_BY33
lfd. Nr.:	1 2 3	4 5 6	7 8 9
Grundarten der Grünländer			
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	16	16	.
<i>Eupelops occultus</i>	140	.	.
Grundarten intensive Nutzung			
<i>Zygoribatula excavata</i>	16	62	4709
Begleitarten			
Begleiter mit hoher Stetigkeit			
<i>Tectocephus group velatus</i>	47	16	917
<i>Oppiella</i> (O.) <i>nova</i>	1181	6559	544
sonstige Begleiter			
<i>Oribatida</i> juvenil	16	47	.
<i>Microppia minus</i>	16	466	.
<i>Scheloribates laevigatus</i>	109	47	.
<i>Achipteria coleoprata</i>	.	31	16
<i>Dissorhina ornata</i>	.	16	47
<i>Punctoribates punctum</i>	16	.	1181
<i>Oribatida</i> spec.	16	.	78

Zusätzlich (zwei Untersuchungsflächen): Brachychthoniidae (2:31; 3:16), *Limnozetes ciliatus* (1:16; 5:16), *Lucoppia burrowsi* (4:62; 7:762), *Microtrititia minima* (2:16; 9:16), *Nanhermannia nana* (1:31; 2:16), *Oppiella* (O.) *falcata* (3:16; 6:16), *Ramusella insculpta* (4:311; 7:31), *Suctobelbella subcornigera* (2:31; 4:31)

Zusätzlich (eine Untersuchungsfläche): *Adoristes ovatus* (2:16), *Ceratozetes mediocris* (1:342), *Ceratozetes minimus* (6:31), *Chamobates voigtsi* (5:16), *Conchogneta dalecarlica* (6:16), *Eniochthonius minutissimus* (3:31), *Eueremaeus* cf. *oblongus* (8:16), *Eupelops plicatus* (3:47), *Eupelops torulosus* (3:47), *Galumna flagellata* (3:16), *Hoplophthiracarus illinoisensis* (3:16), *Hermanniella punctulata* (3:16), *Hypochthonius luteus* (3:16), *Micreremus brevipes* (9:16), *Mucronothrus nasalis* (8:16), *Oppiella* (R.) *obsoleta* (6:16), *Pantelozetes paolii* (1:31), *Platynothrus peltifer* (3:16), *Porobelba spinosa* (3:16), *Protoribates capucinus* (4:16), *Punctoribates hexagonus* (2:16), *Scheloribates holsaticus* (1:1865), *Scheloribates latipes* (9:653), *Sellnickochthonius immaculatus* (7:16), *Suctobelbella falcata* (4:16), *Zetorchestes falzonii* (6:16)

Tab. 76: Oribatiden-Art des Biotoptyps artenarmes Intensivgrünland, deren Indikatorwert bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechende relative Abundanz und Frequenz. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.08.01.01	artenarmes Intensivgrünland			
<i>Oppliella nova</i>	0,91	0,04	0,91	1,00

(**Tab. Anhang 38**). Zudem wurden wenige Individuen auf zwei Intensivgrünländern gefangen. In der Gesamtheit der Länderstudien (Kap. 5, 6, 8) wurde die Art nahezu ausschließlich auf diesen intensiv bewirtschafteten Flächen in Bayern nachgewiesen und wurde daher als schwache Grundart der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung eingestuft.

Die Auswertung der Daten mit der Indikatorartenanalyse (ISA) ergab eine Indikatorart (*Oppliella nova*) für das artenarme Intensivgrünland (**Tab. 76**). Da diese Art jedoch auch auf den Ackerstandorten, wenn auch in geringerer Abundanz, vorkam, wurde sie nicht als Kennart für diesen Biotoptyp gewertet. Zudem ist entsprechend der Datenlage in Edaphobase (Abfrage der Datenbank mit dem Statistik-Tool Edaphoclass am 01.02.2018, **Tab. 77**, Hausen et al. 2017) *Oppliella nova* die stetigste Art an Ackerstandorten. Dieses Beispiel zeigt, dass die ISA stärker die Abundanz der Arten in die Analyse einbezog, und in der sortierten Kreuztabelle der Fokus auf der Präsenz/Absenz der Arten lag. Zudem floss Hintergrundwissen zu den Arten in die Sortierung der Kreuztabelle ein.

Die Korrespondenzanalyse (CA) der Oribatidendaten ergab eine schwache Auftrennung der Biotoptypen anhand der Artenspektren. Dabei waren die Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen jedoch teilweise größer als die Unterschiede zwischen den Biotoptypen und es sind Überlappungen zu erkennen (**Abb. 74**).

Eine vorab durchgeführte Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) gab den Sand-, Schluff- und Tongehalt des Bodens sowie die Höhenlage als erklärende Umweltvariablen aus. Allerdings korrelierten die Umweltvariablen nur in geringerem Maße mit der ersten Achse des Diagramms bzw. mit dem den Daten zugrundeliegenden Gradienten, der den größten Erklärungsgehalt aufweist. Zudem ist jeder der drei Parameter (Sand-, Schluff- und Tongehalt des Bodens) mit den jeweils anderen korreliert. Obgleich daher der Erklärungsgehalt dieser Umweltparameter als eher schwach einzustufen ist, weist die Analyse auf den Einfluss der Bodenart auf die Oribatiden-Zönose hin. Die Höhenlage als erklärende Umweltvariable ist vermutlich eine zufällige Korrelation mit einem anderen, nicht in die Analyse eingeflossenen Faktor, wie z. B. dem untersuchten Gebiet, da die Biotoptypen in unterschiedlichen geografischen Regionen und damit auch auf unterschiedlicher Höhenlage lokalisiert sind.

Tab. 77: Stetigste Oribatidenarten der Biotoptypen 34. (Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte) und 33. (Ackerland und Brachen) (Biotoptypen 1. Ordnung nach Riecken et al. 2003). Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 01.02.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps (Frequenz).

Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte	
(Code: 34.), 32 Standorte	Frequenz
<i>Tectocephus velatus</i> (Michael, 1880)	0,9
<i>Eupelops occultus</i> (C. L. Koch, 1835)	0,9
<i>Liebstadia similis</i> (Michael, 1888)	0,8
<i>Puncatoribates punctum</i> (C. L. Koch, 1839)	0,8
<i>Oppliella nova</i> (Oudemans, 1902)	0,8
<i>Achipteria coleoptrata</i> (Linné, 1758)	0,7
<i>Trichoribates novus</i> (Sellnick, 1928)	0,7
<i>Scheloribates laevigatus</i> (C. L. Koch, 1835)	0,6
<i>Ceratozetes mediocris</i> Berlese, 1908	0,6
<i>Scheloribates latipes</i> (C. L. Koch, 1844)	0,6
Acker und Brache	
(Code: 33), 6 Standorte	Frequenz
<i>Oppliella nova</i> (Oudemans, 1902)	0,8
<i>Tectocephus velatus</i> (Michael, 1880)	0,7
<i>Puncatoribates punctum</i> (C. L. Koch, 1839)	0,7
<i>Oppliella falcata</i> (Paoli, 1908)	0,7
<i>Dissorhina ornata</i> (Oudemans, 1900)	0,5
<i>Achipteria coleoptrata</i> (Linné, 1758)	0,3
<i>Scheloribates laevigatus</i> (C. L. Koch, 1835)	0,3
<i>Oribatula tibialis</i> (Nicolet, 1855)	0,3
<i>Atropacarus striculus</i> (C. L. Koch, 1835)	0,3
<i>Chamobates voigtsi</i> (Oudemans, 1902)	0,3

7.4.1.3 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Da das Artenspektrum der Oribatiden kein differenziertes Muster bzw. keine deutliche Ausbildung von Kennarten- oder edaphischen Gruppen bildet (siehe Kap. 7.4.1.2), wird auf eine Charakterisierung der einzelnen Biotoptypen verzichtet.

Insgesamt besteht das vorgefundene Artenspektrum aus zwei hoch stetigen und abundanten Arten (*Oppliella*

nova, *Tectocephus* group *velatus*), zwei sehr schwachen Grundartengruppen sowie sonstigen Begleitern. Verglichen mit den Artenspektren anderer Studien, wie z. B. den Länderstudien aus Sachsen, Sachsen-Anhalt oder dem Nationalpark Eifel (Kap. 5, 6, 8, Edaphobase 2018), scheinen die Lebensgemeinschaften der beiden untersuchten Äcker und des Intensivgrünlands nahezu ausschließlich aus Begleitarten zu bestehen; differenzierende Artengruppen fehlen weitgehend.

Mit Hilfe des Analyse-Tools Edaphoclass wurde die Datenbank Edaphobase hinsichtlich der stetigsten Arten innerhalb der Biotoptypen 1. Ordnung (Ackerland und Brache (33.) und Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (34.), Riecken et al. 2003) abgefragt (siehe **Tab. 77**). Der Vergleich des in dieser Studie ermittelten Artenspektrums mit den häufigsten Acker/Brachland- und Grünland-Taxa

zeigte, dass jeweils acht der 10 häufigsten Arten auch in dieser Studie gefunden wurden. Insbesondere die beiden stetigsten und individuenreichsten Arten der vorliegenden Studie, *Oppeilla nova* und *Tectocephus* group *velatus*, gehören biotopübergreifend zu den häufigsten Arten der beiden Offenland-Lebensräume.

Vier der gefangenen Arten zeigten in geringem Maße ein Schwerpunktorkommen an: *Nanhermannia nana*, *Suctobelbella sarekensis* und *Eupelops occultus* kamen nur in den Intensivgrünländern, und *Zygoribatula excavata* kam vermehrt auf den Ackerflächen vor (siehe Kap. 7.4.1.2, **Tab. 75**). Entsprechend der bestehenden Literatur gelten *N. nana* und *S. sarekensis* als eurytope Arten mit breitgefächelter Habitatpräferenzen, *E. occultus* und *Z. excavata* dagegen werden als typische Arten des Grünlands bzw. Wirtschaftsgrünlands beschrieben (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann

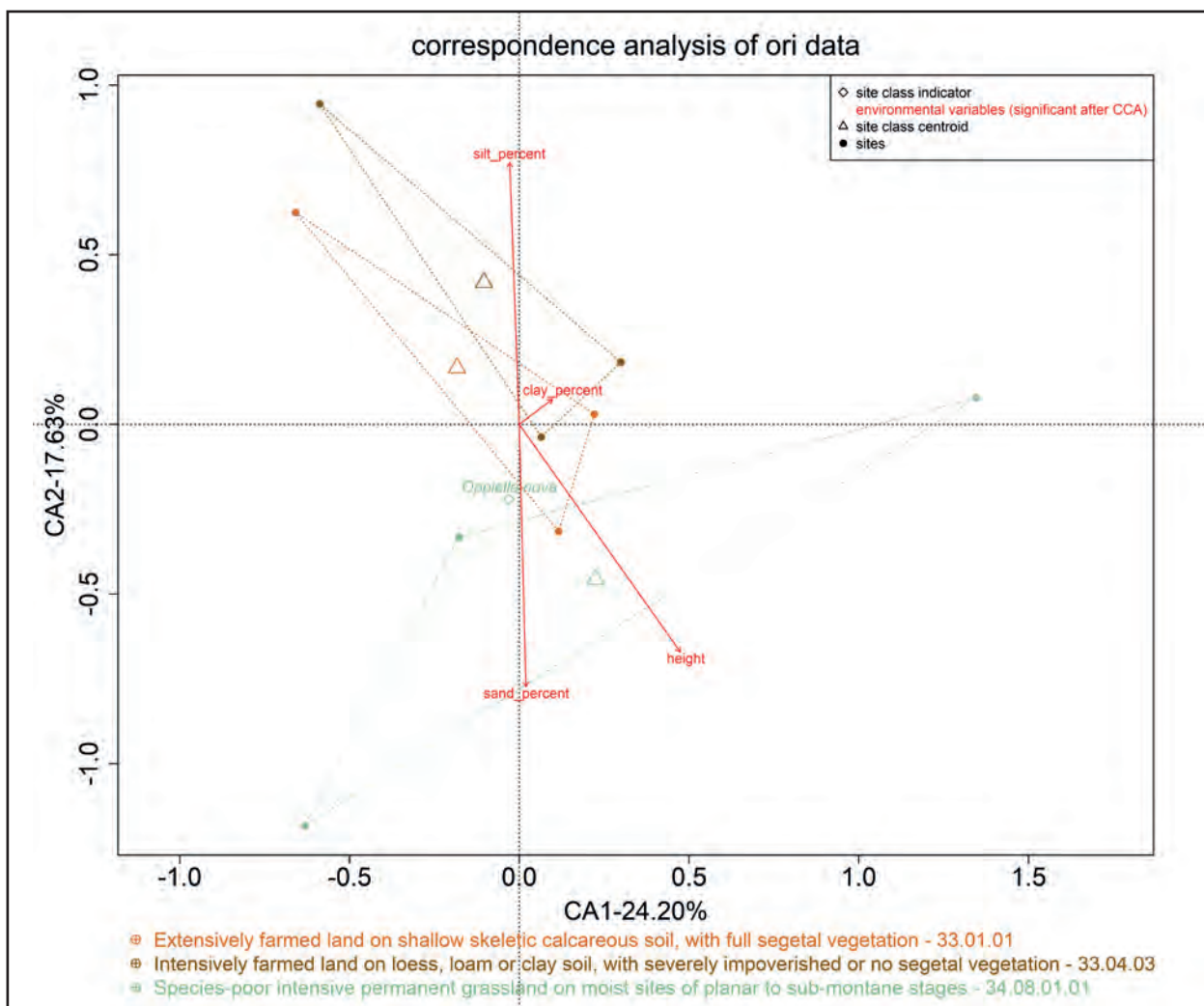


Abb. 74: Korrespondenzanalyse (CA) der Oribatidendaten der Biotoptypen Kalk-Acker (rostrot), Löss-Acker (braun) und artenarmes Intensivgrünland (graugrün) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart aus der Indikatorartenanalyse; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

2006). Auch eine Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) zeigt die deutliche Präferenz von *E. occultus* für Grünlandstandorte an (Abb. 75).

Verglichen mit anderen Untersuchungen und Standorten sind die Biotoptypen dieser Studie bezüglich ihrer Oribatiden-Lebensgemeinschaft als verarmt einzustufen (vgl. Kap. 5, 6, 8, Edaphobase 2018). Da kein deutliches Muster bzw. keine differenzierenden Gruppierungen identifiziert werden können, sind die Oribatiden, zumindest entsprechend dieses Datensatzes, zur Charakterisierung verschiedener Intensivgrünland- und Acker-Lebensraumtypen kaum geeignet.

7.4.2 Collembola

7.4.2.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf allen untersuchten Flächen 10.626 Individuen aus 38 Arten nachgewiesen (vgl. Tab. 78). Ähnlich wie bei den Oribatiden war das Intensivgrünland der individuenreichste Biotyp (insgesamt 5.839 Individuen an den drei Standorten), gefolgt vom Kalk- (2.880 Individuen) und Löss-Acker (1.907 Individuen).

Für die höheren Individuenzahlen der Collembolen im Intensivgrünland ist vermutlich das geringere Störungsregime im Vergleich zu den Ackerflächen verantwortlich. Allerdings unterschieden sich die Fangzahlen der drei Intensivgrünlandflächen deutlich: Auf der Fläche EB_BY11 wurden 3.395 Collembolen erfasst, wohingegen die Fangzahlen auf den Flächen EB_BY12 (815 Individuen) und EB_BY13 (1.629 Individuen) deutlich niedriger lagen. Beim Vergleich der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme fiel auf, dass im Intensivgrünland auf allen drei Flächen im Herbst mehr Individuen erfasst wurden als im Frühjahr – auf den Kalk-Ackerflächen dagegen war das Muster durchgängig gegenläufig.

Die Artenzahl unterschied sich nur geringfügig zwischen den Biotoptypen, mit dem höchsten Wert im Intensivgrünland (insgesamt 26 Arten). Die Individuenzahlen der fünf häufigsten Arten der Untersuchung waren sehr ähnlich (*Lepidocyrtus cyaneus*: 1.726 Individuen, *Parisotoma notabilis*: 1.462 Individuen, *Lepidocyrtus lanuginosus*: 1.085 Individuen, *Folsomia quadrioculata*: 1.060 Individuen, *Folsomia manolachei*: 1.015 Individuen). Zusammen mit der Artengruppe *Isotoma viridis* group (1.160 Individuen) machten diese Arten 71 % aller gefangenen Individuen aus (siehe Tab. Anhang 2, 39-41).

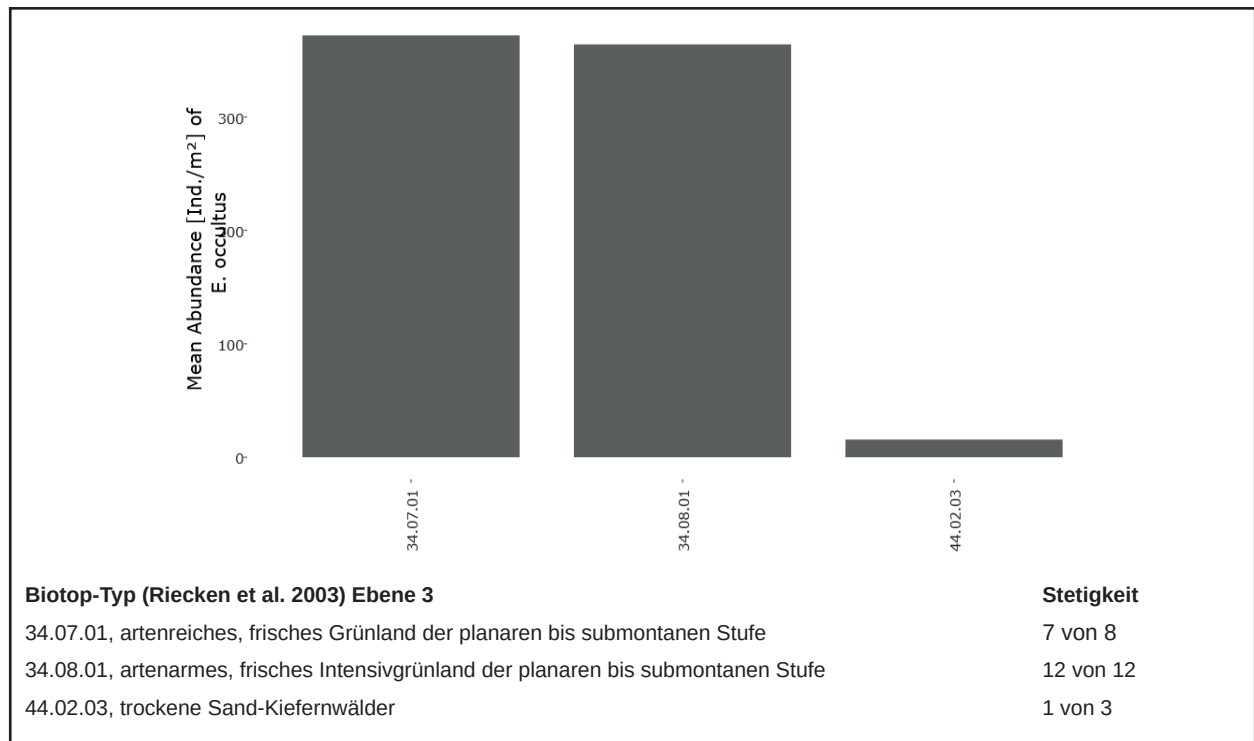


Abb. 75: *Eupelops occultus*: Biotoptypen, in denen *E. occultus* nachgewiesen wurde (20 Nachweise auf 116 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die mittlere Abundanz (Individuen/m²) innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der untersuchten Flächen dieser Studie. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 22.03.2018).

Tab. 78: Arten- und Individuenzahlen der Collembola auf den Untersuchungsflächen in Bayern.

			Individuenzahlen		Artenzahlen		
Intensiv- grünland	BY11	Frühjahr	1068	3395	5839	15	17
		Herbst	2327			11	
	BY12	Frühjahr	304	815	5839	9	16
		Herbst	511			13	
	BY13	Frühjahr	782	1629		15	18
		Herbst	847			13	
Löss-Acker	BY21	Frühjahr	381	565	1907	10	16
		Herbst	184			14	
	BY22	Frühjahr	152	417	1907	13	20
		Herbst	265			13	
	BY23	Frühjahr	228	925		8	13
		Herbst	697			11	
Kalk-Acker	BY31	Frühjahr	282	503	2880	10	17
		Herbst	221			15	
	BY32	Frühjahr	809	1244	2880	12	14
		Herbst	435			12	
	BY33	Frühjahr	779	1133		13	19
		Herbst	354			17	
Bayern		2015	Individuenzahl gesamt: 10626		Artenzahl gesamt: 38		

7.4.2.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Kritische/seltene Collembolenarten wurden in dieser Studie nicht nachgewiesen. Interessant ist das Auftreten der Art *Folsomia candida* in den Intensivgrünländern und vereinzelt in den Löss-Äckern. Diese Art wird häufig als Testorganismus für verschieden Laborstudien genutzt (z. B. in der Ökotoxikologie).

7.4.2.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biototypen in Bayern

Kennarten

In Bayern konnten keine speziellen Kennarten innerhalb der Collembolen für die untersuchten Biotypen (Intensivgrünland, Löss-Acker, Kalk-Acker) nachgewiesen werden (siehe **Tab. 79**). Zumindest konnten aber zwei Grundarten für Grünländer (*Mesaphorura macrochaeta* und *Friezea mirabilis*) identifiziert werden, die in dieser Untersuchung entsprechend in den Intensivgrünländern auftraten. *Mesaphorura macrochaeta* konnte auch in anderen Untersuchungen in Grünlandhabitaten nachgewiesen werden (vgl. z. B. Salamon et al. 2004). Ein weiterer Verbreitungsschwerpunkt dieser Art sind Wälder (siehe z. B. Albers 1996, Salamon 2001). *Friezea mirabilis*

ist eine vorwiegend räuberische Collembolenart, die sich z. B. von Rotatorien, Tardigraden, Proturen oder Eiern anderer Collembolen ernährt (Petersen 1971, Usher & Booth 1984, Palacios-Vargas & Acosta 1994) - hier könnte das potentielle Beutespektrum in Grünländern wesentlich günstiger sein als z. B. in Ackerflächen.

Bezogen auf die Säuregruppen können *Orchesella villosa* als Grundart für basische Ackerstandorte und *Pseudosinella alba* als Grundart für basenreiche Grünland- und Ackerstandorte eingestuft werden. *Pseudosinella alba* tritt auch in anderen Untersuchungen verstärkt auf basenreichen Standorten auf, wie Ackerflächen auf fruchtbaren Auelehmböden (Christiansen 2000) oder Grasländern auf kalkreichem Untergrund (z. B. im Schweizer Jura, siehe Salamon et al. 2004). Christiansen (2000) konnte *Orchesella villosa* auch auf den bereits genannten Ackerflächen auf Auelehmböden nachweisen.

Kombinierter Ansatz aus Korrespondenzanalyse (CA), Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) und Indikatorartenanalyse

Innerhalb der Korrespondenzanalyse (CA) trennten sich die drei Biotypen (Intensivgrünland, Löss-Acker, Kalk-Acker) zwar voneinander, die beiden Acker-Typen wiesen jedoch eine große Ähnlichkeit zueinander auf (siehe **Abb. 76**). Signifikante Umweltvariablen ($p < 0,05$), die mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) identifiziert und in das Ordinationsdiagramm

Tab. 79: Sortierte Kreuztabelle der Springschwänze (Collembola); Angaben in Individuen/m².

	lfd. Nr. 1: Almesbach Stallkoppel			lfd. Nr. 4: Schwarzenau Rödersacker			lfd. Nr. 7: Sulzthal lfd. Nr. 8: Großenhül Flur		
	lfd. Nr. 2: Kringell 1 Büchelberger Wiese			lfd. Nr. 5: Leiblfling lfd. Nr. 6: Scheyern			lfd. Nr. 9: Großenhül In der Huh		
	lfd. Nr. 3: Kringell 2 Prag								
	Intensivgrünland 34.08.01.01			Löss-Acker 33.04.03			Kalk-Acker 33.01.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_BY11	EB_BY12	EB_BY13	EB_BY21	EB_BY22	EB_BY23	EB_BY31	EB_BY32	EB_BY33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Grundarten der Grünländer									
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	31	16	16	.	.	.	.	.	.
<i>Friezea mirabilis</i>	839	357	93	.	.	.	.	.	.
Säuregruppen									
Grundarten basenreiche Grünland- und Ackerstandorte									
<i>Pseudosinella alba</i>	.	16	.	47	249	311	47	311	280
Grundarten basenreiche Ackerstandorte									
<i>Orchesella villosa</i>	.	.	.	16	47	.	.	47	93
Begleitarten									
Begleiter mit hoher Stetigkeit									
<i>Parisotoma notabilis</i>	6388	218	2704	1430	140	3373	901	4989	2580
<i>Isotomiella minor</i>	668	497	435	31	466	684	187	93	560
<i>Sminthurinus aureus</i>	870	2098	793	171	668	435	140	295	357
<i>Protaphorura armata</i>	2891	47	2922	31	187	1228	1243	653	777
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	12481	2922	3792	730	870	1989	373	2580	1088
<i>Folsomia quadrioculata</i>	.	1461	7476	1274	155	3388	1539	249	933
<i>Lepidocyrtus juvenil</i>	187	16	47	622	171	31	62	.	124
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	1414	.	218	249	404	513	730	482	140
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	7056	233	435	2362	1321	.	1321	3264	870
Artengruppen mit hoher Stetigkeit									
<i>Isotoma viridis group</i>	8548	78	824	746	591	979	342	3000	2922
sonstige Begleiter									
<i>Sphaeridia pumilis</i>	124	1927	435	.	31	78	16	.	62
<i>Folsomia manolachei</i>	.	2471	2922	.	249	933	357	3062	5782
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	8175	.	762	715	62	.	16	16	218
<i>Isotomurus graminis</i>	47	31	.	.	93	16	.	109	140
<i>Heteromurus nitidus</i>	964	.	.	.	16	78	62	.	93
<i>Protaphorura juvenil</i>	16	.	93	16	31	233	.	.	.
<i>Sminthurus juvenil</i>	93	31	31	16	16	.	.	.	.
<i>Entomobryidae juvenil</i>	.	.	16	16	.	.	31	16	.
<i>Sminthurus viridis</i>	218	16	.	16	.	31	.	.	.
<i>Folsomia candida</i>	124	.	295	16	.	16	.	.	.
<i>Isotoma juvenil</i>	.	.	.	.	280	31	62	.	.
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>	1104	.	.	31	.	.	.	.	16
<i>Isotomidae juvenil</i>	.	.	.	124	47	.	62	.	.
<i>Pseudosinella juvenil</i>	.	.	16	.	78	62	.	.	.
<i>Bourletiella viridescens</i>	.	16	.	16	16	.	.	.	.
<i>Entomobrya lanuginosa</i>	.	16	.	47	.	.	155	.	.
<i>Folsomia juvenil</i>	.	.	.	.	16	.	31	.	47
<i>Folsomia spinosa</i>	.	.	249	.	47	.	.	.	.
<i>Mesaphorura juvenil</i>	31	16	.	.	.	.	.	.	.
<i>Neanura juvenil</i>	16	.	.	16	.	.	.	.	.
<i>Isotomodes productus</i>	187	.	124	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratophysella denticulata</i>	482	.	.	.	.	.	31	.	.

Zusätzlich eine Untersuchungsfläche: *Arrhopalites caecus* (2:171), *Bourletiella juvenil* (2:31), *Bourletiella radula* (3:16), *Brachystomella parvula* (9:435), *Ceratophysella juvenil* (1:31), *Desoria violacea* (5:47), *Dicyrtomina juvenil* (3:16), *Entomobrya marginata* (4:16), *Hypogastruridae juvenil* (9:16), *Isotomurus juvenil* (5:31), *Isotomurus palustris* (7:78), *Lepidocyrtus paradoxus* (8:171), *Megalothorax minimus* (5:109), *Neanuridae juvenil* (9:47), *Neelidae juvenil* (5:16), *Protaphorura humata* (9:16), *Onychiurus jubilaris* (9:16), *Orchesella juvenil* (4:47), *Stenaphorura denisi* (7:31), *Stenaphorura quadrispina* (3:544), *Willemia anophthalma* (5:31)

integriert wurden, waren die Ellenbergzahlen für die Bodenreaktion (reaction_ellen), die Temperatur- (temp_ellen) und Lichtbedingungen (light_ellen), sowie der prozentuale Schluff- (silt_percent) und Tonanteil (clay_percent). Die Ellenbergzahlen für die Lichtbedingungen korrelierten positiv mit der Artenzusammensetzung der Intensivgrünlandstandorte, wohingegen die Ellenbergzahlen für die Bodenreaktion und der prozentuale Schluffanteil stark mit der Artenzusammensetzung der Löss- und Kalk-Ackerstandorte korreliert waren.

Im Rahmen der Indikatorartenanalyse (ISA) konnten die Collembolenarten *Sphaeridia pumilis*, *Mesaphorura macrochaeta* und *Friesia mirabilis* als Indikatorarten für das Intensivgrünland identifiziert werden (siehe Tab. 80), was sich auch in dem Ordinationsdiagramm der CA widerspiegelt (siehe Abb. 76). Alle drei Arten korrelierten somit gleichzeitig positiv mit

hohen Ellenbergzahlen für die Lichtbedingungen. Indikatorarten für die Biotoptypen Löss- und Kalk-Acker konnten nicht identifiziert werden.

7.4.2.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Die Lebensbedingungen in Agrarökosystemen sind geprägt vom Ausmaß anthropogener Einwirkungen. Im Vergleich zu den Intensivgrünländern stellen auf den untersuchten Äckern besonders die Ernte und die anschließende Bodenbearbeitung eine starke Belastung für Collembolen dar (siehe Heisler 1994, Christiansen 2000). Springschwanzarten, die eine kurze Generationszeit haben und viele Nachkommen erzeugen, können günstige Umweltbedingungen schnell

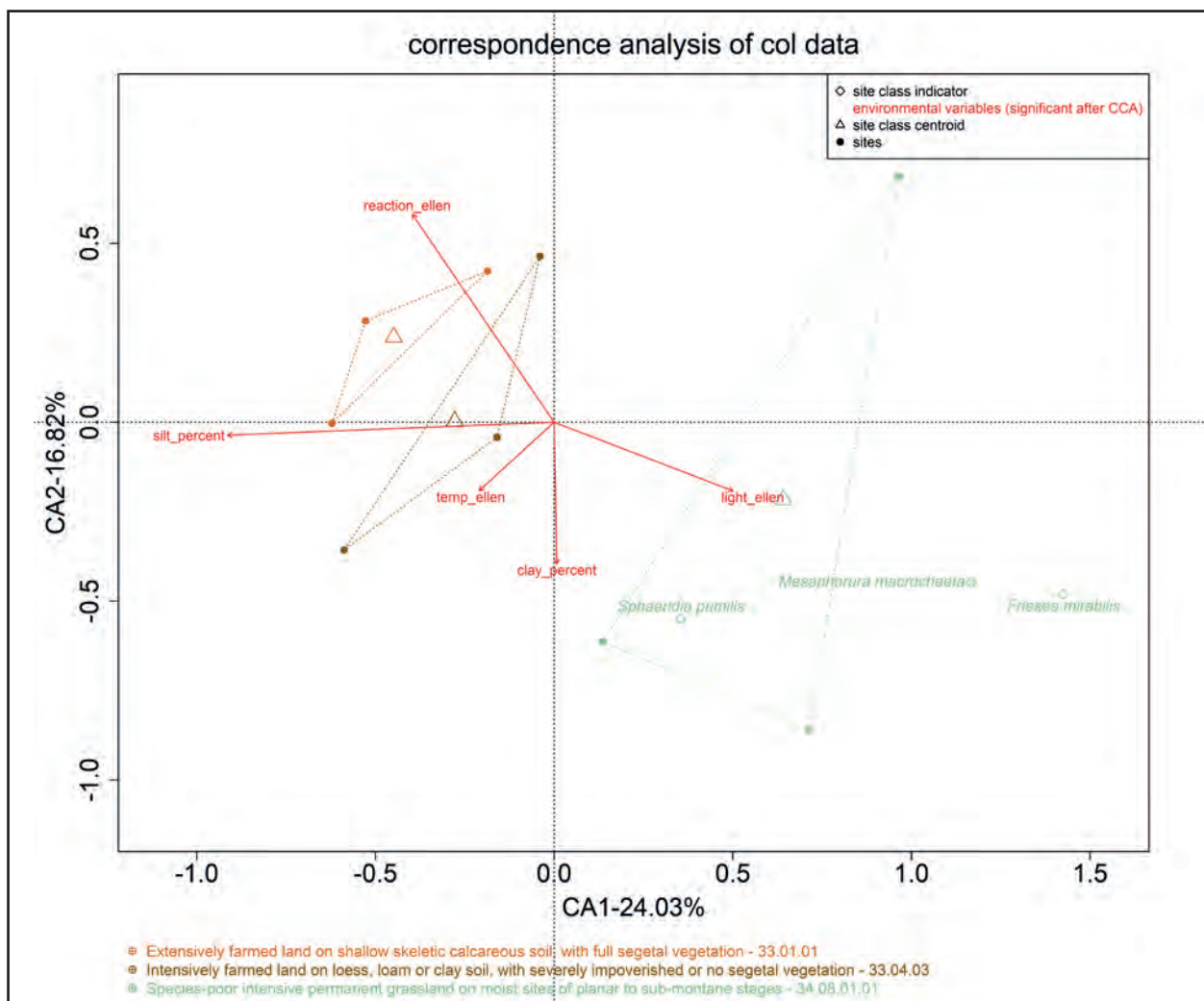


Abb. 76: Korrespondenzanalyse (CA) der Collembolendaten der Biotoptypen Intensivgrünland (grün), Löss-Acker (braun) und Kalk-Acker (orange) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

ausnutzen und haben gerade in gestörten Lebensräumen gegenüber anderen Arten Konkurrenzvorteile. Von den auf den untersuchten Löss- und Kalk-Ackerflächen häufigen Arten *Parisotoma notabilis* und *Isotomiella minor* ist die Fähigkeit zur Parthenogenese bekannt (Greensdale & Greensdale 1980, Hutson 1981). Dies ermöglicht ihnen, in kurzer Zeit hohe Populationsdichten aufzubauen. Die genannten Merkmale stellen Mechanismen dar, wie sie für r-Strategen bekannt sind und für eine hohe Abundanz von Collembolen auf Ackerflächen notwendig erscheinen (Kovac & Miklisova 1977, Heimann-Detlefsen 1991). Im Gegensatz zu den Intensivgrünländern konnten für die untersuchten Löss- und Kalk-Ackerstandorte allerdings keine Kenn- und/oder Indikatorarten identifiziert werden – trotzdem wird nachfolgend kurz auf die Charakteristika der Collembolengemeinschaft dieser Biotoptypen eingegangen.

Intensivgrünland

Wie auf den untersuchten Ackerflächen dominierten in den Intensivgrünländern ubiquistische Arten wie *Parisotoma notabilis* und *Isotomiella minor* und typische Offenlandarten wie *Lepidocyrtus cyaneus* (siehe z. B. Christiansen 2000, Salamon et al. 2011). Als Indikatorarten für das Intensivgrünland konnten in der vorliegenden Untersuchung *Mesaphorura macrochaeta*, *Sphaeridia pumilis* und *Friesea mirabilis* identifiziert werden. Hågvar (1983) stellte fest, dass *Mesaphorura macrochaeta* im Vergleich zu anderen *Mesaphorura*-Arten tiefere Bodenschichten besiedelt – eventuell ist daher *Mesaphorura macrochaeta* unempfindlicher gegenüber anthropogenen Störungen als andere *Mesaphorura*-Arten, die auf den untersuchten Intensivgrünländern nicht nachgewiesen wurden (z. B. *Mesaphorura tenuisensillata*). Wie bereits in Kap. 7.4.2.3 erwähnt, ist *Friesea mirabilis* eine vorwiegend räuberische Collembolenart (Petersen 1971, Usher & Booth 1984, Palacios-Vargas & Acosta 1994), die von einem potentiell günstigen Beutespektrum in den Intensivgrünländern profitieren könnte.

Tab. 79 weist *Friesea mirabilis* und *Mesaphorura macrochaeta* zudem als Grundarten für Grünländer

aus, beide Arten konnten z. B. auch in Grasländern auf kalkreichem Untergrund nachgewiesen werden (z. B. im Schweizer Jura, siehe Salamon et al. 2004). Auch in verschiedenen Waldökosystemen sind die genannten Arten zu finden (Hågvar 1982, Salamon et al. 2001). Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 10.4.2018 zeigt, dass die räuberische Collembolenart *Friesea mirabilis* bezogen auf Offenlandsysteme in sehr verschiedene Biotoptypen vorkommt, wie extensiv bewirtschaftete Äcker auf Löss-, Lehm- und Tonböden mit vollständiger Segetalvegetation (Code 33.04.01) oder Kompostierflächen (Code: 54.01.01) (**Abb. 77**). Die Eignung dieser Art als Indikatorart für Intensivgrünländer ist daher zu diskutieren – eventuell ist das existierende Beutespektrum dieser Art eher der limitierende Faktor für ihr Auftreten als z. B. die vorherrschende Vegetation.

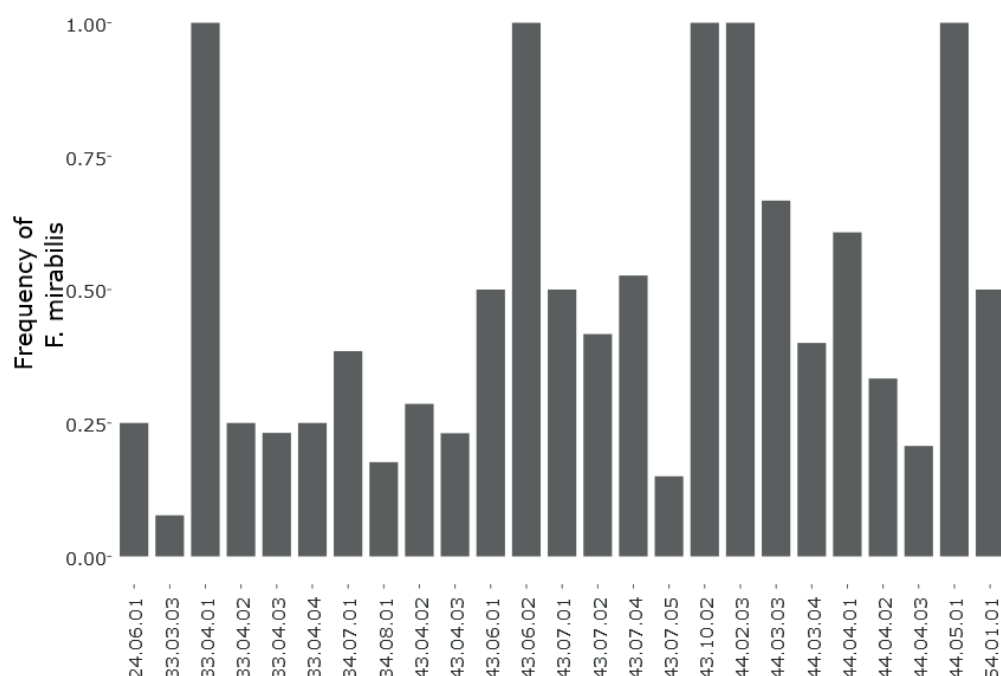
Löss-Acker/Kalk-Acker

Da sich die Collembolengemeinschaften der untersuchten Löss- und Kalk-Äcker sehr ähnelten (in beiden Ackertypen dominierten r-Strategen wie *Parisotoma notabilis* und *Isotomiella minor* (siehe Maraun et al. 2004) sowie typische Offenlandarten wie *Lepidocyrtus cyaneus* (Salamon et al. 2011)) und sich weder für die Löss- noch für Kalk-Äcker Kenn- und Indikatorarten identifizieren ließen, werden beide Biotoptypen in diesem Kapitel kurz zusammen diskutiert.

Auffallend war, dass beide Biotoptypen Collembolenarten aufwiesen, die bezogen auf die Säuregruppen charakteristisch für basenreiche Ackerstandorte sind (*Orchesella villosa*, *Pseudosinella alba*). Wie bereits in Kap. 7.4.2.3 erwähnt, trat *Pseudosinella alba* auch in anderen Untersuchungen verstärkt auf basenreichen Standorten auf, wie Ackerflächen auf fruchtbaren Auelehmböden (Christiansen 2000) oder Grasländern auf kalkreichem Untergrund (z. B. im Schweizer Jura, siehe Salamon et al. 2004). Christiansen (2000) konnte *Orchesella villosa* in Ackerflächen auf Auelehmböden nachweisen, deren Boden-pH-Werte zwischen 7,2 und 7,5 lagen.

Tab. 80: Collembolen-Arten des Biotoptyps Intensivgrünland, deren Indikatorwert bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.08.01.01	Intensivgrünland			
<i>Sphaeridia pumilis</i>	0,93	0,04	0,93	1,00
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Friesea mirabilis</i>	1,00	0,04	1,00	1,00

**Biotope-Typ (Riecken et al. 2003) Ebene 3****Stetigkeit**

24.06.01, salzhaltiges, perennierendes, stehendes Gewässer (Binnenlandsalzstellen)	1 von 4
33.03.03, intensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	1 von 11
33.04.01, extensiv bewirtschafteter Acker auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit vollständiger Segetalvegetation	1 von 1
33.04.02, Acker auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit artenreicher Segetalvegetation	1 von 4
33.04.03, intensiv bewirtschafteter Acker auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	27 von 115
33.04.04, Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden	1 von 4
34.07.01, artenreiches, frisches Grünland der planaren bis submontanen Stufe	5 von 13
34.08.01, artenarmes, frisches Intensivgrünland der planaren bis submontanen Stufe	3 von 15
43.04.02, Weichholzauenwälder	6 von 20
43.04.03, Hartholzauenwälder	3 von 13
43.06.01, Eschen-Ahorn-Schluchtwald bzw. -Hangwald (feucht-kühle Standorte)	1 von 2
43.06.02, Linden-Hangschuttwald	1 von 1
43.07.01, Eschen- und Eschen-Bergahornwald feuchter Standorte	1 von 2
43.07.02, Eichen-Hainbuchenwald staunasser bis frischer Standorte	3 von 8
43.07.04, Buchen(misch)wälder frischer, basenarmer Standorte	14 von 27
43.07.05, Buchen(misch)wälder frischer, basenreicher Standorte	6 von 35
43.10.02, Laub(misch)holzforst frischer Standorte mit eingeführten Baumarten	1 von 1
44.02.03, trockene Sand-Kiefernwälder	1 von 1
44.03.03, montane Tannen-Fichtenwälder	2 von 3
44.03.04, montane Tannen-/Fichten-Buchenwälder (Nadelbaumanteil > 50 %)	1 von 3
44.04.01, Fichtenforste	58 von 88
44.04.02, Tannen-Fichtenforste	2 von 6
44.04.03, Kiefernforste	5 von 23
44.05.01, Nadel(misch)forst feuchter Standorte mit eingeführten Baumarten	1 von 1
54.01.01, Kompostierfläche	1 von 2

Abb. 77: *Friesia mirabilis*: Biotoptypen, in denen *F. mirabilis* nachgewiesen wurde. Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps nach Riecken et al. (2003). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 22.05.2018).

7.4.3 Diplopoda

7.4.3.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden in der Länderstudie 395 Diplopoden mit Hilfe der Bodenfallen erfasst (vgl. **Tab. Anhang 3, 42**). Davon wurden 394 Individuen bis zur Art determiniert (**Tab. 81**). Diese verteilen sich auf 19 Arten aus fünf Familien. Dabei ist die Familie der Schnurfüßer (Julidae) mit 10 Arten und 236 Individuen am zahlreichsten vertreten. Bei dem nicht auf Artniveau identifizierten Tier handelt es sich um ein Weibchen der Familie Julidae, für deren Bestimmung bisher kein Schlüssel vorliegt (Hauser & Voigtländer 2009). Mittels Bodenstecher konnten insgesamt nur neun bis zur Art determinierbare Individuen an nur zwei der Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Die Ergebnisse sind jedoch insofern relevant, als dass die Methode im Gegensatz zum Bodenfallenfang den Nachweis für *Blaniulus guttulatus* bei Großenhül Flur (EB_BY32) erbrachte.

Der Großteil der Doppelfüßer konnte auf den fränkischen Kalk-Äckern erfasst werden, wobei es sich vor allem um Exemplare der Arten *Cylindroiulus caeruleocinctus*, *Unciger foetidus* und im Falle von EB_BY33 um *Propolydesmus testaceus* handelte. Sehr wenige Doppelfüßerarten und Individuen beherbergten die intensiven Grünländer EB_BY12 und EB_BY13 bei Passau. Alle anderen Standorte sind bezüglich ihrer Artenzahlen mehr oder weniger miteinander vergleichbar.

7.4.3.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Megaphyllum unilineatum (C.L. Koch, 1838)

Die eher pannonisch verbreitete (Spelda 1999), in Deutschland insgesamt als selten eingestufte Art (Reip et al. 2016) *Megaphyllum unilineatum* wurde in Bayern bereits relativ zahlreich nachgewiesen (**Abb. 78**). Trotz der vielen Funde aus anthropogen beeinflussten, theoretisch ungefährdeten Biotopen wird die Art in den Roten Listen Bayern (Spelda 2004) und Baden-Württemberg (Spelda 1998) aufgrund einer unzureichenden Datenlage als Art mit Gefährdung unklaren Ausmaßes (G) geführt, da sie in neueren Untersuchungen immer seltener nachgewiesen werden kann. Laut Befunden von Spelda (1999) handelt es sich bei der attraktiven Art um eine ausgesprochen xerotherm auftretende Offenlandart, die schwerpunktmäßig in extensiv genutzten Trockenbiotopen erfasst wurde. Diese Beobachtung kann durch den Fund im Rahmen der Länderstudie in einem sehr extensiv bewirtschafteten

Kalk-Acker bei Sulzthal (EB_BY31) unterstrichen werden. Die angenommene Gefährdung ergibt sich demzufolge aus der zunehmenden Intensivierung der Landwirtschaft und dem damit einhergehenden Verlust geeigneter Habitats (Spelda 2004).

7.4.3.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Acker- und Graslandtypen

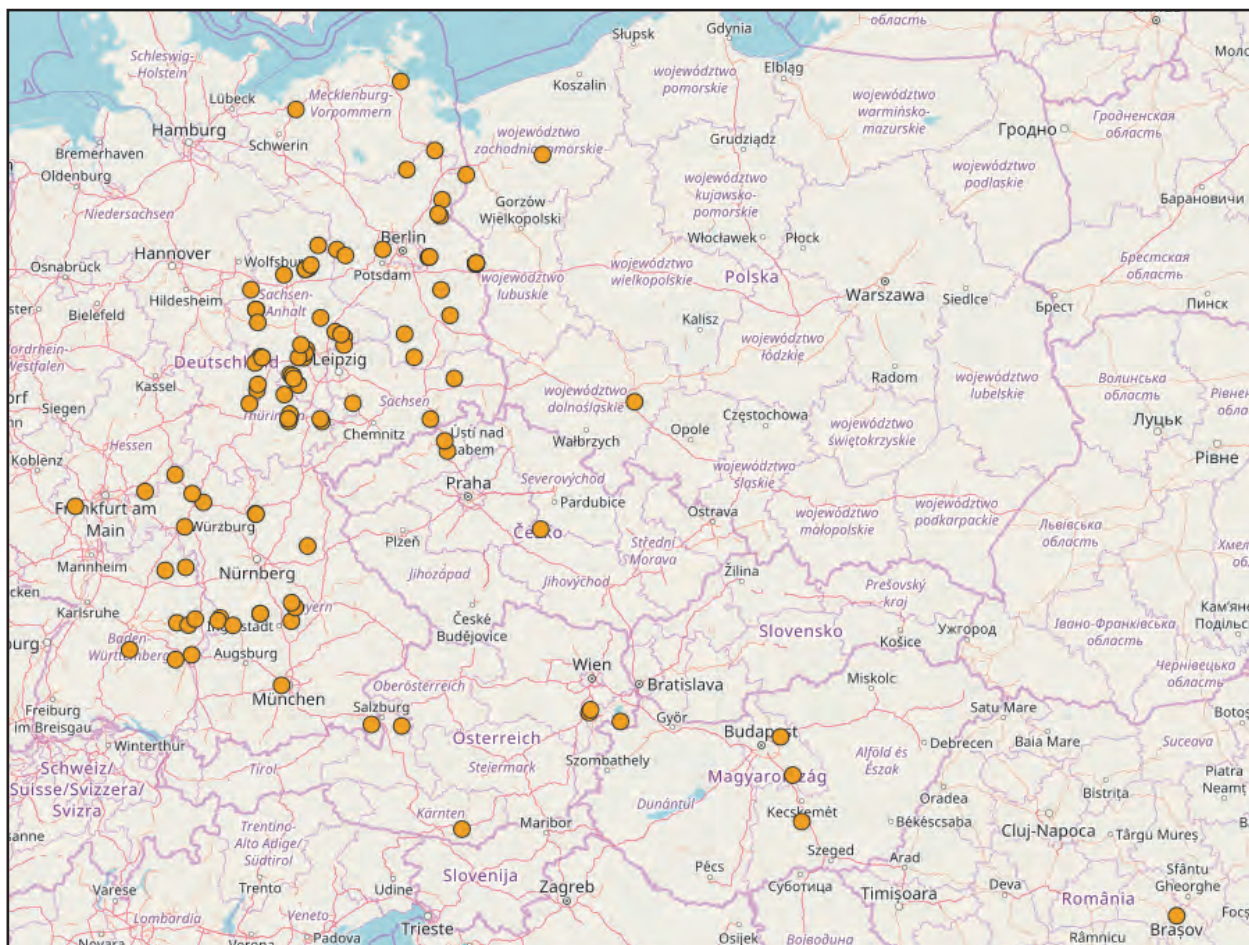
Die sortierte Kreuztabelle (**Tab. 82**) wurde für die Diplopoden ausschließlich aus den für diese Tiergruppe als relevant angesehen Bodenfallenfängen erstellt (vgl. Kap. 3.2.4, 4.4.2 und 7.4.3.1). Wie auch bei der Länderstudie im NP Eifel liegen der Sortierung der Kreuztabelle ausschließlich die Diplopoden-Daten der Länderstudie in Bayern zugrunde (vgl. Anmerkungen in Kap. 5.4.3.3). Als Kennart innerhalb der vorliegenden Studie konnte nur *Unciger foetidus* angesprochen werden, welche auf den Äckern, nicht aber im Grünland nachgewiesen wurde. Weitere spezielle, nur für einen Biotoptyp charakteristische Arten wurden bezüglich der Diplopoden innerhalb der vorliegenden Studie nicht festgestellt. Demnach sind alle anderen erfassten Arten den mehr oder weniger steten Begleitern zuzurechnen. Auffallend sind hohe Aktivitätsdichten und/oder eine Dominanz einzelner Arten an Einzelstandorten wie bspw. *Polydesmus testaceus* an EB_BY33, *Cylindroiulus caeruleocinctus* an EB_BY11, EB_BY21 und EB_BY32 oder *Melogona voigtii* an EB_BY22. Diese Arten fehlten wiederum auf den meisten der anderen Standorte, was zu einer hohen Variabilität auch innerhalb der Vergleichsgruppen (= Biotoptypen) führt.

Laut Indikatorartenanalyse (ISA) erreicht nur *Unciger foetidus* einen Indikatorwert von über 0,8 (**Tab. 83**). Sie kann demnach der statistischen Analyse zufolge als Indikatorart für die extensiven Kalk-Äcker angesprochen werden. In der Kreuztabelle wurde die Art als Kennart der Äcker gewertet, da sie im Grünland fehlte und bis auf einen Standort auf allen Äckern zu finden war. Da die ISA stärker auf Differenzen der Aktivitätsdichten reagiert, führten die hohen Individuenzahlen der Art auf den Kalk-Äckern zu der erwähnten Einordnung.

Die CA zeigt, dass sich insbesondere die Diplopoden-Zönosen der extensiven Kalk-Äcker deutlich voneinander unterscheiden (**Abb. 79**). Die auch innerhalb der individuenarmen Löss-Äcker und intensiven Grünländer vorhandene Variabilität der Artenspektren (**Tab. 82**) ist in der CA kaum zu erkennen. Dies ist darin begründet, dass relativ wenige Arten und eine geringe Varianz dazu führen, dass für die Analyse sowie die damit verbundene Reduktion der Dimensionen zu wenige Daten zur

Tab. 81: Arten- und Individuenzahlen der in der Länderstudie nachgewiesenen Diplopoda.

			Individuenzahlen			Artenzahlen		
Grünland	BY11	Falle	23	23		5		
		Stecher	0			0		
	BY12	Falle	3	3	28	3	3	9
		Stecher	0			0		
	BY13	Falle	2	2	2	2		
		Stecher	0		0			
Löss-Acker	BY21	Falle	36	36		6	6	
		Stecher	0			0		
	BY22	Falle	21	21	67	4	4	8
		Stecher	0			0		
	BY23	Falle	10	10	6	6		
		Stecher	0		0			
Kalk-Acker	BY31	Falle	33	33		6	6	
		Stecher	0			0		
	BY32	Falle	95	99	308	4	5	9
		Stecher	4			2		
	BY33	Falle	171	176	5	5		
		Stecher	5		1			
Bayern 2015			Individuenzahl Fallen:	394		Artenzahl Fallen:	19	
			Individuenzahl Stecher:	9		Artenzahl Stecher:	2	
			Individuenzahl gesamt:	403		Artenzahl gesamt:	19	

**Abb. 78:** Fundpunkte von *Megaphyllum unilineatum* (605 Beobachtungen an 192 Orten, Edaphobase am 27.02.2018).

Verfügung stehen und die abundant auftretenden Arten übergewichtet werden. Ein großer Anteil der Varianz (63,83 %, **Abb. 79**) dieses Datensatzes wird durch die erste Achse und damit primär durch die wenigen abundanten Arten erklärt.

Mittels Abfrage der Datenbank Edaphobase via Edaphoclass konnten die zehn häufigsten in bestimmten landwirtschaftlich geprägten Biotoptypen (34.08 artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte, 33.04 Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonböden und 33.01 flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache (nach Riecken et al. 2003)) erfassten Diplopodenarten ausgegeben werden (**Tab. 84**). Bis auf *Mycogona germanica* und *Glomeris marginata*

konnten alle diese Arten auch in der vorliegenden Studie nachgewiesen werden. Die Abfrage spiegelt dabei sehr gut die Ergebnisse der Länderstudie wider. Demnach wurde *Unciger foetidus* entsprechend der Datenlage in Edaphobase bisher ebenfalls nicht auf artenarmen Grünländern, jedoch auf Kalk-Äckern und sogar hoch stetig auf Löss-Äckern erfasst. *Cylindroiulus caeruleocinctus* konnte in den meisten Erfassungen der in der Abfrage berücksichtigten Biotoptypen nachgewiesen werden. Auch in der Länderstudie ist die Art ein stetiger Begleiter, der nur in den generell artenarmen Wiesen bei Passau (EB_BY12 und EB_BY13) und dem Löss-Acker bei Leiblfing (EB_BY22) nicht gefunden wurde. Ebenfalls eine typische Art der Kulturlandschaft ist

Tab. 82: Sortierte Kreuztabelle der in den Bodenfallen nachgewiesenen Doppelfüßer (Diplopoda); Angaben in Individuen/Standort; Punkte: keine Tiere gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppe.

	lfd. Nr. 1: Almesbach lfd. Nr. 2: Kringell 1 lfd. Nr. 3: Kringell 2 Intensivgrünland 34.08.01.01			lfd. Nr. 4: Schwarzenau lfd. Nr. 5: Leiblfing lfd. Nr. 6: Scheyern Löss-Acker 33.04.03			lfd. Nr. 7: Sulzthal lfd. Nr. 8: Großenhül Flur lfd. Nr. 9: Großenhül Huh Kalk-Acker 33.01.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_BY11	EB_BY12	EB_BY13	EB_BY21	EB_BY22	EB_BY23	EB_BY31	EB_BY32	EB_BY33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Grundarten der Grünländer									
Grundarten basenreiche Grünland- und Ackerstandorte									
<i>Unciger foetidus</i>	.	.	.	.	3	4	17	25	22
Begleitarten									
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	18	.	.	12	.	1	9	68	37
<i>Propolydesmus testaceus</i>	.	.	.	1	.	.	1	.	104
<i>Polydesmus denticulatus</i>	2	.	.	5	8	2	.	1	3
<i>Brachyiulus pusillus</i>	.	.	.	11	1	.	.	.	.
<i>Melogona voigti</i>	.	.	.	.	9	1	.	.	.
<i>Blaniulus guttulatus</i>	.	.	.	1	.	.	.	.	5
<i>Brachydesmus superus</i>	.	.	.	6	.	.	.	.	.
<i>Allaiulus nitidus</i>	.	.	.	.	.	.	3	.	.
<i>Choneiulus palmatus</i>	.	1	.	.	.	1	.	.	.
<i>Megaphyllum unilineatum</i>	.	.	.	.	.	.	2	.	.
<i>Ophiulus pilosus</i>	.	.	1	.	.	1	.	.	.
<i>Polydesmus inconstans</i>	1	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Enantiulus nanus</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Glomeris hexasticha</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Julus scandinavicus</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leptoiulus proximus</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Polydesmus complanatus</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Tachypodoiulus niger</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Artengruppen									
Julidae	1	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. 83: Diplopoden-Arten der Biotoptypen: intensives Grünland frischer Standorte, intensiver Löss-Äcker und extensiver Kalk-Acker, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
33.01.01	extensiver Kalk-Acker			
<i>Unciger foetidus</i>	0,90	0,04	0,90	1,00

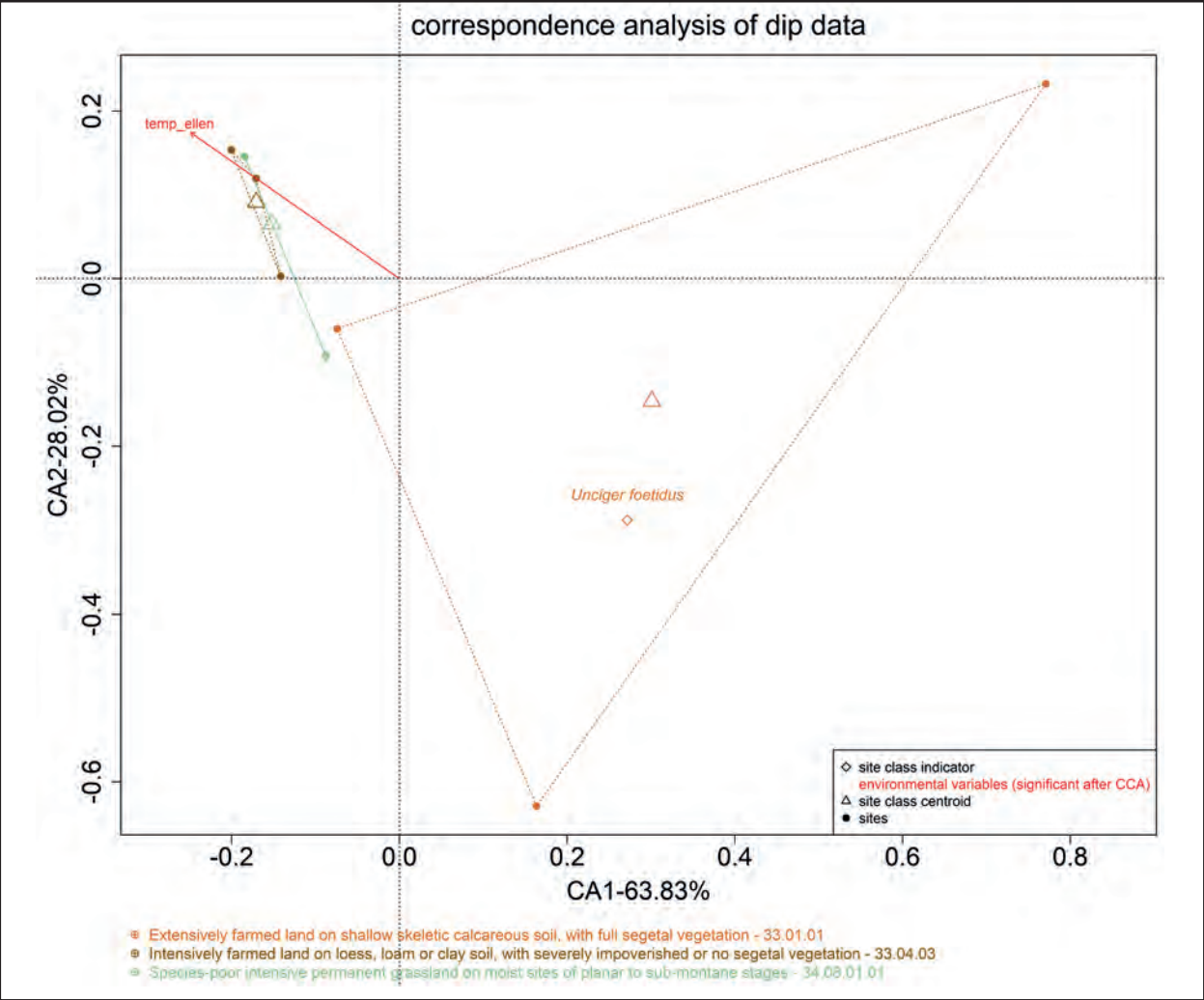


Abb. 79: Korrespondenzanalyse (CA) der Diplopoden-Daten der Biotoptypen artenarmes Intensiv-Grünland (grün), intensiver Löss-Acker (braun) und extensiver Kalk-Acker (orange) sowie die mit der Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Stärke, RWTH Aachen).

Tab. 84: Stetigste Diplopodenarten der Biotoptypen 34.08 artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte, 33.04 Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonböden und 33.01 flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 26.02.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps).

Biotoptyp	34.08	33.04	33.01
Anzahl Standorte	5	9	9
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	0,60	1,00	0,89
<i>Polydesmus denticulatus</i>	0,40	0,67	0,33
<i>Unciger foetidus</i>		1,00	0,22
<i>Polydesmus inconstans</i>	0,20	0,44	0,33
<i>Brachydesmus superus</i>	0,20	0,56	0,11
<i>Allajulus nitidus</i>			0,67
<i>Blaniulus guttulatus</i>		0,33	0,33
<i>Tachypodoiulus niger</i>	0,20		0,44
<i>Mycogona germanica</i>	0,40		0,22
<i>Glomeris marginata</i>	0,40		0,11

Polydesmus denticulatus, die generell (**Tab. 84**) und in der Länderstudie vor allem auf Löss-Äckern, aber auch im Grünland und auf Kalk-Äckern, beobachtet wurde. *Allajulus nitidus* wird stetig auf Kalk-Äckern nachgewiesen, fehlt aber bisher in den anderen beiden Biotoptypen. Auch in der vorliegenden Untersuchung

wurde diese Art ausschließlich auf einem Kalk-Acker nachgewiesen. Eine Präferenz für Ackerstandorte zeigt *Blaniulus guttulatus*, die in dieser Studie ausschließlich auf zwei Ackerflächen gefunden wurde (siehe **Tab. 82**). Allgemein gelten Diplopoden als ausgesprochen sensibel gegenüber landwirtschaftlicher Bewirtschaftung,

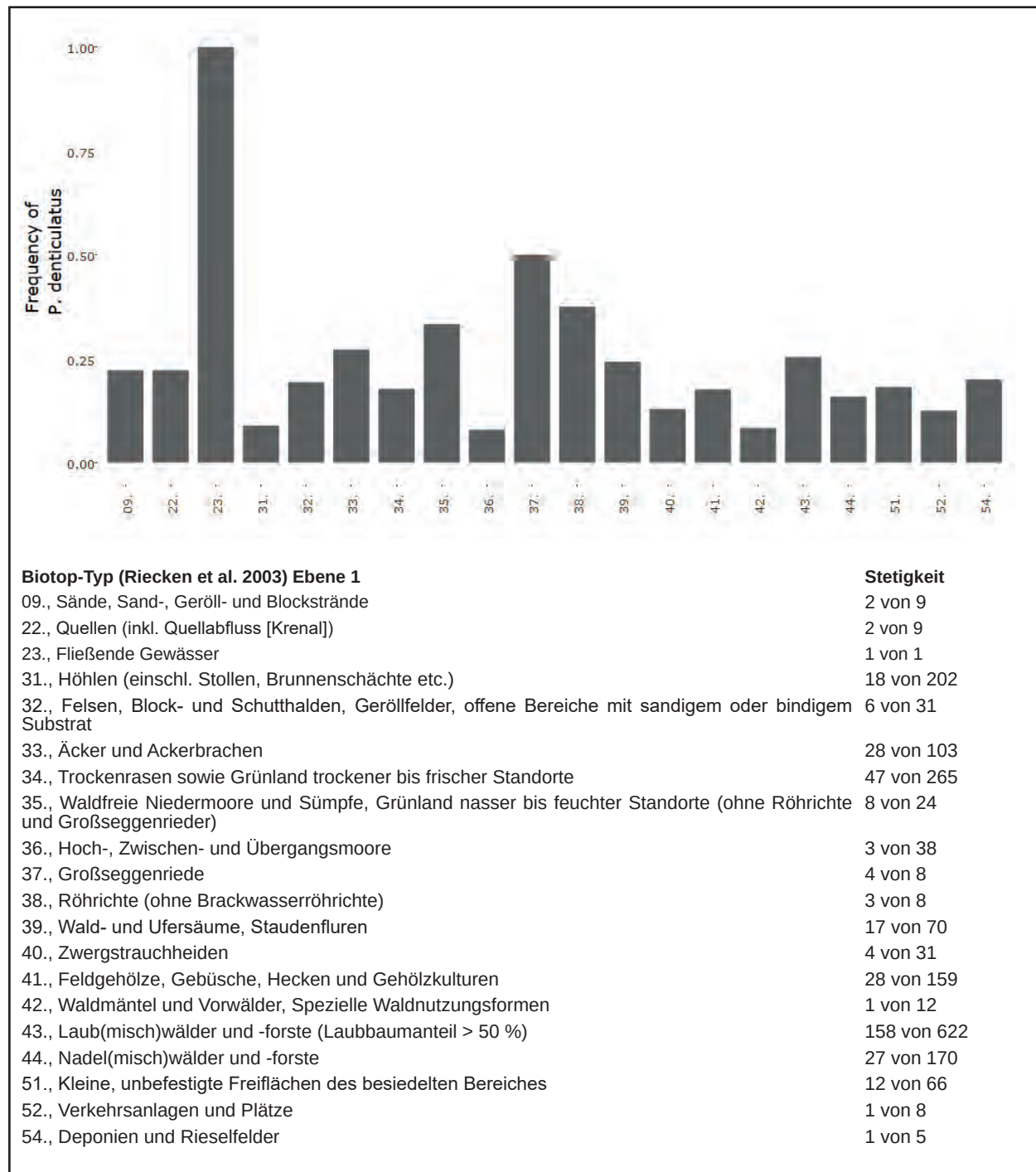


Abb. 80: *Polydesmus denticulatus*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biotoptypen erster Ebene nach Riecken et al. (2003) (319 Nachweise in 986 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.02.2018).

weshalb sie in Agrarökosystemen im Vergleich zu ungestörten Habitaten wie beispielsweise Wäldern häufig nur mit geringen Arten- wie Individuenzahlen auftreten (Wolters & Ekschmitt 1993). Dies wird unterstrichen durch die Ergebnisse von bspw. Remus (1962, Grünland), Scheu (1999, Kalk-Acker), Schmitt & Roth (1999, Löss-Acker) und Haase et al. (2018, Kap. 6.4.3, Sand-Acker), die teilweise nur 0-3 Arten in verschiedenen Kultur-Formationen vorfanden. Auf extensiv genutzten Flächen in Hessen wurden demgegenüber relativ hohe Artenzahlen von bis zu 12 Arten mit ausgeglichener Dominanzstruktur erfasst (Klinger 1992). Im Normalfall dominieren jedoch, wie in der Länderstudie, einige wenige Arten, die gegenüber den regelmäßigen Störungen relativ unempfindlich und weit verbreitet sind (Ehrnsberger 1993, Martens 2007). Die Diversität wird dabei insbesondere durch die Bewirtschaftungsintensität (Martens 2007),

die angebaute Kultur bzw. die sich daraus ergebenden Bearbeitungsschritte (Klimm 1985) sowie die Bodenart und das Mikorelief geprägt. Letztere sind eng verbunden mit den Feuchtigkeitsverhältnissen eines Standorts, die demzufolge einen großen Einfluss auf die Diplopoden-Zönosen aufweisen (Hossfeld 1963, Schmitt & Roth 1999). Dies wird innerhalb der Länderstudie durch eine hohe Variabilität der Gemeinschaften verdeutlicht. Die Standorte können innerhalb der gewählten Gruppen zwar demselben Biotoptyp zugeordnet werden, unterscheiden sich hinsichtlich vieler anderer Faktoren jedoch deutlich voneinander. Tischler (1958) bemerkte zudem große Schwankungen der Aktivitätsdichten einzelner Arten, wie z. B. *Polydesmus denticulatus*, zwischen mehreren Untersuchungsjahren, die er mit einer hohen Anfälligkeit gegenüber zu hoher Feuchtigkeit bzw. Austrocknung der Äcker erklärte. Insgesamt ist die Diplopoden-Fauna von

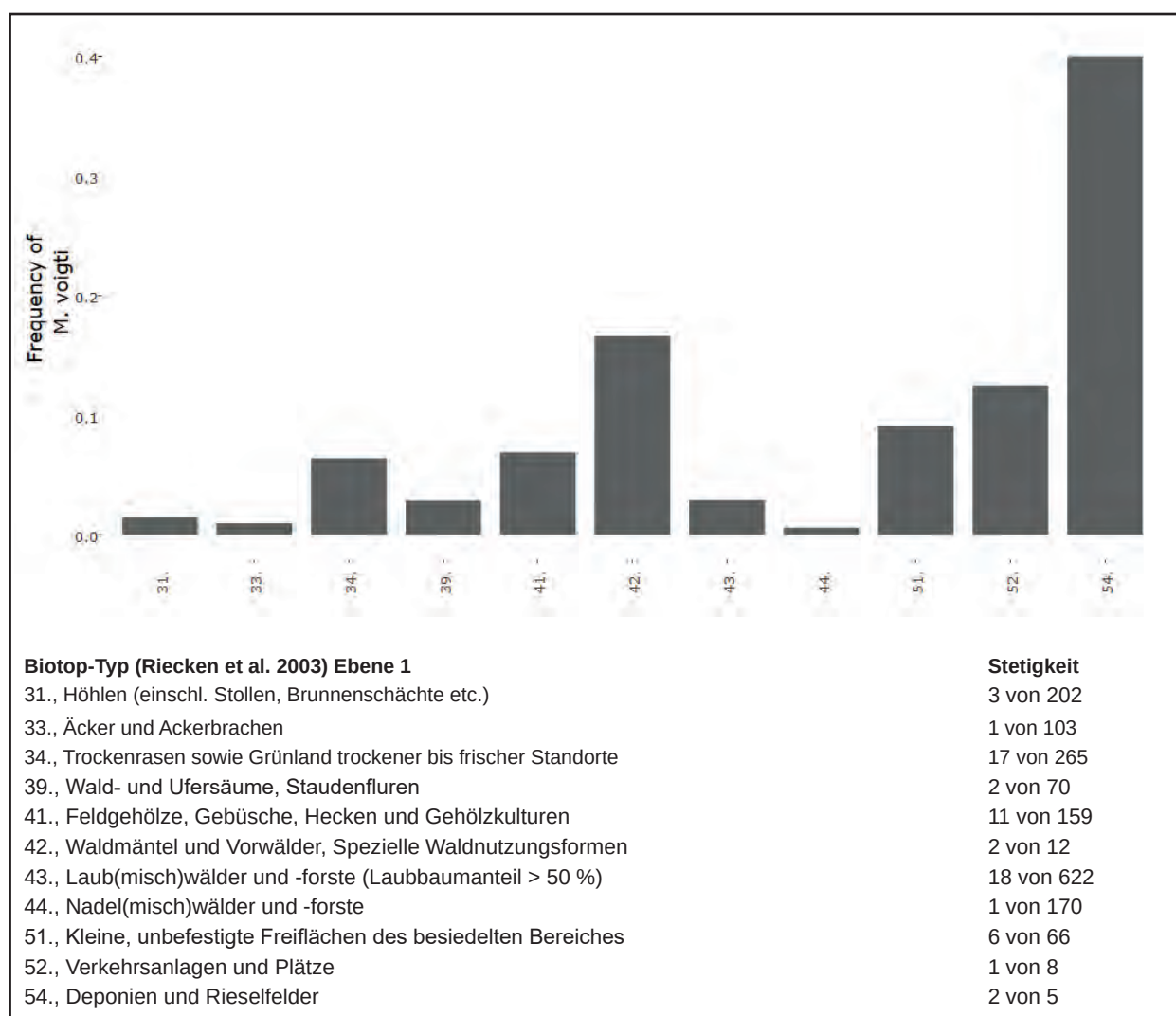


Abb. 81: *Melogona voigti*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biotoptypen erster Ebene nach Riecken et al. (2003) (48 Nachweise in 986 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.02.2018).

Äckern und intensivem Grünland daher kleinräumig variabel, abhängig von vielen Faktoren und durch einige wenige eurytope Arten mit hoher Resistenz gegenüber störenden, anthropogenen Einflüssen geprägt.

7.4.3.3 Charakterisierung der iotoptypen anhand der zoologischen Daten

Intensiv-Grünland

Die Diplopoden-Gemeinschaften der in der Länderstudie untersuchten intensiven Grünländer EB_BY12 und EB_BY13 sind durch sehr geringe Aktivitätsdichten sowie Artenzahlen charakterisiert. Die wenigen vorkommenden Arten sind größtenteils eurytop mit Bevorzugung (*Ophyulus pilosus*, *Polydesmus inconstans*, *Choneiulus palmatus*) oder zumindest Toleranz (*Julus scandinavicus*, *Enantiulus nanus*) synanthroper Standorte (Hauser & Voigtländer 2009). Die nahezu vollständig anders zusammengesetzte Arten-Gemeinschaft auf der Fläche EB_BY11 wird zum größten Teil ebenfalls von eurytopen Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in anthropogenen Habitaten geprägt (*Polydesmus denticulatus* (Abb. 80), *P. inconstans*, *Cylindroiulus caeruleocinctus*). Alle erwähnten Arten eint die Bevorzugung eher mittlerer Feuchtebedingungen (Hauser & Voigtländer 2009), ausgesprochen hygrophile oder xerophile Arten konnten nicht erfasst werden.

Intensiver Löss-Acker

Auch die Löss-Äcker unterscheiden sich relativ stark voneinander. Als äußerst typische, relativ stetige Ackerarten gelten *Brachydesmus superus*, *Brachyiulus pusillus*, *Polydesmus denticulatus* und *Unciger foetidus* (Hossfeld 1963, Klimm 1985, Klinger 1992, Martens 2007). Wichtigste Arten der lehmigen Äcker Mitteleuropas sind *Blaniulus guttulatus* und *Cylindroiulus caeruleocinctus* (Tischler 1958). Alle erwähnten Arten eint eine relativ hohe Unempfindlichkeit gegenüber regelmäßiger Störung (Martens 2007). Die auf zwei Löss-Äckern auftretende Art *Melogona voighti* bevorzugt nach Hauser & Voigtländer (2009) feuchte Wälder und Gebüschformationen, in Thüringen auch Trocken- und Halbtrockenrasen. Die beiden Nachweise sind die ersten auf Äckern in Edaphobase (Abb. 81). Unter natürlichen Bedingungen scheint eine Bindung an Kalk gegeben zu sein (Hauser & Voigtländer 2009).

Extensiver Kalk-Acker

Auffällig sind auf den Kalk-Äckern vor allem die erhöhten Aktivitätsdichten der Arten *Unciger foetidus* und *Cylindroiulus caeruleocinctus* gegenüber den Löss-Äckern. Wahrscheinlich hängen die generell höheren

Fangzahlen mit der Bewirtschaftungsintensität zusammen. Bemerkenswert ist außerdem das Massenvorkommen von *Propolydesmus testaceus* an dem Standort EB_BY33. Trotz geringer räumlicher Entfernung fehlt die Art an dem Standort EB_BY32 völlig. Spelda (1999) beschreibt die Art als eine Art mit hohem Wärmebedürfnis, die bevorzugt Waldränder besiedelt. Waldnähe und stärkere Insolation im Vergleich zum Standort EB_BY32 könnte für dieses Vorkommen verantwortlich sein.

7.4.4 Chilopoda

7.4.4.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Während der Länderstudie konnten insgesamt 144 Chilopoden mittels Bodenfallen und 27 mit Hilfe des Bodenstechers erfasst werden (vgl. Tab. Anhang 4, 43), von denen 144 bzw. 17 Individuen bis zur Art bestimmt wurden. Diese verteilen sich auf 8 bzw. 5 Arten (Tab. 85).

7.4.4.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Strigamia transsilvanica (Verhoeff, 1928)

Nach Koren (1986) wird die Art morphologisch von *Strigamia crassipes* vor allem durch das Fehlen des dunklen Medianstreifens der Rumpfsternite, eine höhere Variabilität der Beinzahl und größere Endbeinporen differenziert. Des Weiteren ist *S. transsilvanica* gegenüber *S. crassipes* kälteresistenter und zumindest in Kärnten auch weiter verbreitet (Koren 1986). Spelda (1999) hingegen negiert eine ökologische Differenzierung und vermutet, dass es sich bei den beiden Arten lediglich um Varietäten von *S. crassipes* handelt. Diese These wird unterstützt durch aktuelle, noch nicht veröffentlichte molekulargenetische Analysen, wonach die fehlenden Chitinstreifen lediglich eine innerartliche Variabilität widerspiegelt (Decker mdl. 2018). Nachweise von *S. transsilvanica* liegen vor allem aus den Mittelgebirgsregionen Mitteldeutschlands, Ostdeutschland und Südwestdeutschland vor, auch in den Alpen wurde die Art relativ häufig gefunden (Abb. 82). Innerhalb der Länderstudie wurde ein Individuum des Taxons auf einem Löss-Acker bei Schwarzenau am Main in Unterfranken erfasst (EB_BY21).

Geophilus ribauti Brölemann, 1908

Erwähnenswert ist der Fund von zwei Individuen der selten erfassten (Reip et al. 2016) Art *Geophilus ribauti* auf einem fränkischen Kalk-Acker (EB_BY31, insgesamt nun 71 Funde an 49 Standorten, Edaphobase 2018). Das

Tab. 85: Arten- und Individuenzahlen der in der Länderstudie nachgewiesenen Chilopoda.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Grünland	BY11	Falle	33	38	2	3		
		Stecher	5		3			
	BY12	Falle	69	73	139	1	1	4
		Stecher	4			1		
	BY13	Falle	26	28		2		
		Stecher	2			1	2	
Löss-Acker	BY21	Falle	2	2		2		
		Stecher	0			0		
	BY22	Falle	1	2	10	1	1	3
		Stecher	1			1		
	BY23	Falle	6	6		1	1	
		Stecher	0			0		
Kalk-Acker	BY31	Falle	1	3		1	2	
		Stecher	2			1		
	BY32	Falle	5	7	12	2	3	5
		Stecher	2			2		
	BY33	Falle	1	2		1	2	
		Stecher	1			1		
Bayern 2015			Individuenzahl Fallen:	144	Artenzahl Fallen:	8		
			Individuenzahl Stecher:	17	Artenzahl Stecher:	5		
			Individuenzahl gesamt:	161	Artenzahl gesamt:	9		

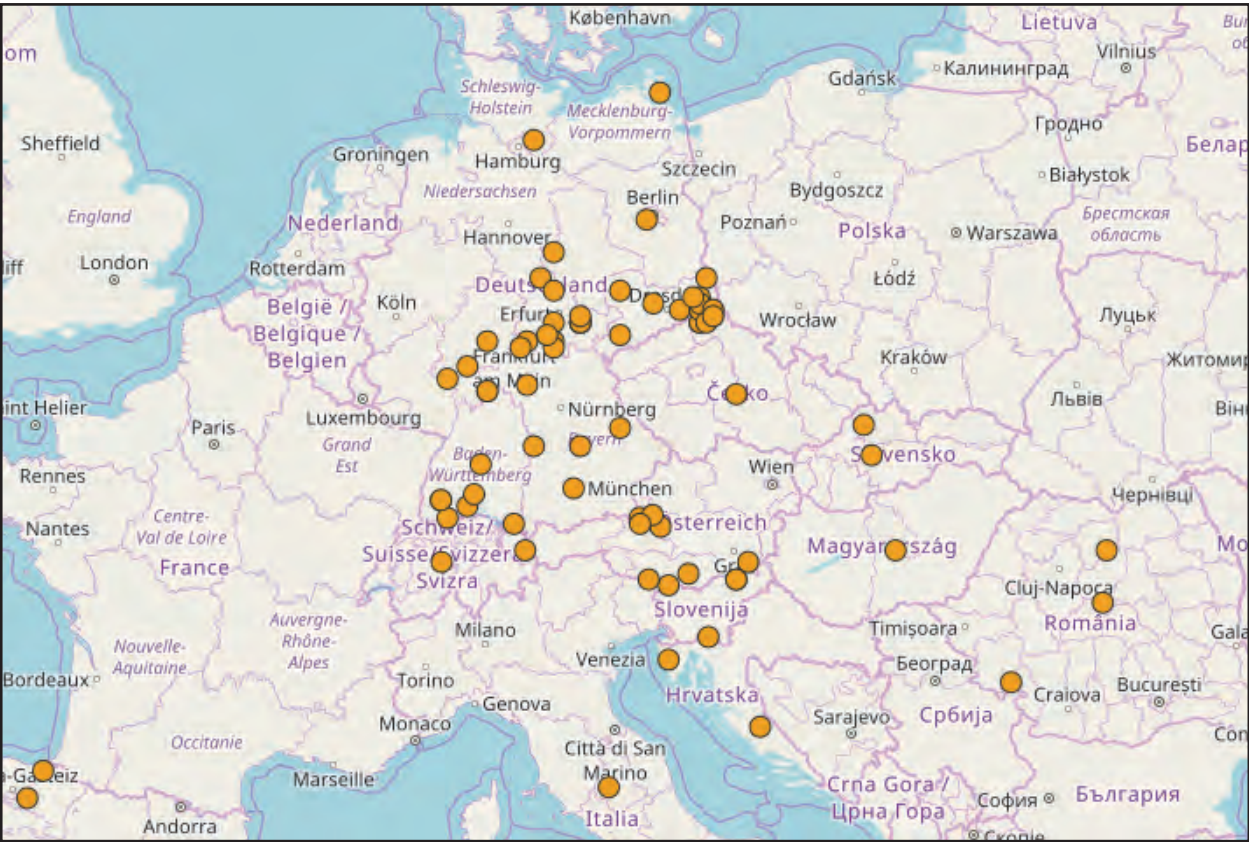


Abb. 82: Fundpunkte von *Strigamia transsilvanica*, 187 Beobachtungen an 140 Orten (Abfrage von Edaphobase am 28.02.2018).

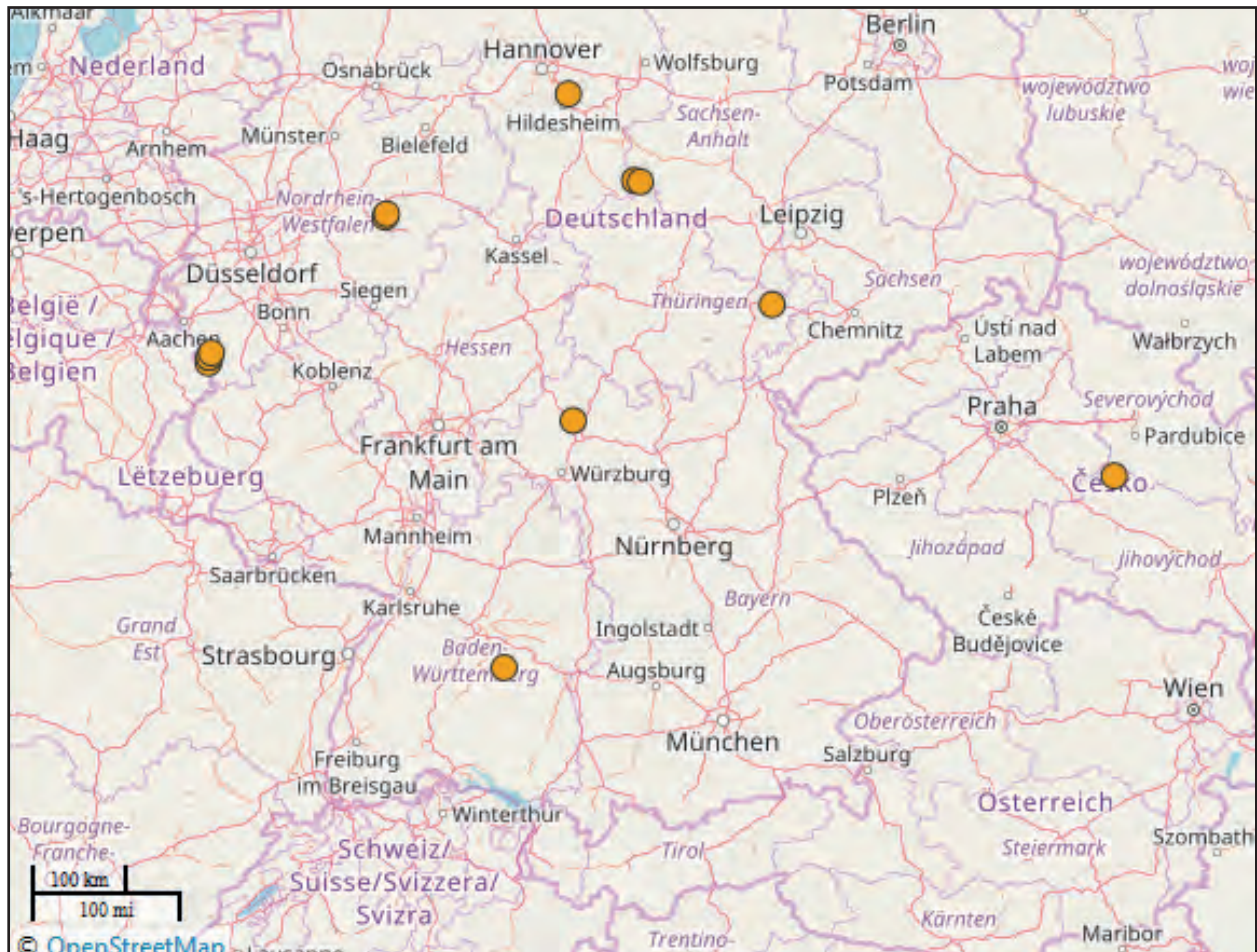


Abb. 83: Fundpunkte von *Geophilus ribauti*, 71 Beobachtungen an 46 Orten (Abfrage von Edaphobase am 07.02.2018).

Taxon wurde erst kürzlich in den Artstatus erhoben (Bonato & Minelli 2014) und wurde in der Vergangenheit als Unterart von *Geophilus truncorum* geführt, was die bisher wenigen Nachweise in den Mittelgebirgen erklärt. Die endogäisch lebende Art *G. ribauti* kommt laut Decker et al. (2015) schwerpunktmäßig in kühlfeuchten Wäldern der Mittelgebirge Mittel-, West- und Süddeutschlands vor (Abb. 83). Offenbar ist sie auch in der Lage, zumindest extensiv bewirtschaftete Agrarökosysteme zu besiedeln.

7.4.4.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Acker- und Graslandtypen

Für die Darstellung der Artengruppen innerhalb der Kreuztabelle wurden für die Chilopoden sowohl die Nachweise aus den Bodenkernen als auch die Funde der Bodenfallen berücksichtigt (Tab. 86). Die Notwendigkeit ergibt sich aus der Lebensweise von Vertretern dieser Artengruppe, die teilweise endogäisch, teilweise epigäisch

aktiv sind. Wie bei den Diplopoden wurden auch bei den Chilopoden zur Sortierung der Kreuztabelle ausschließlich die Daten der Länderstudie in Bayern berücksichtigt (vgl. Anmerkungen in Kap. 5.4.3.3, 7.4.3.3).

Keiner der drei Biotoptypen enthält charakteristische Differentialarten. Als schwache Kennarten, die die Biotoptypen innerhalb der vorliegenden Studie charakterisieren, können *Lamyctes emarginatus* aufgrund der erhöhten Aktivität im Grünland, und *Geophilus electricus* angesprochen werden. Letztere wurde nur in den Kalk-Äckern bei Großenhül (EB_BY32, EB_BY33) gefunden, aber nicht in Sulzthal (EB_BY31). Bis auf *Geophilus flavus*, welcher unregelmäßig in allen Biotoptypen erfasst wurde, konnten die sonstigen Arten nur an je einem der Standorte gefangen werden.

Nur eine der erfassten Arten, *Lamyctes emarginatus*, wurde mit Hilfe der Indikatorartenanalyse als statistisch signifikante Indikatorart ermittelt und erreichte einen Indikatorwert von über 0,8 (Tab. 87). Wie in der Kreuztabelle abgebildet, ist *Lamyctes emarginatus* abundant in den intensiven Grünländern aufgetreten, wurde aber auch in zwei der drei Löss-Äcker gefunden.

Tab. 86: Sortierte Kreuztabelle der in den Bodenstecherproben und Bodenfallen nachgewiesenen Hundertfüßer (Chilopoda); Angaben in Individuen pro Standort; Bodenstecher/Bodenfalle; Punkte: keine Tiere gefunden; gepunktete Rahmen: schwach kennzeichnende Artengruppen.

	Ifd. Nr. 1: Almesbach Stallkoppel Ifd. Nr. 2: Kringell 1 Büchelberger Wiese Ifd. Nr. 3: Kringell 2 Prag Grünland 34.08.01.01			Ifd. Nr. 4: Schwarzenau Rödersacker Ifd. Nr. 5: Leiblfing Ifd. Nr. 6: Scheyern Löss-Acker 33.04.03			Ifd. Nr. 7: Sulzthal Ifd. Nr. 8: Großenhül Flur Ifd. Nr. 9: Großenhül In der Huh Kalk-Acker 33.01.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_BY11	EB_BY12	EB_BY13	EB_BY21	EB_BY22	EB_BY23	EB_BY31	EB_BY32	EB_BY33
Ifd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Begleitarten									
<i>Lamyctes emarginatus</i>	1 / 32	4 / 69	2 / 25	.	1 / 1	0 / 6	.	.	.
<i>Geophilus electricus</i>	.	.	.	.	.	.	.	1 / 4	0 / 1
<i>Geophilus flavus</i>	1 / 0	.	.	0 / 1	.	.	.	1 / 0	1 / 0
<i>Lithobius microps</i>	3 / 1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Geophilus ribauti</i>	.	.	.	.	.	.	2 / 0	.	.
<i>Lithobius forficatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	0 / 1	.
<i>Lithobius mutabilis</i>	.	.	0 / 1	.	.	.	.	.	.
<i>Stenotaenia linearis</i>	.	.	.	.	.	.	0 / 1	.	.
<i>Strigamia transsilvanica</i>	.	.	.	0 / 1	.	.	.	.	.
Artengruppen									
<i>Lithobius spec.</i>	5 / 0	3 / 0	.	.	.	.	1 / 0	.	1 / 0

Tab. 87: Chilopoden-Arten der Biotoptypen: intensives Grünland frischer Standorte, intensiver Löss-Acker und extensiver Kalk-Acker, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.08.01.01	intensives Grünland			
<i>Lamyctes emarginatus</i>	0,94	0,04	0,94	1,00

Zwischen den Chilopoden-Gemeinschaften der Ackerstandorte existieren kaum Unterschiede, die mit der Korrespondenzanalyse visualisiert werden können (**Abb. 84**). Die durch die kleinen Artenzahlen und die sehr niedrigen Aktivitätsdichten verursachte geringe Varianz der Ackerstandorte führt dazu, dass sich die Grünländer relativ deutlich von den Äckern abheben. Diese Varianz wird nahezu ausschließlich durch die erste Achse widerspiegelt, die wiederum das Auftreten von *Lamyctes emarginatus* repräsentiert. Charakteristische Lebensgemeinschaften der drei untersuchten landwirtschaftlichen Biotoptypen konnten für die Chilopoden somit nicht nachgewiesen werden.

Eine Abfrage der Daten in Edaphobase mit Hilfe des Tools Edaphoclass konnte die häufigsten in bestimmten Biotoptypen der zweiten Ebene (34.08 artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte, 33.04 Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonböden und 33.01 flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache (nach Riecken et al. 2003)) gefundenen Chilopodenarten ermitteln (**Tab. 88**). Die Auflistung zeigt alle sieben Arten, die bisher in den sehr wenigen Beobachtungen, die für die o. g. Biotoptypen in Edaphoclass vorliegen, nachgewiesen wurden. Aufgrund

der stark eingeschränkten Aussagekraft dieser wenigen Daten wurde für die Ackerstandorte eine Abfrage auf erster Biotoptypen-Ebene (33 Acker und Ackerbrachen) durchgeführt. Diese zeigt bspw. den relativ häufigen Fang der in der Länderstudie (Bayern) aktivsten Art *Lamyctes emarginatus* auf Ackerstandorten. Andere Arten kommen nur unregelmäßig vor.

Agrarökosysteme, wie sie in der Länderstudie in Bayern untersucht wurden, waren bisher nur ausgesprochen selten Gegenstand chilopodenfaunistischer Erhebungen, so dass für die Acker-Standorte nur auf der übergeordneten Biotoptypen-Ebene (Acker und Ackerbrachen, Biotoptyp 33 nach Riecken et al. 2003, vgl. **Tab. 88**) Vergleichsuntersuchungen zur Verfügung standen. Aus diesem Grund verfügen die dargestellten Daten, obschon sie nur eine Grundlage bilden und vertiefende Analysen darauf aufbauen sollten, über eine hohe Relevanz. Ähnlich wie die Diplopoden (Kap. 7.4.3) reagieren Chilopoden sehr empfindlich auf regelmäßige Störungen, wie sie in Agrarökosystemen stattfinden, weshalb sie dort im Vergleich zu anderen Habitaten in der Regel arten- und individuenarm auftreten (Wolters & Ekschmitt 1993). Dies wird durch die vorgestellte Untersuchung bestätigt. Auch fanden bspw. Schmitt & Roth (1999,

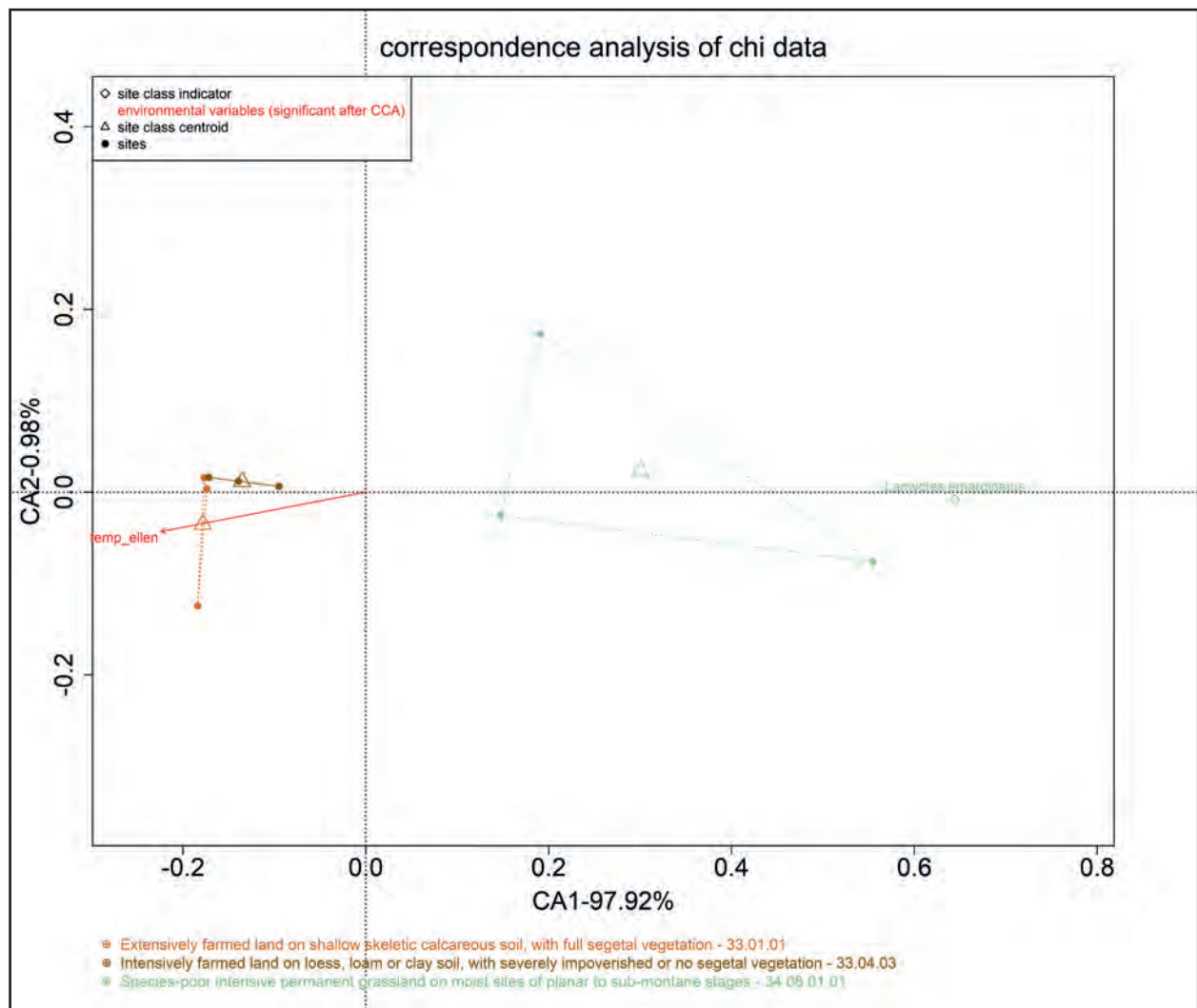


Abb. 84: Korrespondenzanalyse (CA) der Chilopoden-Daten der Biotoptypen artenarmes Intensiv-Grünland (grün), intensiver Löss-Acker (braun) und extensiver Kalk-Acker (orange) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Stärke, RWTH Aachen).

Tab. 88: Stetigste Chilopodenarten der Biotoptypen 34.08 artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte sowie 33 Acker und Ackerbrachen (nach Riecken et al. 2003); Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 26.02.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps.

Biotyp	34.08	33
Anzahl Standorte	2	65
<i>Geophilus flavus</i>	1,00	0,23
<i>Lithobius forficatus</i>	0,50	0,17
<i>Geophilus electricus</i>		0,08
<i>Lithobius calcaratus</i>		0,08
<i>Lithobius piceus</i>	0,50	
<i>Lamyctes emarginatus</i>		0,37
<i>Lithobius mutabilis</i>		0,22
<i>Lithobius microps</i>		0,14
<i>Lithobius muticus</i>		0,09
<i>Schendyla nemorensis</i>		0,09
<i>Strigamia acuminata</i>		0,08

Löss-Acker, Grünland) nur 1-2 Arten auf Löss-Äckern und intensivem Grünland, Klinger (1992) erfassen hingegen bis zu 6 Arten auf Löss-Äckern bei Frankfurt (Main). Auch Tischler (1958) verweist auf insgesamt geringe Artenzahlen und Aktivitätsdichten, bemerkt jedoch, dass *Lamyctes emarginatus* auf den von ihm untersuchten Feldern häufig anzutreffen ist und 70 von 95 der dort gefundenen Chilopoden dieser Art angehören. Generell wird durch die Länderstudie und andere Untersuchungen deutlich, dass sich auf Agrarstandorten keine regelmäßigen Hundertfüßer-Gemeinschaften ausbilden und die gefundenen Arten auch abhängig sind von den Umgebungsbiotopen, von denen aus sie einwandern können (Tischler 1958).

7.4.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Artenarmes Intensiv-Grünland

Die Grünland-Standorte werden vor allem von *Lamyctes emarginatus* besiedelt. Diese einjährige Pionierart bewohnt bevorzugt insbesondere Äcker, Grünland, (Halb)trockenrasen und Überflutungsgebiete, wo sie aufgrund ihrer jagenden Lebensweise oft in großen Individuenzahlen gefangen wird (Rosenberg 2009). Auf dem intensiven Grünland bei Almesbach wurden zudem *Geophilus flavus* und *Lithobius microps* nachgewiesen. Diese beiden relativ wärmeliebenden Arten kommen regelmäßig auf Äckern vor (Rosenberg 2009), bevorzugen schwerpunktmäßig jedoch verschiedene Wälder und Saumbiotope (Spelda 1999). Auch *Lithobius mutabilis* gilt demnach als typische (Laub)Wald-Art, die nicht selten auf Äckern nachgewiesen wird.

Intensiver Löss-Acker

Die Chilopodenfauna der intensiv bewirtschafteten Löss-Äcker ist als ausgesprochen verarmt zu bewerten. Neben der Pionierart *Lamyctes emarginatus* (Rosenberg 2009) wurden hier nur wenige Individuen der beiden Arten *Geophilus flavus* und *Strigamia transsilvanica* (Tab. 86) erfasst.

Extensiver Kalk-Acker

Charakteristisch auf den extensiven Kalk-Äckern ist das Vorkommen der Art *Geophilus electricus* an zwei der drei Standorte. Die Wälder bevorzugende Art bewohnt tiefere Bodenschichten (Rosenberg 2009) wärmebegünstigter Regionen (Spelda 1999). Sie könnte also auch ein Indikator der schonenderen Bodenbearbeitung der beiden Standorte EB_BY32 und EB_BY33 sein und weniger eine Kennart eines bestimmten Biotoptyps, wie auch Tab. 88 vermuten lässt. Die Länderstudie erbrachte darüber hinaus den ersten

Nachweis von *Geophilus ribauti* an Ackerstandorten, eine Art, welche schwerpunktmäßig kühl-feuchte Wälder der Mittelgebirge besiedelt (Decker et al. 2015).

7.4.5 Lumbricidae

7.4.5.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

An den neun Standorten in Bayern wurden bei den beiden Probenahmen im Frühjahr und Herbst 2015 insgesamt 3.742 Regenwürmer aus 10 Arten bzw. 5 Gattungen gefunden (Tab. 89, Tab. Anhang 5, 44-46). Eine detaillierte Darstellung, aufgeschlüsselt nach den jeweils drei Standorten pro Biotoptyp, ist den Tab. Anhang 44-46 zu entnehmen.

Die meisten Lumbriciden wurden an den drei Intensivgrünland-Standorten (insgesamt 2.795 Individuen, verteilt auf 9 Arten) gefangen, während ihre Zahl an den beiden Ackerstandorttypen um ca. den Faktor 5 (Löss-Äcker: 551) bzw. den Faktor 7 (Kalk-Äcker: 396) niedriger lag. Dementsprechend geringer war auch die Artenzahl (Löss-Äcker: 7; Kalk-Äcker: 5). Die drei Grünlandstandorte unterschieden sich nur geringfügig hinsichtlich Abundanz (maximal Faktor 2) und Artenzahl (in toto 5 – 7), weder insgesamt noch nach Probenahmezeitpunkt. Demgegenüber war jeweils ein Standort bei beiden Ackertypen deutlich geringer besiedelt: Bei den Löss-Äckern lag dieser Unterschied der Abundanz beim Faktor von 8, der der Kalk-Äcker sogar beim Faktor 35. Bei der Artenzahl war es umgekehrt: praktisch kein Unterschied bei den Artenzahlen (3 vs. 4) der Kalk-Äcker, aber ein Unterschied von 2 bis zu 6 bei den Löss-Äckern. Mit einer Ausnahme (Kalk-Acker EB_BY32; um den Faktor 10 höhere Abundanz im Frühjahr) lagen Individuen- und Artenzahlen der beiden Probenahmen weniger als um den Faktor 2 auseinander.

Die überdurchschnittliche Trockenheit im Jahr 2015 spielte bei der Erfassung der Regenwürmer in Bayern insofern eine Rolle, dass zumindest im Vergleich zu früher, vor allem von LfL Bayern beprobten Standorten, Flächen mit ähnlichen Bodeneigenschaften sowie Landnutzung eine geringere Biomasse, teils auch Abundanz aufwiesen. Es liegt der Verdacht nahe, dass dieser Faktor eine große Rolle bei der Ausprägung der bayerischen Regenwurmgemeinschaft spielte.

7.4.5.2 Faunistische Besonderheiten der Lumbricidae in Bayern

Laut mündlicher Auskunft von Frau R. Walter (LfL Bayern) fiel bei früheren Erfassungen der bayerischen Regenwurmfauna auf, dass die in ganz Deutschland

sowie den angrenzenden östlichen und südöstlichen Nachbarstaaten (Csuzdi & Zicsi 2003) regelmäßig auftretende Art *Aporrectodea longa* nur im westlichen Bayern gefunden wurde. Diese Beobachtung wird durch die in Edaphobase vorhandenen Fundnachweise unterstützt (vgl. **Abb. 85**): Während zum Beispiel die in den gleichen Biotoptypen vorkommende Art *Aporrectodea caliginosa* in ganz Bayern nachgewiesen wurde, konnte *A. longa* im östlichen Bayern kaum gefunden werden. Gründe für dieses Verteilungsmuster sind nicht bekannt, doch kann jetzt anhand der Fundnachweise gezielt nach dessen Ursachen gesucht werden.

Ansonsten wurden keine faunistischen Besonderheiten in dieser Untersuchung gefunden, was auf den ersten Blick überraschen mag, da mehrere der aus Deutschland bekannten Lumbricidenarten (insgesamt 48) bisher nur bzw. überwiegend im südlichen Bayern gefunden wurden (z. B. *Aporrectodea georgii* (Michaelsen, 1890), *A. handlirschi* (Rosa, 1897), *A. smaragdina* Rosa, 1892, *Lumbricus polyphemus* (Fitzinger, 1833), *Octodrilus argoviensis* (Bretscher, 1899), *O. transpadanus* (Rosa, 1884)) (Lehmitz et al. 2014, Lehmitz et al. 2016). Diese Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im südosteuropäischen bzw. illyrisch-mediterranen Raum und wurden teils nahe der deutsch-österreichischen Grenze gefunden, meist an wenig gestörten Waldstandorten. Die hier untersuchten Standorte werden jedoch überwiegend intensiv genutzt; d. h. die

gefundenen Regenwurmartarten gehören zur „typischen“ Lumbricidenfauna Mitteleuropas für Ackerflächen.

Zudem wurden innerhalb des vergangenen Jahrzehnts auf Ackerflächen im Landkreis Altötting zwei endogäische Arten (*Octodrilus pseudolissaensoides* Zicsi, 1994, *Proctodrilus opisthoductus* Zicsi, 1985) gefunden (LfL 2017), die bisher vor allem aus Südosteuropa, speziell Ungarn bekannt waren (Csuzdi & Zicsi 2003). Diese Beobachtung ist ein Beispiel dafür, dass ein bodenbiologisches Beurteilungssystem nicht starr und schematisch angewandt werden kann, sondern Veränderungen aktiv in den Beurteilungsprozess aufgenommen werden müssen. Konkret sind, wie in diesem Beispiel aus Bayern, neue Arten in ihrem Vorkommen zu dokumentieren, nicht aber sofort in das auf endemischen Arten fußende Beurteilungskonzept zu integrieren, um eine fehlerhafte Einschätzung der bodenbiologischen Qualität dieses Standorts zu vermeiden.

7.4.5.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotoptypen in Bayern

In der **Tab. 90** sind die Lumbricidenarten mit ihren Abundanzen nach der Häufigkeit ihres Vorkommens in den Biotoptypen angeordnet. Bezogen auf die Gesamtabundanz der adulten Tiere waren die drei häufigsten Arten (in abnehmender Reihenfolge) *Aporrectodea caliginosa*,

Tab. 89: Arten- und Individuenzahlen der Lumbricidae auf den Untersuchungsflächen in Bayern..

			Individuenzahlen			Artenzahlen		
Intensiv- grünland	BY11	Frühjahr	498	945	2795	6	7	9
		Herbst	447			7		
	BY12	Frühjahr	599	1185	2795	7	7	9
		Herbst	586			4		
	BY13	Frühjahr	388	665		4	5	
		Herbst	277			4		
Löss-Acker	BY21	Frühjahr	13	36	551	1	2	
		Herbst	23			2		
	BY22	Frühjahr	86	233	551	4	5	7
		Herbst	147			4		
	BY23	Frühjahr	125	282		4	6	
		Herbst	157			4		
Kalk-Acker	BY31	Frühjahr	5	7	396	2	3	
		Herbst	2			1		
	BY32	Frühjahr	125	142	396	3	3	5
		Herbst	17			3		
	BY33	Frühjahr	134	247		4	4	
		Herbst	113			3		
Bayern 2015			Individuenzahl gesamt: 3742			Artenzahl gesamt: 10		

Aporrectodea rosea und *Lumbricus terrestris*, die zusammen 86% dieser Altersklasse bzw. 26% aller Regenwürmer stellten. Eingerahmt und damit vorläufig als charakteristisch eingestuft sind Arten, die in zwei oder drei Replikaten eines Biotoptyps gefunden wurden, wobei die Gruppierung so vorgenommen wurde, dass Ähnlichkeiten und Unterschiede zwischen den drei untersuchten Biotoptypen hervorgehoben werden. Zugleich wurden Ähnlichkeiten und Unterschiede innerhalb eines Biotoptyps, d. h. zwischen den Replikaten, sichtbar gemacht. Jungtiere wurden bei diesem Ansatz nicht berücksichtigt, da sie an praktisch allen Standorten Tiere aus verschiedenen Arten enthalten können.

Anhand der Kreuztabelle sowie der Indikatorartenanalyse lassen sich folgende Gruppen identifizieren:

- *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* und *Lumbricus terrestris* wurden an allen drei Biotoptypen an mindestens zwei von drei Standorten gefunden. Sie bilden damit eine Säuregruppe für schwach saure bis neutrale Standorte. Diese Eingruppierung erfolgte insbesondere auch unter Berücksichtigung der Beobachtungen aus den übrigen Länderstudien (Kap. 5, 6, 8), in denen diese Arten an (stark) sauren Standorten fehlten.
- Unter der Hinzunahme der Informationen aus den übrigen Länderstudien (Kap. 5, 6, 8) kann *Lumbricus rubellus* als unter den Regenwürmern einzige Grundart (für Grasland- und Waldstandorte) angesehen werden. Dennoch wurde sie in der vorliegenden Untersuchung nur an einem der drei Graslandstandorte (und an jeweils einem der Ackerstandorte) nachgewiesen.
- Alle übrigen Regenwurmart (*Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea longa*, *Dendrobaena attemsi*, *Lumbricus castaneus*, *Octolasion cyaneum*, *Octolasion tyrtaeum*) sind an diesen Standorten als sporadische Begleitarten anzusehen.

In der Indikatorartenanalyse (**Tab. 91**) wurde *A. rosea* als einzige Art identifiziert, die für den Biotoptyp Intensivgrünland als relevant und signifikant eingestuft wurde. Darüber hinaus wurden auch die Juvenilen der Gattungen *Lumbricus* und *Octolasion* als Indikatoren für diesen Biotoptyp erkannt. Dies ist somit eine zusätzliche Information zu der Darstellung der Artengruppen in den sortierten Kreuztabellen, in denen juvenile Lebensstadien sowie die Abundanz nicht berücksichtigt wurden.

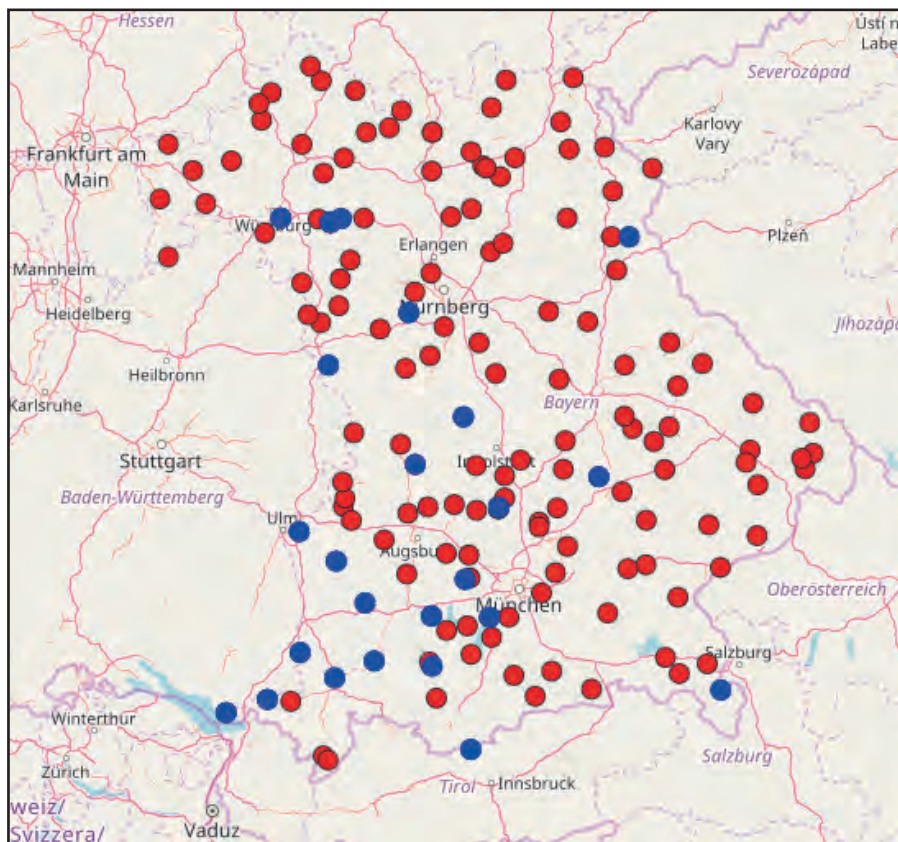


Abb. 85: Vergleich der Verbreitung von *Aporrectodea caliginosa* (rote Punkte) und *Aporrectodea longa* (blaue Punkte) im Freistaat Bayern (Abfrage von Edaphobase am 21.05.2018; Kartendarstellung: Edaphobase).

Mit Hilfe des in das Edaphobase-Portal integrierten Auswerte-Werkzeugs Edaphostat (Hausen et al. 2017) können die ökologischen Profile der im Datenbestand enthaltenen Arten angezeigt werden. Es wurden Daten von Standorten in Deutschland ausgewählt, an denen das Artenspektrum der Lumbriciden quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung auch Daten von Experimentalflächen z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Damit standen Daten von insgesamt 407 Standorten für 32 verschiedene Lumbricidenarten zur Verfügung. Für den Vergleich mit

Daten von den untersuchten Standorten in Bayern werden beispielhaft zwei Arten hervorgehoben: *Aporrectodea caliginosa* als diejenige Art mit dem insgesamt höchsten Dominanzanteil und *Lumbricus terrestris*, die als einzige Art an acht von neun untersuchten Standorten nachgewiesen wurde. Als Standortfaktoren werden exemplarisch zwei dargestellt, die für die vorliegende Untersuchung als besonders relevant anzusehen sind: Biotoptyp (1. Ebene) sowie Boden-pH-Wert. Aus **Abb. 86** und **87** wird ersichtlich, dass die in Bayern gemachten Beobachtungen konsistent mit den ökologischen Profilen beider Arten sind. Sowohl *Aporrectodea caliginosa* als auch *Lumbricus terrestris* sind Arten mit einer klaren

Tab. 90: Sortierte Kreuztabelle der Lumbriciden. Angaben in Ind./m². Biotoptyp: Vgl. Riecken et al. (2003).

	lfd. Nr. 1: Almesbach Stallkoppel lfd. Nr. 2: Kringell 1 Büchelberger Wiese lfd. Nr. 3: Kringell 2 Prag Grünland 34.08.01.01			lfd. Nr. 4: Schwarzenau Rödersacker lfd. Nr. 5: Leiblfling lfd. Nr. 6: Scheyern Löss-Acker 33.04.03			lfd. Nr. 7: Sulzthal lfd. Nr. 8: Großenhül Flur lfd. Nr. 9: Großenhül In der Huh Kalk-Acker 33.01.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_BY11	EB_BY12	EB_BY13	EB_BY21	EB_BY22	EB_BY23	EB_BY31	EB_BY32	EB_BY33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Säuregruppen									
schwach saure bis neutrale Standorte									
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	43,2	26,4	25,2	.	29,2	13,6	.	12,8	26,4
<i>Aporrectodea rosea</i>	26,4	82,4	21,2	.	4,4	2,8	.	0,8	4,4
<i>Lumbricus terrestris</i>	13,6	14,4	20,4	.	5,6	5,2	0,4	3,6	2
Grundarten									
Grasland- und Waldstandorte									
<i>Lumbricus rubellus</i>	19,2	.	.	.	0,8	.	.	.	0,4
Begleitarten									
schwach saure bis neutrale Standorte									
<i>Allolobophora chlorotica</i>	5,2	2,4	1,2	8	6,8	0,8	.	.	.
<i>Aporrectodea longa</i>	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.
<i>Dendrobaena attemsi</i>	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lumbricus castaneus</i>	9,6	2	.	.	.	.	.	.	.
<i>Octolasion cyaneum</i>	4,4	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	.	2,4	.	.	.	.	0,8	.	.
Juvenile Lebensstadien									
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	171,2	224,4	113,2	5,6	24,4	57,6	0,8	33,6	54,4
<i>Dendrobaena</i> sp.	.	1,6	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lumbricus</i> sp.	59,6	51,2	49,6	0,8	9,6	18,4	.	2	2,4
<i>Octolasion</i> sp.	3,6	6,4	0,4	.	.	1,2	.	.	.
endogäische Adulte	79,2	113,6	47,6	8	40,4	17,2	0,8	13,6	30,8
epigäische Adulte	28,8	2,4	.	.	0,8	.	.	.	0,4
anözische Adulte	13,6	14,4	20,4	.	5,6	5,6	0,4	3,6	2
Total	378	474	266	14,4	93,2	112,8	2,8	56,8	98,8
Artenzahl	7	7	5	2	5	6	3	3	4

Tab. 91: Indikatorwerte (indicator_value) der Lumbriciden-Arten der Biotoptypen Intensivgrünland, Löss-Acker und Kalk-Acker sowie die entsprechenden relativen Abundanzen (rel_abundance) und Stetigkeiten (rel_frequency). Ein Indikatorwert > 0,8 wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) ≤ 0,1. Angabe des Biotyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.08.01.01 Intensivgrünland				
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	0,74	0,03	0,74	1,00
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,54	0,24	0,54	1,00
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,91	0,04	0,91	1,00
<i>Dendrobaena attemsi</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Dendrobaena</i> sp.	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,67	0,29	1,00	0,67
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,31	1,00	0,94	0,33
<i>Lumbricus</i> sp.	0,83	0,04	0,83	1,00
<i>Lumbricus terrestris</i>	0,74	0,04	0,74	1,00
<i>Octolasion cyaneum</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	0,25	1,00	0,75	0,33
<i>Octolasion</i> sp.	0,90	0,09	0,90	1,00
33.04.03 Löss-Acker				
<i>Allolobophora chlorotica</i>	0,64	0,18	0,64	1,00
<i>Aporrectodea longa</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
33.01.01 Kalk-Acker				
--	--	--	--	--

Präferenz für schwach saure bis neutrale Standorte sowie für Offenlandbiotope. Zuweilen werden Laubwälder, jedoch nur sehr selten Nadelwälder besiedelt.

Das CA-Diagramm (Abb. 88) visualisiert die Unterschiedlichkeit der drei Biotoptypen. Demnach korreliert die anhand der Regenwurmgemeinschaft festgelegte Anordnung der Standorte im Diagramm mit dem Boden-pH-Wert sowie der Höhenlage: Von links schwach sauren und höher gelegenen zu rechts neutralen und niedriger gelegenen Standorten. Es zeigt sich eine deutliche Überlappung der drei Biotoptypen. Jeweils ein Standort pro Biotyp setzt sich in der Ordination von den übrigen ab. Bei den Intensivgrünländern ist dies der Standort Almesbach Stallkoppel, vor allem bedingt durch das Vorkommen weiterer *Lumbricus*-Arten in relativ hoher Abundanz (*L. rubellus*, *L. castaneus*). Bei den Acker-Standorten handelt es sich um die beiden sehr artenarmen Standorte Schwarzenau und Sulzthal, bei denen vor allem die sonst überall auftretenden Vertreter der Säuregruppe für schwach saure bis neutrale Standorte (*A. caliginosa*, *A. rosea*, *L. terrestris*) fast vollständig fehlten.

7.4.5.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Mit dem Edaphobase Auswerte-Werkzeug Edaphoclass ließ sich aus dem in Edaphobase enthaltenen Daten-

bestand ein Vergleich zwischen den in Bayern untersuchten Flächen und anderen deutschen Standorten vornehmen. Da nicht für alle in dieser Studie untersuchten Biotoptypen der 3. bzw. 4. Ebene (z. B. Biotyp 34.08.01.01: Intensiv genutztes, frisches Dauergrünland der planaren bis submontanen Stufe, Riecken et al. 2003) eine ausreichende Anzahl Datensätze in Edaphobase vorhanden war, erfolgte die Abfrage auf der übergeordneten 2. Biotypenebene (Tab. 92). Voraussetzung für die Vergleichbarkeit war, dass das Artenspektrum der Lumbriciden auch an den Vergleichsstandorten quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung zudem Daten von Experimentalflächen z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Nach der nach diesen Kriterien erfolgten Filterung standen 18 Standorte des Biotyps 34.08: artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte, 44 Standorte des Biotyps 33.04: Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden, sowie 8 Standorte des Biotyps 33.01: flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache für einen Vergleich zur Verfügung. Für diese Standorte wurde die Stetigkeit der Lumbricidenarten berechnet. Diese Stetigkeit ist somit ein Maß dafür, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine einzelne Art an einem Standort des jeweiligen Biotyps erwartet werden kann.

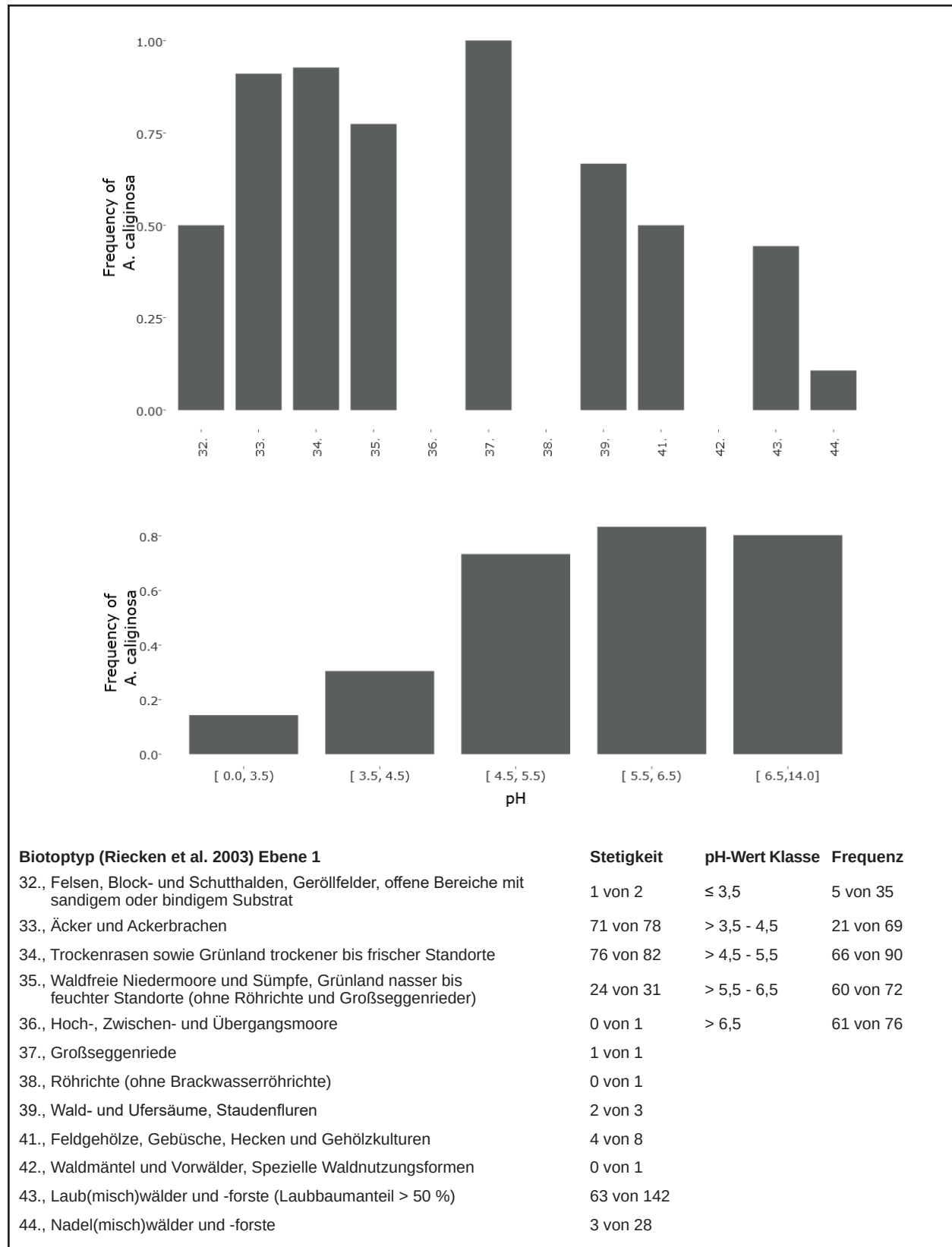
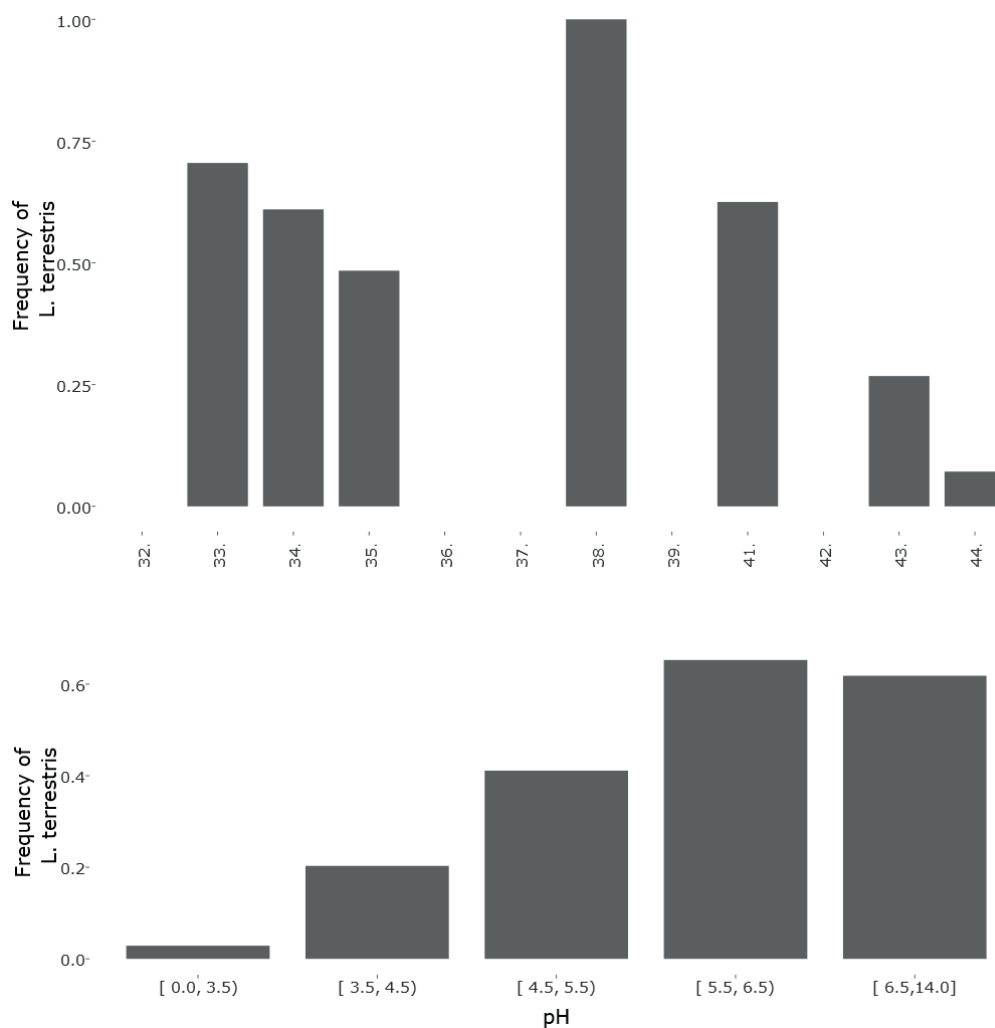


Abb. 86: *Aporrectodea caliginosa*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

**Biotoptyp (Riecken et al. 2003) Ebene 1**

32., Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat
33., Äcker und Ackerbrachen
34., Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte
35., Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder)
36., Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore
37., Großseggenriede
38., Röhrichte (ohne Brackwasserröhrichte)
39., Wald- und Ufersäume, Staudenfluren
41., Feldgehölze, Gebüsche, Hecken und Gehölzkulturen
42., Waldmäntel und Vorwälder, Spezielle Waldnutzungsformen
43., Laub(misch)wälder und -forste (Laubbaumanteil > 50 %)
44., Nadel(misch)wälder und -forste

Stetigkeit**pH-Wert Klasse****Frequenz**

0 von 2	≤ 3,5	1 von 35
55 von 78	> 3,5 - 4,5	14 von 69
50 von 82	> 4,5 - 5,5	37 von 90
15 von 31	> 5,5 - 6,5	47 von 72
0 von 1	> 6,5	47 von 76
0 von 1		
1 von 1		
0 von 3		
5 von 8		
0 von 1		
38 von 142		
2 von 28		

Abb. 87: *Lumbricus terrestris*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biotoptyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

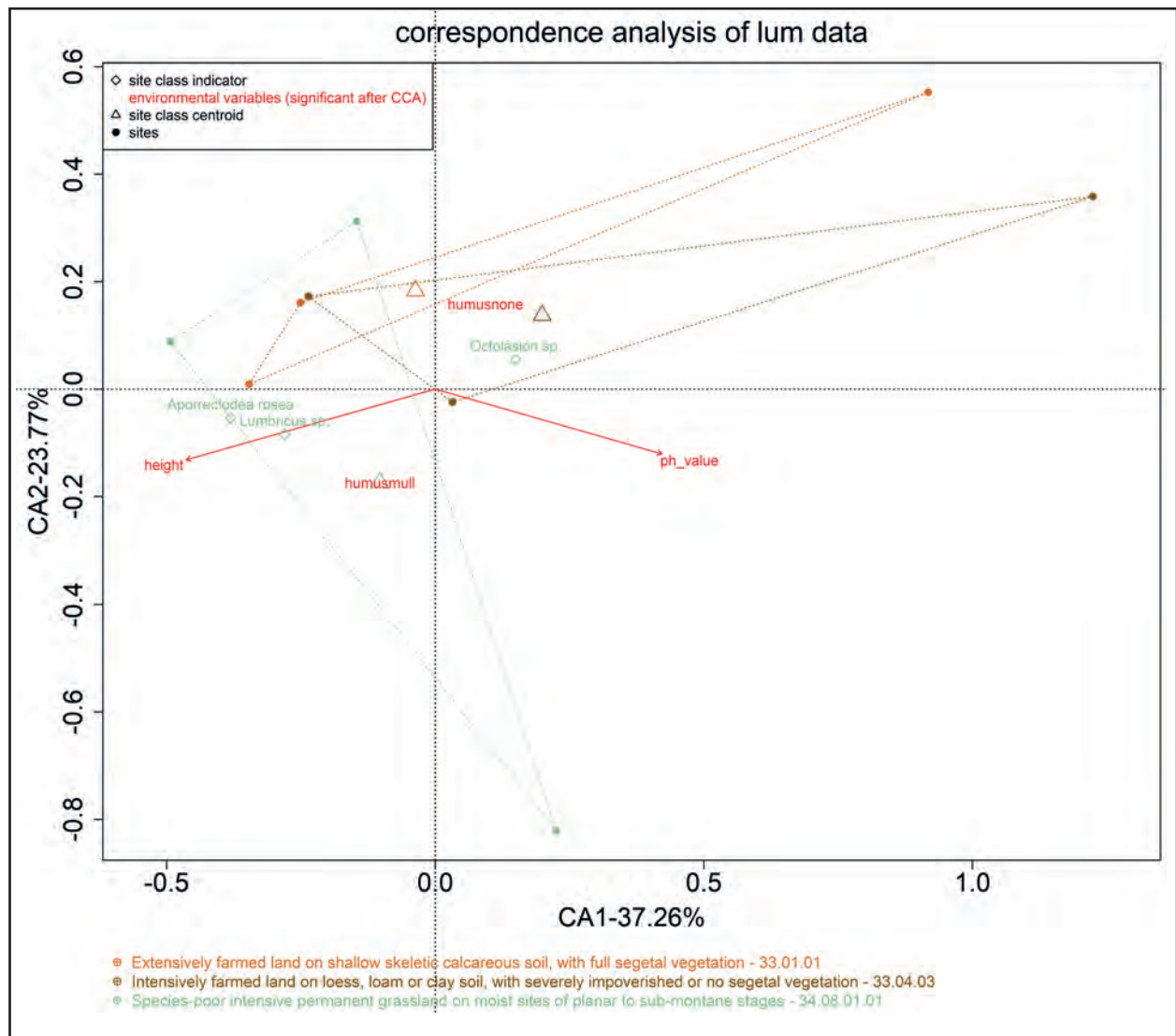


Abb. 88: Korrespondenzanalyse (CA) der Lumbricidendaten der Biotoptypen Intensivgrünland (grün), Löss-Acker (braun) und Kalk-Acker (orange) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Intensivgrünland

Aus den in **Tab. 92** enthaltenen Werten ist erkennbar, dass an Standorten des Biotoptyps 34.08 vier Arten mit einer hohen Wahrscheinlichkeit erwartet werden können: *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus terrestris*. Drei dieser Arten wurden an allen drei Standorten dieses Typs in Bayern nachgewiesen, *Lumbricus rubellus* hingegen nur an einem. Darüber hinaus wurde ebenfalls an allen drei Standorten *Allolobophora chlorotica* gefunden. Außerdem trat an zwei Standorten *Lumbricus castaneus* auf, sowie an jeweils einem Standort *Dendrobaena attemsi*, *Octolasion cyaneum* sowie *Octolasion tyrtaeum*. *D. attemsi* wurde bislang nicht an solchen Standorten

nachgewiesen (**Tab. 92**). Die dominante Art an den Standorten EB_BY11 (Almesbach Stallkoppel) und EB_BY13 (Kringell 2 Legrechterwiese) war *A. caliginosa* (36% bzw. 37% der Adulti); am Standort EB_BY12 (Kringell 1 Bergkoppel) war dies *A. rosea* (63%). Das Artenspektrum war somit zwischen den drei Standorten sehr ähnlich, der Standort Kringell 2 Legrechterwiese zeigte jedoch eine etwas niedrigere Artenzahl und epigäische Adulte fehlten gänzlich. Auch die Gesamtabundanz unterschied sich zwischen den Standorten nicht wesentlich (< Faktor 2). Insgesamt zeigt sich, dass die drei Intensivgrünland-Standorte keine Auffälligkeiten haben und somit als typisch für diesen Biotoptyp (2. Ebene) anzusehen sind. Die Arten, die mit

hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten waren, wurden fast alle gefunden, und es wurden keine zusätzlichen Arten festgestellt, die hier überhaupt nicht zu erwarten gewesen wären.

Löss-Acker

Gemäß der in **Tab. 92** angegebenen Stetigkeiten der verschiedenen Arten können an Standorten dieses Biotoptyps (2. Ebene) drei Arten mit hoher Wahrscheinlichkeit erwartet werden: *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* sowie *Lumbricus terrestris*. Diese wurden auch an zweien der drei Standorte in Bayern nachgewiesen, am Standort Schwarzenau Rödersacker hingegen nicht, was eindeutig als eine Auffälligkeit angesehen werden muss. Zusätzlich wurde an allen drei Standorten *Allolobophora chlorotica* gefunden, die in Schwarzenau Rödersacker die einzigen adulten Tiere stellte. Darüber hinaus wurden dort einzelne Juvenile der Gattung *Lumbricus* gefunden, sodass mindestens eine weitere Art vertreten sein muss. Am Standort Leiblfling wurde außerdem *Lumbricus rubellus* nachgewiesen, sowie in Scheyern *Aporrectodea longa*. Diese beiden Standorte ähnelten sich im Artenspektrum insgesamt stark und sind als typisch für diesen Biotoptyp anzusehen, während dies für den Standort Schwarzenau Rödersacker nicht der Fall ist. Dies war auch der Standort

mit der geringsten Abundanz, die um den Faktor fünf bzw. zwei niedriger lag als an den Standorten Leiblfling bzw. Scheyern. Mögliche Gründe für diesen Effekt liegen in der bei der Probenahme beobachteten starken Bodenverdichtung und Trockenheit. Zudem war dies die einzige Fläche, auf der Biogassubstrat als C/N-Dünger ausgebracht wurde (persönliche Auskunft des Flächenbetreibers).

Kalk-Acker

Für diesen Biotoptyp (2. Ebene) standen in Edaphobase Daten von acht weiteren Standorten für einen Vergleich zur Verfügung (**Tab. 92**). Vier Arten sind hier mit einer hohen Wahrscheinlichkeit zu erwarten: *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus terrestris* und *Octolasion tyrtaeum*. Von diesen wurde *L. terrestris* auch an allen drei Kalk-Äckern in Bayern nachgewiesen, *A. caliginosa* und *A. rosea* fehlten hingegen am Standort Sulzthal, an dem zusätzlich zu *L. terrestris* nur *Octolasion tyrtaeum* vorkam. Letzterer fehlte dagegen an den beiden anderen Standorten. Am Standort Großenhül In der Huh wurde außerdem noch *Lumbricus rubellus* erfasst. Somit ist das Artenspektrum der beiden Standorte in Großenhül sehr ähnlich und typisch für diesen Biotoptyp (2. Ebene), die Abundanz war am Standort Großenhül In der Huh um den Faktor 2,3 höher. Laut persönlicher Mitteilung von Frau

Tab. 92: Angaben der Stetigkeiten der Lumbricidenarten innerhalb der Biotoptypen 34.08 artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte, 33.04 Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden sowie 33.01 flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 21.06.2018).

Biotoptyp	34.08	33.04	33.01
Anzahl Standorte	18	44	8
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,94	0,89	0,88
<i>Allolobophora chlorotica</i>	0,44	0,30	0,25
<i>Aporrectodea cupulifera</i>		0,07	
<i>Aporrectodea icterica</i>		0,02	0,12
<i>Aporrectodea limicola</i>	0,28	0,09	
<i>Aporrectodea longa</i>	0,06	0,45	0,12
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,72	0,84	0,75
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0,06		
<i>Dendrodrilus rubidus</i>		0,07	
<i>Eiseniella tetraedra</i>		0,02	
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,50	0,14	0,38
<i>Lumbricus festivus</i>		0,02	
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,67	0,43	0,38
<i>Lumbricus terrestris</i>	0,67	0,75	0,62
<i>Murchieona minuscula</i>	0,06		
<i>Octolasion cyaneum</i>	0,28	0,30	0,12
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	0,39	0,36	0,50
<i>Proctodrilus antipae</i>	0,06	0,05	

R. Walter (LfL Bayern) wurden zwei Kalkäcker desselben Landwirtes auf Regenwürmer mittels Austreibung (0,2% iger Formaldehydlösung) und anschließender Handauslese im Jahr 2013 untersucht (jeweils 10 Stichproben/Acker). Dabei lag die Regenwurmbiomasse mit 78 g/m² und 103,2 g/m² doppelt so hoch wie in der vorliegenden Untersuchung mit 32,2 und 50,3 g/m². Im Gegensatz dazu war die Abundanz der Regenwürmer auf den beiden Äckern mit 103,2 bzw. 101,6 Ind/m² (Probenahme im Frühjahr 2013; R. Walter, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, pers. Mittl., 10.08.2018) bzw. 56,8 und 98,8 Ind/m² (Projekt Edaphobase II 2015) ähnlicher. Beim Artenspektrum zeigten sich dagegen keine Unterschiede zwischen beiden Untersuchungen. Die Unterschiede zwischen beiden Erhebungen dürften v. a. auf die Trockenheit im Jahr 2015 zurückzuführen sein.

Der Standort Sulzthal ist dagegen angesichts seiner sehr niedrigen Abundanz und Artenzahl sowie seiner Artenzusammensetzung als auffällig anzusehen. Die Lumbricidenzönose war hier stark verarmt. Dies ist vermutlich der im Jahre 2015 örtlich sehr starken Trockenheit (ca. 600 mm Niederschlag) sowie der Bodenbearbeitung geschuldet (zweimaliges Tiefpflügen in den letzten drei Jahren; persönliche Auskunft des Flächenbetreibers).

7.4.6 Enchytraeidae

7.4.6.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf allen untersuchten Flächen 9.811 Individuen aus 53 Arten und 7 Gattungen

nachgewiesen (**Tab. 93**). Darunter sind 11 noch nicht beschriebene Formen, die möglicherweise neue Arten darstellen. Dominante Gattungen hinsichtlich Abundanz und Artenzahl sind *Fridericia* und *Enchytraeus*. Der individuenreichste Biotoptyp waren die drei Intensivgrünland-Standorte mit insgesamt 5.853, der individuenärmste die drei Kalkäcker mit insgesamt 1.074 Individuen. Innerhalb der Biotypen wiesen die Äcker stärkere Individuenschwankungen auf als das Grünland. Innerhalb einer Fläche unterschieden sich die Individuenzahlen zwischen Frühlings- und Herbstprobenahme um den Faktor 1,3-9,4, wobei keine bevorzugte Jahreszeit zu erkennen war. Die summierte Artenzahl lag zwischen 23 (Lössäcker) und 38 (Intensivgrünländer). Die fünf häufigsten Arten waren (in abnehmender Reihenfolge) *Fridericia galba*, *Enchytraeus buchholzi*, *Fridericia christeri*, *Marionina communis* und *Enchytraeus bulbosus*. Sie machten 65,6% aller gefangenen Individuen aus. Innerhalb der Biotypen wiesen die Äcker stärkere Schwankungen der Artenzahl auf als das Grünland (siehe auch **Tab. Anhang 6, 47-49**).

7.4.6.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotypen in Bayern

In Tabelle 94 sind die Arten mit ihren Abundanzen nach der Häufigkeit ihres Vorkommens in den jeweiligen Biotypen geordnet. Eingerahmt und damit vorläufig als charakteristisch eingestuft sind Arten, die in zwei oder drei Replikaten eines Biotypes gefunden

Tab. 93: Arten- und Individuenzahlen der Enchytraeiden auf den bayerischen Untersuchungsflächen.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Intensiv- grünland	BY11	Frühjahr	883	1379		17	23	38
		Herbst	496			19		
	BY12	Frühjahr	699	1592	5854	21	25	
		Herbst	893			18		
	BY13	Frühjahr	837	2883		17	23	
		Herbst	2046			19		
Löss-Acker	BY21	Frühjahr	45	61		5	5	23
		Herbst	16			4		
	BY22	Frühjahr	276	1710	2874	8	19	
		Herbst	1434			16		
	BY23	Frühjahr	223	1103		16	19	
		Herbst	880			10		
Kalk-Acker	BY31	Frühjahr	325	486		12	16	25
		Herbst	161			12		
	BY32	Frühjahr	75	83	1074	6	6	
		Herbst	8			2		
	BY33	Frühjahr	372	505		15	19	
		Herbst	133			13		
Bayern 2015			Individuenzahl gesamt: 9802		Artenzahl gesamt:		54	

wurden, wobei die Gruppierung so vorgenommen wurde, dass Ähnlichkeiten und Unterschiede zwischen den drei untersuchten Biotoptypen zum Vorschein kommen. Zugleich wurden Ähnlichkeiten und Unterschiede innerhalb eines Biotyps, d. h. zwischen den Replikaten, sichtbar gemacht.

Der Einteilung in Kennarten, Grundarten und Begleitarten (Kap. 4.5) liegt der gesamte Datensatz aller vier Länderstudien zugrunde (vgl. Kap. 5, 6, 8). Außerdem wurden Arten ohne besondere Biotopbindung, aber mit spezifischer pH-Präferenz, in sog. Säuregruppen eingeteilt. So wurden übergeordnete Muster erkennbar gemacht, die aus der isolierten Betrachtung nur des Datensatzes aus dem Freistaat Bayern nicht erkennbar wären. Beispiele hierfür sind die Unterscheidung der Kennarten, der Säuregruppen für basenreiches und

frisches bzw. schwachsaures Grünland sowie der Grundarten für Offenland.

Das CA-Diagramm (Abb. 89) visualisiert die Unterschiedlichkeit der drei Biotoptypen. Begleitarten, die in allen drei untersuchten Biotoptypen häufig vorkommen, bestehen vorwiegend aus r-Strategen und/oder Störungszeigern (Schmelz 2003):

- *Enchytraeus* sp.: Mehrere Eier pro Kokon, kurze Generationszeit, Selbstbefruchtung.
- *Fridericia christeri*: Parthenogenese.
- *Fridericia galba*: Komplex aus sexuellen Exemplaren und parthenogenetischen Klonen.

Die Grünlandstandorte sind deutlich von den Ackerstandorten abgesetzt (Tab. 94, Abb. 89), wobei als trennender edaphischer Parameter die Bodenart

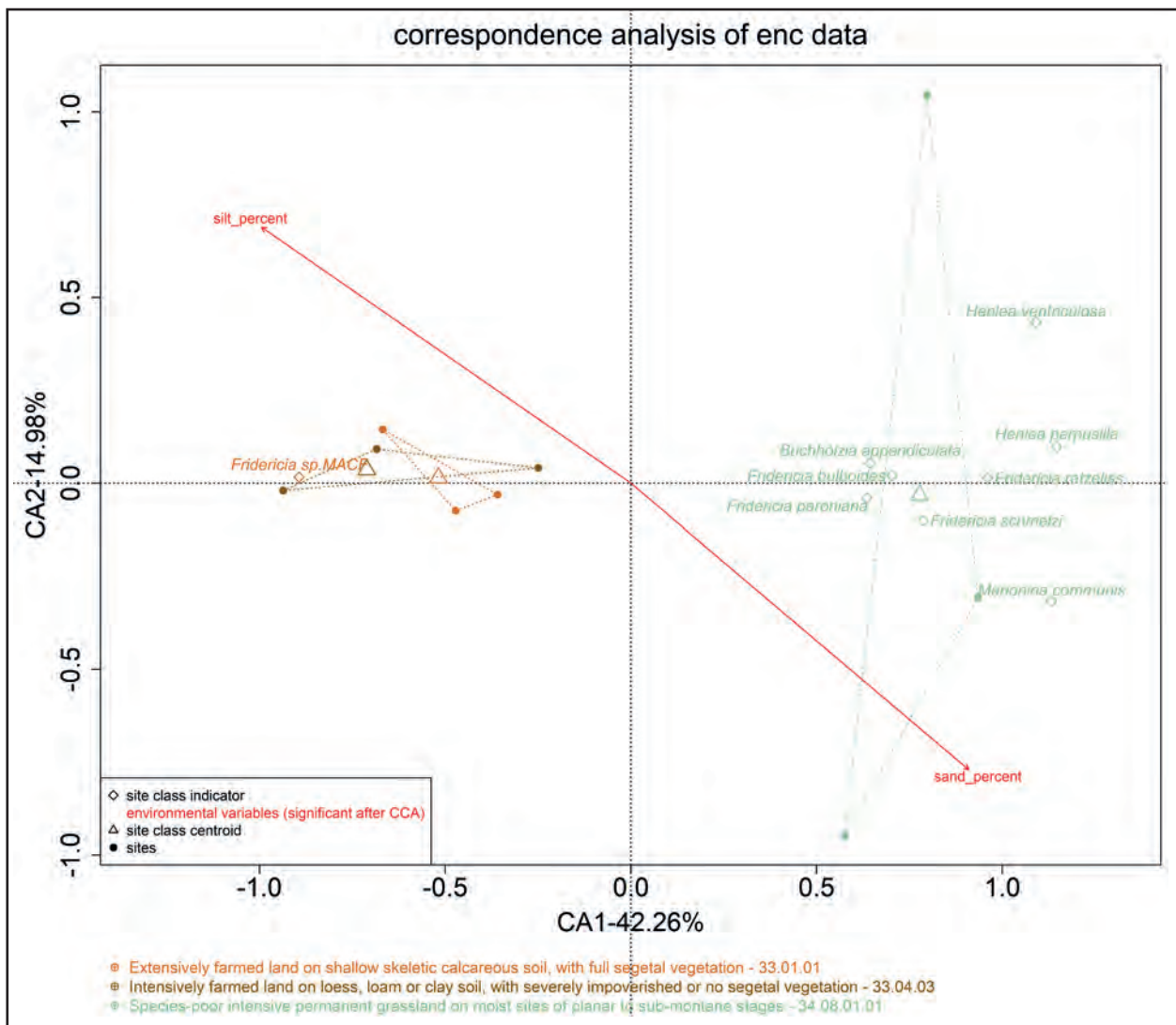


Abb. 89: Korrespondenzanalyse (CA) der Enchytraeidenarten der Biotoptypen Löss-Acker (braun), Kalk-Acker (ocker) und Intensiv-Grünland (grün). Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

identifiziert werden kann; Arten- und Gattungszahl ist auf den Grünlandstandorten höher, was auch den Erwartungen entspricht. Die beiden Ackerstandorte hingegen sind im CA-Diagramm nicht getrennt (**Abb. 89**), obwohl geringfügige Unterschiede darstellbar sind (**Tab. 94**).

Jeder der drei Biotoptypen ist durch exklusive Arten vom je anderen abgesetzt, wobei es sich aber zumeist nicht um Kennarten handelt. Generell ist die Habitatbindung bei Enchytraeiden gering; ihr Vorkommen ist eher von edaphischen Faktoren wie pH-Wert, Feuchte, C-Gehalt, Bodenart oder dem Vorhandensein oder Fehlen einer Streuauflage bestimmt. Deshalb sind in **Tab. 94** die meisten Arten als Begleitarten ausgewiesen. Eine Ausnahme bildet *Marionina communis* (hier: Säuregruppe „basenreich, frisch“), die als Grundart frischer und schwachsaurer Grünlandstandorte angesprochen werden kann; sie fehlt in Wäldern und ist auf Äckern selten (**Abb. 90**).

Typisch für Grünlandstandorte ist die höhere Arten- und Gattungsdiversität im Vergleich zum Acker: *Henlea* sp. und *Buchholzia appendiculata* bevorzugen humusreiche Mikrohabitate, *Marionina communis* und *Enchytronia parva* sind Frischezeiger. Die Ackerstandorte sind zwar artenärmer als die Grünlandstandorte, sie weisen jedoch eine höhere Anzahl noch unbeschriebener Arten auf.

Typisch für Äcker ist die Dominanz störungsresistenter Mineralbodenbewohner der Gattungen *Enchytraeus* und *Fridericia* (siehe **Tab. 94**). Die geringfügigen Unterschiede zwischen den beiden Acker-Biotoptypen können auf die Nutzung (intensiv vs. extensiv) zurückgehen. Sie sind aber aufgrund der Inhomogenität der Replikate, hervorgerufen durch geringe Abundanz und Diversität an zwei Lokalitäten (EB_BY21, EB_BY32), nicht schlüssig interpretierbar.

7.4.6.3 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Intensivgrünland (Biotoptyp 34.08.01.01)

Die Auswertung der Enchytraeiden-Daten mit der Indikatorartenanalyse (ISA) ergab 8 relevante Indikatorarten für das Grünland (**Tab. 95**). Alle 8 Grünlandindikatoren sind auf mindestens zwei der drei untersuchten Grünlandstandorte vertreten. Hervorzuheben ist hier *Marionina communis*, eine Grundart frischer, basenreicher Grünlandstandorte, sowie ihre Stetigkeit und hohe Abundanz (**Tab. 94**). Die anderen Arten sind durchweg „häufige“ Arten und auch in Äckern oder Wäldern zu finden (vgl. Edaphobase-Länderstudien, gesamter Datensatz, Kap. 5, 6, 8). Ihrem hohen Indikatorwert für Intensivgrünland liegt also die hohe

Tab. 94: Sortierte Kreuztabelle der Enchytraeiden. Angaben in Ind./m². Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	lfd. Nr. 1: Almesbach Stallkoppel lfd. Nr. 2: Kringell 1 Büchelberger Wiese lfd. Nr. 3: Kringell 2 Prag Grünland 34.08.01.01			lfd. Nr. 4: Schwarzenau Rödersacker lfd. Nr. 5: Leiblfing lfd. Nr. 6: Scheyern Löss-Acker 33.04.03			lfd. Nr. 7: Sulzthal lfd. Nr. 8: Großenhül Flur lfd. Nr. 9: Großenhül In der Huh Kalk-Acker 33.01.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_BY11	EB_BY12	EB_BY13	EB_BY21	EB_BY22	EB_BY23	EB_BY31	EB_BY32	EB_BY33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennarten									
Intensivgrünland									
<i>Enchytraeus</i> cf. <i>luxuriosus</i>	20	.	41	.	.	.	.	.	.
<i>Enchytraeus christenseni</i>	.	1969	1360	.	.	.	.	.	.
Löss-Acker									
<i>Fridericia glandulosa</i>	.	.	.	.	61	41	.	.	.
<i>Fridericia</i> sp. (PULR)	.	.	.	.	162	41	.	.	.
<i>Fridericia</i> sp. (UNID)	.	.	.	.	162	284	.	.	.
Grundarten									
Offenland									
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	345	183	.	244	6598	1502	3289	426	873
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)	.	.	.	.	41	41	1401	.	1644
Säuregruppen									
Grünland, basenreich, frisch									
<i>Henlea ventriculosa</i>	41	4243	467	.	.	.	.	.	.
<i>Marionina communis</i>	2355	954	5867	.	.	.	.	.	.
Offenland, basenreich									
<i>Fridericia christeri</i>	9419	1502	954	548	1766	1279	771	325	1198

	lfd. Nr. 1: Almesbach Stallkoppel lfd. Nr. 2: Kringell 1 Büchelberger Wiese lfd. Nr. 3: Kringell 2 Prag Grünland 34.08.01.01			lfd. Nr. 4: Schwarzenau Rödersacker lfd. Nr. 5: Leiblfling lfd. Nr. 6: Scheyern Löss-Acker 33.04.03			lfd. Nr. 7: Sulzthal lfd. Nr. 8: Großenhül Flur lfd. Nr. 9: Großenhül In der Huh Kalk-Acker 33.01.01		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_BY11	EB_BY12	EB_BY13	EB_BY21	EB_BY22	EB_BY23	EB_BY31	EB_BY32	EB_BY33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Fridericia galba</i>	2619	4121	7653	142	7531	7572	2964	183	2152
schwach sauer, Grünland									
<i>Fridericia bisetosa</i>	1238	.	1015	.	.	.	.	.	20
<i>Fridericia dura</i>	81	.	81	.	.	.	.	.	.
Begleitarten									
Begleitarten mit hoher Stetigkeit									
<i>Buchholzia appendiculata</i>	20	284	4121	.	.	20	.	.	20
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	8080	4628	22655	264	15002	3532	812	528	2436
<i>Enchytraeus lacteus</i>	.	629	528	.	102	102	.	.	20
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	223	162	61	.	386	4182	20	.	589
<i>Fridericia paroniana</i>	1198	1786	2436	.	.	20	61	.	.
<i>Fridericia</i> sp. (INVE)	.	.	.	41	102	203	142	.	20
<i>Marionina mendax</i>	41	.	.	.	325	1157	142	102	345
sonstige Begleiter									
<i>Achaeta</i> sp.	.	20	.	.	.	.	.	.	41
<i>Buchholzia fallax</i>	.	.	20	.	.	.	.	.	.
<i>Buchholzia</i> sp. (PAPP)	.	.	.	.	203	.	.	.	.
<i>Buchholzia</i> sp. (PFAL)	.	.	.	.	.	.	20	.	.
<i>Enchytr.</i> gen. sp. 1	.	20	.	.	.	.	.	.	.
<i>Enchytraeus dichaeus</i>	122	.	20	.	.	.	.	.	.
<i>Enchytraeus</i> sp. (FGRA)	20	.	.	.	812	.	.	.	.
<i>Enchytronia</i> (id)3XI	.	162	.	.	.	.	.	.	.
<i>Enchytronia parva</i>	.	447	954	.	.	.	.	.	.
<i>Enchytronia</i> sp. (OMNI)	.	122	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia benti</i>	.	.	162	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia bulboides</i>	487	1786	1401	.	.	223	.	.	.
<i>Fridericia connata</i>	.	.	223	.	.	.	.	.	142
<i>Fridericia deformis</i>	.	.	.	.	.	20	.	.	.
<i>Fridericia hegemon</i>	61	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia isseli</i>	.	.	.	.	954	426	61	.	284
<i>Fridericia minor</i>	.	.	2781	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia nemoralis</i>	365	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia perrieri</i>	386	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia ratzeli</i> s.s.	20	81	183	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia schmelzi</i>	305	1015	2395	.	.	.	.	.	162
<i>Fridericia semisetosa</i>	.	.	.	.	122	61	.	.	41
<i>Fridericia singula</i>	.	.	.	.	.	.	20	.	.
<i>Fridericia</i> sp. (MACF)	.	.	.	.	41	.	61	122	20
<i>Fridericia</i> sp. (NGLI)	.	.	.	.	.	.	20	.	.
<i>Fridericia</i> sp. (PERT)	81	1238	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia sylvatica</i>	.	.	.	.	20	.	.	.	223
<i>Fridericia tubulosa</i>	.	61	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fridericia ulrikae</i>	.	.	.	.	325	1685	61	.	.
<i>Henlea perpusilla</i>	467	6740	3147	.	.	.	.	.	.
<i>Marionina sambugarae</i>	.	102	.	.	.	.	.	.	.
<i>Marionina vesiculata</i>	.	41	.	.	.	.	.	.	.

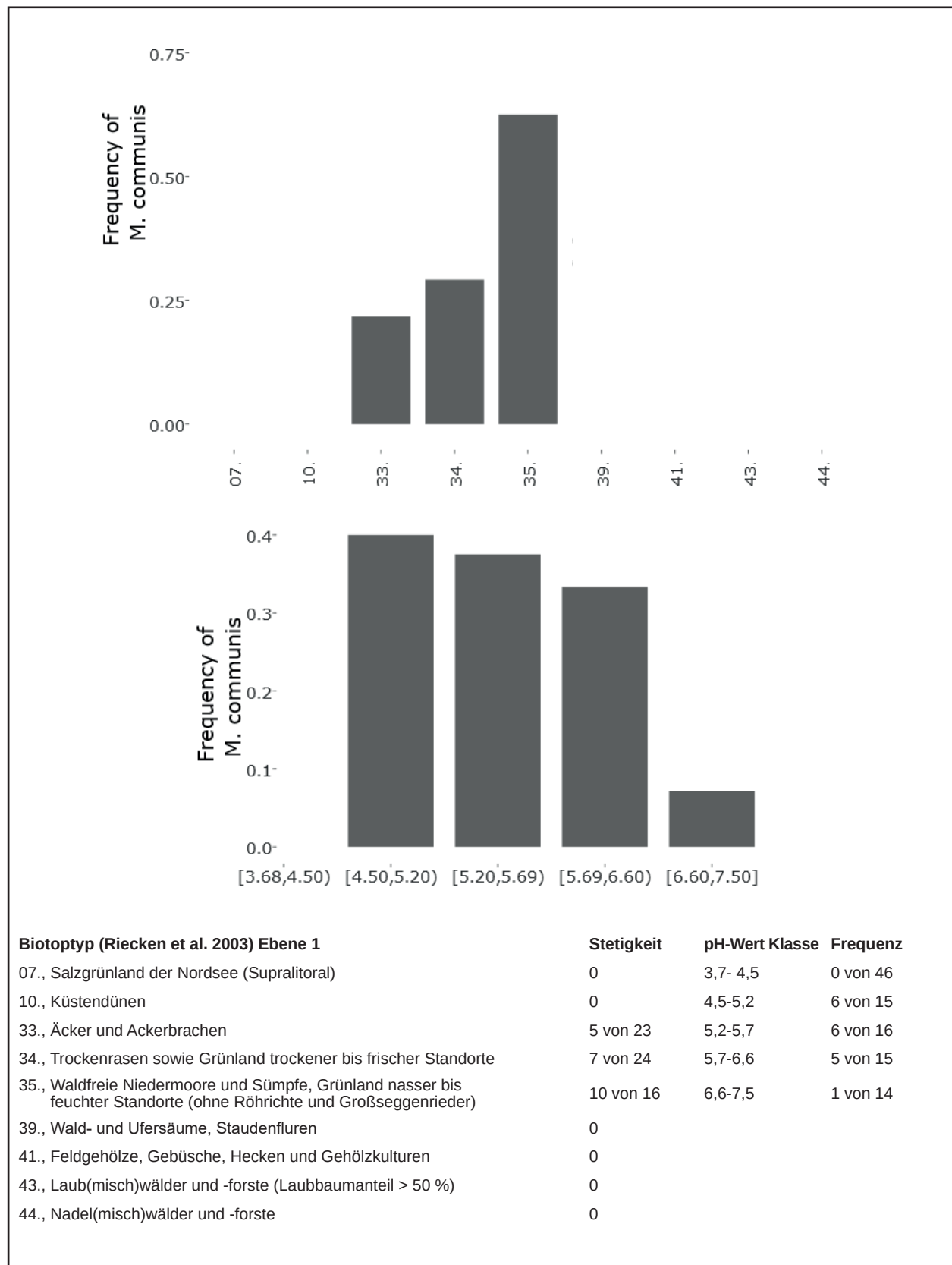


Abb. 90: *Marionina communis*: Stetigkeit an Standorten eines Biototyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

Stetigkeit und Abundanz zugrunde. Darüber hinaus sind 5 der 6 Arten, die mit einer Wahrscheinlichkeit von > 75 % im Intensivgrünland zu erwarten sind, auf den Standorten in Bayern vertreten (**Abb. 91**). Die Artenzahlen liegen ebenfalls innerhalb der Erwartungswerte, wie sie für ähnliche Biotope in Norddeutschland erhoben worden sind (Beylich & Graefe 2009, Grünland, Lehm > 14%: 14-28 Arten). Die untersuchten Grünlandstandorte passen sich also gut in das bereits bekannte Muster dieses Habitattyps ein und können als „typisch“ angesprochen werden.

**Löss-Acker (Biotoptyp 33.04.03),
Kalk-Acker (Biotoptyp 33.01.01)**

Für die beiden Acker-Habitattypen konnte mit der Indikatorartenanalyse (ISA) insgesamt eine relevante Indikatorart ermittelt werden (*Fridericia* sp. MACF für die Kalk-Äcker). **Tab. 96** zeigt jeweils die zwei Arten mit dem höchsten Indikatorwert und geringsten p-Wert.

Der Habitattyp Kalk-Acker wurde hier zum ersten Mal hinsichtlich seiner Enchytraeidenfauna untersucht, es liegen also keine Vergleichsdaten in Edaphobase bereit. Die Stetigkeiten von Enchytraeiden-Arten auf Löss-, Lehm oder Ton-Äckern (pH > 6,5) zeigt **Abb. 92**. Es fällt auf, dass von den neun Arten, die mit einer Wahrscheinlichkeit > 75 % zu erwarten sind, vier nur jeweils auf einer der drei Flächen zu finden sind oder gänzlich fehlen. Allerdings erschwert die geringe Abundanz und Diversität an Lokalität EB_BY21 eine schlüssige Interpretation der Daten. Die Artenzahlen beider Ackerstandorte liegen innerhalb der Erwartungswerte, wie sie für ähnliche Biotope in Norddeutschland erhoben worden sind (Beylich & Graefe 2009, Acker, Lehm > 8%: 8-17 Arten). Häufig in beiden Acker-Biotoptypen sind r-Strategen und Störungszeiger wie die parthenogenetische Art *Fridericia christeri* (**Abb. 93**).

Tab. 95: Indikatorwerte (indicator_value) einiger Enchytraeiden-Arten des Biotoptyps Intensiv-Grünland sowie die entsprechenden relativen Abundanzen (rel abundance) und Stetigkeiten (rel frequency). Ein Indikatorwert > 0,8 wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) ≤ 0,1. Es wurden Arten mit den jeweils höchsten Indikatorwerten für den jeweiligen Biotoptyp ausgewählt. Relevante Indikatorarten, sofern vorhanden, sind vollständig aufgelistet. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.08.01.01 Intensivgrünland				
<i>Fridericia ratzeli</i> s. str.	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Henlea perpusilla</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Henlea ventriculosa</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Marionina communis</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0,99	0,09	0,99	1,00
<i>Fridericia paroniana</i>	0,99	0,03	0,99	1,00
<i>Fridericia schmelzi</i>	0,96	0,03	0,96	1,00
<i>Fridericia bulboides</i>	0,94	0,03	0,94	1,00

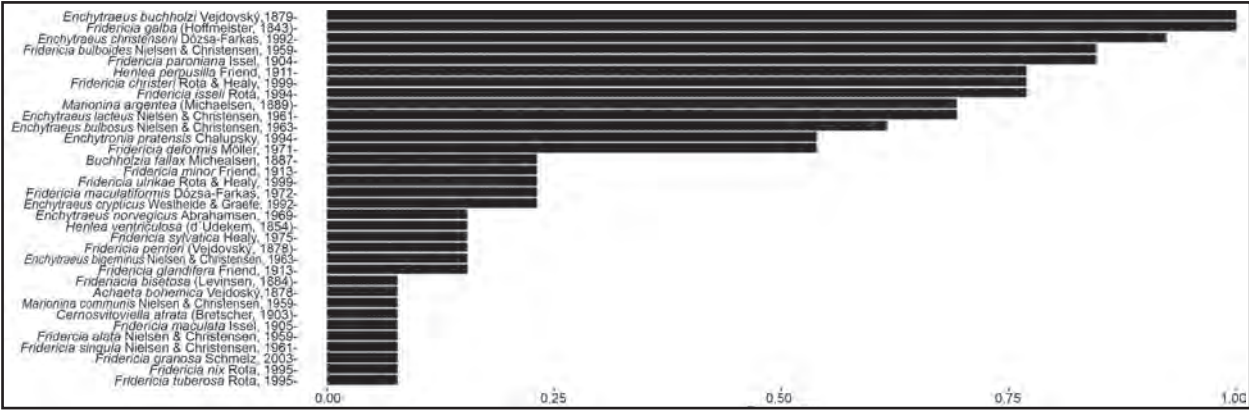


Abb. 91: Stetigkeiten der Enchytraeiden-Arten im untersuchten Biotoptyp 34.08, ermittelt mit dem Edaphobase-Werkzeug Edaphoclass unter Ausschluss der in dieser Studie erhobenen Daten (Abfrage vom 25.06.2018). Enchytraeidenarten (von oben nach unten): *E. buchholzi*, *F. galba*, *E. christenseni*, *F. bulboides*, *F. paroniana*, *H. perpusilla*, *F. christeri*, *F. isseli*, *M. argentea*, *E. lacteus*, *E. bulbosus*, *E. pratensis*, *F. deformis*, *B. fallax*, *F. minor*, *F. ulrikae*, *F. maculiformis*, *E. crypticus*, *E. norvegicus*, *H. ventriculosa*, *F. sylvatica*, *F. perrieri*, *E. bigeminus*, *F. glandifera*, *F. bisetosa*, *A. bohemicus*, *M. communis*, *C. atrata*, *F. maculata*, *F. alata*, *F. singula*, *F. granosa*, *F. nix*, *F. tuberosa*.

Tab. 96: Indikatorwerte (indicator_value) einiger Enchytraeiden-Arten der Biotoptypen Kalk-Acker und Löss-Acker sowie die entsprechenden relativen Abundanzen (rel_abundance) und Stetigkeiten (rel_frequency). Ein Indikatorwert $> 0,8$ wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$. Es wurden Arten mit den jeweils höchsten Indikatorwerten für den jeweiligen Biotoptyp ausgewählt. Relevante Indikatorarten, sofern vorhanden, sind vollständig aufgelistet. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
33.01.01 Kalk-Acker				
<i>Fridericia</i> sp. MACF	0,83	0,08	0,83	1,00
<i>Enchytronia</i> sp. MINO	0,65	0,26	0,97	0,67
33.04.03 Löss-Acker				
<i>Fridericia</i> sp. INVE	0,68	0,15	0,68	1,00
<i>Fridericia glandulosa</i>	0,67	0,21	1,00	0,67

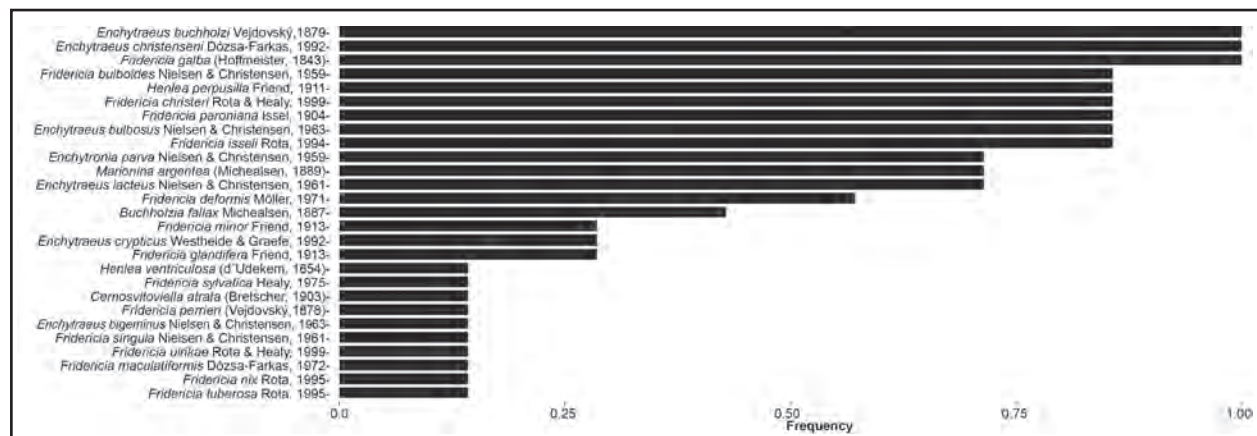


Abb. 92: Stetigkeiten der Enchytraeiden-Arten des Biotoptyps 33.04 bei einem pH-Wert $> 6,5$, ermittelt mit dem Edaphobase-Werkzeug Edaphoclass unter Ausschluss der in dieser Studie erhobenen Daten (Abfrage vom 25.06.2018). Enchytraeidenarten (von oben nach unten): *E. buchholzi*, *E. christenseni*, *F. galba*, *F. bulboides*, *H. perpusilla*, *F. christeri*, *F. paroniana*, *E. bulbosus*, *F. isseli*, *E. parva*, *M. argentea*, *E. lacteus*, *F. deformis*, *B. fallax*, *F. minor*, *E. crypticus*, *F. glandifera*, *H. ventriculosa*, *F. sylvatica*, *C. atrata*, *F. perrieri*, *E. bigeminus*, *F. singula*, *F. ulrikae*, *F. maculiformis*, *F. nix*, *F. tuberosa*.

7.5 Taxonübergreifende Charakterisierung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotoptypen

Mit Ausnahme der Chilopoda zeigten die ausgewerteten taxonomischen Gruppen anhand ihres Vorkommens innerhalb dieser Untersuchung ein die Biotoptypen charakterisierendes Muster aus Kennarten für die jeweiligen Offenlandtypen, aus edaphischen Gruppen und aus unterschiedlichen Grundarten (siehe Kap. 7.4). Einige dieser Kennarten-, Grundarten- und edaphischen Gruppen (hier nur Säuregruppen) ließen sich im Auftreten mehrerer Organismengruppen erkennen, wie beispielsweise die Grundartengruppe des Intensivgrünlands, die durch die Collembolen, Oribatiden und Enchytraeiden gebildet wurde oder die Säuregruppen der Löss- und Kalk-Äcker (Collembola, Enchytraeidae und Lumbricidae). Kennarten für die Intensivgrünländer und Kalk-Äcker kamen dagegen nur bei den Enchytraeiden bzw. Diplopoden vor. Eine Zusammenfassung der verschiedenen Artengruppen

sowie die zugrundeliegenden taxonomischen Gruppen sind **Tab. 97** zu entnehmen.

Bei der Untersuchung der drei Offenlandtypen Intensivgrünland, Löss- und Kalk-Acker wurden insgesamt 26.772 Bodentier-Individuen bestimmt und dabei 172 Arten nachgewiesen (**Tab. 98**). Individuen- und artenreichster Biotoptyp war dabei das Intensivgrünland mit insgesamt 15.488 Individuen aus 115 Arten.

Die Individuen- und Artenzahlen der verschiedenen Tiergruppen unterschieden sich teilweise deutlich (siehe **Tab. 98**). Die artenreichsten Tiergruppen der untersuchten Offenlandtypen waren die Oribatiden, Enchytraeiden und Collembolen mit Artenzahlen zwischen 16 (Oribatiden: Kalk-Acker) und 38 (Enchytraeiden: Intensivgrünland). Die Artenzahlen der Myriapoda und Lumbricidae fielen mit Werten zwischen 3 (Chilopoda: Löss-Acker) und 9 (Diplopoda, Lumbricidae: Intensivgrünland) teilweise deutlich geringer aus.

Die höchsten Individuenzahlen erreichten die Collembolen und Enchytraeiden mit 1.074 (Enchytraeiden: Kalk-Acker)

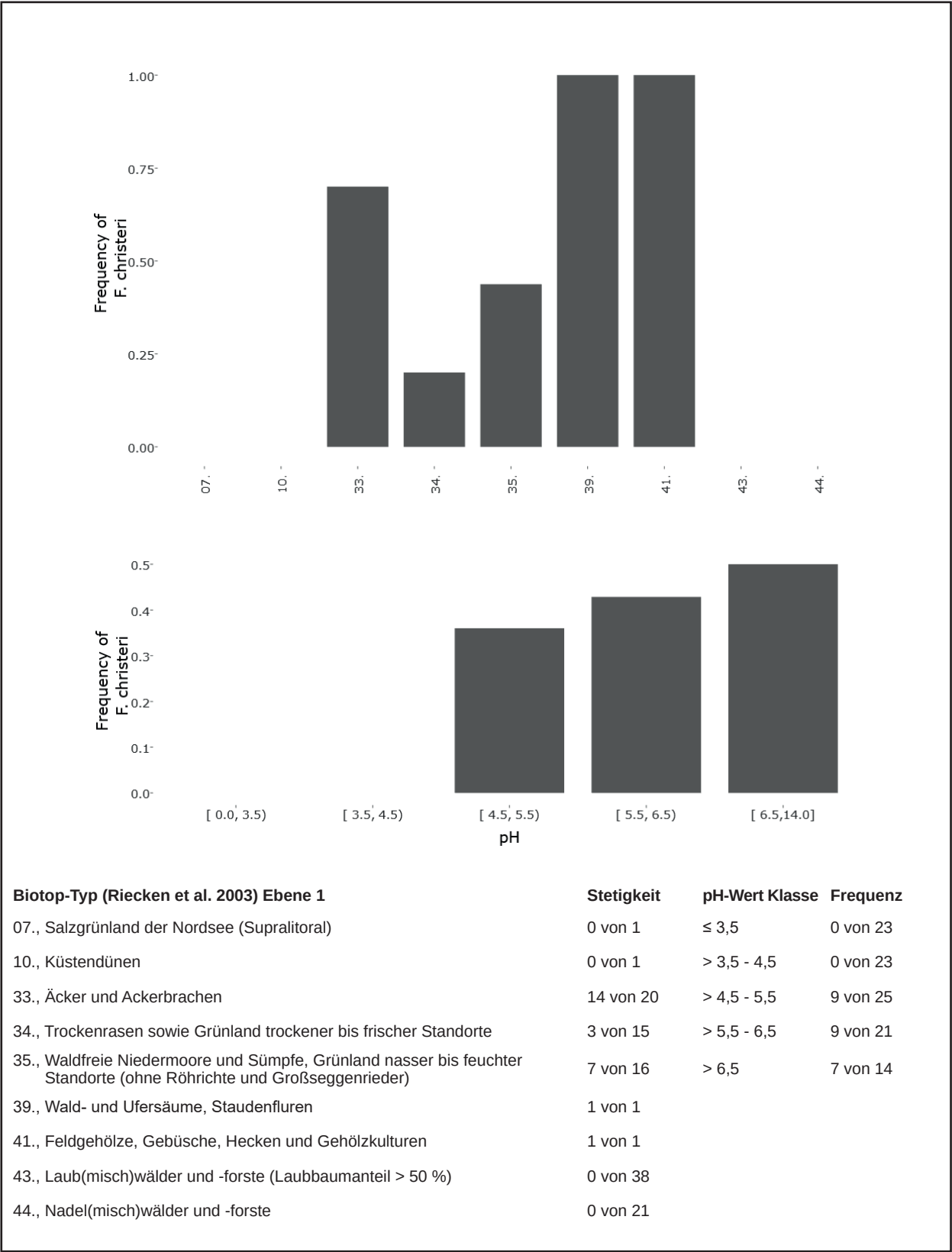


Abb. 93: *Fridericia christeri*: Mittlere Abundanz an Standorten eines Biotoptyps bzw. einer pH-Wert-Klasse (Grafiken) sowie deren Stetigkeiten (Legenden). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 04.07.2018).

Tab. 97: Übersicht über die Tiergruppen, die Kennarten(gruppen), Grundarten(gruppen) sowie verschiedene Säuregruppen für die Biotoptypen Intensivgrünland, Löss- und Kalk-Acker aufwiesen.

	Intensivgrünland	Löss-Acker	Kalk-Acker
Kennarten			
Intensivgrünland	Enchytraeidae <i>Enchytraeus cf. luxuriosus</i> <i>Enchytraeus christenseni</i>		
Löss-Acker		Enchytraeidae <i>Fridericia glandulosa</i> <i>Fridericia</i> sp. (PULR) <i>Fridericia</i> sp. (UNID)	
Äcker		Diplopoda <i>Unciger foetidus</i>	Diplopoda <i>Unciger foetidus</i>
Säuregruppen			
Grünland, basenreich, frisch	Enchytraeidae <i>Henlea ventriculosa</i> <i>Marionina communis</i>		
schwach sauer, Grünland	Enchytraeidae <i>Fridericia bisetosa</i> <i>Fridericia dura</i>		
basenreiche Grünland- und Ackerstandorte		Collembola <i>Pseudosinella alba</i>	Collembola <i>Pseudosinella alba</i>
basenreiche Ackerstandorte		Collembola <i>Orchesella villosa</i>	Collembola <i>Orchesella villosa</i>
Offenland, basenreich	Enchytraeidae <i>Fridericia christeri</i> <i>Fridericia galba</i>	Enchytraeidae <i>Fridericia christeri</i> <i>Fridericia galba</i>	Enchytraeidae <i>Fridericia christeri</i> <i>Fridericia galba</i>
schwach saure bis neutrale Standorte	Lumbricidae <i>Aporrectodea caliginosa</i> <i>Aporrectodea rosea</i> <i>Lumbricus terrestris</i>	Lumbricidae <i>Aporrectodea caliginosa</i> <i>Aporrectodea rosea</i> <i>Lumbricus terrestris</i>	Lumbricidae <i>Aporrectodea caliginosa</i> <i>Aporrectodea rosea</i> <i>Lumbricus terrestris</i>
Grundarten			
Grundarten der Grünländer	Collembola <i>Mesaphorura macrochaeta</i> <i>Friesia mirabilis</i>		
Grundarten intensive Nutzung	Oribatida <i>Zygoribatula excavata</i>	Oribatida <i>Zygoribatula excavata</i>	
Grundarten Offenland	Enchytraeidae <i>Enchytraeus bulbosus</i>	Enchytraeidae <i>Enchytraeus bulbosus</i> <i>Enchytronia</i> sp. (MINO)	Enchytraeidae <i>Enchytraeus bulbosus</i> <i>Enchytronia</i> sp. (MINO)

bis 5.854 (Enchytraeiden: Intensivgrünland) Tieren, gefolgt von den Lumbriciden und Oribatiden. Insgesamt sind somit die Arten- und Individuenzahlen der Tiergruppen, die aufgrund ihrer Größe der Mesofauna zugerechnet werden (vgl. **Tab. 2**), größer als die der Makrofauna. Hierbei ist jedoch insbesondere beim Vergleich der Individuenzahlen

zu berücksichtigen, dass die Tiere mit unterschiedlichen Methoden nachgewiesen wurden (siehe Kap. 4.4). Es verwundert daher nicht, dass schon aufgrund der geringeren Artenzahlen in einigen Tiergruppen weniger Kennarten- oder edaphische Gruppen gebildet werden konnten als in artenreicheren Tiergruppen (vgl. Kap. 7.4).

Tab. 98: Übersicht über die Individuen- und Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen, die in den Kiefern- und Laubwäldern sowie den Sandäckern nachgewiesen wurden.

	Intensivgrünland		Löss-Acker		Kalk-Acker		Gesamt	
	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl
Oribatida	833	29	526	19	696	16	2055	43
Collembola	5.839	26	1.907	24	2.880	25	10.626	38
Diplopoda	28	9	67	8	308	9	403	19
Chilopoda	139	4	10	3	12	5	144	8
Lumbricidae	2.795	9	551	7	396	5	3.742	10
Enchytraeidae	5.854	38	2.874	23	1.074	25	9.802	54
gesamt	15.488	115	5.935	84	5.366	85	26.772	172

Fettwiese frischer Standorte (*Arrhenatheretalia*-Basalgesellschaft)

Biotoptyp: 34.08.01.01 Intensiv genutztes, frisches Dauergrünland der planaren bis submontanen Stufe (Riecken et al. 2003)/ E2.6 Agriculturally-improved, reseeded and heavily fertilized grassland, including sports fields and grass lawns (EUNIS-Klassifikation 2016)

Kurzcharakterisierung: Die auf einer Höhenlage zwischen 421 und 434 m ü. NHN gelegenen Untersuchungsflächen sind durch einen (sehr) schwach sauren pH-Wert (pH = 5,30-6,36) gekennzeichnet. Der Bodentyp ist als Braunerde anzusprechen. Die Bodenart ist, je nach Fläche, mittel schluffiger Sand oder sandig-lehmiger Schluff. Mit einer Hangneigung zwischen 0° und 5° weisen die untersuchten Intensivgrünländer wenig Gefälle auf. Die Ellenbergzahlen aus den Vegetationsdaten ergaben basische, frische, helle Standortbedingungen, einen hohen Stickstoffgehalt sowie mäßig warme Temperaturen.

Charakteristische Pflanzenarten

Bodenvegetation/charakteristische Artengruppen

- Ordnungs- und Klassenkennarten der *Molinio-Arrhenatheretalia* wie z. B. *Achillea millefolium*, *Dactylis glomerata*, *Bellis perennis*, *Alopecurus pratensis* etc.

Charakteristische Bodentierarten

Kennzeichnende Artengruppen

Kennarten
Intensivgrünland
Enchytraeidae
<i>Enchytraeus</i> cf. <i>luxuriosus</i>
<i>Enchytraeus christensi</i>

Säuregruppen	
Grünland, basenreich, frisch	schwach sauer, Grünland
Enchytraeidae	Enchytraeidae
<i>Henlea ventriculosa</i>	<i>Fridericia bisetosa</i>
<i>Marionina communis</i>	<i>Fridericia dura</i>
Offenland	schwach saure bis neutrale Standorte
Enchytraeidae	Lumbricidae
<i>Fridericia christeri</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>
<i>Fridericia galba</i>	<i>Aporrectodea rosea</i>
	<i>Lumbricus terrestris</i>

Grundarten	
Grünländer	intensive Nutzung
Collembola	Oribatida
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	<i>Zygoribatula excavata</i>
<i>Friesea mirabilis</i>	
Offenland	
Enchytraeidae	
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	

Ackerwildkrautflur auf Löss (*Stellarietea mediae*-Basalgesellschaft)

Biotoptyp: 33.04.03 Intensiv bewirtschafteter Acker auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation (Riecken et al. 2003) / I1.1 Intensive unmixed crops (EUNIS-Klassifikation 2016)

Kurzcharakterisierung: Die auf einer Höhenlage zwischen 230 und 462 m ü. NHN gelegenen Untersuchungsflächen sind durch einen sehr schwach sauren bis neutralen pH-Wert (pH = 6,01-6,68) gekennzeichnet. Der Bodentyp ist als (Para)Braunerde anzusprechen. Die Bodenart ist sandiger Schluff. Mit einer Hangneigung

zwischen 0° und 2° weisen die untersuchten Löss-Äcker wenig Gefälle auf. Die Ellenbergzahlen aus den Vegetationsdaten ergaben (wo feststellbar) basische, frische, helle Standortbedingungen, einen hohen Stickstoffgehalt sowie warme Temperaturen.

Charakteristische Pflanzenarten

Bodenvegetation/charakteristische Artengruppen

- **Kulturpflanze:** *Triticum aestivum*
- vereinzelte Begleitarten der Segetalflora wie z. B. *Veronica hederifolia*, *Poa annua* etc.

Charakteristische Bodentierarten

Kennzeichnende Artengruppen

Kennarten	
Löss-Acker	Äcker
Enchytraeidae	Diplopoda
<i>Fridericia glandulosa</i>	<i>Unciger foetidus</i>
<i>Fridericia</i> sp. (PULR)	
<i>Fridericia</i> sp. (UNID)	

Säuregruppen	
basenreiche Grünland- und Ackerstandorte	basenreiche Ackerstandorte
Collembola	Collembola
<i>Pseudosinella alba</i>	<i>Orchesella villosa</i>
Offenland, basenreich	schwach saure bis neutrale Standorte
Enchytraeidae	Lumbricidae
<i>Fridericia christeri</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>
<i>Fridericia galba</i>	<i>Aporrectodea rosea</i>
	<i>Lumbricus terrestris</i>

Grundarten	
Offenland	intensive Nutzung
Enchytraeidae	Oribatida
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	<i>Zygoribatula excavata</i>
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)	

Klatschmohn-Gesellschaft (*Papaveretalia*-Basalgesellschaft)

Biotoptyp: 33.01.01 Extensiv bewirtschafteter flachgründiger und skelettreicher Kalk-Acker mit vollständiger Segetalvegetation (Riecken et al. 2003) / I1.2 Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods (EUNIS-Klassifikation 2016)

Kurzcharakterisierung: Die auf einer Höhenlage zwischen 344 und 512 m ü. NHN gelegenen Untersuchungsflächen sind durch einen sehr schwach sauren bis neutralen pH-Wert (pH = 5,75-7,29) gekennzeichnet. Der Bodentyp ist als Rendzina anzusprechen. Die Bodenart

ist schwach toniger Schluff. Mit einer Hangneigung von 0° bzw. einer Kuppenlage weisen die untersuchten Kalk-Äcker wenig Gefälle auf. Die Ellenbergzahlen aus den Vegetationsdaten ergaben basische, frische, helle Standortbedingungen, einen hohen Stickstoffgehalt sowie (mäßig) warme Temperaturen.

Charakteristische Pflanzenarten

Bodenvegetation/charakteristische Artengruppen

- **Kulturpflanzen:** *Avena sativa*, *Hordeum vulgare*, *Triticum aestivum* x *Secale cereale*
- Ordnungskennarten des *Papaveretalia rhoeadis* wie z. B. *Papaver rhoeas*, *Thlaspi arvensis* etc.

Charakteristische Bodentierarten

Kennzeichnende Artengruppen

Kennarten
Kalk-Acker
Diplopoda
<i>Unciger foetidus</i>

Säuregruppen	
basenreiche Grünland- und Ackerstandorte	basenreiche Ackerstandorte
Collembola	Collembola
<i>Pseudosinella alba</i>	<i>Orchesella villosa</i>
Offenland, basenreich	schwach saure bis neutrale Standorte
Enchytraeidae	Lumbricidae
<i>Fridericia christeri</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>
<i>Fridericia galba</i>	<i>Aporrectodea rosea</i>
	<i>Lumbricus terrestris</i>

Grundarten	
Offenland	
Enchytraeidae	
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)	

7.6 Auswertung der Fragestellungen und Empfehlungen für den Freistaat Bayern

Das übergeordnete Ziel der vorliegenden Länderstudie war die Beurteilung der biologischen Bodenqualität von Acker- und Grünlandstandorten als Teil eines umfassenden agrarökologischen Monitorings. Im Folgenden werden die dahinterstehenden konkreten Fragestellungen anhand der im Rahmen der Länderstudie an den neun Standorten im Freistaat Bayern erhobenen

Daten unter Hinzunahme zusätzlicher in Edaphobase enthaltener Informationen beantwortet.

7.6.1 Wie beeinflussen Bodeneigenschaften die Bodenbiodiversität?

Bodeneigenschaften beeinflussen maßgeblich die Siedlungsdichte und Artenzusammensetzung von Bodenorganismengemeinschaften. Hierzu finden sich zahlreiche Beispiele in der Literatur (Edwards & Bohlen 1996, Mulder et al. 2004, Beck et al. 2005, Toschki 2008, Römbke et al. 2012, Jänsch et al. 2013).

Auch aus den vorliegenden Untersuchungen lassen sich einige Beispiele benennen, die diese Tatsache belegen. So ließ sich ein, wenn auch schwacher, Einfluss der Bodenart auf die Oribatiden-Zönose feststellen (Kap. 7.4.1). Dies galt auch für die Collembolen, bei denen zusätzlich der pH-Wert eine ausschlaggebende Rolle spielte (Kap. 7.4.2). Letzterer nimmt unter den Bodeneigenschaften eine herausragende Stellung ein: Für alle Biotoptypen konnten für mehrere Organismengruppen unterschiedliche Säuregruppen, nicht jedoch weitere edaphische Gruppen, identifiziert werden. Dies galt neben den Collembolen insbesondere für die Oligochaeten (Lumbriciden und Enchytraeiden), die als weichhäutige Organismen besonders stark der Bodenreaktion ausgesetzt sind (Kap. 7.4.5). Zusätzlich spielen weitere kurzfristig und lokal (z. B. durch das Wetter) wirkende Faktoren, insbesondere die Bodenfeuchte, eine große Rolle (Kap. 7.4.5).

Die Analyse-Tools des Bodeninformationssystem Edaphobase (Edaphostat, Edaphoclass) sind geeignet, die vorhandenen Muster und Zusammenhänge sichtbar zu machen (Kap. 4.5). Beispiele hierfür finden sich u. a. für die Regenwürmer und Enchytraeiden, für die mittels Edaphostat für einzelne Arten und Standortfaktoren (hier: Biotoptyp und pH-Wert) Artprofile erstellt wurden (Kap. 7.4.5, 7.4.6). Je nach Standort und Fragestellung können auf diese Weise gezielt Informationen aus Edaphobase zusammengestellt werden, um beispielsweise anthropogene Einflussfaktoren gegen die natürlich vorhandenen Bodeneigenschaften abzuwägen und die standortspezifische Artenzusammensetzung besser interpretieren zu können.

7.6.2 Wie beeinflussen Bewirtschaftungsmaßnahmen die Bodenbiodiversität?

Bewirtschaftungsmaßnahmen wie der Einsatz von Pflanzenschutz- und Düngemitteln oder die Bodenbearbeitung haben einen tiefgreifenden Einfluss auf die Zusammensetzung und Individuenzahlen der

Bodenbiozönose (Clapperton 1999, Römbke & Breure 2005b, Rutgers et al. 2008, 2009, Jänsch et al. 2013). Auch in den vorliegenden Untersuchungen bestätigt sich die Beobachtung, dass es sich bei Artengemeinschaften von Ackerstandorten meist um eine verarmte Grünlandzönose handelt. Mit Ausnahme der Diplopoden wurden bei allen Organismengruppen im Intensivgrünland die meisten Individuen gefangen. Bei den Oribatiden, Lumbriciden und Enchytraeiden wurde hier außerdem die höchste Artenvielfalt festgestellt, während sich diese bei den Collembolen, Chilopoden und Diplopoden zwischen den drei Biotoptypen nicht wesentlich unterschied. Generell wurden jedoch die meisten im Acker vorhandenen Arten häufig auch im Grünland nachgewiesen, zu denen sich dort weitere Arten gesellten, die wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber ackerbaulichen Maßnahmen im Acker fehlten. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass die Bodenbiozönose an Grünlandstandorten, die mit Ausnahme der Bewirtschaftung in ihren Standort- und Bodeneigenschaften Ackerstandorten ähneln, das ökologische Potenzial dieser Ackerstandorte widerspiegeln. Je geringer die Störung durch unterschiedliche Bewirtschaftungsmaßnahmen ausfällt, desto größer ist die Chance, dass sich die Ackerlebensgemeinschaft diesem ökologisch erstrebenswerten Potential annähert. So können gezielt Maßnahmen ergriffen werden (z. B. Verringerung der Bodenbearbeitung, Förderung der Segetalflora), um die Biodiversität im Boden zu erhöhen. Es kann also tendenziell davon ausgegangen werden, dass bei einem geringeren Intensivierungsgrad der Bewirtschaftung die Bodenbesiedlung höher ausfällt. Dies gilt jedoch nicht grundsätzlich bzw. nicht für alle Organismengruppen gleichermaßen. So ergab sich hinsichtlich der beiden Acker-Biotoptypen kein einheitliches Bild. Während die Oribatiden, Collembolen und Diplopoden in den extensiv bewirtschafteten Kalk-Äckern im Mittel eine höhere Individuenzahl aufwiesen als in den intensiv bewirtschafteten Löss-Äckern, war es bei den Oligochaeten umgekehrt. Hier mögen weitere Faktoren wie regionale Bodenfeuchte, Tiefgründigkeit oder auch Bodenverdichtung eine Rolle gespielt haben.

7.6.3 Gibt es eine bodenbiologische Beurteilungsgrundlage für landwirtschaftliche Böden?

Im Freistaat Bayern wurde der Status der Boden-Biodiversität bislang primär anhand der Artenzahl und Abundanz der Regenwürmer beurteilt. Demnach ist eine Regenwurmdichte von mehr als 60 Ind./m² bzw. das Auftreten von mehr als 4 Arten in

landwirtschaftlich genutzten Böden als Hinweis auf einen gesunden, biologisch aktiven und fruchtbaren Bodenzustand zu verstehen (Walter & Burmeister 2017). Diese Einschätzung lässt sich aus dem in Edaphobase enthaltenen Datenbestand bestätigen. So beträgt die mittlere Abundanz an 107 Ackerstandorten (Biotoptyp 33. nach Riecken et al. 2003) deutschlandweit 67,9 Ind./m² aus 4,0 Arten sowie an 101 Grünlandstandorten (Biotoptyp 34.) 97,2 Ind./m² aus 5,3 Arten (**Tab. 99**). Die Abundanz kann hierbei jedoch auf einen einzelnen Standort bezogen stark schwanken, was in einer sehr hohen Standardabweichung zum Ausdruck kommt. Daher ist generell zu empfehlen, für die Beurteilung eines Standorts primär qualitative Diversitätsparameter zu verwenden, d. h. sowohl die Artenzusammensetzung als auch die Art der Abdeckung der drei ökologischen Gruppen zu berücksichtigen. Die Fokussierung auf die Regenwürmer bei dieser Art der Beurteilung ist allerdings ein relativ grober Ansatz, da nur eine Bodentiergruppe (d. h. die Regenwürmer) betrachtet wird, während andere wichtige Organismengruppen, wie z. B. die Mesofauna (d. h. Collembolen, Milben und Enchytraeiden) oder die Arthropoden-Makrofauna (z. B. Diplopoden und Chilopoden), nicht einbezogen werden. Zudem wird bei dieser Art der Beurteilung der Boden-Biodiversität nicht berücksichtigt, dass sich aufgrund natürlicher Standortfaktoren wie z. B. der Bodenart oder dem pH-Wert des Bodens die jeweilige Organismendichte bzw. Artenzahl deutlich unterscheiden können. Für die Regenwürmer ist es möglich, die mittlere Abundanz und Artenzahl für einige Biotoptypen (Anzahl Standorte > 10) der zweiten Ebene zu berechnen (**Tab. 100**). Die Anzahl verfügbarer Standorte pro Biotoptyp wird hierbei naturgemäß geringer. Dennoch lassen sich deutliche Unterschiede in Abundanz und Artenzahl erkennen. So sind beispielsweise sowohl Abundanz als auch Artenzahl auf Sand-Äckern niedriger als in solchen auf Löss-, Lehm- oder Tonboden. Ähnliches gilt im Vergleich von artenarmen und artenreichen Grünländern.

Zur Verfeinerung der Beurteilung der Boden-Biodiversität kann das, in diesem Bericht beschriebene Verfahren, konkret die Verwendung des Auswertetools Edaphoclass der Datenbank Edaphobase weiterhelfen. Mittels der in der Datenbank vorliegenden Informationen zum Vorkommen der untersuchten Organismengruppen in

spezifischen Biotoptypen ist es möglich, gezielt Vorgaben zu der jeweils zu erwartenden Artenzusammensetzung unter Angabe der Stetigkeit als Maß für die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art an einem spezifischen zu beurteilenden Standort zu erhalten. Durch einen Vergleich zwischen den zu erwartenden und den real am jeweiligen Standort gefundenen Tieren ist so eine gezielte Beurteilung des biologischen Bodenzustands an diesem Standort möglich. Dies wurde in der vorliegenden Untersuchung beispielsweise für die Oribatiden (Kap. 7.4.1), Myriapoden (Kap. 7.4.3, 7.4.4) und Oligochaeten (Kap. 7.4.5, 7.4.6) durchgeführt. Hierbei erwies sich jedoch die Datenlage noch als limitierender Faktor. So war eine Ableitung der Erwartungswerte maximal bis zur zweiten Ebene der Biotoptypenklassifizierung möglich. Die abgeleiteten Erwartungswerte basierten dann noch häufig auf einer niedrigen Standortzahl (< 10), sodass die Beurteilung mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet ist. Teilweise musste auf die erste Biotoptypenebene ausgewichen werden, wodurch die Erwartungswerte jedoch an Relevanz für den jeweiligen Standort verlieren. Da sich die bayerischen Acker- und Wiesenstandorte in eine begrenzte Zahl von Biotoptypen einteilen lassen, ist in naher Zukunft mit einer breiteren Abdeckung landwirtschaftlicher Böden mit Bodentier-Daten zu rechnen. Durch eine qualitative Beurteilung, z. B. aufgrund der Kenntnis zum Gefährdungsgrad der einzelnen Gruppe oder dem Auftreten von Arten der „Roten Liste“ (bei Bodenorganismen bisher noch am Anfang stehend), kann diese Beurteilung dann verfeinert werden. Da die verschiedenen taxonomischen Gruppen unterschiedliche Anforderungen an ihre jeweiligen Umweltbedingungen haben und durch die gleichzeitige Untersuchung mehrerer dieser Gruppen eine breite Palette von Standorttypen abgedeckt werden kann, ist die entsprechende Beurteilung robust. Allerdings muss einschränkend gesagt werden,

Tab. 99: Mittlere Abundanz und Artenzahl der Lumbriciden in Offenland-Biotoptypen (1. Ordnung). Werte ermittelt aus in Edaphobase enthaltenen Standortdaten (Anzahl Standorte ≥ 10; Abfrage vom 18.06.2018; 33.: Äcker und Ackerbrachen; 34.: Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte).

	33. (n = 107)	34. (n = 101)
Abundanz ± SD [Ind./m ²]	67,9 ± 83,5	97,2 ± 108,1
Artenzahl ± SD	4,0 ± 1,9	5,3 ± 2,0

Tab. 100: Mittlere Abundanz und Artenzahl der Lumbriciden in Offenland-Biotoptypen (2. Ordnung). Werte ermittelt aus in Edaphobase enthaltenen Standortdaten (Anzahl Standorte ≥ 10; Abfrage vom 18.06.2018; 33.03: Äcker und Ackerbrache auf Sandboden; 33.04: Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden; 34.07: artenreiches Grünland frischer Standorte; 34.08: artenarmes Intensivgrünland frischer Standorte).

	33.03 (n = 12)	33.04 (n = 48)	34.07 (n = 11)	34.08 (n = 20)
Abundanz ± SD [Ind./m ²]	37,0 ± 34,3	80,2 ± 104	90,6 ± 46,8	72,1 ± 81,8
Artenzahl ± SD	2,1 ± 1,8	4,9 ± 1,8	7,4 ± 1,6	5,2 ± 1,8

dass eine Beurteilung anhand des Schutzstatus einzelner Arten der Bodenorganismengemeinschaft noch nicht praktikabel ist, da dafür, abgesehen von den großkörperigen Regenwürmern, noch unzureichende Kenntnisse vorliegen.

7.6.4 Können Bodentiere als Indikatoren für agrarökologische Fragestellungen identifiziert werden?

Eine besondere Herausforderung stellen in diesem Zusammenhang die verschiedenen Arten der Bodenbearbeitung dar, wobei hierunter nicht nur mechanische Maßnahmen (z. B. Pflügen), sondern auch der Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel sowie die Verwendung von Düngern zu verstehen sind. Generell unterscheidet sich das Vorgehen nicht von dem im vorigen Kapitel beschriebenen Vorgehen zur Beurteilung der biologisch/ökologischen Bodenqualität, doch sind jetzt sowohl die schon bekannten „natürlichen“ als auch die anthropogenen landwirtschaftlichen Faktoren gemeinsam zu berücksichtigen, wenn die biologische Qualität des Bodens in toto beurteilt werden soll. Dabei sind sowohl jeder Faktor einzeln als auch deren Interaktionen in die Beurteilung einzubeziehen – einschließlich ihrer sich im Zeitverlauf häufig verändernden Qualität und Quantität. Eine solche Komplexität dürfte zwar – entsprechende Forschungsaktivitäten vorausgesetzt – grundsätzlich handhabbar werden, doch ist eher zu empfehlen, die reale Situation an einem Standort in eine limitierte Anzahl von „Szenarien“ (z. B. eine Kombination von Bodenart, Bearbeitungsintensität usw.) aufzuteilen und für diese dann jeweils einen Mindeststandard für die erwartete Bodenbiodiversität zu definieren, bei gleichzeitigem Verzicht auf ein kausales Verständnis der einzelnen Faktoren bzw. deren Interaktionen. Das Ziel sollte es sein, die nach den jeweiligen Standortbedingungen bestmögliche Diversität an Bodenorganismen zu erhalten oder deren Erholung zu fördern. Die Entscheidung, wann bzw. wie ein solcher Standard erfüllt ist, hängt nicht zuletzt von den jeweils betrachteten Organismen ab. Aufgrund unserer Ergebnisse ist eine Kombination von Diversität (= Artenzahl und -zusammensetzung, evtl. auch das Verhältnis der ökologischen Gruppen) und Abundanz (Individuen/Quadratmeter) zu empfehlen. Dabei wird davon ausgegangen, dass auf diese Weise auch die Funktion(en) der jeweiligen Organismengruppe im Boden abgedeckt wird.

Langfristig sind somit konkrete Angaben zur Biodiversität, Artenzusammensetzung und Siedlungsdichte von Bodentieren sowie deren jeweilige funktionale Bedeutung als Teil eines biologisch aktiven Bodens im Rahmen einer

nachhaltigen Landwirtschaft an konkreten Standorten aufzuzeigen. Ein erster Schritt in diese Richtung sind die von der LfL Bayern empfohlenen Werte zur Regenwurmbesiedlung (Abundanz und Diversität), die als Teil einer bodenbiologischen Einschätzung konkreter Standorte herangezogen werden (Walter & Burmeister 2017). Weitergehende Schritte bestehen vor allem aus einer Differenzierung dieser Werte in Abhängigkeit nicht nur von den natürlichen Bodeneigenschaften, sondern auch von den agrarischen Einflussfaktoren, wie z. B. der Bodenbearbeitung, dem (chemischen und/oder biologischen) Pflanzenschutz aber auch der Fruchtfolge. Entscheidend ist dabei, einen effizienten Mittelweg zwischen dem Aufwand dieses Ansatzes (z. B. für die biologische Definition der schon genannten Szenarien) und dem Ergebnis einer solchen biologischen Beurteilung herzustellen. Hilfreich könnten im Rahmen einer biologischen Bodenqualitätsbeurteilung auch direkte Vergleiche von ökologisch bzw. konventionell bewirtschafteten Standorten bzw. Betrieben sein. Die Charakterisierung und Beprobung solcher Standortpaare würde nicht nur die Auswertung der dabei erhobenen Daten erleichtern, sondern zugleich würde durch die Einspeisung dieser Daten in Edaphobase der jeweilige Vergleichsmaßstab erheblich verbessert. Außerdem könnten auf diese Weise auch die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Bodenbiodiversität und deren Funktionen beurteilt werden.

Dieser Bericht ist als ein Beitrag zur Weiterentwicklung der bodenbiologischen Beurteilung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu verstehen. Die hier vorgestellten Ergebnisse bestätigen die Nutzbarkeit der Regenwürmer für diesen Zweck und stellen zugleich die Grundlage für eine verfeinerte Auswertung der biologischen Bodenqualität mittels weiterer Organismengruppen dar. Durch Ableitung der entsprechenden qualitativen und quantitativen Angaben zu deren Diversität und Abundanz ist eine standortbezogene Beurteilung möglich, vorausgesetzt, es liegen genug qualitativ hochwertige Daten für den jeweiligen Standorttyp vor. Empfehlungen für das weitere Vorgehen, insbesondere die Implementierung der hier gemachten Vorschläge in die landwirtschaftliche Praxis, liegen vor.

7.6.5 Empfehlungen zum weiteren Vorgehen

Für die Nutzung von Bodenorganismen bei der Beurteilung der biologischen Qualität von Böden ist die schlechte Datenlage zur Bodenbiodiversität in Deutschland das Hauptproblem. Insbesondere fehlen Daten (d. h. es besteht Forschungsbedarf):

► zur Diversität und zum Vorkommen von mehreren Organismengruppen (speziell Invertebraten) an ähnlichen gut charakterisierten Intensivgrünland- und Ackerstandorten (d. h. zum gleichen Biotoptyp gehörenden) in Bayern;

► zur Diversität der Organismengruppen in weiteren repräsentativen Grünlandtypen, beginnend bei naturnahen Grünland-Standorten (z. B. Kalkhalbtrockenrasen, Borstgrasrasen), aber auch in landwirtschaftlich extensiv genutzten naturschutzrelevanten Ackerflächen;

► aus bisher naturräumlich unterrepräsentierten Regionen Bayerns bzw. Deutschlands;

► von belasteten Standorten: Zur Beurteilung des Einflusses von stofflichen und nicht-stofflichen Belastungen auf Bodenorganismen sowie zur Festlegung von Schwellenwerten für die Beurteilung solcher Zustände;

► von bisher nicht oder unzureichend untersuchten Tiergruppen (z. B. Nematoden bzw. Raubmilben), um zu überprüfen, ob diese unter bestimmten Umständen eine sinnvolle Ergänzung zu den bisher beprobten Organismengruppen darstellen können;

► zur Vertiefung des Verständnisses der Zusammenhänge zwischen Landnutzung und der Struktur und Funktion von Bodenorganismengemeinschaften sowie deren ökosystemaren Funktionen bzw. Leistungen.

Parallel zu diesen Aktivitäten ist die langfristige Sicherung bzw. der weitere Ausbau der organisatorisch-technischen Grundlagen notwendig, wobei neben der oben schon aufgeführten Ausweitung der Beprobungsaktivitäten vor allem drei Bereiche besonders hervorzuheben sind:

1. Ausbau und in Hinsicht auf eine Routineanwendung verfeinerte Standard-Methodik der genetischen Charakterisierung von Arten und Artengemeinschaften (Barcoding und Metabarcoding; langfristig auch die Erfassung und Auswertung von e-DNA) (z. B. Straube et al. 2013, ISO 2017). Auf diesem Gebiet gibt es in Deutschland und der Europäischen Union erhebliche Forschungsaktivitäten für sehr verschiedene Tiergruppen (z. B. Regenwürmer; u. a. Perez-Losada et al. 2012, Decaens et al. 2013). In dieser Hinsicht ist sicherzustellen, dass bei diesen Arbeiten die bislang relativ wenig erforschten Gruppen der Bodenorganismen ausreichend berücksichtigt werden;
2. Langfristige Sicherung bei gleichzeitiger guter Zugänglichkeit der anfallenden Datenmengen, d. h. der Erhalt und die internationale Verknüpfung entsprechender Datenbanken, wobei der deutsche Beitrag die Datenbank Edaphobase ist;

3. Erhalt und erhöhte Wertigkeit der Datenqualität, insbesondere hinsichtlich der Verknüpfung „traditioneller“ Taxonomie und genetischer Informationen, denn nur auf diese Weise kann dieses Wissen sinnvoll mit ökologischen Daten verknüpft werden.

8 Die Länderstudie in Sachsen-Anhalt: „Bodenökologische Untersuchung verschiedener extensiver FFH-Grünlandtypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, basenreiche Halbtrockenrasen)“

8.1 Problemstellung und Zielsetzung der Fallstudie in ausgewählten FFH-Lebensraumtypen in Sachsen-Anhalt

Die bodenökologischen Untersuchungen der vorliegenden Studie zielen in erster Linie auf eine bodenbiologische Charakterisierung gefährdeter Biotoptypen bzw. FFH-Lebensraumtypen in Sachsen-Anhalt (Harz) ab, die auf einigen hier vorkommenden Bodentiergemeinschaften basieren (Enchytraeidae, Lumbricidae, Myriapoda, Oribatida, Collembola). Die in dieser Studie ausgewählten FFH-Lebensraumtypen waren Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen und Halbtrockenrasen, die charakteristisch für das Landschaftsschutzgebiet „Harz und nördliches Harzvorland“ sind.

Weiterhin sollen Charakter-/Kennarten innerhalb der Bodentiergemeinschaften der drei genannten FFH-Lebensraumtypen identifiziert werden. Ein Fokus liegt dabei darauf, entsprechende Artenlisten der einzelnen FFH-Lebensraumtypen weiterzuentwickeln und zu präzisieren. In diesem Zusammenhang sind auch potentielle Unterschiede zwischen den untersuchten Bodentiergruppen (s. o.) bezüglich ihrer Eignung als Indikatoren für bestimmte Biotoptypen zu berücksichtigen und ggf. zu diskutieren. Parallel zu den Charakter- und Kennarten werden auch die Verteilungsmuster spezifischer „ökologischer Gruppen“ (z. B. Säurezeiger) innerhalb der untersuchten Taxa (Enchytraeidae, Lumbricidae, Myriapoda, Oribatida, Collembola) analysiert, deren Anteile zwischen den verschiedenen Lebensraumtypen variieren und somit diese Lebensraumtypen charakterisieren könnten. Innerhalb der Collembolen könnten diese „ökologischen Gruppen“ z. B. säuretolerante Artenkomplexe sein.

Zusätzlich werden biotische und abiotische Habitatfaktoren, die als Steuergrößen für die Biodiversität der Bodentiergemeinschaften anzusehen sind, definiert sowie, wenn möglich, bodenbiologische Referenzwerte formuliert.

Das naturschutzfachliche Ziel ist es, über Kenn- und Charakterarten (alternativ dazu: ökologische Gruppen) die Qualität der Biotope einzuschätzen bzw. zu bewerten, wodurch eventuell erforderliche Managementmaßnahmen abgeleitet werden können.

Zusätzlich zu der Bearbeitung der naturschutzfachlichen Fragestellung soll die Nutzung der in dieser Studie erhobenen Tier- und Umweltdaten die Praktikabilität von Edaphobase (Definition) unter Routinebedingungen belegen und verbessern, d. h. helfen, die Fragen zu beantworten, welche Daten wie erfasst, gespeichert und in welcher Form nutzergerecht extrahiert werden sollen und welche zusammenfassenden Auswertungstools zur Verfügung gestellt werden müssen.

Weiterhin bilden die erhobenen Tier- und Umweltdaten innerhalb von Edaphobase umfangreiche „Vergleichsdatensätze“ für weitere Analysen der hier untersuchten drei Habitattypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, Halbtrockenrasen).

8.2 Untersuchungsgebiet

8.2.1 Geografische Lage

Die deskriptiven Untersuchungen im Rahmen der Länderstudie Sachsen-Anhalt fanden im Harz statt. Der Harz ist neben dem Weserbergland das nördlichste Mittelgebirge Deutschlands. Er hebt sich als markanter, oval geformter Block von ca. 90 km Länge in NW-SE-Richtung und bis ca. 30 km Breite in NE-SW-Richtung aus seinem Umland heraus und bedeckt eine Fläche von 2.226 km² (Müller & Franzke 2014). Der größte Anteil des Harzes liegt in Sachsen-Anhalt mit den Landkreisen Mansfeld-Südharz und Harz – hier sind die 9 Untersuchungsflächen lokalisiert. Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Untersuchungsflächen erfolgt in Kapitel 8.2.3.

8.2.2 Klima

Der Harz als Mittelgebirge unterscheidet sich in vielen Aspekten von seinem Umland, was sich vor allem auf geologische Ursachen zurückführen lässt. Die höhere Lage des Harzes bewirkt deutliche Temperaturunterschiede zu seinen Vorländern und deutlich größere Niederschlagsmengen. Der Harz liegt im Übergangsbereich von ozeanisch-atlantischem zu

kontinentalem Klima (Müller & Franzke 2014). Feuchte Luft von der nahe gelegenen Nordsee kann nahezu ungehindert bis zum Harz vordringen, wird über der Clausthaler Hochfläche gestaut und am Brocken zum Aufsteigen gezwungen. Häufige Bewölkung und hohe Niederschlagsmengen sind die Folge. Die meisten Niederschläge im Harz verzeichnet man auf der Clausthaler Hochfläche und am Westhang des Acker-Bruchberg-Brocken-Gebiets mit bis über 1600 mm im Jahr (im Vergleich Göttinger Wald: 628 mm im Jahr). In den Leegebieten sinkt die Luft ab und erwärmt sich, wobei nur 600 mm Niederschlag im Jahr fallen (z. B. in der Region Unterharz, siehe die drei untersuchten Halbtrockenrasenflächen östlich von Elbingerode). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt im Oberharz, zu dem die sechs Untersuchungsflächen in der Nähe von Benneckenstein gehören, 6,1 °C, und liegt damit deutlich niedriger als z. B. im nördlichen Harzvorland (8,7 °C) (Müller & Franzke 2014).

Die den Untersuchungsflächen (Halbtrockenrasen) bei Elbingerode nächstgelegene Niederschlagsstation ist „Oberharz am Brocken Rübeland“, während für die Untersuchungsflächen bei Benneckenstein die Daten der benachbarten Niederschlagsstation „Oberharz am Brocken Sorge“ relevant sind. Um die Temperatur (monatlicher Durchschnitt) und die monatlichen Sonnenstunden als Klimaparameter mit einzubeziehen, wurden diese Daten von der Klimastation „Wernigerode“ bezogen. Alle Klimadaten (Untersuchungsjahr 2015, langjährige Mittel für den Zeitraum 2001 bis 2010) wurden aus dem regionalen Klimainformationssystem „ReKIS“ heruntergeladen (<https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/klima/26700.htm>), das vom Land Sachsen-Anhalt zusammen mit den Ländern Sachsen und Thüringen betrieben wird.

In den beiden Niederschlagsstationen (Oberharz am Brocken Rübeland/Oberharz am Brocken Sorge) fehlen für das Jahr 2015 einige Messungen der monatlichen Niederschlagssummen, so dass hier auch keine jährlichen Niederschlagssummen berechnet werden konnten. Auffällig ist, dass die monatlichen Niederschlagssummen in Oberharz am Brocken Sorge von März bis April und von August bis Dezember 2015 deutlich höher lagen als im langjährigen Mittel (2001-2010), was auch die Bodentiergemeinschaften der benachbarten Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen bei Benneckenstein beeinflusst haben könnte (Probenahmetermine: Mai und Oktober 2015).

Bei der Entwicklung der Temperaturen im Verlauf des Jahres 2015 (siehe Klimastation Wernigerode) ist auffällig, dass in den Wintermonaten (Januar, Februar, Dezember) die Temperaturen deutlich über denen des langjährigen Mittels (2001-2010) lagen, während sich dieses Muster

im Frühjahr/Frühsummer (April bis Juni) umkehrte (niedrigere Temperaturen im Untersuchungsjahr 2015 im Vergleich zum langjährigen Mittel) (**Tab. 101**).

8.2.3 Untersuchungsflächen

Alle neun Untersuchungsflächen liegen im Landschaftsschutzgebiet „Harz und nördliches Harzvorland“ (**Abb. 94**). Die sechs Untersuchungsflächen in der Nähe von Benneckenstein (drei Borstgrasrasen, drei Goldhaferwiesen) befinden sich im FFH-Gebiet 0089 „Harzer Bachtäler“. Die drei Untersuchungsflächen in der Nähe von Elbingerode (jeweils Halbtrockenrasen) liegen im FFH-Gebiet 0082 „Devonkalkgebiet bei Elbingerode und Rübeland“. Die Auswahl aller Untersuchungsflächen erfolgte in enger Kooperation mit dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Dr. Peer Schnitter) sowie dem Umweltamt des Landkreises Harz (Sylvia Lehnert).

Bei den Ausgangsgesteinen der Untersuchungsflächen im FFH-Gebiet „Harzer Bachtäler“ handelt es sich überwiegend um durch submarine Rutschungen verfrachtete Sedimente, die mehrere hundert Meter mächtige Decken bilden (Schriel 1928). Sehr verbreitet sind Tonschieferabfolgen, welche teilweise Vulkanite (z. B. Diabas) enthalten. Daneben kommen Quarzite und Kieselschiefer vor. Auf Plateauflächen kam es zur Ausbildung von periglazialen Gesteinsschuttanreicherungen (Fließerden). Auch ein großer Teil der hier untersuchten Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen wird von Tonschiefer substraten eingenommen, wobei die Bodentypen stark variieren (z. B. Braunerden und Humusgleye). Die Untersuchungsflächen im FFH-Gebiet „Devonkalkgebiet bei Elbingerode und Rübeland (0082)“ werden geologisch dem Elbingeröder Komplex (kurz EK) zugeordnet, womit die erdgeschichtliche Sonderentwicklung gegenüber den umliegenden Gebieten zum Ausdruck gebracht wird (Wagenbreth &

Tab. 101: Wetterdaten des Untersuchungsjahres 2015, aufgenommen von den Niederschlagsstationen „Oberharz am Brocken Rübeland“ und „Oberharz am Brocken Sorge“, sowie der Klimastation „Wernigerode“ mit Abweichungen zum langjährigen Mittel der Jahre 2001-2010. (Angaben in mm [Niederschlag], °C [Temperatur] und h [Sonnenstunden]; 2015 wärmer/niederschlagsreicher [↑], 2015 kühler/trockener [↓] als das langjährige Mittel; Quelle: Klimainformationssystem „ReKIS“).

Niederschlagsstation Oberharz am Brocken-Rübeland												
Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	2015
Niederschlag (mm) + Abweichung vom langjährigen Mittel												Summe
kein Wert	kein Wert	82,9 ↑18 %	37 ↓21 %	kein Wert	47 ↓10 %	95 ↑10 %	85 ↑17 %	45 ↓43 %	46 ↓5 %	kein Wert	kein Wert	kein Wert
Höhe ü. NN:		443 m										

Niederschlagsstation Oberharz am Brocken-Sorge												
Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	2015
Niederschlag (mm)												Summe
177 ↑202 %	21 ↓50 %	131,8 ↑166 %	56 ↑64 %	42,5 ↓35 %	50 ↓1 %	kein Wert	77 ↑27 %	79 ↑14 %	47 ↑47 %	232 ↑283 %	58 ↑17 %	kein Wert
Höhe ü. NN:		530 m										

Klimastation Wernigerode												
Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	2015
Niederschlag (mm) + Abweichung vom langjährigen Mittel												Summe
53,9 ↓8 %	8,5 ↓80 %	56,5 ↑14 %	33,1 ↓2 %	15,3 ↓76 %	27,9 ↓45 %	78,8 ↑36 %	79,1 ↑31 %	34,6 ↓50 %	48,0 ↑50 %	55,9 ↓8 %	12,7 ↓75 %	504
Sonnenstunden (h) + Abweichung vom langjährigen Mittel												Summe
53 ↓13	111 ↑29	137 ↓8	211 ↑28	200 ↑2	181 ↓44	252 ↑21	251 ↑52	138 ↓14	110 ↓17	95 ↑40	53 ↓2	1791,2
Temperatur (monatlicher Durchschnitt) + Abweichung vom langjährigen Mittel												Mittelwert
2,7 ↑1,1	1,3 ↑0,5	5,3 ↑0,6	8,6 ↓0,6	12,5 ↓0,8	15,5 ↓0,9	19,2 ±0,0	20,2 ↑1,8	12,8 ↓1,5	8,1 ↓1,5	8,6 ↑2,5	8,3 ↑7,3	10,3
Höhe ü. NN:		240 m										

Steiner 1990, Rost 1996). Der geologische Aufbau des EK zeichnet sich durch einen Wechsel von Gesteinen vulkanischen Ursprungs aus dem Mitteldevon, Kalk-

steinen des Mittel- und Oberdevon sowie randlich Tonschiefer und Grauwacken des Unterkarbons (Kulm) aus. Die bis zu 600 m mächtigen Kalke lagerten sich

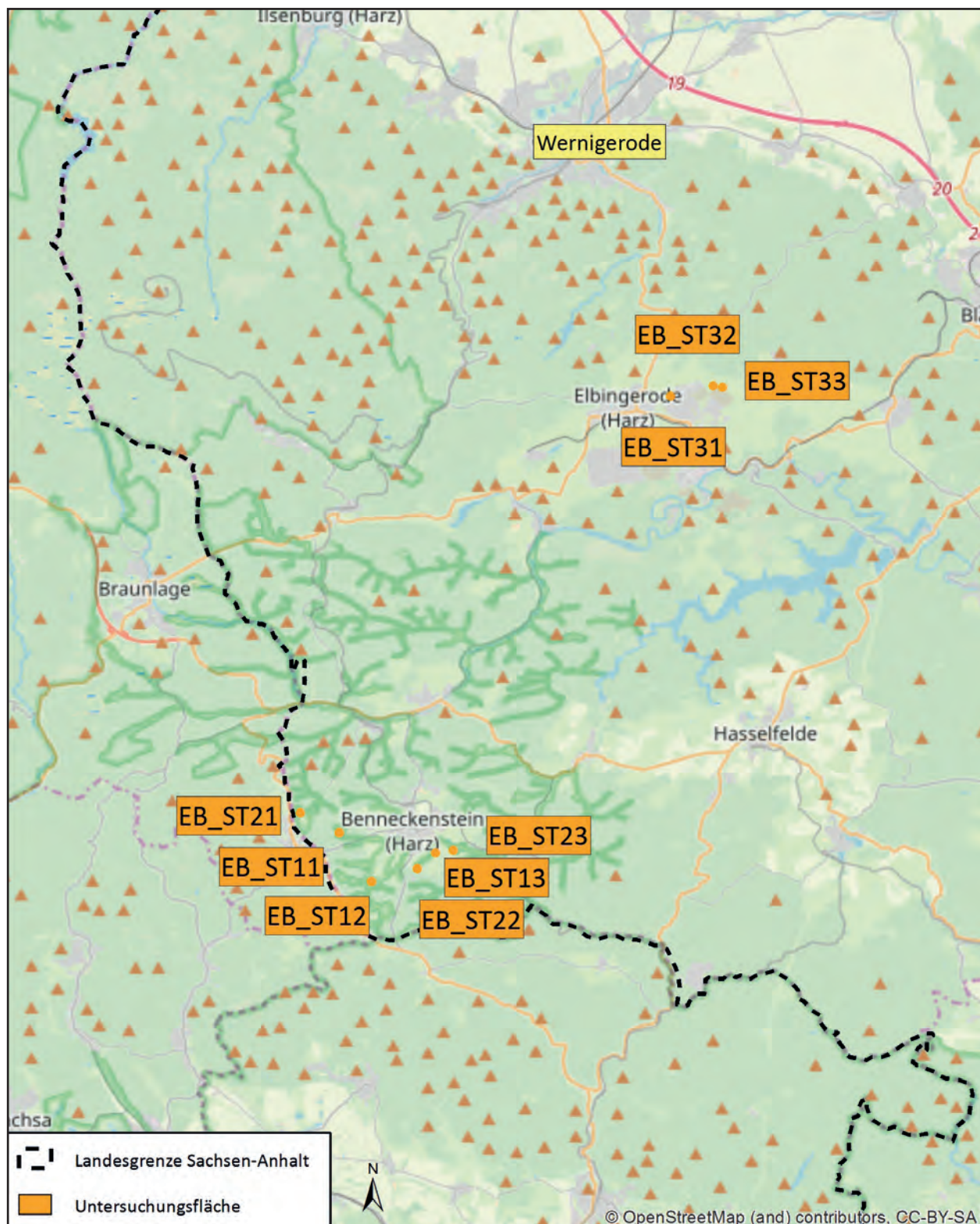


Abb. 94: Lage der Untersuchungsflächen im Landschaftsschutzgebiet „Harz und nördliches Harzvorland“.

(1): Standortname: Rhumwiese
Replikat: Borstgrasrasen 1



Foto: Forschungsinstitut gäiac

Standortkennung: EB_ST11

Koord. (WGS 84): 51.66647/10.68722

Standortbeschreibung:

Beweideter Borstgrasrasen

Vegetationseinheit:

Polygalo vulgaris-Nardetum Oberdorfer 1957 (Kreuzblumen Borstgrasrasen)

Biotoptyp BTL D: 34.06.01.02.02 - Beweideter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe (inkl. Mähweide)
 EUNIS: E1.712 Sub-Atlantic Nardus-Galium grasslands

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Hainsimsen-Rotbuchenwald montaner Ausprägung

Hangneigung: -

Höhe ü. NHN: 546 m

Bodentyp: Gley-Pseudogley

pH-Wert: 4,16

Humusform: Mull

Geologie: Mischformation der Stieger Schichten (Tonschiefer, Sandsteine, Quarzite, Kieselschiefer, Diabas)

Weitergehende Maßnahmen: Extensive Beweidung mit Rindern bei optimaler Weideführung, Auskoppeln der Sümpfe im Südteil

Sonstige Flächeninformationen: FFH-Gebiet Harzer Bachtäler (0089). Das Ziel der Maßnahmen (s. o.) ist der Erhalt der Bergwiesen der Rhumwiese. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)

(2): Standortname: Großer Rappenberg
Replikat: Borstgrasrasen 2



Foto: Forschungsinstitut gäiac

Standortkennung: EB_ST12

Koord. (WGS 84): 51.65496°N/10.69970°E

Standortbeschreibung:

Beweideter Borstgrasrasen

Vegetationseinheit:

Polygalo vulgaris-Nardetum Oberdorfer 1957 (Kreuzblumen Borstgrasrasen)

Biotoptyp BTL D: 34.06.01.02.02 Beweideter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe (inkl. Mähweide)
 EUNIS: E1.712 Sub-Atlantic Nardus-Galium grasslands

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Hainmieren-Erlenwälder

Hangneigung: 3°/Süd-West

Höhe ü. NHN: 564 m

Bodentyp: Humusgleye

pH-Wert: 3,84

Humusform: Mull

Geologie: Wüstebachschiefer (Unterdevon, Siegen); Tonstein, stark geschiefert, vereinzelt Bänke von quarzitischem Sandstein (Geologisches Landesamt NRW 1980)

Weitergehende Maßnahmen: Fortsetzung der Pflege durch Handmäh in mehrjährigem Abstand. Optimal: Mäh alle 2 bis 3 Jahre. Suboptimal: Mäh alle 3 bis 5 Jahre. Mähgutabtransport.

Sonstige Flächeninformationen: FFH-Gebiet Harzer Bachtäler (0089). Waldrandlage, daher denkbare „Einstrahlung“ von Bodentiergemeinschaften aus Waldökosystemen. Prüfung einer zeitigen Mähnutzung zur Zurückdrängung des Pfeifengrases. Ziel der Maßnahmen (s. o.) ist der Erhalt der Borstgrasrasen am Steilhang des Großen Rappenberges. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)

(3): Standortname: Pfeifferberg**Replik:** Borstgrasrasen 3

Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_ST13**Koord. (WGS 84):** 51.66169°N/10.72496°E**Standortbeschreibung:**

Beweideter Borstgrasrasen

Vegetationseinheit:*Polygalo vulgaris*-*Nardetum* Oberdorfer 1957 (Kreuzblumen Borstgrasrasen)

Biotoptyp BTL D: 34.06.01.02.02 Beweideter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe (inkl. Mähweide)
EUNIS: E1.712 Sub-Atlantic Nardus-Galium grasslands

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Hainsimsen-Rotbuchenwald montaner Ausprägung

Hangneigung: -**Höhe ü. NHN:** 584 m**Bodentyp:** Braunerden bis Parabraunerde-Braunerden**pH-Wert:** 3,61**Humusform:** Mull**Geologie:** Mischformation der Harzgeröder Zone (Tonschiefer, Sandsteine, Quarzite, Kalksteine)**Weitergehende Maßnahmen:** Fortführung der extensiven Beweidung mit Schafen bei optimaler Weideführung**Sonstige Flächeninformationen:** FFH-Gebiet Harzer Bachtäler (0089). Ziel der Maßnahmen (s. o.) ist der Erhalt der Borstgrasrasen am westlichen Pfeifferberg. Eine Zufütterung der Schafe auf der Weidefläche erfolgt nicht. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)**(4): Standortname:** Kümmelwiese**Replik:** Storchenschnabel-Goldhaferwiese 1

Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_ST21**Koord. (WGS 84):** 51.67149°N/10.67146°E**Standortbeschreibung:***Geranio-Trisetetum*, *Centaurea pseudophrygia*-Rasse, Harz Ausbildung mit *Cardaminopsis halleri***Vegetationseinheit:***Geranio-sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957

Biotoptyp BTL D: 34.07.02.02 Artenreiche frische (Mäh-) Weide der montanen bis hochmontanen Stufe
EUNIS: E2.231 Western Hercynian submontane hay meadows

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Hainsimsen-Rotbuchenwald montaner Ausbildung

Hangneigung: -**Höhe ü. NHN:** 591 m**Bodentyp:** Braunerden**pH-Wert:** 4,73**Humusform:** Mull**Geologie:** Mischformation der Stieger Schichten (Tonschiefer, Sandsteine, Quarzite, Kiesel-schiefer, Diabas)**Weitergehende Maßnahmen:** Jährliche einschürige Wiesen-nutzung.**Sonstige Flächeninformationen:** FFH-Gebiet Harzer Bachtäler (0089). Ziel der Maßnahmen (s. o.) ist der Erhalt der Bergwiesen der Kümmelwiese. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)

(5): Standortname: Ziegenkopf
Replikat: Storchenschnabel-Goldhaferwiese 2



Foto: Forschungsinstitut gaia

Standortkennung: EB_ST22
Koord. (WGS 84): 51.65788°N/10.71823°E
Standortbeschreibung:
Geranio-Trisetetum, *Centaurea pseudophrygia*-Rasse
Vegetationseinheit:
Geranio-sylvatici-Trisetetum Knapp ex Oberd. 1957
Biotoptyp BTL D: 34.07.02.02 Artenreiche frische
(Mäh-) Weide der montanen bis
hochmontanen Stufe
EUNIS: E2.231 Western Hercynian
submontane hay meadows

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):
Hainsimsen-Rotbuchenwald montaner Ausbildung

Hangneigung: -
Höhe ü. NHN: 556 m
Bodentyp: Braunerden
pH-Wert: 4,85
Humusform: Mull

Geologie: Mischformation der Stieger Schichten (Tonschiefer, Sandsteine, Quarzite, Kieselschiefer, Diabas)

Weitergehende Maßnahmen: Fortführung der extensiven Beweidung mit Schafen bei optimaler Weideführung. Auskoppeln von Bächen und Nassstellen.

Sonstige Flächeninformationen: FFH-Gebiet Harzer Bachtäler (0089). Das Ziel der Maßnahmen (s. o.) ist der Erhalt von Bergwiesen um den Ziegenkopf. Bei zu großem Weiderest erfolgt eine Nachmahd. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)

(6): Standortname: Eckardsborn
Replikat: Storchenschnabel-Goldhaferwiese 3



Foto: Forschungsinstitut gaia

Standortkennung: EB_ST23
Koord. (WGS 84): 51.66294°N/10.73106°E
Standortbeschreibung:
Geranio-Trisetetum, *Centaurea pseudophrygia*-Rasse
Vegetationseinheit:
Geranio-sylvatici-Trisetetum Knapp ex Oberd. 1957
Biotoptyp BTL D: 34.07.02.02 Artenreiche frische
(Mäh-) Weide der montanen bis
hochmontanen Stufe
EUNIS: E2.231 Western Hercynian
submontane hay meadows

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):
Hainmieren-Erlenwälder

Hangneigung: 3°/Nord-Ost
Höhe ü. NHN: 510 m
Bodentyp: Gley-Pseudogley
pH-Wert: 4,33
Humusform: Mull

Geologie: Mischformation der Harzgeröder Zone (Tonschiefer, Sandsteine, Quarzite, Kalksteine) /fluviale Ablagerungen (Lehm, Sand, Kies, Schotter)

Weitergehende Maßnahmen: Fortführung der Mähweide-Wechselnutzung. Extensive Schafbeweidung bei optimaler Weideführung und Wiesenutzung.

Sonstige Flächeninformationen: FFH-Gebiet Harzer Bachtäler (0089). Ziel der Maßnahmen (s. o.) ist die Entwicklung von Bergwiesen am Standort Eckardsborn. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)

(7): Standortname: Galgenberg**Replikat:** Halbtrockenrasen 1

Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_ST31**Koord. (WGS 84):** 51.77334°N/10.81815°E**Standortbeschreibung:**

Halbtrockenrasen (Mesobromium) des Devonkalkgebiets um Elbingerode

Vegetationseinheit:*Gentiano-Koelerietum pyramidatae* Knapp ex Bornkamm 1960 (Enzian-Schillergras-Rasen)

Biotoptyp BTL D: 34.02.01.02.02 Subkontinentaler Halbtrockenrasen auf karbonatischem oder sonstigem basenreichen Boden, beweidet (inkl. Mähweide)
EUNIS: E1.2623 Harz Mesobromion

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Zahnwurz-Buchenwald

Hangneigung: -**Höhe ü. NHN:** 489 m**Bodentyp:** Braunerde-Fahlerden und Fahlerden**pH-Wert:** 6,05**Humusform:** Mull**Geologie:** heller massiger Kalkstein (Oberes Mitteldevon) (Geologische Karte von Sachsen-Anhalt 1:25000)**Weitergehende Maßnahmen:** jährliche extensive Schafhaltung, 1 bis 2 Weidegänge jährlich, kein Pferch, optimale Weideführung. Erhalt der Einzelgehölze in den Magerrasen. Beweidung ab Mitte Juni nach der Blüte der Orchideen.**Sonstige Flächeninformationen:** FFH-Gebiet: Devonkalkgebiet bei Elbingerode und Rübeland (82). FFH-Lebensraumtyp: Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (6210) (RHT). Teilweise stärker exponierter Hang, Gehölze, stellenweise sehr flachgründig, Steine und Felsen. Entbuschung in den Wintermonaten. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)**(8): Standortname:** Bollenkopf**Replikat:** Halbtrockenrasen 2

Foto: Forschungsinstitut gaiac

Standortkennung: EB_ST32**Koord. (WGS 84):** 51.77622°N/10.83465°E**Standortbeschreibung:**

Halbtrockenrasen (Mesobromium) des Devonkalkgebiets um Elbingerode

Vegetationseinheit:*Gentiano-Koelerietum pyramidatae* Knapp ex Bornkamm 1960 (Enzian-Schillergras-Rasen)

Biotoptyp BTL D: 34.02.01.02.02 Subkontinentaler Halbtrockenrasen auf karbonatischem oder sonstigem basenreichen Boden, beweidet (inkl. Mähweide)
EUNIS: E1.2623 Harz Mesobromion

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Zahnwurz-Buchenwald

Hangneigung: 20°/West**Höhe ü. NHN:** 462 m**Bodentyp:** Braunerde-Fahlerden und Fahlerden**pH-Wert:** 6,75**Humusform:** Mull**Geologie:** heller massiger Kalkstein (Oberes Mitteldevon) (Geologische Karte von Sachsen-Anhalt 1:25000)**Weitergehende Maßnahmen:** jährliche extensive Schafhaltung, 1 bis 2 Weidegänge jährlich, kein Pferch, optimale Weideführung. Erhalt der Einzelgehölze in den Magerrasen. Beweidung ab Mitte Juni nach der Blüte der Orchideen.**Sonstige Flächeninformationen:** FFH-Gebiet: Devonkalkgebiet bei Elbingerode und Rübeland (82). FFH-Lebensraumtyp: Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (6210) (RHT). Teilweise stärker exponierter Hang, Gehölze, stellenweise sehr flachgründig, Steine und Felsen. Entbuschung in den Wintermonaten. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)

(9): Standortname: Schwefeltal
Replikat: Halbtrockenrasen 3



Foto: Forschungsinstitut gäiac

Standortkennung: EB_SN33

Koord. (WGS 84): 51.77552°N/10.83838°E

Standortbeschreibung:

Halbtrockenrasen (Mesobromium) des Devonkalkgebiets um Elbingerode

Vegetationseinheit:

Gentiano-Koelerietum pyramidatae Knapp ex Bornkamm 1960
 (Enzian-Schillergras-Rasen)

Biotoptyp: BTL D: 34.02.01.02.02 Subkontinentaler Halbtrockenrasen auf karbonatischem oder sonstigem basenreichen Boden, beweidet (inkl. Mähweide)
 EUNIS: E1.2623 Harz Mesobromion

Potentielle Natürliche Vegetation (PNV):

Zahnwurz-Buchenwald

Hangneigung: 20°/Süd-West

Höhe ü. NHN: 474 m

pH-Wert: 6,82

Boden: Braunerde-Fahlerden und Fahlerden

Humusform: Mull

Geologie: heller massiger Kalkstein (Oberes Mitteldevon)
 (Geologische Karte von Sachsen-Anhalt 1:25000)

Weitergehende Maßnahmen: jährliche extensive Schafhaltung, 1 bis 2 Weidegänge jährlich, kein Pferch, optimale Weideführung. Beweidung ab Mitte Juni.

Sonstige Flächeninformationen: FFH-Gebiet: Devonkalkgebiet bei Elbingerode und Rübeland (82). FFH-Lebensraumtyp: Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (6210). Zum Teil mit stärker exponierten Hangbereichen, stellenweise sehr flachgründig, Steine und Felsen. (Informationen: Sylvia Lehnert, Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz)

vorwiegend als Riffkalke an submarinen, vulkanischen Schwellen ab. Sie sind chemisch sehr einheitlich und hochrein ausgebildet (durchschnittlich 98 % CaCO_3 , was eine besonders gute Löslichkeit bedingt (Altermann & Rabitzsch 1976). Die in dieser Studie untersuchten Halbtrockenrasen befinden sich auf Kalk, bei dem Bodentyp handelt es sich durchgehend um Braunerde-Fahlerden und Fahlerden (Dr. Klaus-Jürgen Hartmann, Landesamt für Geologie und Bergwesen, Dezernat 21: Fachinformationssysteme & Archive, Halle (Saale), persönliche Korrespondenz vom 09.05.2016).

8.3 Ergebnisse zur Standortcharakterisierung

8.3.1 Bodenkundliche Angaben

Die gemessenen Habitatparameter-Werte wurden in **Tab. 102** (Teil I) und **Tab. 103** (Teil II) zusammengefasst.

Die Messung der aktuellen Bodenfeuchte ergab, dass der Boden der drei Untersuchungsflächen des Biotoptyps „Halbtrockenrasen“ (EB_ST31 bis EB_ST33) zum Zeitpunkt der beiden Mikroarthropoden-

Probenahmetermine deutlich trockener war als der der beiden anderen Biotoptypen (siehe **Tab. 102**). Die Messung der aktuellen Bodenfeuchte ist lediglich als Momentaufnahme zu bewerten. Ein Vergleich mit den Feuchtezahlen (siehe **Tab. 104**, Ergebnisse der Ellenbergzahlen) zeigt jedoch, dass auch die Pflanzen der Halbtrockenrasen trockenere Standortbedingungen anzeigen als die Pflanzen der beiden anderen Biotoptypen (mit Ausnahme von EB_ST11).

Der mittlere Boden-pH-Wert war auf den basenreichen Halbtrockenrasenflächen deutlich höher (6,54) als auf den Borstgrasrasen- (3,87) und Goldhaferwiesenflächen (4,64) – die beiden letztgenannten Biotoptypen konnten daher als saure Standorte eingestuft werden, während der Boden-pH-Wert auf den Halbtrockenrasenflächen im neutralen Bereich lag (Gisi 1990).

Die Mittelwerte des Gesamt-Kohlenstoffs (Cgesamt) stiegen in folgender Reihe: Goldhaferwiesen (9,63 g/kg) < Halbtrockenrasen (10,59 g/kg) < Borstgrasrasen (12,52 g/kg) an. Auch die Mittelwerte des Gesamt-Stickstoffs waren auf den Borstgrasrasenflächen am höchsten (0,94 g/kg) – die Mittelwerte der Goldhaferwiesen- (0,81g/kg) und Halbtrockenrasenflächen (0,79 g/kg) lagen etwa auf einem Niveau.

Die C/N-Verhältnisse der Borstgras- und Halbtrockenrasenflächen lagen im Mittel etwa auf einem Niveau (13,34 bzw. 13,57), während das C/N-Verhältnis der Goldhaferwiesen deutlich niedriger (11,84) war, was darauf hindeutet, dass die Qualität der Nahrungsressourcen (z. B. Streu, Feinwurzeln) in den Goldhaferwiesen für saprophage Tiergruppen wie Collembolen und Regenwürmer potentiell günstiger war als in den beiden anderen Biotoptypen (vgl. Taylor et al. 1989, Salamon 2001).

Mit Ausnahme der Halbtrockenrasenflächen war der Karbonat-Anteil am Gesamtkohlenstoffgehalt mit Werten von unter 1 g/kg auf den Untersuchungsflächen gering (Arbeitsgruppe Boden 1996).

Die Halbtrockenrasenflächen EB_ST32 und EB_ST33 wiesen einen Karbonat-Anteil am Gesamtkohlenstoff

von 43,19 bzw. 57,14 g/kg auf. Der Karbonat-Anteil am Gesamtkohlenstoff der Fläche EB_ST31 lag dagegen deutlich niedriger (6,93 g/kg).

Die Messungen der Korngrößenverteilungen ergaben, dass der Anteil des Schluffes (mit Ausnahme von EB_ST32) auf den Untersuchungsflächen mit Werten zwischen 50,40 % (EB_ST33) und 69,00 % (EB_ST22) am größten war. Die Bodenart dieser Untersuchungsflächen war somit als Schluff mit unterschiedlichen Ton-, Lehm- und Sandanteilen zu bezeichnen. Die Untersuchungsfläche EB_ST32 hatte dagegen als Bodenart mittel-schluffigen Sand (vgl. **Tab. 103** und Arbeitsgruppe Boden 1996).

Die Ellenbergzahlen der nachgewiesenen Pflanzenarten wurden in Tabelle 104 zusammengefasst. Entsprechend der gemessenen pH-Werte liegen die Ellenbergzahlen der Borstgrasrasen- und Goldhaferwiesenflächen

Tab. 102: Ergebnisse der bodenkundlichen Messungen Teil I.

Untersuchungs- fläche	Bodenfeuchte /% [Masse]	pH-Wert	C/N- Verhältnis	Cgesamt /% [Masse]	Ngesamt /% [Masse]	Carbonat /g/kg
EB_ST11	43,2	4,16	13,19	10,44	0,79	0,41
EB_ST12	40,4	3,84	13,14	13,00	0,99	0,46
EB_ST13	43,0	3,61	13,70	14,17	1,03	0,32
Mittelwert	42,2	3,87	13,34	12,54	0,94	0,40
EB_ST21	38,1	4,73	11,70	9,10	0,78	0,41
EB_ST22	50,6	4,85	11,94	10,81	0,89	0,40
EB_ST23	35,8	4,33	11,89	8,99	0,75	0,39
Mittelwert	41,5	4,64	11,84	9,63	0,81	0,40
EB_ST31	29,7	6,05	12,26	10,09	0,83	6,93
EB_ST32	24,0	6,75	13,25	9,98	0,76	43,19
EB_ST33	25,0	6,82	15,21	11,69	0,77	57,14
Mittelwert	26,2	6,54	13,57	10,59	0,79	35,75

Tab. 103: Ergebnisse der bodenkundlichen Messungen Teil II, Korngrößenverteilung (in Masse-%) und Bodenart. T: Ton; U: Schluff; S: Sand; Uls: sandig-lehmiger Schluff; Us: sandiger Schluff; Ut2: schwach toniger Schluff; Su3: mittel schluffiger Sand (Arbeitsgruppe Boden 1996).

Untersuchungs- fläche	Korngrößenverteilung			Bodenart
	Ton /%	Schluff /%	Sand /%	
EB_ST11	8,9	68,5	22,5	Ut2
EB_ST12	11,6	63,1	25,3	Uls
EB_ST13	10,8	61,8	27,4	Uls
EB_ST21	9,7	66,4	23,9	Ut2
EB_ST22	11,4	69,0	19,7	Ut2
EB_ST23	11,9	68,4	20,9	Ut2
EB_ST31	6,9	67,3	25,8	Us
EB_ST32	1,9	38,5	59,6	Su3
EB_ST33	2,6	50,4	47,0	Us

Tab. 104: Mediane der Ellenbergzahlen für die Bodenreaktion, den Stickstoffgehalt sowie die Feuchte-, Licht- und Temperaturbedingungen auf den Untersuchungsflächen im NP Eifel.

		Reaktion	Stickstoffzahl	Feuchtzahl	Licht	Temperatur
Borstgrasrasen	EB_ST11	3,0	3,0	4,0	7,0	5,0
	EB_ST12	3,0	2,0	5,0	7,0	5,0
	EB_ST13	3,0	2,0	5,0	7,0	5,0
Goldhaferwiese	EB_ST21	6,0	4,5	5,0	7,0	5,0
	EB_ST22	5,0	4,0	6,0	7,0	5,0
	EB_ST23	4,5	4,0	5,5	7,0	5,0
Halbtrockenrasen	EB_ST31	7,0	3,0	4,0	7,0	6,0
	EB_ST32	8,0	3,0	3,0	7,0	6,0
	EB_ST33	7,0	3,0	4,0	7,0	6,0

Reaktion	Stickstoffzahl	Feuchtezahl	Lichtzahl	Temperatur					
sauer	0-4,0	mager	0-4,0	trocken	0-4,0	schattig	0-4,0	kühl	0-4,0
neutral	4,1-5,5	mäßig	4,1-5,5	frisch	4,1-5,5	halblucht	4,1-5,5	mäßig warm	4,1-5,5
basisch	5,6-10	eutroph	5,6-10	feucht	5,6-10	volllicht	5,6-10	warm	5,6-10

mit Ausnahme von EB_ST21 (basisch) im sauren Bereich, während die Ellenbergzahlen der Halbtrockenrasenflächen im basischen Bereich liegen. Die Stickstoffzahlen entsprechen mit Ausnahme von EB_ST21 (mäßige Standortbedingungen) durchgehend mageren Standortbedingungen. Die Feuchtezahl weist auf frische (EB_ST22) bis trockene (alle Halbtrockenrasenflächen sowie EB_ST11) Habitats hin. Weiterhin zeigen die Ellenbergzahlen wie erwartet für alle Biotoptypen Volllicht-Verhältnisse an. Die Ellenbergzahlen der Halbtrockenrasenflächen liegen im warmen Temperaturbereich, die Ellenbergzahlen der Borstgrasrasen- und Goldhaferwiesenflächen dagegen im mäßig warmen Temperaturbereich.

8.3.2 Vegetationskundliche Aufnahme (Forschungsinstitut gaiac)

8.3.2.1 *Polygalo vulgaris*-Nardetum Oberdorfer 1957

Formation:	IX. Zwergstrauch-Gesellschaften und Borstgrasrasen
Klasse:	<i>Calluno-Ulicetia</i> Br.-Bl. et Tx. ex Westhoff et al. 1946
Ordnung:	<i>Nardetalia</i> Oberd. ex Preising 1949, Borstgrasrasen
Verband:	<i>Violion caninae</i> Schwickerath 1944, planar-montane Borstgrasrasen
Assoziation:	<i>Polygalo vulgaris</i> -Nardetum Oberdorfer 1957, Kreuzblumen Borstgrasrasen

Biotoptyp

BTL D:

34.06.01.02.02 beweideter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe

EUNIS:

E1.712 Sub-Atlantic [*Nardus*]-[*Galium*] grasslands

Borstgrasrasen (*Nardetalia*) sind extensiv beweidete oder gemähte Grünlandgesellschaften, die als primäre Ersatzgesellschaft der ursprünglichen Waldgesellschaft zu verstehen sind. Durch das Borstgras, *Nardus stricta*, dominierte Pflanzenbestände sind in ganz Europa (z. B. Island, Skandinavien, Spanien Griechenland) verbreitet (Pepler 1992). In Deutschland sind sie vor allem auf silikatischen Gesteinen der Mittelgebirge und Nordalpen sowie in wenigen Bereichen des norddeutschen Tieflands verbreitet. In Deutschland werden zwei Verbände, das *Nardion* (subalpin-alpin) und das *Violion* (planar-montan) unterschieden. Aufgrund der flächendeckenden Intensivierung der Landwirtschaft, insbesondere durch Düngung und Entwässerung sowie durch Nutzungsaufgabe und Wiederaufforstung, kam es in der Vergangenheit zu großen Flächenverlusten der heute unter Naturschutz stehenden Flächen (Pepler-Lisbach & Petersen 2001).

Die Untersuchungsflächen EB_ST11, EB_ST12 und EB_ST13 (Tab. 105) sind aufgrund der Vegetation und montanen Lage systematisch der Zentralassoziation des *Violion*, dem sogenannten *Polygalo*-Nardetum, zuzuordnen. Ihre Grundartenzusammensetzung entspricht weitgehend der des Unterverbands

Tab. 105: *Polygalo vulgaris-Nardetum* Oberdorfer 1957 (Kreuzblumen-Borstgrasrasen); *Polygalo-Nardetum typicum*, trennartenlose Form, Vikariante von *Galium saxatile* (EB_ST13: Floristisch verarmte Form).

Standort	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13
Artenzahl	36	39	18
Vikariante von <i>Galium saxatile</i>			
<i>Galium saxatile</i> L.	+	1	1
<i>Meum athamanticum</i> Jacq.	3	2	.
<i>Lathyrus linifolius</i> (Reichard) Bässler	1	+	.
V-UV Violion -Violenion caninae			
<i>Polygala vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i> L.	+	+	.
<i>Viola canina</i> L.	+	+	.
<i>Veronica officinalis</i> L.	.	1	.
<i>Achillea millefolium</i> L.	+	+	.
<i>Hieracium pilosella</i> L.	1	.	.
<i>Plantago lanceolata</i> L.	+	.	.
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	+	.	.
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	+	+	.
<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>pulegioides</i> L.	1	.	.
<i>Trifolium pratense</i> L.	+	.	.
<i>Festuca questfalia</i> Boenn. ex Rchb.	2	3	3
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC.	.	1	1
O Nardetalia			
<i>Nardus stricta</i> L.	+	1	2
<i>Arnica montana</i> L.	+	+	1
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	1	1	1
<i>Carex pilulifera</i> L.	+	+	+
<i>Carex pallescens</i> L.	.	+	.
K Calluno-Ulicetea			
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	.	+	.
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	1	+	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	+	.	.
Begleitarten			
<i>Solidago virgaurea</i> L.	.	+	1
<i>Succisa pratensis</i> Moench	.	1	+
<i>Alchemilla monticola</i> Opiz	+	.	.
<i>Anemone nemorosa</i> L.	.	1	.
<i>Betonica officinalis</i> L.	.	1	.
<i>Betula pendula</i> Roth	.	+	.
<i>Campanula rotundifolia</i> agg.	+	.	.
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	+	.	.
<i>Galium boreale</i> L.	.	1	.
<i>Genista pilosa</i> L.	.	+	.
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	.	+	.
<i>Hieracium lachenalii</i> C. C. Gmel.	+	.	.
<i>Hieracium umbellatum</i> L.	+	.	.
<i>Holcus lanatus</i> L.	.	.	+

Tab. 105 (Fortsetzung).

Standort	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13
Artenzahl	36	39	18
<i>Hypochaeris maculata</i> L.	.	+	.
<i>Leontodon hispidus</i> L.	+	.	.
<i>Lilium martagon</i> L.	.	+	.
<i>Melampyrum pratense</i> L.	.	+	.
<i>Rhinanthus minor</i> L.	1	.	.
<i>Rubus spec.</i>	.	+	.
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	.	+	.
<i>Veronica arvensis</i> L.	+	.	.

Violenion. Die Gesellschaft ist geographisch weit verbreitet und variiert somit sehr stark bezüglich ihrer Artenzusammensetzung. Demzufolge wird eine Vielzahl von Untereinheiten hinsichtlich geographischer Lage, Höhe, Nutzung etc. ausgewiesen. Die Borstgrasrasen der Flächen EB_ST11 und EB_ST12 sind der *Galium saxatile*-Vikariante zuzuordnen. Hier handelt es sich um ozeanisch beeinflusste, basenarme Bestände, die auf den Flächen durch die Trennarten *Meum athamanticum*, *Lathyrus linifolius* und *Galium saxatile* angezeigt werden. Die Fläche EB_ST13 ist floristisch verarmter, was durch die geringe Artenzahl (18) sowie das Fehlen vieler Kennarten des Verbands und Unterverbands, wie beispielsweise *Polygala vulgaris*, *Viola canina* und *Achillea millefolium*, angezeigt wird. Auch fehlen hier, bis auf *Galium saxatile* selbst, die Kennarten dieser Vikariante. Eine eindeutige Zuordnung dieser Aufnahme ist somit nicht möglich. Die Fläche wird aufgrund der räumlichen Nähe als verarmtes *Polygalo-Nardetum* der *Galium saxatile*-Vikariante eingestuft (**Tab. 105**).

8.322 *Geranio sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957

Formation: VII. Tritt- und Flutrasen, Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlands, Graudünen, Halbtrockenrasen und Magerrasen, Hochgebirgsrasen

Klasse: *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937
Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlands

Ordnung: *Arrhenatheretalia* Tx. 1931, Fett- oder Frischwiesen und –weiden sowie Vielschur-Rasen

Verband: *Polygono-Trisetion* Br.-Bl. et Tx. ex Marschall 1947
Berg-Goldhaferwiesen

Assoziation: *Geranio sylvatici-Trisetetum* R.
Knapp ex Oberd. 1957
Storchschnabel-Goldhaferwiesen

Biotoptyp
BTL D: 34.07.02.02 artenreiche, frische (Mäh-)Weide der montanen bis hochmontanen Stufe
EUNIS: E2.231 Western Hercynian submontane hay meadows

Der Verband der Berg-Goldhaferwiesen *Polygono-Trisetion* umfasst die Mähwiesen der Hochlagen und Mittelgebirge. Die Standorte der Höhenlagen sind geprägt durch kürzere Vegetationsperioden, längere Schneebedeckung und höhere Niederschläge. Eine enge Verzahnung und der Übergang zum *Arrhenatherion* beginnt in Norddeutschland bei > 350–400 m, in Süddeutschland erst bei > 1000 m. Unter diesen Bedingungen nimmt die Konkurrenzkraft des Goldhafers *Trisetum flavescens* gegenüber dem Glatthafer *Arrhenatherum elatius* zu, wodurch es zu einer eher Mittelgras dominierten Struktur der Wiesen kommt. Es handelt sich auf den eher basenreicheren Standorten vielerorts um sehr artenreiche Bestände mit auffälligen und dominanten Blühaspekten von *Geranium sylvaticum*, *Meum athamanticum* u. a. (Pott 1992, Dierschke 1997).

Die Standorte der Flächen EB_ST21, EB_ST22 und EB_ST23 (**Tab. 106**) gehören dabei der Zentral-assoziaton, dem *Geranio-Trisetum* an. Die Flächen zeichnen sich durch die Kennarten des Verbands und Unterverbands wie u. a. *Geranium sylvaticum*, *Phyteuma nigrum* und *Bistorta officinalis* aus. Klar definierte Charakterarten, die die Gesellschaft eindeutig kennzeichnen, sind für diese Gesellschaft nicht vorhanden. *Bistorta officinalis*, *Alopecurus pratensis* und *Cirsium palustre* zeigen den sehr frischen Charakter der Hochland-Wiesen an. Innerhalb der Gesellschaft können alle Flächen mit *Meum athamanticum* und *Centaurea pseudophrygia* der *C. pseudophrygia*-Rasse zugeordnet

Tab. 106: *Geranio sylvatici-Trisetetum* Knapp ex Oberd. 1957 (Storchschnabel- Goldhaferwiese); EB_ST21: *Geranio-Trisetetum*, *Centaurea pseudophrygia*-Rasse, Harz-Ausbildung mit *Cardaminopsis halleri*; EB_ST22, EB_ST23: *Geranio-Trisetetum*, *Centaurea pseudophrygia*-Rasse.

Standort	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23
Artenzahl	27	38	16
A Geranio-Trisetetum			
<i>Cardaminopsis halleri</i> (L.) Hayek	+	.	.
<i>Centaurea pseudophrygia</i> C. A. Mey.	+	2	.
UV Phyteumo-Trisetenion			
<i>Meum athamanticum</i> Jacq.	2	1	2
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	3	2	2
<i>Poa chaixii</i> Vill.	2	.	2
<i>Lathyrus linifolius</i> (Reichard) Bässler	.	+	1
V Polygolo-Trisetion			
<i>Geranium sylvaticum</i> L.	2	2	1
<i>Crepis mollis</i> (Jacq.) Asch.	.	+	.
<i>Bistorta officinalis</i> Delarbre	1	2	2
<i>Hypericum maculatum</i> Crantz s. l.	1	+	.
<i>Alchemilla monticola</i> Opiz	+	1	.
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	.	+	+
<i>Phyteuma nigrum</i> F. W. Schmidt	.	+	+
O Arrhenatheretalia			
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	.	+	.
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1	1	.
<i>Veronica chamaedrys</i> subsp. <i>chamaedrys</i> L.	+	+	+
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	.	+	+
<i>Agrostis capillaris</i> L.	1	.	.
<i>Vicia sepium</i> L.	+	.	.
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	+	+	+
<i>Galium mollugo</i> agg.	1	.	.
<i>Pimpinella major</i> (L.) Huds.	.	+	.
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.)	+	.	.
K Molinio-Arrhenatheretea			
<i>Rumex acetosa</i> L.	+	1	.
<i>Holcus lanatus</i> L.	+	1	+
<i>Vicia cracca</i> L.	.	+	.
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	+	+	+
<i>Cardamine pratensis</i> L.	.	+	.
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.)	.	+	1
<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilg.	.	1	.
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	2	2	.
<i>Colchicum autumnale</i> L.	+	1	.
<i>Betonica officinalis</i> L.	.	+	.
<i>Trollius europaeus</i> L.	.	+	.
<i>Achillea ptarmica</i> L.	.	+	.

Tab. 107: Gentiano-Koelerietum pyramidatae Knapp ex Bornkamm 1960 (Enzian-Schillergras-Rasen); Gentiano-Koelerietum typicum (Typischer Enzian-Schillergras-Rasen).

Standort	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
Artenzahl	30	43	37
A Gentiano-Koelerietum			
<i>Cirsium acaule</i> Scop.	+	+	+
<i>Koeleria pyramidata</i> (Lam.) P. Beauv.	+	2	1
V - O Mesobromion u. Brometalia			
<i>Primula veris</i> L.	1	2	1
<i>Briza media</i> L.	+	2	1
<i>Fragaria viridis</i> (Duchesne) Weston	+	+	1
<i>Carex caryophyllea</i> Latourr.	+	1	1
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	+	1	1
<i>Trifolium alpestre</i> L.	+	+	1
<i>Potentilla tabernaemontani</i> Asch.	+	+	+
<i>Anthyllis vulneraria</i> L. agg.	+	+	.
<i>Bromus erectus</i> Huds.	3	1	.
<i>Sesleria albicans</i> Kit. ex Schult.	1	1	.
<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilg.	.	2	.
<i>Helictotrichon pratense</i> (L.) Besser	.	.	2
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	.	1	.
<i>Viola hirta</i> L.	.	+	.
K Festuco-Brometea			
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	1	1	1
<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	+	+	+
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	+	3	1
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P. Beauv.	1	.	1
<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	.	1	2
<i>Trifolium montanum</i> L.	.	+	1
<i>Galium verum</i> L.	.	+	1
<i>Poa angustifolia</i> L.	.	1	2
<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	.	1	+
<i>Centaurea stoebe</i> L.	.	+	.
<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult.	.	.	1
<i>Festuca guestfalica</i> Boenn. ex Rchb.	3	.	.
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	.	+	.
<i>Centaurea scabiosa</i> L.	.	+	.
Begleitarten			
<i>Linum catharticum</i> L.	+	+	+
<i>Cerastium arvense</i> L.	+	.	+
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss.	+	.	+
<i>Dactylis glomerata</i> L.	+	+	.
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult. s. str.	.	+	+
<i>Lotus corniculatus</i> L.	.	+	+
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	+	.	+
<i>Plantago lanceolata</i> L.	.	+	+
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	+	.	1
<i>Trifolium repens</i> L.	+	.	+
<i>Erophila verna</i> subsp. <i>verna</i> (L.) DC.	.	.	+
<i>Achillea collina</i> Becker ex Rchb.	.	.	+
<i>Achillea millefolium</i> L.	+	.	.
<i>Allium spec.</i>	.	.	+
<i>Anemone sylvestris</i> L.	.	+	.

Standort	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
Artenzahl	30	43	37
<i>Betonica officinalis</i> L.	.	+	.
<i>Campanula persicifolia</i> L.	.	+	.
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	+	.	.
<i>Galium boreale</i> L.	.	+	.
<i>Galium pumilum</i> Murray s. str.	.	+	.
<i>Geranium sylvaticum</i> L.	.	+	.
<i>Laserpitium latifolium</i> L.	.	+	.
<i>Leontodon hispidus</i> L.	.	.	+
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	.	+	.
<i>Orchis spec.</i>	.	+	.
<i>Phyteuma orbiculare</i> L.	.	+	.
<i>Plantago media</i> L.	.	.	1
<i>Poa trivialis</i> L.	+	.	.
<i>Rhinanthus minor</i> L.	.	.	2
<i>Secale cereale</i>	.	+	.
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke s. l.	+	.	.
<i>Thymus pulegioides</i> L.	.	+	.
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	.	.	+
<i>Trifolium medium</i> L.	+	.	.
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	.	.	+
<i>Vicia cracca</i> L.	+	.	.

werden. Das Vorkommen von *Cardaminopsis halleri* auf Fläche EB_ST21 kennzeichnet die dortige Vegetation als Harzausbildung mit *C. halleri* (Dierschke 1997). Die Aufnahme der Fläche EB_ST23 zeigt einen für diese Wiesen verarmten Zustand an, wobei im direkten Umfeld dieser Aufnahme ebenso artenreichere Stellen zu finden waren.

Biotoptyp:

BTL D:

34.02.01.02.02

subkontinentaler Halbtrockenrasen auf karbonatischem oder sonstigem basenreichen Boden, beweidet (inkl. Mähweide)

EUNIS:

E1.2623 Harz [Mesobromion]

8.3.2.3 *Gentiano-Koelerietum pyramidatae* Knapp ex Bornkamm 1960

Formation:	VII. Tritt- und Flutrasen, Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlands, Graudünen, Halbtrockenrasen und Magerrasen, Hochgebirgsrasen
Klasse:	<i>Festuco-Brometea</i> Br.-Bl. et Tx. in Br.-Bl. 1949
Ordnung:	<i>Brometalia erecti</i> W. Koch 1926 Submediterrane Trocken- und Halbtrockenrasen
Verband:	<i>Bromion erecti</i> Koch 1926 (=Mesobromion) Trespen-Halbtrockenrasen
Assoziation:	<i>Gentiano-Koelerietum pyramidatae</i> Knapp ex Bornkamm 1960 Enzian-Schillergras-Rasen

Innerhalb der Ordnung der Trocken- und Halbtrockenrasen werden artenreiche, basiphytische Magerrasen zusammengefasst. Der Verband der Trespen-Halbtrockenrasen besteht aus durch extensive Beweidung oder Mahd entstandenen Grünländern und gilt als primäre Ersatzgesellschaft anspruchsvoller Buchenwaldgesellschaften (Pott 1992). Die Böden sind meist flachgründig (Rendzina) und kalkreich und besitzen einen wasserdurchlässigen Untergrund, der für die Pflanzen zu einer zumindest zeitweiligen Wasserknappheit führt. Die Vegetationsbestände der Halbtrockenrasen werden erheblich durch die Art der Nutzung bestimmt. Bei fehlender Nutzung kommt es zu einer sukzessiven Verbrachung und Versaumung, d. h. dem zunehmenden Aufkommen von Sträuchern bis hin zur Wiederbewaldung. Halbtrockenrasen kommen in Deutschland hauptsächlich im Süden und Westen auf geeigneten Standorten vor, im Osten werden sie von kontinentalen Steppenrasen abgelöst. Im Harz sind sie durch meist extensive Schafbeweidung auf gerodeten Flächen entstanden (Rost 1996). Aufgrund

des Artenreichtums von Flora und Fauna in diesen Beständen stehen Trocken- sowie Halbtrockenrasen unter Naturschutz. Die Flächen EB_ST31, EB_ST32 und EB_ST33 (**Tab. 107**) gehören zur Gesellschaft des *Gentiano Koelerietum typicum* (vgl. auch Rost 1996). Die Gesellschaft wird in den vorliegenden Aufnahmen durch die Kennarten *Cirsium acaule* und *Koeleria pyramidata* gekennzeichnet. Für die typische Ausbildung ist ebenso das Vorkommen der Arten der *Primula veris*-Gruppe kennzeichnend, die die bessere Wasserversorgung anzeigen und damit die südexponierten, trockeneren Ausbildungen Ohne Arten der *Primula veris*-Gruppe abgrenzen.

anderen beiden Biotoptypen jeweils insgesamt über 2400 Tiere gezählt wurden.

Auch hinsichtlich ihrer Artenzahlen unterschieden sich die drei Borstgrasrasen-Flächen deutlich. Auf der individuenarmen Fläche (EB_ST11) wurden nur 25 Arten erfasst, auf der Fläche EB_ST12 dagegen 66 Arten gezählt. Die anderen beiden Biotoptypen wiesen mit 33-44 (Goldhaferwiesen) bzw. 32-34 (Halbtrockenrasen) ähnlichere Artenzahlen auf. Die häufigsten beiden Arten der Untersuchung waren *Zygoribatula exilis* (1.378 Individuen) und *Zygoribatula excavata* (1.218 Individuen). 18 der insgesamt 103 Arten wurden als Einzelfunde nachgewiesen (siehe **Tab. Anhang 1, 50-52**).

8.4 Ergebnisse und Diskussion der einzelnen Bodentiergruppen

8.4.1 Oribatida

8.4.1.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Auf allen untersuchten Flächen wurden insgesamt 13.576 Individuen aus 103 Arten nachgewiesen (Vgl. **Tab. 108**). Die entsprechenden Rohdaten sind dem Anhang (**Tab. Anhang 50-52**) zu entnehmen. Die meisten Individuen entfielen dabei auf die drei Borstgrasrasen-Flächen (insgesamt 5.850 Tiere), die wenigsten auf die Goldhaferwiesen (insgesamt 3.793 Individuen). Allerdings unterschieden sich die Fangzahlen auf den drei Borstgrasrasen deutlich: Auf der Fläche EB_ST11 wurden nur 750 Oribatiden erfasst, wohingegen auf den

8.4.1.2 Faunistische Anmerkungen zu ausgewählten Arten

Pilogalumna crassiclava (Berlese, 1914)

Die in Europa verbreitete Art *Pilogalumna crassiclava* war bislang nach der aktuellen Datenlage in Edaphobase (Abfrage vom 07.03.2018, Burkhardt et al. 2014, **Abb. 95**) in Deutschland nur aus Sachsen bekannt. Dort wurden in Jauernick-Buschbach, südlich von Görlitz nahe der polnischen Grenze, am 12. und 13.06.1994 insgesamt sieben Individuen gefangen (det. Thomas Schwalbe, Sammlung SMNG). Im Rahmen der Länderstudie konnte die Art in zwei der drei untersuchten Halbtrockenrasen (EB_ST31, EB_ST33) in größeren Individuenzahlen nachgewiesen werden (**Tab. Anhang 52**). Da die Art innerhalb des gesamten Edaphobase-

Tab. 108: Arten- und Individuenzahlen der Oribatiden.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Borstgras- rasen	ST11	Frühjahr	348	750	5850	16	25	71
		Herbst	402			20		
	ST12	Frühjahr	1341	2603		59	66	
		Herbst	1262			39		
	ST13	Frühjahr	781	2497		32	35	
		Herbst	1716			28		
Goldhafer- wiese	ST21	Frühjahr	625	1514	3793	40	44	56
		Herbst	889			28		
	ST22	Frühjahr	729	1186		40	41	
		Herbst	457			26		
	ST23	Frühjahr	546	1093		29	33	
		Herbst	547			25		
Halbtrocken- rasen	ST31	Frühjahr	783	1774	3933	31	33	50
		Herbst	991			26		
	ST32	Frühjahr	412	1161		30	34	
		Herbst	749			28		
	ST33	Frühjahr	423	998		26	32	
		Herbst	575			26		
Sachsen-Anhalt 2015			Individuenzahl gesamt:		13576	Artenzahl gesamt:		103

Länderstudien datensatzes (Kap. 5, 6, 7) ausschließlich auf den Halbtrockenrasen nachgewiesen wurde, wurde sie als Kennart dieses Biotoptyps eingestuft (siehe Kap. 8.4.1.3).

84.1.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen der drei Grünlandtypen

Das Vorkommen der Oribatiden in den drei Grünlandtypen zeigt ein deutliches Muster verschiedener Artengruppen (Tab. 109). Für jeden der Biotoptypen konnte eine Kennartengruppe identifiziert werden, des Weiteren existieren eine Feuchtegruppe, die frische bis feuchte Standortbedingungen anzeigt, mehrere Grundartengruppen der Grünländer sowie die edaphische Gruppe „Verbuschung/Verbrachung“.

Die Kennartengruppen bestehen aus Arten, die innerhalb der vorliegenden Untersuchung ausschließlich in ihrem entsprechenden Biotoptyp nachgewiesen wurden, wie z. B. *Porobelba spinosa* auf den Borstgrasrasen, *Phthiracarus compressus* auf den Goldhaferwiesen und *Rhysotritia ardua* auf den

Halbtrockenrasen (Tab. 109). Es fällt jedoch auf, dass sich die Fläche EB_ST11 hinsichtlich ihres Arteninventars von den anderen beiden Borstgrasrasen-Flächen unterscheidet. Die Kennartengruppe tritt hier nur mit einem Individuum der Art *Porobelba spinosa* auf (vgl. Tab. Anhang 50), die beiden anderen Vertreter dieser Gruppe fehlen. Die Ellenberg-Feuchtezahlen weisen auf einen geringeren Feuchtegrad der Fläche EB_ST11 hin (vgl. Tab. 104, Ellenberg-Zahlen), was wiederum mit dem Auftreten der Feuchtegruppe „frische bis feuchte Standorte“ um *Scheloribates initialis* korreliert. Diese Artengruppe trennt die frisch-feuchteren Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen standortökologisch von den Halbtrockenrasen sowie der trockeneren Borstgrasrasen-Fläche. Das weitgehende Fehlen der Kennartengruppe der Borstgrasrasen auf der Fläche EB_ST11 könnte daher ebenfalls auf die trockeneren Bedingungen dieser Fläche zurückzuführen sein.

Die drei Grünlandtypen werden durch drei verschiedene Grundartengruppen charakterisiert. Die Artengruppe des sauren, mager bis mesophilen Grünlands um *Galumna obvia* trat nahezu ausschließlich

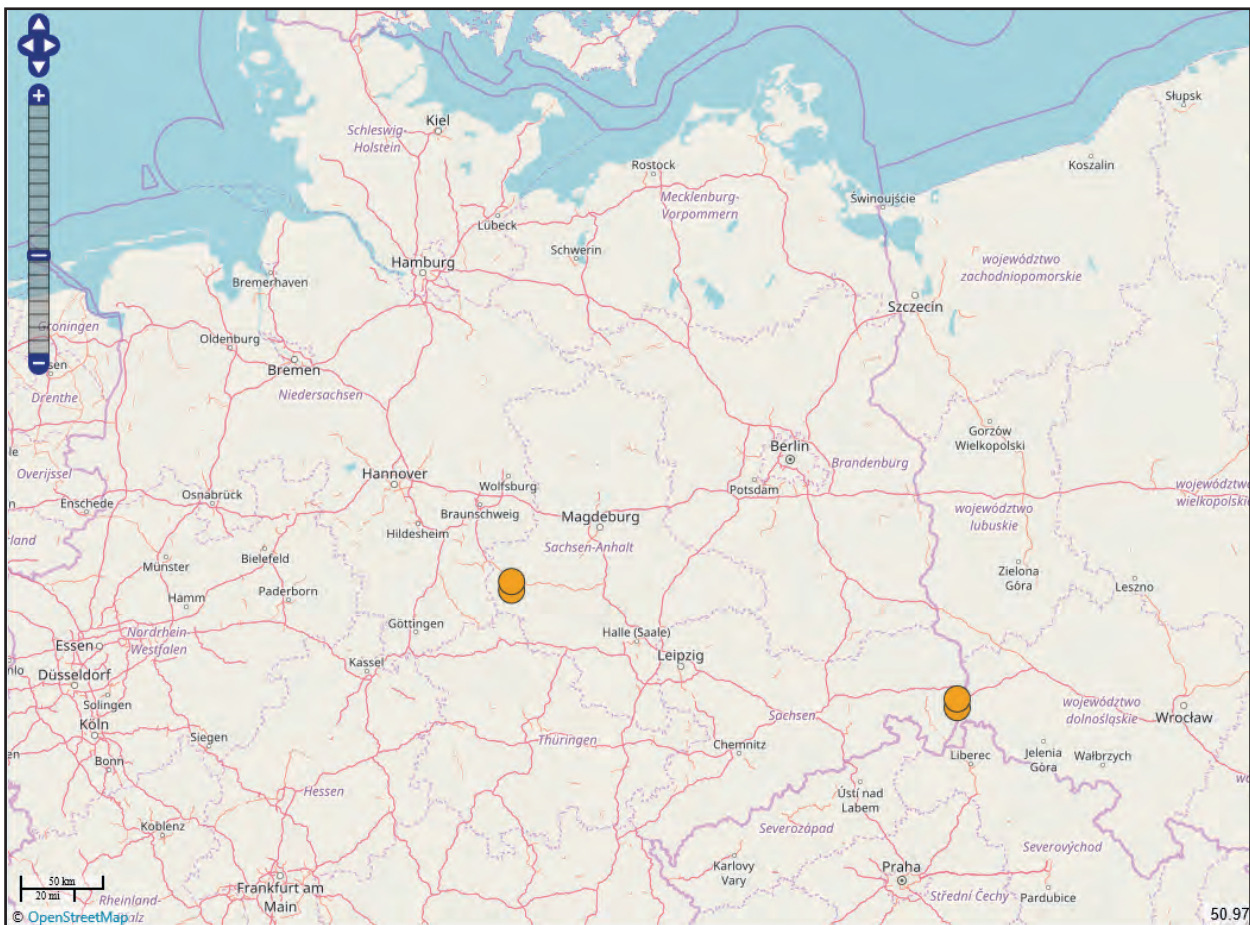


Abb. 95: Fundorte von *Pilogalumna crassiclava* in Deutschland. (Abfrage der Datenbank Edaphobase vom 07.03.2018, Kartendarstellung: Edaphobase).

Tab. 109: Sortierte Kreuztabelle der Hornmilben (Oribatida); Angaben in Individuen/m².

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 4.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennartengruppen									
Kennarten nährstoffarme Borstgrasrasen									
<i>Porobelba spinosa</i>	16	653	31	.	.	.	.	.	.
<i>Chamobates cuspidatus</i>	.	295	964	.	.	.	.	.	.
<i>Oppiella</i> (O.) <i>splendens</i>	.	404	326	.	.	.	.	.	.
Kennarten Goldhaferwiesen									
<i>Phthiracarus compressus</i>	.	.	.	140	187	16	.	.	.
<i>Pantelozetes paolii</i>	.	.	.	31	653	187	.	.	.
Kennarten Halbtrockenrasen									
<i>Rhysotritia ardua</i>	.	.	.	.	.	.	218	264	264
<i>Fosseremus laciniatus</i>	.	.	.	.	.	.	31	16	124
<i>Scutovertex sculptus</i>	.	.	.	.	.	.	47	591	295
<i>Pilogalumna crassiclava</i>	.	.	.	.	.	.	668	.	1539
Feuchtegruppen									
frisch bis feuchte Standorte									
<i>Scheloribates</i> (H.) <i>initialis</i>	.	575	93	357	202	202	171	.	.
<i>Ceratozetes gracilis</i>	.	373	1663	933	342	342	.	.	.
<i>Euzetes globulus</i>	.	78	124	78	373	668	.	.	.
<i>Pergalumna nervosa</i>	.	1150	1166	47	109	.	.	.	.
<i>Platynoethrus peltifer</i>	.	497	.	2627	326	357	.	.	.
<i>Suctobelbella perforata</i>	.	31	109	93	62	.	.	.	.
Grundarten									
sauer-mesophiles Grünland									
<i>Galumna obvia</i>	1026	1150	762	1057	420	187	.	.	31
<i>Minunthozetes semirufus</i>	575	16	109	1523	3823	668	.	.	.
<i>Nothrus silvestris</i>	31	699	699	16	.	16	.	.	.
mager - mesophiles Grünland									
<i>Berniniella bicarinata</i>	202	1896	979	1228	1041	4196	1306	606	295
<i>Liebstadia similis</i>	528	2720	404	2720	2223	2285	1383	31	1104
<i>Trichoribates novus</i>	.	684	187	62	109	93	78	16	78
<i>Metabelba pulverosa</i>	16	544	155	171	47	16	155	.	16
mageres Grünland									
<i>Peloptulus phaenotus</i>	93	47	16	.	.	.	311	233	1445
<i>Trichoribates incisellus</i>	.	62	140	.	.	.	373	155	187
<i>Liacarus coracinus</i>	124	.	637	.	.	.	93	.	93
Verbuschung/Verbrachung									
<i>Suctobelba trigona</i>	.	124	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cultroribula bicultrata</i>	.	62	.	.	.	.	.	.	.
<i>Suctobelbella diffissa</i>	.	62	.	.	.	.	.	.	.
<i>Suctobelbella duplex</i>	.	62	.	.	.	.	.	.	.
<i>Suctobelbella falcata</i>	.	31	.	.	.	.	.	.	.
<i>Suctobelba granulata</i>	.	16	.	.	.	.	.	.	.
<i>Suctobelba regia</i>	.	16	.	.	.	.	.	.	.
<i>Suctobelbella palustris</i>	.	16	.	.	.	.	.	.	.

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 4.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Begleitarten									
Begleiter mit hoher Stetigkeit									
<i>Achipteria coleoptrata</i>	2658	3171	93	1958	1181	1818	140	1865	311
<i>Eupelops occultus</i>	31	109	233	124	420	62	715	1041	1181
<i>Oppiella</i> (O.) <i>nova</i>	249	3792	808	2160	93	47	1135	839	373
<i>Scheloribates laevigatus</i>	218	2021	4911	2860	1648	2362	3761	964	187
<i>Tectocephus</i> group <i>velatus</i>	3699	420	1881	187	31	202	7538	1974	5486
<i>Dissorhina ornata</i>	140	3575	109	528	16	16	31	16	.
<i>Punctoribates punctum</i>	.	233	31	78	155	47	4212	5098	699
<i>Scheloribates latipes</i>	47	1585	1243	342	93	233	544	171	.
<i>Steganacarus</i> (A.) <i>striculus</i>	16	31	.	155	482	93	78	187	93
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	.	901	78	249	218	78	124	124	31
Artengruppen mit hoher Stetigkeit									
Brachychthoniidae	295	311	435	140	171	16	373	109	808
Oribatida juvenil	544	684	653	886	264	249	264	109	109
Sonstige Begleiter									
<i>Achipteria nitens</i>	.	16	.	16	93	451	187	606	187
<i>Nanhermannia nana</i>	1010	1212	5922	16	995	62	16	.	.
<i>Oppiella</i> (R.) <i>obsoleta</i>	.	78	.	140	62	31	295	62	16
<i>Ramusella insculpta</i>	.	1072	2021	497	.	591	62	171	31
<i>Suctobelbella</i> <i>subcornigera</i>	.	1041	47	218	78	93	.	187	31
<i>Microppia minus</i>	.	2362	5844	.	.	.	808	357	187
<i>Quadroppia</i> <i>quadrarinata</i>	16	1057	.	218	.	.	47	16	.
<i>Ceratozetes mediocris</i>	.	1477	5860	746	140	.	.	.	.
<i>Eniochthonius</i> <i>minutissimus</i>	.	777	.	16	.	.	.	1306	124
<i>Galumna lanceata</i>	.	109	.	326	.	31	16	.	.
<i>Hypochthonius rufulus</i>	.	435	.	78	1088	.	.	.	16
<i>Suctobelbella acutidens</i>	31	404	.	62	.	.	16	.	.
<i>Diapterobates humeralis</i>	16	16	.	16	.	.	.	.	.
<i>Suctobelbella arcana</i>	.	140	.	16	.	16	.	.	.
<i>Suctobelbella similis</i>	.	16	16	.	31	.	.	.	.
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	.	249	.	.	16	.	31	.	.
<i>Xenillus tegeocranus</i>	.	16	.	.	.	.	.	78	62
Oribatida spec.	16	62	16	31	.	.	16	16	16

Zusätzlich (zwei Untersuchungsflächen): *Banksinoma lanceolata* (2:16; 5:622), *Berniniella conjuncta* (5:16; 9:16), *Damaeus riparius* (5:31; 6:16), *Gustavia microcephala* (5:47; 6:109), *Oppiella* (O.) *falcata* (1:16; 2:16), *Oribatula tibialis* (1:16; 2:62), *Quadroppia monstrosa* (2:16; 8:187), *Suctobelbella hamata* (2:62, 4:31)

Zusätzlich (eine Untersuchungsfläche): *Belba compta* (4:264), *Berniniella exempta* (2:31), *Berniniella serratirostris* (6:1135), *Ceratopopia quadridentata* (2:93), *Chamobates borealis* (9:31), *Damaeus* (A.) *onustus* (2:16), *Damaeus gracilipes* (5:16), *Hypochthonius luteus* (8:47), *Liacarus oribatelloides* (2:16), *Liebstadia pannonica* (7:1958), *Limnozetes ciliatus* (3:31), *Nanhermannia dorsalis* (9:31), *Nothrus anauniensis* (8:62), *Nothrus borussicus* (8:78), *Nothrus palustris* (4:16), *Ophidiotrichus tectus* (3:16), *Oppiella* (O.) *acuminata* (4:47), *Oppiella acuminata/keilbachi* (2:451), *Oppiella fallax* (4:16), *Oribatella* cf. *reticulata* (8:31), *Oribatella quadricornuta* (5:16), *Peloribates longipilosus* (7:373), *Phthiracarus borealis* (5:78), *Phthiracarus ferrugineus* (5:389), *Phthiracarus globosus* (2:16), *Phthiracarus longulus* (8:16), *Protoribates capucinus* (8:218), *Quadroppia hammerae* (2:16), *Rhysotritia duplicata* (2:16), *Suctobelba altvateri* (5:31), *Suctobelba atomaria* (4:16), *Suctobelbella prominens* (9:16), *Tectocephus minor* (8:202), *Zygoribatula excavata* (1:16), *Zygoribatula exilis* (1:16)

in den Borstgrasrasen und den Goldhaferwiesen auf, und trennte diese Flächen standortökologisch von den basischeren Halbtrockenrasen (siehe **Tab. 102, 104**). Die Grundartengruppe des mageren bis mesophilen Grünlands um *Berniniella bicarinata* kam auf allen drei Grünlandtypen vor. Hinsichtlich des Nährstoffangebots ist jedoch auch innerhalb dieser Untersuchung eine Differenzierung zu erkennen: Die Artengruppe des mageren Grünlands kam nur in den Borstgrasrasen und Halbtrockenrasen, nicht jedoch in den etwas nährstoffreicheren bzw. mesophilen Goldhaferwiesen vor (vgl. **Tab. 104**).

Der Großteil der Kennarten wurde statistisch signifikant als Indikatorarten ermittelt (siehe **Tab. 110**), wie z. B. *Porobelba spinosa* für die Borstgrasrasen, *Pantelozetes paolii* und *Phthiracarus compressus* für die Goldhaferwiesen und *Fosseremus laciniatus* und *Rhysotritia ardua* für die Halbtrockenrasen. Diese Arten verfügen somit in dieser Untersuchung über besonders deutliche Indikatoreigenschaften. Die Arten *Chamobates cuspidatus* und *Oppiella splendens* kamen innerhalb der Borstgrasrasen nur auf den Flächen EB_ST12 und EB_ST13 vor und wurden daher von der ISA nicht als Indikatorarten angezeigt. Da der fehlende Nachweis dieser Tiere auf die unterschiedlichen Feuchtebedingungen der Standorte zurückzuführen sein könnte (s. o.), werden die beiden Arten trotzdem als Kennarten der Borstgrasrasen eingestuft. Um eine genauere standortökologische Einordnung vornehmen zu können, wäre es sinnvoll, weitere Borstgrasrasen verschiedener Feuchtebedingungen zu beproben und hinsichtlich ihrer Oribatidenfauna zu vergleichen.

Einige der mit Hilfe der Indikatorartenanalyse identifizierten Arten wurden in der sortierten Kreuztabelle an anderer Stelle eingeordnet, wie z. B. *Minunthozetes semirufus*, eine Grundart des sauer-mesophilen Grünlands. Die Unterschiede liegen meist daran, dass bei der Indikatorartenanalyse die Abundanz stärker gewertet wurde als bei der Sortierung der Kreuztabelle, die sich stärker an der Präsenz/Absenz der Tiere orientierte. Zudem flossen in die Sortierung der Kreuztabelle Informationen zu den gemessenen Umweltparametern bzw. Ellenbergzahlen, die Daten der gesamten Edaphobase-Länderstudie (vgl. Kap. 5, 6, 7) sowie weitergehende autökologische Kenntnisse zu den Arten ein.

Auch die Korrespondenzanalyse (CA) der Daten zeigt eine deutliche Trennung der Biotoptypen anhand der Artenspektren der Oribatiden (**Abb. 96**). Die mit der ISA ermittelten Indikatorarten gruppieren sich dabei um die Lage der Standorte und unterstreichen dadurch deren Auftrennung. Die vorausgegangene Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) ergab als statistisch signifikante erklärende Umweltvariable den Sandanteil des Bodens, der in der Abbildung zu nahezu 100% mit der ersten Achse der CA korreliert. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Zusammensetzung der Artengemeinschaft der Oribatiden in hohem Maße von der Bodenart abhängt.

Neben den verschiedenen Artengruppen und Indikatorarten, die die drei Grünlandtypen standortökologisch voneinander trennen, wurden viele Arten gefangen, die als Begleiter mit hoher Stetigkeit oder sonstige Begleiter eingestuft wurden (siehe Tabellen 109, 110). Diese Arten traten häufig in

Tab. 110: Oribatiden-Arten der Biotoptypen Borstgrasrasen, Goldhaferwiese und Halbtrockenrasen, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.06.01.02.02	Borstgrasrasen			
<i>Porobelba spinosa</i>	1,00	0,05	1,00	1,00
<i>Nothrus silvestris</i>	0,98	0,05	0,98	1,00
<i>Nanhermannia nana</i>	0,88	0,05	0,88	1,00
34.07.02.02	Goldhaferwiese			
<i>Pantelozetes paolii</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Phthiracarus compressus</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Minunthozetes semirufus</i>	0,90	0,04	0,90	1,00
34.02.01.02.02	Halbtrockenrasen			
<i>Fosseremus laciniatus</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Rhysotritia ardua</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Scutovertex sculptus</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Punctoribates punctum</i>	0,95	0,03	0,95	1,00
<i>Peloptulus phaenotus</i>	0,93	0,03	0,93	1,00

hohen Abundanzen auf. Eine Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe des Analyse-Tools Edaphoclass (Abfrage vom 01.02.2018) ergab, dass ein Großteil dieser hoch stetigen und abundanten Arten auch in anderen Untersuchungen zu den 10 häufigsten Grünlandarten gehören. In der Datenabfrage wurde nach dem Biotoptyp 1. Ordnung (Code: 34., Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte nach Riecken et al. 2003), zu dem alle Grünlandtypen dieser Untersuchung gehören, gefiltert. Dies bedeutet, dass diese Arten über sehr unterschiedliche Grünlandtypen hinweg häufig bzw. stetig anzutreffen sind (Tab. 111).

Obgleich das Auftreten der Oribatidenarten auf den verschiedenen Grünlandtypen ein deutlich erkennbares Muster zeigt, sind die Habitatpräferenzen der Arten in der Literatur (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann

2006) als weiter gefächert beschrieben. So kommen viele der Arten beispielsweise auch in Wäldern (z. B. *Oppiella splendens*, *Phthiracarus compressus*) oder auch in Mooren (u. a. *Rhysotritia ardua*) vor. Es ist bei der Bewertung der Literaturdaten zu bedenken, dass dabei eine genaue Standortklassifizierung ebenso wie eine Bewertung der jeweiligen Arten in der gesamten Zönose (als Begleitart, Kennart, Grundart etc.) im Nachhinein nicht möglich ist. Trotzdem bilden die in der vorliegenden Studie erfassten Arten charakteristische Gruppen, die innerhalb der Biotypen stetig vorkommen und diese standortökologisch voneinander abgrenzen. Welches letztendlich die diesem Muster zugrundeliegenden Parameter bzw. Umweltfaktoren sind, bedarf weiterer intensiver bodenzoologischer und ökologischer Untersuchungen.

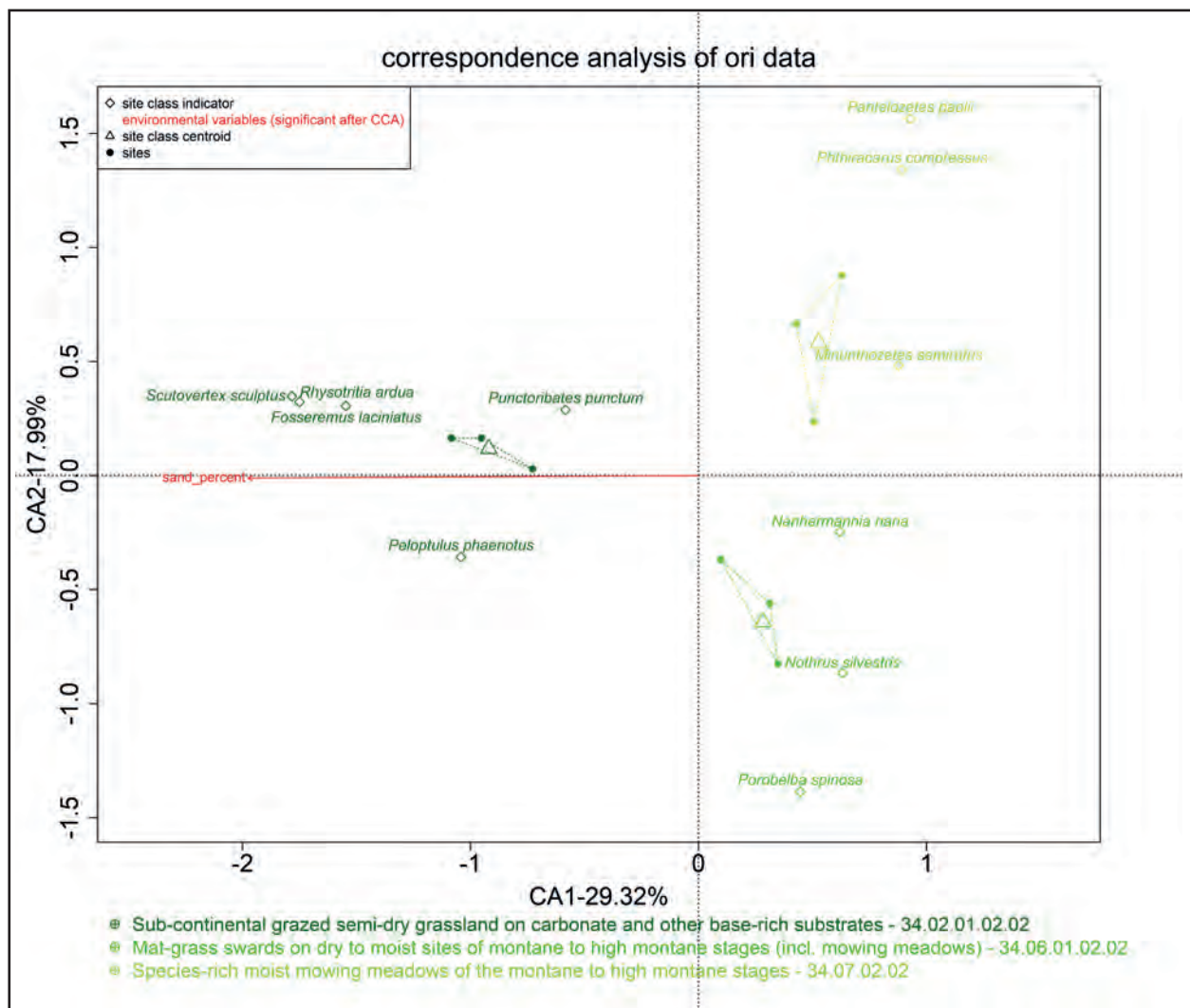


Abb. 96: Korrespondenzanalyse (CA) der Oribatidendaten der Biotypen Halbtrockenrasen (dunkelgrün), Borstgrasrasen (neongrün) und Goldhaferwiese (gelbgrün) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter; Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart aus der Indikatorartenanalyse; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Tab. 111: Stetigste Oribatidenarten auf Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (Biotoptyp 1. Ordnung nach Riecken et al. 2003). Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 01.02.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des Biotoptyps (Frequenz).

Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (Code: 34.)	
26 Standorte	Frequenz
<i>Tectocepheus velatus</i> (Michael, 1880)	0,9
<i>Eupelops occultus</i> (C. L. Koch, 1835)	0,8
<i>Oppiella nova</i> (Oudemans, 1902)	0,7
<i>Punctoribates punctum</i> (C. L. Koch, 1839)	0,7
<i>Liebstadia similis</i> (Michael, 1888)	0,7
<i>Ceratozetes mediocris</i> Berlese, 1908	0,7
<i>Achipteria coleoptrata</i> (Linné, 1758)	0,5
<i>Scheloribates laevigatus</i> (C. L. Koch, 1835)	0,5
<i>Trichoribates novus</i> (Sellnick, 1928)	0,5
<i>Pilogalumna tenuiclava</i> (Berlese, 1908)	0,4

84.14 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Borstgrasrasen

Die Borstgrasrasen sind durch das gemeinsame Vorkommen verschiedener Artengruppen gekennzeichnet. Die Kennartengruppe nährstoffarmer Borstgrasrasen um *Porobelba spinosa* kommt innerhalb der Offenland-Standorte der Edaphobase-Länderstudie (vgl. Kap. 3.1.4) fast ausschließlich in diesem Biotoptyp vor. Der Vergleich mit autökologischen Angaben zu diesen Arten in der Literatur (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006) zeigt, dass diese Arten generell als Waldarten einzustufen sind. Auch die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe des Analyse-Tools Edaphostat (Hausen et al. 2017) ergab, dass diese Arten häufig aus verschiedenen Laub- und Nadelwaldtypen gemeldet wurden (vgl. Abb. 97, *Oppiella splendens*). Lennartz (2003) schreibt, dass Borstgrasrasen aus pflanzensoziologischer Sicht als Ersatzgesellschaft 1. Ordnung gelten. Die Standortbedingungen von Ersatzgesellschaften 1. Ordnung ähneln denen naturnaher Waldgesellschaften, so dass auch das Vorkommen ansonsten typischer Waldarten nicht unwahrscheinlich ist (Lennartz 2003). Es ist jedoch darüber hinaus zu berücksichtigen, dass standortbezogene Oribatiden-Daten derzeit generell noch lückenhaft und die Daten der vorliegenden Studie die einzigen Daten dieser Tiergruppe sind, die auf Borstgrasrasen erhoben und in Edaphobase eingegeben wurden. Es liegen somit keine in diesem Rahmen verwertbaren Vergleichsdaten für diesen Biotoptyp vor. Um eine weitergehende standortökologische

Charakterisierung der Borstgrasrasen im Hinblick auf die Artengemeinschaft der Oribatiden vorzunehmen, bedarf es daher weiterer Untersuchungen.

Weitere edaphische- und Grundartengruppen, die auf den Borstgrasrasen auftraten, waren die Feuchtegruppe frischer bis feuchter Standorte um *Scheloribates initialis* sowie drei Grundartengruppen des Grünlands: Die des sauren, mager bis mesophilen Grünlands um *Galumna obvia*, die der mageren bis mesophilen Grünländer um *Berniniella bicarinata* und die der mageren Grünländer um *Peloptulus phaenotus*.

Die in Kapitel 8.4.1.1 (Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen) festgestellte Heterogenität der Individuen- und Artenzahlen der Borstgrasrasen wird durch die nähere Betrachtung der auftretenden Artengruppen bestätigt. Wie bereits in Kapitel 8.4.1.3 beschrieben, fehlen die Kennarten der Borstgrasrasen sowie die der Feuchtegruppe auf der Rhumwiese (EB_ST11) weitgehend. Die Wiese auf dem Großen Rappenberg (EB_ST12) dagegen beherbergt eine Artengruppe um *Suctobelba trigona*, die innerhalb der Untersuchung nur dort auftrat und die auf eine „Verbuschung/Verbrachung“ bzw. Ruderalisierung der Fläche hinweist.

Goldhaferwiesen

Die beiden Arten der Kennartengruppe der Goldhaferwiesen, *Phthiracarus compressus* und *Pantelozetes paolii*, wurden innerhalb der Offenland-Standorte der Edaphobase-Länderstudie (vgl. Kap. 3.1.4) fast ausschließlich in diesem Grünlandtyp gefangen. Auch mit Hilfe der ISA wurden beide Arten als Indikatorarten dieses Biotoptyps ermittelt. In der Literatur wird *Phthiracarus compressus* jedoch als Waldart beschrieben (siehe auch Abb. 98) und *Pantelozetes paolii* gilt als Art, die sowohl im Wald als auch im Grünland vorkommt (Weigmann 2006). Wie auch bei den Borstgrasrasen sind die Oribatidendaten der vorliegenden Untersuchung die einzigen, die in diesem Biotoptyp erhoben und in Edaphobase eingegeben wurden, so dass Vergleichsdaten fehlen. Die Feuchtegruppe um *Scheloribates initialis* zeigt die frischen Standortbedingungen dieses Biotoptyps an. Weitere kennzeichnende Artengruppen der Goldhaferwiesen waren die Grundartengruppe des sauren, mager bis mesophilen Grünlands um *Galumna obvia* und des mager bis mesophilen Grünlands um *Berniniella bicarinata*.

Halbtrockenrasen

Die Kennarten der Halbtrockenrasen um *Rhysotritia ardua* traten innerhalb der Offenland-Standorte der Edaphobase-Länderstudie (vgl. Kap. 3.1.4) ausschließlich in diesem Biotoptyp auf. Insbesondere die Kennarten,

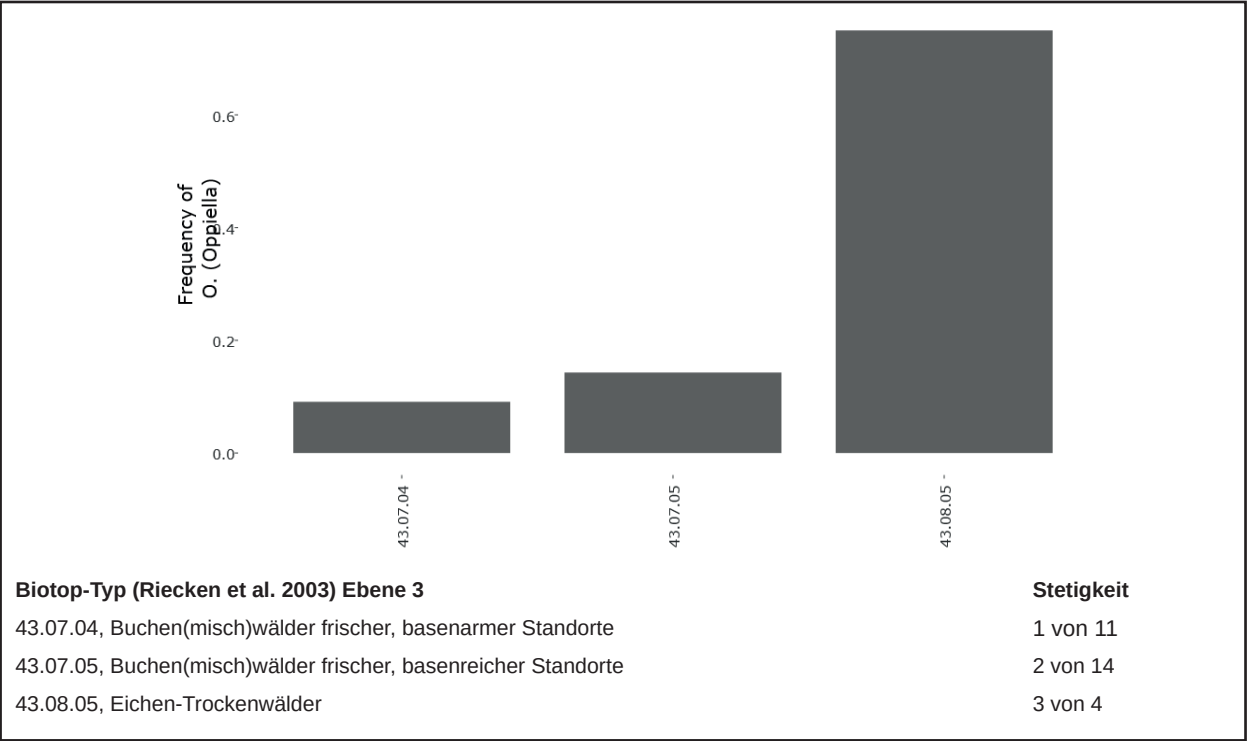


Abb. 97: *Oppiella splendens*: Biotoptypen, in denen *O. splendens* nachgewiesen wurde (6 Nachweise auf 106 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der untersuchten Flächen dieser Studie. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 21.03.2018).

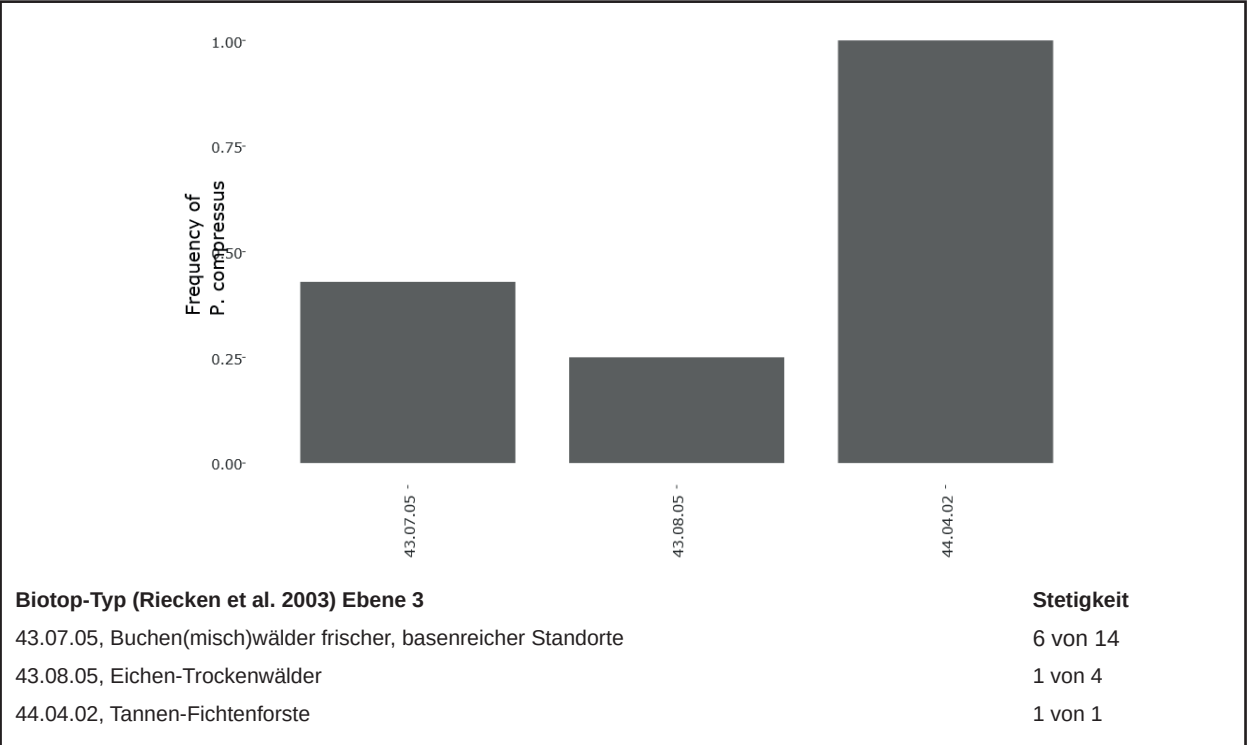


Abb. 98: *Phthiracarus compressus*: Biotoptypen, in denen *P. compressus* nachgewiesen wurde (8 Nachweise auf 106 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der untersuchten Flächen dieser Studie. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 21.03.2018).

die auch mit Hilfe der ISA als Indikatorarten errechnet wurden (beispielsweise *Fosseremus laciniatus* und *Rhysotritia ardua*), zeigen innerhalb dieser Untersuchung eine deutliche Bindung an diesen Biotoptyp.

In der Literatur (Weigmann & Kratz 1981, Weigmann 2006) sind die Habitatpräferenzen der Arten *Fosseremus laciniatus*, *Rhysotritia ardua* und *Pilgalumna crassiclava* als breit gefächert beschrieben. Nach Weigmann (2006) ist z. B. *Rhysotritia ardua* eine euryöke Art, die in Wäldern, Mooren und Wiesen vorkommt. Die Art *Scutovertex sculptus* dagegen ist als Art verschiedener Grünlandtypen einzustufen, und auch eine Abfrage von Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat ergab, dass die Art ausschließlich von Grünlandstandorten gemeldet wurde (vgl. **Abb. 99**). Wie auch bei den Borstgrasrasen und den Goldhaferwiesen existieren in Edaphobase keine weiteren Oribatidendaten für Halbtrockenrasen. Daher wären zur weitergehenden Charakterisierung auch dieses Biotoptyps weitere Untersuchungen der Oribatidenfauna sinnvoll.

Des Weiteren konnten zwei Grundartengruppen der Grünländer identifiziert werden, die beide auf die mageren Standortbedingungen (vgl. **Tab. 104**) dieses Biotoptyps hinweisen: Zum einen die Gruppe des mager bis mesophilen Grünlands um *Berniniella bicarinata* und zum anderen die des mageren

8.4.2 Collembola

8.4.2.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf den untersuchten Flächen 23.368 Individuen aus 46 Arten nachgewiesen (vgl. **Tab. 112**). Wie bei den Oribatiden entfielen die meisten Individuen dabei auf die drei Borstgrasrasen (insgesamt 9755 Tiere), knapp gefolgt von den Goldhaferwiesen (insgesamt 9051 Individuen). Deutlich geringer waren die Individuenzahlen auf den Halbtrockenrasen (insgesamt 4562 Individuen), was vermutlich u. a. mit dem erhöhten Störungsregime durch Regenwürmer zusammenhängt (Maraun et al. 2003). Ähnlich wie bei den Individuenzahlen nahmen die Artenzahlen in der Reihe: Borstgrasrasen (35) > Goldhaferwiesen (31) > Halbtrockenrasen (28) ab. Die häufigsten drei Arten der Untersuchung waren *Parisotoma notabilis* (5685 Individuen), gefolgt von *Folsomia quadrioculata* (3907 Individuen) und *Folsomia manolachei* (3634 Individuen) und machten somit 57 % aller gefangenen Individuen aus (siehe **Tab. Anhang 2, 53-55**). Interessant ist, dass die morphologisch sehr ähnlichen Arten *F. quadrioculata* und *F. manolachei* auf allen Untersuchungsflächen gemeinsam nachgewiesen wurden, *F. manolachei* wies allerdings auf den Borstgras- und Halbtrocken-

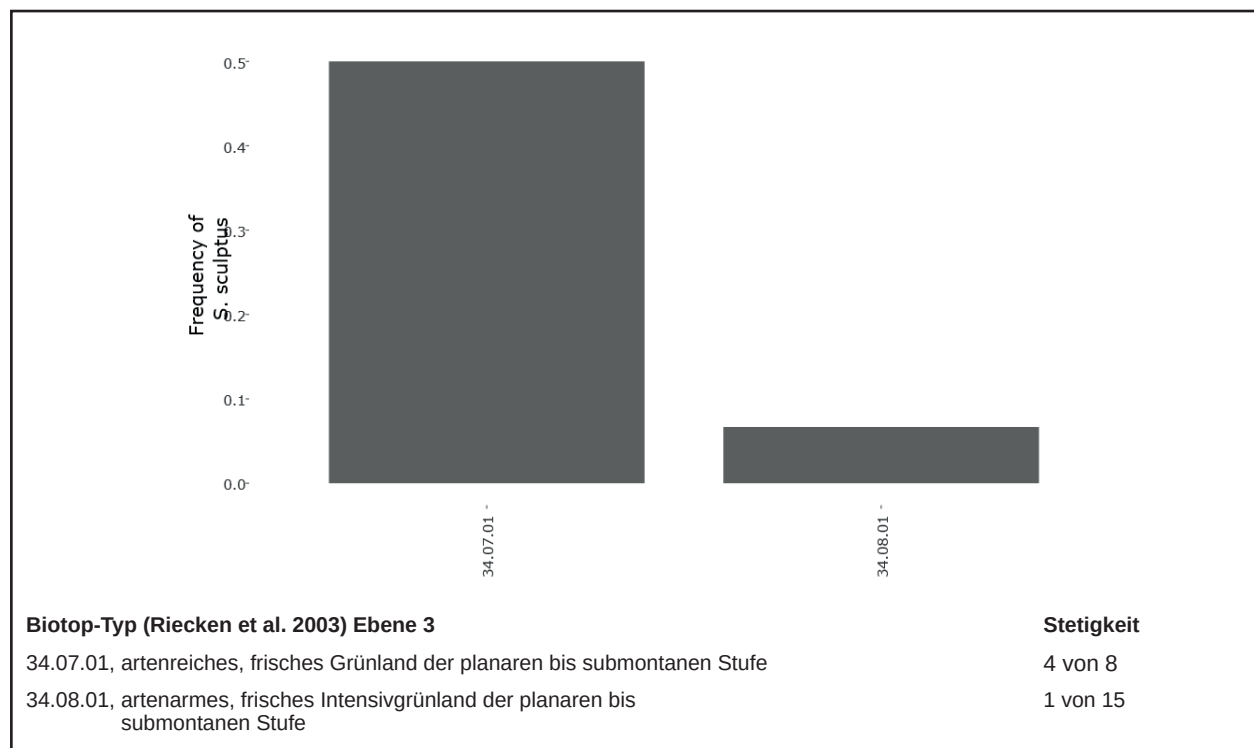


Abb. 99: *Scutovertex sculptus*: Biotoptypen, in denen *S. sculptus* nachgewiesen wurde (5 Nachweise auf 106 in der Analyse berücksichtigten Standorten). Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der untersuchten Flächen dieser Studie. Angabe der Biotoptypen nach Riecken et al. (2003) (Abfrage vom 21.03.2018).

Tab. 112: Arten- und Individuenzahlen der Collembolen auf den Untersuchungsflächen in Sachsen-Anhalt (Harz).

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Borstgras- rasen	ST11	Frühjahr	2622	4297	9755	16	22	35
		Herbst	1675			21		
	ST12	Frühjahr	663	1846		18	26	
		Herbst	1183			21		
	ST13	Frühjahr	1363	3612		16	19	
		Herbst	2249			14		
Goldhafer- wiese	ST21	Frühjahr	1582	3017	9051	21	25	31
		Herbst	1435			19		
	ST22	Frühjahr	2389	4035		20	25	
		Herbst	1646			20		
	ST23	Frühjahr	1231	1999		16	18	
		Herbst	768			13		
Halbtrocken- rasen	ST31	Frühjahr	1044	2072	4562	16	24	28
		Herbst	1028			18		
	ST32	Frühjahr	378	714		17	20	
		Herbst	336			14		
	ST33	Frühjahr	850	1776		12	17	
		Herbst	926			13		
Sachsen-Anhalt 2015			Individuenzahl gesamt:		23368	Artenzahl gesamt:		46

rasen höhere Individuendichten auf, während die Individuenzahlen von *F. quadrioculata* auf den Goldhaferwiesen deutlich höher waren. Hinsichtlich der jahreszeitlichen Schwankungen der Individuenzahlen gab es nur innerhalb des Biotoptyps Goldhaferwiese ein einheitliches Muster: Individuen- und Artenzahlen waren hier auf allen drei Untersuchungsflächen im Frühjahr höher als im Herbst.

8.4.2.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Auffällig ist ein großer Artenreichtum innerhalb der Gattung *Protaphorura*/*Supraphorura* (*Protaphorura armata*: in allen 3 Biotoptypen, *P. fimata*: Goldhaferwiese, *P. subuliginata*: Borstgrasrasen, *P. humata* und *Supraphorura furcifera*: Borstgrasrasen und Goldhaferwiese).

Bemerkenswert sind die Funde der in Deutschland sehr seltenen Art *Orchesella frontimaculata* in den untersuchten Halbtrockenrasen. Diese Art wurde in Deutschland bisher nur im südwestdeutschen Raum nachgewiesen (siehe Abb. 100, Bodendauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg, Buchenmischwälder, Biotoptyp Code: 43.07.04).

8.4.2.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen der drei Grünlandtypen

Kennarten

Obwohl es sich bei vielen in dieser Untersuchung nachgewiesenen Collembolenarten um Ubiquisten handelt, die in verschiedensten Lebensräumen vorkommen (z. B. *Parisotoma notabilis*, *Folsomia quadrioculata*, *Lepidocyrtus lanuginosus*, *Protaphorura armata*, *Megalothorax minimus*, siehe Wolters 1985, Christiansen 2000, Salamon et al. 2004, Salamon et al. 2008) konnten zumindest für die Goldhaferwiesen und Halbtrockenrasen Kennarten identifiziert werden (Tab. 113).

Paratullbergia callipygos und *Protaphorura procampata* traten in dieser Untersuchung ausschließlich in den Goldhaferwiesenstandorten auf und stellen somit Kennarten für diesen Biotoptyp dar. Bezogen auf Waldökosysteme wurde *Paratullbergia callipygos* z. B. auch in bodensauren Fichten- und Buchenwäldern des Hochsollings nachgewiesen (Salamon 2001, Salamon et al. 2008), was auf die potentielle natürliche Vegetation (Hainsimsen-Rotbuchenwald montaner Ausbildung, siehe Kap. 8.2) der hier untersuchten Goldhaferwiesenflächen hinweist und das ökologische „Langzeitgedächtnis“ von Bodentieren unterstreicht (Dunger 1983).

Als Kennarten für Halbtrockenrasen wurden in dieser Studie *Orchesella frontimaculata* und *Isotomodes*

productus identifiziert. *Isotomodes productus* konnte z. B. auch auf relativ trockenen Ackerbrachen im Marchfeld (Österreich) nachgewiesen werden (Salamon et al. 2011), die durchaus eine gewisse Ähnlichkeit mit den hier untersuchten Halbtrockenrasen aufweisen.

Bezogen auf Collembolen, die sensitiv gegenüber dem Boden-pH sind, können *Supraphorura furcifera* als Grundart für sauer-mesophiles Grünland und *Pseudosinella alba* als charakteristische Art für basenreiche Offenlandstandorte eingestuft werden.

Supraphorura furcifera wurde ähnlich wie *Paratullbergia callipygos* zusätzlich in bodensauen Fichten- und Buchenwäldern nachgewiesen (Salamon 2001, Salamon et al. 2008), was auf die potentielle natürliche Vegetation der untersuchten Grünlandstandorte hinweist (vgl. Kap. 8.2.3). Dagegen tritt *Pseudosinella alba* auch in anderen Untersuchungen eher auf basenreichen Standorten auf, wie beispielsweise in Kalkbuchenwäldern (Wolters 1985) oder in Grasländern auf kalkreichem Untergrund (z. B. im Schweizer Jura, siehe Salamon et al. 2004).

Hinsichtlich der Nährstoffverhältnisse im Boden konnte *Metaphorura affinis* als Grundart für mager-

mesophiles Grünland identifiziert werden. Diese Art ist insgesamt eher in Offenland- als in Waldökosystemen anzutreffen (Fjellberg 1998).

Kombinierter Ansatz aus Korrespondenzanalyse (CA), Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) und Indikatorartenanalyse

Innerhalb der Korrespondenzanalyse (CA) trennten sich die drei Biotoptypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, Halbtrockenrasen) deutlich voneinander (siehe **Abb. 101**). Signifikante Umweltvariablen ($p < 0,05$), die mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) identifiziert und in das Ordinationsdiagramm integriert wurden, waren der Karbonat-Anteil am Gesamtkohlenstoffgehalt (carbonate), der prozentuale Sandanteil (sand_percent) und der Stickstoffgehalt (abgeleitet aus der Ellenbergzahl) (nitrogen_ellen). Der Karbonatanteil (carbonate) und der prozentuale Sandanteil (sand_percent) korrelierten positiv mit der Artenzusammensetzung der Halbtrockenrasenstandorte, wohingegen der Stickstoffgehalt stark mit der Artenzusammensetzung der Goldhaferwiesenstandorte korreliert war.

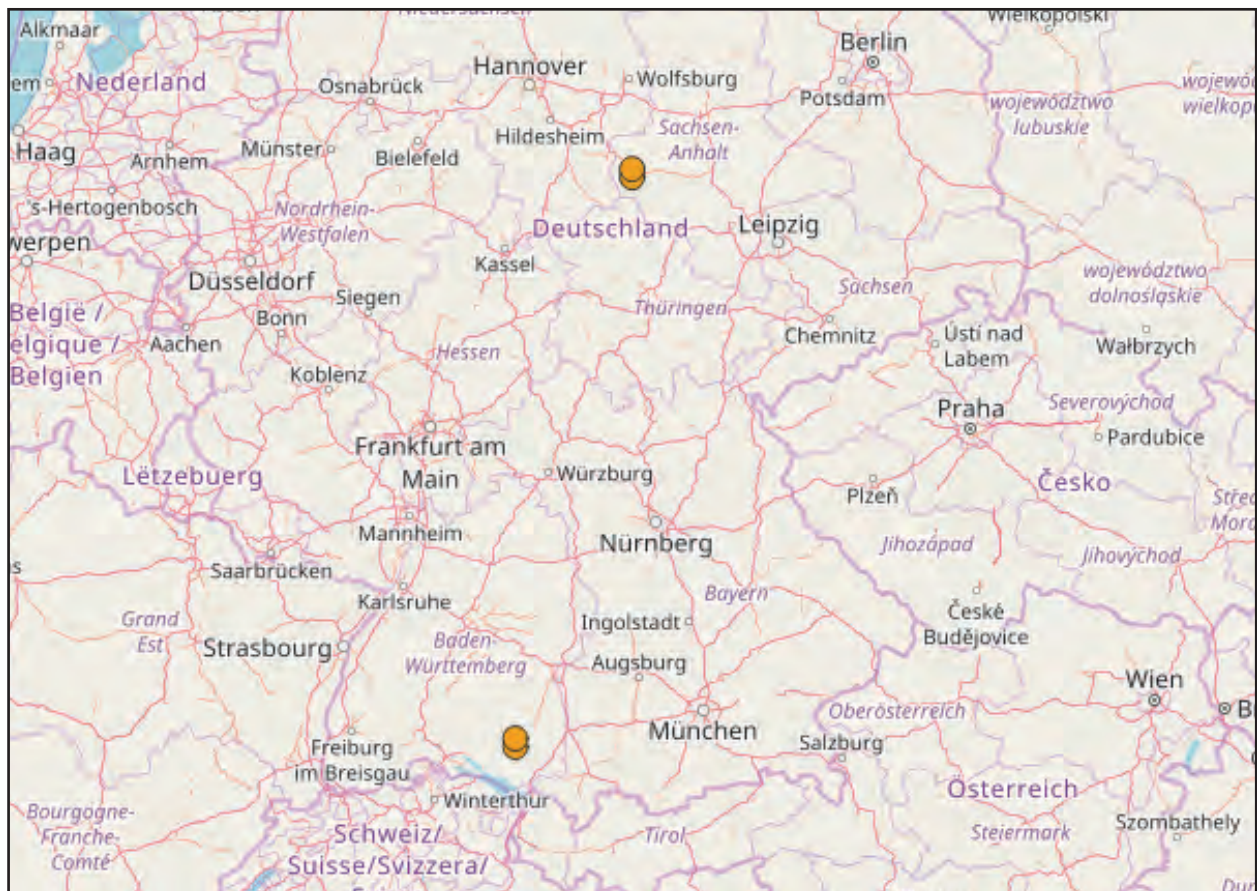


Abb. 100: Fundorte von *Orchesella frontimaculata* in Deutschland. (Abfrage der Datenbank Edaphobase vom 17.04.2018, Kartendarstellung: Edaphobase).

Tab. 113: Sortierte Kreuztabelle der Collembolen; Angaben in Individuen/m²; Punkte: keine Tiere gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppe.

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 34.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennartengruppen									
Kennarten der Goldhaferwiesen									
<i>Paratullbergia callipygos</i>	.	.	.	16	47	109	.	.	.
<i>Protaphorura procampata</i>	.	.	.	.	311	466	.	.	.
Kennarten basenreiche Halbtrockenrasen									
<i>Orchesella frontimaculata</i>	.	.	.	.	.	.	31	16	.
<i>Isotomodes productus</i>	.	.	.	.	.	.	124	16	16
Grundarten des Grünlandes									
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	31	47	93	109	31	47	62	16	16
<i>Friezea mirabilis</i>	1119	342	389	528	280	357	47	.	.
Säuregruppen									
Grundarten saurer-mesophiles Grünland									
<i>Supraphorura furcifera</i>	155	699	264	606	249	311	.	.	.
Grundarten basenreiche Offenlandstandorte									
<i>Pseudosinella alba</i>	.	.	.	.	.	.	124	404	109
Nährstoffgruppe									
Grundarten mager - mesophiles Grünland									
<i>Metaphorura affinis</i>	155	16	.	62	16	31	78	62	218
Begleitarten									
Begleiter mit hoher Stetigkeit									
<i>Parisotoma notabilis</i>	15884	5160	11641	13802	15978	6792	8455	4228	6419
<i>Isotomiella minor</i>	1694	2191	933	2052	528	233	187	295	187
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	1912	3963	2114	1290	1508	1212	886	264	839
<i>Sphaeridia pumilis</i>	979	979	622	653	2394	1057	1212	482	560
<i>Protaphorura juvenil</i>	280	404	513	528	155	78	62	264	1088
<i>Protaphorura armata</i>	1414	3575	3140	4911	9061	1989	1383	187	1772
<i>Folsomia quadrioculata</i>	8906	762	12962	12605	12620	8377	202	513	637
<i>Folsomia manolachei</i>	15511	4616	14019	2207	7274	933	10367	901	637
<i>Lepidocyrtus juvenil</i>	16	389	777	16	824	.	249	16	16
<i>Isotoma juvenil</i>	3886	280	311	62	233	342	1166	622	.
<i>Brachystomella parvula</i>	1865	357	404	187	528	.	1803	280	777
<i>Entomobrya lanuginosa</i>	47	31	326	.	93	62	202	466	606
<i>Sminthurinus aureus</i>	1306	1492	808	2487	3279	2860	389	.	746
Artengruppen mit hoher Stetigkeit									
<i>Isotoma viridis group</i>	6357	1010	3326	2735	5409	5269	4383	1445	12729
Sonstige Begleiter									
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	3901	1166	1881	109	62	.	31	16	.
<i>Neanura muscorum</i>	.	93	62	16	47	.	155	.	78
<i>Sminthuridae juvenil</i>	109	.	.	16	.	16	31	16	.

Tab. 113 (Fortsetzung).

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 34.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Dicyrtomina minuta</i>	.	.	.	31	513	31	16	.	.
<i>Folsomia spinosa</i>	.	16	.	202	.	16	.	155	.
<i>Heteromurus nitidus</i>	16	47	.	62	.	.	31	.	.
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>	839	591	1492	93	.	.	.	.	.
<i>Entomobryidae</i> juvenil	.	31	.	.	31	.	155	.	16
<i>Stenaphorura quadrispina</i>	.	.	.	93	233	.	171	47	.
<i>Entomobrya</i> juvenil	.	.	31	78	.	.	.	16	31
<i>Mesaphorura</i> juvenil	.	.	16	.	.	.	16	31	.
<i>Desoria violacea</i>	93	.	.	16	373	.	.	.	.
<i>Megalothorax minimus</i>	.	31	.	311	435	.	.	.	.
<i>Stenaphorura denisi</i>	.	.	.	47	.	.	.	171	16
<i>Pseudosinella petterseni</i>	31	.	.	.	.	.	16	.	31
<i>Pogonognathellus flavescens</i>	.	109	.	78	47	.	.	.	.
<i>Sminthurus viridis</i>	.	.	16	.	.	.	.	16	.
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	.	93	.	.	.	.	31	.	.
<i>Pseudosinella</i> juvenil	.	.	16	.	62	.	.	.	.
<i>Protaphorura humata</i>	.	.	16	.	16	.	.	.	.
<i>Schoettella ununguiculata</i>	109	.	.	.	.	.	.	93	.
<i>Isotomurus graminis</i>	.	.	.	.	62	.	.	.	.
<i>Sminthurus</i> juvenil	16	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Isotomidae</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	.	16	.
<i>Folsomia</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	.	47	.
<i>Neanura</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	16	.	.
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>	.	16	.	.	.	.	.	.	.
<i>Choreutinula inermis</i>	47	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Entomobrya marginata</i>	.	.	.	.	.	.	16	.	.
<i>Orchesella</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	16	.	.
<i>Willemia anophthalma</i>	62	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Brachystomella</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	.	.	62
<i>Desoria tigrina</i>	.	.	.	.	16	.	.	.	.
<i>Pogonognathellus</i> juvenil	.	.	.	16	.	.	.	.	.
<i>Proisotoma</i> juvenil	.	.	.	855	.	.	.	.	.
<i>Protaphorura fimata</i>	.	.	.	.	.	482	.	.	.
<i>Protaphorura subuliginata</i>	.	.	124	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudachorutes dubius</i>	.	47	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudachorutes</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	62	.	.
<i>Pseudosinella immaculata</i>	16	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sminthurinus niger</i>	.	16	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sminthurinus</i> juvenil	31	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Tullbergiidae</i> juvenil	.	.	.	.	.	.	16	.	.

Tab. 114: Collembolenarten der Biotoptypen Borstgrasrasen, Goldhaferwiese und Halbtrockenrasen, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.06.01.02.02	Borstgrasrasen			
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	0,97	0,03	0,97	1,00
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>	0,97	0,03	0,97	1,00
34.07.02.02	Goldhaferwiese			
<i>Paratullbergia callipygos</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
34.02.01.02.02	Halbtrockenrasen			
<i>Pseudosinella alba</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Isotomodes productus</i>	1,00	0,02	1,00	1,00

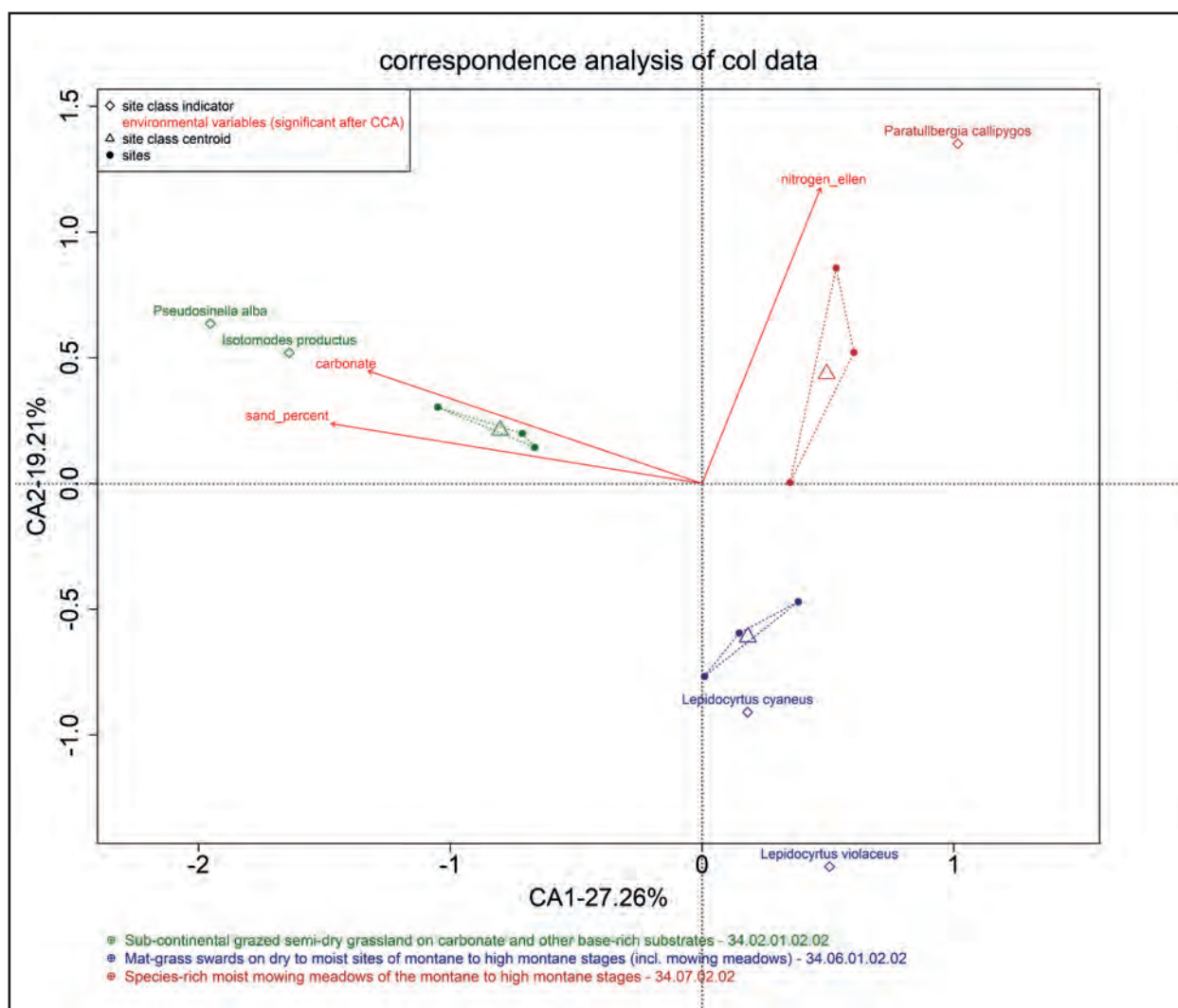


Abb. 101: Korrespondenzanalyse (CA) der Collembolendaten der Biotoptypen Borstgrasrasen (blau), Goldhaferwiese (rot) und Halbtrockenrasen (grün) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Im Rahmen der Indikatorartenanalyse (ISA) konnten die Collembolenarten *Pseudosinella alba* und *Isotomodes productus* als Indikatorarten für Halbtrockenrasen ermittelt werden (siehe **Tab. 114**), was sich auch in dem Ordinationsdiagramm der CA widerspiegelt (siehe **Abb. 101**). Beide Arten korrelierten somit gleichzeitig positiv mit einem hohen Karbonatanteil, wie er entsprechend in den kalkreichen Halbtrockenrasen vorliegt. *Isotomodes productus* wurde auch als Kennart für Halbtrockenrasen identifiziert (siehe **Tab 113**).

Indikator- und Kennart für die Goldhaferwiese ist *Paratullbergia callipygos* (siehe **Tab. 113, 114**) und entsprechend auch im Ordinationsdiagramm lokalisiert – diese Art trat damit auch vornehmlich auf Standorten mit einem hohen Stickstoffgehalt (abgeleitet aus der Ellenbergzahl) auf.

Weiterhin weist die Indikatoranalyse *Lepidocyrtus violaceus* und *Lepidocyrtus cyaneus* als Indikatorarten für Borstgrasrasen aus (**Tab. 114**), beide Arten präferierten diesen Biotoptyp auch im Rahmen der Korrespondenzanalyse (**Abb. 101**). Beide Arten können als typische „Offenlandarten“ beschrieben werden (siehe z. B. Christiansen 2000, Salamon et al. 2004, Salamon et al. 2011), die in Waldökosystemen eher selten anzutreffen sind.

84.24 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Wie auch in anderen Untersuchungen in Graslandgemeinschaften (Christiansen 1964, Curry and Tuohy 1978, Salamon et al. 2004), hatten auch bei der vorliegenden Studie im Harz die Biotoptypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiese, Halbtrockenrasen) nur einen moderaten Einfluss auf die Zusammensetzung der Collembolengemeinschaft – trotzdem konnten einige Kenn- und/oder Indikatorarten für die einzelnen Biotoptypen identifiziert werden.

Festzuhalten bleibt zunächst, dass in allen drei Biotoptypen neben *Parisotoma notabilis* Arten wie beispielsweise *Folsomia quadrioculata*, *Folsomia manolachei*, *Isotomiella minor* und *Lepidocyrtus lignorum* dominierten, die in kaum einer Faunenliste Europas fehlen und auch in anderen Grasland- und Ackergemeinschaften zu den häufigsten Arten gehören (siehe z. B. Christiansen 2000, Albers 2001, Salamon et al. 2004, Brennan et al. 2006). Im Fokus der Beschreibung der untersuchten Biotoptypen stehen aber die ermittelten Kenn- und Indikatorarten.

Borstgrasrasen

Auffallend bei den untersuchten Borstgrasrasen im Harz ist das Vorkommen der Art *Suprphorura furcifera*,

die als Grundart des sauren-mesophilen Grünlands eingestuft werden kann, aber auch häufig in bodensauren Fichten-, Buchen- und Buchen-Fichten Mischwäldern auftritt (Salamon 2001, Salamon et al. 2008), was auf die vorherige Nutzungsform/potentielle natürliche Vegetation (bodensaurer Hainsimsen-Rotbuchenwald montaner Ausprägung) der hier untersuchten Borstgrasrasen hindeutet.

Als Indikatorarten für Borstgrasrasen konnten in dieser Untersuchung *Lepidocyrtus cyaneus* und *Lepidocyrtus violaceus* identifiziert werden, die überregional aber durchaus auch in anderen Offenlandhabitaten wie Ackerbrachen (Salamon et al. 2001) oder extensiv genutzten Ackerflächen (Christiansen 2000) auftreten.

Die Collembolengemeinschaft der Borstgrasrasen stellt somit eine Mischung aus Arten dar, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in bodensauren Wäldern (z. B. *Suprphorura furcifera*, *Willemia anophthalma*) bzw. in Offenlandhabitaten haben (u. a. *Lepidocyrtus cyaneus*, *Lepidocyrtus violaceus*). Einen wichtigen Bestandteil der Collembolengemeinschaft stellen natürlich noch die bereits genannten Ubiquisten dar, wie z. B. *Parisotoma notabilis* und *Isotomiella minor*.

Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 10.04.2018 zeigt, dass *Lepidocyrtus cyaneus* bezogen auf Offenlandssysteme in sehr unterschiedlichen Biotoptypen vorkommt, wie z. B. im artenreichen, frischen Grünland der montanen bis hochmontanen Stufe (Code: 34.07.01), das eine gewisse Ähnlichkeit mit den hier untersuchten Borstgrasrasen aufweist, oder auch in Intensivgrünländern (Code: 34.08.01) (siehe **Abb. 102**).

Goldhaferwiese

Ähnlich wie in den Borstgrasrasen ist auch in den untersuchten Goldhaferwiesen das Vorkommen von *Suprphorura furcifera* als Grundart des sauren-mesophilen Grünlands bemerkenswert, da diese Art, wie bereits erwähnt, auch als typische Art bodensaurer Buchen- und Fichtenwälder anzusehen ist (Albers 1996, Salamon 2001), was auf die vorherige Waldnutzung der Flächen hindeutet.

Dies gilt in noch stärkerem Maße für die in dieser Untersuchung als Kenn- und Indikatorart für Goldhaferwiesen identifizierte Art *Paratullbergia callipygos*, die auch in den bodensauren Moderhumus-Buchenwäldern des Sollings nachgewiesen wurde (Salamon 2001, Salamon et al. 2008) und innerhalb dieser Wälder Bereiche mit niedrigen Boden-pH-Werten bevorzugt (Salamon 2001). Weiterhin wurde *Protaphorura procampata* als Kennart der Goldhaferwiesen ermittelt. Interessant in diesem Zusammenhang ist, dass es sich bei allen drei genannten Arten (*Suprphorura furcifera*,

Paratullbergia callipygos, *Protaphorura procampata*) um euedaphische Collembolenarten handelt, die relativ wenig mobil und daher stark von aktuellen und früheren lokalen Vegetations- und Bodenbedingungen abhängig sind. Vermutlich handelt es sich bei diesen Arten daher um Relikte eines früheren Waldökosystems.

Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 13.02.2018 zeigt, dass

Paratullbergia callipygos einen Verbreitungsschwerpunkt in bodensauren Wäldern hat (z. B. natürliche Tannen-Fichtenwälder, Code 44.03.03), was auf die bereits erwähnten früheren Nutzungsformen der Goldhaferwiesenstandorte hinweisen könnte. Zudem tritt sie auch im artenreichen frischen Grünland der montanen bis hochmontanen Stufe auf (Code: 34.07.01, siehe **Abb. 103**).

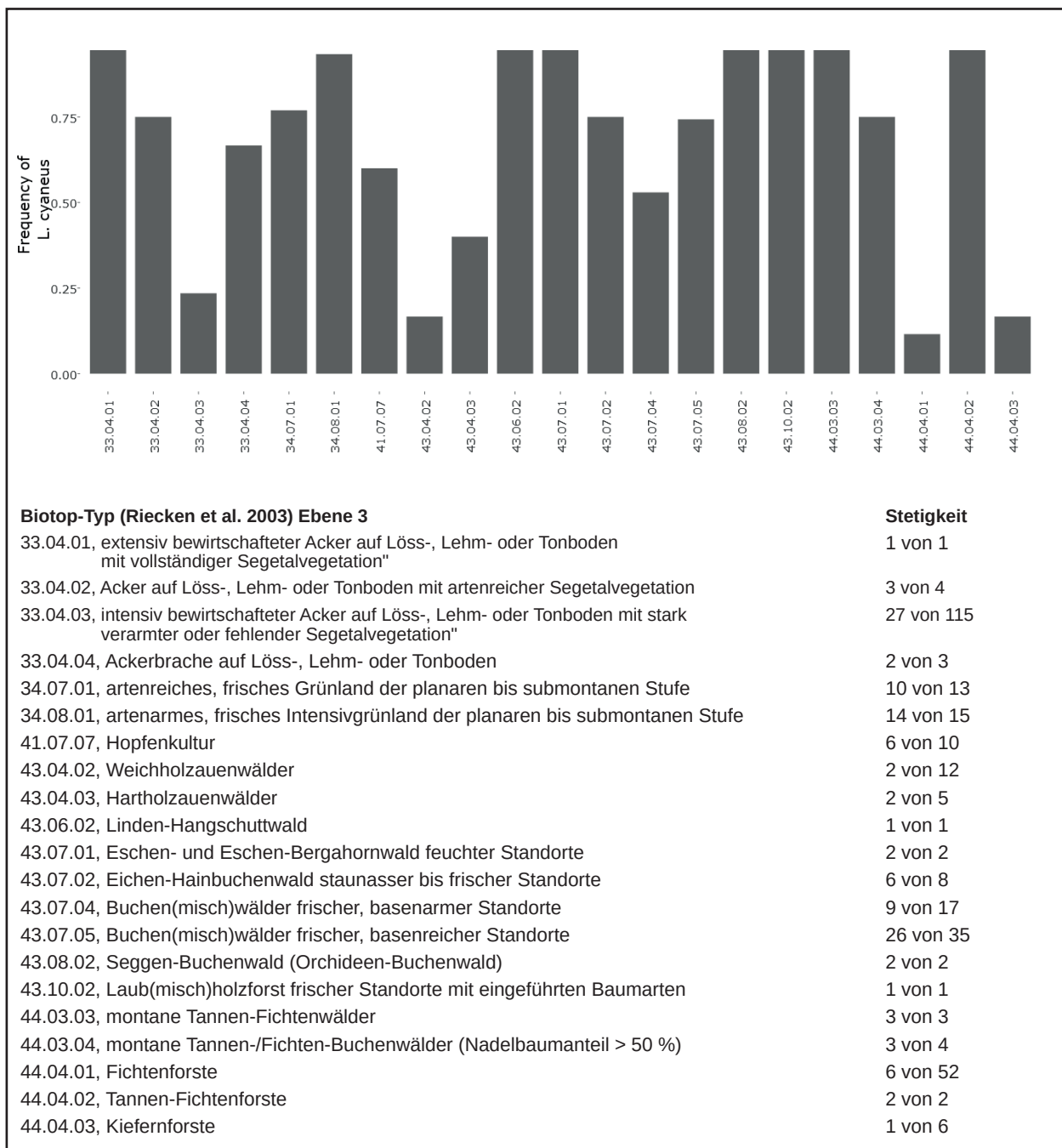


Abb. 102: *Lepidocyrtus cyaneus*: Biotoptypen, in denen *L. cyaneus* nachgewiesen wurde. Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biototyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 11.04.2018).

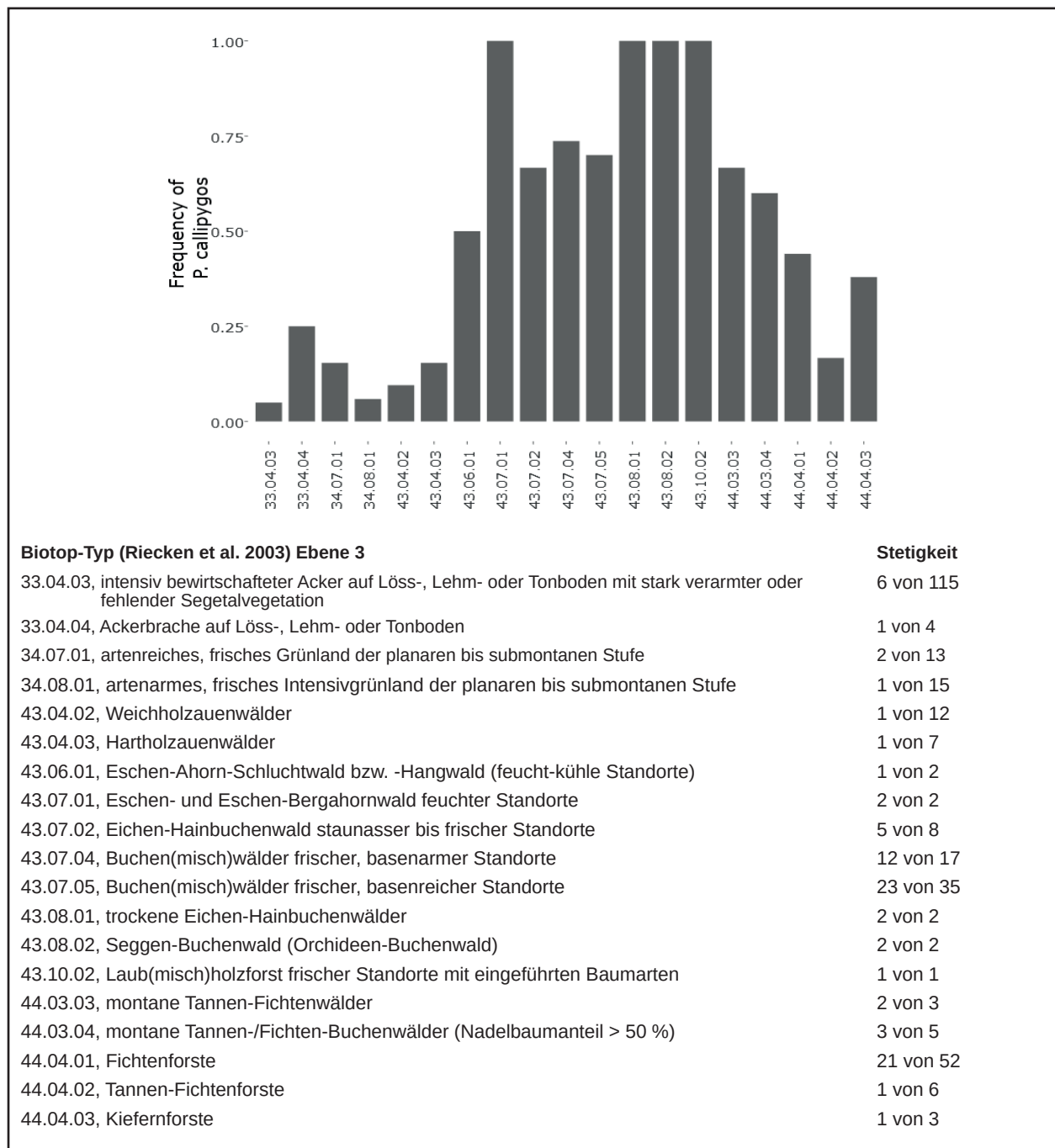


Abb. 103: *Paratullbergia callipygos*: Biototypen, in denen *P. callipygos* nachgewiesen wurde. Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biototyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 11.04.2018).

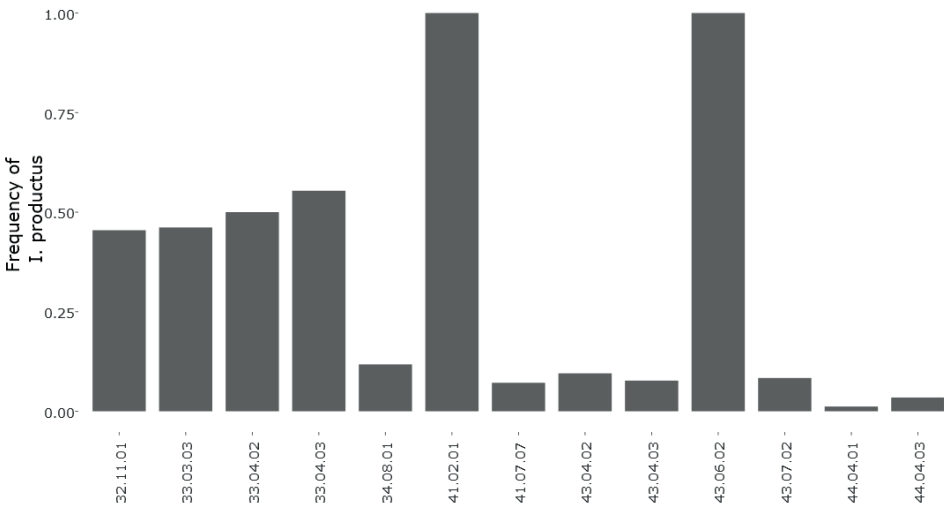
Halbtrockenrasen

Für die Halbtrockenrasen konnte *Isotomodes productus* als Kenn- und Indikatorart herausgearbeitet werden. Wie bereits in Kapitel 8.4.1.3 beschrieben, konnte *Isotomodes productus* z. B. auch auf relativ trockenen Ackerbrachen im Marchfeld (Österreich) nachgewiesen werden (Salamon et al. 2011), die durchaus eine gewisse

Ähnlichkeit mit den hier untersuchten Halbtrockenrasen aufweisen. In diesem Zusammenhang betont Fjellberg (1998), dass *Isotomodes productus* eine thermophile Collembolenart ist, die wärmeexponierte Offenlandhabitate bevorzugt. Dies trifft auch auf die in dieser Studie untersuchten Halbtrockenrasen zu (siehe **Tab. 104**, Ellenbergzahlen).

Weiterhin konnten *Orchesella frontimaculata* als Kennart und *Pseudosinella alba* als Indikatorart für diesen Biotoptyp beschrieben werden. *Pseudosinella alba* gilt als eine Collembolenart, die verstärkt in basenreichen Offenlandstandorten auftritt (siehe z. B. Christiansen 2000, Salamon 2004), was auch auf die hier untersuchten kalkreichen Halbtrockenrasen zutrifft (siehe Kapitel 8.4.1.3).

Collembolenarten, die als Säurezeiger anzusehen sind und die sowohl in den hier untersuchten Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen als auch in bodensauren Buchen- und Fichtenwäldern vorkommen, wie z. B. *Paratullbergia callipygos* oder *Supraphorura furcifera* (Albers 1996, Salamon 2001), fehlen in den kalkreichen Halbtrockenrasen dagegen völlig.



Biotop-Typ (Riecken et al. 2003) Ebene 3	Stetigkeit
32.11.01, junge, sich selbst überlassene oder in Aufschüttung befindliche Schutthalden	5 von 11
33.03.03, intensiv bewirtschafteter Acker auf Sandboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation"	6 von 13
33.04.02, Acker auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit artenreicher Segetalvegetation	2 von 4
33.04.03, intensiv bewirtschafteter Acker auf Löss-, Lehm- oder Tonboden mit stark verarmter oder fehlender Segetalvegetation	64 von 115
34.08.01, artenarmes, frisches Intensivgrünland der planaren bis submontanen Stufe	2 von 15
41.02.01, Feldgehölz nasser bis feuchter Standorte	1 von 1
41.07.07, Hopfenkultur	1 von 10
43.04.02, Weichholzauenwälder	2 von 17
43.04.03, Hartholzauenwälder	1 von 9
43.06.02, Linden-Hangschuttwald	1 von 1
43.07.02, Eichen-Hainbuchenwald staunasser bis frischer Standorte	1 von 9
44.04.01, Fichtenforste	1 von 52
44.04.03, Kiefernforste	1 von 16

Abb. 104: *Isotomodes productus*: Biotoptypen, in denen *I. productus* nachgewiesen wurde. Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb eines Biotoptyps. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 11.04.2018).

Die Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat (Hausen et al. 2017) am 10.04.2018 zeigt, dass *Isotomodes productus* vorwiegend in Biotoptypen mit basenreichen Böden nachgewiesen wurde (ähnlich wie bei den hier untersuchten Halbtrockenrasen), wie z. B. in Äckern auf Löss/Lehmböden (Code: 33.04.02/03) oder Linden-Hangschuttwäldern (Code: 43.06.02) (siehe Abb. 104).

8.4.3 Diplopoda

8.4.3.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden in der Länderstudie 626 Diplopoda mit Hilfe der Bodenfallen erfasst (vgl. Tab. Anhang 3, 56–58). Davon wurden 617 Individuen bis zur Art determiniert (Tab. 115). Diese verteilen sich auf 18 Arten aus vier Familien. Dabei ist die Familie der Schnurfüßer (Julidae) mit 11 Arten und 453 Individuen am zahlreichsten vertreten. Bei den nicht auf Artniveau identifizierten Tieren handelt es sich um Weibchen der Familie Julidae, für deren Bestimmung bisher kein Schlüssel vorliegt (Hauser & Voigtländer 2009).

Mittels Bodenstecher konnten keine weiteren Arten und insgesamt nur 19 bis zur Art determinierbare Individuen

nachgewiesen werden. In den Halbtrockenrasen wurde mit dieser Methode kein einziger Doppelfüßer erfasst.

Der Großteil der Diplopoda konnte auf den Halbtrockenrasen gefangen werden, wobei es sich hier vor allem um Exemplare von *Cylindroiulus caeruleocinctus* handelte. Der individuenreichste Standort war der Borstgrasrasen Großer Rappenberg (EB_ST12), was auf ein Massenaufreten des Saftkuglers *Glomeris marginata* zurückzuführen war. Im Gegensatz zu den beiden anderen Borstgrasrasen beherbergte der Standort, wie auch die Bergwiese am Ziegenkopf (EB_ST22) und der Halbtrockenrasen Bollenkopf (EB_ST32), zudem ein relativ großes Artenspektrum.

8.4.3.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen der drei Grünlandtypen

Die geordnete Kreuztabelle (Tab. 116) wurde für die Diplopoden nur mit den für diese Tiergruppe als relevant angesehenen Bodenfallenfängen erstellt (vgl. Kap. 8.4.3.1). Wie auch bei der Länderstudie im NP Eifel liegen der Sortierung der Kreuztabelle ausschließlich die Diplopoden-Daten der Länderstudie in Sachsen-Anhalt zugrunde (vgl. Anmerkungen in Kap. 5.4.3.3). Charakteristische Arten konnten für die

Tab. 115: Arten- und Individuenzahlen der in der Länderstudie nachgewiesenen Diplopoda.

			Individuenzahlen			Artenzahlen		
Borstgras- rasen	ST11	Falle	4	4		1	1	
		Stecher	0			0		
	ST12	Falle	150	153	183	7	8	8
		Stecher	3			2		
	ST13	Falle	26	26		2	2	
		Stecher	0			0		
Goldhafer- wiese	ST21	Falle	65	80		4	4	
		Stecher	15			2		
	ST22	Falle	19	19	134	8	8	10
		Stecher	0			0		
	ST23	Falle	34	35		6	6	
		Stecher	1			1		
Halbtro- ckenrasen	ST31	Falle	107	107		4	4	
		Stecher	0			0		
	ST32	Falle	131	131	319	8	8	10
		Stecher	0			0		
	ST33	Falle	81	81		6	6	
		Stecher	0			0		
Sachsen-Anhalt 2015			Individuenzahl Fallen:	617		Artenzahl Fallen:	18	
			Individuenzahl Stecher:	19		Artenzahl Stecher:	5	
			Individuenzahl gesamt:	636		Artenzahl gesamt:	18	

Halbtrockenrasen festgestellt werden. Hier bildeten *Cylindroiulus caeruleocinctus*, *Polydesmus angustus* und *Propolydesmus testaceus* eine Kennartengruppe. Die anderen beiden Biotoptypen wurden ausschließlich von Begleitarten ohne ein spezielles Schwerpunkt-vorkommen besiedelt. Auf nahezu allen Standorten konnte dabei *Allajulus nitidus* nachgewiesen werden, andere Diplopoden-Arten traten eher sporadisch auf. Auffallend ist die hohe Aktivitätsdichte der auf den anderen Untersuchungsflächen seltenen bzw. fehlenden Arten *Glomeris marginata* an Standort EB_ST12 und von *Megaphyllum projectum* an Standort EB_ST21.

Laut Indikatorartenanalyse (ISA) erreichten drei Arten einen Indikatorwert von 0,8 und können somit als Indikatorarten bzw. Kennarten für einen Biotoptyp angesprochen werden (Tab. 117). Hierbei handelt es sich um die bereits in der Kreuztabelle als Kennarten

der Halbtrockenrasen identifizierte Artengruppe um *Cylindroiulus caeruleocinctus*.

Generell ist die darstellbare Varianz innerhalb des Datensatzes relativ gering. Die tatsächlichen Unterschiede der Gemeinschaften können mittels der Ordination der Korrespondenzanalyse (Abb. 105) nur ungenau widerspiegelt werden, auch da die teilweise großen Unterschiede innerhalb der Aktivitätsdichten einzelner Arten die scores der beiden dargestellten Achsen verzerren. Gleichwohl ist die große Ähnlichkeit der drei Halbtrockenrasen-Zönosen sowie deren Unterschiede zu den anderen beiden Biotoptypen deutlich ausgeprägt. Dieses Muster wird, wie in der Kreuztabelle aufgezeigt und durch die ISA bestätigt, insbesondere durch die Artengruppe um *Cylindroiulus caeruleocinctus* geprägt. Nahe dem Ursprung des Koordinatensystems liegen vier

Tab. 116: Sortierte Kreuztabelle der in den Bodenfallen nachgewiesenen Doppelfüßer (Diplopoda); Angaben in Individuen/Standort; Punkte: keine Tiere gefunden; durchgezogene Rahmen: kennzeichnende Artengruppe.

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 34.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennarten									
Kennarten Halbtrockenrasen									
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	.	.	.	.	.	.	86	102	67
<i>Polydesmus angustus</i>	.	.	.	.	.	.	6	10	1
<i>Propolydesmus testaceus</i>	.	.	.	.	.	.	13	2	1
Begleitarten									
<i>Allajulus nitidus</i>	4	10	16	15	3	3	2	5	.
<i>Glomeris marginata</i>	.	110	.	.	.	.	.	3	4
<i>Julus scandinavicus</i>	.	17	.	23	4	4	.	.	.
<i>Unciger foetidus</i>	.	4	10	.	4	20	.	.	.
<i>Megaphyllum projectum</i>	.	.	.	21	.	.	.	.	.
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>	.	5	.	.	2	5	.	.	1
<i>Tachypodoiulus niger</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	7
<i>Enantiulus nanus</i>	.	.	.	6	.	1	.	.	.
<i>Melogona voigti</i>	.	.	.	.	.	.	.	5	.
<i>Polydesmus inconstans</i>	.	.	.	.	1	1	.	3	.
<i>Cylindroiulus britannicus</i>	.	.	.	.	3	.	.	.	.
<i>Polydesmus denticulatus</i>	.	2	.	.	.	.	.	.	.
<i>Mycogona germanica</i>	.	2	.	.	.	.	.	.	.
<i>Leptoiulus proximus</i>	.	.	.	.	1	.	.	1	.
<i>Ophiulus pilosus</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Artengruppen									
Julidae	.	2	.	1	.	3	.	3	.

Replikate dicht beieinander. Dies sind die relativ arten- und individuenarmen Borstgrasrasen EB_ST11 und EB_ST13 sowie die Goldhaferwiesen EB_ST22 und EB_ST23. Die Varianz der ersten Achse wird durch keinen der aufgenommenen Umweltparameter erklärt, die zweite Achse hingegen korreliert mäßig mit der Ellenberg'schen Reaktions- und Temperaturzahl der Flächen (vgl. **Tab. 104**).

Mittels Abfrage der Datenbank Edaphobase via Edaphoclass konnten die zehn häufigsten in bestimmten Biotoptypen (34.07 artenreiches Grünland frischer Standorte und 34.02 Halbtrockenrasen (nach Riecken et al. 2003)) erfassten Diplopodenarten ausgegeben werden (**Tab. 118**). Für Borstgrasrasen liegen bis auf die Länderstudie bisher keine Nachweise von Diplopoden vor. Auch artenreiches Grünland wurde demnach ausgesprochen selten beprobt (6 Fundorte), insbesondere

im Vergleich mit Halbtrockenrasen (97 Fundorte). Die stetigste Art in diesen Biotoptypen ist *Cylindroiulus caeruleocinctus*, die außerhalb der Länderstudie in allen in Edaphobase vorliegenden Untersuchungen auf artenreichem Grünland und nahezu allen analysierten Halbtrockenrasen gefunden werden konnte. Innerhalb der Länderstudie konnte die Art hingegen ausschließlich auf den Halbtrockenrasen beobachtet werden. Die beiden anderen Kennarten kommen unregelmäßig (*Propolydesmus testaceus*) oder selten (*Polydesmus angustus*) in den dargestellten Biotoptypen vor. Sechs der zehn häufigsten Arten wurden auch in der Länderstudie beobachtet und als Begleitarten angesprochen. *Glomeris marginata* hat dabei laut Abfrage einen Verbreitungsschwerpunkt in den Halbtrockenrasen, der in der Länderstudie nur teilweise bestätigt werden konnte. Die Art besiedelte zwei der drei untersuchten

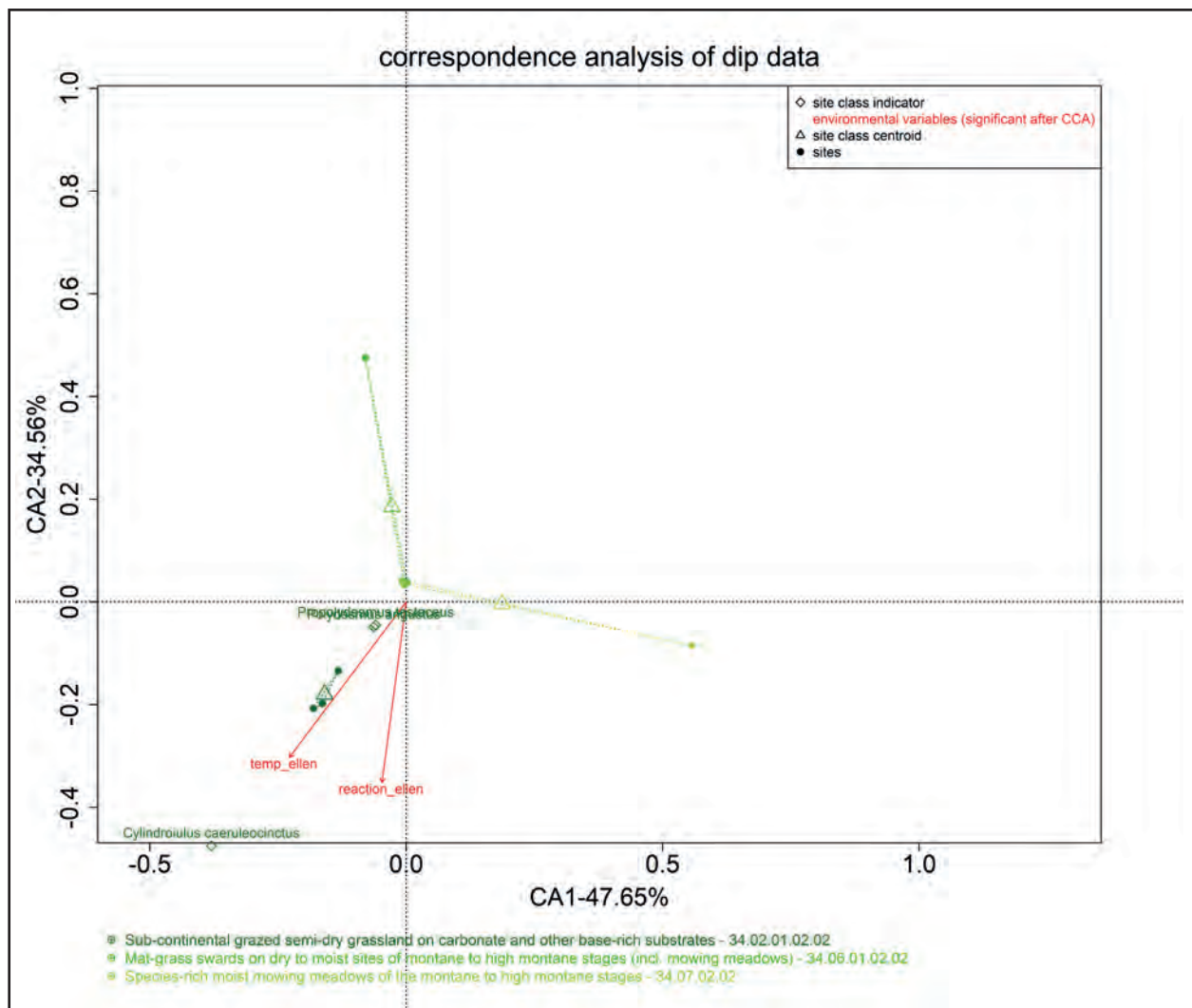


Abb. 105: Korrespondenzanalyse (CA) der Diplopoden-Daten der Biotoptypen Halbtrockenrasen (dunkelgrün), Goldhaferwiese (grasgrün) und Borstgrasrasen (oliv) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Standorte dieses Biotoptyps, aber auch einen der Borstgrasrasen. *Allajulus nitidus*, die stetigste Art der Länderstudie, wurde in anderen Untersuchungen nur relativ unregelmäßig gefunden.

Die meisten Daten über Diplopoden aus extensiven Kulturformationen, wie beispielsweise den in der Länderstudie untersuchten Graslandtypen, stammen von Aufsammlungen, die durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt beauftragt wurden. Vor allem diese zahlreichen Datenerhebungen führten zu einigen Veröffentlichungen über Diplopoden mit einem Schwerpunkt auf deren Verbreitung in Offenländern (bspw. Voigtländer 1996, 2011b, Voigtländer & Düker 2001, Voigtländer & Lindner 2010, Voigtländer & Decker 2014) und schlussendlich auch zu einer Roten Liste der Doppelfüßer Sachsen-Anhalts (Voigtländer 2004). Trotz der erwähnten intensiven Bemühungen wurden einige Biotoptypen bisher nicht (Borstgrasrasen) oder selten (artenreiche Frischwiesen) in diese Untersuchungen einbezogen. Die Daten der vorliegenden Studie leisten einen Beitrag dazu, diese Lücke zu schließen.

Allgemein gelten Diplopoden als ausgesprochen sensibel gegenüber landwirtschaftlicher Bewirtschaftung, weshalb sie in Agrarökosystemen im Vergleich zu ungestörten Habitaten wie beispielsweise Wäldern häufig nur mit geringen Arten- sowie Individuenzahlen

auftreten (Wolters & Ekschmitt 1997). Dies wird durch die Ergebnisse von bspw. Remus (1962, intensives Grünland), Scheu (1990, Kalk-Acker), Schmitt & Roth (1999, Löss-Acker) und Haase et al. (2018, Kap. 6, Sand-Acker) unterstrichen, die teilweise nur 0-3 Arten in verschiedenen intensiv genutzten Kultur-Formationen vorfanden. In extensiven Grasländern, die seltener gestört werden, können Diplopoden hingegen höhere Arten- und Individuendichten erreichen. So erfassten Voigtländer & Decker (2014) 8-15 Arten und bis zu 548 Individuen pro Standort (sechs Fallen pro Standort, Fangzeitraum März-Dezember 2009 & März-Juni 2010) auf verschiedenen ausgeprägten Kalkmagerrasen im FFH-Gebiet „Huy nördlich Halberstadt“. 1987/88 fand Voigtländer (1996) eine ähnliche Anzahl von Arten (6-10 Taxa) auf (Halb-) trockenrasen im Hallenser Raum. Auch die Länderstudie unterstreicht den Artenreichtum der Diplopoda der untersuchten Biotoptypen (bis zu 8 Arten pro Standort), wobei auf zwei der inventarisierten Borstgrasrasen nur wenige Arten nachgewiesen werden konnten.

Eine absolute Dominanz von *Cylindroiulus caeruleocinctus* auf Halbtrockenrasen stellten schon Dunger & Steinmetzger (1981) fest, die eine Rasen-Wald-Catena („natürliche Präferenzorgel; Hauser & Voigtländer 2009) im Thüringer Wald-Gebiet untersuchten. Hier besiedelte die Art allerdings frischere und dichtere

Tab. 117: Diplopoden-Arten der Biotoptypen Borstgrasrasen, Goldhaferwiese und Halbtrockenrasen, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.02.01.02.02	Halbtrockenrasen auf karbonatischem Boden, beweidet			
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	1	0,048	1	1
<i>Polydesmus angustus</i>	1	0,048	1	1
<i>Propolydesmus testaceus</i>	1	0,048	1	1

Tab. 118: Stetigste Diplopodenarten der Biotoptypen 34.06 Borstgrasrasen, 34.07 artenreiches Grünland frischer Standorte und 34.02 Halbtrockenrasen (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 21.03.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps).

Biotoptyp	34.06	34.07	34.02
Anzahl Standorte	0	6	97
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>		1,00	0,84
<i>Julus scandinavicus</i>		0,83	0,53
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>		0,67	0,59
<i>Glomeris marginata</i>		0,17	0,74
<i>Tachypodoiulus niger</i>		0,33	0,46
<i>Unciger foetidus</i>		0,67	0,08
<i>Propolydesmus testaceus</i>		0,33	0,31
<i>Brachydesmus superus</i>		0,50	0,06
<i>Allajulus nitidus</i>		0,17	0,38
<i>Glomeris hexasticha</i>		0,17	0,34

Wiesen. Die in der Länderstudie stetig assoziierten Arten *Polydesmus angustus* und *Propolydesmus testaceus* konnten Dunger & Steinmetzger (1981) nur auf je einem ihrer Halbtrockenrasenstandorte finden, erstere Art dominierte dort im Buchenwald. Auch war in dieser Untersuchung eine in Hinblick auf die geringen Distanzen recht hohe Beta-Diversität zu verzeichnen. Diese fiel bei Voigtländer & Decker (2014) geringer aus. Stetige Arten der Halbtrockenrasen waren hier neben *Cylindroiulus caeruleocinctus* die Saftkugler *Glomeris marginata*, *G. hexasticha* und *G. undulata*. Sie detektierten außerdem Charakterarten für bestimmte Biotoptypen, für Halbtrockenrasen bspw. die Art *Ommatoiulus sabulosus*, welche innerhalb der Länderstudie unregelmäßig in allen Biotoptypen gefunden wurde.

8.4.3.3 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Borstgrasrasen

Zwei der drei beprobten Borstgrasrasen sind als außerordentlich artenarm zu bezeichnen, am Standort EB_ST11 wurden nur 4 Individuen der Art *Allajulus nitidus* gefunden. EB_ST13 kann zwar mit einer höheren Aktivität von Diplopoden aufwarten (26 Individuen), allerdings verteilen sich diese ebenfalls lediglich auf zwei Arten. Im Unterschied dazu war der Borstgrasrasen des Großen Rappenbergs EB_ST12 mit 153 Tieren der individuenreichste Standort der Untersuchung und mit acht Arten auch einer der artenreichsten. Das eudominante Auftreten von *Glomeris marginata* wird evtl. durch die geringe Störung sowie die Nähe zu bewaldeten Flächen hervorgerufen. In der Literatur gilt *Glomeris marginata* als eurytope Waldart (Hauser & Voigtländer 2009). Laut Haacker (1968) ist die Art aber durchaus trockenresistent und damit feuchteindifferent, weshalb sie regelmäßig in Halbtrockenrasen gefunden werden kann (Tab. 118, Abb. 106). Nach Dunger & Steinmetzger (1981) ist sie relativ empfindlich gegenüber Bewirtschaftung, auch fand Voigtländer (2011b) sie eher in Sukzessionsflächen von Halbtrockenrasen vor. Der im Gegensatz zur Beweidung ausgesprochen extensive, einmalige Spätschnitt am Großen Rappenberg könnte demzufolge zu einer Förderung dieser und der anderen Arten beitragen.

Goldhaferwiese

Geprägt werden die Goldhaferwiesen vor allem durch die beiden Schnurfüßer *Julus scandinavicus* und *Allajulus nitidus*, die hier stetig nachgewiesen wurden. Sie gelten als eurytope Waldarten, die aber auch regelmäßig in Offenländern beobachtet werden (Hauser & Voigtländer

2009). Insbesondere das Auftreten von *J. scandinavicus*, der außerhalb der Goldhaferwiesen nur im Borstgrasrasen des Großen Rappenbergs gefunden wurde (s. o.), deutet auf schattigere Verhältnisse der Wiesen im Gegensatz zu den rasigen Standorten hin. Dies betrifft im verstärkten Maße den Standort EB_ST21, der im Aufnahmejahr bis zum Abbau der Fallen nicht bewirtschaftet wurde. Die fehlende Störung könnte evtl. auch das individuenstarke Auftreten von *Megaphyllum projectum* und *Enantiulus nanus* (hygrophil) bedingen, die ausschließlich bzw. schwerpunktmäßig hier gefangen wurden. Die Standorte EB_ST22 und EB_ST23 werden dagegen auch durch eher xerophile Arten wie bspw. *Ommatoiulus sabulosus* und *Polydesmus inconstans* besiedelt (vgl. Voigtländer 2011b). Hier führt die Beweidung zu einer lückigeren heterogenen Struktur, die von diesen Arten präferiert wird. Auf dem Standort Ziegenkopf EB_ST22 wurde außerdem die eher seltene, in der Regel in Siedlungsbereichen vorkommende Art *Cylindroiulus britannicus* gefunden (Voigtländer 2016).

Halbtrockenrasen

Allgemein ist zu erwarten, dass eher thermo-xerophile Arten von der Kurzrasigkeit und der intensiven Exposition der untersuchten Halbtrockenrasen profitieren. Die Artenspektren der Halbtrockenrasen wurden von *Cylindroiulus caeruleocinctus* dominiert, der bereits in anderen Untersuchungen als Charakterart dieser Lebensräume geführt wird (Dunger & Steinmetzger 1981, Voigtländer & Decker 2014) und sowohl nach den experimentellen Befunden von Haacker (1968) als auch den synökologischen Auswertungen von Voigtländer (2011b) als trockenheitsresistente, xerophile Offenlandart eingestuft wird. Dass die Art weder in den Borstgrasrasen noch in den Bergwiesen nachgewiesen wurde, könnte einerseits mit der Bodenreaktion (Borstgrasrasen) und andererseits mit der höheren Wüchsigkeit und geringeren Bodentemperatur zusammenhängen (Bergwiesen). Auch *Propolydesmus testaceus* besiedelte innerhalb der Länderstudie nur die kalkigen Halbtrockenrasen. Nach Voigtländer (2016) wird die xerophile Art zwar schwerpunktmäßig in Kalk-Gebieten gefunden, ist allerdings nicht an diese gebunden. Weitere laut Voigtländer (2011b) typische xerophile Arten der Offenländer wie *Ommatoiulus sabulosus*, *Polydesmus inconstans*, *Melogona voigti* und *Tachypodoiulus niger* treten nur vereinzelt in relativ geringen Aktivitätsdichten auf. *Polydesmus angustus* gilt als hygrophile (Haacker 1968) Art, die schwerpunktmäßig Wälder besiedelt (Dunger & Steinmetzger 1981, Hauser & Voigtländer 2009, Voigtländer 2011b, Voigtländer & Decker 2014). Sie konnte in der Länderstudie ausschließlich auf den Halbtrockenrasen erfasst werden.

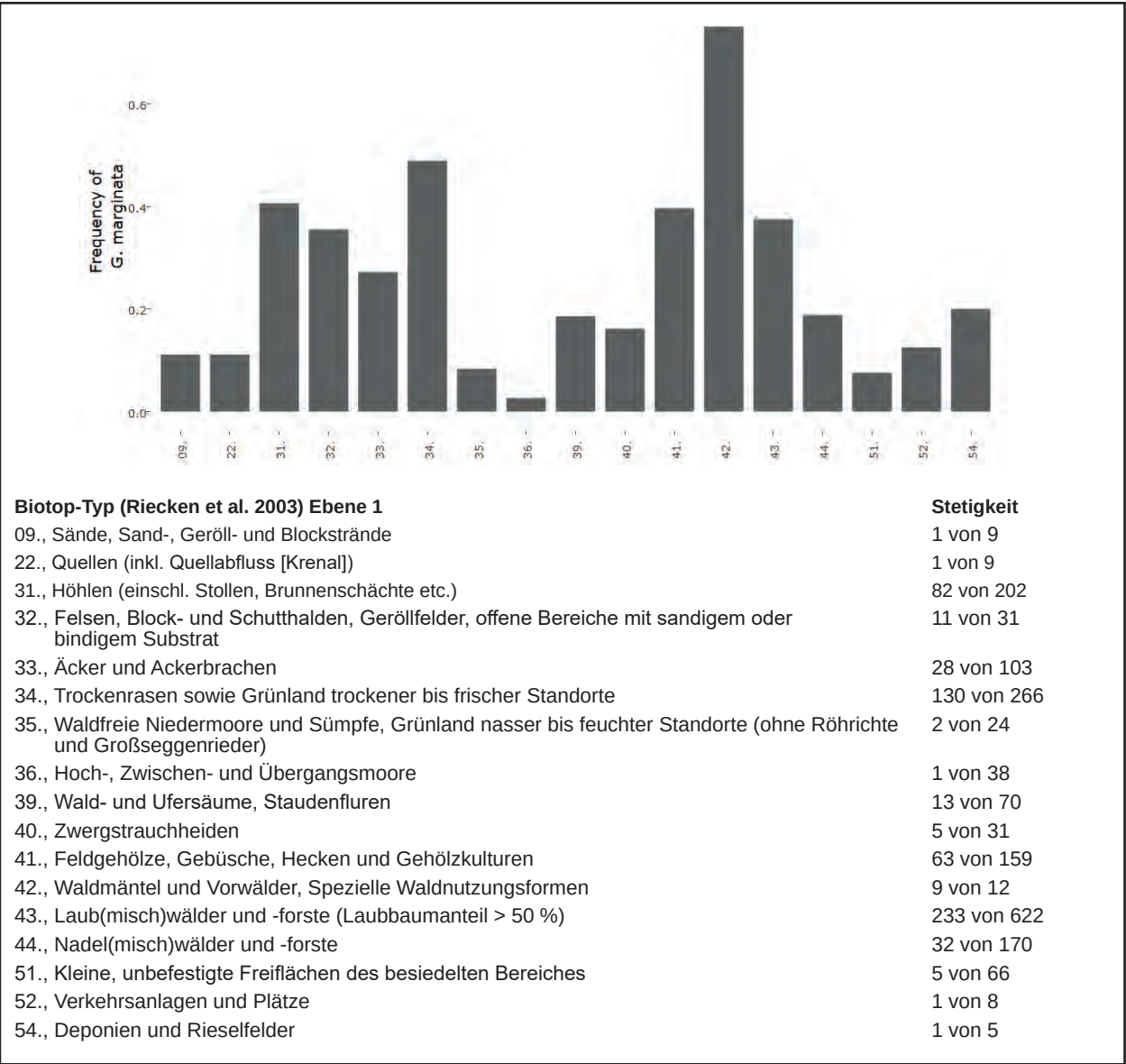


Abb. 106: *Glomeris marginata*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biototypen erster Ebene nach Riecken et al. (2003) (618 Nachweise an 1852 Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 21.03.2018).

8.4.4 Chilopoda

844.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

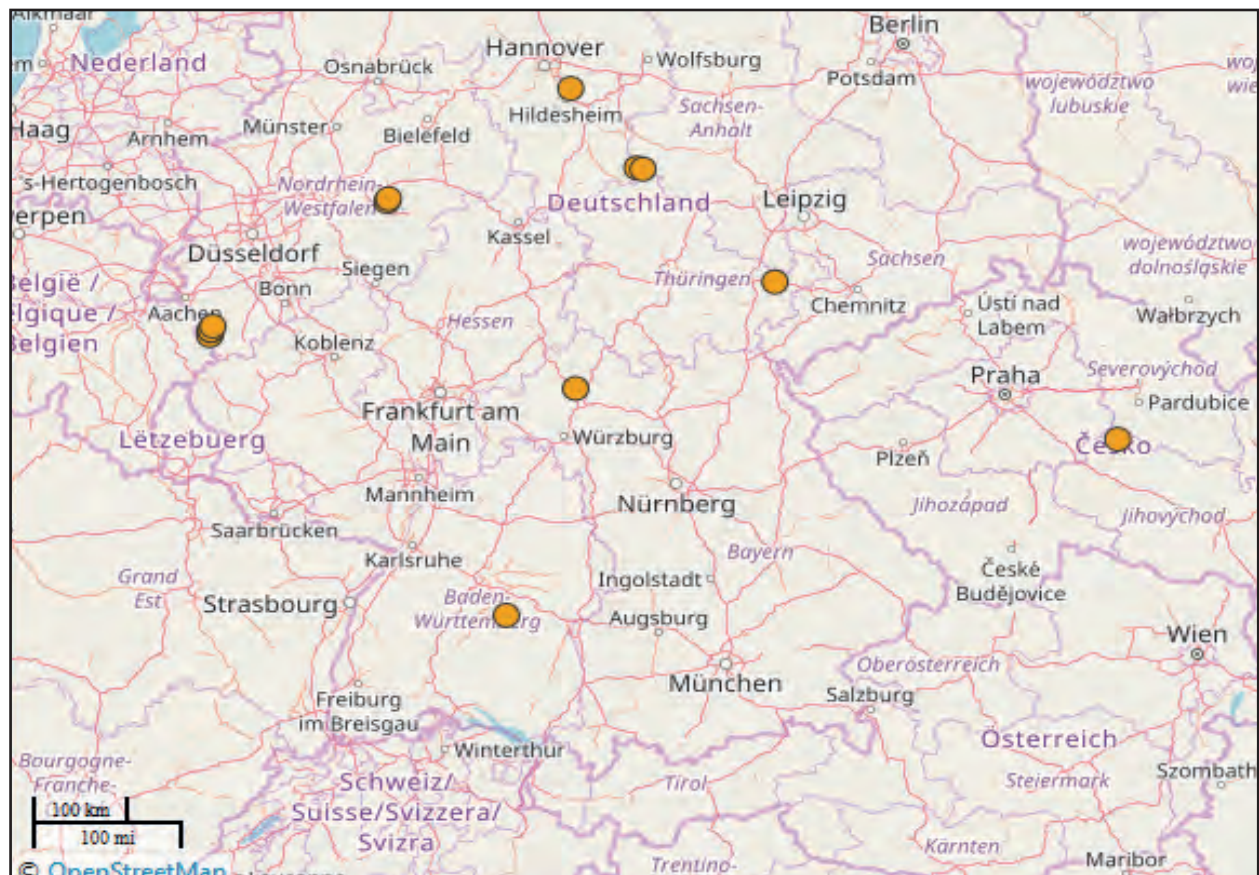
Während der Länderstudie konnten 90 Chilopoda mittels Bodenfallen und 50 mit Hilfe des Bodenstechers erfasst werden (vgl. **Tab. Anhang 4, 59-61**), von denen 81 bzw. 38 Individuen bis zur Art bestimmt wurden. Diese verteilen sich auf 10 bzw. 7 Arten (**Tab. 119**). Das mit den unterschiedlichen Methoden gefundene Artenspektrum unterscheidet sich dabei relativ deutlich. So wurden sechs größtenteils epigäisch aktive Arten

ausschließlich via Bodenfalle nachgewiesen. Drei eher endogäisch lebende Arten konnten exklusiv mit dem Bodenstecher erfasst werden, darunter die selten auftretende Art *Geophilus ribauti* (vgl. Kap. 8.4.4.2) in den Goldhaferwiesen EB_ST21 und EB_ST23. Bei den nicht auf Artniveau identifizieren Tieren handelt es sich um juvenile Tiere der Gattungen *Lithobius* und *Geophilus*. Viele bestimmungsrelevante Merkmale sind an sehr frühen Stadien dieser Taxa noch nicht ausgebildet (Koren 1986, 1992).

Bezüglich der Aktivitätsdichte bewegte sich die Chilopoda-Fauna der untersuchten Standorte auf

Tab. 119: Arten- und Individuenzahlen der in der Länderstudie nachgewiesenen Chilopoda.

			Individuenzahlen			Artenzahlen		
Borstgras- rasen	ST11	Falle	4	4		3	3	
		Stecher	0			0		
	ST12	Falle	37	40	50	4	7	11
		Stecher	3			3		
	ST13	Falle	2	6		2	5	
		Stecher	4			3		
Goldhafer- wiese	ST21	Falle	14	21		2	6	
		Stecher	7			4		
	ST22	Falle	1	7	45	1	4	10
		Stecher	6			3		
	ST23	Falle	6	17		3	6	
		Stecher	11			4		
Halbtro- ckenrasen	ST31	Falle	7	9		3	3	
		Stecher	2			1		
	ST32	Falle	6	9	24	3	4	5
		Stecher	3			1		
	ST33	Falle	4	6		2	3	
		Stecher	2			1		
Sachsen-Anhalt 2015			Individuenzahl Fallen:	81		Artenzahl Fallen:	10	
			Individuenzahl Stecher:	38		Artenzahl Stecher:	7	
			Individuenzahl gesamt:	119		Artenzahl gesamt:	13	

**Abb. 107:** Fundpunkte von *Geophilus ribauti* (71 Beobachtungen an 46 Orten, Abfrage von Edaphobase am 07.02.2018).

einem ähnlichen, niedrigen Niveau (vgl. Kap. 5, 6). Eine Ausnahme bildete der Borstgrasrasen am Großen Rappenberg (EB_ST12), auf dem die Art *Lithobius mutabilis* zahlreich erfasst werden konnte. Trotz der wenigen vorgefundenen Individuen sind einige Standorte der Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen als relativ artenreich einzuschätzen (vgl. Kap. 5, 6, 7).

84.4.2 Faunistische Anmerkungen und kritische Arten

Geophilus ribauti Brölemann, 1908

Erwähnenswert ist der Fund von acht Individuen der selten erfassten (Decker et al. 2015) Art *Geophilus ribauti* auf zwei Goldhaferwiesen im Untersuchungsgebiet (EB_ST21 & EB_ST23, Abb. 107, insgesamt: 71 Funde auf 46 Standorten, Stand 07.02.2018, Edaphobase 2018). Das Taxon wurde erst kürzlich in den Artstatus erhoben (Bonato & Minelli 2014) und wurde in der Vergangenheit als Unterart von *Geophilus truncorum* geführt, was die bisher wenigen Nachweise in den Mittelgebirgen erklärt. Die endogäisch lebende Art *G. ribauti* kommt laut Decker et al. (2015) schwerpunktmäßig in kühl-feuchten Wäldern

der Mittelgebirge Mittel-, West- und Süddeutschlands vor. Offenbar ist sie auch in der Lage, zumindest extensiv bewirtschaftete Agrarökosysteme zu besiedeln.

84.4.3 Beschreibung der ermittelten Artengruppen der drei Grünlandtypen

Für die Darstellung der Artengruppen innerhalb der Kreuztabelle wurden für die Chilopoden sowohl die Nachweise aus den Bodenkernen als auch als die Funde der Bodenfallen betrachtet (Tab. 120). Die Notwendigkeit ergibt sich aus der Lebensweise von Vertretern dieser Artengruppe, die teilweise endogäisch, teilweise epigäisch aktiv sind. Wie bei den Diplopoden wurden auch bei den Chilopoden zur Sortierung der Kreuztabelle ausschließlich die Daten der Länderstudie in Bayern berücksichtigt (vgl. Anmerkungen in Kap. 5.4.3.3, 8.4.3.2).

Wie anhand der Kreuztabelle erkennbar ist, enthält keine der drei Biotoptypen charakteristische Differentialarten. Auch mittels Indikatorartenanalyse (ISA) konnten keine diagnostischen Arten ermittelt werden. Als schwache Kennart kann allenfalls *Geophilus ribauti* (vgl. Kap. 8.4.4.2) angesprochen werden, welche

Tab. 120: Sortierte Kreuztabelle der in den Bodenfallen und Bodenstecherproben nachgewiesenen Hundertfüßer (Chilopoda); Angaben in Individuen pro Standort; Bodenfalle/Bodenstecher; Punkte: keine Tiere gefunden; gepunktete Rahmen: schwach kennzeichnende Artengruppen.

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 34.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Begleitarten									
<i>Geophilus ribauti</i>	.	.	.	0/3	.	0/5	.	.	.
<i>Lithobius mutabilis</i>	2/0	31/0	.	13/0	.	4/0	.	.	.
<i>Schendyla nemorensis</i>	.	0/1	0/2	.	0/3	.	2/2	0/3	0/2
<i>Geophilus electricus</i>	.	.	1/0	.	0/2	1/2	3/0	1/0	.
<i>Geophilus flavus</i>	.	0/1	0/1	0/1	0/1	0/3	.	.	.
<i>Lithobius calcaratus</i>	.	4/0	.	.	.	.	.	2/0	1/0
<i>Lithobius crassipes</i>	.	0/1	.	0/1	1/0	.	.	3/0	.
<i>Lithobius forficatus</i>	.	1/0	.	.	.	.	2/0	.	3/0
<i>Lithobius nodulipes</i>	1/0	1/0	.	0/2	.	.	.	.	.
<i>Lithobius microps</i>	1/0	.	.	.	.	1/0	.	.	.
<i>Geophilus alpinus</i>	.	.	0/1	.	.	0/1	.	.	.
<i>Lithobius curtipes</i>	.	.	1/0	.	.	.	.	.	.
<i>Strigamia acuminata</i>	.	.	.	1/0	.	.	.	.	.
Artengruppen									
<i>Lithobius spec.</i>	0/1	3/1	0/1	0/4	2/1	0/4	.	0/3	.
<i>Geophilus spec.</i>	.	.	.	.	.	.	0/1	.	.

exklusiv auf zwei von drei Goldhaferwiesen gefunden wurde. *Lithobius mutabilis* und *Geophilus flavus* konnten relativ stetig sowohl auf den Borstgrasrasen als auch den Goldhaferwiesen, nicht jedoch auf den Halbtrockenrasen erfasst werden. Unregelmäßig in allen Biotoptypen nachgewiesen wurden *Schendyla nemorensis*, *Geophilus electricus* und *Lithobius crassipes*.

Anhand der in **Abb. 108** dargestellten Korrespondenzanalyse wird gezeigt, dass sich die Gemeinschaften der räumlich relativ eng beieinanderliegenden Halbtrockenrasen stark ähneln und eine klar erkennbare Gruppe bilden. Auch die Borstgrasrasen sind sich relativ ähnlich, insofern sie in zwei Fällen relativ individuenarm sind. Die artenreiche Borstgrasrasen-Gemeinschaft des Standortes EB_ST12 mit dem häufigen Auftreten von *Lithobius mutabilis* ist hingegen kaum mit diesen vergleichbar. Relativ unterschiedlich sind

die Chilopoden-Zönosen der Goldhaferwiesen. Die Art *Schendyla nemorensis* kommt auf allen drei Standorten vor, ansonsten werden diese jedoch durch verschiedene Artkombinationen charakterisiert. Die Varianz der ersten Achse wird durch keinen der aufgenommenen Umweltparameter erklärt, die zweite Achse hingegen korreliert stark mit dem Ellenberg'schen Feuchtwert der Flächen (vgl. **Tab. 104**, Ellenbergzahlen).

Anhand einer Abfrage der Datenbank Edaphobase via Edaphoclass konnten die zehn häufigsten in bestimmten Biotoptypen (34.07 artenreiches Grünland frischer Standorte und 34.02 Halbtrockenrasen (nach Riecken et al. 2003)) erfassten Chilopodenarten ermittelt werden (**Tab. 121**). Acht der zehn aufgeführten Arten sind oberflächenaktiv, was wahrscheinlich eher die bevorzugte Nachweismethode (Bodenfalle) als die tatsächliche Verteilung der Hundertfüßer in

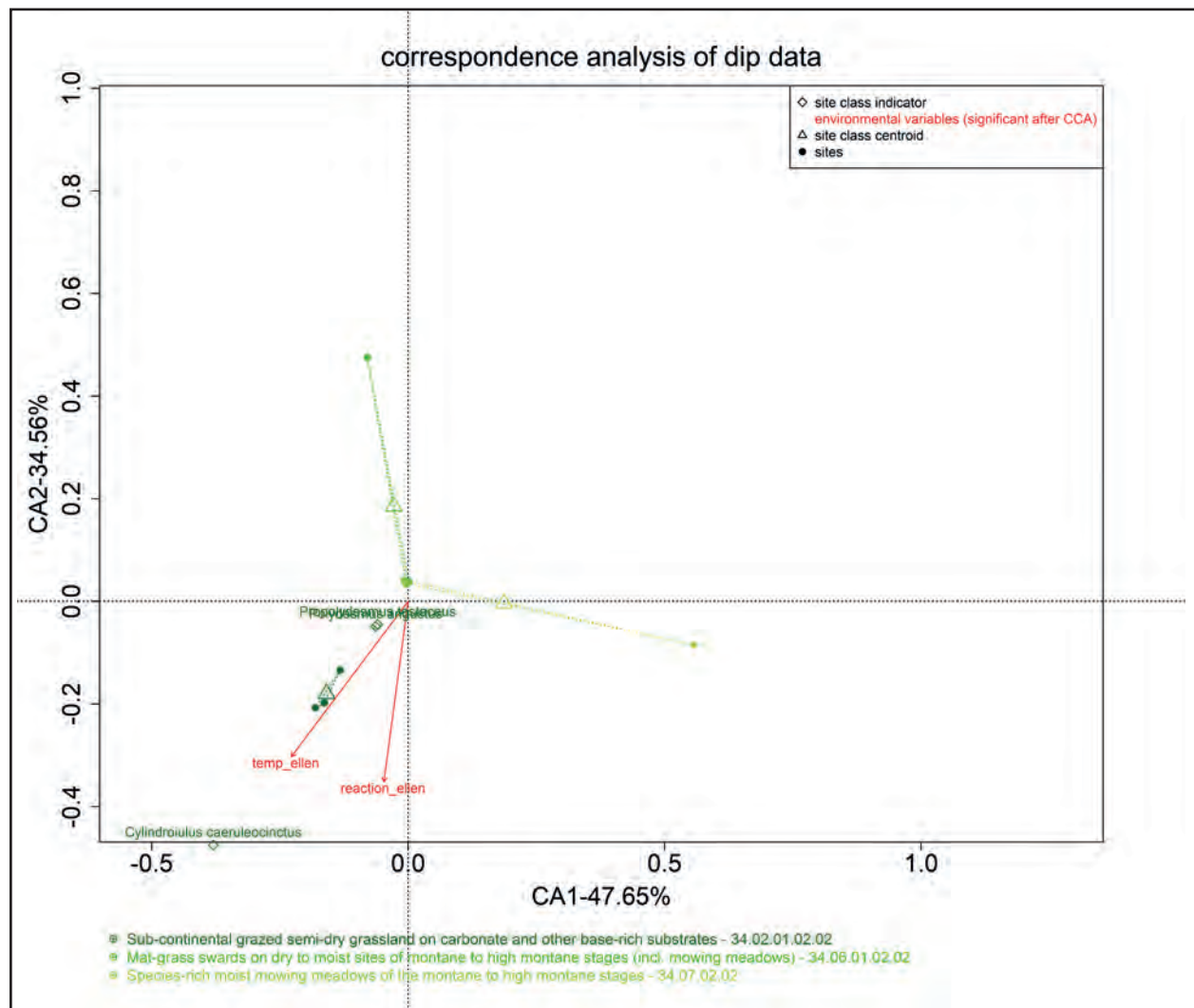


Abb. 108: Korrespondenzanalyse (CA) der Chilopoden-Daten der Biotoptypen Halbtrockenrasen (dunkelgrün), Goldhaferwiese (grasgrün) und Borstgrasrasen (oliv) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Tab. 121: Stetigste Chilopodenarten der Biotoptypen 34.06 Borstgrasrasen, 34.07 artenreiches Grünland frischer Standorte und 34.02 Halbtrockenrasen (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 21.03.2018; Angaben der Stetigkeiten der Arten innerhalb des entsprechenden Biotoptyps).

Biotoptyp	34.06	34.07	34.02
Anzahl Standorte	0	4	73
<i>Lithobius forficatus</i>		0,25	0,53
<i>Lithobius calcaratus</i>			0,62
<i>Lithobius crassipes</i>		0,50	0,07
<i>Lithobius erythrocephalus</i>		0,50	0,07
<i>Lithobius macilentus</i>		0,50	0,07
<i>Lithobius muticus</i>			0,37
<i>Lithobius microps</i>		0,25	0,29
<i>Strigamia crassipes</i>		0,25	0,25
<i>Geophilus flavus</i>		0,25	0,15
<i>Schendyla nemorensis</i>			0,21

Offenlandlebensräumen widerspiegelt. Wie schon für die Diplopoden liegen auch für Chilopoden außerhalb der Länderstudie keine Nachweise aus Borstgrasrasen vor. Nur vier Untersuchungen gibt es von Standorten, die als artenreiches Grünland eingestuft wurden. Die relativ stetigen Nachweise von *Lithobius crassipes*, *Lithobius erythrocephalus* und *Lithobius macilentus* sind somit evtl. der geringen Stichprobengröße geschuldet. Häufig dagegen sind Datensätze von Halbtrockenrasen. In diesen wurden allerdings nur drei Arten mit einer Stetigkeit > 0,3 erfasst: *Lithobius forficatus*, *Lithobius calcaratus* und *Lithobius muticus*. Alle anderen Arten scheinen Halbtrockenrasen nur mehr oder weniger unregelmäßig zu besiedeln.

Agrarökosysteme, auch extensiv genutzte, halbnatürliche Formationen wie die untersuchten Grünlandstandorte, waren bisher, mit Ausnahme der Halbtrockenrasen, nur ausgesprochen selten Gegenstand chilopodenfaunistischer Erhebungen. Daher besitzen die dargestellten Daten, obschon sie nur eine Grundlage bilden und vertiefende Analysen darauf aufbauen sollten, eine hohe Relevanz. Ähnlich wie die Diplopoden reagieren Chilopoden sehr empfindlich auf die regelmäßigen Störungen in Agrarökosystemen, weshalb sie dort im Vergleich zu anderen Habitaten in der Regel arten- und individuenarm auftreten (Wolters & Ekschmitt 1997). So fanden bspw. Schmitt & Roth (1999) nur 1-2 Arten auf Löss-Äckern und intensiv genutztem Grünland. Generell sind Chilopoden lichtscheu, feuchtigkeitsliebend und schwerpunktmäßig in den Streu- oder Bodenschichten von Wäldern verbreitet (Rosenberg 2009). Dessen ungeachtet können sie auf heterogenen, extensiv genutzten Halbtrockenrasen aufgrund zahlreicher sich bietender Mikrohabitate und Mikroklimata sowie überwiegender Nachtaktivität in

nicht geringer Artenzahl von bis zu 10 Taxa auftreten (Matic et al. 1979, Becker 1982, Voigtländer 2003). Mit 3-7 Arten wurden diese Zahlen auch auf den drei Grünlandtypen der vorliegenden Studie nahezu erreicht, wobei die bisher nicht oder selten untersuchten Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen artenreicher waren als die Halbtrockenrasen.

Die bisherigen Untersuchungen der Chilopoden-Zönosen auf Halbtrockenrasen liefern ein relativ variables Bild über die typischen Gemeinschaften dieses Biotoptyps. Als Charakterart fanden bspw. Becker (1982), Voigtländer & Dunger (1998), Voigtländer (2003) und Voigtländer & Decker (2014) *Lithobius calcaratus* an nahezu allen von ihnen beprobten Halbtrockenrasen-Standorten. In der Länderstudie war die Art auf zwei der drei Halbtrockenrasen und auf einem Borstgrasrasen anzutreffen. Gleiches gilt für *Lithobius forficatus*, wobei die Art bei Voigtländer & Decker (2014) im FFH-Gebiet „Huy nördlich Halberstadt“ nur in einem der vier untersuchten Halbtrockenrasen nachgewiesen wurde, hier jedoch auch in den anderen Habitaten ungewöhnlich individuenschwach vertreten war. Wie bei Voigtländer (2003) beschrieben, werden viele andere Arten nur unregelmäßig erfasst. Dabei können einige Arten, wie insbesondere *Lithobius microps* und *Lithobius muticus*, auch stellenweise dominant auftreten, während sie auf vielen anderen Standorten fehlen.

8.4.4.4 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Borstgrasrasen

Ähnlich wie bei den Diplopoden war der Borstgrasrasen am Großen Rappenberg EB_ST12 mit

sieben hier gefundenen Arten der artenreichste Standort dieses Biotoptyps, wobei der diesbezügliche Unterschied vergleichsweise gering ausfällt. Auch die Artenzusammensetzung der drei Standorte unterschied sich, wobei xerophile Arten am häufigsten auftraten (vgl. Voigtländer 2005). Die einzige als hygrophil geltende Art, *Lithobius curtipes*, wurde mit einem Exemplar am Pfeifferberg (EB_ST13) gefunden. Auffällig ist die hohe Aktivität von *Lithobius mutabilis* am nur einmalig gemähten Standort EB_ST12. Die Art gilt als weit verbreitet und eurytop (Voigtländer 2005), bewohnt aber schwerpunktmäßig Wälder (Abb. 109) und könnte am Großen Rappenberg durch dichteren Bewuchs infolge des Spätschnitts gefördert worden sein.

Goldhaferwiese

Die Hunderfüßer-Gemeinschaften der Goldhaferwiesen sind durch das Vorkommen einiger eurytoper Arten wie z. B. *Geophilus flavus* und *Lithobius crassipes* (Voigtländer 2005) geprägt. Das Auftreten der xerophilen Arten *Schendyla nemorensis* und *Geophilus electricus* (Voigtländer 2005) weist darauf hin, dass auch in den Goldhaferwiesen trocken-warme Mikroklimata existieren. Insbesondere der Standort EB_ST22 war Lebensraum für diese trockenheitsresistenten Arten. Darüber hinaus profitieren auch sonst eher Waldbiotope bevorzugende Arten wie beispielsweise *Lithobius mutabilis* und *Geophilus ribauti*, die an den Standorten EB_ST21 und EB_ST23 gefangen wurden

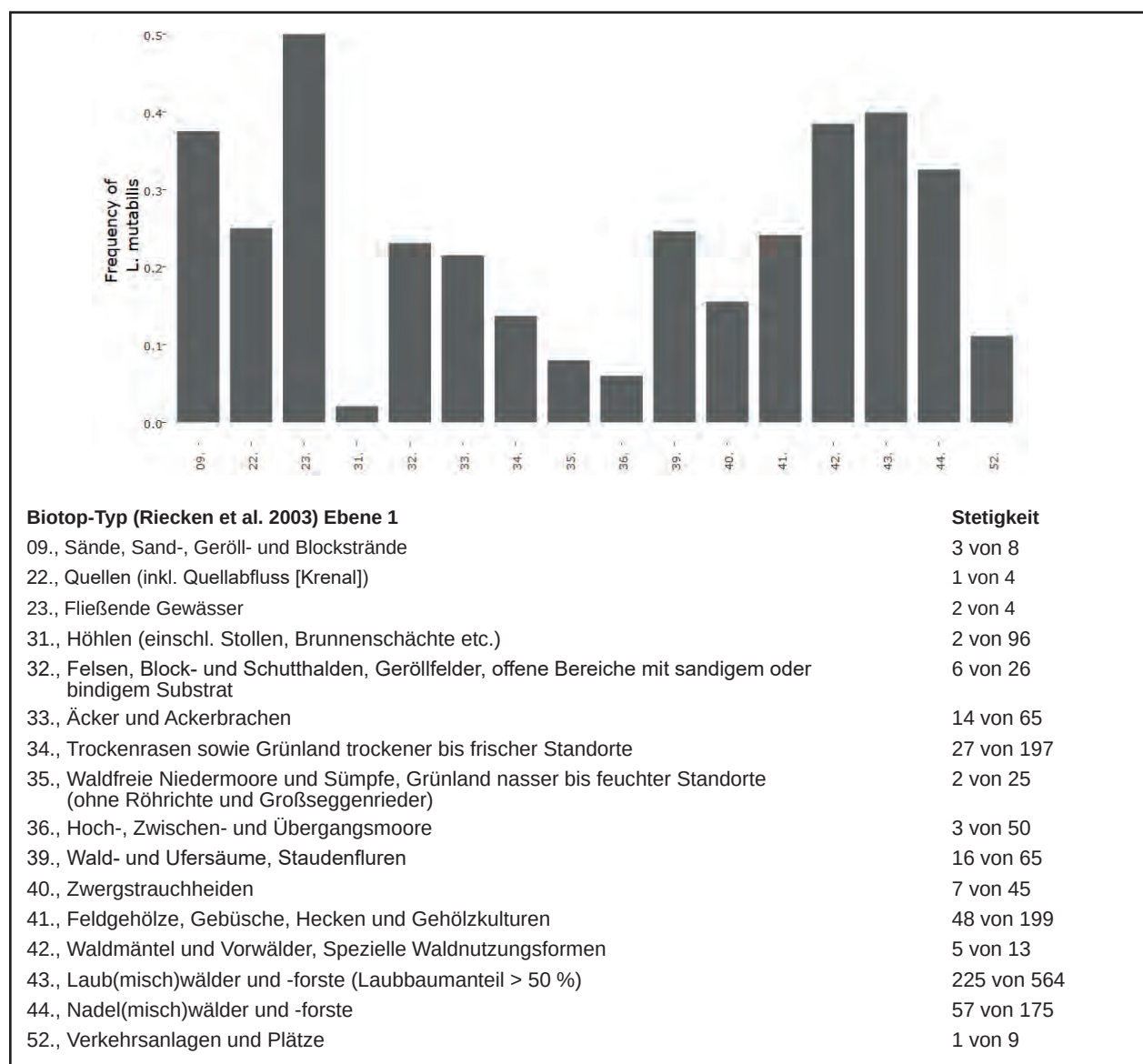


Abb. 109: *Lithobius mutabilis*: Angegeben ist die Stetigkeit des Vorkommens innerhalb von Biotoptypen erster Ebene nach Riecken et al. (2003) (419 Nachweise an 1630 Standorten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 22.03.2018).

(Kap. 8.4.4.2), vom heterogenen Aufbau der extensiv bewirtschafteten Wiesen.

Halbtrockenrasen

Generell wurden vor allem xerophile Arten, wie u. a. *Schendyla nemorensis*, *Geophilus electricus* und *Lithobius calcaratus*, auf den Halbtrockenrasen gefunden (vgl. Voigtländer 2005). Sie repräsentieren die Feuchte- bzw. Wärmeverhältnisse der exponierten, kurzrasigen Halbtrockenrasen-Standorte.

6.4.5 Lumbricidae

8.4.5.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

An den neun untersuchten Standorten wurden bei den beiden Probenahmen im Frühjahr und Herbst 2015 in toto 1688 Regenwürmer aus 10 Arten bzw. 5 Gattungen gefunden (Tab. 122, Tab. Anhang 5). Eine detaillierte Darstellung, aufgeschlüsselt nach den jeweils drei Standorten pro Biotoptyp, ist den Anhangstabellen 62-64 zu entnehmen.

Die meisten Lumbriciden wurden in den drei Goldhaferwiesen (insgesamt 1065 Individuen) gefangen, während ihre Zahl an den beiden Rasenstandorttypen um ca. den Faktor 3 (Borstgrasrasen: Insgesamt 378 Individuen) bzw. den Faktor 4 (Halbtrockenrasen: Insgesamt 245 Individuen) niedriger lag. Ähnlich hoch war hingegen die Artenzahl (Borstgrasrasen-Standorte: 10; Goldhaferwiesen: 9; Halbtrockenrasen: 8). Die

drei Borstgrasrasen unterschieden sich hinsichtlich Abundanz (maximal Faktor 2,6) und Artenzahl (in toto 4-8), zwischen den Probenahmezeitpunkten pro Standort jedoch kaum (< Faktor 2). Die Goldhaferwiesen waren dagegen überaus homogen: Hier lagen sowohl Abundanz als auch Artenzahl zwischen den drei Standorten und zwischen beiden Probenahmen am selben Standort in allen Fällen um einen Faktor < 2 auseinander. Ähnlich verhielt es sich auf den drei Halbtrockenrasen, mit zwei Ausnahmen: Die Gesamtartenzahl war am Standort EB_ST31 deutlich höher als an den übrigen Standorten. Zudem war die Abundanz am Standort EB_ST33 im Frühjahr 2015 um den Faktor 4 niedriger als im Herbst. Auch auf den beiden anderen Halbtrockenrasen war die Abundanz im Frühjahr niedriger, jedoch weniger ausgeprägt (< Faktor 2).

6.4.5.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotoptypen in Sachsen-Anhalt

In Tab. 123 sind die Lumbricidenarten mit ihren Abundanzennach der Häufigkeit ihres Vorkommens in den Biotoptypen geordnet. Bezogen auf die Gesamtabundanz der adulten Tiere waren die drei häufigsten Arten (in abnehmender Reihenfolge) *Aporrectodea caliginosa*, *Octolasion tyrtaeum* und *Aporrectodea rosea*, die zusammen 75% dieser Altersklasse bzw. 32% aller Regenwürmer stellten. Eingerahmt und damit vorläufig

Tab. 122: Arten- und Individuenzahlen der Lumbricidae auf den Untersuchungsflächen in Sachsen-Anhalt.

			Individuenzahlen		Artenzahlen			
Borstgras- rasen	ST11	Frühjahr	95	178	378	6	6	10
		Herbst	83			5		
	ST12	Frühjahr	26	68		6	8	
		Herbst	42			5		
	ST13	Frühjahr	82	132		4	4	
		Herbst	50			2		
Goldhafer- wiese	ST21	Frühjahr	153	308	1065	8	9	9
		Herbst	155			7		
	ST22	Frühjahr	220	441		7	8	
		Herbst	221			5		
	ST23	Frühjahr	117	316		8	8	
		Herbst	199			6		
Kalkmager- rasen	ST31	Frühjahr	33	88	245	4	7	8
		Herbst	55			5		
	ST32	Frühjahr	34	92		3	3	
		Herbst	58			3		
	ST33	Frühjahr	13	65		2	3	
		Herbst	52			3		
Sachsen-Anhalt 2015			Individuenzahl gesamt: 1688			Artenzahl gesamt: 10		

als charakteristisch eingestuft sind Arten, die in zwei oder drei Replikaten eines Biotoptyps gefunden wurden, wobei die Gruppierung so vorgenommen wurde, dass Ähnlichkeiten und Unterschiede zwischen den drei untersuchten Biotoptypen hervorgehoben werden. Zugleich wurden Ähnlichkeiten und Unterschiede innerhalb eines Biotoptyps, d. h. zwischen den Replikaten, sichtbar gemacht. Jungtiere wurden bei diesem Ansatz nicht berücksichtigt, da sie an praktisch allen Standorten Tiere aus verschiedenen Arten enthalten können.

Anhand der Kreuztabelle sowie der Indikatorartenanalyse lassen sich folgende Artengruppen identifizieren:

- *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* und *Lumbricus terrestris* bilden eine Säuregruppe für schwach saure bis neutrale Standorte. *A. caliginosa*

wurde auf allen Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen sowie einem Halbtrockenrasen nachgewiesen. *A. rosea* trat in allen drei Biotoptypen an mindestens zwei von drei Standorten auf. *L. terrestris* war auf allen drei Goldhaferwiesen sowie jeweils einem Standort der übrigen Biotoptypen vertreten.

Als unter den Regenwürmern einzige Grundart (für Grasland- und Waldstandorte) kann *Lumbricus rubellus* angesehen werden. Sie wurde an allen Standorten bis auf einen Halbtrockenrasen nachgewiesen.

Alle übrigen Regenwurmartens (*Dendrobaena attemsi*, *Dendrobaena octaedra*, *Dendrodrilus rubidus*, *Lumbricus castaneus*, *Octolasion cyaneum*, *Octolasion tyrtaeum*) können an diesen Standorten als sporadische Begleitarten angesehen werden.

Tab. 123: Sortierte Kreuztabelle der Lumbriciden. Angaben in Ind./m². Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 34.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Säuregruppen									
schwach saure bis neutrale Standorte									
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	9,2	3,6	16,8	24	24	17,6	0,8	.	.
<i>Aporrectodea rosea</i>	10,4	0,4	.	2,4	11,2	2,4	12,8	.	9,6
<i>Lumbricus terrestris</i>	.	.	3,6	1,6	0,8	0,4	0,4	.	.
Grundarten									
Grasland- und Waldstandorte									
<i>Lumbricus rubellus</i>	1,6	2	3,2	5,6	16,4	6,8	0,4	0,4	.
Begleitarten									
sonstige Begleiter									
<i>Dendrobaena attemsi</i>	6	1,2	.	0,4	2	0,4	.	.	.
<i>Dendrobaena octaedra</i>	.	0,8	.	0,4	0,4	.	.	.	.
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lumbricus castaneus</i>	2,4	1,2	.	2,4	0,4	5,6	0,4	.	.
<i>Octolasion cyaneum</i>	.	.	0,4	1,2	.	2,0	2	.	.
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	3,2	0,4	.	14,4	19,6	7,2	4,4	15,2	7,2
Juvenile Lebensstadien									
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	20	8,4	18	31,2	64	45,6	8	3,6	3,2
<i>Dendrobaena</i> sp.	1,6	1,6	.	1,2	2,8	.	0,8	.	.
<i>Lumbricus</i> sp.	7,6	5,2	6,4	9,2	12,8	16,4	1,2	6	0,4
<i>Octolasion</i> sp.	.	.	0,4	14,4	3,6	11,6	2,4	9,6	4
endogäische Adulte	22,8	4,4	17,2	42	54,8	29,2	20	15,2	16,8
epigäische Adulte	10	5,6	3,2	8,8	19,2	12,8	0,8	0,4	.
anözische Adulte	.	.	3,6	1,6	0,8	0,4	0,4	.	.
Total	71,2	27,2	52,8	123,2	176,4	126,4	35,2	36,8	26
Artenzahl	6	8	4	9	8	8	7	3	3

In der Indikatorartenanalyse (**Tab. 124**) wurde keine Art identifiziert, die für einen der Biotoptypen als relevant und signifikant eingestuft wurde. Am nächsten kam dem noch *Lumbricus rubellus* aufgrund seiner hohen Stetigkeit und relativen Abundanz in den Goldhaferwiesen. Dies ist somit eine zusätzliche Information zu der Darstellung der Artengruppen in den sortierten Kreuztabellen, in denen die Abundanz nicht berücksichtigt wird. In den Halbtrockenrasen waren die Indikatorwerte pro Art jeweils niedriger als in den beiden anderen Biotoptypen, so dass diesem Biotyp keine Arten zugeordnet wurden.

Mit Hilfe des in das Edaphobase-Portal integrierten Auswerte-Werkzeugs Edaphostat (Hausen et al. 2017) können die ökologischen Profile der im Datenbestand enthaltenen Arten angezeigt werden. Es wurden Daten von Standorten in Deutschland ausgewählt, an denen das Artenspektrum der Lumbriciden quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung auch Daten von Experimentalflächen z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Damit standen Daten von insgesamt 407 Standorten für 32 verschiedene Lumbricidenarten zur Verfügung. Für den Vergleich mit Daten von den untersuchten Standorten in Sachsen-Anhalt werden beispielhaft zwei Arten hervorgehoben:

Aporrectodea caliginosa als diejenige Art mit dem insgesamt höchsten Dominanzanteil und *Lumbricus rubellus*, der an acht von neun untersuchten Standorten nachgewiesen wurde und den höchsten Indikatorwert aller Arten aufwies. Als Standortfaktoren werden exemplarisch zwei dargestellt, die für die vorliegende Untersuchung als besonders relevant angesehen werden können: Biotyp (1. Ebene) sowie Boden pH-Wert. Aus **Abb. 110** und **111** wird ersichtlich, dass die in Sachsen-Anhalt gemachten Beobachtungen konsistent mit den ökologischen Profilen beider Arten sind. *A. caliginosa* ist eine Art mit einer klaren Präferenz für schwach saure bis neutrale Standorte, bzw. vorwiegend für Offenlandstandorte sowie einige Laubwälder, jedoch nur sehr selten für Nadelwälder. Demgegenüber dürfte *L. rubellus* unter den Lumbriciden diejenige Art mit der breitesten ökologischen Toleranz sein, die (mit Ausnahme von Ackerstandorten) in verschiedenen Biotoptypen mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften, wie u. a. dem pH-Wert, mit hoher Stetigkeit auftritt.

Das CA-Diagramm (**Abb. 112**) visualisiert die Unterschiedlichkeit der drei Biotoptypen. Demnach korreliert die anhand der Regenwurmgemeinschaft festgelegte Anordnung der Standorte im Diagramm mit der Textur, d. h. dem Schluff- und Sandgehalt des Bodens. Es zeigt sich eine klare Trennung der drei Biotoptypen. Der homogenste Biotyp war dabei die

Tab. 124: Indikatorwerte (indicator_value) der Lumbriciden-Arten der Biotoptypen Borstgrasrasen, Goldhaferwiese und Halbtrockenrasen sowie die entsprechenden relativen Abundanzen (rel_abundance) und Stetigkeiten (rel_frequency). Ein Indikatorwert > 0,8 wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) ≤ 0,1. Angabe des Biotyps nach Riecken et al. (2003).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.06.01.02.02	Borstgrasrasen			
<i>Dendrobaena attemsi</i>	0,48	0,48	0,72	0,67
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
34.07.02.02	Goldhaferwiese			
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	0,70	0,05	0,70	1,00
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,68	0,05	0,68	1,00
<i>Aporrectodea rosea</i>	0,33	0,84	0,33	1,00
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0,33	0,70	0,50	0,67
<i>Dendrobaena</i> sp.	0,33	0,76	0,50	0,67
<i>Lumbricus castaneus</i>	0,68	0,24	0,68	1,00
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,79	0,05	0,79	1,00
<i>Lumbricus</i> sp.	0,59	0,05	0,59	1,00
<i>Lumbricus terrestris</i>	0,41	0,54	0,41	1,00
<i>Octolasion cyaneum</i>	0,38	0,68	0,57	0,67
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	0,58	0,17	0,58	1,00
<i>Octolasion</i> sp.	0,64	0,13	0,64	1,00
34.02.01.02.02	Halbtrockenrasen			
--	--	--	--	--

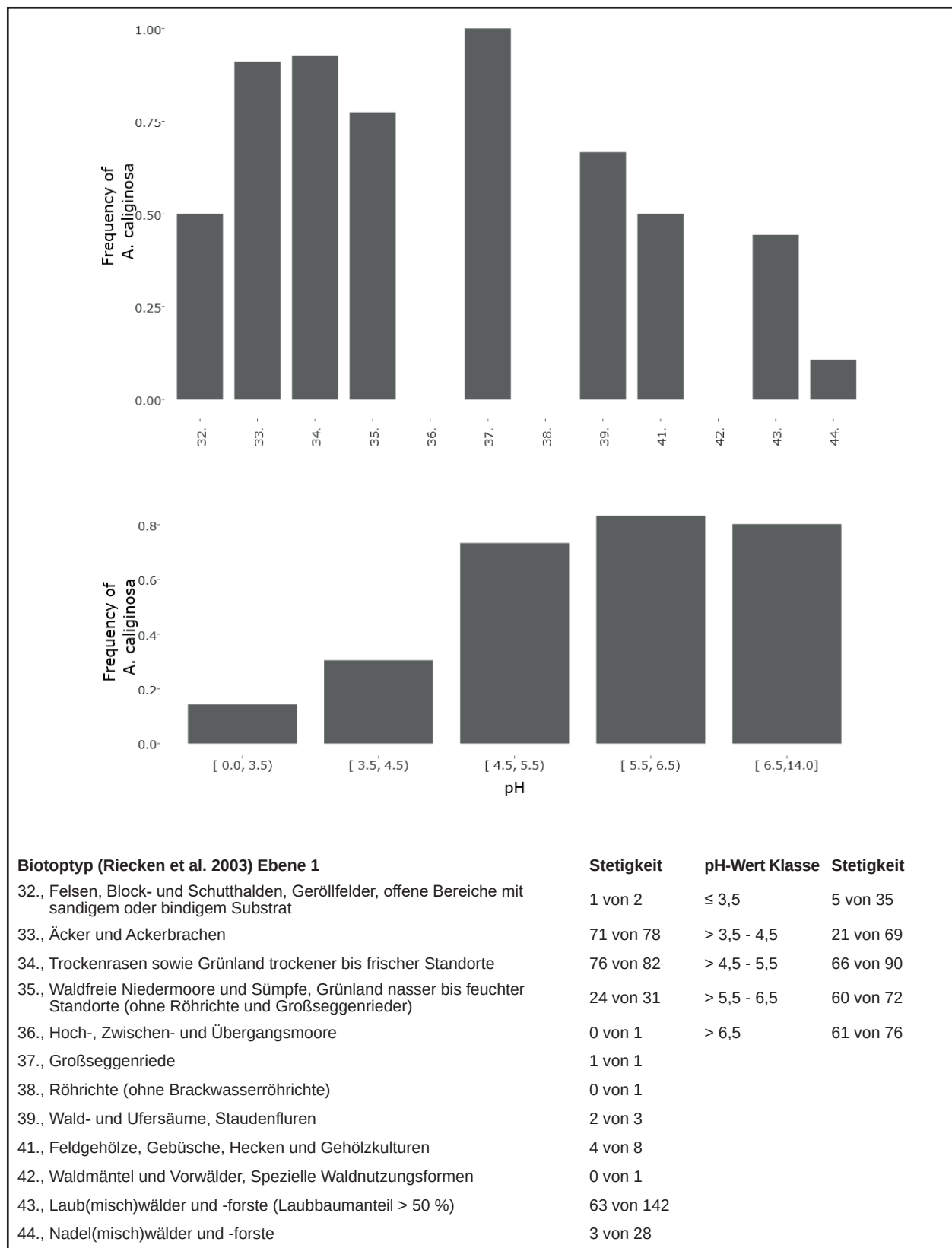
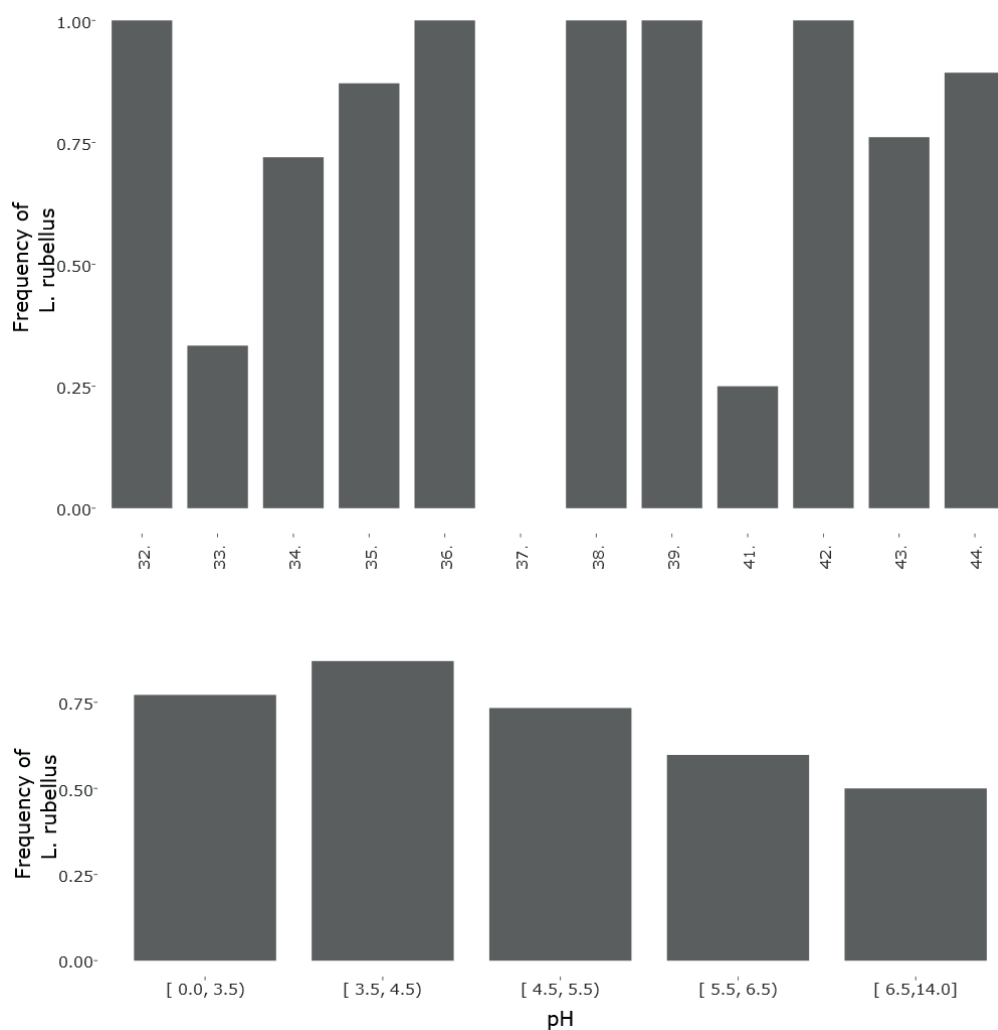


Abb. 110: *Aporrectodea caliginosa*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

**Biototyp (Riecken et al. 2003) Ebene 1**

32., Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat
33., Äcker und Ackerbrachen
34., Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte
35., Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder)
36., Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore
37., Großseggenriede
38., Röhrichte (ohne Brackwasserröhrichte)
39., Wald- und Ufersäume, Staudenfluren
41., Feldgehölze, Gebüsche, Hecken und Gehölzkulturen
42., Waldmäntel und Vorwälder, Spezielle Waldnutzungsformen
43., Laub(misch)wälder und -forste (Laubbaumanteil > 50 %)
44., Nadel(misch)wälder und -forste

Stetigkeit**pH-Wert Klasse****Stetigkeit**

2 von 2	≤ 3,5	27 von 35
26 von 78	> 3,5 - 4,5	60 von 69
59 von 82	> 4,5 - 5,5	66 von 90
27 von 31	> 5,5 - 6,5	43 von 72
1 von 1	> 6,5	38 von 76
0 von 1		
1 von 1		
3 von 3		
2 von 8		
1 von 1		
108 von 142		
25 von 28		

Abb. 111: *Lumbricus rubellus*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps bzw. einer pH-Wert-Klasse. Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 27.04.2018).

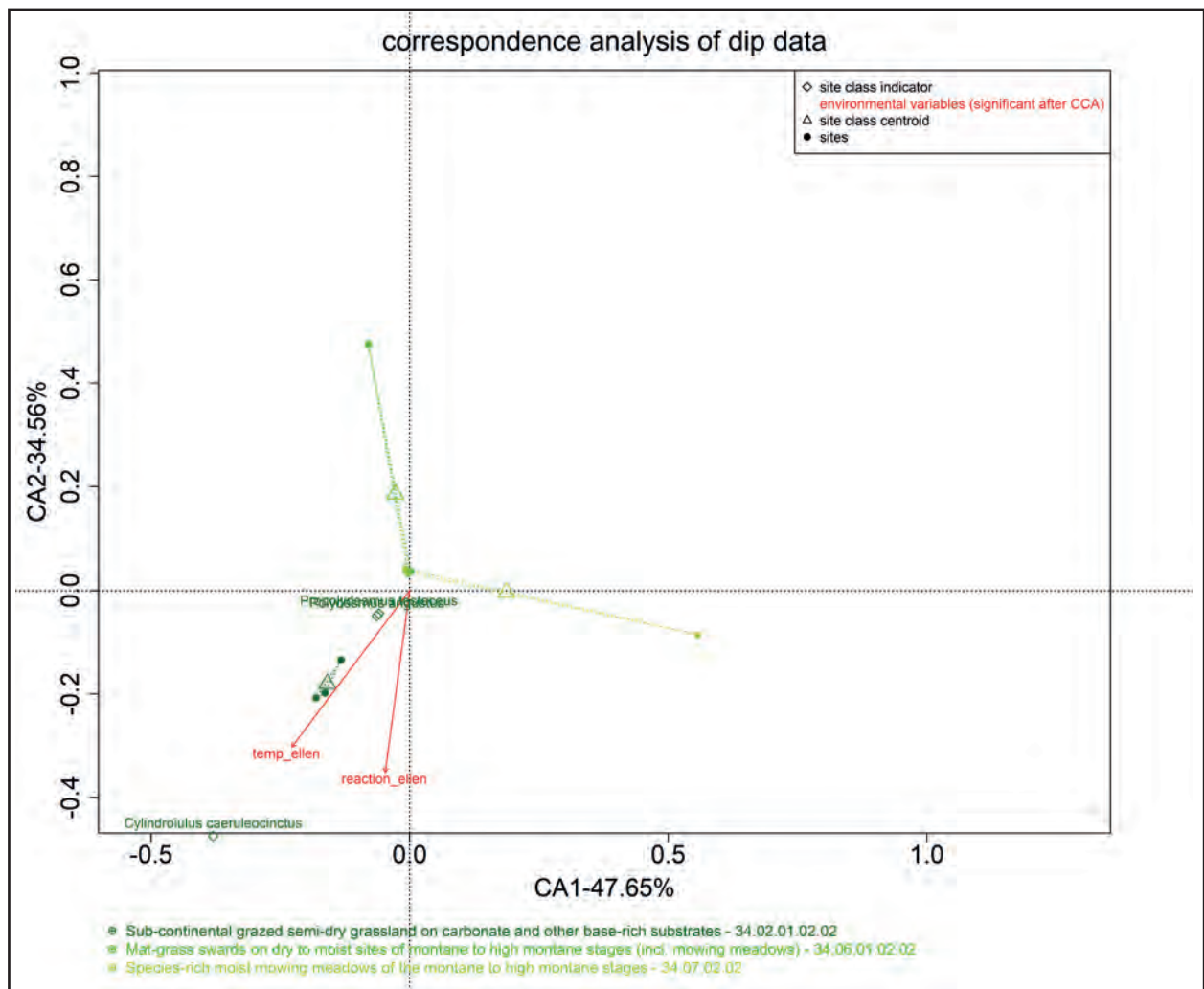


Abb. 112: Korrespondenzanalyse (CA) der Lumbricidendaten der Biotoptypen Borstgrasrasen (grün), Goldhaferwiese (hellgrün) und Halbtrockenrasen (dunkelgrün) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Stärke, RWTH Aachen).

Goldhaferwiese, die auch die höchste Diversität und Abundanz zeigte. Die Halbtrockenrasen sind aufgrund ihrer insgesamt geringeren Artenzahl und speziell wegen des Fehlens von *Dendrobaena*-Arten von den beiden anderen Biotoptypen abgesetzt. Die Borstgrasrasen haben insgesamt eine geringere Regenwurm-Abundanz und einzelne Taxa zeigen eine geringere Stetigkeit als in den Goldhaferwiesen, wie z. B. *Lumbricus terrestris* oder *Octolasion* sp.

8.453 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Mit dem Edaphobase-Auswerte-Werkzeug Edaphoclass lässt sich aus dem in Edaphobase enthaltenen Datenbestand ein Vergleich der in Sachsen-Anhalt

untersuchten Standorten zu anderen deutschen Standorten des gleichen Biotoptyps (2. Ebene) vornehmen (**Tab. 125**). Voraussetzung für die Vergleichbarkeit ist, dass das Artenspektrum der Lumbriciden dort quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung zudem Daten von Experimentalflächen (z. B. denen aus ökotoxikologischen Untersuchungen). Nach der nach diesen Kriterien erfolgten Filterung standen 6 Standorte des Biotoptyps 34.07: artenreiches Grünland frischer Standorte, für einen Vergleich zur Verfügung. Für die beiden anderen Biotoptypen lagen auf der 2. Biotoptypen-Ebene leider keine Daten von weiteren Standorten vor. Daher konnten für einen Vergleich nur Standorte der höheren 1. Ebene (Biotyp 34.: Trockenrasen sowie Grünland trockener

bis frischer Standorte) herangezogen werden, von denen 87 zur Verfügung standen. Für diese Standorte wurde die Stetigkeit der Lumbricidenarten berechnet. Diese Stetigkeit ist somit ein Maß dafür, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine einzelne Art an einem Standort des jeweiligen Biotoptyps erwartet werden kann.

Borstgrasrasen

Für diesen Biotoptyp (2. Ebene) standen in Edaphobase leider keine weiteren Standorte für einen Vergleich zur Verfügung. Aus den in **Tab. 125** enthaltenen Werten ist erkennbar, dass an Standorten des Biotoptyps 34. (d. h. der 1. Ebene) vier Arten mit einer hohen Wahrscheinlichkeit erwartet werden können: *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus terrestris*. Es ist jedoch unklar, inwieweit diese Erwartungswerte auch für stärker differenzierte Biotoptypen der tieferen Ebenen repräsentativ sind. Von diesen vier Arten wurden *A. caliginosa* und *L. rubellus* auch an allen drei Standorten in Sachsen-Anhalt nachgewiesen. *A. rosea* wurde an zwei Standorten gefunden, fehlte jedoch am Standort Pfeifferberg. Dort wurde hingegen als einzigem der drei Standorte *L. terrestris* gefangen. An den Standorten Rhumwiese

und Großer Rappenberg traten zusätzlich *Dendrobaena attemsi*, *Lumbricus castaneus* und *Octolasion tyrtaeum* auf. Außerdem kamen am Standort Großer Rappenberg noch *Dendrobaena octaedra* und *Dendrodrilus rubidus* sowie am Standort Pfeifferberg *Octolasion cyaneum* vor. Mit Ausnahme von *D. attemsi* ist das Auftreten dieser weiteren Arten nicht überraschend. *D. attemsi* wurde im bislang in Edaphobase enthaltenen Datenbestand an keinem anderen Standort dieses Biotoptyps (1. Ebene) nachgewiesen. Die dominanteste Art war für die Standorte Großer Rappenberg und Pfeifferberg *A. caliginosa* (36 % bzw. 70 % der Adulti), am Standort Rhumwiese war dies *A. rosea* (32 %). Das Artenspektrum war somit zwischen den drei Standorten teilweise unterschiedlich. Insbesondere der Standort Pfeifferberg wich von den beiden übrigen Standorten ab. Hinsichtlich der Gesamtabundanz zeigten sich zwischen den Standorten hingegen keine starken Unterschiede (maximal Faktor 2,6). Insgesamt lässt sich schlussfolgern, dass die drei Borstgrasrasen-Standorte keine besonderen Auffälligkeiten vorbehaltlich der Tatsache zeigten, dass in Edaphobase keine Standorte des gleichen Biotoptyps (2. Ebene) zum direkten Vergleich zur Verfügung standen.

Tab. 125: Angaben der Stetigkeiten der Lumbricidenarten innerhalb der Biotoptypen 34.07 artenreiches Grünland frischer Standorte und 34. Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 25.04.2018).

Biotoptyp	34.	34.07
Anzahl Standorte	87	6
<i>A. caliginosa</i>	0,93	1,00
<i>A. chlorotica</i>	0,45	0,83
<i>A. jassyensis</i>	0,01	
<i>A. limicola</i>	0,11	0,17
<i>A. longa</i>	0,14	0,50
<i>A. rosea</i>	0,72	1,00
<i>A. thaleri</i>	0,01	
<i>D. octaedra</i>	0,15	
<i>D. rubidus</i>	0,09	0,33
<i>E. tetraedra</i>	0,10	0,17
<i>L. badensis</i>	0,01	
<i>L. castaneus</i>	0,38	0,50
<i>L. festivus</i>	0,01	
<i>L. rubellus</i>	0,70	1,00
<i>L. terrestris</i>	0,63	1,00
<i>M. minuscula</i>	0,03	
<i>O. cyaneum</i>	0,21	
<i>O. tyrtaeum</i>	0,45	0,83
<i>P. antipae</i>	0,05	

Goldhaferwiese

Gemäß der in **Tab. 125** angegebenen Stetigkeiten der verschiedenen Arten können an Standorten dieses Biotoptyps (2. Ebene) sechs Arten mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit erwartet werden: *Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus rubellus*, *Lumbricus terrestris* sowie *Octolasion tyrtaeum*. Mit Ausnahme von *A. chlorotica* wurden diese auch an allen drei Standorten in Sachsen-Anhalt nachgewiesen. Zusätzlich wurden an jeweils zwei bis drei Standorten *Dendrobaena attemsi*, *Dendrobaena octaedra*, *Lumbricus castaneus* sowie *Octolasion cyaneum* gefunden. Von diesen wurden an den sechs Vergleichsstandorten *D. attemsi*, *D. octaedra* und *O. cyaneum* bislang nicht nachgewiesen. Dies ist jedoch insbesondere angesichts der schmalen Vergleichsdatenlage nicht als Auffälligkeit zu bewerten. Die dominanteste Art war für alle drei Standorte *A. caliginosa* (46 %, 32 % bzw. 42 % der Adulti). Die drei Goldhaferwiesen ähnelten sich somit im Artenspektrum und der Gesamtabundanz insgesamt sehr stark und sind als typisch für diesen Biotoptyp anzusehen.

Halbtrockenrasen

Wie bereits bei den Borstgrasrasen standen auch für diesen Biotoptyp (2. Ebene) in Edaphobase keine Daten weiterer Standorte für einen Vergleich zur Verfügung. Somit musste erneut auf die Daten von Standorten

des Biotoptyps 34., also der 1. Ebene, zurückgegriffen werden, mit den o. g. möglichen Einschränkungen hinsichtlich ihrer Repräsentativität für stärker differenzierte Biotypen. Vier Arten können dort mit einer hohen Wahrscheinlichkeit erwartet werden (**Tab. 125**): *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus terrestris*. Von diesen wurden nur am Standort Galgenberg alle vier gefunden, während am Standort Bollenkopf nur *L. rubellus* und am Standort Schwefeltal nur *A. rosea* nachgewiesen wurden. An diesen beiden Standorten wurden jedoch auch juvenile Exemplare der Gattungen *Allolobophora/Aporrectodea* (*Aporrectodea* sp. sensu lato) und *Lumbricus* gefunden, sodass jeweils mindestens eine weitere Art vorhanden war. Am Standort Galgenberg traten zusätzlich noch *Lumbricus castaneus*, *Octolasion cyaneum*, *Octolasion tyrtaeum* sowie Juvenile der Gattung *Dendrobaena* (d. h. eine weitere Art) auf. *O. tyrtaeum* wurde auch an den beiden übrigen Standorten gefunden. Somit weist der Standort Galgenberg ein deutlich breiteres Artenspektrum auf als die beiden anderen Halbtrockenrasen, die sich insbesondere angesichts der gefundenen Juvenilen recht stark ähnelten. Die dominanteste Art war für die Standorte Galgenberg und Schwefeltal *A. rosea* (60% bzw. 57% der Adulti), am Standort Bollenkopf war dies *O. tyrtaeum* (97%). Die Gesamtabundanz war dagegen zwischen den drei Standorten ähnlich hoch. Es wurden insgesamt keine Arten gefunden, die an Graslandstandorten gar nicht erwartet wurden. Insgesamt erscheint die Artenzahl an den Standorten

Bollenkopf und Schwefeltal auffällig niedrig. Eine abschließende Beurteilung ist jedoch nicht möglich, da in Edaphobase keine Standorte des gleichen Biotoptyps (2. Ebene) zum direkten Vergleich zur Verfügung standen.

8.4.6 Enchytraeidae

8.4.6.1 Allgemeine Angaben zu Individuen- und Artenzahlen

Insgesamt wurden auf allen untersuchten Flächen 21.012 Individuen aus 66 Arten und 13 Gattungen nachgewiesen (**Tab. 126**, **127**, **Tab. Anhang 6**, **65-67**). Darunter sind 11 unidentifizierte Formen, die großteils neue Arten darstellen. Die hohe Zahl noch unbeschriebener, d. h. potentiell neuer Arten ist bei Enchytraeiden nicht ungewöhnlich - die taxonomische Durcharbeitung dieser Gruppe ist noch immer unzureichend. Viele dieser neuen Formen sind zwar bereits aus anderen Untersuchungen bekannt; ihre hohe Zahl ist dennoch bemerkenswert.

Der individuenreichste Biotyp waren die drei Borstgrasrasen mit insgesamt 10.317 Individuen, der individuenärmste die Halbtrockenrasen mit insgesamt 4043 Exemplaren. Letzterer wies auch die stärksten Schwankungen der Individuenzahl zwischen den drei Flächen auf. Innerhalb einer Fläche unterschieden sich die Individuenzahlen zwischen Frühlings- und Herbstprobenahme jedoch lediglich um den Faktor 1,1-2,4.

Tab. 126: Arten- und Individuenzahlen der Enchytraeidae auf den Untersuchungsflächen in Sachsen-Anhalt.

			Individuenzahlen			Artenzahlen		
Borstgras- rasen	ST11	Frühjahr	1480	2802		19	22	
		Herbst	1322			20		
	ST12	Frühjahr	2871	4024	10317	14	18	29
		Herbst	1153			14		
	ST13	Frühjahr	1938	3491		10	14	
		Herbst	1553			14		
Goldhafer- wiese	ST21	Frühjahr	1311	1998		29	36	
		Herbst	687			33		
	ST22	Frühjahr	960	2145	6652	31	36	51
		Herbst	1185			30		
	ST23	Frühjahr	1416	2509		27	34	
		Herbst	1093			23		
Kalkmager- rasen	ST31	Frühjahr	1067	1646		22	24	
		Herbst	579			20		
	ST32	Frühjahr	455	795	4043	13	16	27
		Herbst	340			14		
	ST33	Frühjahr	854	1602		14	16	
		Herbst	748			13		
Sachsen-Anhalt 2015			Individuenzahl gesamt: 21012			Artenzahl gesamt: 66		

Tab. 127: Sortierte Kreuztabelle der Enchytraeidae. Angaben in Ind./m2. Angaben des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 34.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Kennarten									
Borstgrasrasen									
<i>Achaeta parva</i>	305	284	102	142	.	.	.	.	.
Goldhaferwiesen									
<i>Achaeta sp. (BUUS)</i>	.	.	.	81	1340	1096	.	.	.
<i>Achaeta unibulba</i>	.	.	.	41	305	41	.	.	.
<i>Cernosvitoviella sp.</i>	.	.	.	345	20	.	.	.	.
<i>Enchytronia baloghi</i>	41	.	.	711	203	203	.	.	.
<i>Hemifridericia parva</i>	.	.	.	365	325	.	.	.	.
<i>Marionina deminuta</i>	.	.	.	1035	1360	41	.	.	.
Halbtrockenrasen									
<i>Achaeta eiseni</i>	.	.	.	.	.	.	122	1482	325
<i>Bryodrilus librus</i>	.	.	.	.	.	.	974	.	2111
<i>Fridericia lenta</i>	.	.	.	.	.	.	3329	2071	3898
<i>Fridericia maculatiformis</i>	.	.	.	.	.	.	61	4040	2598
<i>Fridericia sp. (ALAT)</i>	.	.	.	.	.	.	4608	1137	6090
Säuregruppen									
sauer									
<i>Cognettia chlorophila</i>	9216	24198	32887	731	934	2578	.	.	.
<i>Enchytronia sp. (TENU)</i>	1340	1482	914	690	771	589	.	.	.
<i>Oconnorella tubifera</i>	17418	8993	6374	1401	3471	3248	.	.	.
<i>Achaeta affinis</i>	3126	1868	10252	.	.	142	.	.	.
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	12180	3573	4791	.	.	690	.	.	.
<i>Oconnorella cambrensis</i>	1259	11023	1076	.	.	20	.	.	.
schwach sauer, Grünland/Wald									
<i>Fridericia bisetosa</i>	487	.	.	1380	264	406	1157	61	1583
<i>Fridericia dura</i>	365	853	.	792	223	325	142	.	.
Grünland, basenreich, frisch									
<i>Fridericia christeri</i>	.	.	.	.	.	.	305	690	3167
<i>Marionina communis</i>	.	.	.	.	.	.	832	406	1076
<i>Henlea ventriculosa</i>	.	.	.	.	.	.	2091	.	.
Offenland, basenreich									
<i>Fridericia galba</i>	.	.	.	2659	954	20	.	.	.
Grundarten									
Offenland									
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	1624	.	.	284	41	102	1462	1807	1360
<i>Enchytronia sp. (MINO)</i>	.	.	.	1543	61	.	102	690	.
Begleitarten									
Begleitarten mit hoher Stetigkeit									
<i>Buchholzia appendiculata</i>	264	.	.	2923	1320	6659	10556	792	7288

Tab. 127 (Fortsetzung).

	lfd. Nr. 1: Rhumwiese lfd. Nr. 2: Großer Rappenberg lfd. Nr. 3: Pfeifferberg Borstgrasrasen 34.06.01.02.02			lfd. Nr. 4: Kümmelwiese lfd. Nr. 5: Ziegenkopf lfd. Nr. 6: Eckardsborn Goldhaferwiese 34.07.02.02			lfd. Nr. 7: Galgenberg lfd. Nr. 8: Bollenkopf lfd. Nr. 9: Schwefeltal Halbtrockenrasen 34.02.01.02.02		
Flächenkürzel Edaphobase	EB_ST11	EB_ST12	EB_ST13	EB_ST21	EB_ST22	EB_ST23	EB_ST31	EB_ST32	EB_ST33
lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	426	122	792	11389	12140	12343	1238	162	122
<i>Enchytraeus</i> sp. (FGRA)	.	.	.	325	954	792	20	.	102
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	670	1604	264	2335	974	2071	162	264	.
<i>Enchytronia parva</i>	5826	17803	8567	3329	3796	6192	183	.	.
<i>Fridericia connata</i>	487	20	.	2456	487	954	1340	.	.
<i>Fridericia paroniana</i>	.	.	.	122	.	284	832	1583	731
sonstige Begleiter									
<i>Achaeta camerani</i>	.	8161	.	.	.	7653	.	.	.
<i>Achaeta bibulba</i>	.	.	832	.	.	61	41	.	.
<i>Achaeta bohémica</i>	.	.	.	.	.	81	.	.	.
<i>Achaeta danica</i>	.	1462	508	.	.	832	.	.	.
<i>Achaeta</i> sp.	.	.	20	.	.	.	.	.	.
<i>Achaeta</i> sp. (DZWI)	.	.	.	162	.	.	.	.	.
<i>Achaeta</i> sp. (HEAL)	.	.	.	284	.	.	.	.	.
<i>Achaeta</i> sp. (MINI)	.	.	.	.	.	.	.	81	.
<i>Buchholzia fallax</i>	.	.	.	.	.	.	.	20	.
<i>Cognettia chalupskyi</i>	.	.	.	.	142	.	.	.	.
<i>Cognettia cognettii</i>	.	122	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cognettia varisetosa</i>	.	.	609	.	589	284	.	.	.
<i>Enchytraeus lacteus</i>	.	.	.	122	61	.	.	.	.
<i>Enchytronia</i> sp. (OMNI)	.	.	.	203	609	.	.	.	.
<i>Fridericia benti</i>	20	.	.	203	122	1766	.	.	.
<i>Fridericia bulboides</i>	1157	61	.	.	.	995	.	.	81
<i>Fridericia cylindrica</i>	.	.	2883	20	81	203	.	.	.
<i>Fridericia deformis</i>	.	.	.	.	183	.	.	.	.
<i>Fridericia isseli</i>	.	.	.	305	.	.	.	.	.
<i>Fridericia nix</i>	.	.	.	.	.	.	41	.	.
<i>Fridericia ratzeli</i> s.s.	305	.	.	325	142	20	.	.	.
<i>Fridericia schmelzi</i>	.	.	.	244	223	81	.	.	.
<i>Fridericia semisetosa</i>	.	.	.	.	.	.	122	.	.
<i>Fridericia striata</i>	.	.	.	325	.	.	.	.	.
<i>Fridericia sylvatica</i>	.	.	.	.	.	.	2517	853	1746
<i>Fridericia ulrikae</i>	.	.	.	2558	5806	61	.	.	.
<i>Henlea perpusilla</i>	223	.	.	.	122	.	1177	.	244
<i>Marionina clavata</i>	20	20	.	.	61	.	.	.	.
<i>Marionina mendax</i>	.	.	.	386	5319	.	.	.	.
<i>Marionina sambugarae</i>	.	.	.	.	81	.	.	.	.
<i>Mesenchytraeus armatus</i>	.	.	.	.	41	.	.	.	.
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	.	.	.	244	.	61	.	.	.
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	.	41	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stercutus niveus</i>	122	.	.	102	20	41	.	.	.

8.4.6.2 Beschreibung der ermittelten Artengruppen in den drei untersuchten Biotoptypen

Die fünf häufigsten Arten waren (in abnehmender Reihenfolge) *Cognettia chlorophila*, *Enchytronia parva*, *Oconnorella tubifera*, *Enchytraeus buchholzi* und *Buchholzia appendiculata*. Sie machten zusammen 52,9 % aller gefangenen Individuen aus.

Cognettia chlorophila ist weitgehend deckungsgleich mit der bekannten und in sauren Wäldern dominanten Art *Cognettia sphagnetorum*. Die Änderung des Artnamens geht auf eine taxonomische Aufspaltung von *C. sphagnetorum* in mehrere Arten zurück (Martinsson et al. 2015).

In **Tab. 127** sind die Arten mit ihren Abundanzen nach der Häufigkeit ihres Vorkommens in den jeweiligen Biotoptypen geordnet. Eingerahmt und damit vorläufig als charakteristisch eingestuft sind Arten, die in zwei oder drei Replikaten eines Biotoptyps gefunden wurden, wobei die Gruppierung so vorgenommen wurde, dass Ähnlichkeiten und Unterschiede zwischen den drei untersuchten Biotoptypen zum Vorschein kommen. Zugleich wurden Ähnlichkeiten und Unterschiede innerhalb eines Biotoptyps, d. h. zwischen den Replikaten, sichtbar gemacht.

Der Einteilung in Kennarten, Grundarten und Begleitarten (Kap. 4.5) liegt der gesamte Datensatz aller vier Länderstudien zugrunde. Außerdem wurden Arten ohne besondere Biotopbindung, aber mit spezifischer pH-Präferenz, in sog. Säuregruppen eingeteilt.

Anhand der Kreuztabelle lassen sich folgende Artengruppen identifizieren:

- *Achaeta parva* wurde auf allen drei Borstgrasrasen, darüber hinaus jedoch nur auf einer der Goldhaferwiesen nachgewiesen und dementsprechend als (einzige) Kennart dieses Biotoptyps identifiziert.
- *Achaeta* sp. (BUUS), *Achaeta unibulba*, *Cernosvitoviella* sp., *Enchytronia baloghi*, *Hemifridericia parva* und *Marionina diminuta* wurden als Kennarten der Goldhaferwiesen ermittelt, da sie ausschließlich an den Standorten dieses Biotoptyps nachgewiesen wurden. Die einzige Ausnahme bildet *E. baloghi*, die in niedriger Abundanz ebenfalls in einem Borstgrasrasen gefunden wurde.
- *Achaeta eiseni*, *Bryodrilus librus*, *Fridericia lenta*, *Fridericia maculiformis* und *Fridericia* sp. (ALAT) wurden nur in allen drei Halbtrockenrasen gefunden (nur *B. librus* fehlte an einem dieser Standorte) und wurden daher als Kennarten für diesen Biotoptyp eingestuft.
- *Achaeta affinis*, *Cognettia chlorophila*, *Enchytraeus norvegicus*, *Enchytronia* sp. (TENU), *Oconnorella cambrensis* und *Oconnorella tubifera* bilden auch unter Berücksichtigung der Beobachtungen aus den übrigen Länderstudien (Kap. 5, 6, 7) gemeinsam eine Säuregruppe für saure Standorte, zu denen die Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen zählen. Für *A. affinis*, *E. norvegicus* und *O. cambrensis* ist diese Einstufung im vorliegenden Datensatz weniger stark ausgeprägt, da sie an zwei der drei Goldhaferwiesen fehlten.
- *Fridericia bisetosa* und *Fridericia dura* wurden in der Zusammenschau aller in den Länderstudien untersuchten Biotoptypen als Säuregruppe für schwach saure Grünland- und Waldstandorte eingruppiert. Im vorliegenden Datensatz ist dieses Muster jedoch relativ schwach ausgeprägt, da *F. dura* auch in zwei der drei sauren Borstgrasrasen sowie *F. bisetosa* in den eher neutralen Halbtrockenrasen auftraten.
- *Fridericia christeri*, *Henlea ventriculosa* und *Marionina communis* bilden unter Berücksichtigung aller Länderstudienresultate eine Säuregruppe für frisches, basenreiches Grünland. Im vorliegenden Datensatz traten *F. christeri* und *M. communis* in allen drei Halbtrockenrasen auf.
- *Fridericia galba* wurde in eine Säuregruppe für basenreiche Offenlandstandorte eingeordnet, trat im vorliegenden Datensatz jedoch nur in den drei Goldhaferwiesen, aber nicht den Halbtrockenrasen auf.
- *Enchytraeus bulbosus* und *Enchytronia* sp. (MINO) können insgesamt als Grundarten für Offenlandstandorte angesehen werden. Sie fehlten jedoch, vermutlich aufgrund des niedrigen pH-Wertes, bis auf eine Ausnahme in den Borstgrasrasen.
- Alle übrigen Enchytraeidenarten können an diesen Standorten als Begleitarten mit unterschiedlich hoher Stetigkeit angesehen werden.

In der Indikatorartenanalyse (**Tab. 128**) wurden die folgenden Arten identifiziert, die für einen der Biotoptypen als relevant und signifikant eingestuft wurden:

- Borstgrasrasen: *Achaeta affinis*, *Achaeta parva*, *Cognettia chlorophila*, *Enchytraeus norvegicus*, *Oconnorella cambrensis* und *Oconnorella tubifera*. Alle sechs Arten waren dementsprechend auch einer der Artengruppen in der Kreuztabelle zugeordnet (*A. parva* als Kennart der Borstgrasrasen, die übrigen als Säuregruppe für saure Standorte). *C. chlorophila* und *O. tubifera* traten jeweils auch auf allen drei Goldhaferwiesen auf. Sie erreichten jedoch in den Borstgrasrasen eine erheblich höhere Abundanz, was sich in einem entsprechend hohen Wert für die relative Abundanz niederschlug.

- Goldhaferwiese: *Achaeta* sp. (BUUS), *Achaeta unibulba*, *Enchytraeus buchholzi*, *Enchytraeus* sp. (FGRA), *Enchytronia baloghi*, *Fridericia benti*, *Fridericia galba*, *Fridericia schmelzi*, *Fridericia ulrikae* und *Marionina deminuta*. Von diesen wurden *A.* sp. (BUUS), *A. unibulba*, *E. baloghi* und *M. deminuta* auch als Kennarten für die Goldhaferwiesen identifiziert. *F. galba* wurde einer Säuregruppe für basenreiches Offenland zugeordnet. *E. buchholzi* kam an allen neun Standorten in Sachsen-Anhalt vor und wurde nur aufgrund ihrer deutlich höheren Abundanz in den Goldhaferwiesen als Indikatorart erkannt. Ähnliches gilt auch für *E.* sp. (FGRA), die in niedriger Abundanz auch in zwei der drei Halbtrockenrasen gefunden wurde. Daher wurden diese beiden, wie auch die übrigen Indikatorarten, unter Berücksichtigung der
- Ergebnisse der übrigen Länderstudien (Kap. 5, 6, 7) als Begleitarten eingestuft.
- Halbtrockenrasen: *Achaeta eiseni*, *Fridericia christeri*, *Fridericia lenta*, *Fridericia maculatifomis*, *Fridericia paroniana*, *Fridericia* sp. (ALAT), *Fridericia sylvatica* und *Marionina communis*. *A. eiseni*, *F. lenta*, *F. maculatifomis* und *F.* sp. (ALAT) wurden dementsprechend auch als Kennarten für die Halbtrockenrasen identifiziert sowie *F. christeri* und *M. communis* in eine Säuregruppe für frische, basenreiche Grünlandstandorte eingruppiert. *F. paroniana* trat auch auf zwei der drei Goldhaferwiesen auf und wurde aufgrund ihrer deutlich höheren Abundanz in den Halbtrockenrasen als Indikatorart erkannt, in der Kreuztabelle jedoch als Begleitart eingestuft. Dies galt unter Hinzunahme der Ergebnisse der übrigen Länderstudien auch für *F. sylvatica*.

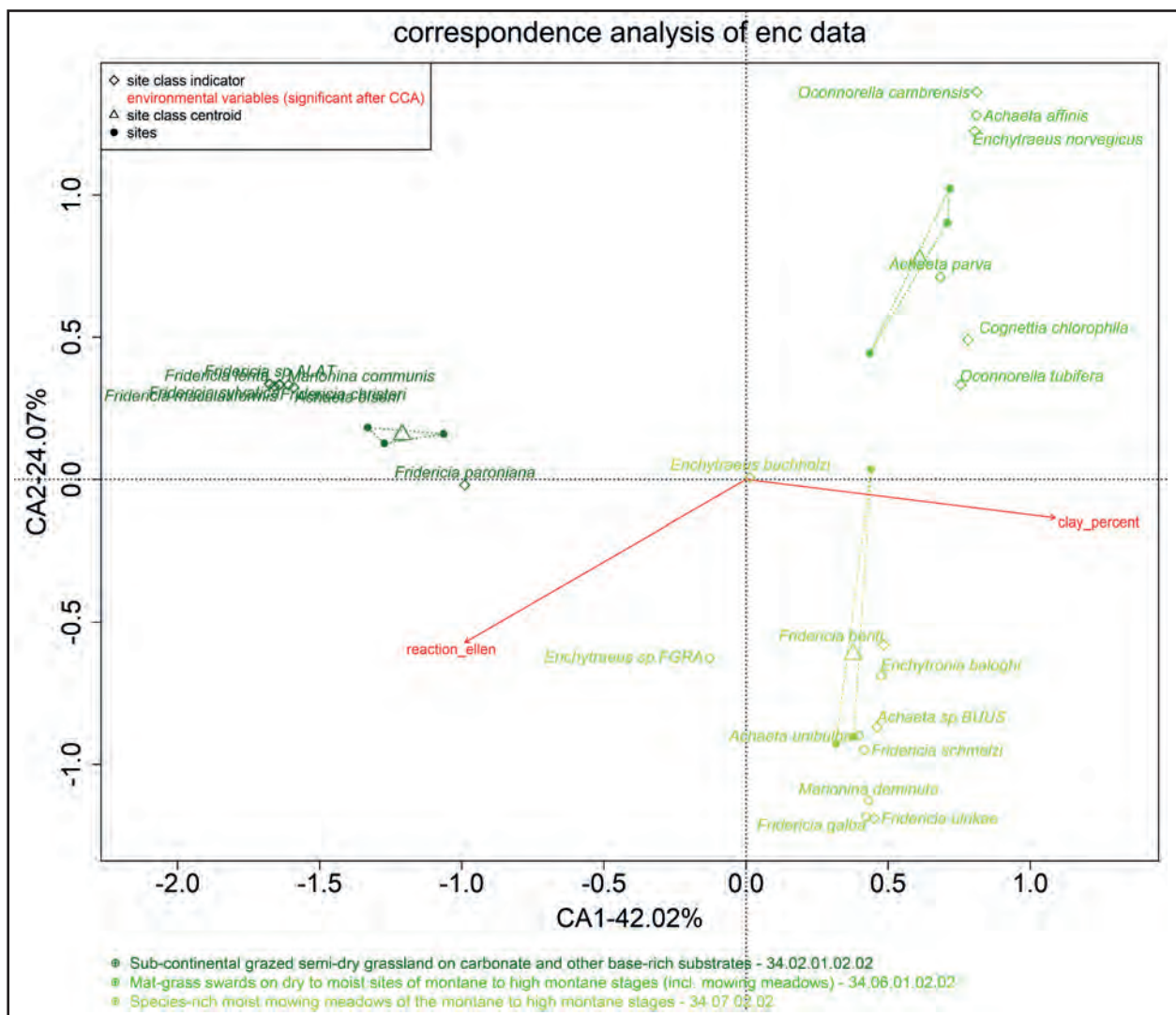


Abb. 113: Korrespondenzanalyse (CA) der Enchytraeiden-Daten der Biotoptypen Halbtrockenrasen (dunkelgrün), Borstgrasrasen (grün) und Goldhaferwiese (gelbgrün) sowie die mit der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ermittelten relevanten Umweltparameter. Richtung der Pfeile: Größte Änderung der Umweltparameter-Werte. Raute: Indikatorart; Punkt: Untersuchungsfläche; Dreieck: Biotoptyp (Schwerpunkt). (Analyse: Dr. Björn Scholz-Starke, RWTH Aachen).

Tab. 128: Indikatorwerte (indicator_value) der Enchytraeiden-Arten der Biotoptypen Borstgrasrasen, Goldhaferwiese und Halbtrockenrasen sowie die entsprechenden relativen Abundanzen (rel_abundance) und Stetigkeiten (rel_frequency). Ein Indikatorwert > 0,8 wird als relevant angesehen und ist signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) ≤ 0,1. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003)

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.06.01.02.02	Borstgrasrasen			
<i>Achaeta affinis</i>	0,99	0,04	0,99	1,00
<i>Achaeta bibulba</i>	0,30	1,00	0,89	0,33
<i>Achaeta camerani</i>	0,17	1,00	0,52	0,33
<i>Achaeta danica</i>	0,47	0,49	0,70	0,67
<i>Achaeta parva</i>	0,83	0,07	0,83	1,00
<i>Achaeta</i> sp.	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Cognettia chlorophila</i>	0,94	0,04	0,94	1,00
<i>Cognettia cognettii</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0,97	0,04	0,97	1,00
<i>Enchytronia parva</i>	0,70	0,07	0,70	1,00
<i>Enchytronia</i> sp. TENU	0,65	0,04	0,65	1,00
<i>Fridericia bulboides</i>	0,35	0,72	0,53	0,67
<i>Fridericia cylindrica</i>	0,30	1,00	0,90	0,33
<i>Marionina clavata</i>	0,26	0,66	0,40	0,67
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Oconnorella cambrensis</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Oconnorella tubifera</i>	0,80	0,04	0,80	1,00
34.07.02.02	Goldhaferwiese			
<i>Achaeta bohémica</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Achaeta</i> sp. BUUS	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Achaeta</i> sp. DZWI	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Achaeta</i> sp. HEAL	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Achaeta unibulba</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Cernosvitoviella</i> sp.	0,67	0,27	1,00	0,67
<i>Cognettia chalupskyi</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Cognettia varisetosa</i>	0,39	0,68	0,59	0,67
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0,93	0,04	0,93	1,00
<i>Enchytraeus lacteus</i>	0,67	0,27	1,00	0,67
<i>Enchytraeus</i> sp. FGRA	0,94	0,04	0,94	1,00
<i>Enchytraeus</i> sp. GRAN	0,64	0,07	0,64	1,00
<i>Enchytronia baloghi</i>	0,96	0,04	0,96	1,00
<i>Enchytronia</i> sp. MINO	0,45	0,65	0,67	0,67
<i>Enchytronia</i> sp. OMNI	0,67	0,27	1,00	0,67
<i>Fridericia benti</i>	0,99	0,04	0,99	1,00
<i>Fridericia connata</i>	0,68	0,19	0,68	1,00
<i>Fridericia deformis</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia dura</i>	0,50	0,35	0,50	1,00
<i>Fridericia galba</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Fridericia isseli</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia ratzeliss</i>	0,61	0,10	0,61	1,00

Tab. 128 (Fortsetzung).

	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
34.06.01.02.02	Borstgrasrasen			
<i>Fridericia schmelzi</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Fridericia striata</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia ulrikae</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Hemifridericia parva</i>	0,67	0,27	1,00	0,67
<i>Marionina diminuta</i>	1,00	0,04	1,00	1,00
<i>Marionina mendax</i>	0,67	0,27	1,00	0,67
<i>Marionina sambugarae</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Mesenchytraeus armatus</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	0,67	0,24	1,00	0,67
<i>Stercutus niveus</i>	0,57	0,13	0,57	1,00
34.02.01.02.02	Kalkmagerrasen			
<i>Achaeta eiseni</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Achaeta</i> sp. MINI	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Bryodrilus librus</i>	0,67	0,22	1,00	0,67
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0,63	0,16	0,63	1,00
<i>Buchholzia fallax</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	0,69	0,11	0,69	1,00
<i>Fridericia bisetosa</i>	0,52	0,43	0,52	1,00
<i>Fridericia christeri</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Fridericia lenta</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Fridericia maculatiformis</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Fridericia nix</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia paroniana</i>	0,89	0,03	0,89	1,00
<i>Fridericia semisetosa</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Fridericia</i> sp. ALAT	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Fridericia sylvatica</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Henlea perpusilla</i>	0,54	0,21	0,80	0,67
<i>Henlea ventriculosa</i>	0,33	1,00	1,00	0,33
<i>Marionina communis</i>	1,00	0,03	1,00	1,00

Die Indikatorartenanalyse liefert somit zusätzliche Informationen zu der Darstellung der Artengruppen in den sortierten Kreuztabellen, in denen die Abundanz nicht berücksichtigt wurde.

Das CA-Diagramm (Abb. 113) visualisiert die Unterschiedlichkeit der drei Biotoptypen. Als Hauptfaktoren wurden pH-Wert (hier durch Ellenberg-Zahlen der Pflanzendecke dargestellt) und Lehmgehalt ermittelt.

Generell fällt der Artenreichtum der untersuchten Standorte auf (Tab. 127); hervorzuheben ist hier besonders die Goldhaferwiese mit einer hohen Zahl an Kenn- und Begleitarten. Ebenfalls bemerkenswert ist das Vorkommen von Arten in Borstgrasrasen und

Goldhaferwiesen, die im Offenland selten, im Wald aber häufig sind (*Stercutus niveus*, *Oconnorella tubifera*). Dieses Muster konnte bereits auch für die Oribatiden und Collembolen festgestellt werden (siehe Kap. 8.4.1.4, 8.4.2.4). Da jedoch die Biotoptypen bislang selten (Halbtrockenrasen) oder gar nicht (Borstgrasrasen, Goldhaferwiese) auf Enchytraeiden hin untersucht worden sind, kann eine vergleichende Diskussion hier nur in sehr beschränktem Rahmen stattfinden.

Die faunistischen Unterschiede der Biotoptypen sind offenbar mit der Bodenreaktion und der Bodenart korreliert (vgl. Abb. 113). So ist der Halbtrockenrasen sowohl faunistisch als auch in der Bodenreaktion deutlich von den beiden anderen Biotoptypen abgesetzt. Die

größten faunistischen Unterschiede bestehen zwischen Borstgrasrasen und Halbtrockenrasen; diese sind auch im pH-Wert am weitesten voneinander entfernt. Die artenreiche Goldhaferwiese dagegen enthält zahlreiche Arten, die auch in den jeweils anderen Biotoptypen vertreten sind. Diese Korrelation von pH-Wert und faunistischer Ähnlichkeit geht setzt sich auf der Ebene der Replikate fort: Von den drei Replikaten des Borstgrasrasens ist das am wenigsten saure (EB_ST11) der Goldhaferwiese am ähnlichsten. Von den drei Replikaten der Goldhaferwiese ist das sauerste (EB_ST23) dem Borstgrasrasen am ähnlichsten. Und von den drei Replikaten des Halbtrockenrasens ist das sauerste (EB_ST31) der Goldhaferwiese am ähnlichsten.

Weiterhin fällt auf, dass alle feuchteliebenden Arten auf die Goldhaferwiese beschränkt sind: *Cernosvitoviella* sp., *Cognettia chalupskyi*, *Marionina deminuta*, *M. mendax*, *M. sambugarae*, *Hemifridericia parva* und *Mesenchytraeus armatus*. Dies legt nahe, die hohe Artenzahl dieses Biotoptyps mit seiner – im Vergleich zu den anderen beiden Biotoptypen – besseren Bodendurchfeuchtung in Beziehung zu setzen.

Auch im CA-Diagramm (Abb. 113) sind die drei Biotoptypen deutlich voneinander unterschieden, der Halbtrockenrasen ist dabei stärker abgesetzt.

Mit Hilfe des in das Edaphobase-Portal integrierten Auswerte-Werkzeugs Edaphostat (Hausen et al. 2017) können die ökologischen Profile der im Datenbestand enthaltenen Arten angezeigt werden. Es wurden Daten von Standorten in Deutschland ausgewählt, an denen das Artenspektrum der Enchytraeiden quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung auch Daten von Experimentalflächen z. B. aus ökotoxikologischen Untersuchungen. Damit standen Daten von insgesamt 119 Standorten für 95 verschiedene Enchytraeidenarten zur Verfügung. Für den Vergleich mit Daten von den untersuchten Standorten in Sachsen-Anhalt werden beispielhaft zwei Arten hervorgehoben: 1) *Fridericia christeri*, die unter Berücksichtigung aller Länderstudienresultate in eine Säuregruppe für frisches, basenreiches Grünland eingeordnet wurde; diese sich parthenogenetisch fortpflanzende Art wird häufig an gestörten Standorten (z. B. Äckern) gefunden (Abb. 114). 2) *Oconnorella cambrensis*, die bislang in erster Linie als acidotolerante Waldart eingeschätzt (Jänsch & Römbke 2003) und in eine Säuregruppe für saure Standorte eingeordnet wurde (Abb. 115). Als Standortfaktoren werden exemplarisch zwei dargestellt, die für die vorliegende Untersuchung als besonders relevant angesehen werden können: Biotoptyp (1. Ebene) sowie Boden-pH-Wert. Aus Abb. 114

und 115 wird ersichtlich, dass die in Sachsen-Anhalt gemachten Beobachtungen größtenteils konsistent mit den ökologischen Profilen beider Arten sind. *F. christeri* ist eine Art mit einer klaren Präferenz für schwach saure bis neutrale Offenlandstandorte. Demgegenüber zeigt *O. cambrensis* eine klare Präferenz für (stark) saure Standorte und wurde bislang ausschließlich an Waldstandorten nachgewiesen (Abb. 115). Die Tatsache, dass diese Art in der vorliegenden Untersuchung auch in den sauren Borstgrasrasen (und einer sauren Variante der Goldhaferwiese) in teils hoher Abundanz auftrat, bestätigt die Annahme, dass für das Vorkommen von Enchytraeiden weniger die Landnutzung bzw. Vegetation, sondern Bodeneigenschaften, in diesem Fall der pH-Wert, ausschlaggebend sind.

8.4.6.3 Charakterisierung der Biotoptypen anhand der zoologischen Daten

Mit dem Edaphobase Auswerte-Werkzeug Edaphoclass lässt sich aus dem in Edaphobase enthaltenen Datenbestand ein Vergleich der in Sachsen-Anhalt untersuchten Standorten zu anderen deutschen Standorten des gleichen Biotoptyps (2. Ebene) vornehmen (Tab. 129). Voraussetzung für die Vergleichbarkeit ist, dass das Artenspektrum der Enchytraeiden dort quantitativ aufgenommen wurde, also ohne Einzelfunde (z. B. Objekte aus Museumssammlungen). Ausgeschlossen wurden neben den Standorten aus der vorliegenden Untersuchung zudem Daten von Experimentalflächen (z. B. denen aus ökotoxikologischen Untersuchungen). Nach der nach diesen Kriterien erfolgten Filterung stand nur ein Standort des Biotoptyps 34.07: artenreiches Grünland frischer Standorte, für einen Vergleich zur Verfügung. Für die beiden übrigen Biotoptypen lagen auf der 2. Ebene leider keine Daten von weiteren Standorten vor. Daher konnten für einen Vergleich nur Standorte der höheren 1. Ebene (Biotoptyp 34.: Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte) herangezogen werden, von denen 15 zur Verfügung standen. Für diese Standorte wurde die Stetigkeit der Enchytraeidenarten berechnet. Diese Stetigkeit ist somit ein Maß dafür, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine einzelne Art an einem Standort des jeweiligen Biotoptyps erwartet werden kann. Aus den in Tab. 129 enthaltenen Werten ist erkennbar, dass an Standorten des Biotoptyps 34. (d. h. der 1. Ebene) neun Arten mit einer hohen Wahrscheinlichkeit erwartet werden können: *Buchholzia appendiculata*, *Enchytraeus buchholzi*, *Enchytraeus christenseni*, *Enchytraeus norvegicus*, *Enchytronia parva*, *Fridericia bisetosa*, *Fridericia bulboides*, *Fridericia ratzeli* s.l.

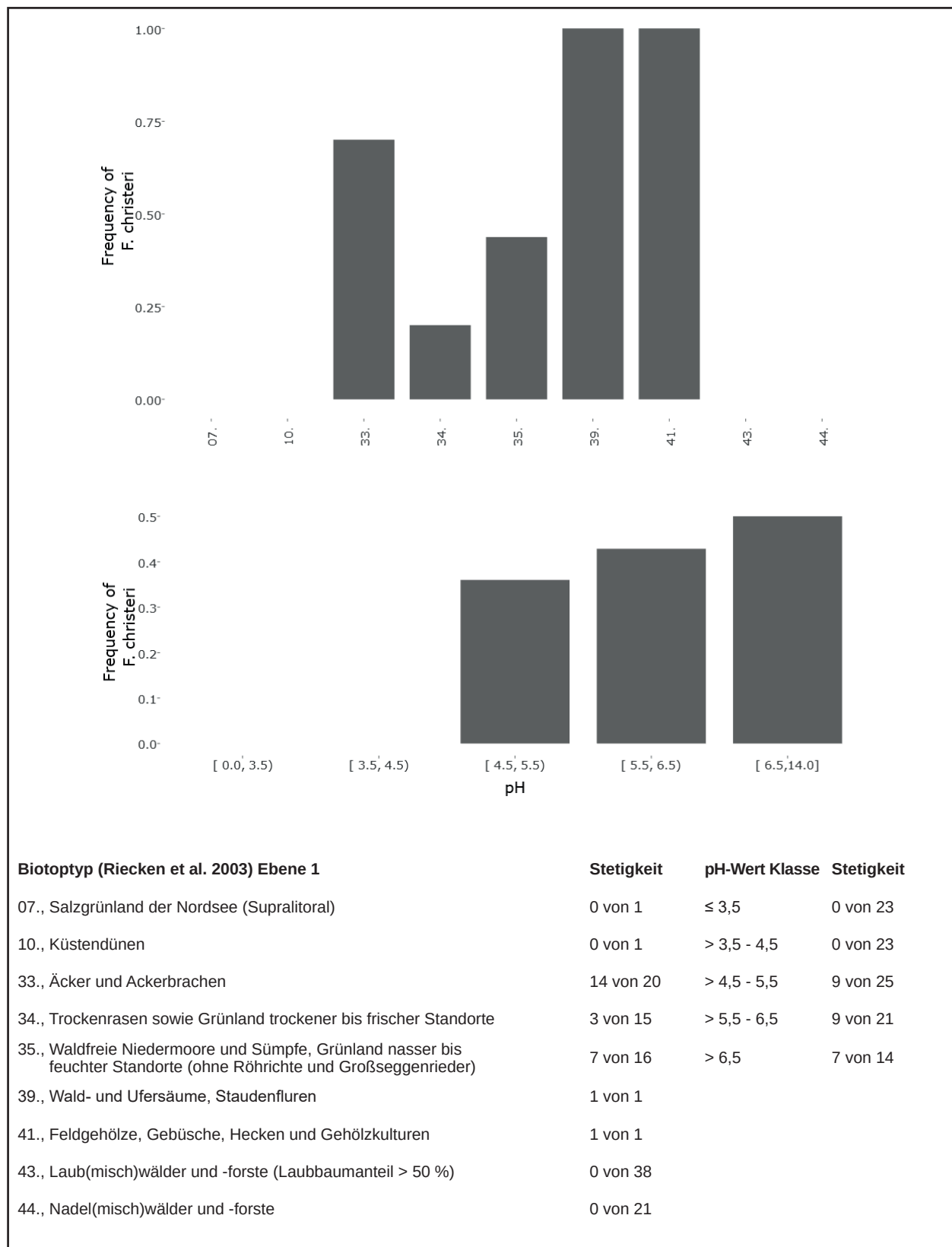


Abb. 114: *Fridericia christeri*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps (oben) bzw. einer pH-Wert-Klasse (unten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 04.07.2018).

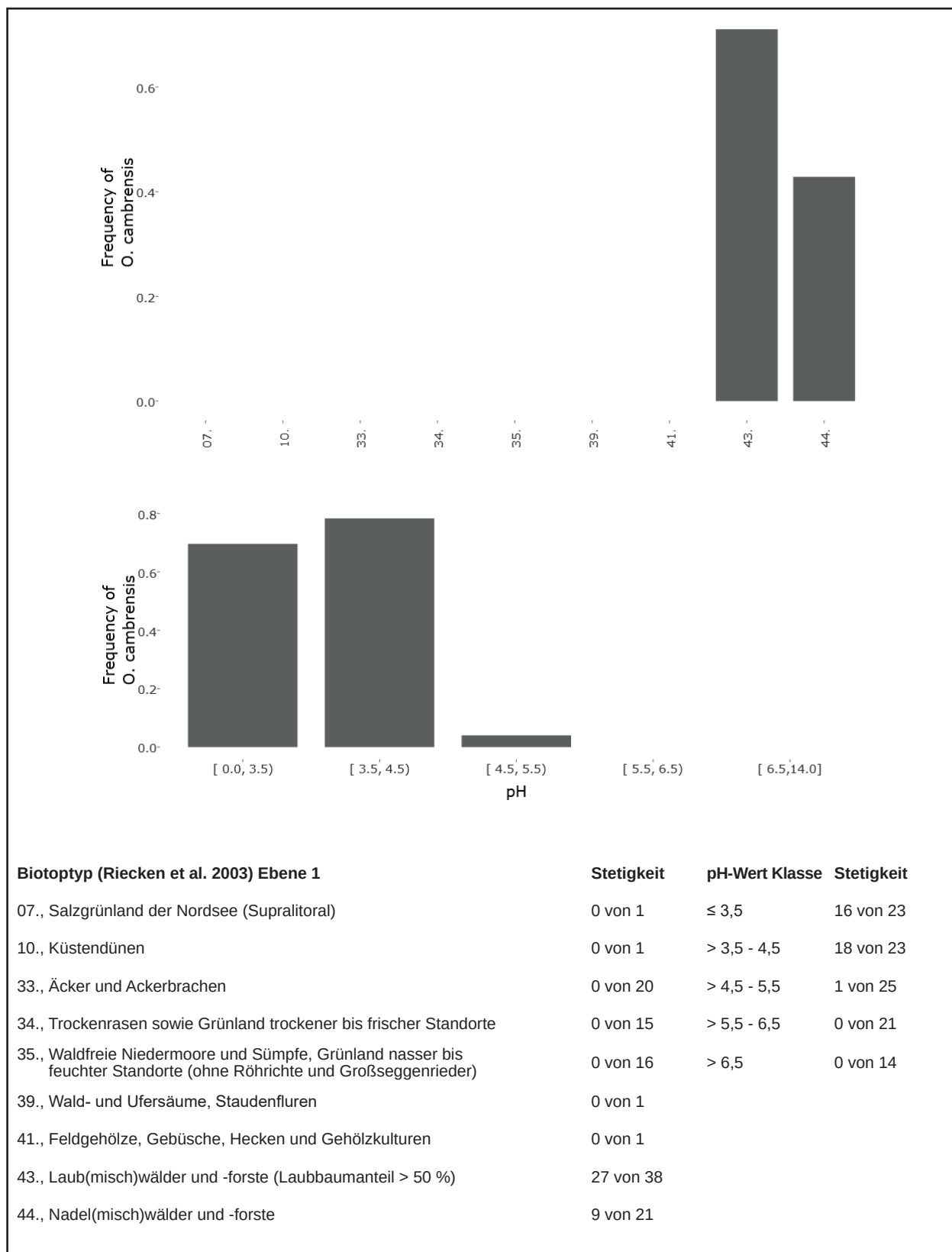


Abb. 115: *Oconnorella cambrensis*: Angegeben ist die Stetigkeit an Standorten eines Biototyps (oben) bzw. einer pH-Wert-Klasse (unten). Abfrage von Edaphobase mittels Edaphostat (Hausen et al. 2017) unter Ausschluss der in dieser Studie untersuchten Standorte (Abfrage vom 04.07.2018).

und *Henlea ventriculosa*. Es ist jedoch unklar, inwieweit diese Erwartungswerte auch für stärker differenzierte Biotoptypen der tieferen Ebenen repräsentativ sind.

Borstgrasrasen

Von den neun für den Biotoptyp Nr. 34. (Ebene 1, Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte) mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwartenden Arten (**Tab. 129**) wurden vier (*Enchytraeus buchholzi*, *Enchytraeus norvegicus*, *Enchytronia parva*, *Fridericia bulboides*) auch in mindestens zwei der drei Borstgrasrasen nachgewiesen. Die übrigen fünf Arten wurden hingegen an nur einem dieser Standorte oder gar nicht gefunden. Dies ist vermutlich mit dem im Vergleich zu der überwiegenden Anzahl der Grünlandstandorte in Deutschland sehr niedrigen pH-Wert der Borstgrasrasen zu erklären. Dies zeigt sich auch daran, dass am Standort Rhumwiese, der den höchsten pH-Wert (4,2) der drei Borstgrasrasen aufwies, sieben der neun zu erwartenden Arten gefunden wurden, während es an dem sauersten Standort Pfeifferberg (pH 3,6) nur drei waren. Die Enchytraeiden-Gemeinschaft des Borstgrasrasens ist durch einige Arten von den beiden anderen hier untersuchten Biotoptypen abgesetzt, wobei aber nur eine, *Achaeta parva*, als Kennart ausgewiesen ist. Besonders bemerkenswert ist die hohe Abundanz von *Oconnorella tubifera*, einer Art der frischen Laubwälder mit Humusform mullartiger Moder (Graefe & Schmelz 1999). Generell ist die hohe Artenzahl und Dominanz von sog. Waldarten hervorzuheben: *Cognettia chlorophila*, *Oconnorella cambrensis* und *Marionina clavata*. Auf der anderen Seite ist der Artenreichtum höher, als in solchen Wäldern zu erwarten wäre. Man könnte hier also von einer Misch- oder Übergangsgesellschaft sprechen. Es lässt sich aber auch die umgekehrte Hypothese formulieren,

dass es weniger die Vegetationsformen (Wald vs. Offenland) als vielmehr die Bodeneigenschaften wie pH-Wert und Humusform sind, welche das Vorkommen oder Fehlen von Enchytraeidenarten bestimmen. Hier wären Untersuchungen an weiteren sauren Offenlandstandorten hilfreich.

Goldhaferwiese

Von den neun in **Tab. 129** gelisteten Arten (= Erwartungswerte für Biotoptyp 34., Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte) kamen fünf auch in allen drei Goldhaferwiesen vor: *Buchholzia appendiculata*, *Enchytraeus buchholzi*, *Enchytronia parva*, *Fridericia bisetosa* und *Fridericia ratzeli*. Am Standort Eckardsborn wurden zusätzlich noch *Enchytraeus norvegicus* und *Fridericia bulboides* gefunden. Wie auch bei den Borstgrasrasen könnte das Fehlen der übrigen Arten möglicherweise mit dem vergleichsweise niedrigen pH-Wert dieser Standorte erklärt werden. Dieser mit insgesamt 51 Taxa artenreichste Biotoptyp aus dem gesamten Spektrum der Edaphobase-Länderstudien muss als besonders wertvoll betrachtet werden. Er enthält „Waldarten“ (z. B. *Stercutus niveus*) und ein breites Spektrum an Mäßig- bis Schwachsäurezeigern sowie an Feuchte- und Nässezeigern. Darüber hinaus deutet die hohe Abundanz des r-Strategen *E. buchholzi* auf gute Nährstoffversorgung hin, was auch im CA-Diagramm widerspiegelt ist (**Abb. 113**: „cn_ratio“). Eine Art (*Achaeta* sp. BUUS) wurde bislang nur hier gefunden. Die mäßig saure Bodenreaktion erlaubt die Koexistenz von Arten mit unterschiedlichen pH-Präferenzen.

Halbtrockenrasen

Im Vergleich mit den in **Tab. 129** aufgeführten Erwartungswerten für den Biotoptyp der 1. Ebene Nr. 34. (Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte) fällt auf, dass nur drei der neun stetigsten Arten auch in allen drei Halbtrockenrasen nachgewiesen wurden: *Buchholzia appendiculata*, *Enchytraeus buchholzi* und *Fridericia bisetosa*. Am Standort Galgenberg wurde zusätzlich noch *Henlea ventriculosa* und *Enchytronia parva* sowie am Standort Schwefeltal *Fridericia bulboides* gefunden. Das Fehlen weiterer erwartbarer Arten ist möglicherweise durch die relativ starke Trockenheit dieser Standorte zu erklären. Dieser Biotoptyp ist durch Kennarten, Begleitarten und durch Arten der Säuregruppen von den beiden anderen deutlich abgesetzt: Säurezeiger fehlen völlig, stattdessen dominieren Basen- und Schwachsäurezeiger. Obwohl bislang wenige Vergleichsdaten zu trockenen oder halbtrockenen Wiesenstandorten vorliegen, kann die Artenzahl als hoch angesehen werden.

Tab. 129: Stetigste (> 50%) Enchytraeidenarten innerhalb des Biotoptyps 34. Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (nach Riecken et al. 2003; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphoclass am 02.07.2018).

Biotoptyp	34.
Anzahl Standorte	15
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0,53
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0,67
<i>Enchytraeus christensi</i>	0,87
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	0,53
<i>Enchytronia parva</i>	0,73
<i>Fridericia bisetosa</i>	0,80
<i>Fridericia bulboides</i>	0,87
<i>Fridericia ratzeli</i> s.l.	0,53
<i>Henlea ventriculosa</i>	0,53

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die drei hier untersuchten Biotoptypen mithilfe der Artengemeinschaft der bodenlebenden Enchytraeiden charakterisieren und voneinander abgrenzen lassen. Dies geschieht nicht allein durch Kennarten, sondern auch durch die Begleitarten und die in den Säuregruppen zusammengefassten Arten. Die für den Biotyp der 1. Ebene abgeleiteten Erwartungswerte sind für die drei hier betrachteten Biotoptypen nur teilweise repräsentativ. Eine Verfeinerung der Erwartungswerte für Biotoptypen niedrigerer Ebenen ist daher durch eine Erweiterung der Datenlage notwendig, wozu der vorliegende Datensatz einen wichtigen Beitrag leistet.

8.5 Taxonübergreifende Charakterisierung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Biotoptypen

Oribatiden, Enchytraeiden und Collembolen zeigten anhand ihres Vorkommens innerhalb dieser Untersuchung ein Muster sowohl aus Kennarten für die verschiedenen Grünlandtypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiese, Halbtrockenrasen) als auch aus unterschiedlichen (edaphischen) Artengruppen (Feuchte- und Säuregruppen, verschiedene Grundartengruppen). So wiesen z. B. die basenreichen Halbtrockenrasen Kennarten aus den Tiergruppen Oribatida, Collembola, Enchytraeidae und Diplopoda auf (siehe Kap. 8.4). Borstgrasrasen dagegen hatten nur Kennarten aus zwei untersuchten Bodentiergruppen (Oribatida, Enchytraeidae). Für Lumbriciden und Chilopoden wurden in dieser Studie keine Kennarten für die untersuchten Biotoptypen identifiziert. Einige Lumbriciden-Arten konnten in die Säuregruppe „schwach saure bis neutrale Standorte“ eingestuft werden.

Eine Zusammenfassung der verschiedenen Artengruppen sowie der zugrundeliegenden taxonomischen Gruppen ist **Tab. 130** zu entnehmen.

Die bodenzoologische Untersuchung der Borstgras- und Halbtrockenrasen sowie der Goldhaferwiesen ergab insgesamt 60.399 Individuen aus 256 Arten (siehe **Tab. 131**). Die individuenreichste Artengruppe waren dabei die Collembolen, gefolgt von den Enchytraeiden und Oribatiden. Die Individuenzahlen der Lumbriciden, Diplo- und Chilopoden fielen deutlich geringer aus. Mit insgesamt 103 Taxa waren die Oribatiden die artenreichste Gruppe der Länderstudie in Sachsen-Anhalt, die geringsten Artenzahlen ergaben die Lumbriciden.

Der Biotyp, der die meisten Individuen beherbergte, waren die Borstgrasrasen mit 26.533 Tieren an den drei Standorten. Dort wurden etwa doppelt so viele Individuen gefangen wie auf den drei Halbtrockenrasen-

Flächen, der den individuenärmsten Biotyp darstellte. Zudem wurden hier mit 128 Taxa auch die wenigsten Arten nachgewiesen, die Biotoptypen Borstgrasrasen und Goldhaferwiese erwiesen sich mit insgesamt 164 und 167 Arten als deutlich artenreicher.

Kreuzblumen-Borstgrasrasen (*Polygalo vulgaris-Nardetum* Oberhofer 1957)

Biotyp: 34.06.01.02.02 Beweideter Borstgrasrasen trockener bis frischer Standorte der montanen bis hochmontanen Stufe (Riecken et al. 2003) / E1.712 Sub-Atlantic [Nardus]-[Galium] grasslands (EUNIS-Klassifikation 2016)

Schutzstatus: FFH-Gebiet Harzer Bachtäler

Kurzcharakterisierung: Die untersuchten Borstgrasrasen sind extensiv bewirtschaftete Grünlandgesellschaften, die als primäre Ersatzgesellschaft der ursprünglichen Waldgesellschaft (hier Hainsimsen-Rotbuchenwald montaner Ausprägung) zu verstehen sind. Die auf einer Höhenlage zwischen 564 und 584 m ü. NHN gelegenen Untersuchungsflächen sind durch einen sauren pH-Wert (pH = 3,61-4,16) und magere Standortbedingungen (niedrige Ellenbergzahlen für den Stickstoffgehalt) gekennzeichnet. Das Untergrundgestein wird aus den Mischformationen der Stieger- (EB_ST11) und Harzgeröder Schichten (EB_ST13) gebildet, die vorwiegend Tonschiefer, Sandsteine und Quarzite enthalten. Das Untergrundgestein der Untersuchungsfläche EB_ST12 besteht aus Diabas. Durch die unterschiedlichen Ausgangsgesteine variieren auch die Bodentypen der Untersuchungsflächen (EB_ST11: Gley-Pseudogley, EB_ST12: Humusgley, EB_ST13: Braunerde/Parabraunerde). Der Humus wird als Mull eingestuft, die Bodenart ist sandig lehmiger Schluff (EB_ST12 und ST13) bzw. schwach toniger Schluff (EB_ST11). Mit einer Hangneigung zwischen 0° und 3° weisen die untersuchten Borstgrasrasen wenig Gefälle auf. Die Ellenbergzahlen aus den Vegetationsdaten ergaben saure, trocken (EB_ST11) bis frische (EB_ST12 und ST13) und helle Standortbedingungen (Volllicht), einen geringen Stickstoffgehalt sowie mäßig warme Temperaturen.

Charakteristische Pflanzenarten/Artengruppen

Allerdings sind die Untersuchungsflächen der Zentralassoziation des Violion, d. h. dem sogenannten *Polygalo-Nardetum* zuzuordnen. Bei detaillierter Betrachtung sind die Borstgrasrasen der Flächen EB_ST11 und EB_ST12 als *Galium saxatile* Vikariante anzusprechen - diese ozeanisch beeinflussten, basenarmen Bestände werden durch die Trennarten *Meum athamanticum*, *Lathyrus*

Tab. 130: Übersicht über die Tiergruppen, die Kennarten(gruppen), Feuchte-, Säure- und Nährstoffgruppen sowie Grundarten(gruppen) für die Biotoptypen Borstgrasrasen, Goldhaferwiese und Halbtrockenrasen aufwiesen.

	Borstgrasrasen	Goldhaferwiese	Halbtrockenrasen
Kennarten			
	Oribatida		
	Enchytraeidae		
		Oribatida	
		Collembola	
		Enchytraeidae	
			Oribatida
			Collembola
			Diplopoda
			Enchytraeidae
Feuchtgruppen			
frisch bis feuchte Standorte	Oribatida	Oribatida	
Säuregruppen			
saure Standorte	Enchytraeidae	Enchytraeidae	
schwach saure bis neutrale Standorte (Grünland/Wald)	Lumbricidae	Lumbricidae	Lumbricidae
		Enchytraeidae	
basenreiches Offenland		Enchytraeidae	Collembola
Grundarten			
sauer-mesophiles Grünland	Oribatida	Oribatida	
	Collembola	Collembola	
mager-mesophiles Grünland	Oribatida	Oribatida	Oribatida
	Collembola	Collembola	Collembola
mageres Grünland	Oribatida		Oribatida
Grundarten des Grünlandes			
	Collembola	Collembola	Collembola
Grundarten des Offenlandes			
	Enchytraeidae	Enchytraeidae	Enchytraeidae
Grundarten Verbuschung/Verbrachung			
	Oribatida		
	(nur EB_ST12)		

Tab. 131: Übersicht über die Individuen- und Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen, die in den Borstgras- und Halbtrockenrasen sowie den Goldhaferwiesen nachgewiesen wurden.

	Borstgrasrasen		Goldhaferwiese		Halbtrockenrasen		Gesamt	
	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl	Individuen	Artenzahl
Oribatida	5.850	71	3.793	56	3.933	50	13.576	103
Collembola	9.755	35	9.051	31	4.562	28	23.368	46
Diplopoda	183	8	134	10	319	10	636	18
Chilopoda	50	11	45	10	24	5	119	13
Lumbricidae	378	10	1.065	9	245	8	1.688	10
Enchytraeidae	10.317	29	6.652	51	4.043	27	21.012	66
gesamt	26.533	164	20.740	167	13.126	128	60.399	256

linifolius und *Galium saxatile* angezeigt. Die Fläche EB_ST13 ist floristisch verarmter, bis auf *Galium saxatile* fehlen die Kennarten dieser Vikariante.

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten	
Oribatida	Enchytraeidae
<i>Porobelba spinosa</i>	<i>Achaeta parva</i>
<i>Chamobates cuspidatus</i>	
<i>Oppeia (Oppeia) splendens</i>	

Kennzeichnende Artengruppen:

Feuchtegruppe: frische bis feuchte Standorte

Säuregruppen: saure, schwach saure bis neutrale Standorte

Grundartengruppen: sauer-mesophiles, mager-mesophiles und mageres Grünland, Grün- und Offenland, Verbuschung/Verbrachung

Storchschnabel-Goldhaferwiese (*Geranio sylvatici-Trisetum* Knapp ex Oberd. 1957)

Biotoptyp: 34.07.02.02 Artenreiche, frische (Mäh-) Weide der montanen bis hochmontanen Stufe (Riecken et al. 2003) / E2.231 Western Hercynian submontane hay meadows (EUNIS-Klassifikation 2016)

Schutzstatus: FFH-Gebiet Harzer Bachtäler

Kurzcharakterisierung: Die hier untersuchten Goldhaferwiesen werden durch einschürige Wiesennutzung (EB_ST21), extensive Beweidung (EB_ST22) bzw. Mähweide-Wechselnutzung (EB_ST23) unterschiedlich gepflegt und erhalten. Weiterhin sind die auf einer Höhenlage zwischen 510 und 591 m ü. NHN gelegenen Untersuchungsflächen durch einen sauren pH-Wert (pH = 4,33-4,85) und mäßige bis eutrophe Standortbedingungen gekennzeichnet. Das Untergrundgestein wird aus den Mischformationen der Steiger- (EB_ST21 und ST22) und Harzgeröder Schichten (EB_ST23) gebildet, die beide unter anderem Tonschiefer, Sandsteine und Quarzite enthalten. Der Bodentyp der Flächen EB_ST21 und ST22 ist als Braunerde, der der Fläche EB_ST23 ist als Gley-Pseudogley anzusprechen. Der Humus wird auf allen Flächen als Mull und die Bodenart als schwach toniger Schluff eingestuft. Mit einer Hangneigung zwischen 0° und 3° weisen die untersuchten Goldhaferwiesen wenig Gefälle auf. Im Gegensatz zu den gemessenen Boden-pH-Werten ergaben die Ellenbergzahlen aus den Vegetationsdaten eher neutrale Standortbedingungen, darüber hinaus frische (EB_ST21 und ST23) bis feuchte

(EB_ST22) und generell helle Standortbedingungen (Volllicht), einen geringen bis mäßigen Stickstoffgehalt sowie mäßig warme Temperaturen.

Charakteristische Pflanzenarten

Die Standorte aller drei Flächen gehören der Zentral-assoziaton, dem *Geranio-Trisetum* an. Die Flächen zeichnen sich durch Kennarten des Verbands und Unterverbands, wie z. B. *Geranium sylvaticum*, *Phyteuma nigrum* und *Bistorta officinalis*, aus. Klar definierte Charakterarten, die die Gesellschaft eindeutig kennzeichnen, sind für diese Gesellschaft nicht vorhanden. Arten wie beispielsweise *Bistorta officinalis* zeigen den sehr frischen Charakter der Hochland-Wiesen an.

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten		
Oribatida	Enchytraeidae	Collembola
<i>Phthiracarus compressus</i>	<i>Achaeta</i> sp. (BUUS)	<i>Paratullbergia callipygos</i>
<i>Pantelozetes paolii</i>	<i>Achaeta unibulba</i>	<i>Protophthora procampata</i>
	<i>Cernovitiella</i> sp.	
	<i>Enchytronia baloghi</i>	
	<i>Hemifridericia parva</i>	
	<i>Marionina deminuta</i>	

Kennzeichnende Artengruppen:

Feuchtegruppe: frische bis feuchte Standorte

Säuregruppen: saure, schwach saure bis neutrale Standorte, basenreiches Offenland

Grundartengruppen: sauer-mesophiles, mager-mesophiles Grünland, Grün- und Offenland

Enzian-Schillergras-Rasen (basenreicher Halbtrockenrasen) (*Gentiano-Koelerietum pyramidatae* Knapp ex bornkamm 1960)

Biotoptyp: 34.02.01.02.02 subkontinentaler Halbtrockenrasen auf karbonatischem oder sonstigem basenreichen Boden, beweidet (inkl. Mähweide) (Riecken et al. 2003) / E1.2623 Harz [Mesobromion] (EUNIS-Klassifikation 2016)

Schutzstatus: FFH-Gebiet Devonkalkgebiet bei Elbingerode und Rübeland

Kurzcharakterisierung: Die untersuchten Halbtrockenrasen sind durch extensive Beweidung entstandene Grünländer, die als primäre Ersatzgesellschaft anspruchsvoller Buchenwälder (hier Zahnwurz-Buchenwälder) gelten. Extensive Beweidung durch Schafe

ist auch aktuell die wichtigste Pflegemaßnahme zum Erhalt der Halbtrockenrasen. Die Untersuchungsflächen liegen auf einer Höhe zwischen 462 bis 489 m ü. NHN und sind durch einen neutralen Boden-pH-Wert (pH= 6,05-6,82) und magere Standortbedingungen (niedrige Ellenbergzahlen für den Stickstoffgehalt) gekennzeichnet. Bedingt durch das Untergrundgestein (heller massiver Kalkstein), liegt der Boden-pH-Wert somit deutlich höher als in den Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen. Als Bodentypen haben sich auf allen drei Halbtrockenrasen-Standorten Braunerden-Fahlerden und Fahlerden ausgebildet. Die Humusform ist durchgehend Mull, die Bodenart auf den Flächen EB_ST31 und EB_ST33 sandiger Schluff und auf der Fläche EB_ST32 mittel schluffiger Sand.

Die Hangneigung variiert zwischen den Untersuchungsflächen deutlich: Die Fläche EB_ST31 hat kein Gefälle, die Flächen EB_ST32 und EB_ST33 weisen mit Hangneigungen von jeweils 20° dagegen ein starkes Gefälle auf. Die Ellenbergzahlen aus den Vegetationsdaten ergaben basische, trockene und helle Standortbedingungen (Vollicht), einen geringen Stickstoffgehalt sowie warme Temperaturen.

Charakteristische Pflanzenarten/Artengruppen

Alle drei Untersuchungsflächen gehören zur Gesellschaft des *Gentiano Koelerietum typicum*. Die Gesellschaft wird in dieser Untersuchung durch die Kennarten *Cirsium acaule* und *Koeleria pyramidata* gekennzeichnet. Eine relativ gute Wasserversorgung der Flächen wird durch die Arten der *Primula veris*-Gruppe angezeigt.

Charakteristische Bodentierarten

Kennarten			
Oribatida	Enchytraeidae	Diplopoda	Collembola
<i>Rhysotritia ardua</i>	<i>Achaeta eiseni</i>	<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	<i>Orchesella frontimaculata</i>
<i>Fosseremus laciniatus</i>	<i>Bryodrilus librus</i>	<i>Polydesmus angustus</i>	<i>Isotomodes productus</i>
<i>Scutovertex sculptus</i>	<i>Fridericia lenta</i>	<i>Propolydesmus testaceus</i>	
<i>Pilogalumna crassiclava</i>	<i>Fridericia maculatiformis</i>		
	<i>Fridericia</i> sp. (ALAT)		

Kennzeichnende Artengruppen:

Säuregruppen: schwach saure bis neutrale Standorte, basenreiche Offenlandstandorte

Grundartengruppen: mager-mesophiles und mageres Grünland, Grün- und Offenland

8.6 Auswertung der Fragestellungen in Bezug auf die ausgewählten FFH-Lebensraumtypen in Sachsen-Anhalt

Frage 1: Inwieweit konnte eine bodenbiologische Charakterisierung der ausgewählten Biotoptypen umgesetzt werden?

Durch das umfangreiche Probenahmedesign, das die Erfassung abiotischer Bodenparameter (z. B. Boden-pH-Wert, Wassergehalt etc.), standortsspezifischer Ellenbergzahlen, zentraler Bodentiergruppen (Oribatida, Collembola, Diplopoda, Chilopoda, Lumbricidae und Enchytraeidae) und Vegetationsaufnahmen beinhaltete, konnte eine gute bodenbiologische Charakterisierung der drei Biotoptypen erreicht werden. Diese bodenbiologische Charakterisierung wurde durch die Anwendung verschiedener Auswertungsmethoden (z. B. Erstellung von Kreuztabellen zur Ermittlung von Kennarten, Korrespondenz- und Indikatorartenanalysen) unterstützt: Die erhobenen Datensätze wurden (statistisch) analysiert und bodenbiologische „Muster“ der einzelnen Biotoptypen verdeutlicht.

Als eine wichtige Basis für die bodenbiologische Charakterisierung der Biotoptypen ist das jeweilige Ausgangsgestein der Untersuchungsflächen anzusehen, das zusammen mit den klimatischen Bedingungen die Bodenbildung und den Boden-pH-Wert steuert. Speziell Unterschiede im Boden-pH-Wert in Kombination mit Unterschieden in den Feuchtigkeitsverhältnissen zwischen den Biotoptypen führen zu deutlichen Unterschieden in den Bodentiergemeinschaften:

So weisen die basenreichen Halbtrockenrasen bei Elbingerode Kalkstein als Ausgangsgestein auf, der Boden-pH-Wert liegt entsprechend im neutralen Bereich und die Ellenbergzahlen der nachgewiesenen Pflanzenarten zeigen sogar basenreiche Verhältnisse an. Neben dem relativ hohen pH-Milieu zeichnen sich die Habitatbedingungen der untersuchten Halbtrockenrasen durch Trockenheit und Wärme aus (siehe Ellenbergzahlen der Pflanzen). Die Kombination dieser miteinander verzahnten Faktoren (hoher Boden-pH-Wert, Wärme, Trockenheit, spezifische Pflanzengesellschaft) führt vermutlich dazu, dass 4 der 6 untersuchten Tiergruppen Kennartengruppen für Halbtrockenrasen aufweisen (Borstgrasrasen 2, Goldhaferwiesen 3 der 6 untersuchten Tiergruppen). Diese Kennartenartengruppen der Halbtrockenrasen beinhalten entsprechend auch Arten, bei denen bekannt ist, dass sie basenreiche, wärmeexponierte Habitate besiedeln (siehe z. B. *Isotomodes productus* innerhalb der Collembolen).

Im Gegensatz zu dem Ausgangsgestein der Halbtrockenrasen variiert das Ausgangsgestein der

Borstgrasrasen- und Goldhaferwiesenflächen in seiner Zusammensetzung stark: Es handelt sich dabei um Mischformationen der Stieger Schichten und der Harzgeröder Zone (beide Mischformationen liegen in den Borstgrasrasen- und Goldhaferwiesenflächen vor), die jeweils Anteile an z. B. Tonschiefer, Sandsteinen und Quarziten enthalten, aber auch Diabas (Stieger Schichten) und Kalkstein (Harzgeröder Schichten). Eine Borstgrasrasenfläche (Großer Rappenberg, EB_ST12) weist „reinen“ Diabas als Untergrundgestein auf. Entsprechend der Diversität des Ausgangsgesteins haben sich sehr unterschiedliche Bodentypen auf den Untersuchungsflächen entwickelt (z. B. Gley-Pseudogley und Braunerden), wobei der Boden-pH-Wert der Goldhaferwiesen zwar auch im sauren Bereich liegt (Mittelwert: 4,64), aber durchgehend höher ist als in den Borstgrasrasen (Mittelwert: 3,87). Auch in diesen beiden Biotoptypen wird die Struktur der Bodentiergemeinschaft durch eine Kombination von Faktoren gesteuert: Die sauren, mageren Bedingungen der Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen werden z. B. durch Grundarten des sauer-mesophilen Grünlandes angezeigt, wie u. a. *Supraphorura furcifera* (Collembola) oder *Galumna obvia* (Oribatida). Weiterhin sind z. B. *Supraphorura furcifera* (innerhalb der Collembola), *Porobelba spinosa* (innerhalb der Oribatida) und *Oconnorella tubifera* (innerhalb der Enchytraeidae) Indikatoren für die waldähnlichen Standortbedingungen der Borstgrasrasenflächen, die somit „Waldarten“ aufweisen (z. B. *Supraphorura furcifera*, *Paratullbergia callipygos*) aber auch typische Offenlandarten wie *Metaphorura affinis* (Collembola). Innerhalb der Oribatiden gibt es zudem Arten, die der Feuchtegruppe „frisch bis feuchte Standorte“ zugeordnet werden können und entsprechend in den Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen nachgewiesen wurden, nicht aber in den Halbtrockenrasen. Trotz der auffälligen Ähnlichkeiten in der „bodenbiologischen Charakteristik“ der Biotoptypen Borstgrasrasen und Goldhaferwiese gab es auch deutliche Unterschiede: So konnten aufgrund der Unterschiede im Boden-pH-Wert innerhalb der Enchytraeidae wesentlich mehr Arten auf den Borstgrasrasen der Säuregruppe „sauer“ zugeordnet werden als auf den Goldhaferwiesen. Die Art *Fridericia galba*, die basenreiches Offenland bevorzugt, konnte dagegen nur in den Goldhaferwiesen nachgewiesen werden. Insgesamt lassen sich die 3 Biotoptypen somit gut bodenbiologisch charakterisieren und auch voneinander abgrenzen, wobei sich vor allem die basenreichen Halbtrockenrasen deutlich von den beiden anderen Biotoptypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen) unterscheiden.

Kennartengruppen wurden innerhalb der untersuchten Bodentiergruppen für alle 3 Biotoptypen identifiziert,

was darauf hinweist, dass es auch hinsichtlich der Bodenbiologie und Pflanzensoziologie deutliche Unterschiede zwischen den auf den ersten Blick „ähnlichen“ Borstgrasrasen- und Goldhaferwiesenflächen gab. Auf diese Kennartengruppen wird bei der Beantwortung von Frage 2 näher eingegangen.

Frage 2: Konnten Charakter-/Kennarten innerhalb der Bodentiergemeinschaften der 3 ausgewählten Biotoptypen identifiziert werden?

Für alle drei untersuchten Biotoptypen (FFH-Lebensraumtypen) konnten Kennarten innerhalb der untersuchten Bodentiergemeinschaft identifiziert werden. Dabei wiesen die Oribatiden und Enchytraeiden für alle Biotoptypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, Halbtrockenrasen) Kennartengruppen bzw. Kennarten auf, was auf die Eignung dieser Tiergruppen für eine Kennartenidentifizierung/Kennartennutzung der geschützten FFH-Lebensraumtypen hinweist. Auch die untersuchten Collembolengemeinschaften beinhalteten zumindest für die Halbtrockenrasen und die Goldhaferwiesen Kennarten(gruppen); die Diplopoden wiesen für die Halbtrockenrasen 3 Kennarten auf. Festzuhalten bleibt, dass viele der identifizierten Kennarten auch in anderen Biotoptypen nachgewiesen werden konnten (siehe z. B. *Isotomodes productus* (Collembola) als Kennart für die Halbtrockenrasen; Abfrage der Datenbank Edaphobase mit Hilfe von Edaphostat). Trotzdem muss das Fehlen einer Art wie beispielsweise *Isotomodes productus* in einem als „basenreichen Halbtrockenrasen“ definierten Biotyp als kritisch beurteilt werden, da sie „überregional“ verbreitet ist (es handelt sich also nicht um einen „lokalen Effekt“) und von ihrer Ökologie her in einem solchen relativ trockenen, wärmeexponierten und basenreichen Lebensraum zu erwarten ist. Das Fehlen mehrerer dieser Kennarten bzw. des Artenkomplexes deutet somit auf eine Störung des untersuchten Biotyps hin. Auch das Fehlen von Kennarten-Komplexen anderer Bodentiergruppen in dem entsprechenden Biotyp (z. B. die Kennartengruppe der basenreichen Halbtrockenrasen um *Rhysotritia ardua*, Oribatida) ist als kritisch zu bewerten. Denn eine Störung der Bodentier-Lebensgemeinschaft zeigt sich in besonderem Maße, wenn die Kennartengruppen mehrerer taxonomischer Gruppen ausfallen.

Insgesamt lassen sich mit den hier identifizierten Kennartengruppen der untersuchten Bodentiergruppen (speziell Oribatida, Collembola, Enchytraeidae, Diplopoda) Kennartenlisten für die drei untersuchten FFH-Lebensraumtypen (Biotoptypen: Borstgrasrasen, Goldhaferwiese, basenreicher Halbtrockenrasen) erstellen.

Inwieweit sich die identifizierten Kennarten der untersuchten Bodentiergruppen in die Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland integrieren lassen, ist zu diskutieren. Für Pseudoskorpione gibt es z. B. schon entsprechende Empfehlungen. Die vorliegende Untersuchung gibt in jedem Fall Hinweise darauf, welche Arten in den „Steckbriefen“ (Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der entsprechenden Bodentierarten) berücksichtigt werden könnten. Speziell zur Methodik der Erfassung von Bodentieren/abiotischen Bodenparametern liefert diese Länderstudie einen wertvollen Beitrag (siehe z. B. die quantitative Erfassung von Bodentieren mittels Stechzylindern). Zusätzliche Datensätze aus der Datenbank Edaphobase können zudem helfen, Verbreitungsschwerpunkte der einzelnen Bodentierarten zu ermitteln.

Als Empfehlung für zukünftige Untersuchungen erscheinen weitere Datenerhebungen (Umweltparameter, Bodentiergemeinschaften) in den entsprechenden Biotoptypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, Halbtrockenrasen) in anderen Regionen Deutschlands (z. B. Halbtrockenrasen in der Rhön, Hessen) zur Beurteilung der Qualitäten der hier ermittelten Kennarten(gruppen) als sinnvoll.

Frage 3: Konnten Habitatfaktoren bestimmt werden, die wichtige Steuergrößen für die Biodiversität der Bodentiergemeinschaften darstellen?

Wie in vielen anderen Untersuchungen (Hågvar 1984, Schaefer & Schauer mann 1990, Salamon 2001) scheint der pH-Wert in dieser Freilandstudie eine wichtige Steuergröße für die Verbreitung, Abundanz und Biodiversität der Bodentiergemeinschaft zu sein.

Innerhalb dieser Untersuchung unterschied sich der Boden-pH-Wert deutlich zwischen den basenreichen Halbtrockenrasen, den mäßig sauren Goldhaferwiesen und den sauren Borstgrasrasen, was zu Unterschieden in den einzelnen Bodentiergemeinschaften führte (siehe z. B. Collembola, Enchytraeidae und Lumbricidae). Vor allem innerhalb der Lumbricidae und Enchytraeidae wurden viele Arten identifiziert, die bestimmten Säuregruppen zugeordnet werden konnten (z. B. *Aporrectodea caliginosa* (Lumbricidae): Schwach saure bis neutrale Standorte; *Achaeta affinis* (Enchytraeidae): Saure Standorte).

Azidophobe Collembolenarten wie *Pseudosinella alba* fehlten völlig in den bodensauren Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen, traten aber in den basenreichen Halbtrockenrasen auf. Eine azidophile Collembolenart wie *Supraphorura furcifera*, die auch in bodensauren Wäldern vorkommt, fehlte dagegen in den basenreichen Halbtrockenrasen.

Auch die Standortbedingungen Feuchte und Wärme, ermittelt anhand der Ellenbergzahlen der Pflanzen, sind wichtige Steuergrößen für die Struktur der untersuchten Bodentiergemeinschaften der 3 Biotoptypen. Eine wärmeliebende Collembolenart, wie z. B. *Isotomodes productus*, die relativ warme und trockene Habitate bevorzugt, konnte als Kennart für die Halbtrockenrasen identifiziert werden und fehlte in den frischen bis feuchten und mäßig warmen Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen. Eine Art wie *Paratullbergia callipygos*, die auch in den regenreichen und relativ kühlen Fichten- und Buchenwäldern des Sollings nachgewiesen wurde (mittlerer Jahresniederschlag: 1045 mm, durchschnittliche Jahrestemperatur im langjährigen Mittel: 6,5 °C), konnte dagegen auf den warmen Halbtrockenrasenflächen nicht nachgewiesen werden. Auch für die Chilopoden ist die Ellenbergzahl für Feuchte eine wichtige Steuergröße für die Zusammensetzung der Gemeinschaft, was sich u. a. daran zeigt, dass sie als signifikante Umweltvariable mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) identifiziert wurde (siehe Kapitel 8.4.4.3). Für die Diplopoden ist die Ellenbergzahl für Wärme eine Umweltvariable, die die Struktur der Gemeinschaft mitprägt (siehe Kapitel 8.4.3.2).

Frage 4: Ist aus den Ergebnissen dieser Untersuchung abzuleiten, ob über Kennarten die Qualität der Biotope einzuschätzen ist (naturschutzfachliches Ziel)?

Ja, die identifizierten Kennarten eignen sich, um die Qualität einzelner Biotope einschätzen zu können, wobei das Fehlen mehrerer Kennarten auf Störungen der Biotope hindeuten könnte (z. B. eine zunehmende Versauerung der basenreichen Halbtrockenrasen). Wie bereits erwähnt, fehlen allerdings weiterführende Untersuchungen, z. B. die Erfassung von Bodentiergemeinschaften auf anderen basenreichen Halbtrockenrasen (wie beispielsweise im Göttinger Raum), um die Qualität der in dieser Studie ermittelten Kennarten abschließend beurteilen zu können.

„Geeignete Kennarten“ für einen bestimmten Biotyp sind Bodentierarten, die überregional auftreten (also z. B. in Halbtrockenrasen des Harzes, des Göttinger Raumes oder der Rhön) und so als Bewertungsmaßstab für die Qualität einzelner Biotoptypen herangezogen werden können.

9 Abschlusssdiskussion

Diskussion der Länderstudien ergebnisse

Die Ziele der Edaphobase-Länderstudien waren, 1) konkrete naturschutzfachliche Fragestellungen zu bearbeiten, 2) einen umfassenden bodenökologischen

Datensatz zu erheben, der sowohl als Grundlage für Referenzwertbildungen für verschiedene Biotoptypen als auch der Erweiterung des langfristig verfügbaren Datenbestands von Edaphobase dienen sollte und 3) die Nutzbarkeit der Datenbank für ein bodenbiologisches Monitoring zu testen (vgl. Kap. 3.1.4). Im Folgenden wird diskutiert, inwieweit diese Ziele im Rahmen des Projekts erreicht wurden.

Zu 1) Zu Beginn der Studien wurden durch Vertreter dreier Landesbehörden (Sachsen, Sachsen-Anhalt, Bayern) sowie des Nationalparks Eifel konkrete Fragestellungen formuliert (siehe Kap. 5.1, 6.1, 7.1, 8.1), die anschließend bearbeitet wurden. Die Fragestellungen unterschieden sich hinsichtlich ihrer Zielsetzungen entsprechend der Aufgaben und Interessenschwerpunkte der Institutionen:

- **Nationalpark Eifel:** Die Fragestellungen des NP Eifel bezogen sich vor dem Hintergrund des Waldumbaus (Umwandlung von Fichten- in Laubwaldbestände) insbesondere auf Wald-Biotoptypen sowie ein maßnahmenbegleitendes Biodiversitäts-Monitoring (Kap. 5.1, 5.6).
- **Sachsen:** Der Fokus der Länderstudie in Sachsen lag darauf, die ökologische Bedeutung der Bodentiere zu erfassen, um den Einfluss anthropogener Eingriffe auf Bodenorganismen einschätzen zu können (Kap. 6.1, 6.6).
- **Bayern:** Das Interesse der Vertreter der LfL Bayern bestand schwerpunktmäßig darin, eine Beurteilung der Boden-Biodiversität, insbesondere der Regenwürmer, in landwirtschaftlich genutzten Flächen durchzuführen (Kap. 7.1, 7.6).
- **Sachsen-Anhalt:** Die Ziele der Länderstudie in Sachsen-Anhalt waren, die untersuchten FFH-Lebensraumtypen bodenbiologisch zu charakterisieren, spezifische Kennarten zu identifizieren und deren Eignung als Indikatoren zu bewerten (Kap. 8.1, 8.6).

Im Projektverlauf wurden die verschiedenen Fragestellungen durch die Projektpartner mittels einheitlicher Standardmethodik bearbeitet (vgl. Kap. 4), wobei verschiedene Bodentiergruppen (Oribatida, Collembola, Chilopoda, Diplopoda, Lumbricidae, Enchytraeidae), ausgewählte Standortfaktoren und die Vegetation erfasst wurden. Es konnte gezeigt werden, dass die Bodentiere zur Charakterisierung von Standorten und zur Bewertung verschiedener anthropogener Einflüsse verwendet werden können. Die Ergebnisse der vier Länderstudien sind in Kap. 5-8 aufgeführt.

Zu 2) Trotz der o. g. unterschiedlichen Schwerpunkte bzw. Themengebiete der beteiligten Landesbehörden und des NP Eifel beinhalten die Fragestellungen einige grundlegende Gemeinsamkeiten: Alle

Interessensbekundungen enthalten die Zielsetzung Bodentier-Lebensgemeinschaften zur Beurteilung des Bodenzustands und ggf. zur Kontrolle durchgeführter Naturschutz-Maßnahmen oder anthropogener Einflüsse heranzuziehen. Hierzu ist es erforderlich, Referenz-Lebensgemeinschaften für sinnvoll ausgewählte Standortklassen zu bestimmen („Soll-Werte“), denen eine aktuelle, zu bewertende Zönose vergleichend gegenübergestellt wird („Ist-Werte“). Einer Bewertung des aktuellen Zustands muss die Definition von Grenzwerten bzw. Minimum-Standards vorausgehen, d. h. einer Schwelle, ab der die Störung einer Lebensgemeinschaft als nicht hinnehmbar einzustufen ist (siehe Kap. 3.1.1-3.1.3).

Eine gemeinsame Betrachtung der Daten aller vier Bundesländer wurde bereits in den einzelnen Studien durchgeführt, indem jeweils die gesamten Datensätze der Tiergruppen für die Identifizierung der Kennarten sowie der edaphischen- und Grundartengruppen herangezogen wurden. Dies wurde als notwendig erachtet, da die Betrachtung der Artenspektren aller Biotoptypen eine breitere Basis für die Auswertungen ergab und die Standorttypen (Wald, Acker, Grünland) auf die verschiedenen Bundesländer verteilt waren (siehe **Tab. 1**). Die Zönosen der Bodentiere, die auf den untersuchten Biotoptypen nachgewiesen wurden, ließen ein jeweils charakteristisches Muster in der Verteilung der Taxa erkennen. Dieses bestand zum einen aus den Kennartengruppen, deren Vertreter im gesamten Länderstudien-Datensatz entweder nahezu ausschließlich in dem entsprechenden Biotyp auftraten, oder aber innerhalb der beiden Formationen Wald und Offenland die jeweiligen Biotoptypen charakterisierten (z. B. Oribatida, **Abb. 116, 117**). Zum anderen existierten verschiedene edaphische Gruppen, deren Vorkommen durch die Bodeneigenschaften (Säuregehalt, Feuchtebedingungen etc.) bestimmt wurde sowie die Grundartengruppen mit einer weiteren ökologischen Amplitude, die jedoch bestimmte Standorttypen (Laubwälder etc.) präferierten. Darüber hinaus wurden stetige und sporadisch auftretende Begleitarten erfasst (vgl. Kap. 4.5).

Die Entscheidung, zu Projektbeginn die Standorte in zwei Standortgradienten (basisch und sauer, von naturnahen Waldstandorten bis hin zu Ackerflächen) anzulegen, zeigte sich als zielführend, um die synökologischen Beziehungen von Standorten und deren Lebensgemeinschaften zu analysieren. Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass über Tiergruppen und Pflanzenbestände hinweg eindeutige synökologische Beziehungen ausgebildet sind. Für die Sichtbarmachung dieser Beziehungen ist eine synökologische Bewertung einzelner Arten über den jeweiligen Untersuchungsrahmen (d. h. den Datensatz

einer einzelnen Studie, z. B. Nationalpark Eifel) hinweg erforderlich. Statistische Analysen sind hierfür nur dann als sinnvoll einzustufen, wenn es gelingt, synökologische Erfahrungen aus einem größeren Kontext einzubinden. Bislang fehlen jedoch vergleichbare systematische bodenbiologische Untersuchungen der entsprechenden Biotoptypen, um die Ergebnisse der Länderstudien in einen weiteren geographischen Kontext zu setzen. Vergleiche mit anderen Studien waren meist nur auf höheren Biotoptypen-Ebenen möglich (siehe z. B. Kap. 8.4.1.3, 8.4.6.2). Um einschätzen zu können, inwieweit die Muster aus Kennarten/Kennartengruppen, edaphischen- und Grundartengruppen auch überregional als Referenzen für die jeweiligen Biotoptypen zu bewerten sind, ist es daher notwendig, weitere Untersuchungen der gleichen Biotoptypen und taxonomischen Großgruppen in anderen Regionen vorzunehmen. Hierfür ist das Informationssystem Edaphobase die geeignete Datenbank und Plattform, auf der Datensätze hinterlegt werden können und für spätere und umfassendere Analysen online zugänglich werden.

Ein weiteres Ziel der Länderstudien war es, den Datenbestand von Edaphobase zu erweitern. Dies ist gelungen, indem der Datenbank insgesamt 25.517

Datensätze (d. h. Beobachtungen eines Taxons zu einem Zeitpunkt an einem Ort) hinzugefügt wurden. Bei einem aktuellen Datenbestand von 356.875 Datensätzen (Abfrage von Edaphobase am 13.03.2019) beträgt der Anteil der Länderstudien-Daten somit 7,2%. Insbesondere bei der gesonderten Betrachtung von Aufsammlungen, bei denen vollständige Artenspektren aufgenommen wurden, macht der Länderstudien-Datensatz einen bedeutenden Anteil aus: Insgesamt liegen in Edaphobase 179.696 Datensätze aus umfassenderen Erhebungen (Artenspektrum, qualitativ und quantitativ) vor, wovon ein Anteil von 14,2% auf die Länderstudien-Daten entfällt.

Zu 3) Für die Auswertung der erhobenen Länderstudien-Daten kam die Datenbank Edaphobase zum Einsatz. Die beiden Analyse-Tools Edaphostat (Hausen et al. 2017) sowie Edaphoclass wurden dazu genutzt, Habitatpräferenzen einzelner Arten sowie die typischen Artenspektren ausgewählter Biotoptypen zu ermitteln. Dies erwies sich als hilfreich für die Beurteilung der vorgefundenen Ergebnisse (Kap. 5-8). Es zeigte sich jedoch auch, dass die Verwendbarkeit dieser Tools erheblich davon abhängt, dass eine ausreichende Anzahl verwendbarer Datensätze in Edaphobase hinterlegt ist, die bestimmten Qualitätsanforderungen

	Buche (sauer, NW)	Laubwald (basenreich, SN)	Fichte (NW)	Eiche (NW)	Kiefer (SN)
Kennarten					
Grundarten der Laubwälder					
Feuchtegruppen					
Nährstoffgruppe					
Säuregruppen					
stetige Begleitarten					

Abb. 116: Artengruppen der Oribatiden, die in den untersuchten Waldstandorten der Länderstudien nachgewiesen wurden; NW: Nationalpark Eifel, SN: Sachsen.

entsprechen. Darüber hinaus wurden die Länderstudien-Daten in Edaphobase hochgeladen, so dass sie über das Edaphobase-Portal (<https://portal.edaphobase.org/>, aufgerufen am 13.03.2019) online zur Verfügung stehen und als Vergleichsdatensätze anderer bodenbiologischer Datenerhebungen verwendet werden können.

Empfehlungen zur Auswahl von Bodentiergruppen für Monitoring-Vorhaben

In einer Richtlinie des VDI (2014) wurden verschiedene Kriterien zur Auswahl von Bodentiergruppen für das Monitoring der Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen bereits ausführlich vorgestellt. Diese Kriterien sowie weitere Informationen anderer Autoren (Bispo et al. 2009, Pulleman et al. 2012, Faber et al. 2013) wurden für die Auswahl der in den Länderstudien untersuchten Taxa berücksichtigt. Ein wichtiges Kriterium war insbesondere der Informationswert der taxonomischen Gruppe für bestimmte Standorttypen (Wald, Grasland, Acker) durch das Auftreten von Zeigerarten (VDI 2014, vgl. Kap. 3.2.1). Die Ergebnisse der Länderstudien verdeutlichen die Wichtigkeit, den Informationswert der

Bodentiergruppen bei der Planung bodenbiologischer Untersuchungen einzubeziehen. Der Vergleich zwischen den Bodentiergruppen ergab, dass bestimmte Taxa besser zur Charakterisierung der unterschiedlichen Standorttypen geeignet waren als andere. Es zeigte sich beispielsweise, dass die Oribatiden innerhalb der Wald- und extensiven Grünlandstandorte deutliche Artengruppen bildeten, die Ackerflächen und Intensivgrünländer jedoch nahezu ausschließlich von unspezifisch auftretenden Begleitarten besiedelt waren. Im Gegenzug dazu konnten für die Enchytraeiden zumindest für die Intensivgrünländer und Löss-Äcker Kennarten identifiziert werden (vgl. Kap. 7.4.6.2, **Tab. 94**). Für geplante Monitoring-Vorhaben muss daher berücksichtigt werden, dass die Artengruppen ausgewählt werden, die für den gewählten Biotoptyp eine entsprechende Aussagekraft aufweisen. Analog zur VDI-Richtlinie (VDI 2014) ist darüber hinaus zu empfehlen, mehrere Artengruppen zu untersuchen, die verschiedene Größenklassen, Lebensformen und Ernährungstypen abdecken, da die Tiere entsprechend ihrer Lebensweise unterschiedlich auf verschiedene Standortfaktoren reagieren. Zudem sollten Standard-Methoden zur Erfassung existieren, die erlauben, die

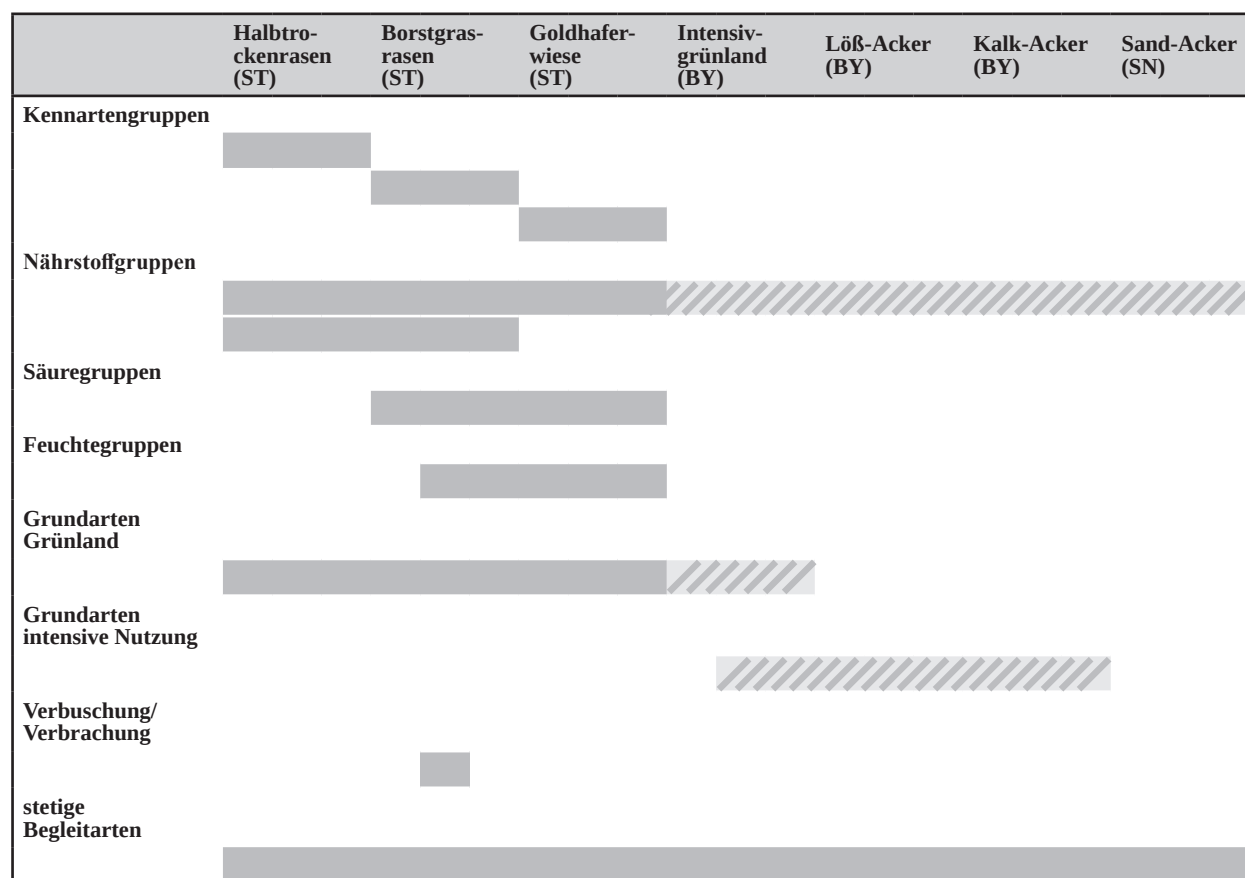


Abb. 117: Artengruppen der Oribatiden, die in den untersuchten Offenlandstandorten der Länderstudien nachgewiesen wurden; NW: Nationalpark Eifel, SN: Sachsen, BY: Bayern; schraffierte Balken: schwach kennzeichnende Artengruppen.

Ergebnisse mit denen anderer Datenerhebungen zu vergleichen und somit in einen weiteren Kontext zu setzen (siehe auch Griffith et al. 2016). Die Ergebnisse der Länderstudien zeigen, dass sich für die Untersuchung und bodenbiologische Bewertung von Waldstandorten die Artengruppen der Enchytraeidae, Diplopoda, Oribatida, Chilopoda und teilweise auch der Collembola in besonderem Maße eignen (siehe **Tab. 132**). Für die Grünländer sind dies die Enchytraeidae, Collembola und Oribatida, und lediglich die Enchytraeidae weisen eine Musterbildung auf, die eine bodenbiologische Bewertung ausgewählter Ackerstandorte auf der Grundlage von Kennartengruppen erlaubt.

Tab. 132: Artengruppen, die innerhalb der verschiedenen Standorttypen der Länderstudien ein Muster aus Kennarten-, Grundarten- und edaphischen Gruppen ausbildeten (in Klammern: schwach kennzeichnende Gruppenbildung).

Wald	Grünland	Ackerland
Enchytraeidae	Enchytraeidae	Enchytraeidae
Diplopoda	Collembola	
Oribatida	Oribatida	
Chilopoda		
(Collembola)		

10 Zusammenfassung

Das ökologisch-taxonomische Informationssystem „Edaphobase“ wurde in einer ersten Phase als Repositorium bodenzoologischer Daten entwickelt und der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt. In einer zweiten Projektphase (2013-2018) war das Ziel, die Datenbank hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit zu überprüfen sowie eine bedarfsgerechte Weiterentwicklung und Vernetzung vorzunehmen. Ein wesentlicher Baustein hierbei waren die Edaphobase-Länderstudien, deren Ergebnisse in dieser Publikation vorgestellt werden und in denen die Anwendung von Edaphobase zur Bearbeitung konkreter naturschutzfachlicher Fragestellungen verschiedener Behörden, z. B. zur Qualität und zum Erhaltungszustand des Bodens, getestet wurde. Dafür wurden in den vier Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Bayern und Sachsen-Anhalt Daten verschiedener Bodentiergruppen (Oribatida, Collembola, Chilopoda, Diplopoda, Lumbricidae, Enchytraeidae) erhoben, parallel dazu wurde die Vegetation sowie verschiedene Standortparameter aufgenommen. In jedem Bundesland wurden drei verschiedene Lebensraumtypen ausgewählt, um damit ein möglichst breites Biotoptypenspektrum abzudecken. Es wurden zwei Standortgradienten (sauer und basenreich) von naturnaher Vegetation (z. B. naturnahe Waldstandorte) bis hin zu Ersatzgesellschaften

dritter Ordnung (Äcker) untersucht. Die Probenahmen erfolgten entsprechend tiergruppenspezifischer Standardmethoden in den Jahren 2014 (Nordrhein-Westfalen, Sachsen) und 2015 (Bayern, Sachsen-Anhalt). Die erhobenen Daten wurden synökologisch, statistisch sowie mit Hilfe von Edaphobase hinsichtlich der vorab formulierten Fragestellungen ausgewertet. Die Ergebnisse zeigen, dass das Vorkommen und die Verteilung von Bodentieren typische wiederkehrende Muster bilden, die vom Biotoptyp und von den standörtlichen Gegebenheiten abhängen. Die typischen wiederkehrenden Artenzusammensetzungen wurden in Form von Referenz-Steckbriefen charakterisiert und dargestellt. Es konnte gezeigt werden, dass Bodentiergruppen sich zur Standortcharakterisierung und Bewertung anthropogener Einflüsse eignen. Des Weiteren wurde durch die Edaphobase-Länderstudie der Datenbestand von Edaphobase für die verschiedenen Tiergruppen und für verschiedene, teilweise naturschutzfachlich relevante Lebensraumtypen, erweitert. Die Durchführung der Studie, die durch das Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung, gaiac (Aachen) koordiniert wurde, erfolgte in enger Kooperation mit folgenden Partnern: Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, ECT Oekotoxikologie GmbH (Flörsheim a. M.), Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, Institut für Umweltforschung (Bio V) an der RWTH Aachen, Dr. Jörg Salamon, Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.

11 Danksagung

Die Verfasser bedanken sich bei den folgenden Personen und Institutionen für die gute Zusammenarbeit, die Bereitstellung von Informationen und Daten sowie für weiterführende Hilfestellungen:

Dr. Henning Andreae (Staatsbetrieb Sachsenforst), Dr. B. Balkenhol (SMNG), Prof. Dr. L. Beck (SMNK), J. Blöching (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, LVFZ Kringell), T. Bräutigam † (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie), Dr. P. Decker (SMNG), Deutscher Wetterdienst (DWD), B. Dickmann (NP Eifel), S. Dillan (SMNG), M. Döhler (SMNG), W. Eberlein (Sulzthal), E. Falkenberg (NP Eifel), G. Gerl (Scheyern), C. Gromotka (NP Eifel), F. Jacob (Staatsbetrieb Sachsenforst), T. Jansen (Wetterstation in Gemünd-Malsbenden), H. Jechorek (SMNG), Heike und Frank Kleemann (Benzingerode), H. Kolb (Großenhül), J. Konrad (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, LVFZ Almesbach), Helmut Koth (Heimbach), S. Krischer (Wetterstation in Heimbach-Hasenfeld), S. Lehnert (Untere Naturschutzbehörde

Landkreis Harz), Hans Joachim Mautschke (Gut Krauscha), Dr. R. Lehmitz (SMNG), V. Möller (NP Eifel), J. Müller (NfGOL), S. Obermeier (Leiblfing), Dr. A. Pardey (NP Eifel), Kerstin Rieche (LPV Harz E. V.), Dr. M. Rööß (NP Eifel), K. Röther (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, LVFZ Almesbach), Dr. G. Sautter (SMNK), Dr. P. Schnitter (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt), Dr. H.-J. Schulz (SMNG), Dr. T. Stierhof (SMNK), I. Turre (SMNG), Untere Naturschutzbehörde Görlitz, Dr. K. Voigtländer (SMNG), R. Walter (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft), Dr. S. Woas (SMNK), Prof. Dr. W. Xylander (SMNG).

Ein besonderer Dank gebührt dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die Finanzierung des Projekts (Förderkennzeichen: 01LI1301E).

12 Literatur

- Adis, J. (1979): Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. – *Zoologischer Anzeiger* **202**: 77–184.
- Albers, D. (1996): Netzbeutelversuche mit Springschwänzen (Collembolen) in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*) auf Buntsandstein: Sukzession in der Streu und Relation zur mikrobiellen Biomasse. – Diplomarbeit, Universität Göttingen.
- Albers, D. (2001) Nahrungsnetz und Stoffdynamik auf extensiv bewirtschafteten Ackerflächen – die Untersuchung stabiler Isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) im Zersetzer-Subsystem. – Dissertation, Universität Göttingen, Cuvillier Verlag Göttingen.
- Altermann, M. & K. Rabitzsch (1976): Quartäre Deckschichten im Raum Elbingerode-Rübeland (Harz). – *N. F. Hercynia* **13** (3): 295–331.
- Arbeitsgruppe Boden (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Nachdr. – Hannover: 392 pp.
- Barber, H. S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. – *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* **46**: 259–266.
- Bardgett, R. D. & W. H. van der Putten (2014): Belowground biodiversity and ecosystem functioning. – *Nature* **515**: 505–511. [doi: 10.1038/nature13855].
- Barsch, H., K. Billwitz & E. Scholz (1984): Labormethoden in der physischen Geographie. – Haack, Gotha: 160 pp.
- Barth, N., W. Brandtner, E. Cordsen, T. Dann, K.-H. Emmerich, D. Feldhaus, B. Kleefisch, B. Schilling & J. Utermann (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – In: Rosenkranz, D., G. Bachmann, W. König & G. Einsele (Hrsg.): Bodenschutz. – Erich Schmidt Verlag, Berlin: 127 pp.
- Barth, N. & H. Forberg (2013): Boden-Dauerbeobachtungsprogramm des LfULG Sachsen. Standortcharakteristika. – LfULG, Dresden, 336 pp.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz). Bundesgesetzblatt I, 502 vom 17. März 1998. [<https://www.gesetze-im-internet.de/bodschg/BBodSchG.pdf>].
- Beck, L., J. Römbke, A. M. Breure & C. Mulder (2005): Considerations for the use of ecological classification and assessment concepts in soil protection. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* **62**: 189–200.
- Beck, L., J. Römbke, F. Meyer, J. Spelda & S. Woas (2007): Bodenfauna. – In: Meyer, M. & E. Carrières (Hrsg.): Erfassung der Biodiversität im Waldgebiet “Schnellert” (Gemeinde Berdorf). – Ferrantia, Travaux Scientifiques du Musée national d’histoire naturelle Luxembourg **50**: 67–129.
- Becker, J. (1975): Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae [Coleoptera], Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. – *Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz, Beiheft* **4**: 89–140.
- Becker, J. (1982): Hundertfüßler (Chilopoda) des Bausenbergs und der östlichen Eifel. – *Decheniana, Beiheft* **27**: 76–86.
- Behan-Pelletier, V. M. (1999): Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. – *Agriculture, Ecosystem and Environment* **74**: 411–423.
- Bellinger, P. F., K. A. Christiansen & F. Janssens (1996–2019): Checklist of the Collembola of the World. [<http://www.collembola.org>; acc. 02.05.2019].
- Benito, J. C. S. & J. G. Palacios-Vargas (2007): New species of *Pseudosinella* (Collembola: Entomobryidae) from Iberian Peninsula. – *Zootaxa* **1479**: 9–19.
- Beylich, A. & U. Graefe (2009): Investigations of annelids at soil monitoring sites in Northern Germany: reference ranges and time-series data. – *Soil Organisms* **81**: 175–196.
- Beylich, A. & U. Graefe (2007): Artenzahlen von Annelidengemeinschaften (Regenwürmer und Kleinringelwürmer) – Referenzwertbereiche für unterschiedliche Standort-situationen. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **110**: 745–746.
- Beylich, A. & U. Graefe (2014): Gesamtgutachten zu den bodenzoologischen Untersuchungen an Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein für den Zeitraum 1992 bis 2012. – Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein: 204 pp.
- Bispo, A., D. Cluzeau, R. Creamer, M. Dombos, U. Graefe, P. H. Krogh, J. P. Sousa, G. Peres, M. Rutgers, A. Winding & J. Römbke (2009): Indicators for Monitoring Soil Biodiversity. – *Integrated Environmental Assessment Management* **5**: 717–719.
- Blakemore, R. J. (2002): Cosmopolitan earthworms – an eco-taxonomic guide to the peregrine species of the world. (First CD Edition). *VermEcology*, P. O. Box 414 Kippax, ACT 2615, Australia: 426 pp. + 80 Abb.

- Blakemore, R. J. (2008): An updated list of valid, invalid and synonymous names of Criodrilioidea (Criodrilidae) and Lumbricoidea (Annelida: Oligochaeta: Sparganophilidae, Ailoscolecidae, Hormogastridae, Lumbricidae, and Lutodrilidae). – In: Ito, M. T. & N. Kaneko (Hrsg.): A series of searchable texts on earthworm biodiversity, ecology and biosystematics from various regions of the world. – Yokohama University: 1–80.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2011): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – 3. Auflage, Berlin.
- Bonato, L. & A. Minelli (2014): Chilopoda Geophilomorpha of Europe: a revised list of species, with taxonomic and nomenclatorial notes. – *Zootaxa* **3770** (1): 1–136.
- Bouché, M. B. (1972): Lombriciens de France. Ecologie et Systématique. – INRA Publ. 72-2, Institut National de Recherches Agricoles Annales de Zoologie. Ecologie animale, hors série 72 (2), Paris, France: 671 pp.
- Bouché, M. B. (1977): Strategies lombriciennes. – In: Lohm, U. & T. Persson (Hrsg.): Soil organisms as components of ecosystems. – *Ecological Bulletins* **25**: 122–132.
- Braun-Blanquet, J. (1928, 1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 1, 3. Aufl., Springer, Berlin, Wien, New York.
- Brennan, A., T. Fortune & T. Bolger (2006): Collembola abundances and assemblage structure in conventionally tilled and conservation tillage arable systems. – *Pedobiologia* **50**: 135–145.
- Bretfeld, G. (1975): Neue Funde symphypleoner Collembolen (Insecta, Apterygota). – *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* **105**: 301–303.
- Bretfeld, G. (1999): Synopses on Palearctic Collembola. Volume 2. Symphypleona. – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **71** (1): 1–318.
- Briones, M. J. I., R. Mascato & S. Mato (1995): Autecological study of some earth-worm species (Oligochaeta) by means of eco-logical profiles. – *Pedobiologia* **39**: 97–106.
- Brocksieper, I. (1973): Faunistisch-Ökologische Untersuchungen an Isopoden, Diplopoden und Chilopoden im Naturschutzgebiet Siebengebirge. – Diplomarbeit, Universität Bonn: 73 pp.
- Brohmer, P. (1988): Fauna von Deutschland. Ein Bestimmungsbuch unserer heimischen Tierwelt. – 17. überarbeitete Aufl., Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 586 pp.
- Brussaard, L. (2012): Ecosystem Services Provided by the Soil Biota. – In: Wall, D., R. D. Bardgett, V. Behan-Pelletier, J. E. Herrick, T. H. Jones, K. Ritz, J. Six, D. R. Strong, & W. H. van der Putten (Hrsg.): Soil Ecology and Ecosystem Services. – Oxford University Press: 45–58.
- Burkhardt, U., D. J. Russell, P. Decker, M. Döhler, H. Höfer, J. Römbke, C. Trog, J. Vorwald, E. Wurst & W. E. R. Xylander (2014): The Edaphobase project of GBIF-Germany – A new online soil-organism zoological data warehouse. – *Applied Soil Ecology* **83**: 3–12. [<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.03.021>].
- Christensen, B. & G. Glenner (2010): Molecular phylogeny of Enchytraeidae (Oligochaeta) indicates separate invasions of the terrestrial environment. – *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* **48**: 208–212.
- Christiansen, K. (1964): Bionomics of Collembola. – *Annual Review of Entomology* **9**: 147–178.
- Christiansen, K. (2000): Extensivierung in der Landwirtschaft: Auswirkung auf Collembolen, mikrobielle Biomasse und Zersetzung von Rapsstreu. – Dissertation, Universität Göttingen, Cuvillier Verlag Göttingen.
- Clapperton, J. (1999): Tillage practices, and temperature and moisture interactions affect earthworm populations and species composition. – *Pedobiologia* **43** (6): 658–665.
- Creer, S., K. Deiner, S. Frey, D. Porazinska, P. Taberlet, W. K. Thomas, C. Potter & H. M. Bik (2016): The ecologist's field guide to sequence-based identification of biodiversity. – *Methods in Ecology and Evolution* **7**: 1008–1018.
- Csuzdi, C. S. & A. Zicsi (2003): Earthworms of Hungary (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae). – In: Csuzdi, C. S. & S. Mahunka (Hrsg.): *Pedozoologica Hungarica* No. 1, Budapest: 271 pp.
- Curry, J. P. & C. F. Tuohy (1978): A comparison of the epigeal arthropod fauna of grassland swards managed for silage production. – *Journal of Applied Ecology* **15**: 727–741.
- Dauber J., S. Klimek & T. G. Schmidt (2016): Konzept für ein Biodiversitätsmonitoring Landwirtschaft in Deutschland. – Thünen Working Paper 58, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig: 31 pp.
- De Caceres, M. & P. Legendre (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. – *Ecology* [<http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>; <http://vegmod.ctfc.cat/>].
- Decaens, T., D. Porco, R. Rougerie, G. G. Brown & S. W. James (2013): Potential for DNA barcoding for earthworm research in taxonomy and ecology. – *Applied Soil Ecology* **65**: 35–42.
- Decker, P. & K. Hannig (2011): Checkliste der Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) Nordrhein-Westfalens. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **73** (1): 3–48.
- Decker, P., C. Schmidt & K. Hannig (2009): Die Hundertfüßer und Tausendfüßer (Myriapoda, Chilopoda, Diplopoda) des Truppenübungsplatzes Haltern-Borkenberge (Kreise Coesfeld und Recklinghausen). – In: Hannig, K., M. Olthoff, K. Wittjen & T. Zimmermann: Die Tiere, Pflanzen und Pilze des Truppenübungsplatzes Borkenberge. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **71** (3): 469–478.
- Decker, P., K. Hannig, K. Voigtländer & T. Wesener (2015): Nachtrag zur Checkliste der Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) und Artenverzeichnis der

- Zwerg- und Wenigfüßer (Symphyla, Pauropoda) Nordrhein-Westfalens. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **80**: 5–22.
- Decker, P., K. Voigtländer, J. Spelda, H. S. Reip & E. N. Lindner (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Hundertfüßer (Myriapoda: Chilopoda) Deutschlands. – In: Gruttke, H., M. Binot-Hafke, S. Balzer, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70** (4): 327–346.
- Deharveng, L. (2004): Recent advances in Collembola systematics. – *Pedobiologia* **48**: 415–433.
- De Vries, F. T., E. Thébault, M. Liiri, K. Birkhofer, M. A. Tsiafouli, L. Bjørnlund, H. B. Jørgensen, M. V. Brady, S. Christensen, P. C. de Ruiter, T. d'Hertefeldt, J. Frouz, K. Hedlund, L. Hemerik, W. H. G. Hol, S. Hotes, S. R. Mortimer, H. Setälä, S. P. Sgardelis, K. Uteseny W. H. van der Putten, V. Wolters & R. D. Bardgett (2013): Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* **110**: 14296–14301.
- Didden, W. A. M. (1990): Involvement of Enchytraeidae (Oligochaeta) in soil structure evolution in agricultural fields. – *Biology and Fertility of Soils* **9**: 152–158.
- Didden, W. A. M. (2003): Oligochaeta. – In: Markert, B. A., A. M. Breure & H. G. Zechmeister (Hrsg.): *Bioindicators and Biomonitoring* (Chapter 16). – Elsevier Science Ltd., Amsterdam, Netherlands: 555–576.
- Didden, W. A. M. & J. Römbke (2001): Enchytraeids as indicator organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **50**: 25–43.
- Dierschke, H. (1994): *Pflanzensoziologie*. – Ulmer, Stuttgart: 683 pp.
- Dierschke, H. (1997): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: Arrhenatheretalia, Wiesen und Weiden frischer Standorte. – In: Dierschke, H. (Hrsg.): *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands*, Heft 3. – Selbstverlag der floristischen- soziologischen Arbeitsgemeinschaft E. V., Göttingen.
- Doppelreiter, H. (1979): Untersuchungen über Artenspektrum, Verteilung und Biozidempfindlichkeit von Collembolen im Fichtenwaldboden. – *Zeitschrift für angewandte Entomologie* **88**: 113–124.
- Dufrène, M. & P. Legendre (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* **67**: 345–366.
- Dunger, W. (1963): Praktische Erfahrungen mit Bodenfallen. – *Entomologische Nachrichten* **4**: 41–46.
- Dunger, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues. Ein Beitrag zur pedobiologischen Standortdiagnose. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz **43** (2): 257 pp.
- Dunger, W. (1972): Systematische und ökologische Studien an der Apterygotenfauna des Neißetals bei Ostritz (Oberlausitz). – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz **47**: 1–42.
- Dunger, W. (1983): *Tiere im Boden*. – Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt: 280 pp.
- Dunger, W. (2006): Die Neubelebung von Haldenböden – ein halbes Jahrhundert bodenzoologischer Forschung. – *Sitzungsberichte und Abhandlungen der naturwissenschaftlichen Gesellschaft „ISIS“ in Dresden 2004-2005*: 47–64.
- Dunger, W. & K. Steinmetzger (1981): Ökologische Untersuchungen an Diplopoden einer Rasen-Wald-Catena im Thüringer Kalkgebiet. – *Zoologische Jahrbücher - Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* **108** (4): 519–553.
- Dunger, W. & H. J. Fiedler (Hrsg.) (1997): *Methoden der Bodenbiologie*. – 2. neubearbeitete Auflage, Fischer Verlag Jena: 539 pp.
- Dunger, W. & B. Schlitt (2011): Tullbergiidae. – *Synopses on Palaearctic Collembola 6/1. Soil Organisms* **83**: 1–68.
- Dunger, W., I. Dunger, H. Engelmann & R. Schneider (1972): Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Industrie-Emissionen auf Böden, Vegetation und Bodenfauna des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz **47** (3): 40 pp.
- Eason, E. H. (1964): *Centipedes of the British Isles*. – Frederick Warne: 294 pp.
- EC (European Commission) (2009): Regulation (EC) 1107/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 concerning the placing of plant protection products on the market and repealing Council Directives 79/117/EEC and 91/414/EEC. – *Official Journal of the European Union L* **309**: 1–50.
- Edaphobase (2018): Länderstudie [<https://portal.edaphobase.org/>, Projekt: Länderstudie].
- Edwards, C. A. (1998): *Earthworm ecology*. – CRC Press, Boca Raton: 389 pp.
- Edwards, C. A. & P. R. Bohlen (1997): *Biology of earthworms*. – Chapman & Hall, London: 276 pp.
- Edwards, W. & M. J. Shipitalo (1998): Consequences of earthworms in agricultural soils: Aggregation and porosity. – In: Edwards, C. A. (Hrsg.): *Earthworm ecology*. – CRC Press, Boca Raton: 147–161.
- Ehrnsberger, R. (Hrsg.) (1993): *Bodenmesofauna und Naturschutz. Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland*, Bd. 6. – Günter Runge, Cloppenburg: 452 pp.
- Eisenbeis, G. & R. Feldmann (1991): Zoologische Untersuchungen zum Status der Bodenfauna im Lennebergwald. – In: Licht, W. & S. Klos (Hrsg.): *Das Ökosystem Lennebergwald*

- bei Mainz. Ergebnisse eines interdisziplinären Forschungsprojektes 1987-1990. – Pollichia, Bad Dürkheim: 521–681.
- Elbrecht, V., E. E. Vamos, K. Meissner, J. Aroviita & F. Leese (2017): Assessing strengths and weaknesses of DNA metabarcoding-based macroinvertebrate identification for routine stream monitoring. – *Methods in Ecology and Evolution* **8**: 1265–1275.
- Ellenberg, H., H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (Scripta Geobotanica; 18). – 3. verbess. und erw. Aufl., Verlag Erich Goltze KG, Göttingen: 248 pp.
- Erséus, C., E. Rota, L. Matamoros & P. de Wit (2010): Molecular phylogeny of Enchytraeidae (Annelida. Clitellata). – *Molecular Phylogenetics and Evolution* **57**: 849–858.
- EU (European Union) (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. – Brüssel.
- EU (European Union) (2002): Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. – COM (2002) 179 final., Brüssel, 35 pp.
- EU (European Union) (2006a): Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection plus Summary of the Impact Assessment. – COM 231 (2006) final., Brüssel, 12 + 8 pp.
- EU (European Union) (2006b): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. – COM 232 (2006) final., Brüssel, 30 pp.
- EUNIS-Klassifikation (2016): Habitat types search. [<http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>, aufgerufen am 13.03.2019].
- Faber, J. H., R. E. Creamer, C. Mulder, J. Römbke, M. Rutgers, J. P. Sousa, D. Stone & B. S. Griffiths (2013): The practicalities and pitfalls of establishing a policy-relevant and cost-effective soil biological monitoring scheme. – *Integrated Environmental Assessment and Management (IEAM)* **9**: 276–284.
- Feldmann, R. (1993): Die Bodenmakrofauna im Lennebergwald. 2. Die Makrosaprophagen (Enchytraeidae, Lumbricidae, Isopoda, Diplopoda, Dipterenlarven). – *Mainzer naturwissenschaftliches Archiv* **31**: 327–348.
- Filser, J., H. Koehler, A. Ruf, J. Römbke, A. Prinzing & M. Schaefer (2008): Ecological theory meets soil ecotoxicology: Challenge and chance. – *Basic Applied Ecology* **9**: 346–355.
- Fjellberg, A. (1998): The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I: Poduromorpha. – Brill, Leiden. Fauna Entomologica Scandinavica Volume **38**: 184 pp.
- Fjellberg, A. (2007): The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part II: Entomobryomorpha and Symphypleona. – Fauna Entomologica Scandinavica Volume **42**. Brill, Leiden: 264 pp.
- Gardi, C., S. Jeffery & A. Saltelli (2013): An estimate of potential threats levels to soil biodiversity in EU. – *Global Change Biology* **19** (5): 1538–1548. [<https://doi.org/10.1111/gcb.12159>].
- Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1980): Geologische Karte der nördlichen Eifel 1:100000 und Erläuterungen. – 3. Aufl., Krefeld: 155 pp. + Kartenmaterial.
- Gisi, U. (1990): Bodenökologie. – Georg Thieme Verlag, Stuttgart: 304 pp.
- Gisin, H. (1960): Collembolenfauna Europas. – Genève: 312 pp.
- Graefe, U. (2004): Das vertikale Verteilungsmuster der Kleinringelwurmzönose als Indikator der Prozessdynamik im Humusprofil. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **103**: 27–28.
- Graefe, U. & R. Schmelz (1999): Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. – *Newsletter on Enchytraeidae* **6**: 59–68.
- Graefe, U. & R. Schmelz (2017): Description of *Enchytronia pygmaea* sp. n. (Enchytraeidae, Clitellata), a very small enchytraeid in European soils. – *Opuscula Zoologica* **48** (2): 3–10.
- Graff, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. – Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode **7**: 70 pp.
- Griffiths, B. S., S. Caul, J. Thompson, A. N. E. Birch, C. Scrimgeour, J. Cortet, A. Foggo, C. A. Hackett & P. H. Krogh (2006): Soil Microbial and Faunal Community Responses to Bt Maize and Insecticide in Two Soils. – *Journal of Environmental Quality* **35**: 734–741.
- Griffiths, B. S., J. Römbke, R. Schmelz, S. Jänsch, J. Faber, J. Bloem, G. Peres, D. Cluzeau, A. Chabbi, M. Suhadolc, J. P. Sousa, P. Martins da Silva, F. Carvalho, S. Mendes, P. Morais, R. Francisco, D. Costa, C. Pereira, M. Bonkowski, S. Geisen, R. D. Bardgett, T. Bolger, O. Schmidt, A. Winding, N. B. Hendriksen, A. Johansen, L. Philippot, P. Plassart, D. Bru, B. Thomson, R. I. Griffiths, M. Rutgers, C. Mulder, E. Hannula, R. Creamer & D. Stone (2016): Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function (EcoFINDERS). – *Ecological Indicators* **69**: 213–223.
- Haacker, U. (1968): Deskriptive, experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rhein-mainischer Diplopoden. – *Oecologia* **1**: 87–129.
- Haag, R., I. Stempelmann & J. Haider (2009): Bodenbiologische Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1995–2007. – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Essen: 97 pp. + Anhang.

- Haase, H., A. Toschki, Oellers, J., Jänsch, S., Römbke, J., Salamon, J.-A., Schmelz, R. & B. Scholz-Starke (2018): Bodenökologische Untersuchung von Kiefern- und Buchenwäldern sowie Sandäckern in Sachsen 2014-2018. – Gutachten: 159 S.
- Hågvar, S. (1982): Collembola in Norwegian coniferous forests soils. I. Relations to plant communities and soil fertility. – *Pedobiologia* **24**: 255–296.
- Hågvar, S. (1983): Collembola in Norwegian coniferous forests soils. II. Vertikal distribution. – *Pedobiologia* **25**: 383–401.
- Hågvar, S. (1984): Effects of liming and artificial acid rain on Collembola and Protura in coniferous forests. – *Pedobiologia* **27**: 341–354.
- Härdtle, W., T. Heinken, J. Pallas, J. & W. Weiß (1997): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Heft 2, Querco-Fagetea (H5), Sommergrüne Laubwälder, Teil 1: Quercion roboris. – In: Dierschke, H. (Hrsg.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Göttingen: 1–51.
- Härdtle W., J. Ewald & N. Hölzel (2008): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. – Ulmer, Stuttgart: 252 pp.
- Hausen, J., B. Scholz-Starke, U. Burkhardt, S. Lesch, S. Rick, D. Russell, M. Roß-Nickoll & R. Ottermanns (2017): Edaphostat: interactive ecological analysis of soil organism occurrences and preferences from the Edaphobase data warehouse. – *Database* **2017**: 1–6.
- Hauser, H. (1996): Untersuchungen über die großräumige und kleinräumige Verteilung von Tausendfüßern und Asseln (Diplopoda, Isopoda) in Laubwaldböden. – Diplomarbeit, Universität Göttingen, 97 pp.
- Hauser, H. & K. Voigtländer (2009): Doppelfüßer (Diplopoda) Ostdeutschlands. – DJN, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung: 1–112.
- Heimann-Detlefsen, D. (1991): Auswirkungen eines unterschiedlich intensiven Pflanzenschutz- und Düngemittleinsatzes auf die Collembolenfauna des Ackerbodens. – Dissertation, Universität Braunschweig.
- Heintze, F. & H. Andreae (2011): Die zweite Bodenzustandserhebung in Sachsen - Erste Ergebnisse zur zeitlichen Veränderung des chemischen Bodenzustandes zwischen 1992/93 und 2006/08. – In: Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Universität Freiburg (Hrsg.): Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends. – Gemeinsames Kolloquium des AK „Waldböden“ der DBG und der Sektion „Wald und Wasser“ im DVFFA und des vTI Eberswalde. Freiburg/Brsg. Freiburger Forstliche Forschung **88**: 33–41.
- Heisler, C. (1994): Effects of soil compaction in soil mesofauna: Collembola and Gamasina - a 3-year field trial. – *Pedobiologia* **38**: 566–576.
- Hempel, W. (1982): Ursprüngliche und potentielle natürliche Vegetation in Sachsen - eine Analyse der Entwicklung von Landschaft und Waldvegetation. – Dissertation, TU Dresden.
- Hendrix, P. F. (1998): Earthworms in agroecosystems: A summary of current research. – In: Edwards, C.A. (Hrsg.): Earthworm ecology. – CRC Press, Boca Raton: 259–269.
- Hendrix, P. F., Peterson, A. C., Beare, M. H. & D. C. Coleman (1998): Long-term effects of earthworms on microbial biomass nitrogen in coarse and fine textured soils. – *Applied Soil Ecology* **9**: 375–380.
- Hill, M. O. (1973): Reciprocal averaging: An eigenvector method of ordination. – *Journal of Ecology* **61**: 237–249.
- Höfer, H., J. Astrin, J. Holstein, J. Spelda, F. Meyer & N. Zarte (2015): Propylene glycol – a useful capture preservative for spiders for DNA barcoding. – *Arachnologische Mitteilungen* **50**: 30–36.
- Hopkin, S. (1997): Biology of the Springtails (Insecta: Collembola). – Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo: 330 pp.
- Hopkin, S. (2007): A key to the Collembola (Springtails) of Britain and Ireland. – FSC Publications, Shrewsbury: 245 pp.
- Hossfeld, R. (1963): Synökologischer Vergleich der Fauna von Winter- und Sommerraps-Feldern. – *Zeitschrift für angewandte Entomologie* **52**: 209–254.
- Hüther, W. (2009): Die Springschwänze des Naturschutzgebiets Gronenborner Teiche in Leverkusen (Insecta, Collembola). – In: Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins in Wuppertal **61**: 125–144.
- Hutson, B. R. (1981): Age distribution and the annual reproductive cycle of some Collembola colonizing reclaimed land in Northumberland, England, UK. – *Pedobiologia* **21**: 410–416.
- ISO (International Organization for Standardization) (1993): Soil quality - Determination of dry matter and water content on a mass basis - Gravimetric method. ISO 11465. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (1995a): Soil quality - Determination of carbonate content - Volumetric method. ISO 10693. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (1995b): Soil quality - Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). ISO 10694. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (1998): Soil quality - Determination of total nitrogen content by dry combustion. ISO 13878. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2002): Soil quality - Determination of particle size distribution in mineral soil – Method by sieving and sedimentation ISO 11277. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2005): Soil quality - Determination of pH. ISO 10390. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2006a): Soil quality - Pretreatment of samples for physico-chemical analysis. ISO 11464. – Geneva, Switzerland.

- ISO (International Organization for Standardization) (2006b): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 1: Hand-sorting and formalin extraction of earthworms. ISO 23611-1. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2006c): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 2: Sampling and extraction of microarthropods (Collembola and Acarina). ISO 23611-2. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2007): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 3: Sampling and soil extraction of enchytraeids. ISO 23611-3. – Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2017): Soil quality – Identification of ecotoxicological test species by DNA barcoding. ISO 21286. – Geneva, Switzerland.
- Jänsch, S. & J. Römbke (2003): Ecological characterisation of selected enchytraeid species (Enchytraeidae, Oligochaeta) - A literature research. – Newsletter on Enchytraeidae **8**: 57–68.
- Jänsch, S., M. J. B. Amorim & J. Römbke (2005): Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species. – Environmental Reviews **13**: 51–83.
- Jänsch, S., L. Steffens, H. Höfer, F. Horak, M. Roß-Nickoll, D. Russell, A. Toschki & J. Römbke (2013): State of knowledge of earthworm communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment. – Soil Organisms **85**: 215–232 + Electronic Supplement.
- James, S. W., D. Porco, T. Decaëns, B. Richard, R. Rougerie & C. Erséus (2010): DNA barcoding reveals cryptic diversity in *Lumbricus terrestris* L., 1758 (Clitellata): resurrection of *L. herculeus* (Savigny, 1826). – PLoS ONE **5**: e15629.
- Jeffrey, S., C. Gardi, A. Jones, L. Montanarella, L. Marmo, L. Miko, K. Ritz, G. Peres, J. Römbke & W. van der Putten (Hrsg.) (2010): European Atlas of Soil Biodiversity. – European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg. EUR 24375 EN: 65 pp.
- Ji, Y., L. Ashton, S. M. Pedley, D. P. Edwards, Y. Tang, A. Nakamura, R. Kitching, P. M. Dolman, P. Woodcock, F. A. Edwards, T. H. Larsen, W. W. Hsu, S. Benedick, K. C. Hamer, D. S. Wilcove, C. Bruce, X. Wang, T. Levi, M. Lott, B. C. Emerson & D. W. Yu (2013): Reliable, verifiable and efficient monitoring of biodiversity via metabarcoding. – Ecology Letters **16**: 1245–1257.
- Jordana, R. (2012): Capbryinea & Entomobryini. – Synopsis of Palaearctic Collembola, Volume 7/1. Senckenberg Museum of Natural History, Görlitz: 1–390.
- Kaczmarek, M. (1975): An analysis of Collembola communities in different pine forest environments. – Ekologia Polska **23**: 265–293.
- Kevan, P. G. & D. K. McE. Kevan (1970): Collembola as pollen feeders and flower visitors with observations from the high Arctic. – Quaestiones Entomologicae **6**: 311–326.
- Killham, K. (1994): Soil ecology. – Cambridge University Press: 242 pp.
- Kime, R. D. (2000): Present knowledge of the distribution of European millipedes (Diplopoda). – Fragmenta Faunistica **43** (Supplement): 281–294.
- 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., G. Wauthy, F. Delecour, M. Dufrene & D. Drugmand (1992): Distribution spatiale et preferences ecologiques chez les diplopes du sol. Spatial distribution and ecological preference of soil Diplopoda species. – Mémoires de la Société Royale d'Entomologie de Belgique **35**: 661–670.
- King, R. A., A. L. Tibble & W. Oc. Symondson (2008): Opening a can of worms: unprecedented sympatric cryptic diversity within British lumbricid earthworms. – Molecular Ecology **17**: 4684–4698.
- Klimm, B. (1985): Analyse des Diplopeden-Bestandes in der Feldflur von Lautenbach. Untersuchungen im Rahmen eines Projektes zum integrierten Pflanzenschutz. – Diplomarbeit, Universität Tübingen: 126 pp.
- Klinger, K. (1992): Diplopods and Chilopods of Conventional and Alternative (Biodynamic) Fields in Hesse (FRG). – Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins Innsbruck, Supplement **10**: 243–250.
- Knülle, W. (1957): Die Verteilung der Acari. Oribatei im Boden. – Zur Morphologie und Ökologie der Tiere **46**: 397–432.
- Koren, A. (1986): Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 1. Geophilomorpha, Scolopendromorpha. – Carinthia II, Sonderheft **43**: 1–87.
- Koren, A. (1992): Die Chilopodenfauna von Kärnten und Osttirol. Teil 2. Lithobiomorpha. – Carinthia II **52**: 1–138.
- Kovac, L. & D. Miklisova (1977): Collembolan communities (Hexapoda, Collembola) in arable soils of East Slovakia. – Pedobiologia **41**: 62–68.
- Krause, S. & B. M. Mösel (1995): Pflanzensoziologische Gliederung der Hainsimsen-Buchenwälder (Luzulo-Fagetum Meusel 1937) in der nordrhein-westfälischen Eifel. – Tüxenia **15**: 53–72.
- Landesbetrieb Wald und Holz NRW (Hrsg.) (2008): Nationalparkplan. Band 1: Leitbilder und Ziele. Schleiden-Gemünd: 78 pp. + Anhang.
- Lavelle, P. & A. V. Spain (2005): Soil Ecology. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands: 654 pp.
- Lavelle, P., Bignell, D. & M. Lepage (1997): Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. – European Journal of Soil Biology **33**: 159–193.
- Lee, K. E. (1985): Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use. – Academic Press, Sydney, Australia: 411 pp.
- Lehmitz, R. & P. Decker (2017): The nuclear 28S gene fragment D3 as species marker in oribatid mites (Acari,

- Oribatida) from German peatlands. *Experimental and Applied Acarology* **71**(3), 259–276.
- Lehmitz, R., J. Römbke, S. Jänsch, S. Krück, A. Beylich & U. Graefe (2014): Checklist of earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae) from Germany. – *Zootaxa* **3866** (2): 221–245.
- Lehmitz, R., J. Römbke, U. Graefe, A. Beylich & S. Krück (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrilidae) Deutschlands. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **70**: 565–590.
- Lemanceau, P., P.-A. Maron, S. Mazurier, C. Mougel, B. Pivato, P. Plassart, L. Ranjard, C. Revellin, V. Tardy & D. Wipf (2015): Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge in agroecology. – *Agronomy for Sustainable Development* **35**: 67–81.
- Lennartz, G. (2003): Der bioökologische-soziologische Klassifikationsansatz und dessen Anwendung in der Naturschutzpraxis - dargestellt am Beispiel der Borstgrasrasen (Violion) der Eifel unter Berücksichtigung der Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken, Tagfalter und Schwebfliegen. – Dissertation, RWTH Aachen.
- Lennartz, G. & M. Roß-Nickoll (1999): Der bioökologisch-soziologische Klassifikationsansatz zur Erfassung und Abgrenzung von Ökosystemen: Ein Weg zum Monitoring belasteter Ökosysteme? – In: Oehlmann, J. & B. Markert (Hrsg): *Ökotoxikologie: Ökosystemare Ansätze und Methoden*, ecomed Verlag, Landsberg: 204–212.
- Leske, M. (1785): *Reise durch Sachsen*. – I.G. Müllersche Buchhandlung, Leipzig.
- Leyer, I. & K. Wesche (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie - Eine Einführung*. – Springer, Berlin: 221 pp. [doi: 10.1007/b137219].
- LfL (Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft) (2017): Zwei für Deutschland neue Regenwurmart bei Kirchweidach gefunden. Pressemitteilung - 05. April 2017. [<https://www.lfl.bayern.de/verschiedenes/presse/pms/2017/160583/index.php>].
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2018): Das weißblaue Klima. [<https://www.lfu.bayern.de/wasser/klimawandel/bayern/index.htm>].
- LfULG (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2014): Landschaftsgliederung Sachsens. Fachbeitrag zum Landschaftsprogramm. – Dresden, 11 pp.
- Luff, M. L. (1975): Some Features Influencing the Efficiency of Pitfall Traps. – *Oecologia* **19**: 345–357.
- Luxton, M. (1972): Studies on the Oribatid mites of Danish beech wood soil. I. Nutritional biology. – *Pedobiologia* **12**: 434–463.
- Macfadyen, A. J. (1961): Improved funnel-type extractor for soil arthropods. – *Journal of Animal Ecology* **30**: 171–184.
- Mannsfeld, K. & H. Richter (1995): Naturräume in Sachsen. – *Forschungen zur deutschen Landeskunde* **238**: 229 pp.
- Maraun, M., J.-A. Salamon, K. Schneider, M. Schaefer & S. Scheu (2003): Oribatid mite and collembolan diversity, density and community structure in a moder beech forest (*Fagus sylvatica*): effects of mechanical perturbations. – *Soil Biology and Biochemistry* **35**: 1387–1394.
- Maraun, M., H. Schatz & S. Scheu (2007): Awesome or ordinary? Global diversity patterns of oribatid mites. – *Ecography* **30**: 209–216.
- Martens, H. (2007): *Diplopoden auf extensiv bewirtschafteten Ackerflächen – Untersuchungen zur Populationsökologie und zur Streuzersetzung*. – Dissertation, Göttingen: 130 pp.
- Martinsson, S. & C. Erséus (2014): Cryptic diversity in the well-studied terrestrial worm *Cognettia sphagnetorum* (Clitellata: Enchytraeidae). – *Pedobiologia* **57**: 27–35. [doi: 10.1016/j.pedobi.2013.09.006].
- Martinsson, S., E. Rota & C. Erséus (2015): Revision of *Cognettia* (Clitellata, Enchytraeidae): re-establishment of *Chamaedrilus* and description of cryptic species in the sphagnetorum complex. – *Systematics and Biodiversity* **13**: 257–277.
- Mateos, E. (2012): The European *Lepidocyrtus lanuginosus* group (Collembola: Entomobryidae), definition and description of a new species from Spain. – *Zootaxa* **3570**: 69–81.
- Matic, Z., E. Schneider & I. Weiss (1979): Untersuchungen über die Arthropodenfauna xerothermer Standorte im südsiebenbürgischen Hügelland. VIII. Die Chilopoden eines Südhanges im Hügelland Südsiebenbürgens. – *Studii si Comunicări / Stiinte naturale, Muzeul Brukenthal* **23**: 263–274.
- Matuszkiewicz, W. (1962): Zur Systematik der natürlichen Kiefernwälder des mittel- und osteuropäischen Flachlandes. – *Mitt. Flor.-Soziol. Arbeitsgem. N. F.* **9**: 145–186.
- Moritz, M. (1963): Über Oribatidengemeinschaften (Acari: Oribatei) norddeutscher Laubwaldböden, unter besonderer Berücksichtigung der die Verteilung regelnden Milieubedingungen. – *Pedobiologia* **3**: 142–243.
- Mühlenberg, M. (1993): *Freilandökologie*. – 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 430 pp.
- Müller, R. & H. J. Franzke (2014): *Oberharz. Streifzüge durch die Erdgeschichte*. – Quelle & Meyer Verlag: 144 pp.
- Mulder, C., H. J. van Wijnen, R. A. Den Hollander, A. J. Schouten, M. Rutgers & A. M. Breure (2004): Referenties voor bodemecosystemen: evaluatie van functies en ecologische diensten. RIVM report 607604006/2004. – Wageningen, Bilhoven.
- Mulder, C., A. Boit, M. Bonkowski, P. C. de Ruiter, G. Mancinelli, M. G. A. van der Heijden, H. J. van Wijnen, J. A. Vonk & M. Rutgers (2011): A belowground perspective on Dutch agroecosystems: how soil organisms interact to support ecosystem services. – In: Woodward, G. (Hrsg.): *Advances in ecological research*. – Elsevier Academic Press, San Diego, California, USA: 277–357.
- Nationalpark Eifel (2015): Der Nationalpark Eifel. [<http://www.nationalpark-eifel.de>, Aufrufen am 10.08.15].

- Nationalparkverwaltung Eifel (2017): Permanente Stichprobeninventur im Nationalpark Eifel. Schriftenreihe zum Nationalpark Eifel, Band 7: 116 pp.
- Orgiazzi, A., M. B. Dunbar, P. Panagos, G. A. de Groot & P. Lemanceau (2015): Soil biodiversity and DNA barcodes: opportunities and challenges. – *Soil Biology and Biochemistry* **80**: 244–250.
- Palacios-Vargas, J. G. & M. V. Vidal-Acosta (1994): Nuevas especies de Friezea (Collembola: Neanuridae) de reservas biológicas de México. – *Southwestern Entomologist* **19**: 291–299.
- Paoletti, M. (1999): The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**: 137–155.
- Peppler C. (1992): Die Borstgrasrasen (Nardetalia) Westdeutschlands. – *Dissertationes Botanicae*, Band 193, Cramer Verlag, Berlin, Stuttgart.
- Peppler-Lisbach, C. & J. Petersen (2001): Calluno-Ulicetea (G3) Teil 1: Nardetalia strictae Borstgrasrasen. – In: Dierschke, H. (Hrsg.): *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands*, Heft 8. – Selbstverlag der floristischen-soziologischen Arbeitsgemeinschaft E. V., Göttingen.
- Pérez-Losada, M., R. Bloch, J. W. Breinholt, M. Pfenninger & J. Domínguez (2012): Taxonomic assessment of Lumbricidae (Oligochaeta) earthworm genera using DNA barcodes. – *European Journal of Soil Biology* **48**: 41–47.
- Peter, H. (2006): Erfassung des Arten- und Vegetationspotentials im Teilgebiet „Hausberg“ des Naturschutzgebietes Nr. 451 „Kernberge und Wöllmisse bei Jena“. – Gutachten, Report, Friedrich-Schiller-Universität, Institut für Ökologie, Jena.
- Peter, H. (Hrsg.) (2008): Erfassung des Arten- und Biotoppotentials im Teilgebiet „Culmburg“ des Naturschutzgebietes Nr. 451 „Kernberge und Wöllmisse bei Jena“. – Gutachten, Report, Friedrich-Schiller-Universität, Institut für Ökologie, Jena.
- Peter, M. (1997): Untersuchungen zur Ökologie der Springschwänze (Insecta: Collembola) eines Kalkbuchenwaldes: Die Bedeutung des Nahrungsangebotes. – Diplomarbeit, Universität Göttingen.
- Petersen, H. (1971): Collembolernes ernæringsbiologi og dennes Økologiske betydning. – *Entomologiske Meddelelser* **39**: 97–118.
- Petersen, H. & M. Luxton (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. – *Oikos* **39**: 287–388.
- Pflug, A. (2001): Determinants of soil community structure and function in European coniferous forests with particular emphasis on Collembola. – Dissertation, Shaker Verlag, Universität Giessen.
- Ponge, J. (2000): Vertical distribution of Collembola (Hexapoda) and their food resources in organic horizons of beech forests. – *Biology and Fertility of Soils* **32** (6): 508–522.
- Potapov, M. (2001): Synopses on Palearctic Collembola. Volume 3. Isotomidae. – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **73** (2): 1–603.
- Pott, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 428 pp.
- Pulleman, M., R. Creamer, U. Hamer, J. Helder, C. Pelosi, G. Pérès & M. Rutgers (2012): Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services - an overview of European approaches. – *Current Opinion in Environmental Sustainability* **4**: 529–538.
- Querner, P., A. Bruckner, T. Drapela, D. Moser, J. G. Zaller & T. Frank (2013): Landscape and site effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **164**: 145–154.
- R Core Team (2016): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [<https://www.R-project.org/>].
- Reip, H. S., J. Spelda, K. Voigtländer, P. Decker & E. N. Lindner (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Doppelfüßer (Myriapoda: Diplopoda) Deutschlands. – In: Gruttke, H., M. Binot-Hafke, S. Balzer, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek & M. Ries (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **70** (4): 301–324.
- Remus, A. (1962): Das Vorkommen von Regenwürmern, Tausendfüßlern und Insekten unter Dauergrünland in gleyartigen Böden des Versuchsgutes Reugen/Eifel. – Dissertation, Universität Bonn: 181 pp.
- Riecken, U., P. Finck, U. Raths, E. Schröder & A. Ssymank (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland, 2. Fassung. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* **75**: 65 S. + Anhänge.
- Römbke, J. & A. M. Breure (2005a): Status and outlook of ecological soil classification and assessment concepts. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* **62**: 300–308.
- Römbke, J. & A. M. Breure (2005b): Ecological soil quality - Classification and assessment. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* **62**: 185–308.
- Römbke, J., L. Beck, B. Förster, H.-C. Fründ, F. Horak, A. Ruf, K. Roszczewski, M. Scheurig & S. Woas (1997): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen und die bodenbiologische Standortklassifikation: eine Literaturstudie. – *Texte und Berichte zum Bodenschutz* 4/97. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 390 pp.
- Römbke, J., P. Dreher, L. Beck, W. Hammel, K. Hund, H. Knoche, W. Kördel, W. Kratz, T. Moser, S. Pieper, A. Ruf, J. Spelda & S. Woas (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. – *UBA-Texte* 6/00: 276 pp.
- Römbke, J., L. Beck, P. Dreher, K. Hund-Rinke, S. Jänsch, W. Kratz, S. Pieper, A. Ruf, J. Spelda & S. Woas (2002):

- Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. – UBA-Texte 20/02: 264 pp.
- Römbke, J., S. Jänsch & W. Didden (2005): The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* **62**: 249–265.
- Römbke, J., R. Schmelz & S. Knaebe (2009): Field studies for the assessment of pesticides with soil mesofauna, in particular enchytraeids, mites and nematodes: Design and first results. – *Soil Organisms* **81**: 237–264.
- Römbke, J., S. Jänsch, M. Roß-Nickoll, A. Toschki, H. Höfer, F. Horak, D. Russell, U. Burkhardt & H. Schmitt (2012): Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. – Texte Nr. 33/2012. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 386 pp.
- Römbke, J., U. Burkhardt, H. Höfer, F. Horak, S. Jänsch, M. Roß-Nickoll, D. Russell, H. Schmitt & A. Toschki (2013): Beurteilungsansätze für die Boden-Biodiversität: Ergebnisse eines UBA-Vorhabens. – *Bodenschutz* **3/13**: 100–105.
- Römbke, J., C. Gardi, R. Creamer & L. Miko (2016): Soil biodiversity data: actual and potential use in European and national legislation. – *Applied Soil Ecology* **97**: 125–133.
- Römbke, J., J. Bernard & F. Martin-Laurent (2018): Standard methods for the assessment of structural and functional diversity of soil organisms: a review. – *Integrated Environmental Assessment and Management* **14**: 463–479.
- Rosenberg, R. (2009): Die Hundertfüßer. – Die Neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben: 524 pp.
- Roß-Nickoll, M., G. Lennartz, A. Fürste, R. Mause, R. Ottermanns, S. Schäfer, M. Smolis, B. Theißen, A. Toschki & H. T. Ratte (2004): Die Arthropodenfauna von grasigen Feldrainen (off crop) und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. – UBA Text, Berlin: 148 pp.
- Rost, S. (1996): Die Halbtrockenrasen des Elbingeröder Kalksteingebietes (Harz) im Rahmen ihrer Kontaktgesellschaften. – *Tuexenia* **16**: 403–432.
- RStudio Team (2016): RStudio: Integrated Development for R. – RStudio, Inc., Boston, MA URL [<http://www.rstudio.com/>].
- Rubcova, Z. I. (1967): Über Myriapoden in verschiedenen Typen von Kiefernwäldern im westlichen Teil der Belorussischen Sowjetrepublik. – *Pedobiologia* **7**: 42–54.
- Ruf, A., L. Beck, P. Dreher, K. Hund-Rinke, J. Römbke & J. Spelda (2003): A biological classification concept for the assessment of soil quality: “biological soil classification scheme” (BBSK). – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **98**: 263–271.
- Ruf, A., A. Beylich, T. Blick, W. Büchs, F. Glante, S. Höss, M. Roß-Nickoll, L. Rueß, D. J. Russell, J. Römbke, H. Seitz, B. Theißen, A. Toschki, C. Weimann & W. Züghart (2013): Soil organisms as an essential element of a monitoring plan to identify the effects of GMO cultivation. Requirements – Methodology – Standardisation. – *BioRisk* **8**: 73–87.
- Rutgers, M., C. Mulder, A. J. Schouten, J. Bloem, J. J. Bogte, A. M. Breure, L. Brussaard, R. G. M. De Goede, J. H. Faber, G. A. J. M. Jagers op Akkerhuis, H. Keidel, G. W. Korthals, F. W. Smeding, C. Ter Berg & N. van Eekeren (2008): Soil ecosystem profiling in the Netherlands with ten references for biological soil quality. – RIVM-Report 607604009: 85 pp.
- Rutgers, M., A. J. Schouten, J. Bloem, N. Van Eekeren, R. G. M. De Goede, G. A. J. M. Jagers op Akkerhuis, A. Van der Wal, C. Mulder, L. Brussaard & A. M. Breure (2009): Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. – *European Journal of Soil Science* **60**: 820–832.
- Rutgers, M., G. A. J. M., J. Jagers op Akkerhuis Bloem, A. J. Schouten & A. M. Breure (2010): Priority areas in the Soil Framework Directive. The significance of soil biodiversity and ecosystem services. – RIVM-Report 60737002: 62 pp.
- Sahli, F. (1955): *Diplopodes de Sarre*. – *Annales Universitatis Saraviensis* **4** (4): 357–366.
- Salamon, J.-A. (2001): Die Collembolengemeinschaften in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings: Der Einfluss von Baumischung, Nahrung und mechanischer Störung. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A, Band 176 (Dissertation).
- Salamon, J.-A. (2015): Die Collembolengemeinschaft des Nationalpark Kellerwald-Edersee II: Einfluss von mikrobiellen Bodenparametern auf die Collembolenfauna von 5 ausgewählten Habitattypen. – Nationalpark Kellerwald, interner Bericht.
- Salamon, J.-A. & J. Alphei (2009): The Collembola community of a Central European forest: Influence of tree species composition. – *European Journal of Soil Biology* **45**: 199–206.
- Salamon, J.-A., B. Schmid, S. Scheu, J. Alphei & M. Schaefer (2004): Effects of plant diversity on Collembola in an experimental grassland ecosystem. – *Oikos* **106**: 51–60.
- Salamon, J.-A., S. Scheu & M. Schaefer (2008): The Collembola community of pure and mixed stands of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) of different age. – *Pedobiologia* **51**: 385–396.
- Salamon, J.-A., J. Wissuwa, K. Moder & T. Frank (2011): Effects of *Medicago sativa*, *Taraxacum officinale* and *Bromus sterilis* on the density and diversity of Collembola in grassy arable fallows of different age. – *Pedobiologia* **54**: 63–70.
- Salamon, J.-A., H. Haase, S. Jänsch, J. Oellers, J. Römbke, R. Schmelz, B. Scholz-Starke & A. Toschki (2018): Bodenökologische Untersuchung verschiedener extensiver FFH-Grünlandtypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, basenreiche Halbtrockenrasen) in Sachsen-Anhalt 2014–2018. – Gutachten: 162 S.
- Satchell, J. E. (1983): *Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture*. – Chapman & Hall, London: 495 pp.

- Schachtschabel, P., H.-P. Blume, G. Brümmer, K. H. Hartge & U. Schwertmann (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. – Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart: 494 pp.
- Schaefer, M. & J. Schauerman (1990): The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. – *Pedobiologia* **34**: 299–314.
- Schauerermann, J. (1982): Verbesserte Extraktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät modifiziert nach Kempson und Macfadyen. – Mitteilungen aus dem Sonderforschungsbereich (Ökosysteme auf Kalkgestein) **1351**: 47–50.
- Scheu, S. (1990): Die saprophage Makrofauna (Diplopoda, Isopoda und Lumbricidae) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Sukzession und Stoffumsatz. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Reihe A 57/ Universität Göttingen: 1–302.
- Scheu, S. & M. Falca (2000): The soil food web of two beech forests (*Fagus sylvatica*) of contrasting humus type: stable isotope analysis of a macro- and mesofauna-dominated community. – *Oecologia* **123**: 285–296.
- Schleuter, M. (1984): Untersuchung der Collembolenfauna verschiedener Waldstandorte des Naturparks Kottenforst-Ville. – Dissertation, Universität Bonn.
- Schmelz, R. M. (2003): Taxonomy of *Fridericia* (Oligochaeta, Enchytraeidae). Revision of species with morphological and biochemical methods. – Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg (Neue Folge) **38**: 415 pp.
- Schmelz, R. M. & R. Collado (2010): A Guide to European Terrestrial and Freshwater Species of Enchytraeidae (Oligochaeta). – *Soil Organisms* **82**: 1–176.
- Schmelz, R. M. & R. Collado (2015): Checklist of taxa of Enchytraeidae (Oligochaeta): an update. – *Soil Organisms* **87**: 149–152.
- Schmelz, R. M., H. Haase, S. Jänsch, J. Oellers, J. Römbke, J.-A. Salamon, B. Scholz-Starke & A. Toschki (2018): Bodenökologische Untersuchung von Acker- und Graslandstandorten im Freistaat Bayern 2015. – Gutachten: 147 pp.
- Schmidt, M. H., Y. Clough, W. Schulz, A. Westphalen & T. Tschardtke (2006): Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. – *Journal of Arachnology* **34**: 159–162.
- Schmidt, P. A., W. Hempel, M. Denner, N. Döring, A. Gnüchtel, B. Walter & D. Wendel (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1: 200 000 / Hrsg. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden: 230 pp.
- Schmiedel, I., E. Bergmeier & F. Goedecke (2016): Permanente Stichprobeninventur (PSI) im Nationalpark Eifel: Auswertung der Vegetationsaufnahmen im Wald und Offenland. – Unveröffentlichter Bericht. Abt. Vegetationsanalyse und Phytodiversität, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen: 106 pp.
- Schmitt, G. & M. Roth (1999): Auswirkungen agrarischer Landnutzung auf die Tausendfüßer-Lebensgemeinschaften (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda). – Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie **33** (4): 162–166.
- Schouten, A. J., A. M. Breure, J. Bloem, W. Didden, P. C. De Ruiter & H. Siepel (1999): Life support functions of the soil: Operationalization for the policy. – RIVM Report 607601003. National Institute of Public health and the Environment, Bilthoven: 55 pp.
- Schriel, G. (1928): Geologische Karte von Preussen und benachbarten Ländern. Hrsg. Preussisch geologische Landesanstalt. Berlin Geologische Karte von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:25000, Blatt: 4330, Benneckenstein, Harz.
- Schubart, O. (1934): Tausendfüßler oder Myriapoda. I: Diplopoda. – In: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands **28**: 318 pp.
- Schuster, R. (1956): Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungs Vorgängen im Boden. – Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **45**: 1–33.
- Schuster, R. (1960): Über die Ökologie und Verbreitung von Bodenmilben (Oribatei) am Alpen-Ostrand, insbesondere in der Steiermark. – Mitteilungen naturwissenschaftlicher Verein Steiermark **90**: 132–149.
- Siepel, H. & C. F. van de Bund (1988): The influence of management practises on the microarthropod community of grassland. – *Pedobiologia* **31**: 339–354.
- Sims, R. W. & B. M. Gerard (1999): Earthworms. – In: Kermack, D. M. & R. S. K. Barnes (Hrsg.): Synopses of the British Fauna (New Series) No. 31. – E. J. Brill / W. Backhuys, London, 171 pp.
- SMUL (Sächsisches Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft) (2005): Klimawandel in Sachsen. Sachstand und Ausblick 2005. – Dresden: 111 pp.
- SMUL (Sächsisches Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft) (2008): Naturschutzgebiete in Sachsen. – Dresden: 719 pp.
- Spelda, J. (1991): Zur Faunistik und Systematik der Tausendfüßler (Myriapoda) Südwestdeutschlands. – Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg **146**: 211–232.
- Spelda, J. (1993): Hundert- und Tausendfüßer aus Müssen der Umgebung von Oberreichenbach, Lkr. Calw (Chilopoda, Diplopoda). – Beihefte der Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg **73**: 399–402.
- Spelda, J. (1998): Provisorische Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda). – Jahrbuch der Hamburgischen Wissenschaftlichen Anstalten: 1–45.
- Spelda, J. (1999): Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands. Diskriminanzanalytische Verfahren zur Trennung von Arten und Unterarten am Beispiel der Gattung *Rhymogona* Cook, 1896 (Diplopoda: Chordeumatida: Craspedosomatidae). Teil 1. – Dissertation, Universität Ulm: 217 pp.

- Spelda, J. (2004): Rote Liste gefährdeter Hundert- und Tausendfüßer (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda) Bayerns. – Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz **166**: 339–342.
- Spelda, J. (2005): Improvements in the knowledge of the myriapod fauna of southern Germany between 1988 and 2005 (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda, Pauropoda, Symphyla). – *Peckiana* **4**: 101–129.
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (2016): Sachsen in Karten. Ausgabe 2016. – Kamenz, 48 pp.
- Straube, D. & A. Juen (2013): Storage and shipping of tissue samples for DNA analyses: a case study on earthworms. – *European Journal of Soil Biology* **57**: 13–18.
- String, P., M. Weller, K.-J. Hartmann, C. Knauf, W. Kainz, A. Möbes & D. Feldhaus (1999): Bodenatlas Sachsen-Anhalt Teil II, Thematische Bodenkarten. Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt.
- Taberlet, P., E. Coissac, M. Hajibabaei & L. H. Rieseberg (2012): Environmental DNA. – *Molecular Ecology* **21**: 1789–1793.
- Taylor, B. R., D. Parkinson & W. F. J. Parsons (1989): Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates. A microcosm test. – *Ecology* **70**: 97–104.
- Ter Braak, C. J. F. (1986): Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. – *Ecology* **67**: 1167–1179.
- Thibaud, J.-M., H.-J. Schulz & M. M. da Gama Assalino (2004): Synopses on Palaearctic Collembola, Volume 4: Hypogastruridae. – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **75** (2): 1–287.
- Thiele, H.-U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes. – *Zeitschrift für angewandte Entomologie* **39**: 316–367.
- Thiele, H.-U. (1968): Die Diplopoden des Rheinlandes. – *Decheniana* **120**: 343–366.
- Thomsen, P. F. & E. Willerslev (2015): Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. – *Biological Conservation* **183**: 4–18.
- Tischler, W. (1947): Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung. – *Biologische Zentralbibliothek* **66**: 49–56.
- Tischler, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze (Ein Beitrag zur Ökologie der Kulturlandschaft). – *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* **47**: 54–114.
- Toschki, A. (2008): Eignung unterschiedlicher Monitoring-Methoden als Grundlage zum Risk-Assessment für Agrarsysteme - Am Beispiel einer bioökologischen Reihenuntersuchung und einer Einzelfallstudie. – Dissertation, RWTH Aachen: 158 pp.
- Toschki, A., S. Jänsch, M. Roß-Nickoll, J. Römbke & W. Züghart (2015): Possibilities of using the German Federal States' permanent soil monitoring program for the monitoring of potential effects of genetically modified organisms (GMO). – *Environmental Sciences Europe* **27**: 26.
- Toschki, A., J. Oellers, H. Haase, S. Jänsch, J. Römbke, J.-A. Salamon, R. Schmelz & B. Scholz-Starke (2018): Bodenökologische Untersuchung von Fichtenforsten, Buchen- und Eichenwaldbeständen. Nationalpark Eifel 2014–2018. – Gutachten: 160 S.
- Trautner, J. (1992): Laufkäfer - Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. – In: Trautner, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tiergruppen [BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991]. – *Ökologie in Forschung und Anwendung* **5**: 145–162.
- Tüxen, R. & H. Ellenberg (1937): Der systematische und ökologische Gruppenwert. Ein Beitrag zur Begriffsbildung und Methodik der Pflanzensoziologie. – *Mitteilungen aus der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft in Niedersachsen* **3**: 171–184.
- Turbé, A., A. De Toni, P. Benito, P. Lavelle, P. Lavelle, N. Ruiz Camacho, W. H. Van Der Putten, E. Labouze & S. Mudgal (2010): Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers, Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO. – Report for European Commission, DG Environment: 250 pp.
- Usher, M. B. & R. G. Booth (1984): Arthropod communities in a maritime moss-turf habitat: multiple scales of pattern in the mites and Collembola. – *Journal of Animal Ecology* **55**: 427–441.
- Van Groenigen, J. W., I. M. Lubbers, H. M. J. Vos, G. G. Brown, G. B. De Deyn & K. J. van Groenigen (2014): Earthworms increase plant production: a meta-analysis. – *Scientific Reports* **4** (2): 6365. [doi: 10.1038/srep06365].
- Van Rhee, J. A. (1969): Development of earthworm populations in polder soils. – *Pedobiologia* **9**: 133–140.
- Van Straalen, N. M. (1997): Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. – In: Pankhurst, C., B. M. Doube & V. V. S. R. Gupta (Hrsg.): *Biological Indicators of Soil Health*. – CAB International, New York: 235–264.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2014): Monitoring der Wirkungen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO). Wirkungen auf Bodenorganismen. – VDI 4331 Blatt 1.
- Verhoeff, K. W. (1935): Über *Scolioplanes* (Chilopoda). – *Zoologischer Anzeiger* **111**: 11–23.
- Vietinghoff-Riesch, A. Frhr. Von (1961): Der Oberlausitzer Wald - seine Geschichte und seine Struktur bis 1945. – Schaper, Hannover.
- Vilkamaa, P. (1989): Records of Collembola new to Finland. – *Notulae Entomologicae* **69**: 63–65.
- Voigtländer, K. (1983): Chilopoden aus Fallenfängen im Waldgebiet Hakel, nordöstliches Harzvorland der DDR. – *Hercynia N. F.*, Leipzig **20** (1): 117–123.
- Voigtländer, K. (1987): Untersuchungen zur Bionomie von *Enantiulus nanus* (Latzel, 1884) und *Allajulus occultus* C. L. Koch, 1847 (Diplopoda, Julidae). – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **60** (10): 1–116.

- Voigtländer, K. (1995a): Diplopoden und Chilopoden aus Fallenfängen im Naturschutzgebiet „Dubringer Moor“ (Ostdeutschland/Oberlausitz). – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **68** (8): 39–42.
- Voigtländer, K. (1995b): Diplopoden und Chilopoden in immissionsgeschädigten Kiefernforsten im Raum Bitterfeld. – *Hercynia N. F., Halle* **29**: 269–289.
- Voigtländer, K. (1996): Diplopoden und Chilopoden von Trockenstandorten im Hallenser Raum (Ostdeutschland). – *Hercynia N. F., Halle* **30**: 109–126.
- Voigtländer, K. (2003): Species distribution and assemblages of centipedes (Chilopoda) in open xeric sites of Saxony-Anhalt (Germany). – *African Invertebrates* **44** (1): 283–291.
- Voigtländer, K. (2004): Rote Liste der Doppelfüßer (Diplopoda) des Landes Sachsen-Anhalt. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* **39**: 178–180.
- Voigtländer, K. (2005): Habitat preferences of selected Central European Centipedes. – *Peckiana* **4**: 163–179.
- Voigtländer, K. (2009a): Ökologie. – In: Rosenberg, J. (Hrsg.): *Die Hundertfüßer. – Neue Brehm-Buecherei, Westharp Wissenschaften, Hohenwarsleben*: 385–409.
- Voigtländer, K. (2009b): Distribution of chilopods in Europe. – In: Rosenberg, J. (Hrsg.): *Die Hundertfüßer. – Neue Brehm-Buecherei, Westharp Wissenschaften, Hohenwarsleben*: 430–450.
- Voigtländer, K. (2011a): Die Bodenfauna (Lumbricidae, Oribatida, Oniscidea, Myriapoda, Collembola) des Baruther Schafberges und des Dubrauer Horken. – *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz – Supplement zu Band 18*: 223–234.
- Voigtländer, K. (2011b): Preferences of common Central European millipedes for different biotope types (Myriapoda, Diplopoda) in Saxony-Anhalt (Germany). – *Proceedings of the 15th International Congress of Myriapodology - 18-22 July 2011, Brisbane, Australia* **6**: 61–83.
- Voigtländer, K. (2016): Tausendfüßer (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda). – In: Frank, D. & P. Schnitter (Hrsg.): *Pflanzen und Tiere in Sachsen-Anhalt. – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*: 592–598.
- Voigtländer, K. & W. Dunger (1998): Centipedes of the nature reserve “Leutratal” near Jena (Thuringia, East Germany). – In: Pizl, V. & K. Tajovsky (Hrsg.): *Soil zoological problems in Central Europe. – Institute of Soil Biology, Academy of Science of the Czech Republic, České Budějovice*: 255–265.
- Voigtländer, K. & C. Düker (2001): Distribution and species grouping of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) in dry biotopes in Saxony-Anhalt/Eastern Germany. – *European Journal of Soil Biology* **37**: 325–328.
- Voigtländer, K. & H. Hauser (2005): Untersuchungen zur Bodenmakrofauna der Lausche/Zittauer Gebirge (Diplopoda, Chilopoda, Isopoda, Lumbricidae). – *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* **13**: 75–81.
- Voigtländer, K. & B. Balkenhol (2006): Studies on millipede assemblages (Myriapoda, Diplopoda) as influenced by habitat qualities of afforested mine sites. – *Norwegian Journal of Entomology* **53**: 345–360.
- Voigtländer, K. & K. P. Zulka (2007): Diplopoden und Chilopoden des Nationalparks Hainich/Thüringen. *Ergebnisse einer Sammelexkursion des Arbeitskreises deutschsprachiger Myriapodologen. – Entomologische Nachrichten und Berichte* **51**: 44–48.
- Voigtländer, K. & E. N. Lindner (2010): Die Myriapodenfauna (Diplopoda, Chilopoda) des Harzgebietes mit besonderer Berücksichtigung ihrer Beziehung zur Fauna Sachsen-Anhalts. *Beiträge zur Myriapodenfauna des Harzes. I. – Entomologische Mitteilungen Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2010/2*: 80–92.
- Voigtländer, K. & P. Decker (2014): Diplopoda and Chilopoda from a special protection area in the Huy mountain range in Saxony-Anhalt, Germany. – *Fragmenta Faunistica* **57** (1): 27–40.
- Voigtländer, K., W. Dunger & H.-J. Schulz (1993): Untersuchungen zu Langzeitwirkungen von Industrie-Immissionen auf die Bodenfauna im Neißetal bei Görlitz. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **69**: 115–118.
- Wagenbreth, O. & W. Steiner (1990): *Geologische Streifzüge. Landschaft und Erdgeschichte zwischen Kap Arkona und Fichtelberg. – Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig*: 204 pp.
- Walter, R. & J. Burmeister (2017): Regenwürmer in bayrischen Ackerböden. *Merkblatt, 12. pp.* (Hrsg: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, LfL) [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/merkblaetter/regenwuermmer-ackerboeden_lfl-merkblatt.pdf].
- Weigmann, G. (1973): Zur Ökologie der Collembolen und Oribatiden im Grenzbereich Land - Meer (Collembola, Insecta - Oribatei, Acari). – *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie* **186**: 295–391.
- Weigmann, G. (1984): Structure of Oribatid mite communities in the soils of urban areas. – *Acarology* **6**: 917–923.
- Weigmann, G. (1993): Zur Bedeutung von Bodenarthropoden für die Funktion und die Kennzeichnung von Ökosystemen. – *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* **8**: 479–489.
- Weigmann, G. (1997): Bioindication by means of isovalent species groups. – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **69**: 59–65.
- Weigmann, G. (2006): *Hornmilben (Oribatida). Acari, Actinachaetida. Neubearbeitung der Hornmilben Deutschlands. – Goecke & Evers, Keltern*: 520 pp.
- Weigmann, G. & W. Kratz (1981): Die deutschen Hornmilbenarten und ihre ökologische Charakteristik. – *Zoologische Beiträge* **27**: 459–489.
- Weigmann, G., F. Horak, K. Franke & A. Christian (2015): Verbreitung und Ökologie der Hornmilben (Oribatida) in Deutschland. – *Peckiana* **10**: 1–171.

- Willius, N. (2010): Bodenökologische Untersuchungen zur Diversität und Artenzusammensetzung von Hornmilben (Oribatida, Acari) in Buchen- und Fichtenwäldern des Nationalparks Eifel. – Diplomarbeit, RWTH Aachen.
- Wolters, V. (1985): Untersuchung zur Habitatbindung und Nahrungsbiologie der Springschwänze (Collembola) eines Laubwaldes unter besonderer Berücksichtigung ihrer Funktion in der Zersetzerkette. – Dissertation, Universität Göttingen.
- Wolters, V. (1987): Die Bedeutung der Krautschicht für die Springschwänze (Insecta, Collembola) eines Buchenwaldes. – Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie 5: 40–43.
- Wolters, V. (2001): Biodiversity of soil animals and its function. – European Journal of Soil Biology 37: 221–227.
- Wolters, V. & K. Ekschmitt (1997): Gastropods, Isopods, Diplopods and Chilopods: Neglected Groups of the Decomposer Food Web. – In: G. Benckiser (Hrsg.): Fauna in Soil Ecosystems recycling processes, nutrient fluxes, and agricultural production. – New York, Basel, Hong Kong: 265–306.
- Work, T. T., C. M. Buddle, L. M. Korinus & J. R. Spence (2002): Pitfall trap size and capture of three taxa of litterdwelling arthropods: implications for biodiversity studies. – Environmental Entomology 31: 438–448.
- Wright, J. F., D. W. Sutcliffe & M. T. Furse (Hrsg.) (2000): Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. – Freshwater Biological Association, Ambleside, UK: 373 pp.
- Wurst, S., G. B. De Deyn & K. Orwin (2012): Soil Biodiversity and Functions. – In: Wall, D., R. D. Bardgett, V. Behan-Pelletier, J. E. Herrick, T. H. Jones, K. Ritz, J. Six, D. R. Strong & W. H. van der Putten (Hrsg.): Soil Ecology and Ecosystem Services. – Oxford University Press: 28–44.
- Wytwer, J. & H. Tracz (2003): Diplopoda communities in different forest habitats of Bialowieza Primeval Forest, Poland. – African Invertebrates 44 (1): 293–311.
- Zapparoli, M. (2003): The present knowledge on the European fauna of Lithobiomorpha (Chilopoda). – Bulletin of the British Myriapod and Isopod Group 19: 20–41.
- Zinger, L. & H. Philippe (2016): Coalescing molecular evolution and DNA barcoding. – Molecular Biology 25: 1908–1910.

13 Anhang

13.1 Anhang Gesamtartenlisten

Tab. Anhang 1: Gesamtartenliste der Oribatiden.

Oribatida (Tab. Anhang 1)	
<i>Achipteria coleoptrata</i> (Linné, 1758)	<i>Eupelops acromios</i> (Hermann, 1804)
<i>Achipteria nitens</i> (Nicolet, 1855)	<i>Eupelops hirtus</i> (Berlese, 1916)
<i>Acrogalumna longipluma</i> (Berlese, 1904)	<i>Eupelops occultus</i> (C.L. Koch, 1835)
<i>Adoristes ovatus</i> (C.L. Koch, 1839)	<i>Eupelops plicatus</i> (C.L. Koch, 1835)
<i>Amerus polonicus</i> Kulczyński, 1902	<i>Eupelops torulosus</i> (C.L. Koch, 1839)
<i>Autogneta parva</i> Forsslund, 1947	<i>Euzetes globulus</i> (Nicolet, 1855)
<i>Banksinoma lanceolata</i> (Michael, 1885)	<i>Fosseremus laciniatus</i> (Berlese, 1905)
<i>Belba bartoši</i> Winkler, 1955	<i>Galumna flagellata</i> Willmann, 1925
<i>Belba compta</i> (Kulczyński, 1902)	<i>Galumna lanceata</i> Oudemans, 1900
<i>Berniniella (Hypogeoppia) dungeri</i> Schwalbe, 1995	<i>Galumna obvia</i> (Berlese, 1915)
<i>Berniniella bicarinata</i> (Paoli, 1908)	<i>Gustavia microcephala</i> (Nicolet, 1855)
<i>Berniniella conjuncta</i> (Strenzke, 1951)	<i>Gymnodamaeus bicostatus</i> (C.L. Koch, 1835)
<i>Berniniella exempta</i> (Mihelcic, 1959)	<i>Hoplophthiracarus illinoisensis</i> (Ewing, 1909)
<i>Berniniella serratirostris</i> (Golosoova, 1970)	<i>Heminothrus targionii</i> (Berlese, 1885)
<i>Berniniella sigma</i> (Strenzke, 1951)	<i>Hermannia gibba</i> (C.L. Koch, 1839)
<i>Brachychthonius berlesei</i> Willmann, 1928	<i>Hermanniella dolosa</i> Grandjean, 1931
<i>Brachychthonius impressus</i> Moritz, 1976	<i>Hermanniella punctulata</i> Berlese, 1908
<i>Camisia spinifer</i> (C.L. Koch, 1835)	<i>Hypochthonius luteus</i> Oudemans, 1917
<i>Carabodes areolatus</i> Berlese, 1916	<i>Hypochthonius rufulus</i> C.L. Koch, 1835
<i>Carabodes coriaceus</i> C.L. Koch, 1835	<i>Kunstidamaeus tecticola</i> (Michael, 1888)
<i>Carabodes femoralis</i> (Nicolet, 1855)	<i>Liacarus coracinus</i> (C.L. Koch, 1841)
<i>Carabodes labyrinthicus</i> (Michael, 1879)	<i>Liacarus nitens</i> (Gervais, 1844)
<i>Carabodes marginatus</i> (Michael, 1884)	<i>Liacarus oribatelloides</i> Winkler, 1956
<i>Carabodes ornatus</i> Storkan, 1925	<i>Liacarus subterraneus</i> (C.L. Koch, 1841)
<i>Carabodes reticulatus</i> Berlese, 1913	<i>Liacarus xylariae</i> (Schränk, 1803)
<i>Carabodes rugosior</i> Berlese, 1916	<i>Licneremaeus licnophorus</i> (Michael, 1882)
<i>Carabodes subarcticus</i> Trägårdh, 1902	<i>Licnodamaeus pulcherrimus</i> (Paoli, 1908)
<i>Carabodes willmanni</i> Bernini, 1975	<i>Liebstadia humerata</i> Sellnick, 1928
<i>Cepheus cepheiformis</i> (Nicolet, 1855)	<i>Liebstadia longior</i> (Berlese, 1908)
<i>Cepheus grandis</i> Sitnikova, 1975	<i>Liebstadia pannonica</i> (Willmann, 1951)
<i>Ceratoppia bipilis</i> (Hermann, 1804)	<i>Liebstadia similis</i> (Michael, 1888)
<i>Ceratoppia quadridentata</i> (Haller, 1882)	<i>Limnozetes ciliatus</i> (Schränk, 1803)
<i>Ceratoppia sexpilosa</i> Willmann, 1938	<i>Liochthonius brevis</i> (Michael, 1888)
<i>Ceratozetes gracilis</i> (Michael, 1884)	<i>Liochthonius evansi</i> (Forsslund, 1958)
<i>Ceratozetes mediocris</i> Berlese, 1908	<i>Liochthonius horridus</i> (Sellnick, 1928)
<i>Ceratozetes minimus</i> Sellnick, 1928	<i>Liochthonius hystricinus</i> (Forsslund, 1942)
<i>Ceratozetes minutissimus</i> Willmann, 1951	<i>Liochthonius leptaleus</i> Moritz, 1976

Oribatida (Tab. Anhang 1)	
<i>Ceratozetoides maximus</i> (Berlese, 1908)	<i>Liochthonius simplex</i> (Forsslund, 1942)
<i>Chamobates borealis</i> Trägårdh, 1902	<i>Liochthonius strenzkei</i> Forsslund, 1963
<i>Chamobates cuspidatus</i> (Michael, 1884)	<i>Lucoppia burrowsi</i> (Michael, 1890)
<i>Chamobates subglobulus</i> (Oudemans, 1900)	<i>Machuella bilineata</i> Weigmann, 1976
<i>Chamobates voigtsi</i> (Oudemans, 1902)	<i>Machuella draconis</i> Hammer, 1961
<i>Conchogneta dalecarlica</i> (Forsslund, 1947)	<i>Malaconothrus monodactylus</i> (Michael, 1888)
<i>Cultroribula bicultrata</i> (Berlese, 1905)	<i>Melanozetes mollicomus</i> (C.L.Koch, 1839)
<i>Cymbaeremaeus cymba</i> (Nicolet, 1855)	<i>Metabelba papillipes</i> (Nicolet, 1855)
<i>Damaeobelba minutissima</i> (Sellnick, 1920)	<i>Metabelba propexa</i> (Kulczyński, 1902)
<i>Damaeus</i> (<i>Adamaeus</i>) <i>onustus</i> C.L. Koch, 1844	<i>Metabelba pulverosa</i> Strenzke, 1953
<i>Damaeus</i> (<i>Paradamaeus</i>) <i>clavipes</i> (Hermann, 1804)	<i>Micreremus brevipes</i> (Michael, 1888)
<i>Damaeus gracilipes</i> (Kulczyński, 1902)	<i>Microppia minus</i> (Paoli, 1908)
<i>Damaeus riparius</i> Nicolet, 1855	<i>Microtrititia minima</i> (Berlese, 1904)
<i>Diapterobates humeralis</i> (Hermann, 1804)	<i>Microzetes septentrionalis</i> (Kunst, 1963)
<i>Dissorhina ornata</i> (Oudemans, 1900)	<i>Minunthozetes pseudofusiger</i> (Schweizer, 1922)
<i>Dissorhina signata</i> (Schwalbe, 1989)	<i>Minunthozetes semirufus</i> (C.L.Koch, 1841)
<i>Edwardzetes edwardsi</i> (Nicolet, 1855)	<i>Mucronothrus nasalis</i> (Willmann, 1929)
<i>Eniochthonius minutissimus</i> (Berlese, 1903)	<i>Multioppia glabra</i> (Mihelcic, 1955)
<i>Eueremaeus hepaticus</i> (C.L. Koch, 1835)	<i>Nanhermannia dorsalis</i> (Banks, 1896)
<i>Eueremaeus cf. oblongus</i> (C.L. Koch, 1835)	<i>Nanhermannia elegantula</i> Berlese, 1913
<i>Eulohmannia ribagai</i> (Berlese, 1910)	<i>Nanhermannia nana</i> (Nicolet, 1855)
<i>Neobrachychthonius marginatus</i> (Forsslund, 1942)	<i>Rhysotrititia ardua</i> (C.L. Koch, 1841)
<i>Neotrichoppia confinis</i> (Paoli, 1908)	<i>Rhysotrititia duplicata</i> (Grandjean, 1953)
<i>Nothrus anauniensis</i> Canestrini & Fanzago, 1876	<i>Scheloribates</i> (<i>Hemileius</i>) <i>initialis</i> (Berlese, 1908)
<i>Nothrus borussicus</i> Sellnick, 1928	<i>Scheloribates</i> (<i>Topobates</i>) <i>holsaticus</i> (Weigmann, 1969)
<i>Nothrus palustris</i> C.L. Koch, 1839	<i>Scheloribates ascendens</i> Weigmann & Wunderle, 1990
<i>Nothrus silvestris</i> Nicolet, 1855	<i>Scheloribates laevigatus</i> (C.L. Koch, 1835)
<i>Odontocephus elongatus</i> (Michael, 1879)	<i>Scheloribates latipes</i> (C.L. Koch, 1844)
<i>Ophidiotrichus tectus</i> (Michael, 1884)	<i>Scheloribates pallidulus</i> (C.L.Koch, 1841)
<i>Oppiella</i> (<i>Moritzoppia</i>) <i>keilbachi</i> Moritz, 1969	<i>Scutovertex sculptus</i> Michael, 1879
<i>Oppiella</i> (<i>Oppiella</i>) <i>acuminata</i> (Strenzke, 1951)	<i>Sellnickochthonius cricoides</i> (Weis-Fogh, 1948)
<i>Oppiella</i> (<i>Oppiella</i>) <i>falcata</i> (Paoli, 1908)	<i>Sellnickochthonius honestus</i> (Moritz, 1976)
<i>Oppiella</i> (<i>Oppiella</i>) <i>marginidentata</i> (Strenzke, 1951)	<i>Sellnickochthonius hungaricus</i> (Balogh, 1943)
<i>Oppiella</i> (<i>Oppiella</i>) <i>nova</i> (Oudemans, 1902)	<i>Sellnickochthonius immaculatus</i> (Forsslund, 1942)
<i>Oppiella</i> (<i>Oppiella</i>) <i>splendens</i> (C.L. Koch, 1841)	<i>Sellnickochthonius jacoti</i> (Evans, 1952)
<i>Oppiella</i> (<i>Rhinoppia</i>) <i>epilata</i> Miko, 2006	<i>Sellnickochthonius suecicus</i> (Forsslund, 1942)
<i>Oppiella</i> (<i>Rhinoppia</i>) <i>fallax</i> (Paoli, 1908)	<i>Sellnickochthonius zelawaiensis</i> (Sellnick, 1928)
<i>Oppiella</i> (<i>Rhinoppia</i>) <i>obsoleta</i> (Paoli, 1908)	<i>Spatiodamaeus verticillipes</i> (Nicolet, 1855)
<i>Oppiella</i> (<i>Rhinoppia</i>) <i>subpectinata</i> (Oudemans, 1900)	<i>Steganacarus</i> (<i>Atropacarus</i>) <i>striculus</i> (C.L. Koch, 1835)

Oribatida (Tab. Anhang 1)	
<i>Oppliella beskidyensis</i> (Niemi & Skubala, 1993)	<i>Steganacarus (Steganacarus) herculeanus</i> Willmann, 1953
<i>Oribatella calcarata</i> (C.L. Koch, 1835)	<i>Steganacarus (Steganacarus) magnus</i> (Nicolet, 1855)
<i>Oribatella litoralis/reticulata</i>	<i>Subiasella quadrimaculata</i> (Evans, 1952)
<i>Oribatella quadricornuta</i> Michael, 1880	<i>Suctobelba altvateri</i> Moritz, 1970
<i>Oribatula interrupta</i> (Willmann, 1939)	<i>Suctobelba atomaria</i> Moritz, 1970
<i>Oribatula longelamellata</i> Schweizer, 1956	<i>Suctobelba granulata</i> van der Hammen, 1952
<i>Oribatula tibialis</i> (Nicolet, 1855)	<i>Suctobelba lapidaria</i> Moritz, 1970
<i>Palaeacarus hystricinus</i> Trägårdh, 1932	<i>Suctobelba regia</i> Moritz, 1970
<i>Pantelozetes paolii</i> (Oudemans, 1913)	<i>Suctobelba reticulata</i> Moritz, 1970
<i>Parachipteria punctata</i> (Nicolet, 1855)	<i>Suctobelba sorrentensis</i> Hammer, 1961
<i>Peloptulus phaenotus</i> (C.L. Koch, 1844)	<i>Suctobelba trigona</i> (Michael, 1888)
<i>Peloribates longipilosus</i> Csiszar & Jelava, 1962	<i>Suctobelbella acutidens</i> (Forsslund, 1941)
<i>Pergalumna nervosa</i> (Berlese, 1914)	<i>Suctobelbella alloenasuta</i> Moritz, 1971
<i>Phthiracarus anonymus</i> Grandjean, 1934	<i>Suctobelbella arcana</i> Moritz, 1970
<i>Phthiracarus borealis</i> Trägårdh, 1910	<i>Suctobelbella diffissa</i> Moritz, 1974
<i>Phthiracarus boresetosus</i> Jacot, 1930	<i>Suctobelbella duplex</i> (Strenzke, 1950)
<i>Phthiracarus bryobius</i> Jacot, 1930	<i>Suctobelbella falcata</i> (Forsslund, 1941)
<i>Phthiracarus compressus</i> Jacot, 1930	<i>Suctobelbella forsslundi</i> (Strenzke, 1950)
<i>Phthiracarus crinitus</i> (C.L. Koch, 1841)	<i>Suctobelbella hamata</i> Moritz, 1970
<i>Phthiracarus ferrugineus</i> (C.L. Koch, 1841)	<i>Suctobelbella nasalis</i> (Forsslund, 1941)
<i>Phthiracarus globosus</i> (C.L. Koch, 1841)	<i>Suctobelbella palustris</i> (Forsslund, 1953)
<i>Phthiracarus laevigatus</i> (C.L. Koch, 1844)	<i>Suctobelbella perforata</i> (Strenzke, 1950)
<i>Phthiracarus longulus</i> (C.L. Koch, 1841)	<i>Suctobelbella prominens</i> (Moritz, 1966)
<i>Phthiracarus montanus</i> Pérez-Iñigo, 1969	<i>Suctobelbella sarekensis</i> (Forsslund, 1941)
<i>Pilogalumna crassiclava</i> (Berlese, 1914)	<i>Suctobelbella serratirostrum</i> Jacot, 1937
<i>Pilogalumna tenuiclava</i> (Berlese, 1908)	<i>Suctobelbella similis</i> (Forsslund, 1941)
<i>Platynothrus peltifer</i> (C.L. Koch, 1839)	<i>Suctobelbella subcornigera</i> (Forsslund, 1941)
<i>Poecilochthonius spiciger</i> (Berlese, 1910)	<i>Suctobelbella subtrigona</i> (Oudemans, 1900)
<i>Porobelba spinosa</i> (Sellnick, 1920)	<i>Tectocephus minor</i> Berlese, 1903
<i>Protoribates capucinus</i> Berlese, 1908	<i>Tectocephus group velatus</i> (Michael, 1880)
<i>Pseudachipteria magna</i> (Sellnick, 1928)	<i>Trhypochthonius tectorum</i> (Berlese, 1896)
<i>Punctoribates hexagonus</i> Berlese, 1908	<i>Trichoribates incisellus</i> (Kramer, 1897)
<i>Punctoribates punctum</i> (C.L. Koch, 1839)	<i>Trichoribates novus</i> (Sellnick, 1928)
<i>Quadroppia hammerae</i> Minguez, Ruiz & Subias, 1985	<i>Trichoribates trimaculatus</i> (C.L. Koch, 1835)
<i>Quadroppia longisetosa</i> Minguez, Ruiz & Subias, 1985	<i>Tritegeus bisulcatus</i> Grandjean, 1953
<i>Quadroppia maritima</i> Lions, 1982	<i>Xenillus tegeocranus</i> (Hermann, 1804)
<i>Quadroppia monstrosa</i> Hammer, 1979 (sensu Minguez, Ruiz & Subias 1985)	<i>Zetorchestes falzonii</i> Coggi, 1898
<i>Quadroppia quadricarinata</i> (Michael, 1885)	<i>Zygoribatula excavata</i> (Berlese, 1916)
<i>Ramusella insculpta</i> (Paoli, 1908)	<i>Zygoribatula exilis</i> (Nicolet, 1855)

Tab. Anhang 2: Gesamtartenliste der Collembolen.

Collembola (Tab. Anhang 2)	
<i>Allacma fusca</i> (Linne, 1758)	<i>Lepidocyrtus violaceus</i> Lubbock, 1873
<i>Anurophorus laricis</i> Nicolet, 1842	<i>Lipothrix lubbocki</i> (Tullberg, 1872)
<i>Arrhopalites caecus</i> (Tullberg, 1871)	<i>Megalothorax minimus</i> Willem, 1900
<i>Arrhopalites cochlearifer</i> Gisin, 1947	<i>Mesaphorura macrochaeta</i> Rusek, 1976
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i> Rusek, 1967	<i>Metaphorura affinis</i> (Börner, 1903)
<i>Arrhopalites pygmaeus</i> (Wankel, 1860)	<i>Micranurida forsslundi</i> Gisin, 1949
<i>Bourletiella radula</i> Gisin, 1946	<i>Micranurida granulata</i> Agrell, 1943
<i>Bourletiella viridescens</i> Stach, 1929	<i>Micranurida pygmaea</i> (Börner, 1901)
<i>Brachystomella parvula</i> (Schäffer, 1896)	<i>Neanura muscorum</i> (Templeton, 1835)
<i>Ceratophysella armata</i> (Nicolet, 18419)	<i>Neelides minutus</i> (Folsom, 1901)
<i>Ceratophysella denticulata</i> (Bagnall, 1941)	<i>Onychiurus jubilaris</i> Gisin, 1957
<i>Choreutinula inermis</i> (Tullberg, 1871)	<i>Orchesella bifasciata</i> Bourlet, 1839
<i>Cryptopygus thermophilus</i> (Axelson, 1900)	<i>Orchesella cincta</i> Linne, 1758)
<i>Deharvengiurus denisi</i> (Stach, 1934)	<i>Orchesella flavescens</i> (Bourlet, 1839)
<i>Desoria tigrina</i> Nicolet, 1842	<i>Orchesella frontimaculata</i> Gisin, 1946
<i>Desoria violacea</i> Tullberg 1876	<i>Orchesella villosa</i> Geoffroy, 1762
<i>Deuterosminthurus bicinctus</i> (Koch, 1840)	<i>Paratullbergia callipygos</i> Börner, 1902
<i>Deuterosminthurus pallipes</i> (Bourlet, 1843)	<i>Parisotoma notabilis</i> Schäffer, 1896
<i>Dicyrtoma fusca</i> (Lucas, 1842)	<i>Pogonognathellus flavescens</i> (Tullberg, 1971)
<i>Dicyrtomina minuta</i> (O. Fabricius, 1783)	<i>Proisotoma minuta</i> (Tullberg, 1871)
<i>Dicyrtomina ornata</i> (Nicolet, 1842)	<i>Protaphorura armata</i> (Tullberg, 1869)
<i>Entomobrya corticalis</i> (Nicolet, 1841)	<i>Protaphorura eichhorni</i> (Gisin, 1954)
<i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nicolet, 1841)	<i>Protaphorura fimata</i> Gisin, 1952
<i>Entomobrya marginata</i> (Tullberg, 1871)	<i>Protaphorura humata</i> (Gisin, 1952)
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg, 1871)	<i>Protaphorura procampata</i> (Gisin, 1956)
<i>Entomobrya nivalis</i> (Linne, 1758)	<i>Protaphorura pseudovanderdrifti</i> (Gisin 1957)
<i>Entomobrya quinquelineata</i> Börner, 1901	<i>Protaphorura quadriocellata</i> Gisin, 1947
<i>Entomobrya schoetti</i> Stach, 1922	<i>Protaphorura subuliginata</i> Gisin, 1956
<i>Folsomia candida</i> (Willem, 1902)	<i>Pseudachorutella asigillata</i> (Börner, 1901)
<i>Folsomia dovrensis</i> Fjellberg, 1976	<i>Pseudachorutes dubius</i> Krausbauer, 1898
<i>Folsomia manolachei</i> Bagnall, 1939	<i>Pseudachorutes parvulus</i> Börner, 1901
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullberg, 1871)	<i>Pseudisotoma monochaeta</i> (Kos, 1942)
<i>Folsomia spinosa</i> Kseneman, 1936	<i>Pseudosinella alba</i> (Packard, 1873)
<i>Friesea mirabilis</i> (Tullberg, 1871)	<i>Pseudosinella immaculata</i> (Lie-Pettersen, 1896)
<i>Heteromurus nitidus</i> (Templeton, 1835)	<i>Pseudosinella petterseni</i> Börner, 1901
<i>Hypogastrura assimilis</i> (Krausbauer, 1898)	<i>Schoettella ununguiculata</i> (Tullberg, 1869)
<i>Hypogastrura burkilli</i> (Bagnall, 1940)	<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock, 1862)
<i>Hypogastrura sahlbergi</i> (Reuter, 1895)	<i>Sminthurinus niger</i> (Lubbock, 1867)
<i>Isotoma viridis</i> group	<i>Sminthurus viridis</i> (Linne, 1758)
<i>Isotomiella minor</i> (Schaeffer, 1896)	<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer, 1898)

Collembola (Tab. Anhang 2)	
<i>Isotomodes productus</i> (Axelson, 1906)	<i>Stenaphorura denisi</i> (Bagnall, 1935)
<i>Isotomurus graminis</i> Fjellberg, 2007	<i>Stenaphorura quadrispina</i> (Börner, 19019)
<i>Isotomurus palustris</i> (Templeton, 1834)	<i>Supraphorura furcifera</i> (Börner, 1901)
<i>Lathriopyga monoculata</i> (Denis, 1931)	<i>Tetracanthella wahlgreni</i> Linnaniemi, 1911
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	<i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullber, 1871)
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	<i>Willemia anophthalma</i> (Börner, 1901)
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> Fabricius, 1781	<i>Willemia denisi</i> Stach, 1949
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel, 1890	<i>Xenyllodes armatus</i> Axelson, 1903

Tab. Anhang 3: Gesamtartenliste der Diplopoden.

Diplopoda (Tab. Anhang 3)	
<i>Allaiulus nitidus</i> Verhoeff, 1891	<i>Megaphyllum projectum</i> Verhoeff, 1894
<i>Blaniulus guttulatus</i> (Bosc, 1972)	<i>Megaphyllum unilineatum</i> (C. L. Koch, 1838)
<i>Brachydesmus superus</i> Latzel, 1844	<i>Melogona gallica</i> (Latzel, 1884)
<i>Brachyiulus pusillus</i> (Bosc, 1972)	<i>Melogona voigti</i> (Verhoeff, 1899)
<i>Choneiulus palmatus</i> (Nemec, 1895)	<i>Mycogona germanica</i> (Verhoeff, 1892)
<i>Chordeuma sylvestre</i> C. L. Koch, 1847	<i>Ommatoiulus sabulosus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Craspedosoma rawlinsii</i> Leach, 1815	<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1843)
<i>Cylindroiulus britannicus</i> (Verhoeff, 1891)	<i>Polydesmus angustus</i> Latzel, 1884
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> (Wood, 1864)	<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)
<i>Cylindroiulus punctatus</i> (Leach, 1815)	<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. Koch, 1847
<i>Enantiulus nanus</i> (Latzel, 1884)	<i>Polydesmus inconstans</i> Latzel, 1884
<i>Glomeris hexasticha</i> Brandt, 1833	<i>Polyzonium germanicum</i> Brandt, 1837
<i>Glomeris intermedia</i> (Latzel, 1884)	<i>Propolydesmus testaceus</i> (C. L. Koch, 1847)
<i>Glomeris marginata</i> (Villers, 1789)	<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857)
<i>Julus scandinavicus</i> Latzel, 1884	<i>Strongylosoma stigmatosum</i> (Eichwald, 1830)
<i>Leptoiulus proximus</i> (Nemec, 1896)	<i>Tachypodoiulus niger</i> (Leach, 1815)
<i>Leptoiulus simplex</i> subsp. <i>glacialis</i> (Verhoeff, 1908)	<i>Unciger foetidus</i> (C. L. Koch, 1838)

Tab. Anhang 4: Gesamtartenliste der Chilopoden.

Chilopoda (Tab. Anhang 4)	
<i>Geophilus alpinus</i> Meinert, 1870	<i>Lithobius forficatus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Geophilus electricus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Lithobius macilentus</i> L. Koch, 1862
<i>Geophilus flavus</i> (De Geer, 1778)	<i>Lithobius microps</i> Meinert, 1868
<i>Geophilus ribauti</i> Brölemann, 1908	<i>Lithobius mutabilis</i> L. Koch, 1862
<i>Lamyctes emarginatus</i> (Newport, 1844)	<i>Lithobius muticus</i> C. L. Koch, 1847
<i>Lithobius aeruginosus</i> L. Koch, 1862	<i>Lithobius nodulipes</i> Latzel, 1880
<i>Lithobius agilis</i> (C. L. Koch, 1847)	<i>Lithobius pelidnus</i> Haase, 1880
<i>Lithobius austriacus</i> (Verhoeff, 1937)	<i>Lithobius tricuspis</i> Meinert, 1872
<i>Lithobius calcaratus</i> C. L. Koch, 1844	<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. Koch, 1836)
<i>Lithobius crassipes</i> L. Koch, 1862	<i>Stenotaenia linearis</i> (Koch, 1835)

Chilopoda (Tab. Anhang 4)	
<i>Lithobius curtipes</i> C. L. Koch, 1847	<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1815)
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. Koch, 1844	<i>Strigamia crassipes</i> (C. L. Koch, 1835)
<i>Lithobius erythrocephalus</i> C. L. Koch, 1847	<i>Strigamia transsilvanica</i> (Verhoeff, 1928)

Tab. Anhang 5: Gesamtartenliste der Lumbriciden.

Lumbricidae (Tab. Anhang 5)	
<i>Allolobophora chlorotica</i> (Savigny, 1826)	<i>Dendrodrilus rubidus</i> (Savigny, 1826)
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)	<i>Lumbricus castaneus</i> (Savigny, 1826)
<i>Aporrectodea longa</i> (Ude, 1885)	<i>Lumbricus rubellus</i> Hoffmeister, 1843
<i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny, 1826)	<i>Lumbricus terrestris</i> Linnaeus, 1758
<i>Bimastos parvus</i> (Eisen, 1874)	<i>Octolasion cyaneum</i> (Savigny, 1826)
<i>Dendrobaena attemsi</i> (Michaelsen, 1902)	<i>Octolasion tyrtaeum</i> (Savigny, 1826)
<i>Dendrobaena octaedra</i> (Savigny, 1826)	

Tab. Anhang 6: Gesamtartenliste der Enchytraeiden.

Enchytraeidae (Tab. Anhang 6)	
<i>Achaeta aberrans</i> Nielsen & Christensen, 1961	<i>Fridericia bulboides</i> Nielsen & Christensen, 1959
<i>Achaeta abulba</i> Graefe, 1989	<i>Fridericia christeri</i> Rota & Healy, 1999
<i>Achaeta affinis</i> Nielsen & Christensen, 1959	<i>Fridericia connata</i> Bretscher, 1902
<i>Achaeta bibulba</i> Graefe, 1989	<i>Fridericia cylindrica</i> Springett, 1971
<i>Achaeta bifollicula</i> Chaluský, 1992	<i>Fridericia deformis</i> Möller, 1971
<i>Achaeta bohemia</i> (Vejdovský, 1879)	<i>Fridericia dura</i> (Eisen, 1879)
<i>Achaeta camerani</i> (Cognetti, 1899)	<i>Fridericia galba</i> (Hoffmeister, 1843)
<i>Achaeta danica</i> Nielsen & Christensen, 1959	<i>Fridericia glandulosa</i> Southern, 1907
<i>Achaeta eiseni</i> Vejdovský, 1878	<i>Fridericia granosa</i> Schmelz, 2003
<i>Achaeta parva</i> Nielsen & Christensen, 1961	<i>Fridericia hegemon</i> (Vejdovský, 1878)
<i>Achaeta unibulba</i> Graefe, Christensen & Dózsa-Farkas, 2005	<i>Fridericia isseli</i> Rota, 1994
<i>Achaeta</i> sp. (BUUS) (unidentified, probably new species)	<i>Fridericia lenta</i> Schmelz, 2003
<i>Achaeta</i> sp. (DZWI) (unidentified, probably new species)	<i>Fridericia maculatiformis</i> Dózsa-Farkas, 1972
<i>Achaeta</i> sp. (HEAL) (unidentified, probably new species)	<i>Fridericia minor</i> Friend, 1913
<i>Achaeta</i> sp. (MINI) (unidentified, probably new species)	<i>Fridericia monochaeta</i> Rota, 1995
<i>Achaeta</i> sp. (NW23) (unidentified, probably new species)	<i>Fridericia nemoralis</i> Nurminen, 1970
<i>Achaeta</i> sp. (PAFU) (unidentified, probably new species)	<i>Fridericia nix</i> Rota, 1995
<i>Bryodrilus ehlersi</i> Ude, 1892	<i>Fridericia paroniana</i> Issel, 1904
<i>Bryodrilus librus</i> (Nielsen & Christensen, 1959)	<i>Fridericia perrieri</i> (Vejdovský, 1878)
<i>Buchholzia appendiculata</i> (Buchholz, 1862)	<i>Fridericia ratzeli</i> s.s. (Eisen, 1872)
<i>Buchholzia fallax</i> Michaelsen, 1887	<i>Fridericia schmelzi</i> Cech & Dózsa-Farkas, 2005
<i>Buchholzia</i> sp. (PAPP) (unidentified, probably new species)	<i>Fridericia semisetosa</i> Dózsa-Farkas, 1970
<i>Buchholzia</i> sp. (PFAL) (unidentified, probably new species)	<i>Fridericia singula</i> Nielsen & Christensen, 1961
<i>Cernovitiella</i> sp.	<i>Fridericia striata</i> (Levinsen, 1884)
<i>Cognettia chaluskyi</i> (Martinsson, Rota & Erséus, 2015)	<i>Fridericia sylvatica</i> Healy, 1979

Enchytraeidae (Tab. Anhang 6)

<i>Cognettia chlorophila</i> (Friend, 1913)	<i>Fridericia tubulosa</i> Dózsa-Farkas, 1972
<i>Cognettia cognettii</i> (Issel, 1905)	<i>Fridericia ulrikae</i> Rota & Healy, 1999
<i>Cognettia sphagnetorum</i> s.s. (Vejdovský, 1878)	<i>Fridericia waldenstroemi</i> Rota & Healy, 1999
<i>Cognettia varisetosa</i> (Martinsson, Rota & Erséus, 2015)	<i>Fridericia</i> sp. (ALAT) (unidentified, probably new species)
<i>Enchytraeus buchholzi</i> (Vejdovský, 1879)	<i>Fridericia</i> sp. (INVE) (unidentified, probably new species)
<i>Enchytraeus bulbosus</i> Nielsen & Christensen, 1963	<i>Fridericia</i> sp. (MACF) (unidentified, probably new species)
<i>Enchytraeus</i> cf. <i>luxuriosus</i> Schmelz & Collado, 1999	<i>Fridericia</i> sp. (NGLI) (unidentified, probably new species)
<i>Enchytraeus christenseni</i> Dózsa-Farkas, 1992	<i>Fridericia</i> sp. (PERT) (unidentified, probably new species)
<i>Enchytraeus dictaetus</i> Schmelz & Collado, 2010	<i>Fridericia</i> sp. (PULR) (unidentified, probably new species)
<i>Enchytraeus lacteus</i> Nielsen & Christensen, 1961	<i>Fridericia</i> sp. (UNID) (unidentified, probably new species)
<i>Enchytraeus norvegicus</i> Abrahamsen, 1969	<i>Hemifridericia parva</i> Nielsen & Christensen, 1959
<i>Enchytraeus</i> sp. (FGRA) (unidentified, probably new species)	<i>Henlea perpusilla</i> Friend, 1911
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN) (unidentified, probably new species)	<i>Henlea ventriculosa</i> (d'Udekem, 1854)
<i>Enchytronia baloghi</i> Dózsa-Farkas, 1988	<i>Marionina clavata</i> Nielsen & Christensen, 1961
<i>Enchytronia parva</i> Nielsen & Christensen, 1959	<i>Marionina communis</i> Nielsen & Christensen, 1959
<i>Enchytronia pygmaea</i> Graefe & Schmelz, 2017	<i>Marionina diminuta</i> Rota, 2012
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO) (unidentified, probably new species)	<i>Marionina mendax</i> Rota, 2012
<i>Enchytronia</i> sp. (OMNI) (unidentified, probably new species)	<i>Marionina sambugarae</i> Schmelz, 2015
<i>Enchytronia</i> sp. (PUNC) (unidentified, probably new species)	<i>Marionina vesiculata</i> Nielsen & Christensen, 1959
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU) (unidentified, probably new species)	<i>Mesenchytraeus armatus</i> (Levinsen, 1884)
<i>Enchytronia</i> sp. 2VII (unidentified, probably new species)	<i>Mesenchytraeus flavus</i> (Levinsen, 1884)
<i>Enchytronia</i> sp. ID2VIII (unidentified, probably new species)	<i>Mesenchytraeus glandulosus</i> (Levinsen, 1884)
<i>Enchytronia</i> sp. (id)3XI (unidentified, probably new species)	<i>Mesenchytraeus pelicensis</i> Issel, 1905
<i>Fridericia benti</i> Schmelz, 2002	<i>Oconnorella cambrensis</i> (O'Connor, 1963)
<i>Fridericia bisetosa</i> (Levinsen, 1884)	<i>Oconnorella tubifera</i> (Nielsen & Christensen, 1959)
<i>Fridericia brunensis</i> Schlaghamerský, 2007	<i>Stercutus niveus</i> Michaelsen, 1888

13.2 Anhang NP Eifel

Tab. Anhang 7: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp Fichtenforst; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp Fichtenforst (Tab. Anhang 7)	EB_NW11			EB_NW12			EB_NW13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoprata</i>	4		62	34	68	1576	3		47
<i>Acrotritit ardua</i>					1	16			
<i>Acrotritit duplicata</i>	17	15	494	78	36	1759	43	19	946
<i>Adoristes ovatus</i>	7	5	181	15	30	698	18	20	589
<i>Autogneta parva</i>		1	16	5	7	186		6	93
<i>Banksinoma lanceolata</i>							1		16
<i>Berniniella conjuncta</i>	1		15	15	5	311	10	13	353
<i>Berniniella serratiostris</i>		1	16						
<i>Berniniella sigma</i>				11		171	87		1290
<i>Brachychthoniidae</i>	24	74	1521	16	9	390	34	25	891
<i>Brachychthonius berlesei</i>	1		16						
<i>Camisia spinifer</i>				2		32			
<i>Carabodes femoralis</i>				1		16	1	6	109
<i>Carabodes labyrinthicus</i>	1	2	48	9	2	173		1	16
<i>Carabodes marginatus</i>				1		15			
<i>Carabodes ornatus</i>	1		16		1	16	2	2	62
<i>Carabodes rugosior</i>		3	48						
<i>Cepheus grandis</i>	2		31	1		15	1		16
<i>Ceratoppia bipilis</i>		5	78	4	14	280			
<i>Ceratoppia sexpilosa</i>		3	47						
<i>Chamobates borealis</i>	31	33	997	46	100	2267	70	70	2146
<i>Chamobates cuspidatus</i>				3		47			
<i>Damaeobelba minutissima</i>	5	4	142	5	6	170	10	3	202
<i>Damaeus (A.) onustus</i>				1		16			
<i>Dissorhina ornata</i>	14	47	946	165	166	5090	184	98	4304
<i>Edwardzetes edwardsi</i>				2	4	95	7	13	309
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	1	6	108	1		16			
<i>Eupelops plicatus</i>	1	1	32						
<i>Eupelops torulosus</i>					3	48			
<i>Euzetes globulus</i>							1		16
<i>Galumna lanceata</i>					5	79			
<i>Hermannia gibba</i>	195	128	4994	164	78	3718	174	93	4090
<i>Hypochthonius rufulus</i>	39	131	2625	8	10	277	14	16	463
<i>Liacarus coracinus</i>	1		16		1	16	1		15
<i>Liebstadia longior</i>					1	16			
<i>Liochthonius brevis</i>	9		140	9		140	21		310
<i>Liochthonius evansi</i>	2		32						
<i>Liochthonius hystericinus</i>				2		31			
<i>Liochthonius leptaleus</i>				2		31	1		15
<i>Melanozetes mollicomus</i>	16	12	430		6	93			

Oribatida, Biotoptyp Fichtenforst (Tab. Anhang 7)	EB_NW11			EB_NW12			EB_NW13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Micreremus brevipes</i>							1		15
<i>Microppia minus</i>		1	16	8		124	10	14	367
<i>Nanhermannia dorsalis</i>	246	212	7078	45	9	837		4	62
<i>Nanhermannia elegantula</i>	29		450	2	2	63	4	3	105
<i>Nanhermannia nana</i>	1		15	1		16	4	2	93
<i>Nothrus silvestris</i>	77	34	1695	14		205	18	9	409
<i>Ophidiotrichus tectus</i>							6		93
<i>Oppiella (O.) falcata</i>	418	272	10667	1278	626	29356	669	330	15271
<i>Oppiella (O.) nova</i>	303	608	14057	341	328	10189	757	446	18350
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>	2		29						
<i>Oppiella (R.) subpectinata</i>	89	41	1992	369	339	10870	126	107	3587
<i>Oribatella calcarata</i>					1	16			
<i>Oribatida indet</i>	480	9	7596	84	13	1510	82	5	1290
<i>Oribatula tibialis</i>	11	11	343		11	171	2	22	374
<i>Parachipteria punctata</i>	69	66	2059						
<i>Phthiracarus longulus</i>	9	15	375	7	15	344	2	8	156
<i>Platynothrus peltifer</i>	21	73	1452	81	64	2254	6	3	141
<i>Porobelba spinosa</i>	6	38	685	2	2	62	4	3	107
<i>Pseudachipteria magna</i>					4	63			
<i>Quadroppia monstrosa</i>	2	1	45	64	57	1851	273	138	6233
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	4	2	90	23	8	481	9		137
<i>Ramusella insculpta</i>							1		16
<i>Scheloribates (H.) initialis</i>	26	57	1289	80	96	2719	15	28	661
<i>Sellnickochthonius cricoides</i>	1		16				2		29
<i>Sellnickochthonius honestus</i>	2		32	2		31	5		73
<i>Sellnickochthonius jacoti</i>							1		16
<i>Sellnickochthonius zelawaiensis</i>	21		326				18		267
<i>Steganacarus (A.) striculus</i>					1	16			
<i>Suctobelba trigona</i>	1		16				9		133
<i>Suctobelbella acutidens</i>	1		16	9		140	23		345
<i>Suctobelbella alpina</i>	1		16						
<i>Suctobelbella arcana</i>	3		47	9		140	7		109
<i>Suctobelbella diffissa</i>							17		248
<i>Suctobelbella duplex</i>	7		110				25		374
<i>Suctobelbella falcata</i>	2		32				5		73
<i>Suctobelbella nasalis</i>				5		78	38		584
<i>Suctobelbella perforata</i>				2		31	8		119
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	6		93	15		233	59		885
<i>Suctobelbella serratiostrum</i>	2		31	7		109	24		357
<i>Suctobelbella similis</i>	7		109	4		62	15		222
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	41		637	68		1056	126		1874
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	4		62	2		31	4		62
<i>Tectocephus minor</i>	1		15						

Oribatida, Biotoptyp Fichtenforst (Tab. Anhang 7)	EB_NW11			EB_NW12			EB_NW13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Tectocephus group velatus</i>	162	292	7030	14	34	747	23	126	2299
<i>Tritegeus bisulcatus</i>							1		16
Individuenzahl	2427	2203	71572	3136	2163	81609	3082	1633	71850
Individuenzahl Σ F+H	4630			5299			4715		
Artenzahl	51	31	57	49	36	60	55	28	58
Artenzahl Fichte gesamt:	83	Individuenzahl Fichte gesamt:							14644

Tab. Anhang 8: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp Buchenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp Buchenwald (Tab. Anhang 8)	EB_NW21			EB_NW22			EB_NW23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>	13	23	555	9	16	385	8	18	405
<i>Acrogalumna longipluma</i>	1		15						
<i>Acrotritia duplicata</i>	1		16	13	14	416	1	12	204
<i>Adoristes ovatus</i>		2	32	1	3	64	1	6	111
<i>Banksinoma lanceolata</i>	4	10	218						
<i>Berniniella bicarinata</i>	1		15	11	3	211	8	5	198
<i>Berniniella conjuncta</i>	6	6	186	8	6	215	49	49	1506
<i>Berniniella sigma</i>	13		195	22	4	402	6	4	154
<i>Brachychthoniidae</i>	3		44	55	44	1530	6	9	235
<i>Brachychthonius berlesei</i>				11		170			
<i>Brachychthonius impressus</i>				2		31			
<i>Carabodes areolatus</i>	1	1	32						
<i>Carabodes femoralis</i>		2	32		6	93	2		32
<i>Carabodes rugosior</i>	1	1	31				2		31
<i>Ceratoppia bipilis</i>	1		15						
<i>Ceratozetes gracilis</i>	55	120	2699	1		15	8	3	171
<i>Chamobates borealis</i>					2	32	3		47
<i>Chamobates cuspidatus</i>		2	32				4	14	282
<i>Chamobates subglobulus</i>								2	32
<i>Conchogneta dalecarlica</i>	51	25	1177	1	2	48			
<i>Cultroribula bicultrata</i>					1	16	6	4	153
<i>Damaeobelba minutissima</i>				3	2	79	3	5	127
<i>Damaeus (P.) clavipes</i>		2	32						
<i>Damaeus riparius</i>	3		48				3	2	79
<i>Dissorhina ornata</i>	37	70	1655	60	103	2513	7	2	136
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	39	35	1136	20	30	776	53	83	2111
<i>Eulohmannia ribagai</i>	2		31						
<i>Eupelops plicatus</i>	11	11	345	4	11	236			
<i>Euzetes globulus</i>				1		16			
<i>Galumna lanceata</i>							1		16
<i>Hermannia gibba</i>		1	16		21	326		2	32

Oribatida, Biotoptyp Buchenwald (Tab. Anhang 8)	EB_NW21			EB_NW22			EB_NW23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Hypochthonius rufulus</i>	18	19	576	3	17	315	31	16	713
<i>Liacarus xylariae</i>	1		15	1		15	2		31
<i>Liebstadia longior</i>							1		16
<i>Liochthonius brevis</i>							7		102
<i>Liochthonius horridus</i>	1		15	26		381	1		15
<i>Liochthonius leptaleus</i>				2		31	4		58
<i>Liochthonius simplex</i>				1		15			
<i>Microppia minus</i>	5		75	14		205	2		31
<i>Minunthozetes pseudofusiger</i>							1		15
<i>Nanhermannia elegantula</i>	1	1	31						
<i>Nanhermannia nana</i>				2	1	47			
<i>Nothrus silvestris</i>	10	17	416	23	40	972	36	29	1006
<i>Ophidiotrichus tectus</i>	1		16	14	14	433	64	23	1305
<i>Oppiella (O.) falcata</i>	224	191	6368	310	50	5366	357	146	7585
<i>Oppiella (O.) nova</i>	96	118	3275	321	261	8979	410	607	15525
<i>Oppiella (O.) splendens</i>								2	32
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>	23	14	571	19	6	380	52	17	1060
<i>Oppiella (R.) subpectinata</i>	76	63	2141	124	57	2737	322	289	9319
<i>Oribatida indet</i>	72	6	1186	60	4	967	77	4	1192
<i>Oribatula tibialis</i>	1		15	2	2	63	3	1	60
<i>Palaeacarus hystricinus</i>							1		15
<i>Pantelozetes paolii</i>	18	29	729						
<i>Parachipteria punctata</i>	1		16	4		63			
<i>Phthiracarus anonymus</i>	6	9	235	3	11	217	11	8	293
<i>Phthiracarus borealis</i>	2	1	48						
<i>Phthiracarus ferrugineus</i>	6	6	187	2	5	108	1		15
<i>Phthiracarus laevigatus</i>	4	6	157	4	12	249	3	1	62
<i>Phthiracarus longulus</i>		1	16				2		30
<i>Phthiracarus montanus</i>		1	16	1		16			
<i>Pilogalumna tenuiclava</i>	1	4	78						
<i>Platynothrus peltifer</i>	9	40	758	14	32	711	28	62	1396
<i>Poecilochthonius spiciger</i>				1		16	1		15
<i>Porobelba spinosa</i>							2		32
<i>Quadroppia hammerae</i>								1	16
<i>Quadroppia maritima</i>	1	1	32	4		58	2		29
<i>Quadroppia monstrosa</i>	5	4	140	3	12	235	12	7	290
<i>Quadroppia quadricarinata</i>		2	32	1		15	1	2	47
<i>Scheloribates (H.) initialis</i>					1	16	8	10	276
<i>Sellnickochthonius honestus</i>				21		319			
<i>Sellnickochthonius immaculatus</i>							1		15
<i>Sellnickochthonius suecicus</i>				1		15			
<i>Sellnickochthonius zelawaiensis</i>				1		16	2		29
<i>Steganacarus (S.) herculeanus</i>				1		16			

Oribatida, Biotoptyp Buchenwald (Tab. Anhang 8)	EB_NW21			EB_NW22			EB_NW23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Steganacarus (S.) magnus</i>	16	7	359	23	27	767	19	35	834
<i>Suctobelba altvateri</i>	2		31						
<i>Suctobelba reticulata</i>	1		16						
<i>Suctobelba sorrentensis</i>	6		91						
<i>Suctobelba trigona</i>	1		16						
<i>Suctobelbella acutidens</i>	1		16	3		47	4		60
<i>Suctobelbella arcana</i>				1		15	3		44
<i>Suctobelbella duplex</i>				4		63	19		280
<i>Suctobelbella falcata</i>				1		15	1		15
<i>Suctobelbella forsslundi</i>	4		60						
<i>Suctobelbella hamata</i>	2		31						
<i>Suctobelbella nasalis</i>	11		169	13		199	2		29
<i>Suctobelbella perforata</i>	4		61	1		16	7		104
<i>Suctobelbella prominens</i>	1		15						
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	16		239	39		581	11	1	176
<i>Suctobelbella serratiostrum</i>	8		118	13		199	8		118
<i>Suctobelbella similis</i>	1		16	3		47	5		73
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	37		552	74		1131	66		968
<i>Suctobelbella subtrigona</i>							3		44
<i>Tectocephus minor</i>	3	7	157	1	35	559	1	6	110
<i>Tectocephus group velatus</i>	4	1	78	1		16	3	1	63
<i>Trichoribates trimaculatus</i>							1		15
<i>Tritegeus bisulcatus</i>	2		31		1	16			
Individuenzahl	945	859	27757	1382	856	34221	1769	1488	49620
Individuenzahl Σ F+H	1804			2238			3257		
Artenzahl	57	36	65	56	33	62	61	35	65
Artenzahl Buche gesamt:	95	Individuenzahl Buche gesamt:							7299

Tab. Anhang 9: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp Eichenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp Eichenwald (Tab. Anhang 9)	EB_NW31			EB_NW32			EB_NW33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>				2	12	218			
<i>Acrotrititia duplicata</i>		1	16	24	26	781	9	27	562
<i>Adoristes ovatus</i>		1	16	15	28	670			
<i>Amerus polonicus</i>	5		78						
<i>Berniniella bicarinata</i>				1	10	171			
<i>Berniniella conjuncta</i>	6	2	126	4	21	391	28	11	604
<i>Berniniella exempta</i>				3	2	75			
<i>Berniniella sigma</i>	23	3	403				3		47
Brachychthoniidae	7	2	142	9	7	251	31	12	670

Oribatida, Biotoptyp Eichenwald (Tab. Anhang 9)	EB_NW31			EB_NW32			EB_NW33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Brachychthonius impressus</i>	3		46	1		15			
<i>Carabodes areolatus</i>				10	80	1399	1	1	32
<i>Carabodes coriaceus</i>					1	16			
<i>Carabodes femoralis</i>		2	31						
<i>Carabodes labyrinthicus</i>	1		16	6	13	296	4	2	94
<i>Carabodes marginatus</i>				50	19	1074	2	8	156
<i>Carabodes ornatus</i>								1	16
<i>Carabodes reticulatus</i>					1	16			
<i>Carabodes rugosior</i>				2	2	64			
<i>Carabodes willmanni</i>							77	81	2434
<i>Cepheus grandis</i>				1		16			
<i>Ceratoppia bipilis</i>				2		31			
<i>Ceratozetes gracilis</i>	23	6	449						
<i>Ceratozetes minimus</i>				13	4	265	3		45
<i>Ceratozetes minutissimus</i>							1		15
<i>Conchogneta dalecarlica</i>	11	3	218						
<i>Cultroribula bicultrata</i>	9		133	3	7	157			
<i>Damaeus (A.) onustus</i>	9	1	156						
<i>Damaeus riparius</i>	4	7	175						
<i>Dissorhina ornata</i>	77	35	1715	14	42	865	3	1	63
<i>Dissorhina signata</i>								5	78
<i>Edwardzetes edwardsi</i>				1		16			
<i>Eniochthonius minutissimus</i>							74	243	4909
<i>Eulohmannia ribagai</i>	1		16	1		15			
<i>Eupelops plicatus</i>	2	3	76	2		31	2		31
<i>Eupelops torulosus</i>	2	2	63	2	1	48	1		15
<i>Euzetes globulus</i>	1		16		1	16			
<i>Galumna lanceata</i>							1		16
<i>Gymnodamaeus bicostatus</i>	13	1	215						
<i>Hermannia gibba</i>	18	28	717	1	10	171	55	57	1725
<i>Hypochthonius rufulus</i>							1		15
<i>Liacarus coracinus</i>	14	6	308	5	18	356	5	1	94
<i>Liacarus nitens</i>	5		78						
<i>Liacarus subterraneus</i>		3	47		1	16			
<i>Licneremaeus licnophorus</i>				1		16	23		357
<i>Liebstadia humerata</i>	1		15	1		16	1		16
<i>Liebstadia similis</i>	19	10	448		2	32			
<i>Liochthonius brevis</i>	3		44				5		77
<i>Liochthonius evansi</i>							3		47
<i>Liochthonius leptaleus</i>	1		16				1		16
<i>Machuella draconis</i>	3		47				6	28	525
<i>Malaconothrus monodactylus</i>	1		16					5	78
<i>Melanozetes mollicomus</i>				10		156	65	36	1539
<i>Metabelba papillipes</i>	2		30		2	32			

Oribatida, Biototyp Eichenwald (Tab. Anhang 9)	EB_NW31			EB_NW32			EB_NW33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Microppia minus</i>	840	28	13120	147	9	2411	370	256	9618
<i>Microtritia minima</i>				242	1	3777	2	5	109
<i>Minunthozetes pseudofusiger</i>				199	16	3339			
<i>Nanhermannia nana</i>							78	35	1747
<i>Neobrachychthonius marginatus</i>							4		62
<i>Neotrichoppia confinis</i>				4		63	5		78
<i>Nothrus silvestris</i>	4	2	93		3	48	15	19	529
<i>Odontocepheus elongatus</i>				4		63	1	4	77
<i>Ophidiotrichus tectus</i>	20	19	607	5	27	498	14	41	856
<i>Oppiella (M.) keilbachi</i>	2		30	6		93			
<i>Oppiella (O.) acuminata</i>		1	16						
<i>Oppiella (O.) falcata</i>	163	25	2901	108	209	4919	4	8	186
<i>Oppiella (O.) nova</i>	219	164	5878	816	1299	32497	404	954	21012
<i>Oppiella (O.) splendens</i>	2		32	75	9	1304	322	65	6006
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>	34	17	786	39	64	1596	2	2	63
<i>Oppiella (R.) subpectinata</i>	73	14	1331	6	53	916	2	2	60
<i>Oribatella quadricornuta</i>								3	47
<i>Oribatida indet</i>	78	6	1256	43	7	776	306	33	5178
<i>Oribatula longelamellata</i>				6	5	168			
<i>Oribatula tibialis</i>	12	37	759	43	68	1723	12	5	261
<i>Pantelozetes paolii</i>	1		16	1		16			
<i>Parachipteria punctata</i>				1		16			
<i>Phthiracarus anonymus</i>	3	2	78	1		16	1		16
<i>Phthiracarus borealis</i>								1	16
<i>Phthiracarus bryobius</i>								1	16
<i>Phthiracarus compressus</i>				2		31			
<i>Phthiracarus crinitus</i>								1	16
<i>Phthiracarus laevigatus</i>	8	11	294	24	32	865	2	2	64
<i>Phthiracarus longulus</i>				3	2	80			
<i>Platynothrus peltifer</i>		6	95		6	93			
<i>Porobelba spinosa</i>	4	4	125	16	21	575	11	1	177
<i>Pseudachipteria magna</i>				6	76	1277	10		155
<i>Quadroppia longisetosa</i>	9	1	154						
<i>Quadroppia monstrosa</i>	32	7	605	111	102	3252	125	60	2835
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	12		179	20	6	398	6		93
<i>Ramusella insculpta</i>	171	15	2831	146	19	2480	156	8	2538
<i>Scheloribates pallidulus</i>				1	1	31			
<i>Sellnickochthonius cricoides</i>				1		15			
<i>Sellnickochthonius jacoti</i>	2		29				1		15
<i>Sellnickochthonius zelawaiensis</i>	1		15				1		15
<i>Steganacarus (S.) magnus</i>	27	18	690	20	29	757	5	2	109
<i>Subiasella quadrimaculata</i>	1		16				7		102
<i>Suctobelba altvateri</i>	1		15						

Oribatida, Biotoptyp Eichenwald (Tab. Anhang 9)	EB_NW31			EB_NW32			EB_NW33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Suctobelba granulata</i>	1		16						
<i>Suctobelba lapidaria</i>	2		31						
<i>Suctobelba regia</i>				11		171	1		15
<i>Suctobelba sorrentensis</i>	1		15				10		148
<i>Suctobelba trigona</i>				17		264	9		140
<i>Suctobelbella acutidens</i>	1		15	10		156	29		444
<i>Suctobelbella arcana</i>	1		16	1		16	3		44
<i>Suctobelbella duplex</i>	4		59				21		310
<i>Suctobelbella falcata</i>							5		77
<i>Suctobelbella nasalis</i>	2		31				1		15
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	12		179	8		121	26	2	419
<i>Suctobelbella serratiostrum</i>	3		44	1		15	3		45
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	26		384	22		337	71	1	1079
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	4		60	1		16	2		31
<i>Tectocephus minor</i>	10	50	934	3	17	309	46	93	2152
<i>Tectocephus group velatus</i>	19	27	708	92	196	4471	165	199	5596
<i>Xenillus tegeocranus</i>	3	10	203	1	4	79	3	8	174
<i>Zygoribatula exilis</i>							1		15
Individuenzahl	2072	580	40518	2447	2591	77740	2667	2330	77036
Individuenzahl Σ F+H	2652			5038			4997		
Artenzahl	63	37	69	64	47	72	65	41	72
Artenzahl Eiche gesamt:	112	Individuenzahl Eiche gesamt:							12687

Tab. Anhang 10: Rohdaten Collembola, Biotoptyp Fichtenforst; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biotoptyp Fichtenforst (Tab. Anhang 10)	EB_NW11			EB_NW12			EB_NW13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Allacma fusca</i>							24	1	377
<i>Brachystomella parvula</i>				2		31			
<i>Ceratophysella denticulata</i>							1		15
<i>Desoria violacea</i>	101	26	1944	27	14	634	187	40	3453
<i>Dicyrtomina minuta</i>		1	16	1		16	11		165
<i>Dicyrtomina ornata</i>	1		16				4		61
<i>Entomobrya nivalis</i>	1	5	92	1		16	1		15
<i>Folsomia quadrioculata</i>	925	1482	37059	1223	898	32422	916	899	27668
<i>Frisea mirabilis</i>	92	120	3274	43	68	1711	116	274	5993
<i>Isotoma viridis group</i>	4	6	152	3	21	373	15	5	311
<i>Isotomiella minor</i>	109	167	4247	319	155	7275	235	125	5422
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>				1		15			
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>		35	544	1		16		15	233
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	175	106	4340	138	168	4739	391	115	7784
<i>Lipothrix lubbocki</i>	2		31	4		59	28		426

Collembola, Biotoptyp Fichtenforst (Tab. Anhang 10)	EB_NW11			EB_NW12			EB_NW13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Megalothorax minimus</i>	2	14	247	21	15	558	14	8	338
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	65	160	3454	32	19	793	1	8	139
<i>Micranurida forsslundi</i>				1		16	13		196
<i>Neanura muscorum</i>	1	6	109	2	7	139		9	140
<i>Orchesella flavescens</i>		2	31		1	16			
<i>Paratullbergia callipygos</i>	1	5	92		1	16		11	171
<i>Parisetoma notabilis</i>	132	76	3186	178	186	5640	234	130	5544
<i>Pogonognathellus flavescens</i>	6	16	342	2	27	451	9	13	340
<i>Protaphorura armata</i>	31	28	901	28	109	2127	11		168
<i>Protaphorura eichhorni</i>				8		124	3	109	1738
<i>Protaphorura quadriocellata</i>	17	35	801	15	155	2629	31	96	1950
<i>Pseudachorutes parvulus</i>					1	15			
<i>Pseudosinella alba</i>				4		62	2		29
<i>Sminthurinus aureus</i>	12	2	217	40	30	1064	80	2	1264
<i>Sphaeridia pumilis</i>	6		93	14	5	290	3	6	140
<i>Supraphorura furcifera</i>				4	66	1084			
<i>Willemia denisi</i>	4		62		1	16			
<i>Xenyllodes armatus</i>							1		15
Collembola juvenil	96	19	1756	281	93	5621	148	89	3811
Individuenzahl	1783	2311	63006	2391	2042	67968	2479	1955	67906
Individuenzahl $\sum$ F+H	4094			4433			4434		
Artenzahl	19	18	22	23	20	28	23	17	26
Artenzahl Fichte gesamt:	32	Individuenzahl Fichte gesamt:							12961

Tab. Anhang 11: Rohdaten Collembola, Biotoptyp Buchenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biotoptyp Buchenwald (Tab. Anhang 11)	EB_NW21			EB_NW22			EB_NW23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Allacma fusca</i>				1		15	3	1	62
<i>Anurophorus laticis</i>		1	16						
<i>Arrhopalites caecus</i>		1	16		2	31			
<i>Arrhopalites cochlearifer</i>							2	1	45
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>								1	16
<i>Arrhopalites pygmaeus</i>		3	47						
<i>Ceratophysella denticulata</i>	2		31	1		16	4		58
<i>Desoria violacea</i>	1	5	93	6	15	321	3	1	60
<i>Dicyrtomina minuta</i>		2	31		1	16	1	3	61
<i>Dicyrtomina ornata</i>	1	2	47					1	16
<i>Entomobrya nivalis</i>					2	31		1	16
<i>Folsomia quadrioculata</i>	485	702	18294	589	439	15766	671	1205	28998
<i>Folsomia spinosa</i>	35	31	1056						
<i>Frisea mirabilis</i>	40	231	4192	30	78	1671	2		29

Collembola, Biototyp Buchenwald (Tab. Anhang 11)	EB_NW21			EB_NW22			EB_NW23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Hypogastrura burkilli</i>							2		29
<i>Isotoma viridis group</i>					3	47			
<i>Isotomiella minor</i>	139	192	5070	159	195	5448	106	237	5291
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	7	19	398	26	8	504	8	39	729
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	105	109	3271	133	82	3310	250	238	7457
<i>Lipothrix lubbocki</i>	2	2	60				12		179
<i>Megalothorax minimus</i>	2	16	278		28	435	9	9	274
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	6	8	218	1	9	154	5	18	354
<i>Neanura muscorum</i>					2	31		5	78
<i>Neelides minutus</i>		4	62				1		15
<i>Paratullbergia callipygos</i>	8	18	399	7	9	249	2	32	528
<i>Parisetoma notabilis</i>	221	157	5748	205	261	7174	126	171	4547
<i>Pogonognathellus flavescens</i>	1	1	31		4	62	1		15
<i>Protaphorura armata</i>	54	228	4363	35	47	1261	20	20	610
<i>Protaphorura eichhorni</i>	4	137	2190	8	94	1582	26	139	2552
<i>Protaphorura quadriocellata</i>	48	129	2720	11	31	644	15	225	3726
<i>Pseudosinella alba</i>	36		550	5	11	246	14	2	243
<i>Schoetella ununguiculata</i>							1	1	31
<i>Sminthurinus aureus</i>		2	31	15		228	7	4	168
<i>Sphaeridia pumilis</i>		6	93		4	62		5	78
<i>Supraphorura furcifera</i>	35	85	1847	3	30	513	20	68	1368
<i>Willemia anophthalma</i>					6	93			
<i>Willemia denisi</i>				5		73			
<i>Xenyllodes armatus</i>	14		216	65		1007			
Collembola juvenil	27	21	734	28	62	1381	73	24	1478
Individuenzahl	1273	2112	52102	1333	1423	42371	1384	2451	59111
Individuenzahl Σ F+H	3385			2756			3835		
Artenzahl	21	25	28	19	22	27	25	24	30
Artenzahl Buche gesamt:	37	Individuenzahl Buche gesamt:							9976

Tab. Anhang 12: Rohdaten Collembola, Biototyp Eichenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biototyp Eichenwald (Tab. Anhang 12)	EB_NW31			EB_NW32			EB_NW33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Allacma fusca</i>	9		135						
<i>Anurophorus laticis</i>				1		16		28	435
<i>Arrhopalites caecus</i>					1	16			
<i>Arrhopalites cochlearifer</i>	2	2	62	1		16			
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>		1	16						
<i>Arrhopalites pygmaeus</i>	1		16						
<i>Brachystomella parvula</i>		3	47	8	16	373	1		16

Collembola, Biototyp Eichenwald (Tab. Anhang 12)	EB_NW31			EB_NW32			EB_NW33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Ceratophysella armata</i>					6	93		10	155
<i>Ceratophysella denticulata</i>	6		88						
<i>Desoria violacea</i>	4	4	124	95	88	2839	62	34	1487
<i>Dicyrtomina minuta</i>					1	16			
<i>Entomobrya nivalis</i>					4	62			
<i>Folsomia quadrioculata</i>	504	534	15918	1273	1403	41135	964	921	29050
<i>Folsomia spinosa</i>		1	16	14	30	684			
<i>Frisea mirabilis</i>	4	61	1007	26	3	448	24	43	1030
<i>Isotoma viridis</i> group							9	5	213
<i>Isotomiella minor</i>	56	83	2148	45	117	2512	42	160	3128
<i>Isotomurus palustris</i>					3	44			
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	6	15	324	16	87	1586	3	15	277
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	39	42	1241	20	46	1024	57	104	2490
<i>Lipothrix lubbocki</i>	45		690				71		1103
<i>Megalothorax minimus</i>	2		31						
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	21	21	653	2		29	14	2	249
<i>Micranurida forsslundi</i>	2		29	1		16			
<i>Neanura muscorum</i>				1	3	61	3	9	187
<i>Orchesella cincta</i>							1		16
<i>Paratullbergia callipygos</i>	10	16	399	2	4	92	6		92
<i>Parisotoma notabilis</i>	101	55	2377	127	104	3515	100	67	2584
<i>Pogonognathellus flavescens</i>								2	31
<i>Protaphorura armata</i>	11	29	614	101	285	5954	35	160	3031
<i>Protaphorura eichhorni</i>	12	40	798		49	762		20	311
<i>Protaphorura quadriocellata</i>	1	18	295	35	162	3041	5	43	746
<i>Pseudisotoma monochaeta</i>								5	78
<i>Pseudosinella alba</i>	8	4	187	20	11	470	22	12	522
<i>Schoetella ununguiculata</i>	4	2	93	7	112	1850			
<i>Sminthurinus aureus</i>	58	11	1050	49	12	935	18	10	427
<i>Sminthurinus niger</i>		1	16						
<i>Sphaeridia pumilis</i>	6	13	294		2	31			
<i>Supraphorura furcifera</i>	13	14	419	2	10	187	1	14	233
<i>Tomocerus vulgaris</i>							1		16
<i>Willemia anophthalma</i>							1		16
<i>Willemia denisi</i>	4	1	74				1		16
<i>Xenyllodes armatus</i>	2		31				3		46
<i>Collembola juvenil</i>	42	28	1068	85	87	2731	112	72	2804
Individuenzahl	973	999	30260	1931	2646	70538	1556	1736	50789
Individuenzahl Σ F+H	1972			4577			3292		
Artenzahl	26	23	30	21	24	28	22	19	27
Artenzahl Eiche gesamt:	42	Individuenzahl Eiche gesamt:							9841

Tab. Anhang 13: Rohdaten Diplopoda, Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen und Bodenkernstecher).

Diplopoda, Summe (Tab. Anhang 13)						
Fichte	EB_NW11		EB_NW12		EB_NW13	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
Chordeumatidae		1				
<i>Craspedosoma rawlinsii</i> Leach, 1815			4			
<i>Glomeris intermedia</i> (Latzel, 1884)			164		105	
Julidae	2		54		5	
<i>Julus scandinavicus</i> Latzel, 1884			2			
<i>Leptoiulus simplex</i> subsp. <i>glacialis</i> (Verhoeff, 1908)	5		4		5	
<i>Melogona gallica</i> (Latzel, 1884)	1		2	1	1	
<i>Mycogona germanica</i> (Verhoeff, 1892)	5		2		5	
Polydesmidae			2			
<i>Polydesmus angustus</i> Latzel, 1884	1		3		2	
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. Koch, 1847			2			
Individuenzahl Fichte	14	1	239	1	123	0
Artenzahl Fichte	4	0	8	1	5	0
Buche	EB_NW21		EB_NW22		EB_NW23	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Allaiulus nitidus</i> Verhoeff, 1891	20		8	3		
<i>Chordeuma sylvestre</i> C. L. Koch, 1847	2	1	2		3	
<i>Craspedosoma rawlinsii</i> Leach, 1815	3				4	
<i>Cylindroiulus punctatus</i> (Leach, 1815)					1	
<i>Glomeris intermedia</i> (Latzel, 1884)	9		4		8	
<i>Glomeris spec.</i> Latreille, 1803	1		1		4	
<i>Glomeris marginata</i> (Villers, 1789)			1		37	
Julidae	4	2		1	1	3
<i>Julus scandinavicus</i> Latzel, 1884	1					
<i>Leptoiulus simplex</i> subsp. <i>glacialis</i> (Verhoeff, 1908)	5		1		1	
<i>Melogona gallica</i> (Latzel, 1884)			4		1	
<i>Mycogona germanica</i> (Verhoeff, 1892)			2		1	
Polydesmidae			1		1	1
<i>Polydesmus angustus</i> Latzel, 1884					19	
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. Koch, 1847	2		7		9	
Individuenzahl Buche	47	3	31	4	90	4
Artenzahl Buche	7	1	8	1	10	0
Eiche	EB_NW31		EB_NW32		EB_NW33	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Allaiulus nitidus</i> Verhoeff, 1891	6	3				
<i>Craspedosoma rawlinsii</i> Leach, 1815	1					
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> (Wood, 1864)					1	
<i>Cylindroiulus punctatus</i> (Leach, 1815)	2		8	1	5	
<i>Glomeris intermedia</i> (Latzel, 1884)	11		1		1	
<i>Glomeris marginata</i> (Villers, 1789)	27		16		9	

Diplopoda , Summe (Tab. Anhang 13)						
Julidae	20		36	1	4	
<i>Julus scandinavicus</i> Latzel, 1884	2				1	
Polydesmidae		2				
<i>Polydesmus angustus</i> Latzel, 1884			2		1	
<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857)			1	1		
<i>Tachypodoiulus niger</i> (Leach, 1815)	13		17		10	
Individuenzahl Eiche	82	5	81	3	32	0
Artenzahl Eiche	7	1	6	2	7	0

Tab. Anhang 14: Rohdaten Chilopoda, Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen und Bodenkernstecher).

Chilopoda , Summe (Tab. Anhang 14)						
Fichte	EB_NW11		EB_NW12		EB_NW13	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Geophilus ribauti</i> Brölemann, 1908		8		2		
<i>Lithobius forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	1					
<i>Lithobius macilentus</i> L. Koch, 1862	1				2	
<i>Lithobius microps</i> Meinert, 1868	1	1	2	4		
<i>Lithobius</i> spec.		2	1	1	1	2
<i>Lithobius tricuspidis</i> Meinert, 1872				1	1	
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1815)		1		2	1	2
Individuenzahl Fichte	3	12	3	10	5	4
Artenzahl Fichte	3	3	1	4	3	1
Buche	EB_NW21		EB_NW22		EB_NW23	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Geophilus alpinus</i> Meinert, 1870						1
<i>Geophilus ribauti</i> Brölemann, 1908	1	3		6		2
<i>Geophilus</i> spec.				1		
<i>Lithobius aeruginosus</i> L. Koch, 1862	1					
<i>Lithobius crassipes</i> L. Koch, 1862		1				1
<i>Lithobius curtipes</i> C. L. Koch, 1847				6		1
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. Koch, 1844					1	
<i>Lithobius macilentus</i> L. Koch, 1862	2	1	1	1		2
<i>Lithobius</i> spec.		4		4	1	13
<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. Koch, 1836)						2
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1815)	1	5	2			3
<i>Strigamia crassipes</i> (C. L. Koch, 1835)	1					
Individuenzahl Buche	6	14	3	18	2	25
Artenzahl Buche	5	4	2	3	1	7
Eiche	EB_NW31		EB_NW32		EB_NW33	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Geophilus</i> spec.				2		
<i>Lithobius aeruginosus</i> L. Koch, 1862	1					

Chilopoda, Summe (Tab. Anhang 14)						
Eiche	EB_NW31		EB_NW32		EB_NW33	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Lithobius dentatus</i> C .L. Koch, 1844	1		1			
<i>Lithobius microps</i> Meinert, 1868	1	1		1	1	3
<i>Lithobius</i> spec.		1			1	1
<i>Lithobius tricuspis</i> Meinert, 1872	1					
<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. Koch, 1836)		23		14	1	40
<i>Strigamia crassipes</i> (C. L. Koch, 1835)		1				
Individuenzahl Eiche	4	26	1	17	3	44
Artenzahl Eiche	4	3	1	2	2	2

Tab. Anhang 15, 16, 17: Rohdaten Lumbricidae, Biotoptypen Fichtenforst, Buchenwald, Eichenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahr- und der Herbstprobenahme; AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biotoptyp Fichtenforst (Tab. Anhang 15)	EB_NW11				EB_NW12				EB_NW13			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato						1	0,4	0,1				
<i>Dendrobaena attemsi</i>	2		0,8	0,1					1		0,4	0,1
<i>Dendrobaena octaedra</i>		2	0,8	0,1	2	5	2,8	0,2		3	1,2	0,1
<i>Dendrobaena</i> sp.		1	0,4	0,02	8	10	7,2	0,5	10	7	6,8	0,4
<i>Dendrodrilus rubidus</i>						2	0,8	0,2		1	0,4	0,1
<i>Lumbricus castaneus</i>					2		0,8	0,5				
<i>Lumbricus rubellus</i>	1	2	1,2	1,0	5	3	3,2	2,6		1	0,4	0,3
<i>Lumbricus</i> sp.	2	1	1,2	0,3	13	5	7,2	1,3	3	23	10,4	4,3
Undetermined					4	1	2,0	0,4		3	1,2	0,3
Individuenzahl	5	6			34	27			14	38		
Individuenzahl $\sum$ F+H	11				61				52			
Abundanz/Biomasse			4,4	1,5			24,4	5,8			20,8	5,6
Artenzahl	2	2	3		3	4	5		3	3	4	
Artenzahl Fichte gesamt:			6		Individuenzahl Fichte gesamt:						124	

Lumbricidae, Biototyp Buchenwald (Tab. Anhang 16)	EB_NW21				EB_NW22				EB_NW23			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Dendrobaena attemsi</i>	34		13,6	0,8					4		1,6	0,3
<i>Dendrobaena octaedra</i>		1	0,4	0,1								
<i>Dendrobaena</i> sp.	88	257	138,0	5,7	1	1	0,8	0,1	2	2	1,6	0,1
<i>Dendrodrilus rubidus</i>						2	0,8	0,3		1	0,4	0,05
<i>Lumbricus rubellus</i>		1	0,4	0,4		2	0,8	0,8	4	18	8,8	8,3
<i>Lumbricus</i> sp.		1	0,4	0,01					3	5	3,2	1,3
Undetermined	3	12	6,0	0,2	1		0,4	0,02	3	6	3,6	1,4
Individuenzahl	125	272			2	5			12	36		
Individuenzahl Σ F+H	397				7				48			
Abundanz/Biomasse			158,8	7,2			2,8	1,2			19,2	11,4
Artenzahl	1	2	3		1	3	3		2	3	3	
Artenzahl Buche gesamt:			0		Individuenzahl Buche gesamt:						452	

Lumbricidae, Biototyp Eichenwald (Tab. Anhang 17)	EB_NW21				EB_NW22				EB_NW23			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	5		2,0	0,4								
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	3		1,2	0,3								
<i>Dendrobaena</i> sp.	3		1,2	0,0								
<i>Lumbricus castaneus</i>						7	2,8	1,3				
<i>Lumbricus rubellus</i>	8	23	12,4	8,7	2	11	5,2	3,8	1	2	1,2	1,2
<i>Lumbricus</i> sp.	79	30	43,6	11,2	10	2	4,8	0,8	1		0,4	0,02
Undetermined	13	3	6,4	0,8		2	0,8	0,3	1		0,4	0,1
Individuenzahl	111	56			12	22			3	2		
Individuenzahl Σ F+H	167				34				5			
Abundanz/Biomasse			66,8	21,4			13,6	6,2			2,0	1,3
Artenzahl	3	1	3		1	2	2		1	1	1	
Artenzahl Eiche gesamt:			4		Individuenzahl Eiche gesamt:						206	

Tab. Anhang 18: Rohdaten Enchytraeidae, Biototyp Fichtenforst; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biototyp Fichtenforst (Tab. Anhang 18)	EB_NW11			EB_NW12			EB_NW13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta affinis</i>	70	229	6070	415	261	13723	381	481	17499
<i>Achaeta bibulba</i>								4	81
<i>Achaeta bifollicula</i>	17	9	528		11	223	12	5	345
<i>Achaeta camerani</i>	142	131	5542	42	65	2172	66	148	4344
<i>Achaeta</i> sp. (PAFU)	7		142						
<i>Buchholzia appendiculata</i>				81		1644			
<i>Cognettia chlorophila</i>	1433	1150	52436	941	1463	48802	1947	1355	67032
<i>Cognettia cognettii</i>	116	6	2477	421	133	11246	4	22	528
<i>Enchytraeus buchholzi</i>				58	20	1583	90		1827
<i>Enchytraeus norvegicus</i>				17		345			
<i>Enchytronia parva</i>				20	196	4385			
<i>Fridericia striata</i>				4	8	244	3		61
<i>Marionina clavata</i>	501	474	19793	279	560	17032	450	842	26228
<i>Mesenchytraeus armatus</i>							3		61
<i>Mesenchytraeus flavus</i>	4		81	1	11	244	2	11	264
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	18	11	589	13	6	386	6	12	365
<i>Oconnorella cambrensis</i>	197	115	6334	295	491	15956	349	102	9155
<i>Oconnorella tubifera</i>				8	9	345			
Individuenzahl	2505	2125	93991	2595	3234	118331	3313	2982	127791
Individuenzahl Σ F+H	4630			5829			6295		
Artenzahl	10	8	10	14	13	15	12	10	13
Artenzahl Fichte gesamt:			0	Individuenzahl Fichte gesamt:					16754

Tab. Anhang 19: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Buchenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp Buchenwald (Tab. Anhang 19)	EB_NW21			EB_NW22			EB_NW23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta abulba</i>				4		81			
<i>Achaeta affinis</i>	36	3	832	211	237	9095	76	48	2517
<i>Achaeta camerani</i>	94	61	3972	112	297	8303	122	159	5704
<i>Achaeta</i> sp.							1		20
<i>Achaeta</i> sp. (BUUS)	6	2	189						
<i>Achaeta</i> sp. (NW23)							9		183
<i>Bryodrilus ehlersi</i>					3	61			
<i>Buchholzia appendiculata</i>	92	15	2375	80	16	1949		1	20
<i>Cognettia chlorophila</i>	200	66	6293	1740	1004	55704	2114	791	58973
<i>Cognettia cognettii</i>	58	29	2159	472	278	15225	148	66	4344
<i>Cognettia sphagnetorum</i> s.s.	8		162	127		2578	1		20
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	13	17	839	119	41	3248		6	122
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	60	3	1320	14		284	62	15	1563
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	60	20	1895	31	61	1868	5		102
<i>Enchytronia parva</i>	186	43	5231	14	6	406	18	32	1015
<i>Enchytronia pygmaea</i>	2		41				1	4	102
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)	3	3	162	11	3	284	11	40	1035
<i>Enchytronia</i> sp. 2VII							3		61
<i>Fridericia benti</i>	13	7	501	11		223			
<i>Fridericia striata</i>		5	169	6	6	244	3	10	264
<i>Hemifridericia parva</i>	1		20						
<i>Marionina clavata</i>	24		487	138	66	4141	80	62	2883
<i>Marionina deminuta</i>		1	34						
<i>Mesenchytraeus armatus</i>	20	28	1353	43	5	974	50	39	1807
<i>Mesenchytraeus flavus</i>					12	244		6	122
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	47	11	1326	33	1	690	8	6	284
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>				109	30	2822	77	32	2213
<i>Oconnorella cambrensis</i>	30	1	643	545	329	17743	224	243	9480
<i>Oconnorella tubifera</i>	14	5	453	4	3	142	5	2	142
<i>Stercutus niveus</i>		1	34	5		102			
Individuenzahl	967	321	30491	3829	2398	126410	3006	1574	92976
Individuenzahl Σ F+H	1288			6227			4580		
Artenzahl	20	19	23	21	18	23	17	20	22
Artenzahl Buche gesamt:			0	Individuenzahl Buche gesamt:			12095		

Tab. Anhang 20: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Eichenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp Eichenwald (Tab. Anhang 20)	EB_NW31			EB_NW32			EB_NW33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta aberrans</i>							12	3	305
<i>Achaeta affinis</i>	22	199	4486	123	321	9013	39	91	2639
<i>Achaeta bibulba</i>				183	56	4852	2	5	142
<i>Achaeta camerani</i>					3	61	2	2	81
<i>Achaeta</i> sp. (BUUS)	1		20						
<i>Cognettia chlorophila</i>	845	257	22371	454	372	16768	1297	798	42529
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	210	1	4283				107	8	2335
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	1		20		28	568			
<i>Enchytronia parva</i>	583	1165	35485	73	895	19651	40	115	3147
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)	60	35	1929		4	81	139		2822
<i>Fridericia bisetosa</i>	2	3	102	3		61			
<i>Fridericia dura</i>	21	3	487	1	2	61			
<i>Fridericia monochaeta</i>				61	19	1624	15		305
<i>Fridericia striata</i>	1	1	41	1	1	41			
<i>Marionina clavata</i>	78		1583	645	217	17499	1193	1713	58993
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	13	2	305						
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	7		142		3	61	62	13	1523
<i>Oconnorella cambrensis</i>	630	307	19021		1	20			
<i>Oconnorella tubifera</i>	542	415	19427		55	1117	5	8	264
Individuenzahl	3016	2388	109703	1544	1977	71478	2913	2756	115083
Individuenzahl Σ F+H	5404			3521			5669		
Artenzahl	15	11	15	9	14	15	12	10	12
Artenzahl Eiche gesamt:			0	Individuenzahl Eiche gesamt:					14594

13.3 Anhang Sachsen

Tab. Anhang 21: Rohdaten Oribatida, Biototyp Sand-Kiefernwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biototyp Sand-Kiefernwald (Tab. Anhang 21)	EB_SN11			EB_SN12			EB_SN13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Acrogalumna longipluma</i>					1	16			
<i>Acrotritit ardua</i>	1	2	47				5	20	389
<i>Acrotritit duplicata</i>	3	11	218	17	65	1274	10	62	1119
<i>Adoristes ovatus</i>	3	20	357	1	26	420	6	73	1228
<i>Berniniella bicarinata</i>							3		47
<i>Brachychthoniidae</i>	62	9	1103	15	19	528	18	14	497
<i>Camisia spinifer</i>	1		16						
<i>Carabodes coriaceus</i>							6	1	109
<i>Carabodes subarcticus</i>	1		16	6	3	140	4	16	311
<i>Cepheus cepheiformis</i>	1		16	17	7	373			
<i>Ceratoppia quadridentata</i>				1	2	47	1	6	109
<i>Ceratozetes minimus</i>	10	6	249	47	65	1740	73	37	1709
<i>Ceratozetes minutissimus</i>				1		16	41		637
<i>Ceratozetoides maximus</i>							8	14	342
<i>Chamobates borealis</i>	71	100	2657	13	2	233			
<i>Chamobates voigtsi</i>	2		31						
<i>Conchogneta dalecarlica</i>				1		16	1		16
<i>Dissorhina ornata</i>							18	60	1212
<i>Dissorhina signata</i>	920	331	19441	151		2347	36	1	575
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	1		16	1		16		119	1849
<i>Eupelops hirtus</i>	1		16						
<i>Eupelops occultus</i>	1		16						
<i>Eupelops plicatus</i>							1	1	31
<i>Eupelops torulosus</i>	13	18	482	4	16	311	5	19	373
<i>Fosseremus laciniatus</i>							2		31
<i>Galumna lanceata</i>	2		31	6	10	249			
<i>Licnodamaeus pulcherrimus</i>	3		47	3	27	466			
<i>Liochthonius brevis</i>	1		16	2		31	1		16
<i>Micreremus brevipes</i>	3	1	62	4		62	1		16
<i>Microppia minus</i>	93	53	2269	12	4	249	52	49	1570
<i>Microtritit minima</i>	157	139	4600	29	22	793	14	4	280
<i>Nothrus palustris</i>				1		16			
<i>Nothrus silvestris</i>					2	31	14	11	389
<i>Oppiella (M.) keilbachi</i>	25		389	69	23	1430	4		62
<i>Oppiella (O.) acuminata</i>	61	279	5284	175	510	10645	360	53	6418
<i>Oppiella (O.) falcata</i>	2		31	2		31	2	1	47
<i>Oppiella (O.) marginedentata</i>					1	16			
<i>Oppiella (O.) nova</i>	604	232	12991	354	532	13768	530	226	11748
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>				1		16	1		16

Oribatida, Biototyp Sand-Kiefernwald (Tab. Anhang 21)	EB_SN11			EB_SN12			EB_SN13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Oppiella acuminata/keilbachi</i>	148		2300	487		7568			
<i>Oribatida indet</i>	18	8	404	100	6	1647	21	15	559
<i>Oribatula interrupta</i>				1		16			
<i>Oribatula tibialis</i>	32	45	1197	22	10	497	28	10	591
<i>Pergalumna nervosa</i>	21	35	870	3	6	140	58	66	1927
<i>Phthiracarus borealis</i>							1	1	31
<i>Phthiracarus boresetosus</i>							1		16
<i>Phthiracarus laevigatus</i>							3	6	140
<i>Phthiracarus longulus</i>					2	31	1	8	140
<i>Pilgalumna tenuiclava</i>				1	1	31	2	25	420
<i>Platynothrus peltifer</i>							8	17	389
<i>Porobelba spinosa</i>	12	5	264	45	40	1321	49	4	824
<i>Punctoribates hexagonus</i>		1	16						
<i>Punctoribates punctum</i>							1		16
<i>Quadroppia monstrosa</i>							2		31
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	12	9	326		1	16	4	2	93
<i>Scheloribates latipes</i>	13	28	637						
<i>Sellnickochthonius suecicus</i>	1		16	1		16			
<i>Steganacarus (A.) striculus</i>	1		16	1		16			
<i>Suctobelba trigona</i>							1		16
<i>Suctobelbella acutidens</i>	16		249	1		16	30		466
<i>Suctobelbella arcana</i>	4		62	2		31	8		124
<i>Suctobelbella duplex</i>	1		16	2		31	2		31
<i>Suctobelbella falcata</i>	8		124				21		326
<i>Suctobelbella nasalis</i>							1		16
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	1		16	10		155	26		404
<i>Suctobelbella serratirostrum</i>				3		47			
<i>Suctobelbella similis</i>							1		16
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	22		342	29		451	32		497
<i>Suctobelbella subtrigona</i>				1		16	1		16
<i>Tectocephus minor</i>	3		47	2		31			
<i>Tectocephus group velatus</i>	17	152	2626	31	153	2859	29	27	870
<i>Trhypochthonius tectorum</i>	3		47	13	22	544	8	8	249
<i>Trichoribates trimaculatus</i>							1		16
Individuenzahl	2375	1484	59969	1688	1578	50754	1557	976	39363
Individuenzahl Σ F+H	3859			3266			2533		
Artenzahl	40	19	41	41	26	46	51	30	52
Artenzahl Kiefer gesamt:			70			Individuenzahl Kiefer gesamt:			9658

Tab. Anhang 22: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp basenreicher Buchenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp basenreicher Buchenwald (Tab. Anhang 22)	EB_SN22			EB_SN23			EB_SN24		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>	12	31	668	14	14	435	17	47	995
<i>Acrogalumna longipluma</i>				6		93	1	1	31
<i>Acrotritita ardua</i>	1		16						
<i>Acrotritita duplicata</i>	1		16	2		31	4	12	249
<i>Amerus polonicus</i>				1		16	1		16
<i>Banksinoma lanceolata</i>							1		16
<i>Belba bartosi</i>	30	12	653		1	16	23	13	559
<i>Berniniella (H.) dungeri</i>	16		249						
<i>Berniniella bicarinata</i>	523	10	8283	22		342	48	87	2098
<i>Berniniella conjuncta</i>	36	30	1026	3		47	17	10	420
<i>Brachychthoniidae</i>	7	17	373	1		16	22	10	497
<i>Carabodes areolatus</i>							2	1	47
<i>Carabodes ornatus</i>	4	1	78						
<i>Carabodes rugosior</i>							1	1	31
<i>Carabodes subarcticus</i>	1		16						
<i>Cepheus cepheiformis</i>		1	16						
<i>Ceratoppia bipilis</i>	1		16				1		16
<i>Ceratozetes gracilis</i>	51	43	1461	19	27	715	14	17	482
<i>Ceratozetes minimus</i>				1		16			
<i>Chamobates borealis</i>				1	4	78			
<i>Chamobates subglobulus</i>							12	54	1026
<i>Chamobates voigtsi</i>	6	1	109	87	66	2378	120	64	2859
<i>Conchogneta dalecarlica</i>				126	157	4398			
<i>Cultroribula bicultrata</i>				1		16		7	109
<i>Cymbaeremaeus cymba</i>		1	16						
<i>Damaeus (A.) onustus</i>				2		31	5	1	93
<i>Damaeus (P.) clavipes</i>							1		16
<i>Damaeus riparius</i>	3	5	124	3	6	140	33	14	730
<i>Dissorhina ornata</i>	106	112	3388		2	31	194	162	5532
<i>Dissorhina signata</i>							1		16
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	170	83	3932	5	11	249	6	4	155
<i>Eremaeus hepaticus</i>					3	47	1	9	155
<i>Eulohmannia ribagai</i>				3		47			
<i>Eupelops acromios</i>				1		16			
<i>Eupelops hirtus</i>							1	2	47
<i>Eupelops plicatus</i>	8		124				31	17	746
<i>Euzetes globulus</i>				9	13	342	1		16
<i>Fosseremus laciniatus</i>	51	8	917						
<i>Galumna lanceata</i>	12	16	435	2	1	47	4	12	249
<i>Gustavia microcephala</i>					2	31			
<i>Heminothrus targionii</i>	48	39	1352	14	30	684			
<i>Hermannia gibba</i>		2	31						

Oribatida, Biotoptyp basenreicher Buchenwald (Tab. Anhang 22)	EB_SN22			EB_SN23			EB_SN24		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Hermanniella dolosa</i>					1	16			
<i>Hermanniella punctulata</i>	70	86	2424	43	26	1072	14	9	357
<i>Hypochthonius luteus</i>	25	9	528	1	3	62		1	16
<i>Hypochthonius rufulus</i>				14	19	513			
<i>Kunstdamaeus tecticola</i>							1	1	31
<i>Liacarus coracinus</i>							1		16
<i>Liebstadia similis</i>	86	84	2642				39	17	870
<i>Liochthonius strenzkei</i>							1		16
<i>Machueella bilineata</i>	1		16						
<i>Metabelba propexa</i>	7	19	404	8	4	186	35	36	1103
<i>Microppia minus</i>	186	68	3947				37	1	591
<i>Microtritia minima</i>	1		16						
<i>Microzetes septentrionalis</i>		1	16				25		389
<i>Minunthozetes semirufus</i>	1		16	7	3	155			
<i>Multioppia glabra</i>	21		326	8	1	140	55	9	995
<i>Nanhermannia nana</i>					1	16			
<i>Nothrus borussicus</i>					9	140			
<i>Nothrus palustris</i>	1	1	31	7	2	140			
<i>Nothrus silvestris</i>	1		16					1	16
<i>Oppiella (M.) keilbachi</i>				1		16	4		62
<i>Oppiella (O.) acuminata</i>	2	4	93						
<i>Oppiella (O.) falcata</i>	65	43	1678	51	31	1274	248	90	5253
<i>Oppiella (O.) marginedentata</i>	63	90	2378				165	66	3590
<i>Oppiella (O.) nova</i>	21	95	1803	4	1	78	419	44	7195
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>	3		47		3	47	38	53	1414
<i>Oppiella (R.) subpectinata</i>	59	50	1694	4	3	109	2		31
<i>Oppiella beskidensis</i>							20		311
<i>Oppiella epilata</i>	589	260	13193	9	23	497	24	15	606
<i>Oribatella calcarata</i>				1	1	31	6	9	233
<i>Oribatida indet</i>	186	70	3978	17	29	715	55	20	1166
<i>Oribatula tibialis</i>							4	9	202
<i>Pantelozetes paolii</i>	51	119	2642	1	14	233	3	10	202
<i>Pergalumna nervosa</i>	6	8	218						
<i>Phthiracarus anonymus</i>								1	16
<i>Phthiracarus borealis</i>				2	6	124	2	1	47
<i>Phthiracarus bryobius</i>				3		47			
<i>Phthiracarus compressus</i>	1		16	4	8	186		1	16
<i>Phthiracarus crinitus</i>					2	31		1	16
<i>Phthiracarus globosus</i>	10	12	342	4	4	124		5	78
<i>Phthiracarus laevigatus</i>	1	2	47	1	1	31	1		16
<i>Phthiracarus longulus</i>	1	2	47	2	2	62		2	31
<i>Platynothrus peltifer</i>	1	4	78	1		16	15	14	451
<i>Porobelba spinosa</i>							1		16

Oribatida, Biotoptyp basenreicher Buchenwald (Tab. Anhang 22)	EB_SN22			EB_SN23			EB_SN24		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Protoribates capucinus</i>				1	17	280			
<i>Punctoribates hexagonus</i>		1	16						
<i>Quadroppia monstrosa</i>	139	86	3497	2	1	47	76	83	2471
<i>Scheloribates (H.) initialis</i>	3	17	311		1	16		1	16
<i>Scheloribates ascendens</i>	1		16	1		16			
<i>Scheloribates laevigatus</i>							1	1	31
<i>Scheloribates latipes</i>								3	47
<i>Sellnickochthonius hungaricus</i>	1		16						
<i>Spatiodamaeus verticillipes</i>							4	2	93
<i>Steganacarus (A.) striculus</i>	169	47	3357	29	56	1321	13	20	513
<i>Steganacarus (S.) magnus</i>	1		16	8	6	218	15	13	435
<i>Suctobelba atomaria</i>	2		31				1		16
<i>Suctobelba granulata</i>	3		47	5		78			
<i>Suctobelba sorrentensis</i>				1		16			
<i>Suctobelbella alloenasuta</i>	1		16						
<i>Suctobelbella arcana</i>	1		16				1		16
<i>Suctobelbella diffissa</i>	1		16	1		16			
<i>Suctobelbella forsslundi</i>	20		311	4		62			
<i>Suctobelbella nasalis</i>				2		31			
<i>Suctobelbella perforata</i>				2		31			
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	5		78	6		93	8		124
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	21		326	4		62	11		171
<i>Suctobelbella subtrigona</i>							1		16
<i>Tectocepheus minor</i>	44	51	1476	9	47	870			
<i>Tectocepheus group velatus</i>	53	129	2828		18	280	19	33	808
<i>Xenillus tegeocranus</i>		1	16	1		16			
<i>Zetorchestes falzonii</i>	108	111	3403	20	18	591	1	4	78
<i>Zygoribatula exilis</i>							1		16
Individuenzahl	3119	1882	77716	612	698	20357	1929	1121	47397
Individuenzahl Σ F+H	5001			1310			3050		
Artenzahl	61	43	67	57	45	68	62	52	72
Artenzahl Laubwald gesamt:			111	Individuenzahl Laubwald gesamt:					9361

Tab. Anhang 23: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp Sandacker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp Sandacker (Tab. Anhang 23)	EB_SN31			EB_SN32			EB_SN34		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Brachychthoniidae</i>				3	1	62		37	575
<i>Carabodes subarcticus</i>				13		202			
<i>Chamobates borealis</i>								1	16
<i>Chamobates voigtsi</i>					1	16			
<i>Conchogneta dalecarlica</i>		1	16					1	16

Oribatida, Biotoptyp Sandacker (Tab. Anhang 23)	EB_SN31			EB_SN32			EB_SN34		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Dissorhina ornata</i>				2		31	2		31
<i>Dissorhina signata</i>				1		16			
<i>Eniochthonius minutissimus</i>		1	16						
<i>Eupelops torulosus</i>				4		62			
<i>Galumna lanceata</i>				2		31			
<i>Microppia minus</i>				3		47			
<i>Microtritia minima</i>				1		16			
<i>Oppiella (M.) keilbachi</i>				1		16			
<i>Oppiella (O.) acuminata</i>				3		47			
<i>Oppiella (O.) falcata</i>	1	1	31	2		31	1		16
<i>Oppiella (O.) nova</i>		2	31	2	2	62	33		513
<i>Oppiella epilata</i>					2	31			
<i>Oribatida indet</i>				1	2	47	4		62
<i>Oribatula tibialis</i>		1	16	3	1	62			
<i>Punctoribates hexagonus</i>				5	25	466			
<i>Punctoribates punctum</i>	1		16	1	13	218			
<i>Quadroppia monstrosa</i>				1		16			
<i>Ramusella insculpta</i>				2	8	155			
<i>Steganacarus (A.) striculus</i>		1	16	1		16			
<i>Steganacarus (S.) magnus</i>		2	31						
<i>Tectocephus group velatus</i>				31	64	1476	63	162	3497
Individuenzahl	2	9	171	80	121	3124	63	241	4724
Individuenzahl Σ F+H	11			201			304		
Artenzahl	2	7	8	17	9	20	1	6	6
Artenzahl Sandacker gesamt:			24	Individuenzahl Sandacker gesamt:					516

Tab. Anhang 24: Oribatiden-Arten der Biotoptypen Sand-Kiefernwald, baseneicher Buchenwald und Sandacker, deren Indikatorwert für einen der Biotoptypen bei über 0,8 liegt (Irrtumswahrscheinlichkeit (pvalue) $\leq 0,1$) sowie die entsprechenden relativen Abundanzen und Frequenzen. Angabe des Biotoptyps nach Riecken et al. (2003).

Oribatiden (Tab. Anhang 24)	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
44.02.03.02	Sand-Kiefernwald			
<i>Adoristes ovatus</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Liochthonius brevis</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Micreremus brevipes</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Suctobelbella acutidens</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Suctobelbella duplex</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Trhypochthonius tectorum</i>	1,00	0,03	1,00	1,00
<i>Dissorhina signata</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Ceratozetes minimus</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Porobelba spinosa</i>	0,99	0,02	0,99	1,00
<i>Microtritia minima</i>	0,99	0,02	0,99	1,00
<i>Oppiella acuminata</i>	0,99	0,01	0,99	1,00

Oribatiden (Tab. Anhang 24)	indicator_value	pvalue	rel_abundance	rel_frequency
<i>Oppiella keilbachi</i>	0,95	0,01	0,95	1,00
<i>Pergalumna nervosa</i>	0,93	0,04	0,93	1,00
<i>Eupelops torulosus</i>	0,93	0,02	0,93	1,00
<i>Rhysotritia duplicata</i>	0,90	0,02	0,90	1,00
<i>Oribatula tibialis</i>	0,88	0,01	0,88	1,00
<i>Suctobelbella arcana</i>	0,87	0,01	0,87	1,00
43.07.05.02	basenreicher Laubwald mittlerer Feuchte			
<i>Achipteria coleoptrata</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Belba bartosi</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Berniniella conjuncta</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Ceratozetes gracilis</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Damaeus riparius</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Hermanniella punctulata</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Hypochthonius luteus</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Metabelba propexa</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Multioppia glabra</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Oppiella subpectinata</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Pantelozetes paolii</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Phthiracarus compressus</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Phthiracarus globosus</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Scheloribates initialis</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Zetorchestes falzonii</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Oppiella epilata</i>	1,00	0,02	1,00	1,00
<i>Berniniella bicarinata</i>	1,00	0,01	1,00	1,00
<i>Quadroppia monstrosa</i>	0,99	0,01	0,99	1,00
<i>Chamobates voigtsi</i>	0,99	0,01	0,99	1,00
<i>Steganacarus striculus</i>	0,98	0,01	0,98	1,00
<i>Oppiella obsoleta</i>	0,98	0,01	0,98	1,00
<i>Oppiella falcata</i>	0,97	0,01	0,97	1,00
<i>Steganacarus magnus</i>	0,94	0,06	0,94	1,00
<i>Dissorhina ornata</i>	0,87	0,08	0,87	1,00
33.03.03	Intensiv bewirtschafteter Sand-Acker			
<i>Punctoribates punctum</i>	0,96	0,08	0,96	1,00

Tab. Anhang 25: Rohdaten Collembola, Biotoptyp Sand-Kiefernwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biotoptyp Sand-Kiefernwald (Tab. Anhang 25)	EB_SN11			EB_SN12			EB_SN13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>		1	16						
<i>Brachystomella parvula</i>	3		47	2	31		2	31	
<i>Ceratophysella denticulata</i>	2	9	171				181	99	4352
<i>Choreutinula inermis</i>				26	2	435	10	7	264
<i>Cryptopygus thermophilus</i>								1	16
<i>Deharvengiurus denisi</i>							1		16
<i>Desoria violacea</i>				8		124	5		78

Collembola, Biotoptyp Sand-Kiefernwald (Tab. Anhang 25)	EB_SN11			EB_SN12			EB_SN13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Dicyrtoma fusca</i>				3	1	62	1	17	280
<i>Entomobrya corticalis</i>							1		16
<i>Entomobrya lanuginosa</i>		1	16					1	16
<i>Entomobrya marginata</i>	2		31						
<i>Entomobrya multifasciata</i>				1		16			
<i>Entomobrya quinquelineata</i>				1		16			
<i>Entomobrya schoetti</i>	6		93						
<i>Folsomia manolachei</i>							1	1	31
<i>Folsomia quadrioculata</i>				1		16	46	1	731
<i>Friesea mirabilis</i>	10	13	358	15		233	27	61	1368
<i>Isotoma viridis group</i>		4	62						
<i>Isotomiella minor</i>	15	26	637	15	51	1026	57	124	2813
<i>Isotomurus palustris</i>				1		16			
<i>Lathriopyga monoculata</i>					2	31			
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>								1	16
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>		22	342				1		16
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	231	52	4119	318	17	5207	157	107	4103
<i>Megalothorax minimus</i>		2	31	2	4	93		5	78
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	1		16	2		31	4	5	140
<i>Micranurida pygmaea</i>				1		16			
<i>Neanura muscorum</i>	1	2	47	3	1	62	7	3	155
<i>Orchesella bifasciata</i>	6	26	497						
<i>Orchesella flavescens</i>		4	62		1	16		2	31
<i>Parisetoma notabilis</i>	388	125	7973	630	170	12434	264	449	11082
<i>Pogonognathellus flavescens</i>		8	124	2		31			
<i>Protaphorura armata</i>	2		31				77	46	1912
<i>Protaphorura pseudovanderdrifti</i>							10		155
<i>Pseudosinella alba</i>	1		16		1	16		2	31
<i>Schoettella unungiculata</i>	14	2	249	2	1	47	15	11	404
<i>Sminthurinus aureus</i>	1		16		8	124	1		16
<i>Sphaeridia pumilis</i>	7	38	700	19	8	420	27	41	1057
<i>Tetracanthella wahlgreni</i>				1	11	187			
<i>Willemia anophthalma</i>	6	3	140	11		171			
Collembola juvenil	45	44	1414	32	22	841	22	41	978
Individuenzahl	741	382	17208	1094	302	21702	915	1027	30186
Individuenzahl $\sum$ F+H	1123			1396			1942		
Artenzahl	17	16	23	20	15	25	20	21	27
Artenzahl Kiefernforst gesamt:	39	Individuenzahl Kiefernforst gesamt:							4461

Tab. Anhang 26: Rohdaten Collembola, Biototyp basenreicher Buchenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, basenreicher Buchenwald (Tab. Anhang 26)	EB_SN22			EB_SN23			EB_SN24		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Allacma fusca</i>	2		31				6		93
<i>Arrhopalites caecus</i>	1		16	1	3	62			
<i>Arrhopalites cochlearifer</i>					3	47			
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>	2		31	1	9	155	5	3	124
<i>Arrhopalites pygmaeus</i>					1	16			
<i>Brachystomella parvula</i>		3	47					3	47
<i>Ceratophysella denticulata</i>	6	1	109						
<i>Cryptopygus thermophilus</i>					1	16			
<i>Deharvengiurus denisi</i>				80	71	2347		25	389
<i>Desoria violacea</i>					3	47			
<i>Deuterosminthurus bicinctus</i>							1		16
<i>Deuterosminthurus pallipes</i>					2	31			
<i>Entomobrya lanuginosa</i>		3	47		1	16			
<i>Entomobrya multifasciata</i>								2	31
<i>Entomobrya nivalis</i>								1	16
<i>Entomobrya quinquelineata</i>	1		16						
<i>Folsomia manolachei</i>	200	127	5082	345	330	10491	193	237	6683
<i>Folsomia quadrioculata</i>	284	10	4569	585	183	11937	381	224	9403
<i>Friesia mirabilis</i>		3	47				4	3	109
<i>Heteromurus nitidus</i>		2	31		5	78			
<i>Hypogastrura assimilis</i>				1		16			
<i>Isotoma viridis group</i>		6	93		2	31			
<i>Isotomiella minor</i>	63	12	1166	58	37	1476	231	62	4554
<i>Isotomurus palustris</i>				5		78			
<i>Lathriopyga monoculata</i>								5	78
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	1	10	171						
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>				15	2	264		4	62
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	40	51	1414	120	20	2176	153	80	3622
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>								1	16
<i>Lipothrix lubbocki</i>	5		78				22	1	358
<i>Megalothorax minimus</i>	13	7	311	9	7	249			
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	9		140	1		16	1		16
<i>Micranurida granulata</i>							2		31
<i>Neanura muscorum</i>	1	2	47	1	1	31	3	1	62
<i>Onychiurus jubilaris</i>							3		47
<i>Orchesella flavescens</i>		2	31						
<i>Paratullbergia callipygos</i>		2	31	8	1	140	1	1	31
<i>Parisotoma notabilis</i>	81	44	1943	107	73	2798	599	207	12527
<i>Pogonognathellus flavescens</i>				4		62			
<i>Proisotoma minuta</i>								1	16
<i>Protaphorura armata</i>	1	3	62	15	17	497		66	1026

Collembola, basenreicher Buchenwald (Tab. Anhang 26)	EB_SN22			EB_SN23			EB_SN24		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Protaphorura humata</i>				1		16			
<i>Protaphorura pseudovanderdrifti</i>							147		2285
<i>Protaphorura quadriocellata</i>								11	171
<i>Protaphorura subuliginata</i>				7		109			
<i>Pseudachorutella asigillata</i>								1	16
<i>Pseudosinella alba</i>	34	29	979	41	6	731	15	46	948
<i>Sminthurinus aureus</i>	4		62	3		47			
<i>Sphaeridia pumilis</i>		11	171		1	16		25	389
<i>Supraphorura furcifera</i>				3		47	1	1	31
<i>Willemia anophthalma</i>								1	16
Collembola juvenil	34	30	1340	62	33	1477	215	39	4664
Individuenzahl	770	351	17768	1391	718	32783	1971	1017	47161
Individuenzahl Σ F+H	1121			2109			2988		
Artenzahl	17	18	25	22	22	30	18	25	31
Artenzahl Laubwaldmischwald gesamt:	50	Individuenzahl Laubwaldmischwald gesamt:							6218

Tab. Anhang 27: Rohdaten Collembola, Biotoptyp Sandacker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, basenreicher Sandacker (Tab. Anhang 27)	EB_SN31			EB_SN32			EB_SN34		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Bourletiella viridescens</i>	10		155						
<i>Brachystomella parvula</i>				330	17	5393	78	7	1321
<i>Choreutinula inermis</i>				2	1	47			
<i>Cryptopygus thermophilus</i>		19	295	220	52	4228	33	179	3295
<i>Deharvengiurus denisi</i>					4	62			
<i>Desoria violacea</i>					10	155			
<i>Entomobrya marginata</i>							1		16
<i>Entomobrya schoetti</i>		1	16						
<i>Folsomia candida</i>				13		202	3		47
<i>Folsomia dovrensis</i>								1	16
<i>Folsomia manolachei</i>				45	37	1275		5	78
<i>Folsomia quadrioculata</i>				1		16	1	10	171
<i>Friesea mirabilis</i>		6	93					1	16
<i>Hypogastrura assimilis</i>					1	16			
<i>Hypogastrura sahlbergi</i>					1	16			
<i>Isotoma viridis group</i>				99	85	2860	17	17	529
<i>Isotomiella minor</i>		5	78	30	5	544	2	6	124
<i>Isotomurus graminis</i>				5	3	124			
<i>Isotomurus palustris</i>				644	73	11144	1		16
<i>Lathriopyga monoculata</i>					1	16			
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>					17	264	5	31	560
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	1		16	46	12	901	1		16

Collembola, basenreicher Sandacker (Tab. Anhang 27)	EB_SN31			EB_SN32			EB_SN34		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>				3	47				
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>	1		16	9	140		10	155	
<i>Megalothorax minimus</i>		1	16						
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	1	19	311				7	109	
<i>Micranurida granulata</i>									
<i>Parisotoma notabilis</i>	1	12	202	186	113	4647	39	113	2362
<i>Protaphorura armata</i>				9	22	482	1	15	249
<i>Sminthurinus aureus</i>	1	16	264	25	7	497	4	3	109
<i>Sminthurus viridis</i>				3		47			
<i>Sphaeridia pumilis</i>				2	11	202	10	25	544
<i>Stenaphorura denisi</i>				1	8	140	1		16
<i>Stenaphorura quadrispina</i>					2	31			
Collembola juvenil	11	8	297	16	28	638	14	66	1243
Individuenzahl	26	87	1759	1677	522	34134	211	496	10992
Individuenzahl Σ F+H	113			2199			707		
Artenzahl	6	8	11	16	22	25	14	14	19
Artenzahl Sandacker gesamt:	33	Individuenzahl Sandacker gesamt:							3019

Tab. Anhang 28: Rohdaten Diplopoda, Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen (BF) und Bodenkernstecher (BK)).

Diplopoda, Summe (Tab. Anhang 28)	EB_SN11		EB_SN12		EB_SN13		EB_SN22		EB_SN23		EB_SN24		EB_SN31		EB_SN32		EB_SN34	
	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK
<i>Craspedosoma rawlinsii</i>																	2	
<i>Enantiulus nanus</i>							20	4	4									
<i>Glomeris hexasticha</i>							1		1		5							
Julidae					1	1	8	1	3	2	1							
<i>Julus scandinavicus</i>			1				1		2		2						1	
<i>Leptoiulus proximus</i>					1		1				8							
<i>Megaphyllum projectum</i>							15		12		3							
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>					2				25									
Polydesmidae										1								
<i>Polydesmus complanatus</i>									6									
<i>Polydesmus inconstans</i>															1			
<i>Polyzonium germanicum</i>					6													
<i>Strongylosoma stigmatosum</i>									28									
<i>Unciger foetidus</i>							4		10		1							
Individuenzahl	0	0	1	0	10	1	50	5	91	3	20	0	0	0	1	0	3	0
Individuenzahl Artniveau	0	0	1	0	9	0	42	4	88	0	19	0	0	0	1	0	3	0
Artenzahl	0	0	1	0	3	0	6	1	8	0	5	0	0	0	1	0	2	0

Tab. Anhang 29: Rohdaten Chilopoda, Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen (BF) und Bodenkernteher (BK)).

Chilopoda, Summe (Tab. Anhang 29)	EB_SN11		EB_SN12		EB_SN13		EB_SN22		EB_SN23		EB_SN24		EB_SN31		EB_SN32		EB_SN34	
	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK
<i>Geophilus alpinus</i>												2						
<i>Geophilus electricus</i>								1				4						
<i>Geophilus flavus</i>							1		3			8						
<i>Lamyctes emarginatus</i>													3		1		10	
<i>Lithobius agilis</i>												1						
<i>Lithobius austriacus</i>			1							1		4						
<i>Lithobius calcaratus</i>	1	1			1													
<i>Lithobius erythrocephalus</i>	1																	
<i>Lithobius forficatus</i>					1		2				2							
<i>Lithobius microps</i>		1	2	13		9	2	1					1					
<i>Lithobius mutabilis</i>							28	1	34	2	9	1						
<i>Lithobius muticus</i>		1																
<i>Lithobius pelidnus</i>	1																	
<i>Lithobius</i>		2		21		13	1	7	1	12	2	6	5		2			2
<i>Schendyla nemorensis</i>	1	5	1	3		8	1	31		8	1	6						
<i>Strigamia acuminata</i>										2								
<i>Strigamia crassipes</i>							1											
Individuenzahl	4	10	4	37	2	30	35	41	36	28	15	31	9	0	3	0	10	2
Individuenzahl Artniveau	4	8	4	16	2	17	34	34	35	16	13	25	4	0	1	0	10	0
Artenzahl	4	4	3	2	2	2	5	4	2	5	4	6	2	0	1	0	1	0

Tab. Anhang 30: Rohdaten Lumbricidae, Biototyp Nadelwald trocken (Sand/Kiefer); Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biototyp Nadelwald trocken (Tab. Anhang 30)	EB_SN11				EB_SN12				EB_SN13			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato									3	1	1,6	0,6
<i>Aporrectodea caliginosa</i>									2		0,8	0,6
<i>Dendrobaena attemsi</i>	3		1,2	0,2	6		2,4	0,3	1	1	0,8	0,1
<i>Dendrobaena octaedra</i>		9	3,6	0,3					2	3	2,0	0,3
<i>Dendrobaena</i> sp.	8		3,2	0,1	1	5	2,4	0,1	1		0,4	0,01
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	1	1	0,8	0,1								
<i>Lumbricus rubellus</i>										1	0,4	0,2
Undetermined		3	1,2	0,1	1		0,4	0,02		1	0,4	0,1
Individuenzahl	12	13			8	5			9	7		
Individuenzahl Σ F+H	25				13				16			
Abundanz/Biomasse			10,0	0,8			5,2	0,4			6,4	1,9
Artenzahl	2	2	3		1	1	1		3	4	4	
Artenzahl Kiefer gesamt:			5									54

Tab. Anhang 31: Rohdaten Lumbricidae, Biotoptyp Laubwald mittl. Feuchte (basenreich); Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biotoptyp Laubwald (Tab. Anhang 31)	EB_SN22				EB_SN23				EB_SN24			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	97	25	48,8	5,7	81	25	42,4	8,7				
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	19	2	8,4	7,9	49	17	26,4	19,7	2		0,8	2,5
<i>Aporrectodea rosea</i>	104	24	51,2	6,8	27	17	17,6	2,5				
<i>Bimastos parvus</i>	1		0,4	0,1								
<i>Dendrobaena attemsi</i>	2		0,8	0,1	8		3,2	0,5				
<i>Dendrobaena</i> sp.	1		0,4	0,02		2	0,8	0,1				
<i>Lumbricus rubellus</i>					6	5	4,4	2,8	2		0,8	0,8
<i>Lumbricus terrestris</i>	2	1	1,2	5,0	7		2,8	7,8	1		0,4	1,3
<i>Lumbricus</i> sp.	42	5	18,8	8,8	38	17	22,0	6,1				
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	14	3	6,8	6,5								
<i>Octolasion</i> sp.	35	5	16,0	7,4								
Undetermined	35	9	17,6	4,3	39	8	18,8	3,6	1		0,4	0,6
Individuenzahl	352	74			255	91			2	4		
Individuenzahl Σ F+H	426				346				6			
Abundanz/Biomasse			170,4	52,6			138,4	51,8			2,4	5,2
Artenzahl	6	4	6		5	4	5		1	2	3	
Artenzahl Laubwald gesamt:			7		Individuenzahl Laubwald gesamt:						778	

Tab. Anhang 32: Rohdaten Lumbricidae, Biotoptyp Sandacker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biotoptyp Sandacker (Tab. Anhang 32)	EB_SN31				EB_SN32				EB_SN34			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	1	2	1,2	0,3	2	47	19,6	4,5	6	14	8,0	1,4
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	6	2	3,2	2,5	11	35	18,4	20,9	8	13	8,4	6,6
<i>Aporrectodea longa</i>						2	0,8	1,7				
<i>Aporrectodea rosea</i>						9	3,6	0,7				
<i>Lumbricus castaneus</i>						11	4,4	1,0				
<i>Lumbricus terrestris</i>						2	0,8	1,4				
<i>Lumbricus</i> sp.						5	2,0	0,2				
<i>Octolasion cyaneum</i>						6	2,4	0,4				
<i>Octolasion tyrtaeum</i>						1	0,4	0,6				
Undetermined		2	0,8	0,1	3	27	12,0	3,4	2	1	1,2	0,2
Individuenzahl	7	6			16	145			16	28		
Individuenzahl Σ F+H	13				161				44			
Abundanz/Biomasse			5,2	2,9			64,4	34,8			17,6	8,2
Artenzahl	1	1	1		1	7	7		1	1	1	
Artenzahl Sandacker gesamt:			7		Individuenzahl Sandacker gesamt:						218	

Tab. Anhang 33: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Sand-Kiefernwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp Sand-Kiefernwald (Tab. Anhang 33)	EB_SN11			EB_SN12			EB_SN13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta affinis</i>	160	193	7166	627	411	21072	25	132	3187
<i>Achaeta camerani</i>	2	1	61	2		41	1	3	81
<i>Achaeta</i> sp.					16	325			
<i>Cognettia chlorophila</i>	436	495	18900	426	1018	29314	422	1380	36581
<i>Enchytraeus norvegicus</i>		1	20	100	3	2091	1		20
<i>Enchytronia parva</i>	24	9	670	4	10	284	114	301	8425
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)	3		61	2	1	61	10	7	345
<i>Fridericia brunensis</i>	1	1	41	61	115	3573	17	17	690
<i>Marionina clavata</i>							145	79	4547
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>	25	70	1929	57	41	1989			
<i>Oconnorella cambrensis</i>	424	891	26695	331	328	13378	435	231	13520
Individuenzahl	1075	1661	55542	1610	1943	72127	1170	2150	67397
Individuenzahl Σ F+H	2736			3553			3320		
Artenzahl	8	8	9	9	8	9	9	8	9
Artenzahl Kiefer gesamt:	0			Individuenzahl Kiefer gesamt:			9609		

Tab. Anhang 34: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp basischer Buchenwald; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp basischer Buchenwald (Tab. Anhang 34)	EB_SN22			EB_SN23			EB_SN24		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta affinis</i>				1621	490	42854	899	2319	70913
<i>Achaeta</i> sp. (DZWI)	10	10	406						
<i>Buchholzia appendiculata</i>	56	39	1929	14	26	812	51	61	2591
<i>Cognettia chlorophila</i>							33	45	1789
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	30	2	650	139	67	4182	2	17	398
<i>Enchytraeus norvegicus</i>				489	13	10191			
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	7	2	183	162	3	3350		20	406
<i>Enchytronia baloghi</i>	3		61						
<i>Enchytronia parva</i>	2	3	102	58	91	3025	5	51	1168
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)					1	20	3	12	323
<i>Enchytronia</i> sp. ID2VIII	4		81						
<i>Fridericia benti</i>				16	13	589		12	244
<i>Fridericia bisetosa</i>	88	85	3512		27	548		23	467
<i>Fridericia bulboides</i>							1		27
<i>Fridericia connata</i>	1		20	9	41	1015			
<i>Fridericia dura</i>	2		41	2		41		1	20
<i>Fridericia isseli</i>	1		20						
<i>Fridericia nemoralis</i>					28	568		5	102
<i>Fridericia paroniana</i>	204	139	6963		6	122	2		53
<i>Fridericia</i> sp. (ALAT)	16	20	731						
<i>Fridericia sylvatica</i>	21	19	812	212	88	6090	15	31	1027
<i>Fridericia waldenstroemi</i>	34	24	1177						
<i>Oconnorella cambrensis</i>				184	3	3796	9		239

Enchytraeidae, Biotoptyp basischer Buchenwald (Tab. Anhang 34)	EB_SN22			EB_SN23			EB_SN24		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Oconnorella tubifera</i>	22		447	255	61	6415			
<i>Stercutus niveus</i>	2	17	386	8	147	3147		2	41
Individuenzahl	503	360	17519	3169	1105	86764	1020	2599	79806
Individuenzahl $\sum$ F+H	863			4274			3619		
Artenzahl	17	11	17	13	16	17	10	13	16
Artenzahl Laubwald gesamt:			0	Individuenzahl Laubwald gesamt:					8756

Tab. Anhang 35: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Sandacker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp Sandacker (Tab. Anhang 35)	EB_SN31			EB_SN32			EB_SN34		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta affinis</i>							1		27
<i>Buchholzia appendiculata</i>				137	120	5217			
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	63	30	1888	135	67	4101	79	3	2156
<i>Enchytraeus bulbosus</i>				20	5	508			
<i>Enchytraeus dichaeetus</i>				16	2	365			
<i>Enchytraeus lacteus</i>					13	264			
<i>Enchytraeus norvegicus</i>							383	7	10297
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	21	45	1340	48	50	1989		4	81
<i>Enchytronia baloghi</i>	4	1	102						
<i>Enchytronia parva</i>	15	126	2862						
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)		4	81				2	2	94
<i>Enchytronia</i> sp. (OMNI)					1	20			
<i>Enchytronia pygmaea</i>	1	11	244						
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)		16	325						
<i>Fridericia bisetosa</i>		1	20						
<i>Fridericia bulboides</i>		5	102	216	38	5156	118	36	3860
<i>Fridericia christeri</i>	6	3	183	240	63	6151			
<i>Fridericia cylindrica</i>							1		27
<i>Fridericia granosa</i>								4	81
<i>Fridericia nemoralis</i>					2	41			
<i>Fridericia paroniana</i>				36	7	873			
<i>Fridericia ratzeli</i> s.s.				2		41			
<i>Fridericia schmelzi</i>				30	29	1198			
<i>Fridericia</i> sp. (PERT)				32	7	792			
<i>Henlea perpusilla</i>	2	28	609	135	259	7998			
<i>Henlea ventriculosa</i>		1	20	37	33	1421		3	61
<i>Marionina communis</i>				282	103	7816			
<i>Marionina mendax</i>					18	365			
Individuenzahl	112	271	7775	1366	817	44316	584	59	16682
Individuenzahl $\sum$ F+H	383			2183			643		
Artenzahl	7	12	12	14	17	18	6	7	9
Artenzahl Sandacker gesamt:			0	Individuenzahl Sandacker gesamt:					3209

13.4 Anhang Bayern

Tab. Anhang 36: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp Intensivgrünland; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp Intensivgrünland (Tab. Anhang 36)	EB_BY11			EB_BY12			EB_BY13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>							2		31
<i>Adoristes ovatus</i>				1		16			
<i>Brachychthoniidae</i>					2	31	1		16
<i>Ceratozetes mediocris</i>	2	20	342						
<i>Dissorhina ornata</i>							1		16
<i>Eniochthonius minutissimus</i>							2		31
<i>Eupelops occultus</i>							2	7	140
<i>Eupelops plicatus</i>							3		47
<i>Eupelops torulosus</i>								3	47
<i>Galumna flagellata</i>								1	16
<i>Hoplophthiracarus illinoisensis</i>								1	16
<i>Hermanniella punctulata</i>							1		16
<i>Hypochthonius luteus</i>							1		16
<i>Limnozetes ciliatus</i>		1	16						
<i>Microppia minus</i>	1		16	2	28	466			
<i>Microtritia minima</i>				1		16			
<i>Nanhermannia nana</i>		2	31		1	16			
<i>Oppiella (O.) falcata</i>							1		16
<i>Oppiella (O.) nova</i>	32	44	1181	30	392	6558	23	12	544
<i>Oribatida indet</i>	1	1	31		3	47			
<i>Pantelozetes paolii</i>	2		31						
<i>Platynothrus peltifer</i>							1		16
<i>Porobelba spinosa</i>							1		16
<i>Punctoribates hexagonus</i>					1	16			
<i>Punctoribates punctum</i>		1	16						
<i>Scheloribates holsaticus</i>	52	68	1865						
<i>Scheloribates laevigatus</i>	2	5	109		3	47			
<i>Suctobelbella sarekensis</i>					1	16	1		16
<i>Suctobelbella subcornigera</i>					2	31			
<i>Tectocephus group velatus</i>	3		47	1		16	7	52	917
<i>Zygoribatula excavata</i>		1	16		4	62			
Individuenzahl	95	143	3699	35	437	7335	47	76	1911
Individuenzahl Σ F+H	238			472			123		
Artenzahl	7	8	11	5	8	11	13	6	16
Artenzahl Intensivgrünland gesamt:			29	Individuenzahl Intensivgrünland gesamt:					833

Tab. Anhang 37: Rohdaten Oribatida, Biototyp Löss-Acker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biototyp Löss-Acker (Tab. Anhang 37)	EB_BY21			EB_BY22			EB_BY23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>				1	16				
<i>Ceratozetes minimus</i>							2	31	
<i>Chamobates voigtsi</i>				1	16				
<i>Conchogneta dalecarlica</i>							1	16	
<i>Dissorhina ornata</i>							3	47	
<i>Limnozetes ciliatus</i>					1	16			
<i>Lucoppia burrowsi</i>		4	62						
<i>Micropopia minus</i>				2	31				
<i>Oppiella (O.) falcata</i>								1	16
<i>Oppiella (O.) nova</i>	2	4	93				3	11	218
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>								1	16
<i>Oribatida indet</i>	4	1	78				3	47	
<i>Protoribates capucinus</i>	1		16						
<i>Punctoribates punctum</i>		1	16						
<i>Ramusella insculpta</i>	8	12	311						
<i>Suctobelbella falcata</i>	1		16						
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	2		31						
<i>Tectocephus group velatus</i>	11	27	591	4	33	575	24	48	1119
<i>Zetorchestes falzonii</i>							1	16	
<i>Zygoribatula excavata</i>	27	276	4709		1	16		4	62
Individuenzahl	56	325	5921	7	36	668	35	67	1585
Individuenzahl Σ F+H	381			43			102		
Artenzahl	7	6	9	3	4	6	5	6	9
Artenzahl Lössacker gesamt:			19	Individuenzahl Lössacker gesamt:					526

Tab. Anhang 38: Rohdaten Oribatida, Biototyp Kalk-Acker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biototyp Kalk-Acker (Tab. Anhang 38)	EB_BY31			EB_BY32			EB_BY33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>		2	31						
<i>Dissorhina ornata</i>								1	16
<i>Eueremaeus cf. oblongus</i>					1	16			
<i>Lucoppia burrowsi</i>	19	30	761						
<i>Micreremus brevipes</i>							1	16	
<i>Micropopia minus</i>	1		16						
<i>Microtritia minima</i>								1	16
<i>Mucronothrus nasalis</i>					1	16			
<i>Oppiella (O.) nova</i>	4	6	155		1	16	1	19	311
<i>Oribatida indet</i>		1	16		1	16		1	16
<i>Punctoribates punctum</i>	51	25	1181						
<i>Ramusella insculpta</i>	2		31						

Oribatida, Biotoptyp Kalk-Acker (Tab. Anhang 38)	EB_BY31			EB_BY32			EB_BY33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Scheloribates laevigatus</i>	31	77	1678				11		171
<i>Scheloribates latipes</i>							6	36	653
<i>Sellnickochthonius immaculatus</i>		1	16						
<i>Tectocephus</i> group <i>velatus</i>	20	34	839	10	236	3823	21	28	761
<i>Zygoribatula excavata</i>		16	249						
Individuenzahl	128	192	4973	10	240	3885	40	86	1958
Individuenzahl Σ F+H	320			250			126		
Artenzahl	7	8	10	1	4	4	5	5	7
Artenzahl Kalkacker gesamt:			16	Individuenzahl Kalkacker gesamt:					696

Tab. Anhang 39: Rohdaten Collembola, Biotoptyp Intensivgrünland; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biotoptyp Intensivgrünland (Tab. Anhang 39)	EB_BY11			EB_BY12			EB_BY13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Arrhopalites caecus</i>					11	171			
<i>Bourletiella radula</i>							1		16
<i>Bourletiella viridescens</i>				1		16			
<i>Ceratophysella denticulata</i>	31		482						
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	83	443	8175				3	46	762
<i>Entomobrya lanuginosa</i>					1	16			
<i>Folsomia candida</i>	8		124				19		295
<i>Folsomia manolachei</i>				75	84	2471	120	68	2922
<i>Folsomia quadrioculata</i>				51	43	1461	334	147	7476
<i>Folsomia spinosa</i>								16	249
<i>Friezea mirabilis</i>	54		839	22	1	358	5	1	93
<i>Heteromurus nitidus</i>	2	60	964						
<i>Isotoma viridis</i> group	299	251	8548		5	78	26	27	824
<i>Isotomiella minor</i>	24	19	668	32		497	22	6	435
<i>Isotomodes productus</i>	10	2	187				8		124
<i>Isotomurus graminis</i>	3		47	2		31			
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	173	630	12481		188	2922	1	243	3792
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	2	452	7056	2	13	233		28	435
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>		91	1414					14	218
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>		71	1104						
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	2		31		1	16	1		16
<i>Parisetoma notabilis</i>	234	177	6388		14	218	74	100	2704
<i>Protaphorura armata</i>	116	70	2891		3	47	84	104	2922
<i>Pseudosinella alba</i>					1	16			
<i>Sminthurinus aureus</i>	2	54	870	44	91	2098	20	31	793
<i>Sphaeridia pumilis</i>	8		124	72	52	1927	23	5	435
<i>Stenaphorura quadrispina</i>							35		544
Collembola juvenil	17	7	592	3	3	109	6	11	219

Collembola, Biotoptyp Intensivgrünland (Tab. Anhang 39)	EB_BY11			EB_BY12			EB_BY13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m2	Frühjahr	Herbst	MW/m2	Frühjahr	Herbst	MW/m2
Individuenzahl	1068	2327	52985	304	511	12685	782	847	25274
Individuenzahl Σ F+H	3395			815			1629		
Artenzahl	15	11	17	9	13	16	15	13	18
Artenzahl Intensivgrünland gesamt:			26	Individuenzahl Intensivgrünland gesamt:					5839

Tab. Anhang 40: Rohdaten Collembola, Biotoptyp Löss-Acker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biotoptyp Löss-Acker (Tab. Anhang 40)	EB_BY21			EB_BY22			EB_BY23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m2	Frühjahr	Herbst	MW/m2	Frühjahr	Herbst	MW/m2
<i>Bourletiella viridescens</i>	1		16	1		16			
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	12	34	715		4	62			
<i>Desoria violacea</i>					3	47			
<i>Entomobrya lanuginosa</i>		3	47						
<i>Entomobrya marginata</i>		1	16						
<i>Folsomia candida</i>	1		16					1	16
<i>Folsomia manolachei</i>					16	249	7	53	933
<i>Folsomia quadrioculata</i>	77	5	1274	2	8	155	46	172	3388
<i>Folsomia spinosa</i>				3		47			
<i>Heteromurus nitidus</i>					1	16		5	78
<i>Isotoma viridis group</i>	46	2	746	17	21	591	47	16	979
<i>Isotomiella minor</i>		2	31	30		466	13	31	684
<i>Isotomurus graminis</i>				6		93	1		16
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>		47	731	7	49	871		128	1989
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	101	51	2362	10	75	1321			
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	1	15	249		26	404		33	513
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>		2	31						
<i>Megalothorax minimus</i>				7		109			
<i>Orchesella villosa</i>		1	16		3	47			
<i>Parisotoma notabilis</i>	87	5	1430		9	140	82	135	3373
<i>Protaphorura armata</i>	1	1	31	9	3	187	11	68	1228
<i>Pseudosinella alba</i>	2	1	47	12	4	249		20	311
<i>Sminthurinus aureus</i>	8	3	171	20	23	668	14	14	435
<i>Sphaeridia pumilis</i>				2		31	5		78
<i>Willemia anophthalma</i>				2		31			
Collembola juvenil	44	11	872	24	20	685	2	21	388
Individuenzahl	381	184	8801	152	265	6485	228	697	14409
Individuenzahl Σ F+H	565			417			925		
Artenzahl	10	14	16	13	13	20	8	11	13
Artenzahl Löss-Acker gesamt:			24	Individuenzahl Löss-Acker gesamt:					1907

Tab. Anhang 41: Rohdaten Collembola, Biototyp Kalk-Acker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biototyp Kalk-Acker; (Tab. Anhang 41)	EB_BY31			EB_BY32			EB_BY33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m2	Frühjahr	Herbst	MW/m2	Frühjahr	Herbst	MW/m2
<i>Brachystomella parvula</i>							22	6	435
<i>Ceratophysella denticulata</i>	2		31						
<i>Cryptopygus thermophilus</i>		1	16		1	16			
<i>Desoria violacea</i>								14	218
<i>Entomobrya lanuginosa</i>		10	155						
<i>Folsomia manolachei</i>	12	11	357	145	52	3062	245	127	5782
<i>Folsomia quadrioculata</i>	92	7	1539	11	5	249	40	20	933
<i>Heteromurus nitidus</i>		4	62					6	93
<i>Isotoma viridis group</i>	13	9	342	143	50	3000	177	11	2922
<i>Isotomiella minor</i>	8	4	187	2	4	93	22	14	560
<i>Isotomurus graminis</i>				7		109	9		140
<i>Isotomurus palustris</i>		5	78						
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>		24	373	36	130	2580	50	20	1088
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	23	62	1321	118	92	3264	37	19	870
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>		47	713		31	482		9	140
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>				11		171			
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>								1	16
<i>Onychiurus jubilaris</i>								1	16
<i>Orchesella villosa</i>				2	1	47	5	1	93
<i>Parisetoma notabilis</i>	48	10	901	293	28	4989	112	54	2580
<i>Protaphorura armata</i>	67	13	1244	25	17	653	27	23	777
<i>Protaphorura humata</i>								1	16
<i>Pseudosinella alba</i>	1	2	47	9	11	311	5	13	280
<i>Sminthurinus aureus</i>	7	2	140	6	13	295	21	2	358
<i>Sphaeridia pumilis</i>		1	16				4		62
<i>Stenaphorura denisi</i>	2		31						
Collembola juvenil	7	9	264	1		16	3	12	233
Individuenzahl	282	221	7817	809	435	19337	779	354	17612
Individuenzahl Σ F+H	503			1244			1133		
Artenzahl	10	15	17	12	12	14	13	17	19
Artenzahl Kalk-Acker gesamt:			25	Individuenzahl Kalk-Acker gesamt:					2880

Tab. Anhang 42: Rohdaten Diplopoda, Anzahl der Individuen in den Bodenfallen (BF) und –stechern (BK).

Diplopoda, Summe (Tab. Anhang 42)	EB_BY11		EB_BY12		EB_BY13		EB_BY21		EB_BY22		EB_BY23		EB_BY31		EB_BY32		EB_BY33	
	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK
<i>Allaiulus nitidus</i>													3					
<i>Blaniulus guttulatus</i>							1								3	5	5	
<i>Brachydesmus superus</i>							6											
<i>Brachyiulus pusillus</i>							11	1										
<i>Choneiulus palmatus</i>			1								1							

Diplopoda, Summe (Tab. Anhang 42)	EB_BY11		EB_BY12		EB_BY13		EB_BY21		EB_BY22		EB_BY23		EB_BY31		EB_BY32		EB_BY33	
	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	18						12			1			9		68		37	
<i>Enantiulus nanus</i>			1															
<i>Glomeris hexasticha</i>	1																	
<i>Julidae</i>	1												2					
<i>Julus scandinavicus</i>			1															
<i>Leptoiulus proximus</i>													1					
<i>Megaphyllum unilineatum</i>													2					
<i>Melogona voigti</i>								9		1								
<i>Ophiulus pilosus</i>					1					1								
<i>Polydesmidae</i>																	1	
<i>Polydesmus complanatus</i>	1																	
<i>Polydesmus denticulatus</i>	2						5		8	2				1		3		
<i>Polydesmus inconstans</i>	1				1													
<i>Propolydesmus testaceus</i>							1						1				104	
<i>Tachypodoiulus niger</i>														1				
<i>Unciger foetidus</i>								3		4			17		25	1	22	
Individuenzahl	24	0	3	0	2	0	36	0	21	0	10	0	33	2	95	4	171	6
Individuenzahl Artniveau	23	0	3	0	2	0	36	0	21	0	10	0	33	0	95	4	171	5
Artenzahl	5	0	3	0	2	0	6	0	4	0	6	0	6	0	4	2	5	1

Tab. Anhang 43: Rohdaten Chilopoda, Anzahl der Individuen in den Bodenfallen (BF) und –stechern (BK).

Chilopoda, Summe (Tab. Anhang 43)	EB_BY11		EB_BY12		EB_BY13		EB_BY21		EB_BY22		EB_BY23		EB_BY31		EB_BY32		EB_BY33	
	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK	BF	BK
<i>Geophilus electricus</i>															4	1	1	
<i>Geophilus flavus</i>		1					1									1		1
<i>Geophilus ribauti</i>													2					
<i>Lamyctes emarginatus</i>	32	1	69	4	25	2		1	1	6								
<i>Lithobius forficatus</i>															1			
<i>Lithobius microps</i>	1	3																
<i>Lithobius mutabilis</i>					1													
<i>Lithobius</i>		5		3									1				1	
<i>Stenotaenia linearis</i>													1					
<i>Strigamia transsylvanica</i>							1											
Individuenzahl	33	10	69	7	26	2	2	0	1	1	6	0	1	3	5	2	1	2
Individuenzahl Artniveau	33	5	69	4	26	2	2	0	1	1	6	0	1	2	5	2	1	1
Artenzahl	2	3	1	1	2	1	2	0	1	1	1	0	1	1	2	2	1	1

Tab. Anhang 44: Rohdaten Lumbricidae, Biotoptyp Intensivgrünland; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biotoptyp Intensivgrünland (Tab. Anhang 44)	EB_BY11				EB_BY12				EB_BY13			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	211	217	171,2	26,7	276	285	224,4	29,9	175	108	113,2	19,6
<i>Allolobophora chlorotica</i>		13	5,2	0,8	6		2,4	0,6	3		1,2	0,3
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	31	77	43,2	26,7	30	36	26,4	9,9	34	29	25,2	10,6
<i>Aporrectodea rosea</i>	24	42	26,4	4,8	78	128	82,4	13,0	22	31	21,2	4,4
<i>Dendrobaena attemsi</i>					1		0,4	0,2				
<i>Dendrobaena</i> sp.					4		1,6	0,6				
<i>Lumbricus castaneus</i>	23	1	9,6	3,1	5		2,0	0,5				
<i>Lumbricus rubellus</i>	33	15	19,2	8,2								
<i>Lumbricus terrestris</i>	21	13	13,6	37,0	14	22	14,4	35,6	24	27	20,4	54,1
<i>Lumbricus</i> sp.	95	54	59,6	26,2	68	60	51,2	26,0	74	50	49,6	29,3
<i>Octolasion cyaneum</i>	10	1	4,4	6,4								
<i>Octolasion tyrtaeum</i>					6		2,4	1,0				
<i>Octolasion</i> sp.	9		3,6	0,9	6	10	6,4	3,7		1	0,4	0,3
Undetermined	41	14	22,0	4,8	105	45	60,0	7,1	56	31	34,8	5,4
Individuenzahl	498	447			599	586			388	277		
Individuenzahl Σ F+H	945				1185				665			
Abundanz/Biomasse			378,0	145,6			474,0	128,1			266,0	124,0
Artenzahl	6	7	7		7	4	7		4	4	5	
Artenzahl Intensivgrünland gesamt:			9		Individuenzahl Intensivgrünland gesamt:						2795	

Tab. Anhang 45: Rohdaten Lumbricidae, Biotoptyp Löss-Acker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biotoptyp Löss-Acker (Tab. Anhang 45)	EB_BY21				EB_BY22				EB_BY23			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	11	3	5,6	0,5	30	31	24,4	5,6	84	60	57,6	8,4
<i>Allolobophora chlorotica</i>	2	18	8,0	2,5		17	6,8	2,3	2		0,8	0,2
<i>Aporrectodea caliginosa</i>					24	49	29,2	16,2	2	32	13,6	11,2
<i>Aporrectodea longa</i>										1	0,4	0,4
<i>Aporrectodea rosea</i>					8	3	4,4	0,6		7	2,8	0,7
<i>Lumbricus rubellus</i>					2		0,8	1,0				
<i>Lumbricus terrestris</i>					5	9	5,6	27,0	9	4	5,2	17,7
<i>Lumbricus</i> sp.		2	0,8	0,3	2	22	9,6	7,6	6	40	18,4	3,0
<i>Octolasion</i> sp.									3		1,2	0,3
Undetermined					15	16	12,4	4,6	19	13	12,8	1,7
Individuenzahl	13	23			86	147			125	157		
Individuenzahl Σ F+H	36				233				282			
Abundanz/Biomasse			14,4	3,3			93,2	64,9			112,8	43,6
Artenzahl	1	2	2		4	4	5		4	4	6	
Artenzahl Lössacker gesamt:			7		Individuenzahl Lössacker gesamt:						551	

Tab. Anhang 46: Rohdaten Lumbricidae, Biototyp Kalk-Acker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biototyp Kalk-Acker (Tab. Anhang 46)	EB_BY31				EB_BY32				EB_BY33			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	2		0,8	0,5	71	13	33,6	6,1	76	60	54,4	16,3
<i>Aporrectodea caliginosa</i>					30	2	12,8	10,0	24	42	26,4	22,9
<i>Aporrectodea rosea</i>					1	1	0,8	0,2	7	4	4,4	0,8
<i>Lumbricus rubellus</i>									1		0,4	0,3
<i>Lumbricus terrestris</i>		1	0,4	0,6	9		3,6	12,6	2	3	2,0	7,0
<i>Lumbricus</i> sp.					4	1	2,0	2,4	2	4	2,4	0,8
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	2		0,8	1,1								
Undetermined	1	1	0,8	0,4	10		4,0	1,0	22		8,8	2,2
Individuenzahl	5	2			125	17			134	113		
Individuenzahl Σ F+H	7				142				247			
Abundanz/Biomasse			2,8	2,6			56,8	32,3			98,8	50,3
Artenzahl	2	1	3		3	3	3		4	3	4	
Artenzahl Kalkacker gesamt:			5		Individuenzahl Kalkacker gesamt:						396	

Tab. Anhang 47: Rohdaten Enchytraeidae, Biototyp Intensivgrünland; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biototyp Intensivgrünland (Tab. Anhang 47)	EB_BY11			EB_BY12			EB_BY13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta</i> sp.					1	20			
<i>Buchholzia appendiculata</i>	1		20	10	4	284	87	116	4121
<i>Buchholzia fallax</i>								1	20
<i>Enchytr. gen. sp. 1</i>				1		20			
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	177	221	8080	160	68	4628	46	1070	22655
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	17		345	9		183			
<i>Enchytraeus cf. luxuriosus</i>		1	20					2	41
<i>Enchytraeus christenseni</i>				82	15	1969	36	31	1360
<i>Enchytraeus dichaeus</i>	4	2	122					1	20
<i>Enchytraeus lacteus</i>				13	18	629	26		528
<i>Enchytraeus</i> sp. (FGRA)		1	20						
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)		11	223		8	162		3	61
<i>Enchytronia</i> (id)3XI				8		162			
<i>Enchytronia parva</i>				10	12	447		47	954
<i>Enchytronia</i> sp. (OMNI)					6	122			
<i>Fridericia benti</i>							8		162
<i>Fridericia bisetosa</i>	35	26	1238				23	27	1015
<i>Fridericia bulboides</i>	14	10	487	53	35	1786	34	35	1401
<i>Fridericia christeri</i>	332	132	9419	43	31	1502		47	954
<i>Fridericia connata</i>							2	9	223
<i>Fridericia dura</i>		4	81				4		81
<i>Fridericia galba</i>	94	35	2619	82	121	4121	183	194	7653

Enchytraeidae, Biotoptyp Intensivgrünland (Tab. Anhang 47)	EB_BY11			EB_BY12			EB_BY13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Fridericia hegemon</i>		3	61						
<i>Fridericia minor</i>							102	35	2781
<i>Fridericia nemoralis</i>	15	3	365						
<i>Fridericia paroniana</i>	44	15	1198	30	58	1786	38	82	2436
<i>Fridericia perrieri</i>	9	10	386						
<i>Fridericia ratzeli</i> s.s.	1		20		4	81	9		183
<i>Fridericia schmelzi</i>	13	2	305	24	26	1015	46	72	2395
<i>Fridericia</i> sp. (PERT)	4		81	23	38	1238			
<i>Fridericia tubulosa</i>				3		61			
<i>Henlea perpusilla</i>	19	4	467	44	288	6740	49	106	3147
<i>Henlea ventriculosa</i>		2	41	72	137	4243	22	1	467
<i>Marionina communis</i>	103	13	2355	24	23	954	122	167	5867
<i>Marionina deminuta</i>				1		20			
<i>Marionina mendax</i>	1	1	41						
<i>Marionina sambugarae</i>				5		102			
<i>Marionina vesiculata</i>				2		41			
Individuenzahl	883	496	27994	699	893	32318	837	2046	58526
Individuenzahl Σ F+H	1379			1592			2883		
Artenzahl	17	19	23	21	18	25	17	19	23
Artenzahl Intensivgrünland gesamt:			38	Individuenzahl Intensivgrünland gesamt:					5854

Tab. Anhang 48: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Löss-Acker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp Löss-Acker (Tab. Anhang 48)	EB_BY21			EB_BY22			EB_BY23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Buchholzia appendiculata</i>							1		20
<i>Buchholzia</i> sp. (PAPP)					10	203			
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	12	1	264	17	722	15002	26	148	3532
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	9	3	244		325	6598	9	65	1502
<i>Enchytraeus lacteus</i>					5	102	1	4	102
<i>Enchytraeus</i> sp. (FGRA)					40	812			
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)				19		386	15	191	4182
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)					2	41	2		41
<i>Fridericia bulboides</i>								11	223
<i>Fridericia christeri</i>	16	11	548	13	74	1766	23	40	1279
<i>Fridericia deformis</i>							1		20
<i>Fridericia galba</i>	7		142	201	170	7531	104	269	7572
<i>Fridericia glandulosa</i>					3	61	2		41
<i>Fridericia isseli</i>					47	954	21		426
<i>Fridericia paroniana</i>							1		20
<i>Fridericia semisetosa</i>					6	122	3		61
<i>Fridericia</i> sp. (INVE)	1	1	41		5	102	10		203
<i>Fridericia</i> sp. (MACF)				1	1	41			

Enchytraeidae, Biotoptyp Löss-Acker (Tab. Anhang 48)	EB_BY21			EB_BY22			EB_BY23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Fridericia</i> sp. (PULR)					8	162	2		41
<i>Fridericia</i> sp. (UNID)				8		162		14	284
<i>Fridericia sylvatica</i>					1	20			
<i>Fridericia ulrikae</i>				16		325		83	1685
<i>Marionina mendax</i>				1	15	325	2	55	1157
Individuenzahl	45	16	1238	276	1434	34714	223	880	22391
Individuenzahl Σ F+H	61			1710			1103		
Artenzahl	5	4	5	8	16	19	16	10	19
Artenzahl Lössacker gesamt:			0	Individuenzahl Lössacker gesamt:					2874

Tab. Anhang 49: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Kalk-Acker; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biotoptyp Löss-Acker (Tab. Anhang 40)	EB_BY31			EB_BY32			EB_BY33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta</i> sp.							1	1	41
<i>Buchholzia appendiculata</i>								1	20
<i>Buchholzia</i> sp. (PFAL)		1	20						
<i>Cernovitiella</i> sp.							1		20
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	29	11	812	26		528	50	70	2436
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	143	19	3289	21		426	35	8	873
<i>Enchytraeus lacteus</i>								1	20
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	1		20				29		589
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)	40	29	1401				61	20	1644
<i>Fridericia bisetosa</i>								1	20
<i>Fridericia christeri</i>	15	23	771	9	7	325	46	13	1198
<i>Fridericia connata</i>							5	2	142
<i>Fridericia galba</i>	77	69	2964	9		183	98	8	2152
<i>Fridericia isseli</i>	3		61				11	3	284
<i>Fridericia paroniana</i>	2	1	61						
<i>Fridericia schmelzi</i>							8		162
<i>Fridericia semisetosa</i>								2	41
<i>Fridericia singula</i>		1	20						
<i>Fridericia</i> sp. (INVE)	7		142				1		20
<i>Fridericia</i> sp. (MACF)	1	2	61	5	1	122	1		20
<i>Fridericia</i> sp. (NGLI)	1		20						
<i>Fridericia sylvatica</i>							8	3	223
<i>Fridericia ulrikae</i>		3	61						
<i>Marionina diminuta</i>		1	20						
<i>Marionina mendax</i>	6	1	142	5		102	17		345
Individuenzahl	325	161	9866	75	8	1685	372	133	10252
Individuenzahl Σ F+H	486			83			505		
Artenzahl	12	12	16	6	2	6	15	13	19
Artenzahl Kalkacker gesamt:			25	Individuenzahl Kalkacker gesamt:					1074

13.5 Anhang Sachsen-Anhalt

Tab. Anhang 50: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp Borstgrasrasen; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 40)	EB_ST11			EB_ST12			EB_ST13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>	71	100	2657	77	127	3170	6		93
<i>Achipteria nitens</i>					1	16			
<i>Acrotrititia duplicata</i>					1	16			
<i>Banksinoma lanceolata</i>				1		16			
<i>Berniniella bicarinata</i>	6	7	202	76	46	1896	7	56	979
<i>Berniniella exempta</i>				2		31			
<i>Brachychthoniidae</i>	15	4	295	4	16	311	7	21	435
<i>Ceratoppia quadridentata</i>				2	4	93			
<i>Ceratozetes gracilis</i>				16	8	373	27	80	1663
<i>Ceratozetes mediocris</i>				22	73	1476	116	261	5859
<i>Chamobates cuspidatus</i>				3	16	295	21	41	963
<i>Cultroribula bicultrata</i>				1	3	62			
<i>Damaeus (A.) onustus</i>				1		16			
<i>Diapterobates humeralis</i>		1	16		1	16			
<i>Dissorhina ornata</i>	4	5	140	161	69	3574	1	6	109
<i>Eniochthonius minutissimus</i>				50		777			
<i>Eupelops occultus</i>	2		31	1	6	109	1	14	233
<i>Euzetes globulus</i>				4	1	78	1	7	124
<i>Galumna lanceata</i>				5	2	109			
<i>Galumna obvia</i>	33	33	1026	37	37	1150	19	30	761
<i>Hypochthonius rufulus</i>				19	9	435			
<i>Liacarus coracinus</i>		8	124				6	35	637
<i>Liacarus oribatelloides</i>				1		16			
<i>Liebstadia similis</i>	13	21	528	118	57	2720	5	21	404
<i>Limnozetes ciliatus</i>							1	1	31
<i>Metabelba pulverosa</i>		1	16	26	9	544	2	8	155
<i>Microppia minus</i>				9	143	2362	39	337	5843
<i>Minunthozetes semirufus</i>	12	25	575		1	16	2	5	109
<i>Nanhermannia nana</i>	31	34	1010	32	46	1212	139	242	5921
<i>Nothrus silvestris</i>		2	31	17	28	699	22	23	699
<i>Ophidiotrichus tectus</i>								1	16
<i>Oppiella (O.) falcata</i>		1	16		1	16			
<i>Oppiella (O.) nova</i>	12	4	249	51	193	3792	30	22	808
<i>Oppiella (O.) splendens</i>				13	13	404	19	2	326
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>				5		78			
<i>Oppiella acuminata/keilbachi</i>				29		451			
<i>Oribatida indet</i>	21	15	559	31	17	746	6	37	668
<i>Oribatula tibialis</i>		1	16	4		62			
<i>Peloptulus phaenotus</i>	6		93		3	47	1		16
<i>Pergalumna nervosa</i>				34	40	1150	12	63	1166

Oribatida, Biotoptyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 40)	EB_ST11			EB_ST12			EB_ST13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Phthiracarus globosus</i>				1		16			
<i>Platynothrus peltifer</i>				20	12	497			
<i>Porobelba spinosa</i>		1	16	23	19	653	2		31
<i>Punctoribates punctum</i>				1	14	233		2	31
<i>Quadroppia hammerae</i>				1		16			
<i>Quadroppia monstrosa</i>				1		16			
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	1		16	34	34	1057			
<i>Ramusella insculpta</i>				50	19	1072	71	59	2020
<i>Scheloribates (H.) initialis</i>				26	11	575	4	2	93
<i>Scheloribates laevigatus</i>	6	8	218	53	77	2020	138	178	4911
<i>Scheloribates latipes</i>	2	1	47	51	51	1585	14	66	1243
<i>Steganacarus (A.) striculus</i>	1		16		2	31			
<i>Suctobelba granulata</i>				1		16			
<i>Suctobelba regia</i>				1		16			
<i>Suctobelba trigona</i>				8		124			
<i>Suctobelbella acutidens</i>	2		31	26		404			
<i>Suctobelbella arcana</i>				9		140			
<i>Suctobelbella diffissa</i>				4		62			
<i>Suctobelbella duplex</i>				4		62			
<i>Suctobelbella falcata</i>				2		31			
<i>Suctobelbella hamata</i>				4		62			
<i>Suctobelbella palustris</i>				1		16			
<i>Suctobelbella perforata</i>				2		31	7		109
<i>Suctobelbella sarekensis</i>				58		901	5		78
<i>Suctobelbella similis</i>				1		16	1		16
<i>Suctobelbella subcornigera</i>				67		1041	3		47
<i>Suctobelbella subtrigona</i>				16		249			
<i>Tectocepheus group velatus</i>	110	128	3699	6	21	420	42	79	1880
<i>Trichoribates incisellus</i>				3	1	62		9	140
<i>Trichoribates novus</i>				14	30	684	4	8	186
<i>Xenillus tegeocranus</i>				1		16			
<i>Zygoribatula excavata</i>		1	16						
<i>Zygoribatula exilis</i>		1	16						
Individuenzahl	348	402	11655	1341	1262	40451	781	1716	38803
Individuenzahl Σ F+H	750			2603			2497		
Artenzahl	16	20	25	59	39	66	32	28	35
Artenzahl Borstgrasrasen gesamt:			71	Individuenzahl Borstgrasrasen gesamt:			5850		

Tab. Anhang 51: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp Goldhaferwiese; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp Goldhaferwiese (Tab. Anhang 51)	EB_ST21			EB_ST22			EB_ST23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>	30	96	1958	27	49	1181	31	86	1818
<i>Achipteria nitens</i>		1	16	5	1	93	1	28	451
<i>Banksinoma lanceolata</i>				20	20	622			
<i>Belba compta</i>	10	7	264						
<i>Berniniella bicarinata</i>	32	47	1228	37	30	1041	213	57	4196
<i>Berniniella conjuncta</i>				1		16			
<i>Berniniella serratirostris</i>								73	1134
<i>Brachychthoniidae</i>	1	8	140	10	1	171	1		16
<i>Ceratozetes gracilis</i>	39	21	932	12	10	342	9	13	342
<i>Ceratozetes mediocris</i>	23	25	746	7	2	140			
<i>Damaeus gracilipes</i>				1		16			
<i>Damaeus riparius</i>				2		31		1	16
<i>Diapterobates humeralis</i>	1		16						
<i>Dissorhina ornata</i>	21	13	528		1	16	1		16
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	1		16						
<i>Eupelops occultus</i>	6	2	124	20	7	420	2	2	62
<i>Euzetes globulus</i>		5	78	8	16	373	2	41	668
<i>Galumna lanceata</i>	10	11	326					2	31
<i>Galumna obvia</i>	17	51	1057	26	1	420	3	9	186
<i>Gustavia microcephala</i>				1	2	47	5	2	109
<i>Hypochthonius rufulus</i>	5		78	28	42	1088			
<i>Liebstadia similis</i>	99	76	2720	91	52	2222	62	85	2284
<i>Metabelba pulverosa</i>	3	8	171	2	1	47	1		16
<i>Minunthozetes semirufus</i>	51	47	1523	191	55	3823	27	16	668
<i>Nanhermannia nana</i>	1		16	29	35	995	3	1	62
<i>Nothrus palustris</i>	1		16						
<i>Nothrus silvestris</i>	1		16				1		16
<i>Oppiella (O.) acuminata</i>	3		47						
<i>Oppiella (O.) nova</i>	6	133	2160	6		93	3		47
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>	3	6	140	4		62	1	1	31
<i>Oppiella fallax</i>		1	16						
<i>Oribatella quadricornuta</i>				1		16			
<i>Oribatida indet</i>	24	35	917	7	10	264	2	14	249
<i>Pantelozetes paolii</i>	2		31	25	17	653	7	5	186
<i>Pergalumna nervosa</i>	1	2	47	7		109			
<i>Phthiracarus borealis</i>				5		78			
<i>Phthiracarus compressus</i>	2	7	140	1	11	186		1	16
<i>Phthiracarus ferrugineus</i>				12	13	389			
<i>Platynothrus peltifer</i>	54	115	2626	5	16	326	10	13	357
<i>Punctoribates punctum</i>	5		78	10		155	3		47
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	6	8	218						
<i>Ramusella insculpta</i>	30	2	497				37	1	591

Oribatida, Biotoptyp Goldhaferwiese (Tab. Anhang 51)	EB_ST21			EB_ST22			EB_ST23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Scheloribates (H.) initialis</i>	3	20	357	7	6	202	4	9	202
<i>Scheloribates laevigatus</i>	75	109	2859	65	41	1647	86	66	2362
<i>Scheloribates latipes</i>	2	20	342	4	2	93	6	9	233
<i>Steganacarus (A.) striculus</i>	6	4	155	20	11	482	2	4	93
<i>Suctobelba altvateri</i>				2		31			
<i>Suctobelba atomaria</i>	1		16						
<i>Suctobelbella acutidens</i>	4		62						
<i>Suctobelbella arcana</i>	1		16				1		16
<i>Suctobelbella hamata</i>	2		31						
<i>Suctobelbella perforata</i>	6		93	4		62			
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	16		249	14		218	5		78
<i>Suctobelbella similis</i>				2		31			
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	14		218	5		78	6		93
<i>Suctobelbella subtrigona</i>				1		16			
<i>Tectocephus group velatus</i>	7	5	186	1	1	31	8	5	202
<i>Trichoribates novus</i>		4	62	3	4	109	3	3	93
Individuenzahl	625	889	23528	729	457	18430	546	547	16985
Individuenzahl Σ F+H	1514			1186			1093		
Artenzahl	40	28	44	40	26	41	29	25	33
Artenzahl Goldhaferwiese gesamt:			56	Individuenzahl Goldhaferwiese gesamt:					3793

Tab. Anhang 52: Rohdaten Oribatida, Biotoptyp Halbtrockenrasen; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Oribatida, Biotoptyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 52)	EB_ST31			EB_ST32			EB_ST33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achipteria coleoptrata</i>	1	8	140	53	67	1865	9	11	311
<i>Achipteria nitens</i>	3	9	186	12	27	606	2	10	186
<i>Acrotritia ardua</i>	8	6	218	10	7	264	12	5	264
<i>Berniniella bicarinata</i>	39	45	1305	12	27	606	13	6	295
<i>Berniniella conjuncta</i>							1		16
<i>Brachychthoniidae</i>	8	16	373	5	2	109	15	37	808
<i>Chamobates borealis</i>							1	1	31
<i>Dissorhina ornata</i>	2		31		1	16			
<i>Eniochthonius minutissimus</i>				11	73	1305	3	5	124
<i>Eupelops occultus</i>	17	29	715	21	46	1041	35	41	1181
<i>Fosseremus laciniatus</i>	1	1	31	1		16	4	4	124
<i>Galumna lanceata</i>		1	16						
<i>Galumna obvia</i>								2	31
<i>Hypochthonius luteus</i>					3	47			
<i>Hypochthonius rufulus</i>								1	16
<i>Liacarus coracinus</i>	2	4	93					6	93
<i>Liebstadia pannonica</i>	41	85	1958						
<i>Liebstadia similis</i>	13	76	1383	1	1	31	32	39	1103

Oribatida, Biotoptyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 52)	EB_ST31			EB_ST32			EB_ST33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Metabelba pulverosa</i>	2	8	155					1	16
<i>Microppia minus</i>	39	13	808	13	10	357	6	6	186
<i>Nanhermannia dorsalis</i>								2	31
<i>Nanhermannia nana</i>	1		16						
<i>Nothrus anauniensis</i>				2	2	62			
<i>Nothrus borussicus</i>				1	4	78			
<i>Oppiella (O.) nova</i>	38	35	1134	15	39	839	12	12	373
<i>Oppiella (R.) obsoleta</i>	11	8	295	2	2	62	1		16
<i>Oribatella cf. reticulata</i>				2		31			
<i>Oribatida indet</i>	2	16	280		8	124	6	2	124
<i>Peloptulus phaenotus</i>	10	10	311	1	14	233	15	78	1445
<i>Peloribates longipilosus</i>	2	22	373						
<i>Phthiracarus longulus</i>				1		16			
<i>Pilogalumna crassiclava</i>	7	36	668				30	69	1538
<i>Protoribates capucinus</i>				13	1	218			
<i>Punctoribates punctum</i>	119	152	4211	112	216	5097	24	21	699
<i>Quadroppia monstrosa</i>				8	4	186			
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	3		47	1		16			
<i>Ramusella insculpta</i>	3	1	62	10	1	171	2		31
<i>Scheloribates (H.) initialis</i>		11	171						
<i>Scheloribates laevigatus</i>	120	122	3761	18	44	963	3	9	186
<i>Scheloribates latipes</i>	4	31	544	6	5	171			
<i>Scutovertex sculptus</i>	3		47	5	33	591	2	17	295
<i>Steganacarus (A.) striculus</i>	2	3	78	8	4	186	2	4	93
<i>Suctobelbella acutidens</i>	1		16						
<i>Suctobelbella prominens</i>							1		16
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	8		124	7	1	124	2		31
<i>Suctobelbella subcornigera</i>				12		186	2		31
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	2		31						
<i>Tectocephus minor</i>					13	202			
<i>Tectocephus group velatus</i>	266	219	7537	41	86	1974	185	168	5486
<i>Trichoribates incisellus</i>	2	22	373	5	5	155	1	11	186
<i>Trichoribates novus</i>	3	2	78	1		16		5	78
<i>Xenillus tegeocranus</i>				2	3	78	2	2	62
Individuenzahl	783	991	27568	412	749	18042	423	575	15509
Individuenzahl Σ F+H	1774			1161			998		
Artenzahl	31	26	33	30	28	34	26	26	32
Artenzahl Halbtrockenrasen gesamt:			50	Individuenzahl Halbtrockenrasen gesamt:					3933

Tab. Anhang 53: Rohdaten Collembola, Biotoptyp Borstgrasrasen; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biotoptyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 53)	EB_ST11			EB_ST12			EB_ST13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>				1		16			
<i>Brachystomella parvula</i>	31	89	1865	4	19	358		26	404
<i>Choreutinus inermis</i>	1	2	47						
<i>Desoria violacea</i>	6		93						
<i>Dicyrtomina minuta</i>				8		124			
<i>Entomobrya lanuginosa</i>		3	47		2	31	6	15	326
<i>Folsomia manolachei</i>	680	318	15511	130	167	4616	420	482	14019
<i>Folsomia quadrioculata</i>	370	203	8906	26	23	762	216	618	12962
<i>Folsomia spinosa</i>					1	16			
<i>Friesea mirabilis</i>	26	46	1119	13	9	342	20	5	389
<i>Heteromurus nitidus</i>		1	16		3	47			
<i>Isotoma viridis group</i>	295	114	6357	18	47	1010	69	145	3326
<i>Isotomiella minor</i>	90	19	1694	80	61	2191	60		933
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	124	127	3901	8	67	1166	22	99	1881
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>				6		93			
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	36	87	1912	94	161	3963	4	132	2114
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>	6	48	839		38	591		96	1492
<i>Megalothorax minimus</i>					2	31			
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>		2	31		3	47	6		93
<i>Metaphorura affinis</i>		10	155	1		16			
<i>Neanura muscorum</i>					6	93		4	62
<i>Parisotoma notabilis</i>	572	450	15884	153	179	5160	404	345	11641
<i>Pogonognathellus flavescens</i>				6	1	109			
<i>Protaphorura armata</i>	33	58	1415	44	186	3575	33	169	3140
<i>Protaphorura humata</i>							1		16
<i>Protaphorura subuliginata</i>							8		124
<i>Pseudachorutes dubius</i>				3		47			
<i>Pseudosinella immaculata</i>	1		16						
<i>Pseudosinella petterseni</i>		2	31						
<i>Schoettella unguiculata</i>	2	5							
<i>Sminthurinus aureus</i>	47	37	1306	30	66	1492	12	40	808
<i>Sminthurinus niger</i>					1	16			
<i>Sminthurus viridis</i>							1		16
<i>Sphaeridia pumilis</i>	30	33	979	9	54	979	1	39	622
<i>Supraphorura furcifera</i>		10	155	2	43	699	1	16	264
<i>Willemia anophthalma</i>		4	62						
Collembola juvenil	272	7	4446	27	44	1103	79	18	1664
Individuenzahl	2622	1675	66787	663	1183	28693	1363	2249	56296
Individuenzahl $\sum$ F+H	4297			1846			3612		
Artenzahl	16	21	22	18	21	26	16	14	19
Artenzahl Borstgrasrasen gesamt:	35	Individuenzahl Borstgrasrasen gesamt:							9755

Tab. Anhang 54: Rohdaten Collembola, Biototyp Goldhaferwiese; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biototyp Goldhaferwiese (Tab. Anhang 54)	EB_ST21			EB_ST22			EB_ST23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Brachystomella parvula</i>	7	5	187	5	29	528			
<i>Desoria tigrina</i>				1		16			
<i>Desoria violacea</i>	1		16	24		373			
<i>Dicyrtomina minuta</i>	1	1	31	33		513	2		31
<i>Entomobrya lanuginosa</i>				4	2	93	4		62
<i>Folsomia manolachei</i>	128	14	2207	348	120	7274	60		933
<i>Folsomia quadrioculata</i>	291	520	12605	448	364	12620	323	216	8377
<i>Folsomia spinosa</i>	5	8	202					1	16
<i>Friesea mirabilis</i>	32	3	528	15	3	280	20	3	358
<i>Heteromurus nitidus</i>		4	62						
<i>Isotoma viridis group</i>	113	63	2735	228	120	5409	258	81	5269
<i>Isotomiella minor</i>	89	43	2052	25	9	529	13	2	233
<i>Isotomurus graminis</i>					4	62			
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	3	4	109		4	62			
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	27	56	1290	33	64	1508	48	30	1212
<i>Lepidocyrtus violaceus</i>		6	93						
<i>Megalothorax minimus</i>	8	12	311	2	26	435			
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	7		109		2	31	2	1	47
<i>Metaphorura affinis</i>	4		62	1		16	2		31
<i>Neanura muscorum</i>		1	16		3	47			
<i>Paratullbergia callipygos</i>	1		16		3		5	2	109
<i>Parisotoma notabilis</i>	613	275	13802	723	305	15978	306	131	6792
<i>Pogonognathellus flavescens</i>	5		78	3		47			
<i>Protaphorura armata</i>	48	268	4912	147	436	9061	13	115	1989
<i>Protaphorura fimata</i>							4	27	482
<i>Protaphorura humata</i>					1	16			
<i>Protaphorura procampata</i>				20		311	30		466
<i>Sminthurinus aureus</i>	90	70	2487	123	88	3279	80	104	2860
<i>Sphaeridia pumilis</i>	8	34	653	121	33	2394	38	30	1057
<i>Stenaphorura denisi</i>		3	47						
<i>Stenaphorura quadrispina</i>	6		93	9	6	233			
<i>Supraphorura furcifera</i>	8	31	606	15	1	249		20	311
<i>Collembola juvenil</i>	87	14	1570	61	23	1351	23	5	435
Individuenzahl	1582	1435	46879	2389	1646	62715	1231	768	31070
Individuenzahl Σ F+H	3017			4035			1999		
Artenzahl	21	19	25	20	20	25	16	13	18
Artenzahl Goldhaferwiese gesamt:	31		Individuenzahl Goldhaferwiese gesamt:						9051

Tab. Anhang 55: Rohdaten Collembola, Biotoptyp Halbtrockenrasen; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Collembola, Biotoptyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 55)	EB_ST31			EB_ST32			EB_ST33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Brachystomella parvula</i>	37	79	1803	3	15	280	2	48	777
<i>Dicyrtomina minuta</i>		1	16						
<i>Entomobrya lanuginosa</i>	1	12	202	17	13	466	5	34	606
<i>Entomobrya marginata</i>	1		16						
<i>Folsomia manolachei</i>	469	199	10367	32	26	901	14	27	636
<i>Folsomia quadrioculata</i>		13	202	17	16	513	41		637
<i>Folsomia spinosa</i>				8	2	156			
<i>Friesea mirabilis</i>		3	47						
<i>Heteromurus nitidus</i>		2	31						
<i>Isotoma viridis group</i>	103	179	4383	59	34	1446	527	292	12729
<i>Isotomiella minor</i>	8	4	187	6	13	295	7	5	187
<i>Isotomodes productus</i>	8		124	1		16	1		16
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>		2	31	1		16			
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	2		31						
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	23	34	886	4	13	264	11	43	839
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	3	1	62		1	16		1	16
<i>Metaphorura affinis</i>	2	3	78	4		62	14		218
<i>Neanura muscorum</i>		10	155					5	78
<i>Orchesella frontimaculata</i>	2		31	1		16			
<i>Parisotoma notabilis</i>	287	257	8455	153	119	4228	179	234	6419
<i>Protaphorura armata</i>	1	88	1383	7	5	187	30	84	1772
<i>Pseudosinella alba</i>		8	124	1	25	404		7	109
<i>Pseudosinella petterseni</i>	1		16				2		31
<i>Schoettella ununguiculata</i>				1	5	93			
<i>Sminthurinus aureus</i>		25	389				7	41	746
<i>Sminthurus viridis</i>				1		16			
<i>Sphaeridia pumilis</i>	7	71	1212		31	482		36	560
<i>Stenaphorura denisi</i>					11	171		1	16
<i>Stenaphorura quadrispina</i>	11		171	3		47			
Collembola juvenil	78	37	1789	59	7	1026	10	68	1214
Individuenzahl	1044	1028	32191	378	336	11101	850	926	27606
Individuenzahl Σ F+H	2072			714			1776		
Artenzahl	16	18	24	17	14	20	12	13	17
Artenzahl Halbtrockenrasen gesamt:	28	Individuenzahl Halbtrockenrasen gesamt:							4562

Tab. Anhang 56: Rohdaten Diplopoda, Biotoptyp Borstgrasrasen; Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen und Bodenkernstecher).

Diplopoda, Biotoptyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 56)	EB_ST11		EB_ST12		EB_ST13	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Allaiulus nitidus</i>	4		10		16	
<i>Glomeris marginata</i>			110	2		
<i>Julidae</i>			2			
<i>Julus scandinavicus</i>			17			
<i>Melogona voigti</i>				1		
<i>Mycogona germanica</i>			2			
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>			5			
<i>Polydesmus denticulatus</i>			2			
<i>Unciger foetidus</i>			4		10	
Individuenzahl	4	0	152	3	26	0
Individuenzahl Artniveau	4	0	150	3	26	0
Artenzahl	1	0	7	2	2	0

Tab. Anhang 57: Rohdaten Diplopoda, Biotoptyp Goldhaferwiesen; Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen und Bodenkernstecher).

Diplopoda, Biotoptyp Goldhaferwiesen (Tab. Anhang 57)	EB_ST21		EB_ST22		EB_ST23	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Allaiulus nitidus</i>	15	1	3		3	
<i>Cylindroiulus britannicus</i>			3			
<i>Enantiulus nanus</i>	6	14			1	
<i>Julidae</i>	1	4		4	3	1
<i>Julus scandinavicus</i>	23		4		4	
<i>Leptoiulus proximus</i>			1			
<i>Megaphyllum projectum</i>	21					
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>			2		5	
<i>Ophiulus pilosus</i>			1			
<i>Polydesmus inconstans</i>			1		1	
<i>Unciger foetidus</i>			4		20	1
Individuenzahl	66	19	19	4	37	2
Individuenzahl Artniveau	65	15	19	0	34	1
Artenzahl	4	2	8	0	6	1

Tab. Anhang 58: Rohdaten Diplopoda, Biotoptyp Halbtrockenrasen; Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen und Bodenkernstecher).

Diplopoda, Biotoptyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 58)	EB_ST31		EB_ST32		EB_ST33	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Allaiulus nitidus</i>	2		5			
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	86		102		67	
<i>Glomeris marginata</i>			3		4	
<i>Julidae</i>			3	2		
<i>Leptoiulus proximus</i>			1			
<i>Melogona voigti</i>			5			

Diplopoda, Biotoptyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 58)	EB_ST31		EB_ST32		EB_ST33	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>					1	
<i>Polydesmus angustus</i>	6		10		1	
<i>Polydesmus inconstans</i>			3			
<i>Propolydesmus testaceus</i>	13		2		1	
<i>Tachypodiulus niger</i>					7	
Individuenzahl	107	0	134	2	81	0
Individuenzahl Artniveau	107	0	131	0	81	0
Artenzahl	4	0	8	0	6	0

Tab. Anhang 59: Rohdaten Chilopoda, Biotoptyp Borstgrasrasen; Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen und Bodenkerensteher).

Chilopoda, Biotoptyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 52)	EB_ST11		EB_ST12		EB_ST13	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Geophilus alpinus</i>						1
<i>Geophilus electricus</i>					1	
<i>Geophilus flavus</i>				1		1
<i>Lithobius calcaratus</i>			4			
<i>Lithobius crassipes</i>				1		
<i>Lithobius curtipes</i>					1	
<i>Lithobius forficatus</i>			1			
<i>Lithobius microps</i>	1					
<i>Lithobius mutabilis</i>	2		31			
<i>Lithobius nodulipes</i>	1		1			
<i>Lithobius</i>		1	3	1		1
<i>Stenotaenia linearis</i>				1		2
Individuenzahl	4	1	40	4	2	5
Individuenzahl Artniveau	4	0	37	3	2	4
Artenzahl	3	1	4	3	2	3

Tab. Anhang 60: Rohdaten Chilopoda, Biototyp Goldhaferwiese; Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen und Bodenkernstecher).

Chilopoda, Biototyp Goldhaferwiese (Tab. Anhang 60)	EB_ST21		EB_ST22		EB_ST23	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Geophilus alpinus</i>						1
<i>Geophilus electricus</i>				2	1	2
<i>Geophilus flavus</i>		1		1		3
<i>Geophilus ribauti</i>		3				5
<i>Lithobius crassipes</i>		1	1			
<i>Lithobius microps</i>					1	
<i>Lithobius mutabilis</i>	13				4	
<i>Lithobius nodulipes</i>		2				
<i>Lithobius</i>		4	2	1	4	
<i>Stenotaenia linearis</i>				3		
<i>Strigamia acuminata</i>	1					
Individuenzahl	14	11	3	7	10	11
Individuenzahl Artniveau	14	7	1	6	6	11
Artenzahl	2	4	1	3	3	4

Tab. Anhang 61: Rohdaten Chilopoda, Biototyp Halbtrockenrasen; Anzahl der Individuen/Untersuchungsfläche (Summe der Frühjahrs- und Herbstprobenahme, Bodenfallen und Bodenkernstecher).

Chilopoda, Biototyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 61)	EB_ST31		EB_ST32		EB_ST33	
	Falle	Stecher	Falle	Stecher	Falle	Stecher
<i>Geophilus</i>		1				
<i>Geophilus electricus</i>	3		1			
<i>Lithobius calcaratus</i>			2		1	
<i>Lithobius crassipes</i>			3			
<i>Lithobius forficatus</i>	2				3	
<i>Lithobius</i>				3		
<i>Stenotaenia linearis</i>	2	2		3		2
Individuenzahl	7	3	6	6	4	2
Individuenzahl Artniveau	7	2	6	3	4	2
Artenzahl	3	1	3	1	2	1

Tab. Anhang 62: Rohdaten Lumbricidae, Biototyp Borstgrasrasen; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biototyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 62)	EB_ST11				EB_ST12				EB_ST13			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	26	24	20,0	2,1	3	18	8,4	0,9	28	17	18,0	3,8
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	12	11	9,2	3,0	1	8	3,6	1,8	23	19	16,8	8,1
<i>Aporrectodea rosea</i>	8	18	10,4	2,9		1	0,4	0,1				
<i>Dendrobaena attemsi</i>	12	3	6,0	0,4	2	1	1,2	0,1				
<i>Dendrobaena octaedra</i>					2		0,8	0,1				
<i>Dendrobaena</i> sp.	3	1	1,6	0,05	4		1,6	0,1				
<i>Dendrodrilus rubidus</i>					1		0,4	0,1				

Lumbricidae, Biotoptyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 62)	EB_ST11				EB_ST12				EB_ST13			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Lumbricus castaneus</i>	4	2	2,4	0,3	3		1,2	0,2				
<i>Lumbricus rubellus</i>	3	1	1,6	0,9	2	3	2,0	1,0	8		3,2	2,0
<i>Lumbricus terrestris</i>									6	3	3,6	11,3
<i>Lumbricus</i> sp.	9	10	7,6	0,9	6	7	5,2	0,5	7	9	6,4	3,5
<i>Octolasion cyaneum</i>									1		0,4	0,8
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	4	4	3,2	0,9		1	0,4	0,7				
<i>Octolasion</i> sp.									1		0,4	0,2
Undetermined	14	9	9,2	1,0	2	3	2,0	0,2	8	2	4,0	0,8
Individuenzahl	95	83			26	42			82	50		
Individuenzahl Σ F+H	178				68				132			
Abundanz/Biomasse			71,2	12,4			27,2	5,8			52,8	30,5
Artenzahl	6	6	6		6	5	8		4	2	4	
Artenzahl Borstgrasrasen gesamt:			10		Individuenzahl Borstgrasrasen gesamt:						378	

Tab. Anhang 63: Rohdaten Lumbricidae, Biotoptyp Goldhaferwiese; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biotoptyp Goldhaferwiese (Tab. Anhang 63)	EB_ST21				EB_ST22				EB_ST23			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	31	47	31,2	3,6	88	72	64,0	6,1	33	81	45,6	5,7
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	23	37	24,0	10,1	16	44	24,0	9,3	10	34	17,6	7,3
<i>Aporrectodea rosea</i>	1	5	2,4	0,4	22	6	11,2	1,4	3	3	2,4	0,7
<i>Dendrobaena attemsi</i>		1	0,4	0,02	5		2,0	0,2	1		0,4	0,03
<i>Dendrobaena octaedra</i>		1	0,4	0,02		1	0,4	0,02				
<i>Dendrobaena</i> sp.	1	2	1,2	0,03	7		2,8	0,2				
<i>Lumbricus castaneus</i>	2	4	2,4	0,4	1		0,4	0,04	3	11	5,6	0,8
<i>Lumbricus rubellus</i>	12	2	5,6	3,3	9	32	16,4	5,3	13	4	6,8	3,5
<i>Lumbricus terrestris</i>	2	2	1,6	4,0	2		0,8	1,2	1		0,4	1,5
<i>Lumbricus</i> sp.	4	19	9,2	1,8	13	19	12,8	2,3	7	34	16,4	2,2
<i>Octolasion cyaneum</i>	3		1,2	1,7					4	1	2,0	3,0
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	21	15	14,4	7,7	20	29	19,6	8,6	3	15	7,2	3,2
<i>Octolasion</i> sp.	33	3	14,4	3,7	7	2	3,6	0,6	28	1	11,6	4,3
Undetermined	20	17	14,8	2,2	30	16	18,4	2,1	11	15	10,4	2,3
Individuenzahl	153	155			220	221			117	199		
Individuenzahl Σ F+H	308				441				316			
Abundanz/Biomasse			123,2	39,0			176,4	37,4			126,4	34,5
Artenzahl	8	8	9		7	5	8		8	6	8	
Artenzahl Goldhaferwiese gesamt:			9		Individuenzahl Goldhaferwiese gesamt:						1065	

Tab. Anhang 64: Rohdaten Lumbricidae, Biotoptyp Halbtrockenrasen; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen für Abundanz und Biomasse [g] pro Quadratmeter. AB = mittlere Abundanz [Ind./m²], BM = mittlere Biomasse (Frischgewicht) [g/m²].

Lumbricidae, Biotoptyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 64)	EB_ST31				EB_ST32				EB_ST33			
	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM	Frühjahr	Herbst	AB	BM
<i>Aporrectodea</i> sp. sensu lato	10	10	8,0	0,8	2	7	3,6	0,3	2	6	3,2	0,2
<i>Aporrectodea caliginosa</i>		2	0,8	0,2								
<i>Aporrectodea rosea</i>	3	29	12,8	1,2					2	22	9,6	0,8
<i>Dendrobaena</i> sp.		2	0,8	0,1								
<i>Lumbricus castaneus</i>	1		0,4	0,1								
<i>Lumbricus rubellus</i>	1		0,4	0,7	1		0,4	0,4				
<i>Lumbricus terrestris</i>		1	0,4	0,7								
<i>Lumbricus</i> sp.		3	1,2	0,1	2	13	6,0	1,3		1	0,4	0,03
<i>Octolasion cyaneum</i>		5	2,0	2,6								
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	11		4,4	4,1	9	29	15,2	17,3	2	16	7,2	7,7
<i>Octolasion</i> sp.	5	1	2,4	0,7	17	7	9,6	4,5	7	3	4,0	1,1
Undetermined	2	2	1,6	0,5	3	2	2,0	0,8		4	1,6	0,1
Individuenzahl	33	55			34	58			13	52		
Individuenzahl Σ F+H	88				92				65			
Abundanz/Biomasse			35,2	11,8			36,8	24,6			26,0	9,9
Artenzahl	4	5	7		3	3	3		2	3	3	
Artenzahl Kalkmagerrasen gesamt:			8		Individuenzahl Kalkmagerrasen gesamt:						245	

Tab. Anhang 65: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Borstgrasrasen; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 65)	EB_ST11			EB_ST12			EB_ST13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta affinis</i>	139	15	3126	79	13	1868	196	309	10252
<i>Achaeta bibulba</i>							32	9	832
<i>Achaeta camerani</i>				55	347	8161			
<i>Achaeta danica</i>					72	1462	3	22	508
<i>Achaeta parva</i>		15	305	2	12	284		5	102
<i>Achaeta</i> sp.							1		20
<i>Buchholzia appendiculata</i>	12	1	264						
<i>Cognettia chlorophila</i>	261	193	9216	878	314	24198	981	639	32887
<i>Cognettia cognettii</i>					6	122			
<i>Cognettia varisetosa</i>								30	609
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	10	11	426	6		122		39	792
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	80		1624						
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	293	307	12180	135	41	3573	186	50	4791
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	29	4	670	79		1604		13	264
<i>Enchytronia baloghi</i>	1	1	41						
<i>Enchytronia parva</i>	51	236	5826	713	164	17803	236	186	8567
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)	2	64	1340	23	50	1482	29	16	914
<i>Fridericia benti</i>		1	20						

Enchytraeidae, Biotoptyp Borstgrasrasen (Tab. Anhang 65)	EB_ST11			EB_ST12			EB_ST13		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Fridericia bisetosa</i>	18	6	487						
<i>Fridericia bulboides</i>	47	10	1157		3	61			
<i>Fridericia connata</i>	20	4	487	1		20			
<i>Fridericia cylindrica</i>							82	60	2883
<i>Fridericia dura</i>	17	1	365	41	1	853			
<i>Fridericia ratzeli</i> s.s.	11	4	305						
<i>Henlea perpusilla</i>	7	4	223						
<i>Marionina clavata</i>	1		20		1	20			
<i>Mesenchytraeus pelicensis</i>				2		41			
<i>Oconnorella cambrensis</i>	22	40	1259	477	66	11023	41	12	1076
<i>Oconnorella tubifera</i>	459	399	17418	380	63	8993	151	163	6374
<i>Stercutus niveus</i>		6	122						
Individuenzahl	1480	1322	56882	2871	1153	81689	1938	1553	70869
Individuenzahl Σ F+H	2802			4024			3491		
Artenzahl	19	20	22	14	14	18	10	14	14
Artenzahl Borstgrasrasen gesamt:			0	Individuenzahl Borstgrasrasen gesamt:					10317

Tab. Anhang 66: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Goldhaferwiese; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp Goldhaferwiese (Tab. Anhang 66)	EB_ST21			EB_ST22			EB_ST23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta affinis</i>							7		142
<i>Achaeta bibulba</i>							1	2	61
<i>Achaeta bohémica</i>							4		81
<i>Achaeta camerani</i>							65	312	7653
<i>Achaeta danica</i>								41	832
<i>Achaeta parva</i>		7	142						
<i>Achaeta</i> sp. (BUUS)		4	81	34	32	1340	18	36	1096
<i>Achaeta</i> sp. (DZWI)	8		162						
<i>Achaeta</i> sp. (HEAL)	13	1	284						
<i>Achaeta unibulba</i>		2	41	9	6	305	2		41
<i>Buchholzia appendiculata</i>	108	36	2923	42	23	1320	264	64	6659
<i>Cernosvitoviella</i> sp.	12	5	345	1		20			
<i>Cognettia chalupskyi</i>					7	142			
<i>Cognettia chlorophila</i>	23	13	731	41	5	934	115	12	2578
<i>Cognettia varisetosa</i>				25	4	589	14		284
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	404	157	11389	140	458	12140	308	300	12343
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	14		284		2	41		5	102
<i>Enchytraeus lacteus</i>	2	4	122	1	2	61			
<i>Enchytraeus norvegicus</i>							13	21	690
<i>Enchytraeus</i> sp. (FGRA)		16	325	31	16	954		39	792
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	80	35	2335	32	16	974	102		2071

Enchytraeidae, Biotoptyp Goldhaferwiese (Tab. Anhang 66)	EB_ST21			EB_ST22			EB_ST23		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Enchytronia baloghi</i>	12	23	711	2	8	203		10	203
<i>Enchytronia parva</i>	92	72	3329	80	107	3796	184	121	6192
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)	54	22	1543	3		61			
<i>Enchytronia</i> sp. (OMNI)	1	9	203	10	20	609			
<i>Enchytronia</i> sp. (TENU)	7	27	690	18	20	771	9	20	589
<i>Fridericia benti</i>		10	203	6		122	69	18	1766
<i>Fridericia bisetosa</i>	51	17	1380	6	7	264	14	6	406
<i>Fridericia bulboides</i>							30	19	995
<i>Fridericia connata</i>	65	56	2456	8	16	487	35	12	954
<i>Fridericia cylindrica</i>		1	20	2	2	81	7	3	203
<i>Fridericia deformis</i>				5	4	183			
<i>Fridericia dura</i>	25	14	792	9	2	223	14	2	325
<i>Fridericia galba</i>	118	13	2659	21	26	954	1		20
<i>Fridericia isseli</i>	12	3	305						
<i>Fridericia paroniana</i>	6		122					14	284
<i>Fridericia ratzeli</i> s.s.	14	2	325		7	142	1		20
<i>Fridericia schmelzi</i>	11	1	244		11	223	4		81
<i>Fridericia striata</i>	15	1	325						
<i>Fridericia ulrikae</i>	45	81	2558	132	154	5806	3		61
<i>Hemifridericia parva</i>	11	7	365	12	4	325			
<i>Henlea perpusilla</i>				3	3	122			
<i>Marionina clavata</i>				3		61			
<i>Marionina diminuta</i>	41	10	1035	49	18	1360		2	41
<i>Marionina mendax</i>	5	14	386	123	139	5319			
<i>Marionina sambugarae</i>				4		81			
<i>Mesenchytraeus armatus</i>				2		41			
<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>	11	1	244				3		61
<i>Oconnorella cambrensis</i>							1		20
<i>Oconnorella tubifera</i>	51	18	1401	106	65	3471	128	32	3248
<i>Stercutus niveus</i>		5	102		1	20		2	41
Individuenzahl	1311	687	40560	960	1185	43544	1416	1093	50934
Individuenzahl Σ F+H	1998			2145			2509		
Artenzahl	29	33	36	31	30	36	27	23	34
Artenzahl Goldhaferwiese gesamt:			0	Individuenzahl Goldhaferwiese gesamt:			6652		

Tab. Anhang 67: Rohdaten Enchytraeidae, Biotoptyp Halbtrockenrasen; Anzahl der Individuen der Frühjahrs- und der Herbstprobenahme sowie der Mittelwert beider Probenahmen pro Quadratmeter.

Enchytraeidae, Biotoptyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 67)	EB_ST31			EB_ST32			EB_ST33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Achaeta bibulba</i>	2		41						
<i>Achaeta eiseni</i>	3	3	122	28	45	1482	10	6	325
<i>Achaeta</i> sp. (MINI)				4		81			

Enchytraeidae, Biotoptyp Halbtrockenrasen (Tab. Anhang 67)	EB_ST31			EB_ST32			EB_ST33		
	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²	Frühjahr	Herbst	MW/m ²
<i>Bryodrilus librus</i>	18	30	974				53	51	2111
<i>Buchholzia appendiculata</i>	405	115	10556	33	6	792	169	190	7288
<i>Buchholzia fallax</i>					1	20			
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	17	44	1238	4	4	162	5	1	122
<i>Enchytraeus bulbosus</i>	64	8	1462	50	39	1807	56	11	1360
<i>Enchytraeus</i> sp. (FGRA)		1	20					5	102
<i>Enchytraeus</i> sp. (GRAN)	6	2	162		13	264			
<i>Enchytronia parva</i>	8	1	183						
<i>Enchytronia</i> sp. (MINO)	5		102	31	3	690			
<i>Fridericia bisetosa</i>	41	16	1157		3	61	25	53	1583
<i>Fridericia bulboides</i>							4		81
<i>Fridericia christeri</i>	6	9	305	19	15	690	57	99	3167
<i>Fridericia connata</i>	30	36	1340						
<i>Fridericia dura</i>	7		142						
<i>Fridericia lenta</i>	88	76	3329	37	65	2071	192		3898
<i>Fridericia maculatiformis</i>		3	61	118	81	4040	30	98	2598
<i>Fridericia nix</i>	1	1	41						
<i>Fridericia paroniana</i>	35	6	832	66	12	1583	36		731
<i>Fridericia semisetosa</i>	6		122						
<i>Fridericia</i> sp. (ALAT)	103	124	4608	26	30	1137	80	220	6090
<i>Fridericia sylvatica</i>	84	40	2517	19	23	853	85	1	1746
<i>Henlea perpusilla</i>	51	7	1177					12	244
<i>Henlea ventriculosa</i>	68	35	2091						
<i>Marionina communis</i>	19	22	832	20		406	52	1	1076
Individuenzahl	1067	579	33414	455	340	16139	854	748	32521
Individuenzahl Σ F+H	1646			795			1602		
Artenzahl	22	20	24	13	14	16	14	13	16
Artenzahl Kalkmagerrasen gesamt:			0	Individuenzahl Kalkmagerrasen gesamt:					4043

Short Instructions to authors



The scientific journal PECKIANA publishes congress contributions and outstanding theses in predominantly English. Guest editors are invited for editing congress contributions.

The author(s) transfer their copyrights of the manuscript to the publisher to allow, e. g., open access. A copyright transfer declaration is mailed to the authors with the confirmation of receipt of the manuscript. If such a declaration is not received, the authors should contact the publisher. The author(s) must arrange any further authorisation necessary for reproduction of figures etc. prior to submission of the manuscript. The cover letter must explicitly confirm that all named authors have agreed to publication of the work, and that the manuscript does not infringe any other person's copyright or property rights.

The print space of the journal is 165 x 231 mm or 81 mm width for one column. The basic font is Times New Roman.

- **Figures and photographs:** are to be submitted in high-resolution digital form (with a minimum resolution of 300 dpi). The preferred file formats are PSD (Photoshop) and TIFF. Please do not reduce the layers to one layer. Costs incurred by printing colour photographs or figures must be borne by the author(s).
- **Diagrams and line illustrations:** Should be supplied as high-resolution digital files. The print space of the journal, should be kept in mind in the preparation of tables and graphs. If you scan line drawings, select a resolution of 1200 dpi for the final figure size. Text in illustrations should be as short as possible in sans-serif type (Arial) and regular style.
- **Heading:** English title, short title, full name of the author(s), institution(s) (affiliation) and full address(es). In case of several authors, a corresponding author should be indicated.
- **Abstract:** Including a list of up to five keywords that do not appear in the title.
- **Text:** Sectioned (where applicable) into: 1. Introduction, 2. Materials and methods, 3. Results, 4. Discussion, 5. Acknowledgements (if desired), 6. References. Names of genera and species are set in italics. For the first mention of species names within the text, the name should be followed by the describing author(s). Taxonomic descriptions must accord with the applicable International Code of Zoological Nomenclature (ICZN) and the International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants. References within the text should be given as in the following examples: 'BROWN & WHITE (2005) have shown...', or, 'Some authors (BROWN & WHITE 2005, BLACK 2006) consider that...'. For two collaborating authors, the names are to be connected with an ampersand (&), more than two authors are to be cited with the first author's name followed by et al. No comma should be used to separate the year of publication from author names. Citations within brackets should be arranged chronologically, for example: (BROWN & WHITE 2005, WHITE 2006, BLACK et al. 2007).
- **Reference list citations:** References are to be listed alphabetically by author(s), and within these in chronological sequence. The journal style requires citations to be formatted as in the following examples: Surname(s) and initial(s); year of publication in parentheses followed by a colon; full title in the original language (or in official transliteration) followed by a full stop, space, en-dash, space, full journal title (not in abbreviated form), volume number in bold type followed by a colon, page numbers of the cited article followed by a full stop. **For journal articles:** VOIGTLÄNDER, K. & C. DÜKER (2001): Distribution and species grouping of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) in dry biotopes in Saxony-Anhalt/Eastern Germany. – *European Journal of Soil Biology* **37**: 123–126. **For book chapters:** KUWAHARA, Y. (2004): Chemical ecology of astigmatid mites. – In: CARDÉ, R. T. & J. G. MILLAR (eds): *Advances in Insect Chemical Ecology*. – Cambridge University Press, Cambridge: 76–109. **For books/monographs:** BRAUN, U. (1995): *A monograph of Cercospora, Ramularia, and allied genera (phytopathogenic Hyphomycetes)*, Vol. 1. – IHW-Verlag, Eching: 333 pp. **For internet references:** KISS, L. & O. SZENTIVÁNYI (2000): Infection of bean with cucumber powdery mildew, *Podosphaera fusca*. – *New Disease Reports Volume 2* [<http://www.bspp.org.uk/ndr/>].

All submitted manuscripts are subject to review by two specialist referees. Mainly based on their reports the editors decide whether a manuscript will be accepted for publication. When the review procedure is completed, the review documents and the editors' statement of (non-)acceptance will be sent to the corresponding author. If a manuscript requires major revision, final acceptance may only be decided after a revised version of the manuscript has been received and checked by the editors and/or the referees.

Authors of accepted manuscripts will receive a proof copy of their paper as a PDF. Proof corrections should be communicated as soon as possible, normally per e-mail, along with the release to print.

Authors will be supplied a PDF copy (300 dpi) for free use. The PDFs will also be freely accessible at www.senckenberg.de/peckiana. Hardcopy reprints are available for purchase.

Submission of manuscripts should preferably be sent by email to peckiana@senckenberg.de [up to 15 MB per message].

Alternatively, correspondence and media can be sent by normal mail:

Prof. Dr. Willi Xylander, Editor-in-Chief of PECKIANA
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
PF 30 01 54, 02806 Görlitz, Germany

14 · Oktober 2021

Die Edaphobase-Länderstudien

Synökologische Untersuchungen von Bodenorganismen in einem Biotop- und Standortgradienten in Deutschland 2014–2018

Andreas Toschki, Ulrich Burkhardt, Henning Haase, Hubert Höfer, Stephan Jänsch, Johanna Oellers, Jörg Römbke, Martina Roß-Nickoll, Jörg-Alfred Salamon, Rüdiger M. Schmelz, Björn Scholz-Starke & David Russell

Abstract.....	1
2 Einleitung	2
3 Konzeption und Ziele der Länderstudien.....	3
4 Material und Methoden.....	12
5 Die Länderstudie im Nationalpark Eifel: „Bodenökologische Untersuchung von Fichtenforsten, Buchen- und Eichenwaldbeständen“	21
6 Die Länderstudie in Sachsen: „Bodenökologische Untersuchung von Kiefern- und Buchenwäldern sowie Sandäckern“	90
7 Die Länderstudie im Freistaat Bayern: „Bodenökologische Untersuchung von Acker- und Graslandstandorten“	159
8 Die Länderstudie in Sachsen-Anhalt: „Bodenökologische Untersuchung verschiedener extensiver FFH-Grünlandtypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, basenreiche Halbtrockenrasen)“	216
9 Abschlussdiskussion	284
10 Zusammenfassung	288
11 Danksagung	288
12 Literatur	289
13 Anhang.....	303

