

TEXTE

33/2012

Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umset- zung und Weiterent- wicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3708 72 201
UBA-FB 001606

Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie

von

Jörg Römbke (Gesamtkoordination), Stephan Jänsch
ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim am Main

Martina Roß-Nickoll
Rheinisch-Westfälische Technische Universität Aachen (RWTH),
Institut für Umweltforschung, Aachen

Andreas Toschki
gaia Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung,
Aachen

Hubert Höfer, Franz Horak
Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe (SMNK), Karlsruhe

David Russell, Ulrich Burkhardt
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz (SMNG), Görlitz

Heike Schmitt
Universität Utrecht (IRAS), Utrecht

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4312.html>
verfügbar. Hier finden Sie auch einen Anlagenband.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	ECT Oekotoxikologie GmbH Böttgerstr. 2-14 65439 Flörsheim am Main
Abschlussdatum:	Januar 2012
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet II 2.7 Bodenzustand, Bodenmonitoring Dr. Frank Glante

Dessau-Roßlau, Juli 2012

Berichts – Kennblatt

Berichtsnummer 1. UBA-FB 001606	2.	3.
4. Titel des Berichts Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Römbke, Jörg, Jänsch, Stephan, Roß-Nickoll, Martina, Toschki, Andreas, Höfer, Hubert, Horak, Franz, Russell, David, Burkhardt, Ulrich & Schmitt, Heike	8. Abschlussdatum 31.1.2012	
	9. Veröffentlichungsdatum	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) ECT Oekotoxikologie GmbH; Böttgerstr. 2-14; 65439 Flörsheim am Main (Koordination)	10. UFOPLAN 3708 72 201	
	11. Seitenzahl: 395 + Anhang (CD)	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 1406, 06813 Dessau-Roßlau	12. Literaturangaben: 590	
	13. Tabellen / Diagramme: 53	
	14. Abbildungen: 132	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung: Aufgabe des Vorhabens war es, die Voraussetzungen für den Schutz der in § 2 des BBodSchG (1998) beschriebenen Funktion des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen in zweierlei Hinsicht zu verbessern: Zum einen waren für die Beurteilung der Bodenqualität geeignete biologische Indikatoren (d. h. Organismengruppen) zu identifizieren. Zum anderen sollten anhand entsprechender Parameter für ausgewählte Biotop-typen Zielvorgaben ermittelt werden, anhand derer geprüft werden kann, ob ein Boden die Lebensraumfunktion erfüllt. Letztlich soll damit die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt umgesetzt werden, z. B. durch eine Ausweitung des bodenbiologischen Monitoring auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF). Dazu wurden zuerst die bisher vorgeschlagenen Methoden und Konzepte (inklusive der gesetzlichen Rahmenbedingungen) zur Nutzung der Bodenbiodiversität für die Bodenqualitätsbeurteilung zusammengestellt. Parallel dazu wurde eine Datenbank aufgebaut, in der die aus einzelnen Bundesländern (BDF) als auch aus der Literatur (speziell den Partnern) stammenden bodenbiologischen Daten zu Collembolen, Oribatiden, Lumbriciden und Enchytraeen zusammengetragen und kritisch beurteilt wurden. Die biogeographische Verbreitung ausgewählter Arten der vier Invertebratengruppen sowie ihr Vorkommen in Abhängigkeit von den wichtigsten Standortfaktoren (Landnutzung, pH, Textur, organischer Gehalt) wurden in Karten und Tabellen dargestellt (Informationen zu weiteren Arten sind dem Anhang zu entnehmen). Basierend auf der statistischen (= multi-variater) Auswertung der Abhängigkeit des Vorkommens dieser Arten von Standort- und Bodeneigenschaften wurden Vorschläge für Referenzwerte, differenziert nach Biotoptyp bzw. Landnutzung, erarbeitet. Für Mikroorganismen war eine analoge Auswertung nicht möglich, so dass hier der Fokus auf der kritischen Diskussion vorhandener Methoden zur Erfassung ihrer Diversität lag. Abschließend wurde eine Defizitanalyse zum Stand der Bodenbiodiversitätserfassung in Deutschland durchgeführt sowie konkrete Vorschläge zur Weiterentwicklung des bodenbiologischen Monitorings, speziell auf BDF, gemacht. Dabei wurden auch die ökosystemaren Leistungen der Bodenorganismen berücksichtigt.		
17. Schlagwörter Biodiversität, Bodenorganismen, Beurteilungskonzept, Bodendauerbeobachtungsflächen, Bio-Info-Datenbank, Oribatida, Collembola, Lumbricidae, Enchytraeidae, Mikroorganismen		
18. Preis	19.	20.

UBA-F+E-Berichtsmerkblatt

(6.80)

Report - Data Sheet

1. Report No.: UBA-FB 001606	2.	3.
4. Report Title Determination and analysis of the soil quality in the context of the implementation and further development of the National Strategy on Biodiversity		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Römbke, Jörg, Jänsch, Stephan, Roß-Nickoll, Martina, Toschki, Andreas, Höfer, Hubert, Horak, Franz, Russell, David, Burkhardt, Ulrich & Schmitt, Heike		8. Report Date 31.01.2012
		9. Publication Date
6. Performing Organization (Name, Address) ECT Oekotoxikologie GmbH; Böttgerstr. 2-14; 65439 Flörsheim am Main (Coordination)		10. UFOPLAN 3708 72 201
		11. No. of Pages: 395 + Annex (CD)
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 1406, 06813 Dessau-Roßlau		12. No. of References: 590
		13. Tables / Diagrams: 53
		14. Figures: 32
15. Supplementary Notes		
16. Abstract The aim of this project was the improvement of the preconditions for the protection of the habitat function of soil as described in § 2 of the German Federal Soil Protection Act (1998), in particular in two ways: first, suitable biological indicators (i.e. organism groups) for the assessment of soil quality had to be identified. Second, reference values useful for selected biotope types had to be established in order to decide whether a soil did fulfil the habitat function or not. Finally this work was intended to improve the German “National Strategy for Biological Diversity”, e. g. by broadening soil biological monitoring at existing permanent soil monitoring sites (BDF). In order to reach this aim, existing methods and concepts (including the legal background) for the usage of soil biodiversity for soil quality assessment were compiled. In parallel, a database was set up, in which soil biological data coming from BDF of several German states as well as from literature (especially from the partner institutions) on Collembola, Oribatida, Lumbricidae and Enchytraeidae was compiled and critically discussed. The biogeographical distribution of selected species from the four invertebrate groups and their distribution in relation to the most important site factors (land use, pH, texture, organic matter) were presented in maps and tables (similar information for additional species was put into an Annex). Based on the statistical (= multivariate) evaluation of the relationship between the distribution of these species and site and soil properties, proposals for reference values were made (differentiated according to biotope types and land use). Since it was not possible to perform a similar evaluation for microorganisms, the work with this group focused on a critical discussion of available methods used for the recording of their diversity. Finally, a deficit analysis concerning the state-of-the-art of soil biodiversity assessment in Germany was performed. A detailed proposal how to improve soil biological monitoring was made, focusing in particular on BDF. In this context, the ecosystem services provided by soil organisms were also considered.		
17. Key Words: Biodiversity, Soil organisms, Assessment concept, Permanent soil monitoring sites, Bo-Info-Data-Base, Oribatida, Collembola, Lumbricidae, Enchytraeidae, Microorganisms		
18. Charge	19.	20.

UBA- F+ E-Berichtsmerkblatt (6.80)

Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie

FKZ 3708 72 201

Endbericht

Januar 2012

Auftraggeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau

Auftragnehmer:

Arbeitsgemeinschaft bestehend aus:

ECT Oekotoxikologie GmbH,
Jörg Römbke (Gesamtkoordination), Stephan Jänsch

Rheinisch-Westfälische Technische Universität Aachen (RWTH),
Institut für Umweltforschung
Martina Roß-Nickoll

gaiaac Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und –bewertung
Andreas Toschki

Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe (SMNK)
Hubert Höfer, Franz Horak

Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz (SMNG)
David Russell, Ulrich Burkhardt

Universität Utrecht (IRAS)
Heike Schmitt

Berichts – Kennblatt

Berichtsnummer 1. UBA-FB 001606	2.	3.
4. Titel des Berichts Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Römbke, Jörg, Jänsch, Stephan, Roß-Nickoll, Martina, Toschki, Andreas, Höfer, Hubert, Horak, Franz, Russell, David, Burkhardt, Ulrich & Schmitt, Heike	8. Abschlussdatum 31.1.2012	
	9. Veröffentlichungsdatum	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) ECT Oekotoxikologie GmbH; Böttgerstr. 2-14; 65439 Flörsheim am Main (Koordination)	10. UFOPLAN 3708 72 201	
	11. Seitenzahl: 395 + Anhang (CD)	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 1406, 06813 Dessau-Roßlau	12. Literaturangaben: 590	
	13. Tabellen / Diagramme: 53	
	14. Abbildungen: 132	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung: Aufgabe des Vorhabens war es, die Voraussetzungen für den Schutz der in § 2 des BBodSchG (1998) beschriebenen Funktion des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen in zweierlei Hinsicht zu verbessern: Zum einen waren für die Beurteilung der Bodenqualität geeignete biologische Indikatoren (d. h. Organismengruppen) zu identifizieren. Zum anderen sollten anhand entsprechender Parameter für ausgewählte Biotop-typen Zielvorgaben ermittelt werden, anhand derer geprüft werden kann, ob ein Boden die Lebensraumfunktion erfüllt. Letztlich soll damit die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt umgesetzt werden, z. B. durch eine Ausweitung des bodenbiologischen Monitoring auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF). Dazu wurden zuerst die bisher vorgeschlagenen Methoden und Konzepte (inklusive der gesetzlichen Rahmenbedingungen) zur Nutzung der Bodenbiodiversität für die Bodenqualitätsbeurteilung zusammengestellt. Parallel dazu wurde eine Datenbank aufgebaut, in der die aus einzelnen Bundesländern (BDF) als auch aus der Literatur (speziell den Partnern) stammenden bodenbiologischen Daten zu Collembolen, Oribatiden, Lumbriciden und Enchytraeen zusammengetragen und kritisch beurteilt wurden. Die biogeographische Verbreitung ausgewählter Arten der vier Invertebratengruppen sowie ihr Vorkommen in Abhängigkeit von den wichtigsten Standortfaktoren (Landnutzung, pH, Textur, organischer Gehalt) wurden in Karten und Tabellen dargestellt (Informationen zu weiteren Arten sind dem Anhang zu entnehmen). Basierend auf der statistischen (= multi-variater) Auswertung der Abhängigkeit des Vorkommens dieser Arten von Standort- und Bodeneigenschaften wurden Vorschläge für Referenzwerte, differenziert nach Biotoptyp bzw. Landnutzung, erarbeitet. Für Mikroorganismen war eine analoge Auswertung nicht möglich, so dass hier der Fokus auf der kritischen Diskussion vorhandener Methoden zur Erfassung ihrer Diversität lag. Abschließend wurde eine Defizitanalyse zum Stand der Bodenbiodiversitätserfassung in Deutschland durchgeführt sowie konkrete Vorschläge zur Weiterentwicklung des bodenbiologischen Monitorings, speziell auf BDF, gemacht. Dabei wurden auch die ökosystemaren Leistungen der Bodenorganismen berücksichtigt.		
17. Schlagwörter Biodiversität, Bodenorganismen, Beurteilungskonzept, Bodendauerbeobachtungsflächen, Bio-Info-Datenbank, Oribatida, Collembola, Lumbricidae, Enchytraeidae, Mikroorganismen		
18. Preis	19.	20.

UBA-F+E-Berichtsmerkblatt

(6.80)

Report - Data Sheet

1. Report No.: UBA-FB 001606	2.	3.
4. Report Title Determination and analysis of the soil quality in the context of the implementation and further development of the National Strategy on Biodiversity		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Römbke, Jörg, Jänsch, Stephan, Roß-Nickoll, Martina, Toschki, Andreas, Höfer, Hubert, Horak, Franz, Russell, David, Burkhardt, Ulrich & Schmitt, Heike		8. Report Date 31.01.2012 9. Publication Date
6. Performing Organization (Name, Address) ECT Oekotoxikologie GmbH; Böttgerstr. 2-14; 65439 Flörsheim am Main (Coordination)		10. UFOPLAN 3708 72 201 11. No. of Pages: 395 + Annex (CD)
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 1406, 06813 Dessau-Roßlau		12. No. of References: 590 13. Tables / Diagrams: 53 14. Figures: 32
15. Supplementary Notes		
16. Abstract The aim of this project was the improvement of the preconditions for the protection of the habitat function of soil as described in § 2 of the German Federal Soil Protection Act (1998), in particular in two ways: first, suitable biological indicators (i.e. organism groups) for the assessment of soil quality had to be identified. Second, reference values useful for selected biotope types had to be established in order to decide whether a soil did fulfil the habitat function or not. Finally this work was intended to improve the German "National Strategy for Biological Diversity", e. g. by broadening soil biological monitoring at existing permanent soil monitoring sites (BDF). In order to reach this aim, existing methods and concepts (including the legal background) for the usage of soil biodiversity for soil quality assessment were compiled. In parallel, a database was set up, in which soil biological data coming from BDF of several German states as well as from literature (especially from the partner institutions) on Collembola, Oribatida, Lumbricidae and Enchytraeidae was compiled and critically discussed. The biogeographical distribution of selected species from the four invertebrate groups and their distribution in relation to the most important site factors (land use, pH, texture, organic matter) were presented in maps and tables (similar information for additional species was put into an Annex). Based on the statistical (= multivariate) evaluation of the relationship between the distribution of these species and site and soil properties, proposals for reference values were made (differentiated according to biotope types and land use). Since it was not possible to perform a similar evaluation for microorganisms, the work with this group focused on a critical discussion of available methods used for the recording of their diversity. Finally, a deficit analysis concerning the state-of-the-art of soil biodiversity assessment in Germany was performed. A detailed proposal how to improve soil biological monitoring was made, focusing in particular on BDF. In this context, the ecosystem services provided by soil organisms were also considered.		
17. Key Words: Biodiversity, Soil organisms, Assessment concept, Permanent soil monitoring sites, Bo-Info-Data-Base, Oribatida, Collembola, Lumbricidae, Enchytraeidae, Microorganisms		
18. Charge	19.	20.

UBA- F+ E-Berichtsmerkblatt (6.80)

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	33
1.1	Einführung in die Thematik	33
1.2	Das Bodendauerbeobachtungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland	35
1.3	Anwendung eines bodenbiologischen Bewertungskonzepts aus der Sicht potentieller Anwender	38
1.4	Ziele des F+E-Vorhabens.....	40
2	Hintergrundinformationen zur Boden-Biodiversität.....	42
2.1	Rechtliche Empfehlungen zum Schutz der Bodenorganismen	42
2.1.1	Deutschland.....	42
2.1.2	Andere Staaten der Europäischen Union	46
2.1.3	Europäische Union.....	48
2.1.4	Regelungen bzw. Aktivitäten außerhalb der EU.....	55
2.2	Grundlagen einer Klassifikation und Bewertung.....	57
2.2.1	Zum Begriff der „Guten Bodenqualität“	57
2.2.2	Ableitung von Referenzwerten	58
2.2.3	Das Schutzziel: Boden als ein Lebensraum für Bodenorganismen	61
2.3	Bodenbiologische Beurteilungsansätze und Konzepte	62
2.3.1	Einführung	62
2.3.2	Beurteilung mittels einzelner Organismengruppen bzw. -gemeinschaften	64
2.3.3	BISQ-Konzept (Holland).....	71
2.3.4	Weitere Aspekte des bodenbiologischen Monitoring.....	75
2.4	Vorschläge zum bodenbiologischen Monitoring: Praktische Umsetzung	76
2.4.1	ISO-Richtlinien	76
2.4.2	Vorschläge aus der Literatur.....	78
2.4.3	Aktuelle Aktivitäten.....	81
3	Aufbau und Inhalt der Bo-Info Datenbank	86
3.1	Einführung	86
3.2	Methodik	87
3.2.1	<i>Schritt 1:</i> Erstellung von Vorlagen und Datenfeldern.....	87
3.2.2	<i>Schritt 2:</i> Erstellung einer relationalen Datenbank mit indizierten Listen.....	89
3.2.3	<i>Schritt 3:</i> Datenbankfütterung.....	93
3.3	Verteilung der Standorte und der faunistischen Datensätze: Datendarstellung nach Quellen	94

3.4	Der Biotop-Typen Ansatz (relevante Typen und die Verteilung der Tierdaten)	96
3.5	Verteilung auf Biotoptypen.....	100
3.5.1	Äcker und Ackerbrachen (Biotop-Typen-Code 33.)	105
3.5.2	Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (Code 34.).....	105
3.5.3	Laub(Misch)Wälder und -Forste (Laubbaumanteil > 50 %) (43.).....	107
3.5.4	Nadelwald (44.).....	108
3.6	Verteilung auf Bodentypen	108
3.7	Verteilung der Organismengruppen auf die Biotoptypen	110
3.8	Räumliche Verteilung der Standorte.....	117
3.9	Methodik der Auswertung der Organismengruppen.....	121
3.9.1	Darstellung der jeweiligen Datengrundlage.....	121
3.9.2	Relative Häufigkeiten einzelner Arten bezüglich Standorten und relevanter Parameter.....	123
3.9.3	Vergleichende Darstellung der autökologischen Ansprüche für die näher betrachteten Arten	124
3.9.4	Auswertung auf Gemeinschaftsebene - Multivariate statistische Auswertung.....	126
4	Kurzvorstellung der wichtigsten Bodenorganismengruppen.....	128
4.1	Einführung	128
4.2	Ausgewählte Organismengruppen	130
4.2.1	Collembola (Springschwänze).....	130
4.2.2	Oribatida (Hornmilben)	132
4.2.3	Lumbricidae (Regenwürmer) (mit Beiträgen von Anneke Beylich, Hamburg)	134
4.2.4	Enchytraeidae (Kleinringelwürmer) (mit Beiträgen von Anneke Beylich, Hamburg)	136
4.3	Nicht näher bearbeitete Organismengruppen.....	138
4.3.1	Nematoda (Fadenwürmer) (mit Beiträgen von Sebastian Hoess, München und Liliane Ruess, Berlin).....	138
4.3.2	Gamasina (Raubmilben)	139
4.3.3	Diplopoda (Hundertfüßer) (unter Mitarbeit von Karin Voigtländer, Görlitz)	141
4.3.4	Chilopoda (Hundertfüßer) (unter Mitarbeit von Karin Voigtländer, Görlitz)	142
4.3.5	Isopoda (Asseln)	144
5	Vorstellung einzelner Organismengruppen: Collembola.....	146
5.1	Datenbasis	146
5.2	Vorstellung der Einzelartebene (Beispiele)	149
5.3	Vorstellung der autökologischen Ansprüche auf Gruppenebene.....	160
5.4	Vorstellung der Gemeinschaftsebene (Multivariate Auswertung)	163

5.5	Referenzwerte	171
5.6	Fazit.....	175
6	Vorstellung einzelner Organismengruppen: Oribatida	176
6.1	Datenbasis und Auswertung.....	176
6.2	Vorstellung der Einzelartebene (Beispiele)	181
6.3	Vorstellung der autökologischen Ansprüche auf Gruppenebene.....	188
6.3.1	Vorkommen von Oribatidenarten in Abhängigkeit von der Landnutzung	188
6.3.2	Vorkommen von Oribatidenarten in Abhängigkeit vom pH – Wert im Boden.....	190
6.3.3	Vorkommen von Oribatidenarten in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis im Boden	191
6.3.4	Vorkommen von Oribatidenarten in Abhängigkeit von der Textur des Bodens ...	192
6.4	Vorstellung der Gemeinschaftsebene (Multivariate Auswertung).....	193
6.5	Diskussion	200
6.6	Referenzwerte, Zeiger- und Differentialarten	201
6.7	Fazit.....	203
7	Vorstellung einzelner Organismengruppen: Lumbricidae.....	204
7.1	Einführung	204
7.2	Datenbasis	205
7.3	Vorstellung der Einzelartebene (Beispiele)	207
7.3.1	Überblick.....	207
7.3.2	Lumbricus terrestris (anözisch).....	212
7.3.3	Aporrectodea caliginosa (endogäisch).....	216
7.3.4	Dendrobaena octaedra.....	221
7.4	Vorstellung der autökologischen Ansprüche auf Gruppenebene.....	224
7.4.1	Vorkommen in Abhängigkeit von der Landnutzung	225
7.4.2	Vorkommen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens.....	226
7.4.3	Vorkommen in Abhängigkeit vom organischen Gehalt des Bodens	227
7.4.4	Vorkommen in Abhängigkeit von der Textur des Bodens	228
7.4.5	Vorkommen der drei ökologischen Gruppen in Abhängigkeit von Standortfaktoren	228
7.5	Vorstellung der Gemeinschaftsebene (Multivariate Auswertung).....	234
7.5.1	Einführung	234
7.5.2	Vergleich der Hauptnutzungsformen.....	235
7.5.3	Zweite Ebene des Biotoptyps 33 (Äcker)	237
7.5.4	Zweite Ebene des Biotoptyps 34 (Grünland).....	239
7.5.5	Zweite Ebene des Biotoptyps 43 (Laubwald).....	241

7.5.6	Zweite Ebene des Biotoptyps 44 (Nadelwald).....	242
7.5.7	Ausblick: weitere Biotoptypen der 1. Ebene	244
7.6	Referenzwerte	246
7.7	Regenwürmer zur Beurteilung der Bodenqualität: Angaben aus der Literatur.....	252
7.7.1	Vergleich mit dem RIVM-Konzept	253
7.7.2	Vergleich mit dem Konzept der Zersetzergemeinschaften.....	256
7.7.3	Fallbeispiel: Vergleich zwischen belasteten und unbelasteten Standorten.....	259
7.8	Fazit.....	262
8	Vorstellung einzelner Organismengruppen: Enchytraeidae	263
8.1	Einführung	263
8.2	Datenbasis	265
8.3	Vorstellung der Einzelartebene (Beispiele)	268
8.3.1	Überblick.....	268
8.3.2	<i>Cognettia sphagnetorum</i> (Streuschichtbewohner).....	271
8.3.3	<i>Cognettia glandulosa</i> (Streuschichtbewohner).....	275
8.4	Vorstellung der autökologischen Ansprüche auf Gruppenebene.....	279
8.4.1	Vorkommen in Abhängigkeit von der Landnutzung	279
8.4.2	Vorkommen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens.....	281
8.4.3	Vorkommen in Abhängigkeit vom organischen Gehalt des Bodens.....	282
8.4.4	Vorkommen in Abhängigkeit von der Textur des Bodens	283
8.5	Vorstellung der Gemeinschaftsebene (Multivariate Auswertung).....	285
8.5.1	Einführung	285
8.5.2	Vergleich der Hauptnutzungsformen.....	286
8.5.3	Zweite Ebene des Biotoptyps 33 (Äcker)	288
8.5.4	Zweite Ebene des Biotoptyps 34 (Grünland).....	290
8.5.5	Zweite Ebene des Biotoptyps 43 (Laubwald).....	291
8.5.6	Zweite Ebene des Biotoptyps 44 (Nadelwald).....	293
8.5.7	Ausblick: weitere Biotoptypen der 1. Ebene	295
8.6	Referenzwerte	296
8.7	Fazit.....	304
9	Vorstellung einzelner Organismengruppen: Mikroorganismen.....	305
9.1	Kurzvorstellung der Gruppe.....	305
9.2	Fragestellung und methodischer Ansatz	305
9.2.1	Fragestellung.....	305
9.2.2	Parameter zum Methodenvergleich	305
9.3	Vorstellung von Methoden.....	307

9.3.1	Überblick: Messung der Grösse, Aktivität und Funktion von Mikroorganismen	307
9.3.2	Überblick: Analysen der Diversität der mikrobiellen Gemeinschaft.....	309
9.4	Beurteilung der Methoden zur Feststellung der mikrobiellen Diversität.....	310
9.5	Ökologische Relevanz und Sensitivität: mikrobielle Organismengruppen	313
9.6	Entwicklungen in anderen Ländern	315
9.7	Einfluss von Umweltfaktoren – Beispiel Archaeen und Pilze	316
9.8	Fazit.....	318
10	Ergebnisse der Diskussionsrunden	319
11	Fazit des Projektes und Empfehlungen.....	322
11.1	Projektziele und Hintergrund	322
11.2	Aufbau, Struktur und Inhalt der neuen Datenbank	322
11.3	Konzeptionelle Herangehensweise	324
11.4	Fazit für die Bodeninvertebraten-Taxa	326
11.4.1	Referenzwerte	326
11.4.2	Berücksichtigte Arten und bekannte Gesamt-Artenvielfalt.....	328
11.5	Fazit Mikroorganismen	329
11.6	Datenrepräsentativität und Datenlücken	329
11.7	Vorschläge zur Weiterentwicklung des bodenbiologischen Monitoring	331
11.7.1	Vorüberlegungen.....	331
11.7.2	Voraussetzungen	331
11.7.3	Empfehlungen für ein Minimalprogramm zum Monitoring für Bodenorganismen	332
11.7.4	Mögliche Kosten eines bodenbiologischen Monitoring	335
11.8	Empfehlungen für die Umsetzung der Ziele der Strategie zur Biologischen Vielfalt: Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Bodenorganismen	337
11.9	Forschungsbedarf	340
12	Literaturverzeichnis	344

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Bodendauerbeobachtungsflächen in den verschiedenen deutschen Naturräumen, differenziert nach Landnutzung (Glante & Marahrens, pers. Mittl.).....	35
Abb. 2.1: Schematische Darstellung des TRIAD-Bewertungsansatzes.....	47
Abb. 2.2: Vorkommen der drei ökologischen Gruppen (epigäisch, endogäisch, anözisch) der Regenwürmer in den drei untersuchten Staaten. Die sieben Farben repräsentieren alle möglichen Kombinationen des Vorkommens der drei Gruppen. Die Punkte geben die Fundpunkte an, differenziert nach der jeweiligen Landnutzungsform....	54
Abb. 2.3: Potentielle (= „worst case“) Exposition der drei ökologischen Gruppen der Regenwürmer gegenüber Pestiziden in drei untersuchten Staaten.	54
Abb. 2.4: Prinzip zur Ableitung von Schwellenwerten in Bezug auf Referenzzustände: A, B und C entsprechen verschiedenen Erhaltungszuständen in Bezug zum Systemstress (z. B. FFH-Gesetzgebung, EU 1992).....	59
Abb. 2.5: Übersicht der biologisch untersuchten Standorte des holländische BISQ/DSQN Messnetzes. Angegeben sind jeweils die wichtigsten Bodentypen sowie Landnutzungskategorien (Rutgers et al. 2008)	72
Abb. 2.6: Gegenüberstellung von Ergebnissen diverser Parameter an konventionell bewirtschafteten Standorten mit denen einer Referenzfläche (biologische Farm). Dabei bedeuten die einzelnen Kreise folgendes: Schwarze Fläche = Differenz >50%; Graue Fläche = Differenz 25 - 50%; Schwarzer Ring = 100% der Referenzfläche (Breure et al. 2003).....	75
Abb. 2.7: Vorschlag für ein europaweites Monitoringprogramm zur Erfassung der Biodiversität von Bodenorganismen (Römbke & Breure 2005b).	79
Abb. 2.8: Schematischer Überblick der Datenbank Edaphobase	82
Abb. 2.9: Entscheidungsbaum zur standardisierten Auswahl von geeigneten Organismen-Gruppen zum GVO-Monitoring (Ruf et al. 2012).	83
Abb. 3.1: <i>Bo-Info</i> Access basierte Datenbank zur Datensammlung und Auswertung von Datensätzen zu Bodentieren, Pflanzen, Mikroorganismen sowie Standortdaten. ...	88
Abb. 3.2: Übersicht über die relationale Beziehung der verschiedenen Datenblätter der <i>Bo-Info</i> Datenbank.	89
Abb. 3.3: Schematische Darstellung des Dateninputs in die <i>Bo-Info</i> Datenbank mit Datensätzen verschiedener Quellen	93
Abb. 3.4: Anzahl der Standorte (oben) mit Tierdatensätzen und Anzahl Datensätze mit Tierdaten (unten) getrennt nach Quelle.	96
Abb. 3.5: Anzahl von Standorten verteilt auf die Biotoptypen Oben: Verteilung der Typen nach den Originalangaben Unten: Verteilung nach Ableitung aus zusätzlichen Informationen.....	100
Abb. 3.6: Anzahl der Standorte in der <i>Bo-Info</i> Datenbank, die einem für die Bodenbiodiversität relevanten Biotoptyp angehören: A. Alle Standorte aus der <i>Bo-Info</i> Datenbank, Zahlen über den Säulen geben die Standortanzahl an; B. Boden Dauerbeobachtungsstandorte; C: Standorte der ARGE (s. Abb. 3.7).....	102

Abb. 3.7 (Fortsetzung Abb. 3.6): Anzahl der Standorte in der <i>Bo-Info</i> Datenbank, die einem für die Bodenbiodiversität relevanten Biotoptyp angehören: A. Alle Standorte aus der Bo-Info Datenbank, Zahlen über den Säulen geben die Standortanzahl an; B. Boden Dauerbeobachtungsstandorte; C: Standorte der ARGE	103
Abb. 3.8: Schematische Darstellung der Abhängigkeit von Biodiversitäts-Beurteilungen von der zu Grunde liegenden Skalenebene (Beispiel Wald), dargestellt ist jeweils die Präsenz einer Art in den verschiedenen hierarchischen Einheiten	103
Abb. 3.9: Verteilung der Standorte in der <i>Bo-Info</i> Datenbank auf die Boden-Grundtypen. .	109
Abb. 3.10: Verteilung der Standorte mit Daten zu den fünf Taxa in der <i>Bo-Info</i> Datenbank auf die Basis-Biotoptypen (Code siehe Tab. 3.6) A. alle Standorte B. Standorte der Boden-Dauerbeobachtung C. Standorte der ARGE (siehe Abb. 3.12).....	111
Abb. 3.11 (Fortsetzung Abb. 3.10) Verteilung der Standorte mit Daten zu den fünf Taxa in der <i>Bo-Info</i> Datenbank auf die Basis-Biotoptypen (Code siehe Tab. 3.6) A. alle Standorte B. Standorte der Boden-Dauerbeobachtung C. Standorte der ARGE...	112
Abb. 3.12: Verteilung von Standorten in der <i>Bo-Info</i> Datenbank mit Daten zu den fünf Taxa auf die Acker-Biotoptypen (33.).....	113
Abb. 3.13: Verteilung aller Standorte in der <i>Bo-Info</i> Datenbank mit Daten zu den fünf Taxa, auf die Grünland-Biotoptypen (34.).....	113
Abb. 3.14: Verteilung aller Standorte in der <i>Bo-Info</i> Datenbank mit Daten zu fünf Taxa, auf die Laubwald-Biotoptypen (43.).....	114
Abb. 3.15: Verteilung aller Standorte in der <i>Bo-Info</i> Datenbank mit Daten zu den fünf Taxa, auf die Nadelwald-Biotoptypen (44.).....	115
Abb. 3.16: Verteilung von Standorten mit Daten zu einzelnen Taxa in der <i>Bo-Info</i> Datenbank auf die verschiedenen Boden-Grundtypen.....	117
Abb. 3.17: Alle Standorte der <i>Bo-Info</i> Datenbank (links) und solche Standorte zu denen Tierdaten (rechts) vorhanden sind. Standorte der Bodendauerbeobachtung der Länder: schwarz; Standorte der ARGE: rot.....	118
Abb. 3.18: Verteilung aller Standorte in der <i>BoInfo</i> -Datenbank entsprechend der naturräumlichen Großräume	119
Abb. 3.19: Verteilung aller Standorte auf ökologische Raumeinheiten (Schröder & Schmidt 2000)	120
Abb. 3.20: Übersicht über Anzahl der Standorte verteilt auf die ökologischen Raumeinheiten (Schröder & Schmidt 2000).....	120
Abb. 3.21: Prozentuales Vorkommen von vier fiktiven Arten auf den Standorten der vier Klassen eines fiktiven Standortparameters.	125
Abb. 3.22: Vergleich von vier fiktiven Arten bezüglich ihrer Präferenz für vier Klassen eines fiktiven Standortparameters.....	126
Abb. 5.1: Standorte an denen Collembolen gefangen wurden, in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung.....	148

- Abb. 5.2: Anzahl der Standorte, zu denen Collembolendaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biotoptyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart), C/N-Verhältnis und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt (siehe Farbskalen) 149
- Abb. 5.3: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Lepidocyrtus lignorum*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collembolenproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *L. lignorum* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 151
- Abb. 5.4: Relatives Vorkommen von *L. cyaneus* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 151
- Abb. 5.5: Relatives Vorkommen von *Isotoma viridis* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 152
- Abb. 5.6: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Sminthurinus aureus*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collembolenproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *S. aureus* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 153
- Abb. 5.7: Relatives Vorkommen von *P. notabilis* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 154
- Abb. 5.8: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Folsomia quadrioculata*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collembolenproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *F. quadrioculata* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 155
- Abb. 5.9: Relatives Vorkommen von *F. manolachei* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 155
- Abb. 5.10: Relatives Vorkommen von *I. minor* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 156
- Abb. 5.11: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Ceratophysella denticulata*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collembolenproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *C. denticulata* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 157
- Abb. 5.12: Relatives Vorkommen von *M. minimus* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). 157

Abb. 5.13: Links: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Supraphorura furcifera</i> . Darstellung des Biototyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collembolenproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von <i>S.furcifera</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).	158
Abb. 5.14: Relatives Vorkommen von <i>M. macrochaeta</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).	159
Abb. 5.15: Relatives Vorkommen von <i>M. krausbaueri</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).	159
Abb. 5.16: Auftreten von 21 Collembolenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biototypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.	160
Abb. 5.17: Auftreten von 21 Collembolenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des pH-Werts im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3 (n = Anzahl der Collembolenfundorte aus dem angegebenen pH-Bereich).	161
Abb. 5.18: Auftreten von 21 Collembolenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des C/N-Verhältnisses im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3 (n = Anzahl Collembolenfundorte aus dem angegebenen C/N-Wertebereich).	162
Abb. 5.19: Auftreten von 21 Collembolenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen der Bodentextur; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3 (n = Anzahl Collembolenfundorte mit dem angegebenen Bodentyp).	162
Abb. 5.20: Unconstrained Korrespondenzanalyse (CA) mit allen Collembolenarten und Standorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrem Biototyp dargestellt.	165
Abb. 5.21: Constrained Korrespondenzanalysen (CCA) mit allen Collembolenarten und Standorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrem Biototyp dargestellt.	166
Abb. 5.22: Constrained Korrespondenzanalyse (CCA) mit allen Collembolenarten und Standorten. Ordination nach Standorte, diese nach ihrer biogeographischen Region dargestellt.	167
Abb. 5.23: Constrained Korrespondenzanalysen (CCA) mit nur den „nicht dominanten Arten“ der Collembola und allen Standorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrem Biototyp dargestellt.	168
Abb. 5.24: Constrained Korrespondenzanalysen (CCA) mit nur den „nicht dominante Arten der Collembola und allen Standorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrer biogeographischen Region dargestellt.	169
Abb. 5.25: Constrained Korrespondenzanalyse (CCA) mit „nicht dominanten Arten“ der Collembola und den Waldstandorten. Ordination nach Standorten; dargestellt nach Waldtyp (Biototyp Ebene 1).	170

Abb. 5.26: Constrained Korrespondenzanalyse (CCA) mit „nicht dominanten Arten“ der Collembola und Waldstandorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrer biogeographischen Region dargestellt.....	171
Abb. 5.27: Constrained Korrespondenzanalyse (CCA) mit nur den „nicht dominanten Arten“ der Collembola und den Waldstandorten. Ordination nach Standorten, diese nach ihrem Waldtyp (Biotoptyp Ebene 2) dargestellt.	171
Abb. 6.1: Standorte, an denen Oribatiden gefangen wurden, in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung: Rot = Äcker (n=4), Grün = Grünland (n=26), Gelb = Laubwälder (n=44), Blau = Nadelwälder (n=11).	177
Abb. 6.2: Anzahl der Standorte, zu denen Oribatidendaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biotoptyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart) und C/N-Verhältnis. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt (siehe Farbskalen).	178
Abb. 6.3: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Chamobates cuspidatus</i> . In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.	181
Abb. 6.4: Relatives Vorkommen von <i>Ch. cuspidatus</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).	182
Abb. 6.5: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Ophidiotrichus tectus</i> . In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.	183
Abb. 6.6: Relatives Vorkommen von <i>O. tectus</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).	183
Abb. 6.7: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Eulohmannia ribagai</i> . In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.	184
Abb. 6.8: Relatives Vorkommen von <i>E. ribagai</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).	185
Abb. 6.9: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Liebstadia similis</i> . In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.	186
Abb. 6.10: Relatives Vorkommen von <i>L. similis</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).	186
Abb. 6.11: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Punctoribates punctum</i> . In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.	187
Abb. 6.12: Relatives Vorkommen von <i>P. punctum</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).	188
Abb. 6.13: Auftreten von 25 Oribatidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biotoptypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.	189

Abb. 6.14: Auftreten von 20 Oribatidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des pH-Werts im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.	191
Abb. 6.15: Auftreten von 22 Oribatidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des C/N-Verhältnisses im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3. Gleichlange Säulenabschnitte (um je 20%) weisen auf euryöke Arten bezüglich des C/N-Verhältnisses hin.	192
Abb. 6.16: Auftreten von 23 Oribatidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen der Bodentextur; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.	193
Abb. 6.17: Ordinationsplot einer CA mit allen Standorten (85) und allen Oribatidenarten (295). Eingezeichnet sind vier post-hoc korrelierte Faktoren: pH, C/N-Verhältnis, Textur des Bodens und Niederschlag (Jahresmittelwert).	194
Abb. 6.18: Ordinationsplot der CA mit allen Standorten (85) und allen Oribatidenarten (295). Eingezeichnet sind die Arten, die am stärksten die Positionierung der weiter außen liegenden Standorte bestimmen.	195
Abb. 6.19: Ordinationsplot einer CA mit allen Grünlandstandorten (26) und allen dort gesammelten Oribatidenarten (107).	196
Abb. 6.20: Ordinationsplot einer CA mit allen Waldstandorten (55) und allen dort gesammelten Oribatidenarten (251).	197
Abb. 6.21: Ordinationsplot einer kanonischen Analyse (RDA) mit allen Standorten (85) und allen Oribatidenarten (295) sowie drei Umweltvariablen (pH, C/N-Verhältnis und Textur des Bodens).	198
Abb. 7.1: Standorte an denen Regenwürmer gefangen wurden in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung:	206
Abb. 7.2: Anzahl der Standorte, zu denen Regenwurmdaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biotoptyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart) und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt (siehe Farbskalen).	207
Abb. 7.3: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Lumbricus terrestris</i> . In schwarz: Standorte, an denen Lumbricidenproben genommen wurden.	212
Abb. 7.4: Übersicht des Vorkommens von <i>Lumbricus terrestris</i> in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen	213
Abb. 7.5: Relatives Vorkommen von <i>L. terrestris</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikante Unterschiede nach Chi ² -Test.	214
Abb. 7.6: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Aporrectodea caliginosa</i> . In schwarz: Standorte, an denen Lumbricidenproben genommen wurden.	217
Abb. 7.7: Übersicht des Vorkommens von <i>Aporrectodea caliginosa</i> in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen	218

Abb. 7.8: Relatives Vorkommen von <i>A. caliginosa</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikante Unterschiede nach Chi ² -Test.	219
Abb. 7.9: Übersichtskarte der Fundorte von <i>Dendrobaena octaedra</i> . In schwarz: Standorte, an denen Lumbricidenproben genommen wurden.	221
Abb. 7.10: Übersicht des Vorkommens von <i>Dendrobaena octaedra</i> in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen	222
Abb. 7.11: Relatives Vorkommen von <i>D. octaedra</i> in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi ² -Test.	223
Abb. 7.12: Auftreten von 14 Lumbricidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biotoptypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.	225
Abb. 7.13: Auftreten von 14 Lumbricidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des pH-Werts im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.....	226
Abb. 7.14: Auftreten von 14 Lumbricidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biotoptypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3 (Rot umkreist: Ausnahmen).....	227
Abb. 7.15: Auftreten von 14 Lumbricidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen der Bodentextur; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.....	228
Abb. 7.16: Relatives Vorkommen der anözischen Regenwürmer in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi ² -Test.	229
Abb. 7.17: Relatives Vorkommen der endogäischen Regenwürmer in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi ² -Test.	230
Abb. 7.18: Relatives Vorkommen der epigäischen Regenwürmer in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi ² -Test.....	231
Abb. 7.19: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 33. = Äcker und Ackerbrache, 34. = Trockenrasen sowie Grünland trockenerer bis frischer Standorte, 43. = Laub(misch)wälder und –forste (Laubbaumanteil > 50%), 44. = Nadel(misch)wälder und –forste. Gradientenlänge aus der DCA = 3,3. 1. Achse: 33.7% der Varianz, 2. Achse: 16.9% der Varianz.	236
Abb. 7.20: Spezies-Biplot zur PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa in Abb. 7.19.....	237
Abb. 7.21: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 33. = Äcker und Ackerbrache, 33.01 = flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache, 33.03 = Äcker und Ackerbrache auf Sandboden, 33.04 = Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden. Gradientenlänge aus der DCA = 3,3. 1. Achse: 42,5% der Varianz, 2. Achse: 13,4% der Varianz.....	238

- Abb. 7.22: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 34. = Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte, 34.07 = artenreiches Grünland frischer Standorte, 34.08 = artenarmes IntensivGrünland frischer Standorte, 34.09 = Tritt- und Parkrasen. Gradientenlänge aus der DCA = 3,1. 1. Achse: 25,5% der Varianz, 2. Achse: 21,4% der Varianz. 240
- Abb. 7.23: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 43. = Laub(misch)wälder und –forste (Laubbaumanteil > 50%), 43.02 = Bruchwälder, 43.04 = Auenwälder, 43.06 = Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder, 43.07 = Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte, 43.08 = Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte. Gradientenlänge aus der DCA = 3,5. 1. Achse: 31,8% der Varianz, 2. Achse: 25,9% der Varianz.....242
- Abb. 7.24: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 44. = Nadel(misch)wälder und –forste, 44.02 = natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 44.03 = Fichten-/Tannen(misch)wälder und Fichten(misch)wälder, 44.04 = Nadel(misch)forste heimischer Baumarten. Gradientenlänge aus der DCA = 2,7. 1. Achse: 41,7% der Varianz, 2. Achse: 28,7% der Varianz.....243
- Abb. 7.25: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 32. = Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat, 35. = Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder), 66. = Gebirgsrasen (subalpine bis alpine Stufe). Gradientenlänge aus der DCA = 3,3. 1. Achse: 33,7% der Varianz, 2. Achse: 16,9% der Varianz. 245
- Abb. 7.26: Ergebnis der RDA unter Einbeziehung der Abundanz- und Umweltfaktorendaten aller Standorte der Datenbank.....248
- Abb. 7.27: Hauptkomponentenanalyse aller Grünlandstandorte mit den beiden belasteten Standorten Gorleben (GOG) und Nordenham (NOG) (Abkürzungen siehe Tab. 7.5). 260
- Abb. 7.28: Mittelwert der Individuen pro m² aller Regenwurmartarten auf den unbelasteten Grünland-Vergleichsstandorten im Vergleich mit den Individuen pro m² der beiden belasteten Standorte Gorleben (GOG) und Nordenham (NOG). 261
- Abb. 8.1: Standorte an denen Enchyträen gefangen wurden in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung.....266
- Abb. 8.2: Anzahl der Standorte, zu denen Enchyträendaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biototyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart) und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt (siehe Farbskalen) 267
- Abb. 8.3 Übersichtskarte der Fundorte von *Cognettia sphagnetorum* (rot). In schwarz: Standorte, an denen Enchyträenproben genommen wurden.....271
- Abb. 8.4: Übersicht des Vorkommens von *Cognettia sphagnetorum* in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen 272

- Abb. 8.5: Relatives Vorkommen von *C. sphagnetorum* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikante Unterschiede nach χ^2 -Test. 273
- Abb. 8.6: Übersichtskarte der Fundorte von *Cognettia glandulosa*. In schwarz: Standorte, an denen Enchyträenproben genommen wurden.....275
- Abb. 8.7: Übersicht des Vorkommens von *Cognettia glandulosa* in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen. 276
- Abb. 8.8: Relatives Vorkommen von *C. glandulosa* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach χ^2 -Test. 277
- Abb. 8.9: Auftreten von 27 Enchyträenarten (ohne *M. riparia*) bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biotoptypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3. 280
- Abb. 8.10: Auftreten von 28 Enchyträenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des pH-Werts im Boden (Rot umkreist: Ausnahme); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3. 282
- Abb. 8.11: Auftreten von 28 Enchyträenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen des Gehalts an organischer Substanz im Boden (Rot umkreist: Ausnahme); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.....283
- Abb. 8.12: Auftreten von 28 Enchyträenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen der Bodentextur (Rot umkreist: Ausnahme); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3. 284
- Abb. 8.13: CA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 33. = Äcker und Ackerbrache, 34. = Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte, 43. = Laub(misch)wälder und –forste (Laubbaumanteil > 50%), 44. = Nadel(misch)wälder und –forste. Gradientenlänge aus der DCA = 4,8. Eigenwert 1. Achse: 0,699, Eigenwert 2. Achse: 0,315.....287
- Abb. 8.14: Spezies-Biplot zur CA basierend auf der Abundanz aller Arten aus Abb. 8.13. 288
- Abb. 8.15: PCA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 33. = Äcker und Ackerbrache, 33.03 = Äcker und Ackerbrache auf Sandboden, 33.04 = Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden. Gradientenlänge aus der DCA = 2,4. 1. Achse: 24,6% der Varianz, 2. Achse: 15,3% der Varianz. 289
- Abb. 8.16: PCA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 34. = Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte, 34.04 = Sandtrockenrasen, 34.07 = artenreiches Grünland frischer Standorte, 34.08 = artenarmes IntensivGrünland frischer Standorte, 34.09 = Tritt- und Parkrasen. Gradientenlänge aus der DCA = 3,4. 1. Achse: 19,3% der Varianz, 2. Achse: 13,8% der Varianz. 291
- Abb. 8.17: PCA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 43. = Laub(misch)wälder und –forste (Laubbaumanteil > 50%), 43.02 = Bruchwälder, 43.07 = Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte, 43.08 = Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte. Gradientenlänge aus der DCA = 3,2. 1. Achse: 23,5% der Varianz, 2. Achse: 16,7% der Varianz. 292

- Abb. 8.18: PCA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 44.02 = natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 44.03 = Fichten-/Tannen(misch)wälder und Fichten(misch)wälder, 44.04 = Nadel(misch)forste heimischer Baumarten. Gradientenlänge aus der DCA = 2,3. 1. Achse: 31,8% der Varianz, 2. Achse: 21,4% der Varianz. 294
- Abb. 8.19: CA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 35. = Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte. Gradientenlänge aus der DCA = 4,8. Eigenwert 1. Achse: 0,699, Eigenwert 2. Achse: 0,315. 295
- Abb. 9.1: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Methoden zur mikrobiellen Diversität 313
- Abb. 11.1: Prinzip zur Ableitung von Schwellenwerten in Bezug auf Referenzzustände: A, B und C entsprechen verschiedenen Erhaltungszuständen in Bezug zum Systemstress bzw. einer schädlichen Bodenveränderung (z. B. FFH-Gesetzgebung (EU 1992) bzw. BBodSchG (1998)).....324
- Abb. 11.2: Schematische Darstellung der Biotoptyp spezifischen Biodiversität am Beispiel eines Ackers, basierend auf den Verteilungsmustern verschiedener Taxa.....326
- Abb. 11.3: Zusammenhänge zwischen dem Bodenökosystem und seinen ökologischen Komponenten, den dadurch zur Verfügung gestellten ökosystemaren Leistungen sowie mögliche Landnutzungsformen (Faber et al. (2006), verändert nach Mulder et al. (2004)).....338

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1: Übersicht über bodenbiologische Daten zu Beginn des Vorhabens (UBA, Stand 2001)	38
Tab. 2.1: Übersicht über Boden-Monitoringprogramme in Europa, in denen auch biologische Parameter erfasst werden (Standort: Bodeneigenschaften dort ebenfalls erfasst?) .48	
Tab. 2.2: Ergebnisse der biologischen Probennahmen für alle Acker-Standorte auf Tonböden, wobei jeweils der Mittelwert der Referenzstandorte (hier: 6) den Mittelwerten (plus Vertrauensbereich) der anders bewirtschafteten Flächen (hier: 24) gegenübergestellt werden.	74
Tab. 2.3: Handauslese und Formalinaustreibung für Regenwürmer	77
Tab. 2.4: Empfehlungen der ENVASSO-Initiative zur Einbeziehung der Bodenbiodiversität in ein EU Bodenmonitoringprogramm. Neben den vorgeschlagenen Organismengruppen ist jeweils in Klammern die Untersuchungsebene bzw. die standardisierte Methodik angegeben.	81
Tab. 3.1: Aufgabenteilung der beteiligten Institutionen im Rahmen der Datenerfassung, Datenbeurteilung und Auswertung	87
Tab. 3.2: Standardisierte Datenpakete (Listen, Thesauri), die in der <i>Bo-Info</i> Datenbank hinterlegt sind.	88
Tab. 3.3: Klassifizierung der Daten hinsichtlich ihrer Vertrauenswürdigkeit (Reliability) (Klimisch et al. 1997)	92
Tab. 3.4: Übersicht über die Verteilung der in der Bo-Info Datenbank eingegangenen Standorte und Datensätze nach Institution. Ein Datensatz entspricht einer Tier- oder Pflanzenart bzw. einem mikrobiologischen Messpunkt an einem Datum.....	95
Tab. 3.5: Auswahl relevanter Biotoptypen Deutschlands aus der Standard-Biotoptypenliste Deutschlands (Riecken et al. 2003)	98
Tab. 3.6: Verteilung der Standorte auf Basis-Bodentypen, differenziert nach Standorten der aktuellen Dauerbeobachtung (BDF) und anderen Standorten (ARGE).....	110
Tab. 3.7: Klassifizierung des Faktors pH-Wert	121
Tab. 3.8: Klassifizierung des Faktors organische Substanz.....	122
Tab. 3.9: Klassifizierung des Faktors Bodentextur/Bodenart.....	122
Tab. 3.10: Klassifizierung des Faktors C/N-Verhältnis.....	123
Tab. 3.11: Absolute und relative Häufigkeit fiktiver Arten in vier Klassen eines fiktiven Standortparameters.	124
Tab. 3.12: Erwartete Verteilung aller Nachweise fiktiver Arten mit bekanntem ökologischem Profil bezüglich vier Klassen eines fiktiven Standortparameters bei gleich großer Anzahl Beprobungen pro Klasse.	125
Tab. 5.1: Liste der bei den Korrespondenzanalysen verwendeten „erklärenden“ Umweltvariablen. Bei den ersten fünf Faktoren wurden kategorische Variablen mit den unter den Faktoren angegebenen „Dummy-Variablen“ verwendet. Bei den letzten drei Faktoren wurden die genauen Messwerte verwendet.	164

Tab. 5.2: Collembolenarten die in <i>Bo-Info</i> ausschließlich in Trockensandrasen bzw. Grünlandstandorten erfasst wurden und als Referenz (Artenzusammenstellungen) für die Collembolengemeinschaften dieser Biotoptypen gelten können	173
Tab. 5.3: Collembolenarten, die in <i>Bo-Info</i> nur in Wälder erfasst wurden, und als Referenz (Artenzusammenstellungen) für Collembolengemeinschaften dieser Biotoptypen gelten können. Arten mit * versehen wurden nur in Sonderstandorten (z. B. Auenwälder) erfasst	174
Tab. 5.4: Mittlere Abundanzen und Artenzahlen der in <i>Bo-Info</i> erfassten Collembolengemeinschaften der verschiedenen Haupt-Biotoptypen. Ebenfalls angegeben sind die Minimum- und Maximumwerte.	175
Tab. 6.1: Aus Anhang (Tab. ORIB-0 ermittelte Differential- und Zeigerarten für die vier Haupt-Biotoptypen. Differentialarten zeigen einen Unterschied von mindestens zwei Stetigkeitsklassen zwischen Biotoptypen (I: 1-20 % II: 21-40 %, III: 41-60 %, IV: 61-80 %, V: 81-100 %).	180
Tab. 6.2: Referenzwerte für Abundanz und Artenzahl für die verschiedenen Biotoptypen..	201
Tab. 6.3: Potentielle Zeigerarten (hoch stetig nur in einem Biotyp) und Differentialarten (für bestimmte Faktorenausprägungen innerhalb eines Typs) der Oribatiden, zusammengestellt aus den Ergebnissen der Einzelarten-, Gruppen- und multivariaten Auswertung.....	202
Tab. 7.1: Regenwurmarten, die in alle Auswertungsschritte einbezogen wurden, mit Anzahl der Fundorte und Zugehörigkeit zu einer der drei ökologischen Gruppen.....	211
Tab. 7.2: Ökologisches Profil von <i>Lumbricus terrestris</i> . Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (grau unterlegt).	215
Tab. 7.3: Ökologisches Profil von <i>Aporrectodea caliginosa</i> . Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (grau unterlegt).	220
Tab. 7.4: Ökologisches Profil von <i>Dendrobaena octaedra</i> . Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (violett unterlegt).	224
Tab. 7.5: Abkürzungen der Regenwurm-Artnamen, die im Programm Canoco benutzt wurden	235
Tab. 7.6: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach den vier Landnutzungen bzw. Hauptbiotoptypen, ausgehend von den Angaben in der <i>Bo-Info</i> -Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). n = Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Standorte. In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte; Vork. = Vorkommen; I./m ² = Ind./m ²)	246
Tab. 7.7: Referenzwerte für die Lumbricidengemeinschaft verschiedener Ackerbiotoptypen (Vork. = Vorkommen)	250
Tab. 7.8: Referenzwerte für die Lumbricidengemeinschaft zweier Laubwaldbiotoptypen...	251
Tab. 7.9: Referenzwerte für die Lumbricidengemeinschaft dreier Nadelwaldbiotoptypen...	252
Tab. 7.10: Standortklassen des Referenzsystems des RIVM und Anzahl der vorhandenen Standorte in der Datenbank jedes Typs und die Anzahl der Referenzstandorte....	253

Tab. 7.11: Vergleich der Referenzwerte der Regenwurmdichte (Ind/m ²) auf den vier Standortklasse mit den Mittelwerten und den 5%- /95%- Quantilen der Standorte der jeweiligen Klasse aus der Datenbank.	254
Tab. 7.12: Vergleich der Referenzwerte der Anzahl der Regenwurmart auf den vier Standortklasse mit den Mittelwerten und den 5%- /95%-Quantilen der Standorte des Typs aus der Datenbank.	254
Tab. 7.13: Vergleich der Referenzwerte für Regenwürmer (Abundanz) für die Standortklassen des Konzepts der Zersetzergemeinschaften (Beylich & Graefe 2009) und den in diesem Bericht erarbeiteten Referenzangaben (x = Mittelwert; Vn = Vernässungsgrad)	257
Tab. 7.14: Vergleich der Referenzwerte für Regenwürmer (Artenzahl) für die Standortklassen des Konzepts der Zersetzergemeinschaften (Beylich & Graefe 2009) und den in diesem Bericht erarbeiteten Referenzangaben (x = Mittelwert; Vn = Vernässungsgrad).....	258
Tab. 8.1: Enchyträenarten, die in alle Auswertungsschritte einbezogen wurden, mit Anzahl der Fundorte und Zugehörigkeit zu einer der drei ökologischen Gruppen (* semiaquatisch)	270
Tab. 8.2: Ökologisches Profil von <i>Cognettia sphagnetorum</i> . Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (violett unterlegt).	274
Tab. 8.3: Ökologisches Profil von <i>Cognettia glandulosa</i> . Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (violett unterlegt).	278
Tab. 8.4: Abkürzungen der Artnamen, die im Programm Canoco benutzt wurden.	286
Tab. 8.5: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach den vier Landnutzungen bzw. Hauptbiotoptypen, ausgehend von den Angaben in der <i>Bo-Info</i> -Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte).....	297
Tab. 8.6: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach zwei Acker-Biotoptypen der 2. Ebene, ausgehend von den Angaben in der <i>Bo-Info</i> -Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte).....	299
Tab. 8.7: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach zwei Grünland-Biotoptypen der 2. Ebene, ausgehend von den Angaben in der <i>Bo-Info</i> -Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte).....	301
Tab. 8.8: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach zwei Nadelwald-Biotoptypen der 2. Ebene, ausgehend von den Angaben in der <i>Bo-Info</i> -Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte).....	303
Tab. 9.1: Gewählte Kriterien, anhand derer Methoden verglichen werden können, und die Kategorien ihrer Bewertung.....	306
Tab. 9.2: Zusammenfassender Vergleich von Methoden zur mikrobiellen Diversität	311
Tab. 9.3: Zusammenfassender Vergleich von Methoden zur mikrobiellen Diversität	312

Tab. 9.4: Anwendung von Organismen-spezifischen Methoden in der Analyse von mikrobiellen Gemeinschaften. Veröffentlichungen zu Fingerprinting-Methoden und Klonierung / Sequenzierung, die eine Organismengruppe im Titel, Abstract oder Keywords nennen. (Suchstrategie: Scopus, TITLE-ABS-KEY (dgge OR trflp OR arisa OR sscp OR T-RFLP) AND TITLE-ABS-KEY(soil) AND TITLE-ABS-KEY(fungi), bzw. TITLE-ABS-KEY ("cloning and sequencing" OR "clone library" OR "high-throughput sequencing") AND TITLE-ABS-KEY(soil) AND TITLE-ABS-KEY(fungi). Die Nennungen sind eine Überschätzung, weil ein Teil der Publikationen Resultate von taxonomischen Analysen von Bakterien im Allgemeinen vermelden (also nicht auf selektiven, sondern allgemeinen Primern basieren).....	314
Tab. 11.1: Beispiel einer Referenzwertbildung für Laubwald [Abundanz in Ind/m ²].....	327
Tab. 11.2: Beispiel einer organismischen Referenz mit standorttypischen Arten für Laubwaldstandorte (in Deutschland vorwiegend bodensauer).....	327
Tab. 11.3: Beispiele von Indikatoren für ökologische Funktionen bzw. ökosystemare Leistungen im Ökosystem Boden (Faber et al. 2006).	339

Abkürzungen

Abk.	Ausgeschriebene Bezeichnung der Abkürzung
AITC	Senfölkstoff (Alternativstoff für die Regenwurmaustreibung)
AP	Arbeitspaket
ARGE	Arbeitsgemeinschaft, bestehend aus den Partnern dieses Vorhabens
ASTM	American Society for Testing and Materials (USA)
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz (siehe Box 1)
BBodSchV	Bundes-Bodenschutzverordnung
BBSK	Bodenbiologische Standortklassifikation
BDF	Boden-Dauerbeobachtungsfläche
BfN	Bundesamt für Naturschutz (Bonn)
BISQ	Biological Indicator for Soil Quality (Niederlande)
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
<i>Bo-Info</i> Datenbank	Boden-Informationen-Datenbank, Access-Datenbank zur Erfassung und Auswertung bodenbiologischen Daten
BT	Biotoptyp
BUEK 1000	Bodenübersichtskarte (Massstab 1 : 1.000.000)
BVB	Bundesverband Boden
CA	Korrespondenzanalyse (multivariate statistische Methode, direkte Ordination auf der Basis eines unimodalen Modells)
CBD	Convention on Biological Diversity (Rio de Janeiro 1992) (Übereinkunft über die Biologische Vielfalt)
CD	Compact Disk
CHM	„Clearing House“ Mechanismus
COM	Europäische Kommission (European Commission)

COP	Konferenz der Vertragsstaaten der UN-Konventionen zur Biodiversität und des Klimas
DCA	Korrespondenzanalyse mit Entzerrung (multivariate statistische Methode, indirekte Ordination auf der Basis eines unimodalen Modells)
DGGE	Denaturing Gradient Gel Electrophoresis
DIN	Deutsche Industrienorm(en)
DSQN	Dutch Soil Quality Network
DNA	Deoxyribonucleic acid; Desoxyribonukleinsäure
EC	European Community
EFSA	European Food Safety Authority
EG	Europäische Gemeinschaft
ENVASSO	ENVironmental ASsessment of Soil for Monitoring (EU-Projekt)
ESS	Ecosystem Services
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organisation
FFH	Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (92/43/EEC 1992)
GBIF	German Biodiversity Information Facility
GenTG	Gentechnikgesetz
GIS	Geographisches Informations-System
GLP	Good Laboratory Practice
GMO	Genetically Modified Organism
GVO	Gentechnisch veränderter Organismus
GVP	Gentechnisch veränderte Pflanze
IFAB	Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH (Hamburg)
IRAS	Institute for Risk Assessment Sciences (Universität Utrecht)

ISO	International Organisation for Standardisation (Genf)
KA	Bodenkundliche Kartieranleitung
KAK	Kationenaustauschkapazität
LABO	Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LMB	Netherlands Soil Monitoring Network (Niederlande)
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
NGS	Next generation sequencing
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (Paris)
PAK	Polyaromatische Kohlenwasserstoffe
PCA	Hauptkomponentenanalyse (multivariate statistische Methode, direkte Ordination auf der Basis eines linearen Modells)
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PLFA	Phospholipid fatty acids
PNV; PnV	Potentielle natürliche Vegetation
RDA	Redundanzanalyse (multivariate statistische Methode, indirekte Ordination auf der Basis eines linearen Modells)
RE	Raumeinheit
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Niederlande)
RIVPACS	River Invertebrate Prediction and Classification System (UK)
RUBICODE	Rationalising biodiversity conservation in dynamic ecosystems (EU-Projekt)
RWTH	Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule
SFD	Soil Framework Directive (Boden-Rahmenrichtlinie)
SMNG	Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz
SMNK	Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe
SOILPACS	Soil Invertebrate Prediction Classification Scheme

SQI	Soil Quality Index
T-RFLP	Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism
TRIAD	Integrativer Ansatz zur Beurteilung potentiell kontaminierter Böden, basierend auf den Ergebnissen dreier Bereiche: Chemie (Rückstandsanalytik), Ökotoxikologie (Labortests), Ökologie (Monitoring)
TSBF	Tropical Soil Biology and Fertility Institute (Kolumbien)
PCR	Polymerase chain reaction
TWINSpan	Two-way Indicator Species Analysis (Software)
UBA	Umweltbundesamt (Dessau-Roßlau)
UK	United Kingdom
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development
UNEP	Umweltprogramm der Vereinten Nationen (United Nations Environment Programme)
VDI	Verband Deutscher Ingenieure (Düsseldorf)
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (Niederlande)

Begriffsdefinitionen:

- Abundanz:** (= Individuendichte). Häufigkeit von Organismen bezüglich einer Raumeinheit zu einem bestimmten Zeitpunkt. Bezogen auf eine Art als Individuen-Abundanz (Anzahl Individuen einer entsprechenden Art) oder auf alle Arten einer Gruppe (Gesamtabundanz).
- Biodiversität/Biologische Vielfalt:**
Gemäß dem Übereinkommen über Biologische Vielfalt (CBD) “Die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören. Dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme“ (UNCED 1992).
- Biodiversity:** "The variability among living organisms from all sources, including, 'inter alia', terrestrial, marine, and other aquatic ecosystems, and the ecological complexes of which they are part: this includes diversity within species, between species and of ecosystems" (UNCED 1992; MEA 2005).
- Bioindikator:** Ein Bioindikator ist ein lebender Organismus (oder ein Teil davon, z. B. DNA, ein Enzym usw.), der zur Beurteilung bzw. dem Monitoring des Zustands eines Ökosystems eingesetzt wird.
- Biotop:** Lebensstätte einer Biozönose; Grenzen können jedoch oft nur hinsichtlich funktioneller Gruppen, physisch-geographischer Merkmale oder nach Vegetationsmerkmalen gezogen werden. Pflanzen sind einerseits Teil der Biozönose, können zum anderen als Strukturträger aber auch – bei weiterer Auslegung des Biotopbegriffs – Teile des Biotops sein (Kratochwil & Schwabe 2001).
- Biotoptyp:** Zusammenfassung mehrerer hinsichtlich ihrer ökologischen Ausstattung ähnlicher Biotope zu einer abstrakten Gesamtheit (Pott 1996).
- Biozönose:** Die Gemeinschaft von Organismen verschiedener Arten (miteinander in Beziehung stehend) in einem abgegrenzten Lebensraum bzw. Standort.
- Boden:** In diesem Bericht wird die folgende Definition verwendet (ISO 11074-1, 1996): “The upper layer of the earth crust composed of mineral parts,

organic substance, water, air and living matter.” Diese Definition schließt eindeutig Organismen als notwendigen Teil von Böden ein.

Bodenbiodiversität: In Ergänzung zur Definition von Biodiversität generell wird unter Bodenbiodiversität hier folgendes verstanden: „Soil biodiversity is the variation in soil life, from genes to communities, and the variation in soil habitats, from micro-aggregates to entire landscapes.” (Turbé et al. 2010).

Bodenqualität: Hier ist die Fähigkeit eines Bodens, seine natürlichen Funktionen im Sinne des deutschen Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) zu erfüllen, damit gemeint. Dies ist eine Ausweitung bekannterer Definitionen (z. B. der Soil Society of America; Karlen et al. 1997), die eher einen anthropogenen Bezug haben: “The capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation”. Wichtig allerdings ist in dieser US-Definition, dass es aufgrund ökosystemarer und nutzungsbedingter Rahmenbedingungen nicht EINE generelle Bodenqualität gibt.

Cohors: Gruppe von Familien (Begriff aus der Taxonomie)

Dominanz: Relative Abundanz ausgewählter Taxa einer Zönose.

Dominanzstruktur: Geordnete (in Rängen) Dominanzwerte einer (Taxo-)Zönose

Ecosystem Services (ESS): Die Aspekte von Ökosystemen (Funktionen und Prozesse) aus denen Menschen direkt oder indirekt einen Nutzen (benefit) ziehen können. Dazu gehören Basis-, Versorgungs-, Regulations- und kulturelle Dienstleistungen (MEA 2005).

Güter und Leistungen, die dem Menschen durch die Ökosysteme bereitgestellt werden, wie etwa die Produktion von Nahrung und sauberem Trinkwasser oder etwa der Regulationsleistung bei Klima und Naturgefahren abgewandelt. Sie werden normalerweise in direkte (Versorgungs- bzw. Regulierungsleistungen sowie kulturelle) Leistungen und indirekte Leistungen, die der Unterstützung der direkten Leistungen dienen, unterteilt.

Edaphisch: Zum Boden gehörende Organismen und Faktoren: euedaphisch – in tieferen Bodenschichten, hemiedaphisch – in der obersten Boden- und Streuschicht.

Endogäisch: Im Mineralboden lebende Organismen.

Epedaphisch: Auf der Bodenoberfläche, in der Streuschicht bzw. in der Vegetation lebenden Organismen (s. Epigäisch).

Epigäisch: Unmittelbar auf der Bodenoberfläche oder in der Streuschicht lebende Organismen.

Ernährungstypen: Bodenorganismen werden hinsichtlich ihres Nahrungswahlverhaltens in Anlehnung an Beck (1993) einem oder mehreren aus drei Ernährungstypen zugeordnet: (1) Mikrophytophag: Fraß von Bakterien, Pilzen, einzelligen Algen; (2) Makrophytophag: Fraß an lebender (z. B. Blätter, Wurzeln) und abgestorbener (saprophag) pflanzlicher Biomasse; (3) Zoophag: Fraß an lebender oder abgestorbener (nekrophag) tierischer Biomasse. Die Kategorisierung ist vereinfacht. Einerseits können sich innerhalb eines Taxon durchaus verschiedene Ernährungstypen verbergen. In diesem Fall wurden Ausnahmen innerhalb einer Organismengruppe nicht berücksichtigt oder es kommen mehrere Kategorien in Betracht. Andererseits ist das Wissen um das tatsächliche Nahrungswahlverhalten teilweise noch unzureichend.

Euedaphisch: Ständig im Mineralboden lebende Organismen (s. Endogäisch).

Erhaltungszustand: Gesamtzustand eines FFH-Gebietes auf einer Skala von intakt (A) bis nicht mehr intakt und vollständig (C)

FFH-Gesetzgebung: Flora-Fauna-Habitatrichtlinie: Europäisches Gesetz zum Schutz besonderer Arten und Lebensräume (Council Directive 92/43/EEC 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora)

Gemeinschaftsstruktur: Merkmale von Lebensgemeinschaften wie z. B. die Artenzahl, Dominanzstruktur oder bestimmte ökologische Charakteristika einer Zönose.

Gilde: Eine Gruppe von Arten mit vergleichbarer Stellung im Nahrungsnetz bzw. Ressourcennutzung.

GVO (Gentechnisch veränderter Organismus): Ein Organismus, mit Ausnahme des Menschen, dessen genetisches Material so verändert wurde, wie es auf natürliche Weise durch Kreuzen und/oder natürliche Rekombination nicht möglich ist (2001/18/EG, Art. 2 (EC 2001); GenTG § 3 1993).

GVP: Gentechnisch veränderte Pflanze (→ GVO).

- Habitat:** Auf Linné zurückgehender Begriff für den charakteristischen Wohn- oder Standort einer Art. Dieser ursprünglich autökologische Begriff wird heute (besonders in der angelsächsischen Literatur) in synökologischem Sinne als Synonym zu Biotop verwendet (Schäfer & Tischler 1983).
- Habitatfunktion:** Nach dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) erfüllt der Boden u. a. die natürliche Funktion als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen.
- Handhabung:** Beschreibt den Bearbeitungsaufwand bei der Erhebung der Arten bzw. Zönosen.
- Hecke:** Ein weitgehend linear ausgedehntes Gehölz aus oftmals wildwachsenden Baum- und Straucharten.
- Hemiedaphisch:** Im oberflächlichen Mineralboden bzw. in der Streuschicht lebende Organismen, die auch auf die Oberfläche auftreten können.
- In-crop:** Innerhalb einer Anbaufläche.
- Informationswert:** Ein Maß für die Möglichkeit, eine Zönose durch ökologische Gruppierungen und Differenzierungen der Arten zu gliedern und damit Habitatbedingungen und -veränderungen anzuzeigen.
Anmerkung: Artengruppen besitzen einen hohen Informationswert, wenn sie in einem Lebensraum z. B. artenreich oder stark spezialisiert sind und eine gute lebensraumbezogene Interpretierbarkeit der Daten sicherstellen (vgl. Plachter et al. 2002). Die Möglichkeit der Interpretation ist abhängig vom derzeitigen → Kenntnisstand,
- Kenntnisstand:** Ein Maß für den Stand des Wissens zu Taxonomie, Biologie, Häufigkeit und Verbreitung der für das Monitoring zur Verfügung stehenden Bodenorganismengruppen. Sie stellt die Basis der lebensraumbezogenen Interpretierbarkeit von Biozönosen dar (→ Informationswert).
- Kontrollflächen:** Standorte, die hinsichtlich Klima, Nutzung, Bewirtschaftung, Biotoptyp, Boden usw. anderen Flächen in der gleichen Untersuchung entsprechen, mit Ausnahme einer möglichen Belastung (z. B. Pestizide, GVOs usw.).
- Landnutzung:** Art der Inanspruchnahme von Böden und Landflächen (Teilen der festen Erdoberfläche) durch den Menschen; oft unterteilt in drei Hauptnutzungsformen (Acker, Grünland, Wald) und eine Vielzahl von flächenmäßig weniger relevanten Nutzungsformen.

Anmerkung: In diesem Bericht werden in einem ersten Schritt vier Landnutzungsformen (Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald) unterschieden, die den flächenmäßig größten Biotoptypen der 1. Ebene (33, 34, 43 und 44) entsprechen (Riecken et al. 2003).

Leistungen: Unter dem Begriff werden hier die Aktivitäten der Bodenorganismen verstanden, aus denen der Mensch letztendlich einen Nutzen ziehen kann (z. B. Verbesserung der Bodeneigenschaften durch, u. a., Durchlüftung, Nährstoffrückführung).

Anmerkung: Anstatt von Leistungen wird oftmals von Funktionen der Bodenorganismen gesprochen. Gebraucht werden die Termini im Kontext des „Ecosystem Services“ Konzept (MEA 2005).

Mikroorganismen: Organismen unter 50 µm, dazu zählen insbesondere alle Bakterien und Archaea (Procaryonten), aber auch Pilze und andere kleinere Eukaryonten (z. B. Protisten).

Monitoring: Überwachung und Dokumentation des Zustandes eines komplexen Systems (z. B. eines Umweltkompartiments), meist über längere Zeit (Rüdel et al. 2009), hier z. B. der Gemeinschaftsstruktur der Bodenfauna

Nicht-Zielorganismus: Organismus, der von einer Bekämpfungsmaßnahme potentiell betroffen ist, aber nicht das eigentliche Ziel dieser Maßnahme ist (➔ Zielorganismus).

Off-crop: Bereich außerhalb einer Anbaufläche.

Praktikabilität: Wird hier als Maß der Eignung (Verwendbarkeit) für die Ziele des Projekts in einer vierstufigen Skala verwendet: (1) günstig, (2) eher günstig, (3) eher ungünstig und (4) ungünstig – verwendet. Die Einstufung findet durch gemeinsame Bewertung des ➔ Kenntnisstandes, des Vorliegens von ➔ Standardmethoden und der ➔ Handhabung der jeweiligen Organismengruppen statt.

Referenzsystem: Theoretisches Konstrukt aus der Gesamtheit des derzeit verfügbaren Wissens über Biozönose-Standort-Beziehungen. Es basiert auf standardisierten und systematischen Erhebungen von Arten und Lebensgemeinschaften sowie Umweltbedingungen an möglichst vielen Standorten für die Bewertung der Artenvielfalt bzw. deren Leistungen.

Anmerkung: Aus einem Referenzsystem werden Soll-Werte für Bodenorganismengemeinschaften abgeleitet, die an einem bestimmten Standort mit seinen spezifischen Bedingungen (z. B. Biotoptyp, Klima, Bodenfaktoren, Region usw.) erwartet werden. Diese Sollwerte werden im Englischen oft als „Normal Operating Range“ (NOR) bezeichnet.

Saprophag: An toter organischer Substanz fressend.

Schutzgut: Im Umweltrecht wird hierunter ein mehr oder weniger umfassender Teilbereich der Umwelt (z. B. Gewässer, Boden, Luft), bestimmte Organismen (z. B. Mensch, Tiere, Pflanzen) oder Funktionen (z. B. Archivfunktion des Bodens, Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts) verstanden, der entweder in Gesetzen, Verordnungen oder nach geordneten Ausführungsbestimmungen als schützenswert beschrieben wird.

Anmerkung: Soweit bekannt gibt es keine allgemein anerkannte Definition dieses Begriffs.

Standardmethoden: Etablierte Methoden (speziell ISO-Richtlinien, DIN-Normen), z. B. für die Erfassung einer Tiergruppe.

Stetigkeit: Die Stetigkeit macht eine Aussage darüber, in wie vielen getrennten Beständen des gleichen Biotoptypes eine Art vorkommt (Kratochwil & Schwabe 2001).

Taxon (pl. Taxa): Systematische Einheit oder Verwandtschaftsgruppe im hierarchischem System der Biologie (z. B. Art, Gattung, Familie).

Taxozönose: Gesamtheit der Individuen eines Taxons (häufig der Ordnung) in einem Lebensraum, die miteinander zumindest potentiell in Beziehung stehen/interagieren (vgl. Assemblage).

Zielorganismus: Organismus gegen den eine Bekämpfungsmaßnahme gerichtet ist, z. B. Pflanzenschutzmaßnahmen gegen „Unkräuter“ oder tierische „Schädlinge“.

Zönose: Siehe Biozönose, Taxozönose.

1 Einleitung

1.1 Einführung in die Thematik

Böden sind ein essentieller Teil terrestrischer Ökosysteme. Sie beherbergen hochdiverse Organismengemeinschaften, die, in sehr komplexen Nahrungsnetzen organisiert, erheblich zur Erfüllung der natürlichen Bodenfunktionen beitragen (De Ruiter et al. 1993; Ekschmitt & Griffiths 1998; Bardgett et al. 2005; Brussaard et al. 2007; Turbé et al. 2010; Mulder et al. 2011). Darüber hinaus beeinflussen sie auch weitere, für den Menschen bedeutende Bodenfunktionen wie z. B. die Bodenfruchtbarkeit oder die Regulation des Klimas, z. B. als Kohlenstoffspeicher (Blum & Santeliss 1994; Dahlmann 2010). Sie leisten einen erheblichen, je nach Organismengruppe unterschiedlichen, Beitrag zu den ökosystemaren Leistungen des Bodens (Ernst 2010; Mulder et al. 2011). Trotz dieser hohen Wertigkeit (die in Deutschland zuerst im Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg (LBodSchG-BW 1991) angemerkt ist und später auch Bundesrecht wurde; vgl. Box 1 (§ 2; BBodSchG 1998)) ist die strukturelle und funktionelle Diversität der Bodenorganismen – und damit die biologische Qualität von Böden – bisher nur unzureichend geschützt (Van Camp et al. 2004).

Box 1: Wortlaut des § 2 des deutschen Bundesbodenschutzgesetzes (1998):

Der Boden erfüllt im Sinne dieses Gesetzes natürliche Funktionen als a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, b) Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen, c) Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers. In weiteren vier Anstrichen werden die Nutzungsfunktionen des Bodens beschrieben.

Im Abkommen zur Biologischen Diversität (CBD) von Rio de Janeiro wurde die hohe Wertigkeit der Biodiversität (zur Definition siehe Box 2) für ökosystemare Funktionen sowie die damit verbundenen Leistungen anerkannt (UNCED 1992; Bennack et al. 2002). Allerdings wurden erst vor wenigen Jahren in der EU Vorschläge zur Implementierung der Bodenbiodiversität in ein EU-Bodenschutzrecht gemacht (EU 2006a; 2006b), doch bisher wurde noch keine Entscheidung über das weitere Vorgehen getroffen. Abschließend ist kurz darauf hinzuweisen, dass schon in dem Dokument „Towards a Thematic Strategy for Soil Protection“ (EU 2002) von „soil quality“ die Rede ist, während der Begriff „health“ mit einer Ausnahme nur

im Zusammenhang mit dem Menschen verwendet wird (vgl. auch Pankhurst et al. 1997). In diesem Bericht wird dieser Praxis gefolgt; nicht zuletzt, weil der Begriff „Gesundheit“ und seine Implikationen (z. B. eine medikamentöse Behandlung) zwar für Individuen, nicht aber für Ökosysteme angebracht ist (Lancaster 2000).

Box 2: Definition des Begriffs „Biodiversität laut CBD (Rio de Janeiro 1992):

“Biological diversity” means the variability among living organisms from all sources incl., inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems.

In Deutschland ist die Lebensraumfunktion laut § 2 des BBodSchG (1998) eine der zu schützenden Bodenfunktionen, doch fehlen genauere Angaben zur Umsetzung dieses Auftrags in den nachgeschalteten Regelwerken (BBodSchV 1999). Allerdings werden in einigen Bundesländern abiotische (speziell bodenkundliche) Parameter herangezogen, um Aussagen zur biologischen Bodenqualität zu machen (Blossey & Lehle 1998). Diese indirekte Vorgehensweise ist aber nicht ausreichend, denn die Bodenbiodiversität selbst wie auch die biologische Bodenqualität ist nur mittels biologischer Parameter zu erfassen (Ekschmitt et al. 2003; Beylich et al. 2005). Demzufolge wurden in Deutschland seit Ende der Neunziger Jahre mehrere Forschungsprojekte auf Landes- und Bundesebene durchgeführt, um die Grundlagen für ein bodenbiologisches Klassifikations- und Bewertungssystem zu schaffen (z. B. Römbke et al. 2000; 2002a). Damit gibt es hier eine lange Tradition zur biologischen Bewertung von Böden (z. B. Volz 1962; Dunger 1968; Graefe 1995). Parallel dazu wurden diese Ansätze auch in anderen Staaten erarbeitet, wobei oft entsprechende Bewertungsansätze aus der Limnologie als Vorbild dienten (speziell das englische RIVPACS; Wright 2000). In den letzten Jahren kamen mehrere grundlegende Beiträge zur biologischen Bodenbewertung aus Holland, zum Beispiel zur Nutzung mikrobieller Parameter (Bloem et al. 2006) oder zur Definition von Referenzflächen (Rutgers et al. 2008). Meist wird von diesen Autoren ein „Batterieansatz“ mit verschiedenen Invertebraten-Gruppen sowie mikrobiellen Parametern zur Bewertung der Bodenqualität vorgeschlagen (Gröngröft et al. 2001; Römbke & Breure 2005a,b). Einigkeit besteht auch weitgehend darin, dass eine Bewertung am besten anhand von vorab zu definierenden Referenzzuständen durchzuführen ist. Ähnliche konzeptionelle Ansätze zur Definition von Referenzzuständen für Bodenorganismengemeinschaften (speziell Arthropoden) finden sich auch bei Roß-Nickoll et al. (2004), Toschki (2008) und, im Rahmen einer Richtlinie zum Monitoring von GMO-Wirkungen auf Bodenorganismen des VDI, bei Ruf et al. (2011).

1.2 Das Bodendauerbeobachtungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland

In der Verantwortung der einzelnen Bundesländer wurden ca. 800 BDFs angelegt (Abb. 1.1), deren zentrale Aufgabe die Charakterisierung des Bodenzustands und dessen Veränderungen auf Grund von äußeren Einflüssen ist (Werner 2002). Davon liegen 344 auf Äckern, 146 auf Grünland und 247 im Wald (der Rest sind Sonderstandorte). Seit 1990 sind die für deren Einrichtung geltenden Regeln (z. B. Auswahl anhand ihrer Repräsentativität für die Landnutzung, Naturräume sowie europäische Klimaregionen) standardisiert (ISO 2004), wobei die Auswertung der erhobenen Daten durch Arbeitsgruppen, bestehend aus Vertretern von Bundes- und Landesbehörden, erfolgt.

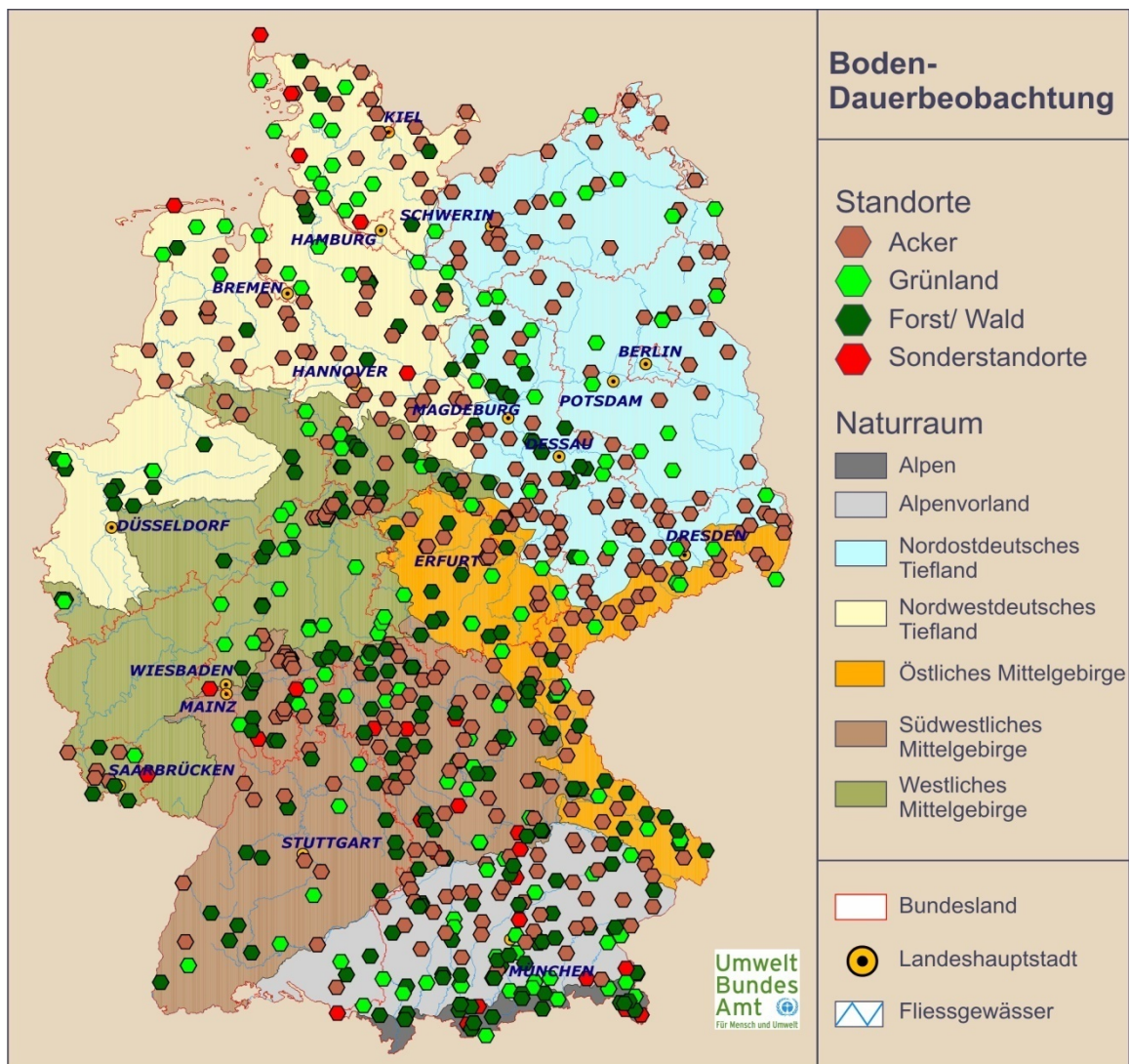


Abb. 1.1: Bodendauerbeobachtungsflächen in den verschiedenen deutschen Naturräumen, differenziert nach Landnutzung (Glante & Marahrens, pers. Mittl.)

Die Zielstellungen des Monitoring auf den BDFs sind:

- die Charakterisierung des Bodens als Ergebnis von Bodenprozessen und äußerer Einflüsse sowie die Ermittlung und Bewertung von Veränderungen des Bodenzustands;
- die Identifizierung von Möglichkeiten zur Verhinderung von äußeren Einflüssen auf Böden mit dem Ziel des nachhaltigen Schutzes von Bodenfunktionen;
- die Abschätzung der Verlagerung von Bodenschadstoffen in Pflanzen bzw. in das Grundwasser, sowie der Einfluss von Chemikalienimmissionen Stoffe auf den Boden (nur auf ausgewählten Standorten);
- die wissenschaftliche Nutzung zur Verbesserung des Monitorings sowie zum besseren Verständnis ökologischer Zusammenhänge.

Laut ISO (2004) erfolgt die BDF-Probenahme auf Flächen von $> 1\,000\text{ m}^2$. Auf den Linien eines diagonalen Rasters werden 18 Probenahmepunkte ausgewählt. Im Falle einer erneuten Beprobung werden die neuen Probenahmepunkte auf den Linien verschoben ausgewählt oder das Raster wird in der Fläche gedreht. Proben werden einzelnen Bodenhorizonten entnommen. Jede Mischprobe besteht aus 6 zufällig ausgewählten Proben (z. B. für pH, Corg-Gehalt oder Nährstoffkonzentrationen). Im Bereich der Fläche wird ein Bodenprofil erstellt, das zur Beschreibung der physikalischen Parameter der Bodenhorizonte dient. Zu ausgewählten Zeitpunkten des Gesamtprogramms wurden Stationen eingerichtet zur Beobachtung des Klimas, des Boden-Wasser-Verhältnisses (Wassergehalt, Druckpotential), der Umweltbedingungen und der Stoffe in der Bodenlösung. Die Vegetation und der Einfluss der Nutzung sollen ständig aufgezeichnet werden (Pflügen, Düngung, Fruchtart, Ertrag, Walderhaltungsmaßnahmen), während die Erosionsgefährdung nur an bestimmten BDFs erfasst wird. Zusätzlich werden die Bodengehalte an Chlorpestiziden, PCBs, PAKs, Dioxinen und Radionukliden gemessen.

Seit 10 Jahren liegen auch Vorschläge zu den auf BDFs zu untersuchenden biologischen Parametern vor (Barth et al. 2000), doch gibt es bisher kein konsistentes Vorgehen auf diesem Gebiet. Im Allgemeinen werden nur einzelne Parameter (speziell mikrobielle Respiration oder Abundanz bzw. Diversität der Lumbricidae) erfasst und diese auch nicht in allen Bundesländern und nicht in regelmäßigen Abständen. Bemerkenswert ist vor allem das Fehlen von Untersuchungen zu wichtigen Organismengruppen wie Collembolen, Oribatiden oder Nematoden. Trotz dieser Mängel sind die Bodendauerbeobachtungsflächen aufgrund ihrer großen Zahl und guten Charakterisierung eine hervorragende Basis für eine umfassende

biologische Bewertung der Bodenqualität. Zudem wurden die bisher erhobenen Daten weder regional noch zentral ausgewertet, was nicht zuletzt auf das Fehlen eines umfassenden Bewertungskonzepts zurückzuführen ist. Erste Schritte dazu (allerdings „nur“ für Regenwürmer) wurden auf einem UBA-Fachgespräch gemacht (UBA 2007).

Insgesamt standen in der UBA-Datenbank 336.306 Messwerte zur Verfügung, von denen allerdings nur ein kleiner Teil direkt für die Fragestellung genutzt werden konnte (Glante & Marahrens, pers. Mittl.). Dabei verteilten sich die Messwerte wie folgt auf einzelne Parametergruppen: Anorganik (214.212), Organik (53.430), Physik (67.395) und Biologie (4.653).

Die Situation wurde dabei vom UBA wie folgt eingeschätzt: Die BDFs zeigen eine

- gute Abdeckung im Nord-Südverlauf;
- gute Abdeckung europäischer Klimazonen und naturräumlicher Großeinheiten;
- eine geringe Abdeckung im Osten und in Rheinland-Pfalz bzw. Nordrhein-Westfalen;
- eine unsichere Identifikation zeitlicher Trends (häufig nur Erstbeprobung);
- länderübergreifende Auswertung bisher vor allem nur für Schwermetalle;
- Biologie deutlich unterrepräsentiert.

Der letztgenannte Punkt lässt sich am besten durch die Anzahl und Verteilung der zu Beginn des Vorhabens im UBA vorliegenden biologischen Daten von BDFs demonstrieren (Tab. 1.1). Demnach wurden solche Daten nicht in allen Bundesländern erhoben – und selbst dort, wo die BDFs beprobt werden, gibt es keine Abstimmung hinsichtlich der verwendeten Tiergruppen (d. h. den Empfehlungen der Sonderarbeitsgruppe zum Monitoring (Barth et al. 2000) wird nur sehr bedingt gefolgt). Bestimmte Endpunkte, die dort aufgeführt werden, wurden bisher noch gar nicht berücksichtigt (z. B. N-Mineralisierung, Abundanz und Diversität von Gamasinen). Generell wurden bisher meist mikrobiologische Parameter (z. B. Respiration, Biomasse etc.) gemessen, die aber primär funktionell ausgerichtet sind. In mehreren Bundesländern wurden zudem Enzymaktivitäten erfasst, deren Interpretation schwierig ist. Alle mikrobiologischen Parameter sind relativ einfach und demzufolge billig zu erfassen. Deutlich aufwändiger (und demzufolge seltener) wurden faunistische Endpunkte berücksichtigt: Regenwürmer wurden in neun, Enchyträen in sechs sowie Nematoden und Collembolen in jeweils vier Bundesländern

erfasst. Viele biologische Messungen erfolgten bisher nur einmalig oder zweimalig. Generell gilt demnach, dass die Bodenbiodiversität auf deutschen BDFs nur sehr wenig bekannt ist.

Tab. 1.1: Übersicht über bodenbiologische Daten zu Beginn des Vorhabens (UBA, Stand 2001)

BDL	Mikrobielle Biomasse	Mikrobielle Biomasse (Fum.)	Mikrobielle Basalatmung	Metabolischer Quotient	Lumbriciden	Kleinnanneliden (z.B. Enchyträen)	N-Mineralisation	Zelluloseabbau	Arginin-Ammonifikation	Arylsulfataseaktivität	Beta-Glucosidaseaktivität	Collembolen	Nematoden	Gamasinen	Katalaseaktivität	Proteaseaktivität
BB	30	-	30	30	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
BW*	156	-	156	156	156	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BY***	133	-	133	133	133	-	-	-	133	-	133	133	133	-	133	133
HH	3	-	-	-	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MV**	1	1	1	-	17	17	-	-	-	-	1	17	17	-	-	-
NI	70	20	90	90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NRW	20	-	20	-	20	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RP	2	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-
SH	34	34	34	-	34	34	-	34	34	34	34	-	-	-	-	-
SL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SN	3	-	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ST	40	-	40	40	40	-	-	-	40	-	40	-	-	-	40	40
TH	14	-	14	-	14	14	-	-	-	-	14	14	14	-	14	-
UBA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe	506	56	521	452	449	90	-	34	207	34	222	169	166	-	187	173

Fett gedruckte Angaben: bei Parameter = obligatorische Parameter

** bisher nur einmalige Erhebung, ** teilweise erst geplant, *** Daten nicht aktualisiert*

1.3 Anwendung eines bodenbiologischen Bewertungskonzepts aus der Sicht potentieller Anwender

Im Rahmen des End-Fachgesprächs zu diesem Vorhaben im Juni 2011 wurden von Dr. F. Graef (BfN Bonn) Erwartungen zur Nutzung der Bodendauerbeobachtungsflächen für ein GVO-Monitoring, d. h. zur Erfassung möglicher Auswirkungen von gentechnisch veränderten Organismen auf Bodenökosysteme formuliert, die im Folgenden kurz wieder gegeben werden. Die gesetzliche Grundlage für ein GVO-Monitoring stellt die EU-Richtlinie 2001/18 (EC 2001) dar, in der eine „fallspezifische Beobachtung und [allgemeine] überwachende Beobachtung von GVO (...direkte, indirekte, kurzfristige, langfristige, kumulative und unerwartete Auswirkungen auf Mensch und Umwelt)“ geregelt wird. Konkret wird in diesem

Dokument darauf hingewiesen, dass: „[Für die überwachende Beobachtung] könnten vorhandene Umweltprogramme im Bereich der Landwirtschaft, der Lebensmitteluntersuchung und des Naturschutzes, langfristige ökologische Überwachungsprogramme, Bodenbeobachtung ... dienen.“ In Deutschland könnte dies durch Auswertung der jährlichen Berichte von fünf Beobachtungsprogrammen (u. a. die Boden-Dauerbeobachtung der Länder (BDF)) erfolgen. Schon seit Ende der Neunziger Jahre wird deren Eignung im Rahmen von Forschungsvorhaben (z. B. 1999 – 2001 im Vorhaben „Konzeptentwicklung eines GVO-Monitorings von Umweltwirkungen“) untersucht. Im Jahr 2002 beschloss die LABO, BDFs als Referenzstandorte zu verwenden, was in den Folgejahren u. a. zu verschiedenen Modellvorhaben der Länder führte (z. B. zu GVO-Bodeneinträgen in Niedersachsen). Parallel dazu wurde in den letzten Jahren vom VDI eine Richtlinienserie zum Monitoring von GVO-Auswirkungen erarbeitet (inklusive zu Wirkungen auf Bodenorganismen (VDI 4331, 2011)). Seit 2010 fördert das BfN ein Vorhaben, in dem in Kooperation mit dem in diesem Bericht beschriebenen UBA-Projekt die folgenden Punkte bearbeitet werden sollen:

- Auflistung potenzieller Wirkungspfade (GVO-Anbau ➔ Boden/Bodenorganismen)
- Beschreibung des Konzepts und des Stands der Umsetzung der BDF in den Ländern (u. a. in Bezug auf Methodenharmonisierung und Datenhaltung)
- Bewertung der BDF: können Auswirkungen des GVO-Anbaus auf Bodenparameter erfasst werden?
- Erarbeitung aussagekräftiger Messparameter / Indikatoren.

Gerade in Hinsicht auf den letzten Punkt stellen sich die folgenden Fragen:

- Sind die Parameter bzw. das Erhebungsdesign der BDF grundsätzlich geeignet um potenzielle Effekte von GVOs zu erfassen?
- Können direkte, indirekte, kurzfristige, langfristige, kumulative und/oder unerwartete Auswirkungen abgebildet werden?
- Sind statistisch abgesicherten Aussagen möglich? Welche?
- Lässt die zeitliche und räumliche Auflösung der Daten eine Identifizierung kausaler Bezüge zu (vgl. Ettema & Wardle 2002)?
- Wird die Variabilität der verschiedenen Bodenparameter ausreichend abgebildet?

Zum Ende des BfN-Vorhabens wird eine Aussage darüber erwartet, ob die BDFs als Referenzflächensystem für ein GVO-Monitoring geeignet sind, wobei verschiedene Anbau-

szenarien zu Grunde gelegt werden. Speziell wird die Datenverfügbarkeit geprüft sowie Vorschläge für ein tragfähiges Kooperationsmodell erarbeitet werden. Dazu sind wissenschaftlich fundierte Erhebungen zu Bodenorganismen, wie sie in diesem Vorhaben zusammengetragen wurden, sowie ein repräsentatives Messnetz-Design notwendig. Langfristig ist die Möglichkeit einer Erweiterung der BDFs als GVO-freie Referenzflächen im Rahmen des GVO-Monitorings zu diskutieren.

Inwieweit diese (und ähnliche) Nutzungen der BDFs umgesetzt werden können wird am Ende dieses Berichts (vgl. Kap. 11) aufgegriffen. Es ist allerdings nicht Ziel dieses Vorhabens, die Beeinflussung von Bodenorganismengemeinschaften (speziell deren Diversität) durch schädliche Bodenveränderungen (z. B. Chemikalien, Verdichtung, Landnutzung, Klimaänderung usw.) darzustellen (siehe dazu z. B. Beck et al. 1988; Edwards & Bohlen 1992; Larink & Joschko 1999; Van Camp et al. 2004; Dunger & Voigtländer 2005; Jänsch et al. 2006; 2007; Jensen & Mesman 2006; Gardi et al. 2008; Fraser et al. 2010; Turbé et al. 2010; Swartjes 2011). Allerdings ist erwähnenswert, dass in den wenigen bekannten Fällen, in denen ein Vergleich möglich ist (z. B. Wirkungen von Pestiziden auf Regenwürmer oder den Streuabbau), die Funktion weniger empfindlich reagiert als die Struktur der Gemeinschaft (z. B. EFSA 2007). Grundsätzliche Überlegungen zum Monitoring des Vorkommens, Verhaltens sowie möglicher Wirkungen von Chemikalien sind Rüdél et al. (2010) zu entnehmen.

1.4 Ziele des F+E-Vorhabens

Aufgabe des Vorhabens war es, den Schutz der in § 2 des BBodSchG (1998) beschriebenen Funktion des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen in zweierlei Hinsicht zu verbessern: Zum einen waren für die Beurteilung der Bodenqualität geeignete biologische Indikatoren zu identifizieren. Zum anderen sollten anhand entsprechender Parameter für ausgewählte Standorte bzw. Böden Zielvorgaben vorgeschlagen werden, anhand derer festgestellt werden kann, ob in einem Boden die Lebensraumfunktion erfüllt ist. Insgesamt soll damit, z. B. durch eine Ausweitung des bodenbiologischen Monitorings auf Bodendauerbeobachtungsflächen, die Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung umgesetzt werden. Zur Erfüllung dieser Aufgabe wurde das Vorhaben in drei Arbeitspakete unterteilt:

- AP 1: Zusammenstellung und kritische Beurteilung der für die Nutzung der Bodenbiodiversität im Rahmen der Bodenqualitätsbeurteilung bisher vorgeschlagenen Methoden und Konzepte einschließlich der gesetzlichen Rahmenbedingungen (➔ Kap. 2);
- AP 2: Aufbau einer Datenbank zur Erfassung bodenbiologischer Daten zu edaphischen Organismen sowie deren Auswertung in Hinsicht auf ihre Repräsentativität (➔ Kap. 3); Zusammenstellung der in den Bundesländern und der Literatur vorhandenen bodenbiologischen Daten zu Mikroorganismen, Collembolen, Hornmilben, Regenwürmern und Enchyträen (➔ Kap. 4 – 9);
- AP 3: Basierend auf den Ergebnissen der beiden ersten Arbeitspaketen Erstellung von (praktischen und konzeptionellen) Empfehlungen zur Weiterentwicklung von bodenbiologischen Monitoringverfahren (➔ Kap. 11); Kritische Diskussion der Empfehlungen (insbesondere die Ergebnisse eines Fachgesprächs) und Fazit des Vorhabens.

Dieser Bericht umfasst die oben genannten Kapitel sowie, auf einer beiliegenden CD, die im Rahmen des Vorhabens erhobenen Daten sowie deskriptiven Auswertungen.

2 Hintergrundinformationen zur Boden-Biodiversität

2.1 Rechtliche Empfehlungen zum Schutz der Bodenorganismen

2.1.1 Deutschland

In verschiedenen nationalen sowie internationalen Gesetzen ist der Schutz der Biodiversität (und damit auch die Bodenbiodiversität) in Deutschland verankert:

- Pflanzenschutz: Directive 91/414/EEC (EC 1991), PflSchG § 6 (1998); Regulation No 1107/2009 (EC 2009);
- Verwendung von GMO: Cartagena Protokoll (2000), Directive 2001/18/EC (EC 2001), GenTG (1993);
- Naturschutz: Natura 2000 (Ssymank et al. 1998), BNatSchG § 1 (2002), UVPG Eingriffsregelung (1990);
- Bodenschutz: BBodSchG § 1 (1998, § 1).

Wie schon erwähnt (Kap. 1.1, Box 1) wird im deutschen Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998; § 2) darauf hingewiesen, dass es eine natürliche Funktion des Bodens ist, als „Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen“ zu dienen. Zugleich fehlen aber maßgebliche Vorgaben zum Schutz dieser Funktion. Dies betrifft primär die Nutzung der Bodenbiodiversität zur Beurteilung des Bodenzustands bzw. seiner Qualität in Bezug auf diese Funktion. Bei der weiteren Diskussion ist allerdings zu beachten, dass aus juristischer Sicht Bodenorganismen nicht unbedingt als Bestandteil des Bodens anzusehen sind (Salzwedel & Scherer-Leydecker (2007), zitiert in Ernst (2010)).

Auch bei der Definition von Bodenwerten werden Bodenorganismen bisher nur unzureichend berücksichtigt. So wurden in der Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung zum Schutz der Böden vor schädlichen Bodenveränderungen Prüfwerte für die Belastungspfade Boden → Mensch, Boden → Nutzpflanze und Boden → Grundwasser erlassen (BBodSchV 1999), während der Pfad Boden → Bodenorganismen unberücksichtigt blieb. Dies ist umso mehr überraschend, da Bodenfauna und -flora im Rahmen der Regelungsfunktion und Transformatorfunktion maßgeblich an den Nährstoffkreisläufen und dem Abbau organischer Schadstoffe beteiligt sind. Vom Fachausschuss „Biologische Bewertung von Böden“ des Bundesverbandes Boden wurde bereits ein Konzept zur Ableitung von Prüfwerten für Bodenorganismen entwickelt (Wilke et al. 2001) und ökotoxikologische Daten zu den Wirkungen ausgewählter

Schwermetalle und Organika im Boden in einer Datenbank gesammelt. Ausgehend von diesen Vorarbeiten wurden Vorschläge für Prüfwerte für ca. 20 Schadstoffe erarbeitet (Jänsch et al. 2007). Nach jetzigem Kenntnisstand werden diese Werte aber nicht in die novellierte Bundesbodenschutzverordnung übernommen werden; nicht zuletzt, weil nicht abschließend geklärt werden konnte, welche Maßnahmen nach Überschreitung dieser Werte anwendbar sind. Allerdings wurde mit Hilfe der in der Datenbank enthaltenen Angaben die gegenwärtig in der BBodSchV (1999) enthaltenen Vorsorgewerte überprüft. Dabei wurde festgestellt, dass – trotz eines erheblich ausgeweiteten Datenbestandes und einer verbesserten statistischen Ableitung – die publizierten Vorsorgewerte bestätigt werden konnten. Daher wurden für einige weitere Stoffe ebenfalls Vorsorgewerte abgeleitet (Vogel et al. 2009), deren Übernahme in die Verordnung geprüft wird.

Unabhängig davon wird in anderem rechtlichen Zusammenhang die Nutzung der Bodenbiodiversität in Monitoringprogrammen diskutiert (vgl. Kap. 1.3). In einzelnen Bundesländern gibt es Bestrebungen, den Schutz der Organismengemeinschaften im Boden voran zu treiben. So wurden schon Ende der neunziger Jahre bei einer Umfrage des LABO-Arbeitskreis 3 „Bodenschutzplanung“ Kriterien für die Bewertung der Lebensraumfunktion von Böden genannt, ohne dass bekannt ist, mit welchem Ergebnis sie in der Praxis verwendet wurden (in Klammern: Anzahl der Bundesländer, die das jeweilige Kriterium nannten) (Blossey & Lehle 1998):

- Natürlichkeit / Hemerobie (4);
- Beeinflussung durch Bodenveränderung (1);
- Seltenheit/Häufigkeit (2);
- Lebensraumverhältnisse (2);
- Artenspektrum (2);
- Belastungssituation (1).

Aus dieser Auflistung geht nicht hervor, wie das Schutzziel (= Erhaltung der natürlichen Vielfalt der Bodenorganismen) erreicht werden kann (z. B. wie die Kriterien zu quantifizieren sind). Gröngröft et al. (2001) empfehlen aus Praktikabilitäts- und Kostengründen abgeleitete Parameter zur Beurteilung der Lebensraumfunktion (z. B. den Hemerobiegrad), verlangen aber zur Legitimierung des ausgewählten Kriteriums eine bodenbiologische Begründung.

Dagegen werden von Berief et al. (2009) im Beispiel zweier Flächen (städtischer bzw. ländlicher Raum) Vorschläge für die Erfassung (z. B. im Rahmen einer Feldkartierung nach

KA5) und Bewertung (z. B. anhand einer fünfstufigen Skala) dieser Funktionen gemacht, einschließlich der Berechnung des Kompensationsbedarfs bei Beeinträchtigung der Lebensraumfunktion. Inwieweit diese Vorschläge für die Routineanwendung (z. B. der Bauleitplanung oder bei Zulassungsverfahren) umgesetzt werden ist nicht bekannt. Auffallend ist, dass bei dieser Bewertung keine Erfassung von Daten zur Bodenbiologie vorgesehen ist (statt dessen werden Angaben zum Boden-pH oder dem Gehalt an organischem Material verwendet) – was umso mehr überrascht, weil ein konkreter Vorschlag zur Beurteilung der Lebensraumfunktion mittels Diversitätsangaben schon vor einigen Jahren durch eine Arbeitsgruppe des Bundesverbands Boden (BVB) gemacht wurde (Beylich et al. 2005). In diesem Zusammenhang ist klar hervorzuheben, dass das Vorkommen und die Zusammensetzung von bestimmten Arten oder ganzen Gemeinschaften von den spezifischen Eigenschaften (primär des Bodens) des jeweiligen Standorts abhängt. Daraus kann aber keinesfalls geschlossen werden, dass die Lebensraumfunktion des Bodens schnell und einfach mittels Messung weniger abiotischer Eigenschaften erfolgen kann oder gar sollte, wie es z. B. Ehrmann et al. (1999) vorgeschlagen haben. Dazu ist das Ökosystem Boden schlichtweg zu komplex.

Ernst (2010) geht noch einen Schritt weiter, indem er wie folgt argumentiert (S. 2): *„Das BBodSchG (1998) schützt zwar den Lebensraum der Bodenorganismen vor anthropogenen Eingriffen, die Biodiversität als solche ist jedoch nicht direkt als Schutzgut aufgeführt [Anmerkung: als Begriff nicht, über die Listung der Habitatfunktion indirekt doch]. Da jedoch nach § 2, Abs. 2 BBodSchG (1998) die Erhaltung der funktionellen Diversität der Regenwürmer notwendig ist [Anmerkung: ebenfalls eher indirekt], kann hier von einer indirekten Berücksichtigung der funktionellen Diversität der Regenwürmer gesprochen werden. Die Bestimmungen der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 17 BBodSchG (1998) sollten daher um die Erhaltung der funktionellen Biodiversität im Boden erweitert werden. Die Einrichtung von Bodenschutzgebieten (§ 8 LBodSchG-RLP 2005), Landschaftsschutzgebieten (§ 3 BNatSchG 2002) und geschützten Landschaftsbestandteilen (§ 23 LNatSchG 2005) können die Diversität von Regenwürmern in land- und forstwirtschaftlichen Ökosystemen dahingehend sichern, dass hierdurch Rückzugshabitate für Regenwürmer geschaffen und geschädigte Bereiche in absehbaren Zeiträumen wiederbesiedelt werden können.“* Diese aus juristischer Sicht interessanten Vorschläge sind allerdings noch wissenschaftlich im Detail zu untermauern: So sind zwar

Regenwürmer in Hinsicht auf die ökosystemaren Leistungen der gesamten Boden-organismengemeinschaft sicher an vielen (nicht allen) Standorten sehr wichtig (Ernst et al. 2009a, b), doch mit ihnen allein ist eine nachhaltige Aufrechterhaltung bodenbiologischer Funktionen und Leistungen nicht gewährleistet. Zudem ist die Frage der Erholung von Regenwurmpopulationen (wie die aller anderen Bodenorganismen auch) bisher kaum erforscht (eine entsprechende Literaturstudie zur Wiedererholung nach Pestizideinwirkungen wird gerade von der EFSA bearbeitet (Streissl, pers. Mitteilung)). Allerdings kann schon hier darauf hingewiesen werden, dass die Funktionen der Bodenorganismengemeinschaft (bestes Beispiel: Abbau des organischen Materials) weniger als bei anderen Kompartimenten bzw. Gemeinschaften von ihrer jeweiligen Diversität abhängig sind (d. h. es gibt eine hohe Redundanz im Boden) (Ekschmitt et al. 2001).

Die Nationale Biodiversitätsstrategie der Bundesrepublik Deutschland (BMU 2011)

Der Boden wird in der nationalen Biodiversitätsstrategie nur wenig behandelt (siehe Box 3):

Box 3: Integration des Schutzgutes Boden innerhalb der nationalen Biodiversitätsstrategie

Bodennutzung Vision: Deutschland beherbergt eine gebietstypische, natürlich und historisch gewachsene Vielfalt an Böden, die ihre Funktionen für Mensch und Natur erfüllen. Sie bieten günstige Lebensbedingungen für die standorttypischen Arten und Lebensgemeinschaften, die in, auf und von den Böden leben.

Ziele: Die Böden als Träger der natürlichen Funktionen bleiben langfristig in ihrer Funktionsfähigkeit erhalten. Dem trägt die gute fachliche Praxis der Bodennutzung Rechnung. Bis 2050 sind Altlasten weitgehend saniert.

Dementsprechend sind folgende Bodenfunktionen zu schützen:

- die Funktion als Lebensgrundlage für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, als Bestandteil des Naturhaushalts und als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen aufgrund Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften,
- die Archivfunktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte,
- die Nutzungsfunktion als Voraussetzung für verschiedenste menschliche Tätigkeiten.

Folgende Punkte werden angestrebt:

- kontinuierliche Rückführung der Bodenerosion bis 2020,
- kontinuierliche Reduzierung der (Schad-)Stoffeinträge, um langfristig Beeinträchtigungen von Bodenfunktionen auszuschließen,

- Überprüfung und ggf. Konkretisierung und effiziente Umsetzung der guten fachlichen Praxis nach § 17 BBodSchG und § 5 BNatSchG zur Sicherstellung einer standortangepassten Bodennutzung. Zur Minimierung schädlicher Bodenveränderungen durch Erosion werden im Rahmen des (Cross Compliance) die landwirtschaftlichen Flächen nach ihrer Erosionsgefährdung klassifiziert und erosionsmindernde Maßnahmen vorgeschrieben;
- weiterhin kein Eintrag von transgenen Mikroorganismen, die eine Gefahr für die Vielfalt der Bodenorganismen erwarten lassen,
- Minimierung der weiteren Bodeninanspruchnahme durch effektives Flächenrecycling sowie Förderung von Entsiegelungsmaßnahmen im Innen- und Außenbereich.

2.1.2 Andere Staaten der Europäischen Union

Bisher wurde in den meisten europäischen Staaten der Schutz der Bodenbiologie eine geringe (und wenn ja, uneinheitliche) Beachtung geschenkt (erster Überblick: Moll (1999)). Nur wenige Staaten der EU haben bisher eigene Bodenschutzgesetze verabschiedet (darunter Deutschland (BBodSchG 1998)). Noch weniger haben bodenbiologische Vorgaben zum Schutz der Habitatfunktion des Bodens (z. B. die Niederlande), wobei es fast nur um die Ableitung von Bodenwerten (Prüf-, Maßnahmenwerte usw.) zur Gefährdung der Bodenorganismen durch eine geringe Zahl von Schwermetallen und Organika handelt (VROM 2006; Römbke et al. 2006b). Bei der Ableitung dieser Werte werden allerdings nur einige wenige „Standardarten“ in ökotoxikologischen Labortests eingesetzt (ISO 2001), so dass ein Bezug zur jeweiligen Artengemeinschaft eines spezifischen Standorts nur bedingt gegeben ist.

In Fällen, bei denen ein Bodenwert überschritten und demzufolge eine Gefährdung der Bodenorganismen möglich ist, könnten spezifische Monitoring-Untersuchungen direkt am Standort im Freiland durchgeführt werden. Dabei ist die Diversität ausgewählter Tiergruppen (z. B. Nematoden) ein möglicher Messparameter. Diese ökologischen Daten können dann zusammen mit den Ergebnissen aus ökotoxikologischen Labortests sowie der chemischen Rückstandsanalytik so ausgewertet werden, dass eine umfassende Beurteilung des jeweiligen Standorts ermöglicht wird (Abb. 2.1). Bisher wird dieser aus der Sedimentbewertung stammende TRIAD-Ansatz nur in den Niederlanden in wenigen Fällen angewandt (Chapman 1986; Rutgers et al. 2000; Jensen & Mesman 2006). Die Schwierigkeit liegt dabei bei der

kombinierten Auswertung der sehr diversen Daten in einem gemeinsamen Konzept oder Index. Gegenwärtig wird die Standardisierung des TRIAD-Ansatzes diskutiert (ISO 2011b).

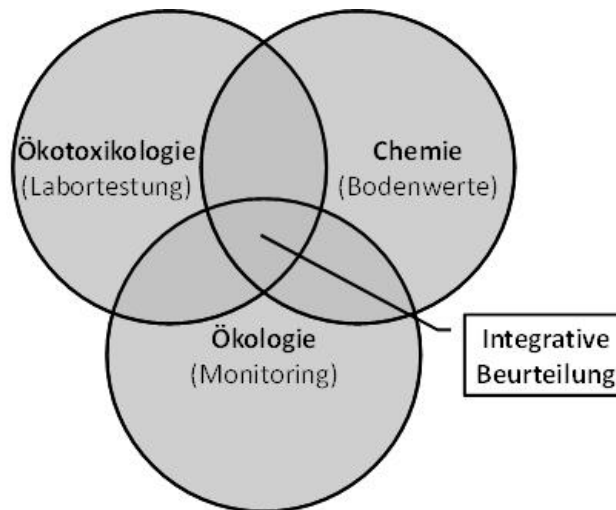


Abb. 2.1: Schematische Darstellung des TRIAD-Bewertungsansatzes

Aktuelle Übersichten zur Implementierung bodenbiologischer Monitoringverfahren sind Römbke et al. (2005c), Gardi et al. (2009) und Turbé et al. (2010) zu entnehmen. Zudem werden in der ISO-Richtlinie 16133 (ISO 2011c) die gegenwärtig in der EU durchgeführten Bodenmonitoringprogramme in einer Art „Steckbrief“ aufgelistet. Demnach gibt es bisher kein regelmäßiges biologisches Bodenmonitoring in Europa (de facto wird nur auf die deutschen BDFs kurz verwiesen), obwohl aus anderen Quellen bekannt ist, dass zumindest England, Frankreich, die Niederlande und, teils, Deutschland entsprechende, meist mikrobiologisch ausgerichtete Forschungsprogramme durchführen (z. B. Rutgers et al. 2008; Dequiedt et al. 2009, 2011; Griffiths et al. 2011). In einer leicht veralteten Zusammenstellung von Winder (2003) sind meist wissenschaftlich ausgerichtete Monitoringprogramme aus verschiedenen Staaten aufgeführt, die allerdings fast ausschließlich auf Bodenmikroorganismen fokussiert sind (Tab. 2.1). Eine detaillierte Diskussion dieser Programme würde den Rahmen dieses Berichtes sprengen – und zudem wird die oben gemachte Feststellung, dass es bisher kein regelmäßiges biologisches Bodenmonitoring in Europa gibt, bestätigt.

Tab. 2.1: Übersicht über Boden-Monitoringprogramme in Europa, in denen auch biologische Parameter erfasst werden (Standort: Bodeneigenschaften dort ebenfalls erfasst?)

Staat	Programm	Start	Biol. Parameter	Standort
Albanien	Map of soils	?	Nmin	Ja
Deutschland	BDFs	1986	Mikrobiologie, Meso- und Makrofauna	Ja
England	Country-side survey	1978	Mikrobiologie inkl. Enzymaktivität, Makrofauna	Ja
England	Environmental Change Network	1994	Mikrobiologie	Ja
Estland	Environmental Monitoring Programme	1996	Mikrobiologie, Mesofauna	
Frankreich	Soil Quality Observatory (RMQS)	1986	Nmin, Cmin, Enzymaktivität, Mesofauna	Ja
Frankreich	Soil Quality Observatory – Biodiv (Bretagne)	2006	Mikrobiologie, Meso- und Makrofauna, Genotypen	Ja (s.o.)
Frankreich	ECOMIC-RMQS	2006	Mikrobiologie (Genotyp)	?
Frankreich	RENECOFOR (Wald)	2008	Makrofauna	Ja
Italien	JRC (Ispra)	?	Mikroarthropoden	?
Lettland	Natl. Agricultural land monitoring programme	1992	Mesofauna	Nein
Litauen	Natl. environmental monitoring programme	?	Nmin, Enzymaktivität	Ja
Niederlande	Natl. Soil quality monitoring programme	1993	Mikrobiologie, Mikro- Meso- und Makrofauna	Ja
Österreich	Bundesland Salzburg; andere?	?	Mikrobiologie (Biomasse), Regenwürmer, Mesofauna	Ja
Rumänien	National ?	1992	Mikrobiologie	
Tschechien	Basal soil monitoring Scheme	1992	Nmin, Enzymaktivitäten, Mesofauna	Nein
Ungarn	National basic monitoring system	1992	Mikrobiologie (speziell Respiration)	Ja
Ungarn	Forestry observation points	1992	Mikrobiologie (speziell Respiration)	Ja
Ungarn	Special areas monitoring	1992	Mikrobiologie (speziell Respiration)	Ja

2.1.3 Europäische Union

Einführung

Bis vor kurzem wurde der Schutz des Bodens auf europäischer Ebene nur in verschiedenen Richtlinien erwähnt (z. B. in Bezug auf die Zulassung von Pestiziden die Richtlinie EC 91/414/ (1991)), doch gab es bisher keine eigenen gesetzlichen Vorgaben, die sich speziell dem Umweltkompartiment Boden widmeten. Der Schutz des Bodens und dabei speziell

seiner Funktion als Habitat für Bodenorganismen ist jedoch in mehreren internationalen, auch von der EU unterzeichneten Abkommen, geregelt. Speziell sind hier die Konvention zur biologischen Diversität (CBD) von Rio de Janeiro (UNCED 1992) und die sich daran anschließenden Abkommen zu nennen, mit denen zum ersten Mal die hohe Wertigkeit der Biodiversität international bestätigt wurde.

Eine eigenständige Bodenschutzpolitik der Europäischen Union begann 2002 mit der Mitteilung der EU-Kommission mit dem Titel “Towards a Thematic Strategy for Soil Protection“ (EU 2002). Dies war nicht nur die erste Bodenschutz-Aktivität der EU, sondern zugleich auch das erste EU-Dokument, in dem die Biodiversität der Bodenorganismen explizit als schützenswert aufgelistet wurde. Ein Jahr später stimmte das Europäische Parlaments dem Papier zu und regte die Einrichtung von sechs Arbeitsgruppen an, die sich um die im Folgenden aufgelisteten wichtigsten Bodengefährdungen kümmern sollten (Van Camp et al. 2004):

- Vol. I: Zusammenfassung und Empfehlungen;
- Vol. II: Bodenerosion;
- Vol. III: Organisches Material und Biodiversität;
- Vol. IV: Kontamination und Landschaftsplanung;
- Vol. V: Monitoring;
- Vol. VI: Forschung.

Die Biodiversität wurde nicht eigenständig behandelt, doch bildete sie einen wichtigen Schwerpunkt innerhalb der Arbeitsgruppe III (Task-Group 3: Andren et al. 2004). Diese Entscheidung dürfte durch den als ungenügend eingeschätzten Kenntnisgrad zur Bodenbiodiversität (sowohl generell hinsichtlich der Verbreitung der Arten als auch des Ausmaßes ihrer Gefährdung) in Europa zu erklären sein. Insbesondere erschien die Quantifizierung der Bodenbiodiversität schwierig zu sein, was zusätzlich zur Komplexität ihrer Erfassung zu einem hohen Aufwand an Geld und Zeit führen kann.

Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser Unterarbeitsgruppe kurz zusammengefasst:

- Der Begriff der Biodiversität wird sehr breit (sensu lato) definiert; d. h. darunter wird nicht nur die Diversität der Gene, Arten und Ökosysteme verstanden, sondern explizit auch die Leistungen der Bodenorganismengemeinschaften.

- ▶ Die politische und ökonomische Bedeutung der Bodenbiodiversität wird ausführlich dargelegt. Dabei wird klar gesagt, dass die Biodiversität sowohl aufgrund ihres intrinsischen Werts als auch wegen der davon abhängenden ökologischen Funktionen bzw. Leistungen geschützt werden muss.
- ▶ Bei der sich daran anschließenden Auflistung der Leistungen der Bodenorganismen werden ihr Beitrag zum Abbau organischen Materials, zu den Nährstoffkreisläufen, zum Abbau von Schadstoffen, zur Kontrolle von Schadorganismen, zum Erhalt der Bodenstruktur und zur Regulation von Glashaushalten genannt.
- ▶ Ausgehend von diesen Ergebnissen werden Empfehlungen für die weitere Forschung identifiziert:
 - Das "ökologische Kapital" der Bodenorganismen bzw. ihrer Diversität muss nachvollziehbar quantifiziert werden.
 - Die wichtigsten Gefährdungsfaktoren (threats) der Bodenbiodiversität müssen identifiziert und ihr jeweiliger Beitrag quantifiziert werden. Dies kann insbesondere durch die Einrichtung von Langzeitexperimenten im Freiland erreicht werden.
 - Erfassungsmethoden für Bodenorganismen sollten standardisiert werden (dieses Ziel wurde inzwischen weitgehend erreicht; siehe unten). Zudem wird eine Verbesserung axonomischer Methoden (z. B. die Automatisierung der Bestimmung) angemahnt, um eine Routineanwendung zu gewährleisten.
 - Indikatoren für eine erleichterte Bewertung des Zustandes bzw. des Managements der Bodenbiodiversität sind auf verschiedenen Ebenen (z. B. Farm-, Region- oder Staatslevel) zu erarbeiten. In diesem Zusammenhang ist auch die Wertigkeit der jeweiligen Indikatoren, d. h. jeweils eine Skala von gut/schlecht bzw. hoch/niedrig festzulegen.

Die wichtigsten Empfehlungen dieser Unterarbeitsgruppe betreffen die Einrichtung eines EU-weiten Monitoringprogramms, dessen Ergebnisse als Grundlage der Entscheidungsfindung von Politikern und Landnutzern dienen sollen. Im Einzelnen wird gefordert:

- Erarbeitung eines Systems von Referenzflächen;
- Erfassung der Bodenbiodiversität auf drei Ebenen (Anzahl, Diversität und Aktivität) jeweils in verschiedenen Ökosystemtypen;

- Auswahl der am besten geeigneten Organismengruppen, wobei Kriterien wie Praktikabilität der Erfassung, Kenntnisstand, indikativer Wert und Kosteneffizienz heranzuziehen sind;
- Idealerweise sollten basale Parameter in einem europaweiten Messnetz erfasst werden, während spezifische Fragen nur an ausgewählten Standorten durchgeführt werden. Deren Ergebnisse sind in allgemein zugänglichen Datenbanken zusammen zu führen.

Zur Vorbereitung der Umsetzung dieser Vorschläge wurden die in Hinsicht auf die oben genannten fünf Bodengefährdungen besonders gefährdeten Regionen der EU identifiziert, wobei die Biodiversität keine Rolle spielte (Eckelmann et al. 2006). Zwar gibt es Pläne für ein EU-weites Bodenmonitoring-Programm, das aber bisher nicht umgesetzt wurde (die Entscheidung hängt davon ab, ob bzw. wann die SFD umgesetzt wird; siehe unten).

Die „Soil Framework Directive“ (SFD) (EU 2006a,b)

Am 22. September 2006 wurde auf der Basis der oben geschilderten Vorarbeiten der „Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG“ von der Kommission vorgelegt. Dieses Dokument besteht aus zwei Teilen: einer Kommunikation der Kommission mit dem Titel „Thematic Strategy for Soil Protection“ (Dokument COM(2006) 231), in der Hintergrundinformationen zur Direktive sowie Details der Umsetzung (einschließlich einer Abschätzung der Vorteile und Kosten der Einführung der SFD („Impact Assessment“)) aufgeführt werden sowie der eigentlichen „Soil Framework Directive (SFD, Dokument Nr. KOM(2006) 232).

In der Kommunikation der Kommission werden die beiden wichtigsten Ziele der EU-Bodenschutzpolitik aufgeführt: Aufrechterhaltung der Bodenfunktionen sowie die Wiederherstellung degradierter Böden in Hinsicht auf eine nachhaltige Nutzung. In Bezug auf die Berücksichtigung der Biodiversität der Bodenorganismen wird in Art. 4.2.1 erklärt, dass eine Einbeziehung gegenwärtig nicht möglich ist, da dazu schlicht nicht genug Kenntnisse vorliegen. Allerdings wird erwähnt, dass die Biodiversität indirekt über die Behandlung anderer Bodengefährdungen (speziell zum Verlust an organischem Material) so abgedeckt wird, dass, praktisch als eine Art Nebeneffekt, der Verlust an Biodiversität gestoppt werden wird (die EU hat sich durch die Annahme der CBD diesem Ziel bis 2010 verpflichtet).

Schließlich wird explizit darauf hingewiesen, dass die Bodenbiodiversität ein Schwerpunkt im neuen Forschungsprogramm der EU (FP 7) werden wird. Insbesondere werden die folgenden (möglichen) Forschungsaktivitäten aufgeführt:

- Erarbeitung von Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Diversität (inklusive der Ebene von mRNA und Proteinen bzw. Enzymen);
- Klärung der Beziehungen zwischen struktureller und funktioneller Biodiversität und den verschiedenen Bodenfunktionen;
- Untersuchung der Auswirkungen der Landnutzung auf die Bodenbiodiversität (einschließlich der Auswirkungen von Bodenmanagementtechniken);
- Bearbeitung des Verhältnisses zwischen „below- and above-ground biodiversity“;
- Studien zum Effekt des globalen Klimawandels auf die Bodenbiodiversität;
- Untersuchungen zu den Auswirkungen von Kontaminationen auf die Bodenbiodiversität unter besonderer Berücksichtigung der standort-spezifischen Bodeneigenschaften;
- Klärung der Interaktion von Bodenbiodiversität und Bodenverdichtung.

Auch in der SFD selbst wird ähnlich, allerdings allgemeiner argumentiert: Im Art. 1.1 wird als Ziel der SFD unter anderem der Schutz der Bodenfunktionen, inklusive der Funktion des Bodens als Pool für die biologische Vielfalt (Lebensräume, Arten und Gene), aufgelistet. Zugleich wird aber in der Einleitung darauf hingewiesen, dass die wissenschaftlichen Kenntnisse über die biologische Vielfalt im Boden zu begrenzt sind, um spezifische Bestimmungen zu ihrem Schutz zu rechtfertigen. Diese Situation sollte nicht nur durch die im nächsten Kapitel beschriebenen Forschungsaktivitäten auf EU-Ebene, sondern auch durch nationale Anstrengungen (z. B. durch die Durchführung nationaler Monitoringprogramme) verbessert werden. Auf der formalen Ebene war die Verabschiedung durch das europäische Parlament schon für das Jahr 2008 geplant, doch kam es bis heute zu keiner Einigung. Aus verschiedenen Gründen lehnt eine Sperrminorität von Mitgliedsstaaten (u. a. Deutschland, die Niederlande, Österreich, England und Frankreich) die SFD ab. Einige Gründe für die Ablehnung sind z. B. Juritsch (2010) zu entnehmen. Interessanterweise wird in einigen EU-Staaten (z. B. den Niederlanden) schon untersucht, wie Vorgaben der SFD in der Praxis (z. B. bei der Ausweisung von sogenannten „Priority Areas“) umgesetzt werden können (z. B. zum Einfluß von Bodengefährdungen wie einem Rückgang des Gehalts von organischem Material im Boden oder der Bodenverdichtung auf die Bodenbiodiversität und den davon abhängigen

ökosystemaren Leistungen) (Rutgers et al. 2010). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist nicht abzusehen, wohin sich das EU-Bodenschutzrecht entwickeln wird (vgl. dazu Montanarella 2010).

Andere EU-Regelungen mit Bezug zur Boden-Biodiversität

Ein aktueller Überblick über alle rechtlichen Dokumente der EU, in der die Bodenbiodiversität tangiert wird, ist Turbé et al. (2010) zu entnehmen. Indirekt wird die Bodenbiodiversität in einer Vielzahl von Richtlinien (z. B. zur Pestizidregistrierung (EC 1991) oder zur Risikobeurteilung von GMOs (EC 2001)) und internationalen Verträgen der EU (z. B. der Konvention von Rio de Janeiro (UNCED 1992) erwähnt. -Aber erst in den letzten Jahren wurden diese Vorgaben konkretisiert, z. B. in der novellierten Fassung der Pestizidrichtlinie (EC 2009) sowie in Dokumenten der EFSA, die sich ebenfalls auf die Registrierungsanforderungen von Pestiziden beziehen (EFSA 2009; 2010b).

Gerade in letzteren wird die Biodiversität von Bodenorganismen sehr konkret für die Ableitung von „Ecoregions“ innerhalb der EU genutzt, die jeweils durch unterschiedliche Bodenorganismengemeinschaften (und damit unterschiedliche Expositionsszenarien) auszeichnen. Konkret geht es darum, mögliche Risiken von Pestiziden für Bodenorganismen prospektiv besser einschätzen zu können. Beispielhaft wurde die Artenzusammensetzung von vier Organismengruppen (Regenwürmer, Enchyträen, Collembolen und Isopoden) anhand von Literaturangaben in Portugal, Deutschland und Finnland festges, wobei den Fundorten Standorteigenschaften (primär Klima und Boden sowie Landnutzung) aus der Datenbank des JRC (Joint Research Center der EU in Ispra, Italien) zugeordnet wurden. Anschließend wurden die jeweiligen Arten einer von drei ökologischen Gruppen zugeordnet (z. B. bei den Regenwürmern: epigäisch, endogäisch, anözisch; Bouché 1977). Durch Verschneidung der Angaben zum Vorkommen ökologischen Gruppen mit den Standorteigenschaften konnten für die drei Länder Verbreitungskarten erstellt werden (Abb. 2.2). Da zugleich für jede ökologische Gruppe das Vorkommen im Bodenprofil bekannt ist kann die Exposition dieser Gruppen gegenüber Pestiziden abgeschätzt werden. Je nach ihren physiko-chemischen Eigenschaften verhalten sich diese Stoffe unterschiedlich im Boden: hoch-adsorptive Stoffe verbleiben an der Bodenoberfläche und gefährden daher primär epigäische Arten, während gut-lösliche Stoffe auch mit Mineralschichtbewohnern interagieren können (Abb. 2.3).

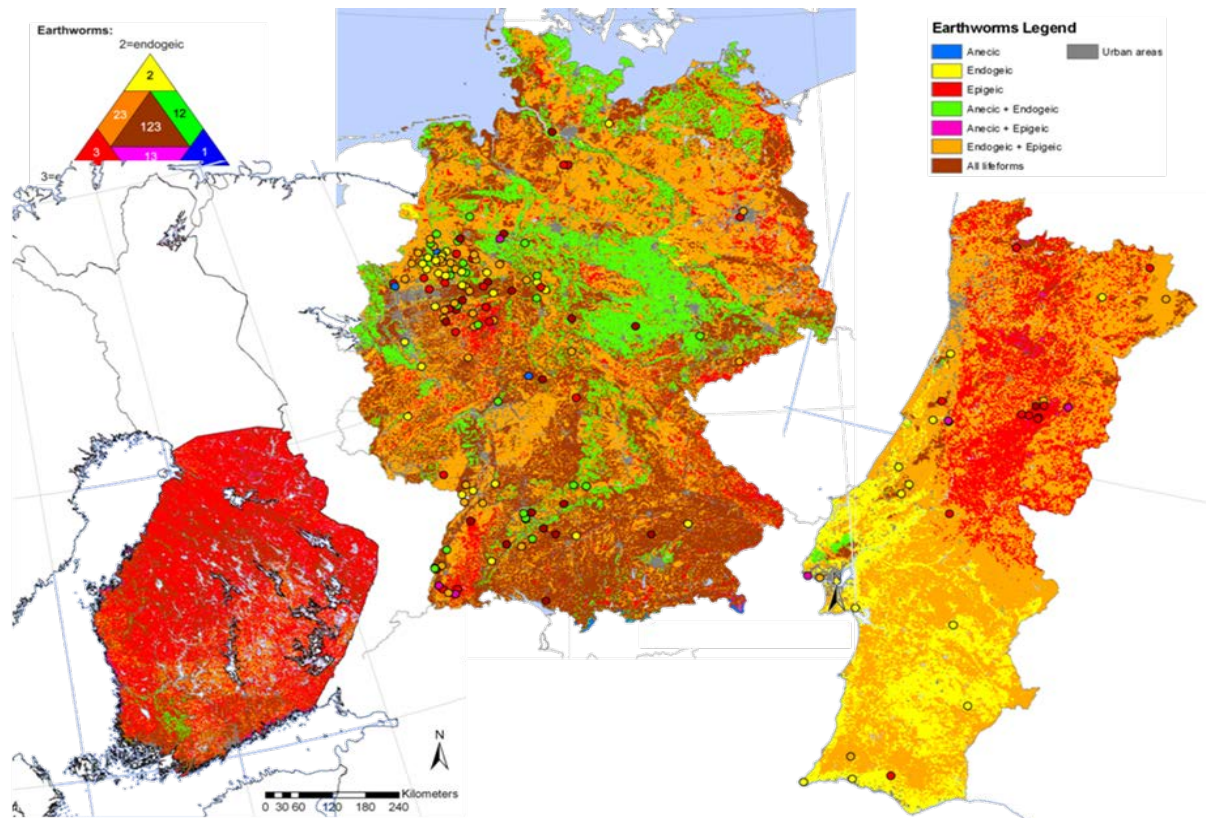


Abb. 2.2: Vorkommen der drei ökologischen Gruppen (epigäisch, endogäisch, anözisch) der Regenwürmer in den drei untersuchten Staaten. Die sieben Farben repäsentieren alle möglichen Kombinationen des Vorkommens der drei Gruppen. Die Punkte geben die Fundpunkte an, differenziert nach der jeweiligen Landnutzungsform.

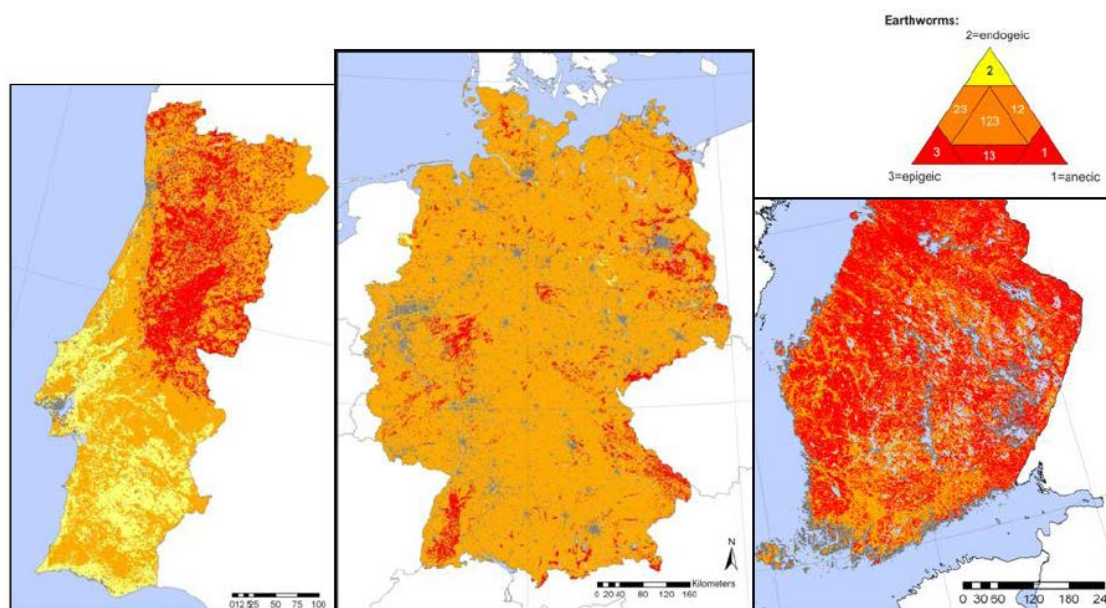


Abb. 2.3: Potentielle (= „worst case“) Exposition der drei ökologischen Gruppen der Regenwürmer gegenüber Pestiziden in drei untersuchten Staaten.

Öffentlichkeitsarbeit der Europäischen Union

Parallel zur Diskussion um eine Bodenrahmenrichtlinie wurden von der EU verschiedene Massnahmen ergriffen, um in der Öffentlichkeit den Wert des Bodens sowie die Notwendigkeit seines Schutzes bewusst zu machen. So wurde z. B. am Joint Research Centre der EU in Ispra eine ad-hoc Arbeitsgruppe zum Thema Bodenbiodiversität ins Leben gerufen, die neben verschiedenen Fachpublikationen (z. B. zum Monitoring der Bodenbiodiversität in Europa; Gardi et al. 2009) den „Atlas of Soil Biodiversity of Europe“ herausgebracht hat (Jeffrey et al. 2010). Dieses Werk, das sich primär an die interessierte Öffentlichkeit richtet, hat durch seine ansprechende Aufmachung (speziell die umfassende Bebilderung) die Bodenorganismen, ihre Vielfalt sowie ihre Leistungen erheblich bekannter gemacht.

2.1.4 Regelungen bzw. Aktivitäten außerhalb der EU

Abschließend ist kurz darauf hinzuweisen, dass die Nutzung der Biodiversität für die Klassifikation von Standorten auch in anderen internationalen Organisationen ein aktuelles Thema ist. Zu nennen sind hier z. B. die „Food and Agriculture Organisation“ (FAO) der Vereinten Nationen oder die „Organisation for Economic Co-operation and Development“ (OECD), die 2002 in Londrina bzw. in Rom 2004 jeweils zu diesem Thema Konferenzen ausrichteten (FAO 2003a,b; Breure et al. 2004). Generell ist aber festzuhalten, dass außerhalb Europas die Bodenbiodiversität nur in Einzelfällen als ein Schutzziel *per se* oder als Endpunkt für eine biologische Bodenqualitätsbeurteilung herangezogen wird. Beispiele hierfür sind:

- ▶ In der **Schweiz** wurde in den Neunziger Jahren des letzten Jahrhunderts die Nutzung biologischer Methoden (auch der Biodiversität) zur Bodenüberwachung intensiv diskutiert (z. B. Fry 1994; Schmied 1997). Allerdings haben sich trotz entsprechender Empfehlungen nach heutigem Kenntnisstand keine rechtlichen Vorgaben, z. B. zu einem Monitoringprogramm, ergeben.
- ▶ In einzelnen Bundesstaaten der **USA** wird Farmern empfohlen, die biologische Aktivität oder die Biodiversität ihres Bodens durch eine grobe Schätzung der Anzahl („worms per shovel“) oder der Aktivität von Regenwürmern einzuschätzen (eine Zusammenstellung von 11 Staaten geben Fründ et al. (2011)), wobei allerdings wenig darüber bekannt ist, inwieweit diesen Empfehlungen gefolgt wird bzw. welche Ergebnisse mit diesem Ansatz erzielt wurden;
- ▶ In **Kanada** gibt es seit 1992 das Programm „Soil quality benchmark sites“, in dem neben einer umfassenden Standortcharakterisierung auch die Bodenmesofauna erfasst

wird. Daneben werden in demselben Programm, aber soweit bekannt nur im Bundesstaat Alberta, bestimmte mikrobielle Parameter zur Stickstoffmineralisierung gemessen. Für beide Aktivitäten fehlen nähere Informationen (Winder 2003);

Auf wissenschaftlicher Ebene wurden die Kenntnisse zur Bodenbiodiversität in Kanada 2003 zusammengestellt; sowohl konzeptionell (Fox & MacDonald 2003) als auch für einzelne Gruppen (z. B. Mikroarthropoden, Nematoden, Regenwürmer oder Carabiden (Behan-Pelletier 2003; Potter & McKeown 2003; Tomlin & Fox 2003; Goulet 2003));

Daneben gibt es das „Ecological Monitoring Assessment Network (EMAN)“, ein Verbund organisiert von Environment Canada, der „Canadian Nature Foundation“ und der Universität Guelph. Mittels standardisierter Vorlagen zum Fang und Fixierung von Regenwürmern (Worm Watch) können Wissenschaftler, Schulen sowie interessierte Laien einen Beitrag zur Erfassung der Bodenbiodiversität Kanadas leisten

(www.naturewatch.ca/wormwatch; www.eman-rese.ca/eman/program/about.html).

- ▶ In **Brasilien** wird gegenwärtig, vor allem aufgrund der Initiative einzelner Wissenschaftler, versucht, die Grundlagen für eine biologische Beurteilung der Bodenqualität zu legen, indem mittels regionalen Beprobungen die Regenwurmgemeinschaften ganzer Bundesstaaten erfasst werden, wobei zunehmend auch genetische Methoden zur Artidentifikation eingesetzt werden (James & Brown 2006; Sautter et al. 2006).
- ▶ In **Japan** gibt es seit ca. 20 Jahren Bestrebungen, die Biodiversität von Bodenorganismen (Bakterien, Pilze, Mikroarthropoden) für eine Beurteilung der „Bodengesundheit“ zu nutzen (Saito 2003). Nähere Einzelheiten, v.a. zur rechtlichen Situation, sind nicht bekannt.
- ▶ In **Neuseeland** wurde in den Jahren 1998 bis 2001 im Rahmen des „500 Soils Project“ mikrobielle Parameter (N_{min} , Respiration, mikrobielle Biomasse) erfasst. Weitere Einzelheiten sind nicht bekannt (Winder 2003).
- ▶ In **Australien** wird die Bodenbiodiversität im Rahmen des „National Land and Water Resources Audit“ erfasst (bisher: 2002 und 2008). Bestimmt werden dabei Regenwürmer, Termiten und Ameisen (Woodman 2008). Diese Gruppen wurden wegen ihrer Dominanz (sowohl funktionell als auch in Bezug auf ihre Biomasse) ausgewählt.

Zwischen EU, EU, OECD, FAO und einzelnen europäischen Staaten gibt es Anstrengungen, in Übereinstimmung mit dem Biodiversitätsprogramm des UNEP World Conservation Monitoring Centre und dem „Clearing House Mechanism (CHM)“ der Konvention zur Biologischen Diversität (CBD) eine gemeinsame Vorstellung zur ökologischen Bodencharakterisierung zu entwickeln. Nach positiven Signalen von der COP-Konferenz in Johannesburg (2002) gab es bei den folgenden Konferenzen (Curitiba 2006, Bonn 2008 und Nagoya 2010) aber keinen erkennbar substantiellen Fortschritt hinsichtlich der Einbeziehung der Bodenbiodiversität in internationale Programme. Dies ist umso überraschender, da zu gleichen Zeit ein dramatischer Verlust an Bodenqualität in Europa und global zu beobachten ist.

2.2 Grundlagen einer Klassifikation und Bewertung

2.2.1 Zum Begriff der „Guten Bodenqualität“

Unabhängig davon, welche Bodenfunktion betrachtet wird, ist es schwierig, diejenigen Kriterien festzulegen, anhand derer ein Boden als „gut“ oder „schlecht“ beurteilt werden kann (Lancaster 2000). Ausgehend vom gegenwärtigen Kenntnisstand ist es aber möglich, ob eine an einem bestimmten Standort festgestellte Qualität besser oder schlechter als ein vorab festzulegender Referenz- oder Erwartungswert ist (Toschki 2008; Ruf et al. 2011). Dazu sind allerdings nicht allein ökologische sondern auch sozioökonomische Kriterien zu verwenden. De facto ist der Kriterienkatalog sogar noch breiter: Außer der physikalischen, chemischen und biologischen Qualität des Bodens sind technische, soziale, ökonomische, ethische und sogar ästhetische Kriterien zu berücksichtigen. Wenn man von Schutzgebieten absieht, sollte es das Ziel jeder Bodenqualitätsbeurteilung sein, den Boden eines bestimmten Standorts nachhaltig zu nutzen, d. h. zukünftige Nutzungen dürfen nicht eingeschränkt werden und negative Auswirkungen auf die Umgebung (z. B. Grundwasser) müssen vermieden werden. Der für die Beurteilung eines Bodens festzulegende Referenz- oder Erwartungswert kann durch Verwendung eines bestimmten Stichjahres, d. h. historisch (vgl. Konzept in der Botanik in den Niederlanden 1950 (Van der Meijden et al. 1989)) oder durch die Verwendung von abgeleiteten potentiellen natürlichen Lebensgemeinschaften (z. B. „potentiell natürliche Vegetation“ in Deutschland (Leuschner 1997)) gebildet werden. In der heutigen Naturschutzpraxis für terrestrische Systeme (FFH-Lebensraumkartierung (z. B. Sachsen-Anhalt 2010, Lanuv NRW 2010), §62 Biotopkartierung NRW (Lanuv NRW 2008)) ist die Beschreibung und Erfassung von sogenannten Biotoptypen (=Lebensraumtypen)

gänglich. Dazu gehört eine umfassende Beschreibung ihrer Charakteristik (Steckbrief Lebensraum) d. h. ihrer Ausstattung an typischen Arten, ihrer Habitatstruktur, ihres Standortes sowie weiteren notwendigen Hinweisen, die für eine Erfassung derselben wichtig sind. Darüber hinaus werden Angaben über den Erhaltungszustand von Biotoptypen, anhand von Arteninventar, Habitatstruktur und Beeinträchtigung, gemacht (BfN 2011a) sowie Maßnahmen zur deren Entwicklung vorgelegt (BfN 2011b). Einen Vorschlag zur standardisierten Lebensraumtypenbeschreibung, ähnlich dem oben beschriebenen Ansatzes erweitert auf Basis von Vegetation und tierischen Organismen-Gruppen geben Lennartz (2003) und Roß-Nickoll (2000).

Für landwirtschaftliche Flächen könnte auch der Status der Biodiversität auf biologisch-organisch bewirtschafteten Farmen als Bezugspunkt verwendet werden, wie es z. B. in den Niederlanden im BISQ-Konzept gehandhabt wird (vgl. Kap. 2.3.3). Eine andere Option ist die Erarbeitung von theoretischen Referenzwerten, z. B. für funktionelle Parameter abgeleitet aus Modellen, z. B. zur Stickstoffmineralisierung oder der Stabilität von Nahrungsnetzen (Breure et al. 2002). Häufiger werden allerdings strukturelle Referenz- bzw. Erwartungswerte abgeleitet, konkret durch die Erfassung der Biodiversität von Bodenorganismen an unbelasteten und nach Landnutzung differenzierten Standorten. Generell gilt im Boden, dass nach heutigem Kenntnisstand aufgrund der funktionellen Überlappung von vielen Arten (gerade der Mesofauna) die strukturelle Diversität von Bodenorganismengemeinschaften deutlich größer ist als die funktionelle Diversität (Turbé et al. 2010). Allerdings ist in diesem Zusammenhang darauf hinzuweisen, dass es keineswegs eine eindeutig positive Korrelation zwischen struktureller und funktioneller Diversität gibt (Scheu et al. 2002). Auch scheint es nur in Ausnahmefällen eine Korrelation zwischen struktureller Diversität und der jeweiligen Abundanz von Bodenorganismen an einem Standort zu geben (Mulder et al. 2005a). Andererseits gilt, dass Ökosysteme mit einer hohen Biodiversität wahrscheinlich eine höhere Stabilität gegenüber anthropogenen Störungen aufweisen als artenarme Systeme (Hooper et al. 2005).

2.2.2 Ableitung von Referenzwerten

Das Hauptproblem bei der Verwendung der Biodiversität für die Bewertung des Bodenzustands ist, dass die an einem Standort beobachtete Diversität von Bodenorganismen (= Ist-Zustand) allein nichts über den ökologischen Zustand der jeweiligen Gemeinschaft bzw. die Qualität des Bodens aussagt. Dazu ist vorab ein Bewertungsmaßstab (= Referenzsystem) festzulegen, um

eine Beobachtung beurteilen zu können (Ruf et al. 2011). Unter Referenzsystem (= Summe von Soll-Werten) ist die Gesamtheit des derzeitigen Wissens um Biozönose-Standort-Beziehungen sowie die Definition von Schwellenwerten gemeint (der allgemeine Zusammenhang wurde bereits im Zusammenhang mit der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union diskutiert; vgl. Abb. 2.4 (EU 1992). Konkret besteht ein Referenzsystem für die Diversität von Bodenorganismen aus:

- einer Liste von Arten und ihren relativen Abundanzen, die an einem Standort mit seinen spezifischen Bedingungen (z. B. Klima, Bodenfaktoren, Region usw.) erwartet werden;
- einer Vorstellung, ab wann eine Abweichung hiervon (z. B. das Fehlen von Arten oder eine Änderung der Gemeinschaftsstruktur) als Ausdruck einer Störung anzusehen ist.

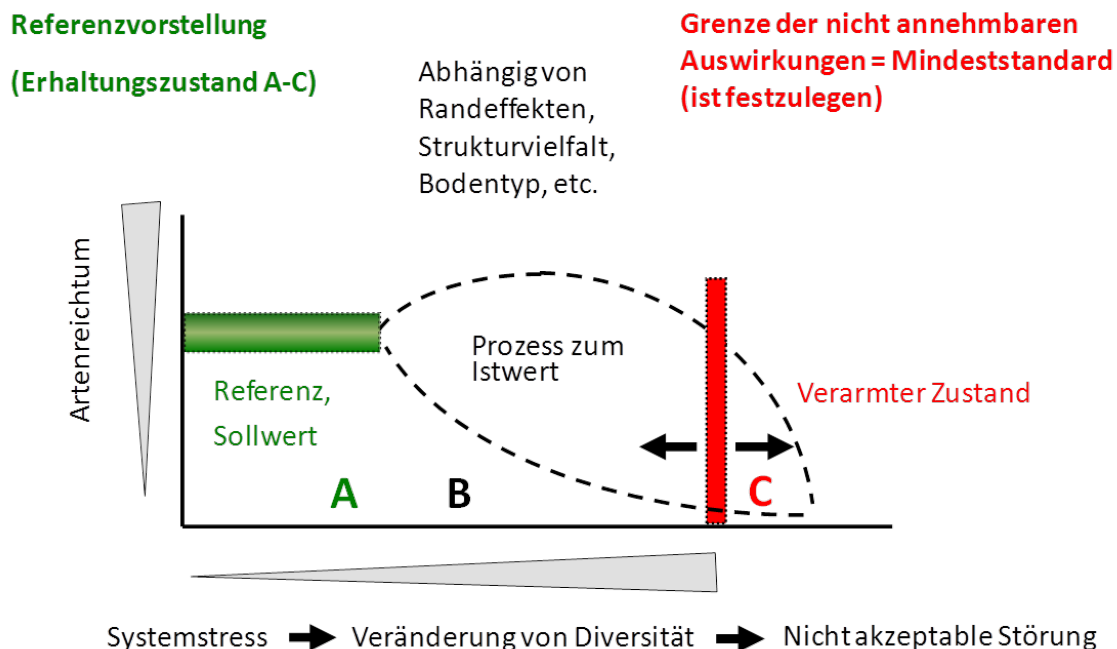


Abb. 2.4: Prinzip zur Ableitung von Schwellenwerten in Bezug auf Referenzzustände: A, B und C entsprechen verschiedenen Erhaltungszuständen in Bezug zum Systemstress (z. B. FFH-Gesetzgebung, EU 1992)

Das heißt, dass zwischen der generellen Klassifikation von Bodenorganismengemeinschaften und der standortspezifischen Beurteilung bzw. Bewertung der Gemeinschaft zu unterscheiden ist (zur Terminologie vgl. Weidemann 1990). In einem ersten Schritt werden die Diversität von Bodenorganismen und die jeweiligen Standorteigenschaften in einer auch routinemäßig anwendbaren Weise klassifiziert. In einem zweiten Schritt wird die an einem bestimmten Standort vorkommende Organismengemeinschaften mit einer Referenzgemeinschaft verglichen, wodurch entschieden wird, ob die an diesem Standort festgestellte Gemeinschaft

„anders“ oder auffällig“ ist. In einem möglichen dritten Schritt kann dann die dortige biologische Bodenqualität als „gut“ oder „schlecht“ bewertet werden. Dabei ist davor zu warnen, „viel“ mit „gut“ gleich zu setzen: je nach Standort kann auch „wenig“ gleich „gut“ sein. Dies kann vor allem bei Klassenbildungen ein Problem sein. Zur Beurteilung der „Auffälligkeit“ können bzw. sollten auch vegetationskundliche Daten dienlich sein, die ebenso standörtliche Veränderungen anzeigen und zu denen umfassende Kenntnisse vorhanden sind.

In diesem Zusammenhang ist auf die generelle Diskussion zur Definition eines „guten ökologischen Zustands“ bzw. eines „ökologischen Schadens“ (= Abweichung vom guten Zustand) zu verweisen, die an dieser Stelle nicht im Detail ausgeführt werden kann (Ekschmitt & Griffiths 1998; Potthast 2004; Beck et al. 2005; Toschki et al. 2007). Allerdings sind vier Aspekte bei der Beurteilung von Monitoringergebnissen von Organismen (hier: des Bodens) erwähnenswert (Toschki 2008):

- ▶ Eine statistische Absicherung von Abundanzveränderungen ist im Freiland nur selten machbar, da dazu die jeweiligen Arten hoch abundant und möglichst gleichmäßig verteilt sein sollten;
- ▶ Die gleichzeitige Veränderung einer Organismengemeinschaft und dem Auftreten eines Stressors ist als Hinweis, nicht aber als Beleg für einen kausalen Zusammenhang zu sehen;
- ▶ Quantitative Verfahren zur Beurteilung von Veränderungen im Auftreten von Arten im Freiland sind durch qualitativ-ökologische Ansätze (z. B. zur Stellung einer betroffenen Art im Nahrungsnetz oder ob es sich um einen „Ecosystem Engineer“ handelt) zu ergänzen;
- ▶ Veränderungen der Diversität sind nicht zwingend mit (meßbaren) Änderungen der Funktion der jeweiligen Gemeinschaft verbunden, so dass letztere Verfahren allein für eine biologische Beurteilung nicht ausreichen. Sie können allerdings einen wichtigen Beitrag zur nachfolgenden Bewertung von Änderungen der ökosystemaren Leistungen liefern.

Analog zum Vorgehen bei der Entwicklung des aquatischen biologischen Beurteilungskonzepts RIVPACS (Wright 2000) könnte die Diversität von Bodenorganismen an ausgewählten, bodenkundlich umfassend charakterisierten Standorten erfasst werden. Die

Frage ist, wie viele Standorte für eine solche Festlegung zu beproben sind. Um aquatische Referenzwerte für das Vereinigte Königreich zu erarbeiten wurden mehr als 600 Standorte untersucht (Wright et al. 2000). Für holländische Böden wurden pro Kombination von Bodentyp und Landnutzung 20 Standorte als Minimum angenommen (vgl. Kap. 2.3.3) – eine Anzahl, die auch bei der Bestimmung der Hintergrundwerte in Deutschland ausgewählt wurde (LABO 2003). Tatsächlich wurden in Holland ca. 200 Standorte beprobt, um die häufigsten Kombinationen der beiden genannten Faktoren abzudecken (Rutgers et al. 2008). Auch Zeitreihen am gleichen Standort können und sollten für die Ableitung von Referenzwerten genutzt werden. Obwohl die Durchführung räumlich und zeitlich umfangreicher Monitoringuntersuchungen erhebliche Ressourcen erfordern, gibt es gegenwärtig keine realistische Alternativen zu diesem Ansatz. Ergänzt werden sollte ein solches Programm durch Probennahmen an Standorten mit bekannter Belastung, um die Unterschiede in der Biodiversität in Abhängigkeit von natürlichen und anthropogenen besser Bodeneigenschaften besser einschätzen zu können.

2.2.3 Das Schutzziel: Boden als ein Lebensraum für Bodenorganismen

Wie oben dargelegt ist das Schutzziel für Böden die Aufrechterhaltung einer guten Bodenqualität; d. h. bestimmte natürliche Bodenfunktionen, speziell die Lebensraumfunktion, müssen erfüllt sein. Dazu dürfen weder die Struktur (d. h. die Biodiversität von Mikroorganismen und Invertebraten) noch die Funktion der Bodenorganismengemeinschaft (d. h. die durch die Interaktion der Organismen ablaufenden Prozesse) beeinträchtigt sein (Decaens et al. 2006; Rutgers et al. 2010). Die Lebensraumfunktion ist dem Standort entsprechend am besten in natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten Boden erhalten, doch sind solche Böden in der EU kaum noch vorhanden (Jeffrey et al. 2010). Mit anderen Worten: die durch den Menschen verursachte Landnutzung ist beim Schutz der Lebensraumfunktion einzubeziehen. Damit sind die Anforderungen an den Boden eines Waldes andere als die an einen Ackerboden. Dieser Unterschied spiegelt sich auch im Bundesbodenschutzgesetz (1998) wieder, in dem wie auch in vergleichbaren Regelungen anderer Länder, das jeweilige Schutzziel je nach Landnutzung unterschiedlich umgesetzt wird (demonstriert durch unterschiedlich hohe Bodenwerte).

Jede Beurteilung der Lebensraumfunktion erfordert detaillierte Kenntnisse zur Struktur und Funktion der jeweils zu schützenden Organismengemeinschaft. Diese Bedingung ist

allerdings weder für die meisten Organismen (Ausnahmen: Regenwürmer und Mikroorganismen (Ernst 2010; Mulder et al. 2011)) oder Regionen der EU (noch) nicht erfüllt, denn die Kenntnisse zur Diversität und Ökologie von Bodenorganismengemeinschaften in Europa ist lückenhaft (Jeffrey et al. 2010). Bei der Umsetzung der entsprechenden Untersuchungen zum Schließen dieser Informationslücke ist zu beachten, dass das Vorkommen von Bodenorganismen stark von den jeweiligen pedologischen Bedingungen abhängt – und umgekehrt (z. B. Jungerius et al. 1995). Das beste Beispiel für diese gegenseitige Abhängigkeit sind die Humusschichten in Wäldern, deren Entstehung primär von der Aktivität von Bodenorganismen, speziell Regenwürmern, (oder deren Fehlen) abhängt. Zur gleichen Zeit dienen diese organischen Auflageschichten den gleichen Organismen (und vielen weiteren) als Lebensraum (z. B. Gulder 1997; Graefe & Belotti 1999).

Bei der Darstellung des Schutzes der Lebensraumfunktion von Böden ist neben der Betonung der wichtigen Funktionen und Leistungen, die Bodenorganismen erbringen (z. B. Pankhurst et al. 1997) nicht zu vergessen, dass diese Mikroben und Invertebraten auch einen intrinsischen ökosystemaren Wert besitzen (Hagvar 1998). Sie sind ebenso wie andere Organismen schutzwürdig. Ihre geringe Größe, die schwierige taxonomischen Bestimmung oder der für ein Monitoringprogramm nötige Aufwand mindern nicht ihren Status (Dunger 1994).

2.3 Bodenbiologische Beurteilungsansätze und Konzepte

2.3.1 Einführung

Im Gegensatz zu den überschaubaren gesetzlichen Vorgaben sind in der Literatur viele Beispiele von Forschungsaktivitäten zur biologischen Beurteilung von Böden zu finden (einen Überblick geben Römbke & Breure 2005b; für eine Einführung in die Anfänge der ökologischen Klassifizierung unter besonderer Berücksichtigung der Pflanzensoziologie und Limnologie siehe Breure et al. (2005)). Historisch lässt sich die biologische Bodenbeurteilung auf Beobachtungen von Bornebusch (1939) sowie Ghilarov (1944; 1965; Dunger 1968) zurückführen, nach denen sich in Abhängigkeit von Standorteigenschaften typische Regenwurmgemeinschaften identifizieren lassen. Davon ausgehend wurde in mehreren Staaten Beobachtungen dokumentiert, nach denen das Vorkommen der Bodenorganismen mit bestimmten Bodenfaktoren korreliert ist: z. B. England (Phillipson et al. 1976), Irland (Healy 1980), Deutschland (Schöttle & Rupp 1989) oder den Niederlanden (Eijsackers & Zehnder 1990). Unabhängig davon wurden auch in anderen Staaten wie z. B.

Ägypten (Ghabbour 1991) ähnliche Ideen publiziert. Häufig dienten dabei Beurteilungsansätze aus der Limnologie als Vorbild (speziell RIVPACS; Wright 2000).

Ebenfalls ausgehend von der Erfassung von Regenwürmern, aber schon weitere Gruppen der Makrofauna integrierend schlug Volz (1962) eine pedozoologische Standortlehre vor – ein Konzept, das für fast 30 Jahre weitgehend ignoriert wurde. Anfang der Neunziger Jahre begann das Interesse an einer biologischen Beurteilung von Böden erneut. Speziell Stork & Eggleton (1992) diskutierten schon alle in diesem Zusammenhang noch heute relevanten Fragen (z. B. das Verhältnis zwischen der Struktur und Funktion von Organismengemeinschaften) sowie praktischen Probleme (z. B. die Auswahl geeigneter Endpunkte, die Rolle von „Key Species“ oder die Beschränkungen der klassischen Taxonomie). Ungefähr zur gleichen Zeit konkretisierte Belotti (1993; 1994) die Klassifikation einzelner Bodenorganismengruppen anhand ihrer jeweiligen Größe (Mikro-, Meso-, Makrofauna), der trophischen Ebene sowie ihrem bevorzugten Aufenthaltsort (Mineralboden, Streuschicht, oder beidem). Auch wenn die so von ihm definierten 16 Lebensformtypen – nicht zuletzt wegen unzureichender Publikation – kaum in der wissenschaftlichen Diskussion auftauchen ist eine solche Zuordnung eine wichtige Voraussetzung zur Einschätzung der Funktionen der Bodenorganismen.

Die meisten Vorschläge zur biologischen Klassifikation und Beurteilung von Böden stimmen darin überein, dass, zumindest bei den meisten Invertebraten, die Beurteilung von Bodenorganismeneigenschaften am besten (da am meisten Informationen enthaltend) auf der Artenebene erfolgen sollte. Ausnahmen betreffen die trophischen Gruppen der Nematoden (Yeates & Bongers 1999) oder die ökologischen Gruppen der Regenwürmer (Bouché 1976). Turbé et al. (2010) gehen noch einen Schritt weiter und teilen die Bodenorganismen in drei funktionelle Gruppen ein: „Chemical Engineers“ (= Bakterien, Pilze), „Biological Regulators“ (z. B. Nematoden, Collembolen) sowie „Soil Ecosystem Engineers“ (= primär Regenwürmer (Lee & Foster 1991), aber auch, Isopoden (in mediterranen Regionen) oder Termiten (in den Tropen (Lavelle et al. 1997)). Der letztgenannte Ansatz wurde, zumindest explizit, in diesem Bericht nicht umgesetzt. Allerdings erfolgte auf der Ebene einzelner Organismengruppen durchaus eine Auswertung nach ökologischen Gruppen, die in einigen Fällen (gerade bei den Regenwürmern) im Sinn von Turbé et al. (2010) interpretiert werden könnte.

In diesem Kapitel werden neben einer kurzen Auflistung verschiedener Projekte zur Beurteilung auf der Grundlage einzelner Organismengruppen bzw. Gemeinschaften (Kap. 2.3.2) vor allem auf die Erfahrungen im Rahmen des holländischen BISQ-Konzepts eingegangen werden (Kap. 2.3.3).

2.3.2 Beurteilung mittels einzelner Organismengruppen bzw. -gemeinschaften

Wie schon am Beispiel der Regenwürmer kurz erwähnt wurden in den letzten 20 Jahren verschiedene Invertebratengruppen für die biologische Beurteilung von Böden herangezogen. Einige dieser Arbeiten sind, ohne Anspruch auf Vollständigkeit, im Folgenden aufgelistet:

Protozoa:	Louisier & Parkinson (1981); Aesch & Foissner (1991); Gupta & Yeates 1997; Bobrov et al. (1999);
Nematoda:	Bongers (1990); Yeates et al. (1993); Gupta & Yeates 1997; Bauchhenss 1998; Ekschmitt et al. 2001; Yeates (2003); Mulder et al. (2003a); Mulder et al. (2005b);
Enchytraeidae:	Standen (1979); Healy (1980); Graefe (1993a); Beylich & Graefe (2002); Beylich & Graefe (2007b);
Lumbricidae:	Phillipson et al. (1976); Doube & Schmidt 1997; Spurgeon & Hopkin (1999); Friedel et al. (1999); Beylich & Graefe (2002); Ehrmann et al. 2007; Krück et al. 2006; 2007; Tischer 2007; UBA (2007); Lindahl et al. (2009);
Oribatida:	Strenzke (1952); Weigmann & Kratz (1981); Beck et al. (1997); Zaitsev & Berg (2000); Toschki (2008);
Gamasida:	Karg & Freier (1995); Ruf (1997, 1998); Filser et al. (2000);
Collembola:	Greenslade (1997); Van Straalen & Verhoef (1997); Bauchhenss 1998; Fromm (1998); Filser et al. (2000; 2002); Ponge et al. (2003); Sousa et al. (2004); Ponge et al. (2006); Sousa et al. (2006).

Ähnliche Ansätze wurden auch für die Makrofauna der Bodenoberfläche bzw. der Streuschicht vorgeschlagen, auf die hier allerdings nicht näher eingegangen werden soll (z. B. Martin, 1991; Straub & Lang 1995; Hochkirch 1996; Spurgeon et al. 1996; De Bruyn 1997; Lang et al. 1999; Judas et al. 2002; Pfiffner & Luka 2003; Weibull & Östman 2003; Braschler et al. 2004; Da Silva et al. 2008; Pereira et al. 2008).

Da allerdings keine einzelne Organismengruppe die große Bandbreite von Böden und Standorten abdecken kann wurde bisher keiner dieser Vorschläge in die routinemässig angewandt. Van Straalen (1998) schloß sein Review zum Einsatz von Bioindikatoren in der Bodenbiologie mit der Aussage, dass die in der Zusammensetzung der jeweiligen zoologischen Gemeinschaft enthaltene Information notwendig ist, um eine entsprechend feine Auflösung zu erhalten. Zum Beispiel analysierten Ruf et al. (2000) die Dominanzstruktur verschiedener Bodeninvertebratengruppen, die an 15 Standorten in Deutschland erfasst worden waren, mittels einer Korrespondenzanalyse und kamen zu dem Schluss, dass die gefundenen Muster umso klarer wurden je mehr Gruppen in der Analyse berücksichtigt wurden. Allerdings ist dabei zu beachten, dass Unterschiede sowohl innerhalb eines Jahres (Schoenly & Cohen 1991) als auch zwischen Jahren (Mulder et al. 2003a) auftreten können.

Beurteilung mittels Organismengemeinschaften

Die Idee der systematischen Nutzung einer ganzen Gemeinschaft wurde wahrscheinlich zuerst von Pflanzensoziologen aufgebracht (Braun-Blanquet 1921), aber es dauerte bis in die Sechziger Jahre, dass entsprechende Vorschläge auch für Bodenorganismen formuliert wurden. Im Folgenden werden einige dieser Vorschläge ohne Anspruch auf Vollständigkeit vorgestellt. Ihnen ist gemeinsam, dass sie (bisher) nicht oder nur sehr begrenzt in der Routineanwendung „angekommen“ sind.

Pedozologische Standortlehre (Volz 1962):

- Charakterisierung von Waldstandorten mittels der Biomasse von Makroinvertebraten (Regenwürmer, Schnecken, Käfer, Dipterenlarven, Tausendfüßer, Isopoden);
 - Klassifikation der Wälder der Pfalz in fünf Gruppen;
 - Zusätzliche Klassifikation dieser Gruppen mit Hilfe der Regenwürmer;
 - Probleme: Bestimmung der Biomasse sehr aufwändig; Mißachtung der Mesofauna;
- => Dieser Vorschlag wurde in der Wissenschaft und bei Behörden weitgehend ignoriert, weil zu dieser Zeit eine biologische Bodenklassifikation als unnötig angesehen wurde.

Ecotopes/Ecological species group (Sinnige et al. 1992):

- Definition von “Ecotopes” in den Niederlanden (= 136) und Identifikation ihrer Bodenfaunagemeinschaften in Analogie zur pflanzensoziologischen Klassifikation;

- Jeder Faktor, der bei der Charakterisierung eines Standorts oder eines Bodens verwendet wird, wurde in drei Klassen eingeteilt;
 - Organismen: Myriapoden, Ameisen, Collembolen, Enchyträen, Regenwürmer;
 - Messendpunkte: Artenzusammensetzung; keine quantitativen Parameter (Abundanz);
- => Dieser Ansatz wurde in Holland nicht weiterverfolgt, da zu dieser Zeit andere Prioritäten im Bodenschutz gesetzt wurden (= Konzept der Bodenwerte).

Soil Invertebrate Prediction Classification Scheme (SOILPACS; Spurgeon et al. 1996; Weeks et al. 1998):

- Vergleich von Standorteigenschaften und dem qualitativen Vorkommen ausgewählter Invertebratengruppen (Regenwürmer, Collembolen, Isopoden, Spinnen) in Analogie zum in der Aquatik routinemäßig angewandten Konzept RIVPACS;
 - Anwendung standardisierter Verfahren: Sammelmethodik und statistische Auswertung (z. B. TWINSPAN);
 - Probleme: Geringe Zahl und schlechte Qualität von Referenzwerten für Bodenorganismen im Vereinigten Königreich.
- => Der Ansatz wurde zwar erfolgreich für die Beurteilung schwermetall-kontaminierter Böden in Wales eingesetzt, aber nicht weiter verfolgt aufgrund des hohen Aufwands, der für die Erstellung robuster Referenzwerte notwendig gewesen wäre.

Zersetzergemeinschaften (Graefe 1995; Graefe & Schmelz 1999):

- Biologische Klassifikation von Böden bzw. Standorten mittels Nutzung von Enchyträen und Regenwürmern als Indikatoren für eine “typische Gemeinschaft saprophager Mikroorganismen und Invertebraten”, wobei ein numerisches System für einzelne Standorteigenschaften genutzt wird, das ursprünglich in der Pflanzensoziologie entwickelt wurde (Kratochwil 1987; Ellenberg et al. 1992);
- Klassifikation des Vorkommens von Arten in Abhängigkeit von wenigen Faktoren: Bodenfeuchte, pH, Salinität und Lebensformtypus (Vorkommen im Humusprofil, Reproduktionsstrategie usw.);
- Messparameter: Artenzusammensetzung, Abundanz, Frequenz, Vorkommen charakteristischer Arten und Humusform (Graefe & Belotti 1999);
- Probleme: Dieser Ansatz wurde teilweise (Erfassung der beiden Organismengruppen: ja; Nutzung der Information im regulatorischen Kontext: nein) in drei deutschen

Bundesländern umgesetzt (Cordesen 1993; Graefe 1993b; Beylich et al. 2006), doch wird er kritisiert wegen der Fokussierung auf nur zwei Organismengruppen und weil das Vorkommen von Invertebraten von anderen Faktoren determiniert wird als das von Pflanzen (z. B. Regenwürmer (Margerie et al. 2001) oder Collembolen (Dunger & Dunger 1983)). Zudem wurde er bisher fast ausschließlich in Deutsch als „graue“ Literatur publiziert.

=> Regelmäßig in einigen Bundesländern (speziell Schleswig-Holstein) eingesetzt (Beylich et al. 2005; 2006).

Bodenbiologische Standortklassifikation (BBSK) (Römbke et al. 1997; 2000; Ruf et al. 2003):

- Biologische Beurteilung eines Standorts durch einen Vergleich der vorhergesagten mit der real am Standort vorkommenden Biozönose;
 - Voraussetzung: Vorkommen der jeweiligen Biozönose wird durch abiotische Faktoren determiniert (primär Bodeneigenschaften wie Textur und pH-Wert).
 - Verwendete Messparameter: Bevorzugung qualitativer (z. B. Dominanzstruktur) Parameter, denn quantitative Parameter sind meist variabler (räumlich wie zeitlich); u. a. aufgrund von Klimaeinflüssen (Fründ 1995; Filser 2001; Joschko et al. 2006);
 - Beurteilung im Detail erfolgt auf der Grundlage des Vorkommens oder Fehlens gleicher oder ökologisch vergleichbarer Arten innerhalb der entsprechenden Zönosen; d. h. Maßstab ist letztlich die Biodiversität.
 - Probleme: Kleine Datenbasis aufgrund der geringen Zahl untersuchter Standorte; nicht im Detail festgelegte Auswertung über die einzelne Organismengruppe hinaus, d. h. es gibt dabei einen (zu großen?) Einfluss von „Expertenwissen“, was einer Routineanwendung dieses Ansatzes entgegensteht;
- => Anwendung des Konzepts beispielhaft in Brandenburg (Römbke, pers. Mittl.) sowie Sachsen-Anhalt bzw. Thüringen (Tischer 2007).

Biological Soil Quality (QBS) (Parisi 2001; Parisi et al. 2005)

- Beurteilung von Böden ausgehend von der Annahme, dass sich eine gute Bodenqualität an der Zahl von Mikroarthropodengruppen erkennen lässt;
- Auswertungsebene ist nicht die Art, sondern „Morphotypen“ (teils auch als Lebensformtypus bezeichnet; sie entsprechen weitgehend einer ökologischen Gruppe);

- Lebensformtypen werden durch morphologische „Traits“ determiniert (z. B. Pigmentierung, Vorhandensein von Augen usw.);
 - Festlegung eines EMI-Werts (= ecomorphological index): 1 = Streubewohner; 20: Tiefenbewohner) für jeden Morphotyp, abhängig der Adaptation an das Bodenleben;
 - Der BSQ-Wert für den jeweiligen Standort ist gleich der Summe aller EMI-Werte;
 - Probleme: Fokussierung auf eine Organismengruppe und die Schwierigkeit, den Morphotypen eindeutig einen EMI-Wert zuzuordnen.
- => Trotz relativ einfacher Anwendung sind bisher nur wenige Anwendungen des BSQ bekannt (z. B. Podrini et al. 2006).

Bewertungsrahmen für die Lebensraumfunktion von Böden (Sommer et al. 2002):

- Grundlage dieses Ansatzes: Beziehungen zwischen pH und bodenkundlicher Feuchte und dem Vorkommen von Regenwürmern, Gehäuselandschnecken und Mikroben;
 - Datengrundlage: Erfassungen in Wäldern Baden-Württembergs;
 - Analyse dieser Beziehungen mittels Regressionsmodellen und Ökogrammen;
 - Darstellung der Leistungsfähigkeit (de facto: ein Potential: Brauckmann & Broll 2003) von Böden als Lebensraum in 5 Stufen bzw. als Diagramm;
 - Probleme: Fokussierung auf wenige Organismengruppen und eine geringe Datenlage, unzureichende Berücksichtigung von seltenen Arten;
- => Wenige Anwendungen bekannt; allerdings berücksichtigt im BVB-Vorschlag zur Nutzung der Bodenbiodiversität in Planungsprozessen (Beylich et al. 2005).

Biozoenologisch-soziologischer Klassifikationsansatz (Lennartz 2003, Roß-Nickoll 2000, Roß-Nickoll et al. 2004):

- Ansatz basierend auf der Gemeinschaft (= Kombination von Arten) verschiedener Taxa (von Pflanzen über die in der Vegetationsschicht lebenden Arten bis hin zu Bodenorganismen) (Roß-Nickoll 2000; Lennartz 2003));
- Definition von Biotopen auf Basis von Biozönosen mit Hilfe diagnostischer Arten, die wiederum alle Standortparameter in sich beinhalten und widerspiegeln.
- Meßparameter: Präsenz /Absenz von Arten, sekundär auch deren Abundanz.
- Durch gleichzeitige Aufnahme von Umweltparametern (z. B. pH-Wert, Nährstoff etc.) können tatsächlich vorkommende, natürliche Varianzen und Schwellen von Lebensgemeinschaften dargestellt werden.

- Möglichkeit der Ableitung klarer Schwellen und diese als abträglich zu definieren (Lennartz & Roß-Nickoll (1999); Lennartz (2003));
 - Erweiterung der Methoden der Vegetationskunde auf bioökologische Belange;
 - Systematische Anwendung ähnlich wie bei der Risikobewertung im Rahmen des Naturschutzes (Eingriffsregelung, Effizienzkontrollen etc.). Die Verwendbarkeit dieses Ansatzes für Bodenorganismen zeigte auch Toschki (2008);
 - Problem: Der Ansatz setzt sowohl vegetationskundliche/pflanzensoziologische als auch tierökologische Kenntnisse und Erfahrungen voraus und gestaltet sich für den Anwender deshalb sehr komplex.
- => Bisher keine weitergehende Anwendung bekannt.

General Indicator of Soil Quality (GISQ) (Velasquez et al. 2007):

- Integration von verschiedenen Indikatoren zur Beurteilung des Bodens anhand seiner Fähigkeit, fünf ökosystemare Leistungen zu erbringen: Jeder der fünf „Ecosystem Services“ wird dabei durch verschiedene Indikatoren erfasst:
 1. Physikalische Qualität (z. B. Wasserhaushalt), gemessen als Porosität, Feuchte;
 2. Chemische Qualität (z. B. Fruchtbarkeit), gemessen als Nährstoffkonzentration;
 3. Morphologische Qualität (z. B. Bodenaggregation), gemessen über die „Ecosystem Engineers“ oder die Humusform;
 4. Organischer Gehalt im Boden (z. B. als Faktor bei der Klimaregulation), gemessen als Kohlenstoffmenge oder -qualität;
 5. Diversität der Bodenmakrofauna (z. B. Indikator der biologischen Aktivität), gemessen als Abundanz und Dominanzanteil aller Invertebratengruppen, deren Angehörige zu 90% mit dem nackten Auge erkennbar sind.
- Der fünfte Indikator integriert die ersten vier, so dass er zur Beurteilung des Bodenzustands insgesamt geeignet erscheint;
- Die Berechnung des GISQ erfolgt mittels multivariater Statistik, erst auf der Ebene der fünf einzelnen Indikatoren, die dann gewichtet zu einem Wert zwischen 0,1 und 1 umgerechnet werden;
- es gibt keinen Bezug auf Referenzwerte (o. ä.);

- Eine Validierung dieses Ansatzes ist bisher nicht erfolgt (bisherige Anwendung an wenigen Standorten in Süd- bzw. Mittelamerika);
 - Probleme: Die Fokussierung auf die Makrofauna, deren Auftreten häufig von anderen als Bodenfaktoren determiniert wird, ist problematisch, wenn eine Bodenbeurteilung (im Gegensatz zu einer Standortbeurteilung) intendiert ist.
- => Bisher keine weitergehende Anwendung bekannt.

Biotic Indicator of Soil Quality (IBQS) (Ruiz Camacho 2004; Ruiz et al. 2011):

- Beurteilung von Bodengruppen mit gleichen physiko-chemischen Eigenschaften (pH, Kationenaustauschkapazität) anhand von Taxa der Boden-Makrofauna
- Die für jede Bodengruppe typischen Indikatororganismen werden anhand ihrer Spezifität und „Wiedergabetreue“ (?) (Dufrene & Legendre 1997) ausgewählt (seltene Arten werden ausgeschlossen);
- Abundanz und der indikatorische Wert (?) werden zu einem „Quality Score“ zusammengefasst, dessen Höhe die biologische Qualität des jeweiligen Bodens ausdrückt;
- es gibt keinen Bezug auf Referenzwerte (o. ä.);
- Probleme: Die Fokussierung auf die Makrofauna sowie die im Einzelnen stark auf „Expert Knowledge“ aufbauende Zuordnung von indikatorischem Wert erschweren eine Übertragung auf andere Anwender und (oder Regionen);
- Eine Validierung dieses Ansatzes ist bisher nicht erfolgt (bisherige Anwendung an wenigen Standorten in drei Regionen Frankreichs).

Bodenbiologische Standortcharakterisierung (Süss 2009):

- Beurteilung von Standorten mit Hilfe von 20 von ihr definierten Lebensraumtypen;
- Ableitung dieser Typen mittels einer Kombination von pH-Wert, ökologischem Feuchtegrad sowie Textur und Humusform;
- Jedem Typ werden einzelne (typische, dominante?) Bodenorganismengruppen zugeordnet (insgesamt zehn), so dass Bodenfauna-Habitate gebildet werden können;
- Unterscheidung zwischen 20 Oberboden- und 18-Streuhabitaten möglich;
- Kennzeichnung der Bodenbiodiversität über das Disparitäts/Abundanzverhältnis der einzelnen Organismengruppen (neun mögliche Kombinationen);

- Prognostizierung des Bodenlebens in der Fläche und dessen kartographische Darstellung in Sachsen unter Verwendung des Bodenschutzatlas in Verbindung mit der Biotop- und Landnutzungskartierung möglich;
 - Probleme: Auswertung des Vorkommens der Organismen auf sehr hoher taxonomischer Ebene (Gruppen); d. h. es besteht eine hohe Unschärfe; zudem sind die einzelnen Schritte, speziell die Extrapolation in die Fläche, nicht leicht nachvollziehbar;
- => Überprüfung des prognostizierten Vorkommens vorgeschlagen (Soll-Istwert-Vergleich) geplant, aber (noch) nicht umgesetzt;

Fazit der bisher vorgeschlagenen Konzepte

Sowohl aus theoretischen Gründen (z. B. Hornung 1993; Fry 1994; Dunger 1998; 1999) als auch aufgrund der hier zusammengestellten Informationen wird klar, dass ein regional differenziertes bodenbiologisches Klassifikations- und Beurteilungskonzept möglich ist. Zu dem gleichen Schluss kommen auch die bisherigen Reviews zu diesem Thema (z. B. Beylich et al. 2005; Römbke & Breure 2005a). Allerdings sind diese Ansätze bisher nur wenig in die regulatorische Praxis übernommen worden. Am nächsten kommt diesem Anspruch noch das holländische BISQ-Konzept, das daher im folgenden Kapitel genauer dargestellt wird.

2.3.3 BISQ-Konzept (Holland)

In den Niederlanden wird seit 1993 ein nationales Netzwerk zur Bodenbeobachtung (Dutch Soil Quality Network; DSQN) betrieben (ISO 2004), das heute aus ca. 300 Standorten besteht und ca. 75% der Landesfläche abdeckt (Abb. 2.5). Alle 6 Jahre werden dieselben Standorte beprobt, um langfristige Veränderungen des Bodenzustands auf nationaler Ebene zu erfassen. Zusammen mit den Daten zum Bodenzustand werden Informationen über Nährstoff- und Schwermetallgleichgewichte an den Standorten erhoben, um mögliche beobachtete Trends des Bodenzustands zu erklären. Ziel dieser Arbeit ist die Ermittlung der zeitlichen Veränderungen des Bodenzustands in den Niederlanden und (im Falle der Schwermetalle) Erklärung dieser Veränderungen durch die quantitative Erfassung der Ein- und Austrags der Schwermetalle. Als Kriterien für die Flächenauswahl wurden dabei die Repräsentativität für die Hauptnutzungsart der Fläche oder für eine Hauptbodenart in den Niederlanden verwendet. Die Flächen unterliegen nur einer diffusen Verunreinigung (und nicht einer erheblichen

örtlichen Verunreinigung). Im Fall von landwirtschaftlichen Flächen werden die jeweiligen Bearbeitungspraktiken und der Nährstoffgehalt aufgenommen.

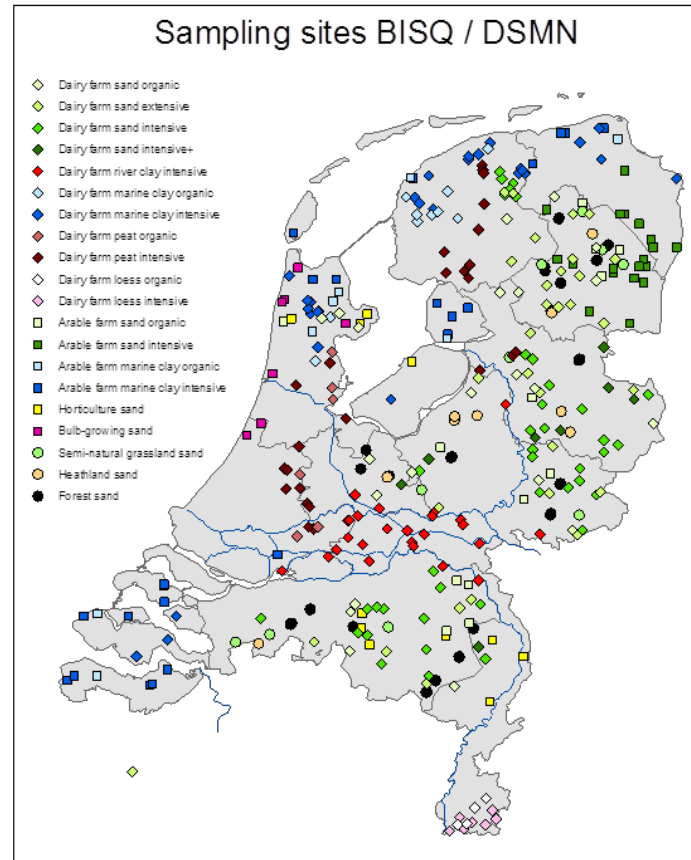


Abb. 2.5: Übersicht der biologisch untersuchten Standorte des holländische BISQ/DSQN Messnetzes. Angegeben sind jeweils die wichtigsten Bodentypen sowie Landnutzungskategorien (Rutgers et al. 2008)

Das Beobachtungsnetzwerk umfasst 10 Kategorien, wobei jede durch 20 Probenahmeorte (z. B. eine Farm) abgedeckt wird. Pro Jahr werden zwei Kategorien, mit insgesamt 40 Probenahmeorten, beprobt (d. h. jede Kategorie wird alle 6 Jahre untersucht). Proben werden aus dem Oberboden (0 cm bis 10 cm Tiefe), dem Unterboden (30 cm bis 50 cm Tiefe) und dem höchsten Grundwasserleiter (aus dem oberen Meter) entnommen. Labormessungen Die wesentlichen in der festen Substanz des Bodens analysierten Substanzen sind Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Pflanzenschutzmittel. Im Rahmen der Erstuntersuchung eines Standorts werden übliche physikalische (z. B. Struktur) und chemische (z. B. Carbonatgehalt, KAK) Bodeneigenschaften bestimmt.

Im Jahre 1997 wurden, teils als Reaktion auf das Biodiversitätsabkommen von Rio de Janeiro (UNCED 1992), biologische Parameter in das bestehende Untersuchungsprogramm aufgenommen mit dem Ziel, einen biologischen Indikator für Bodenqualität zu entwickeln (= Biological Indicator for Soil Quality; Schouten et al. 1997; 1999; Rutgers et al. 2009; Mulder et al. 2011). Es beruht auf Vorarbeiten von Sinnige et al. (1992), deren Grundidee es war, eine biologische Klassifikation von Böden analog zur Vegetationssoziologie durchzuführen. Der BISQ-Ansatz lässt sich wie folgt beschreiben:

1. Beprobung von ca. 200 Standorten mit standardisierten Methoden als Teil des DSQN-Netzwerks, wobei jeder Standort durch eine Kombination von Bodenart (primär sandige oder tonige Böden) und Landnutzung (26 Ackerflächen, 18 biologisch-organisch und 50 konventionell bewirtschaftete Farmen, 28 Farmen mit gemischter sowie 28 mit intensiver Bewirtschaftung, 5 Weiden, 10 aufgelassenen Grünlandflächen, 10 Heidestandorte und 25 Wälder (14 mit gemischter Bestockung und 11 Kiefernplantagen). Die jeweils nicht-konventionell bewirtschafteten Standorte dienen dabei als Referenz für jeweils intensiv oder konventionell geführten Betriebe;
2. Untersuchung der wichtigsten Bodeneigenschaften (Übernahme der DSQN-Daten) sowie von Mikroorganismen, Nematoden, Enchyträen und Regenwürmern unter Einschluss funktioneller Parameter (teilweise wurden auch Protozoen erfasst), in Tab. 2.2 sind die biologischen Ergebnisse einer solchen Kombination von Bodenart und Landnutzung beispielhaft wiedergegeben;
3. Vergleich von Test- und Referenzflächen mit Hilfe der oben genannten Parameter zur biologischen Struktur und Leistung;
4. Darstellung des Vergleichs als „Amöbe“ oder als Index (SQI = Soil Quality Index).

Während die Visualisierung der Ergebnisse in Form einer „Amöbe“ für die Kommunikation der komplexen Information zur Bodenbiodiversität geeignet ist kann der SQI aufgrund der extremen Informationsverdichtung (= Reduktion) nicht empfohlen werden.

Tab. 2.2: Ergebnisse der biologischen Probennahmen für alle Acker-Standorte auf Tonböden, wobei jeweils der Mittelwert der Referenzstandorte (hier: 6) den Mittelwerten (plus Vertrauensbereich) der anders bewirtschafteten Flächen (hier: 24) gegenübergestellt werden.

1. Arable land on clay	Reference	The Netherlands		
	average	average	percentiles	
	(n=6)	(n=24)	5%	95%
Bacterial biomass ($\mu\text{g C/g dry soil}$)	51	66	7.5	162
Bacterial activity (thy-uptake; pmol/g.h)	151	122	59	219
Bacterial diversity (number DNA bands)	61	64	60	71
Potential C mineralization (mg C/kg.wk)	18	22	9	48
Potential N mineralization (mg N/kg.wk)	2.0	2.0	0.5	3.7
Functional diversity (AWCD curve gradient)	0.65	0.66	0.58	0.79
Functional activity ($\mu\text{g soil/50\%conv}$)	2700	1150	14	3960
Fungal biomass ($\mu\text{g C/g dry soil}$)		(nm)		
Nematode density (n/100g fresh soil)	1290	1270	660	2190
Nematode diversity (number of taxa)	33	32	25	44
Potworm density (n/m^2)	17500	19200	1510	53800
Potworm diversity (number of taxa)	6.3	6.0	4.0	8.0
Earthworm density (n/m^2)	200	212	12	440
Earthworm diversity (number of taxa)	4.2	4.4	1.3	7.9
Microarthropod density (n/m^2)	11070	6180	1610	16200
Microarthropod diversity (number of taxa)	18	16	9.3	29
Stability (allometric M,N regression)		(nm)		
Biodiversity (total, number of taxa)	61	59	46	75
Percentage grassland (%)		(na)		
Livestock density (LU/ha)		(na)		
pH (pH-KCl)	7.6	7.5	7.3	7.7
Organic matter (% dry matter)	2.2	2.5	1.6	3.6
Water-soluble P (Pw, $\text{mgP}_2\text{O}_5/\text{l}$)	70	62	33	96
Extractable P (PAI, $\text{mg P}_2\text{O}_5/100\text{g}$)	47	47	31	62
Lutum (% dry matter)	20	17	9	25

Als Beispiel einer BISQ-Ergebnisdarstellung werden in der Abb. 2.6 die jeweiligen Werte von konventionell bewirtschafteten Standorten dargestellt, wobei die Daten einer biologisch arbeitenden Farm als Referenz (= 100%) dienen. In diesem Fall würden alle Parameter, deren Balken des schwarzen inneren Kreises liegen (z. B. die Biomasse oder Abundanz von Regenwürmern), auf eine Störung des Bodenzustands hinweisen.

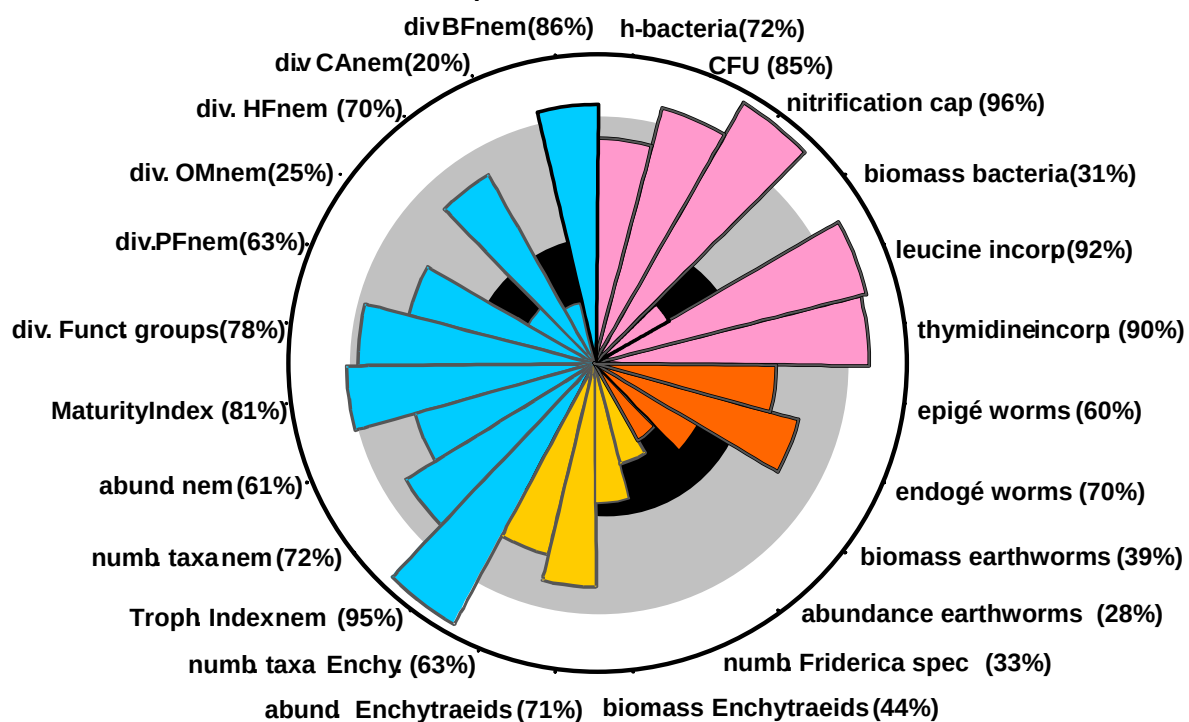


Abb. 2.6: Gegenüberstellung von Ergebnissen diverser Parameter an konventionell bewirtschafteten Standorten mit denen einer Referenzfläche (biologische Farm). Dabei bedeuten die einzelnen Kreise folgendes: Schwarze Fläche = Differenz >50%; Graue Fläche = Differenz 25 - 50%; Schwarzer Ring = 100% der Referenzfläche (Breure et al. 2003)

2.3.4 Weitere Aspekte des bodenbiologischen Monitoring

Funktionelle Methoden

Fast alle der bisher vorgeschlagenen Ansätze fokussieren sich auf strukturelle Endpunkte, d. h. auf die Diversität der Organismengemeinschaften (Wolters 1997). Mit wenigen Ausnahmen (z. B. im holländischen BISQ-Konzept; siehe Kap. 2.3.3) werden dagegen funktionelle (speziell mikrobiologische) Endpunkte nicht erfasst. Dafür ist wohl vor allem deren oftmals geringe Sensitivität (Redundanz der Funktionen!) als auch fehlende Praktikabilität (z. B. hoher zeitlicher Aufwand bei Erfassung des Abbaus organischen Materials) verantwortlich. Allerdings haben schon Kratz (1998) darauf hingewiesen, dass es auch Alternativen wie z. B. den Köderstreifentest gibt. Dieses Verfahren wird gegenwärtig in der ISO in Hinsicht auf eine mögliche Standardisierung überprüft (z. B. Von Törne 1990; EA 2002; Jensen & Mesman 2006; Hamel et al. 2007). Es ist zudem im Rahmen der ENVASSO-Empfehlungen aufgeführt (Bispo et al. 2009). Eine Übersicht anderer funktioneller bodenökologischer Methoden, speziell in Hinsicht auf deren Verwendung bei der Umwelt-risikobeurteilung von Chemikalien, ist Knacker et al. (2003) zu entnehmen. Generell sind die

Vor- und Nachteile des Einsatzes funktioneller Methoden im Rahmen eines bodenbiologischen Monitorings, deren Diskussion den Rahmen dieses Berichts sprengen würde, noch nicht ausreichend untersucht worden.

Anwendung von Indices

Bei der Klassifikation und Beurteilung der Lebensraumfunktion von Böden wird die Verwendung von Indizes kontrovers diskutiert. Neben unbestreitbaren Vorteilen (z. B. ihre hohe Praktikabilität und - wohl deswegen - auch einer hohen Akzeptanz gerade bei potentiellen Anwendern (wie z. B. Bodenschutz-Behörden)) stehen einige Nachteile gegenüber, von denen die starke Reduktion von Information wohl der wichtigste ist (das sehr komplexe Ergebnis vieler Probenahmen und der Bestimmung einer meist hohen und sehr diversen Anzahl von Organismen steht eine einzige Zahl gegenüber (Pankhurst 1997)). Zudem wird durch die große Zahl der bisher in der Literatur vorgeschlagenen Diversitätsindizes deren Anwendung in der Praxis erschwert. Daher sind Indizes nur für einzelne Organismengruppen, speziell diejenigen, bei denen die Artdetermination besonders schwierig ist, sinnvoll (z. B. der Maturity-Index bei Nematoden (Bongers 1990) oder der „Weighted Coenotic Index“ bei Protozoen (Wodarz et al. 1992)). Eine Beurteilung der Bodenbiodiversität in toto an einem Standort ist dagegen nicht zu empfehlen. Allerdings gilt auch hier, dass eine detaillierte Diskussion im Rahmen dieses Berichts nicht möglich ist.

2.4 Vorschläge zum bodenbiologischen Monitoring: Praktische Umsetzung

2.4.1 ISO-Richtlinien

Grundlage jeder bodenbiologischen Klassifikation oder Beurteilung ist eine vergleichbare Erfassung der dafür notwendigen abiotischen bzw. biotischen Daten, d. h. den Standortparametern bzw. Organismengruppen. Während die Beschreibung eines Standorts, z. B. hinsichtlich der Bodeneigenschaften wie pH-Wert, Textur usw. schon seit langem anhand international standardisierter Methoden erfolgt (speziell der „International Organization for Standardization“ (ISO)), wurden Bodenorganismen bisher mittels einer Vielzahl verschiedener Methoden gefangen, so dass die jeweiligen Ergebnisse nur bedingt miteinander vergleichbar sind. Zudem scheint es nicht nur für Mikroorganismen sondern auch für einige Invertebratengruppen eine systematische Unterschätzung der jeweiligen Diversität zu geben.

So schätzt z. B. André (2002), dass bisher mit den gängigen aber unzureichenden Extraktionsmethoden nur 10% aller Mikroarthropodenarten beschrieben wurden – und dass es auch bei der Abundanz Erfassung zu großen Unterschätzungen kommt.

Dieses Problem wurde auf Anregung von Dr. H. Hoeper (LBEG Niedersachsen) seit 2002 von der Boden-Arbeitsgruppe der ISO (TC 190 „Soil“), bearbeitet, was bisher zur Erstellung der im Folgenden aufgeführten Richtlinien, mit denen die wichtigsten (zumindest für gemäßigte Breiten) Bodentiergruppen abgedeckt werden, geführt hat:

1. ISO 23611-1 (2006a): Regenwürmer
2. ISO 23611-2 (2006b): Collembolen und Milben
3. ISO 23611-3 (2007a): Enchytraeiden
4. ISO 23611-4 (2007b): Nematoden
5. ISO 23611-5 (2010a): Makrofauna
6. ISO 23611-6 (2010b): Freilandstudien-Design

Tab. 2.3: Handauslese und Formalinaustreibung für Regenwürmer

Richtlinie:	Internationaler Standard ISO 23611-1 (2006a)
Spezies:	Natürliche Gemeinschaft (z. B. Mitteleuropa: Lumbricidae, Südamerika: Glossocolecidae usw.)
Prinzip:	Kombination von Handauslese und Formalinextraktion
Methode:	1. Ausgraben des Bodens unter einem Quadrat von 50 * 50 cm mit einer Tiefe von, je nach Standort, 10 – 20 cm, gefolgt von der Auslese der Würmer aus dem ausgehobenen Bodenmaterial 2. Applikation von 5 – 10 L (mehrfach) einer 0,5% wässrigen Formalinlösung in das ausgegrabene Loch und nachfolgender Aufsammlung der im Abstand von 30 min an der Bodenoberfläche auftauchenden Würmer
Lagerung:	Fixierung in Ethanol (70%) für 1-2 Tage, gefolgt von einer 1–2-wöchigen Lagerung in 4% Formalin, danach Lagerung in 70% Ethanol
Parameter:	Abundanz, Biomasse, Artenzusammensetzung
Bemerkung:	In mehreren Anhängen werden Modifikationen dieser Methodik beschrieben (z. B. Erfassung in den Tropen (TSBF Methode)) oder spezielle Fixierung für genetische Studien)

Die ersten vier Richtlinien sind finalisiert (für einen Überblick siehe Römbke et al. 2006a), während Nr. 5 noch abschließend diskutiert wird. Die Erstellung der abschließenden Richtlinie zum Design solcher Studien im Freiland hat sich als ein sehr komplexer Vorgang herausgestellt, da fast jede Freilandstudie in ihrer Fragestellung und Umsetzung als Unikat gelten kann. Daher werden im jetzt vorliegenden Entwurf für vier als typisch anzusehende Fragestellungen Beispiele aus Untersuchungen der letzten Jahre aufgeführt. Ausgehend von

den in diesen Studien erfolgreich angewandten Designansätzen soll der jeweilige Anwender das für die spezifische Fragestellung am besten geeignete Design ableiten können, so dass es sich bei diesem ISO-Papier eher um ein „Guidance“-Dokument und weniger um eine Richtlinie mit genauen methodischen Vorgaben handelt. Mit dieser Reihe ist damit ein standardisiertes Monitoring von Bodenorganismen möglich. Beispielhaft für diese ISO-Richtlinien ist Tab. 2.3 eine kurze Zusammenfassung der Methodik zur Regenwurmerfassung zu entnehmen.

2.4.2 Vorschläge aus der Literatur

Römbke & Breure (2005a)

Ausgehend von den in Kapitel 2.1.3 beschriebenen Vorschlägen der EU (Andren et al. 2004) wurde folgendes zweistufiges Monitoringprogramm erarbeitet (Abb. 2.7):

- ▶ Jedes Monitoringprogramm in Europa sollte bestehende Einrichtungen wie z. B. das deutsche System der Bodendauerbeobachtungsflächen einbeziehen. Solche Standorte könnten zugleich als Referenzflächen (d. h. als Maßstab zur Festlegung der Qualität) für bestimmte Ökosysteme dienen.
- ▶ Ergebnisse biologische Messungen schwanken je nach Jahreszeit, so dass entsprechende Vorkehrungen (z. B. standardisierte Erfassung jeweils zum gleichen Zeitpunkt oder die Ermittlung von Jahressummen aus einem definiertem Zeitraum) zu treffen sind, um robuste Ergebnisse zu erhalten. Die folgenden abiotischen Eigenschaften sind dabei zu erfassen:
Gehalt an organischem Kohlenstoff, Stickstoffgehalt, C/N-Verhältnis, pH, Schwermetallkonzentrationen, Bodendichte, Grundwasserlevel, Textur, Bodentyp, Vegetation, Nutzungsform (z. B. Pestizideinsatz oder Bearbeitung)
- ▶ Bei der Erfassung der Biodiversität ist, wie in aquatischen Konzepten auch, ein Batterieansatz zu verfolgen; d. h. verschiedene Organismengruppen können je nach Fragestellung und Standorteigenschaften verwendet werden (Beck et al. 2005). Aus Gründen der Praktikabilität (= Verfügbarkeit von Ressourcen) wird jedoch ein Programm mit mehreren Stufen unterschiedlichen Aufwands vorgeschlagen. Ein ähnliches Stufenkonzept, basierend auf Oligochaeten und Mikroorganismen, wurde auch schon von Höper & Ruf (2003) publiziert.

Wie aus Abb. 2.7 hervorgeht würden auf Stufe A europaweit zuerst Mikroorganismen

(Bloem & Breure 2003; Winding et al. 2005) erfasst, wobei zu prüfen ist, ob neben funktionellen Parametern auch die Struktur der Zönose bestimmt wird. Als Vertreter der Makrofauna sollten wegen ihrer Bedeutung für das gesamte Ökosystem (nicht nur den Boden) sowie ihrer leichten Erfassung – und trotz der in Nordeuropa niedrigen Diversität dieser Gruppe - Regenwürmer eingesetzt werden (ISO 2005a). Zudem sollte eine Gruppe der Mesofauna schon auf dieser Stufe genutzt werden, wobei je nach Region, Nutzungsform usw. Nematoden (vor allem in Äckern), Enchyträen (in Wäldern) oder Collembolen als Vertreter der Arthropoden in Frage kommen (auch für diese Gruppen spricht die standardisierte Erfassung).

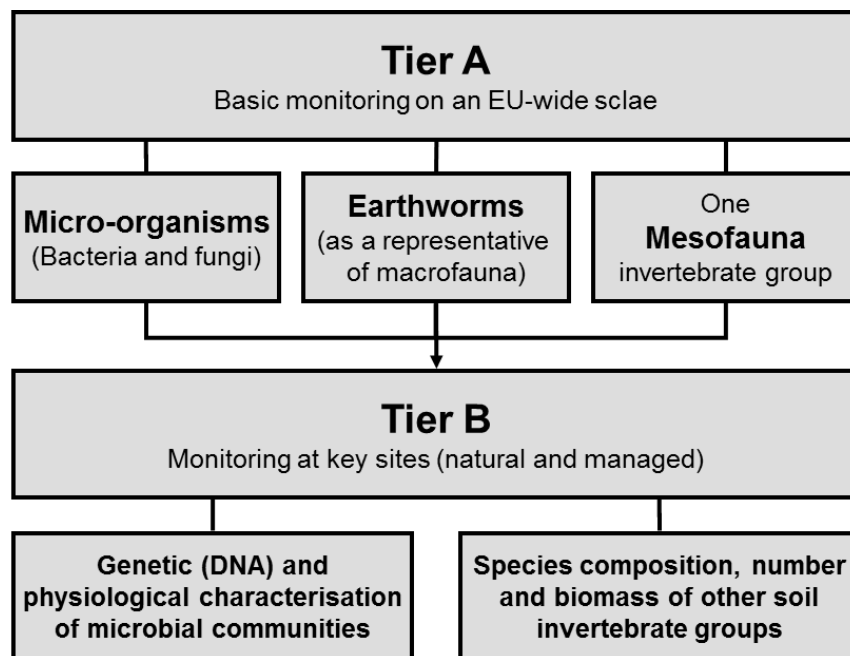


Abb. 2.7: Vorschlag für ein europaweites Monitoringprogramm zur Erfassung der Biodiversität von Bodenorganismen (Römbke & Breure 2005b).

Auf Stufe B des Monitoringprogramms könnte dann an ausgewählten Standorten eine je nach Fragestellung; Region, Nutzungsform usw. unterschiedliche Kombination von Methoden eingesetzt werden. Hier würde vor allem die strukturelle Diversität der Mikroorganismen mittels genetischer oder physiologischer Ansätze bestimmt werden. Neben den genannten Bodentiergruppen könnten auch bisher weitere Organismen wie z. B. Diplopoden, Isopoden oder Milben verwendet werden.

Das ENVASSO Projekt (2004 – 2007)

Vor einigen Jahren wurde von der EU die ENVASSO-Initiative (= ENVironmental

Assessment of Soil for Monitoring) EU gefördert, dessen Ziel es war, die Einführung des im Rahmen der SFD geplanten Monitoringprogramms zu unterstützen. Genauer gesagt war der Arbeitsauftrag wie folgt: „ENVASSO aims to design and test a single, integrated and operational set of EU-wide criteria and indicators that will provide a basis for an harmonised comprehensive soil and land information system for monitoring in Europe.“ Die Projektgruppe bestand aus fünf Partnern und 32 assoziierten Institutionen (meist bodenkundlich arbeitend und aus dem Umfeld des „European Soil Bureau Network“ stammend) (Huber et al. 2008). Die im Rahmen dieses Berichts wichtigste Aktivität von ENVASSO war die Ausarbeitung von Empfehlungen zum bodenbiologischen Monitoring in Europa. Dazu wurde die Gruppe „Soil Biodiversity“ eingerichtet, der Mitglieder aus Deutschland, Dänemark, England, Frankreich, Portugal und Ungarn angehörten und die unter Leitung von A. Bispo (Frankreich) drei Fachgespräche ausrichtete. Die Ziele der Arbeitsgruppe waren

- ▶ die Identifikation geeigneter Indikatoren (Struktur und Leistung) anhand quantifizierbarer Kriterien
- ▶ die Festlegung von “Baseline/Threshold”-Werten (= Referenz) für jeden Indikator.

Die generellen Ergebnisse von ENVASSO sind bisher nur teilweise publiziert (Morvan et al. 2008), was auch für die Bodenbiologie gilt (Bispo et al. 2007; Bispo et al. 2009). Die Empfehlungen der Arbeitsgruppe sind Tab. 2.4 zu entnehmen. Bei diesen Vorschlägen ist zu beachten, dass von der Einrichtung eines EU-weiten Bodenmonitoringprogramms mit einer festen Anzahl von Probenahmepunkten (Netz) ausgegangen wird; d. h. es geht primär um die Frage, ob bzw. welche biologischen Parameter in dieses Programm aufgenommen werden.

Einige Punkte konnten innerhalb der ENVASSO-Initiative nicht abschließend geklärt werden, wobei insbesondere die Beurteilung von Monitoring-ergebnissen noch weiterer Überlegungen bedarf. Gegenwärtig stehen folgende Vorschläge zur Diskussion:

- ▶ Bezug der jeweiligen Monitoringdaten eines Standorts auf die erste Beprobung an diesem Standort, d. h. jeder Monitoringstandort hat seine eigene Referenz
- ▶ Vergleich der Monitoringdaten eines Standorts mit einer Referenzfläche, wobei die Definition von Referenzflächen auf der Basis von Landnutzung, Bodeneigenschaften, Klima usw. erfolgt
- ▶ Eine Störung ist eine “nicht-akzeptable” Abweichung unter Einrechnung der “natürlichen” Variabilität.

Tab. 2.4: Empfehlungen der ENVASSO-Initiative zur Einbeziehung der Bodenbiodiversität in ein EU Bodenmonitoringprogramm. Neben den vorgeschlagenen Organismengruppen ist jeweils in Klammern die Untersuchungsebene bzw. die standardisierte Methodik angegeben.

Organismen-Gruppe	Level I Alle Punkte des Monitoringnetzes	Level II Alle / je nach Land ausgewählte Punkte	Level III Spezielle Punkte (z. B. für Forschung)
Makrofauna	Regenwürmer (Art); (ISO 23611-1)	Makrofauna (Familie); (ISO 23611-5)	Aktivität der Fauna (z. B. Köderstreifen)
Mesofauna	Collembolen (Art) (ISO 23611-2) Enchyträen (wenn Regenwürmer fehlen) (ISO 23611-3)	Milben (Unterordnung); (ISO 23611-2)	Andere relevante Parameter (z. B. Aktivitätsparameter)
Mikrofauna	-	Nematoden (trophische Ebenen) (ISO 23611-4)	Einzeller
Mikroflora	Bodenatmung (ISO 16072, 17155)	Diversität der Bakterien und Pilze auf Grundlage von DNA bzw. PLFA Extraktion; Mikrobielle Aktivität	Andere relevante Parameter für spezifische Gruppen, z. B. des N-Kreislaufs
Pflanzen	-	-	Diversität (Art) für Grünland / Weiden

2.4.3 Aktuelle Aktivitäten

In diesem Abschnitt werden kurz verschiedene nationale wie internationale Projekte auf dem Gebiet der Erfassung, Beurteilung bzw. Nutzung der Bodenbiodiversität vorgestellt.

Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF): GBIF-Projekt

Die vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte GBIF-Datenbank „Edaphobase“ führt vorhandene Datensammlungen und Datenbanken zu Bodenorganismen aus vielen an diesem Thema forschenden Einrichtungen und Personen aus Deutschland zusammen (Koordination: Senckenberg-Museum, Görlitz). Diese überwiegend regionalen Sammlungsbestände und die Informationen zu den Fundorten (v. a. ökologisch wichtige Habitatsparameter) und Fundumständen (v. a. Sammelmethoden) werden untereinander verknüpft und mit Zusatzinformationen in einem komplexen Informationssystem zusammengeführt. Dabei werden in der Literatur weit verstreuten Informationen zu Fundorte, Hintergrundparameter, Lebensraumsansprüchen und Verbreitung verschiedener Arten mit einem Schwerpunkt auf Deutschland mit erfasst. Edaphobase ermöglicht eine überregionale Auswertung der Erkenntnisse über Bodentiere aus über 50 Jahren bodenzoologischer

Forschung in Deutschland. Recherchertools erlauben komplexe ökologische und biogeografische Auswertungen bis hin zur Lösung von Fragen der Veränderungen von Boden-Biozönosen und grundlegenden Ursachen für das Vorkommen der Arten in Raum und Zeit (Abb. 2.8).

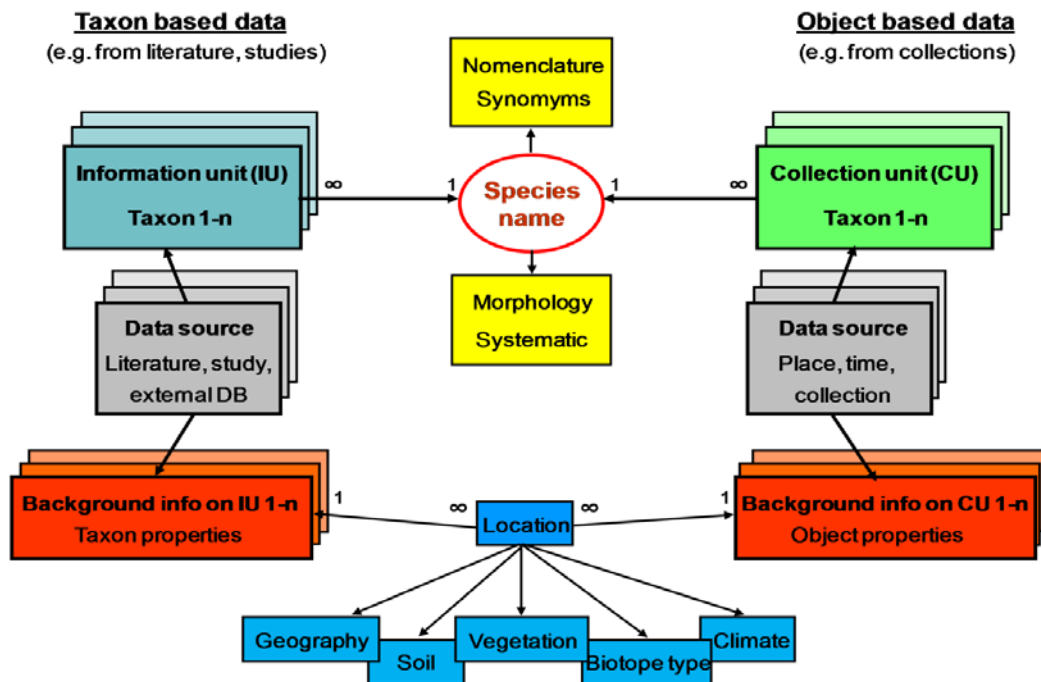


Abb. 2.8: Schematischer Überblick der Datenbank Edaphobase

Verband Deutscher Ingenieure (VDI): Monitoring-Richtlinie

Von einer Arbeitsgruppe des VDI (2011) wurden im Rahmen der Erstellung einer Richtlinie zum Monitoring der Wirkungen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) auf Bodenorganismen die folgenden Regeln zur Auswahl geeigneter Indikatoren vorgeschlagen:

- Vier Taxa müssen mindestens untersucht werden.
- Dabei müssen alle drei Ernährungstypen vertreten sein.
- Am besten 4 Taxa, mindestens 2 Taxa mit hohem Informationsgehalt im jeweiligen Biotoptyp müssen berücksichtigt werden.
- 2 endogäische und 2 epigäische Gruppen müssen dabei sein
- Mindestens 2 Taxa sollten günstig / praktikabel bearbeitbar sein.

Ergänzende Kriterien regeln spezifisch das GVO-Monitoring:

- Besteht eine bekannte spezifische Wirksamkeit des GVO oder seiner Produkte (z. B. Cry-Proteine) auf taxonomische Gruppen, muss ein Vertreter dieser Gruppe

aufgenommen werden.

- Besteht eine stoffliche Exposition in bestimmten trophischen Stufen, muss dies bei der Auswahl berücksichtigt werden.
- Es sollten mindestens zwei Vertreter praktikabel d. h. günstig bzw. eher günstig zu bearbeiten sein.

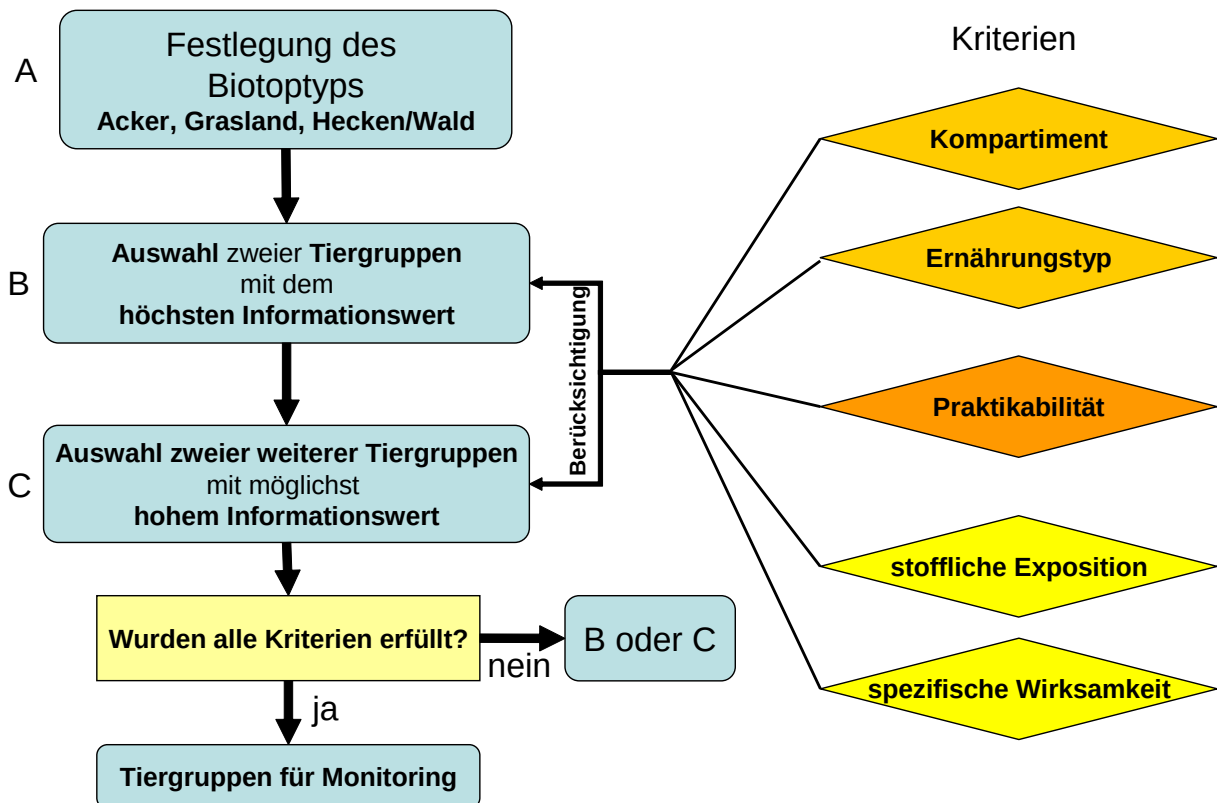


Abb. 2.9: Entscheidungsbaum zur standardisierten Auswahl von geeigneten Organismengruppen zum GVO-Monitoring (Ruf et al. 2012).

Ein standardisierter Entscheidungsprozess ermöglicht, es auf Grundlage der Matrix geeignete Organismengruppen für ein GVO-Monitoring auszuwählen (Abb. 2.9). Um die Mannigfaltigkeit von potenziellen, zukünftig verwendeten GVO und deren Wirkungen zu berücksichtigen ist die Kombinationsmöglichkeit der Tiergruppen gezielt flexibel gehalten worden. Des Weiteren trägt der weitgefaste Gestaltungsspielraum zur Zusammenstellung von Organismengruppen der unterschiedlichen Expertise möglicher Anwender Rechnung.

Europäische Union: FP6 Projekt RUBICODE

Vor kurzem wurde dieses Vorhaben mit dem Titel „Rationalising biodiversity conservation in dynamic ecosystems“ (abgekürzt als RUBICODE) beendet. Die Hauptaktivität dieses

Verbunds war die Diskussion der Erfassung und Beurteilung der Biodiversität (nicht nur der des Bodens), vor allem in Hinsicht auf ihre Bedeutung im Rahmen des Konzepts der „Ecosystem Services“ (z. B. Feld et al. 2009). Besondere Bedeutung hat dieses Vorhaben aufgrund der gemachten Vorschläge zur Begriffsklärung im Umfeld der Biodiversitätsforschung, speziell in Hinsicht auf ökosystemare Dienstleistungen (Anton et al. 2010; Harrington et al. 2010).

Europäische Union: FP7 Projekt EcoFINDERS

Dieses im Januar 2011 begonnene Vorhaben mit dem Titel “Ecological Function and Biodiversity Indicators in European Soils” (EcoFINDERS) hat zum Ziel, Werkzeuge zu entwickeln, mit denen eine nachhaltige Bodennutzung sichergestellt werden kann:

- ▶ Charakterisierung der europäischen Bodenbiodiversität;
- ▶ Bestimmung der Beziehungen zwischen Bodenbiodiversität, Bodenfunktionen und “Ecosystem Services”
- ▶ Erarbeitung politisch relevanter und kosteneffektiver Indikatoren für das Monitoring der Bodenbiodiversität.

Zur Erreichung dieser Ziele werden die folgenden Arbeiten durchgeführt:

- i) Entwicklung und Standardisierung von Methoden zur Erfassung der mikrobiellen und faunistischen Diversität im Boden;
- ii) Exemplarische Beschreibung der Diversität der Bodenorganismen in Europa;
- iii) Aufklärung der Interaktionen zwischen Bodenorganismen und Pflanzen im Rahmen eines “Foodweb”-Ansatzes;
- iv) Bestimmung der Rolle der Bodenorganismen für einzelne “ecosystem services” im Boden (z. B. Nährstoffzyklen, Kohlenstoffspeicherung, Wasserhaushalt, Aufrechterhaltung der Bodenstruktur, Regulierung von Schadorganismen und Krankheiten, sowie die Beeinflussung der oberirdischen Biodiversität).
- iv) Identifizierung kosteneffektiver Bioindikatoren für die Erfassung eines nachhaltigen Umgangs mit der Bodenbiodiversität und ihren Funktionen, wobei eine Kombination von quantitativer Erfassung und Metaanalyse verwendet werden soll;
- v) Beurteilung des ökonomischen Werts der “Ecosystem Services” der Bodenorganismen;

- vi) Entwicklung und Implementierung effektiver Kommunikationsstrategien mit der europäischen Öffentlichkeit in Bezug auf einen nachhaltigen Umgang mit der Bodenbiodiversität.

Die generelle Hypothese dieses Vorhabens lautet: Veränderungen der Bodenbiodiversität zeigen Änderungen der von Organismen erbrachten Funktionen und der damit zusammenhängenden “ecosystem services” an. Durch die Verwendung kosteneffektiver Bioindikatoren wird ein zusätzlicher Nutzen im Rahmen eines nachhaltigen Bodenmanagements erbracht. Methodisch beinhaltet das Vorhaben sowohl die Erfassung der Bodenbiodiversität im Freiland (inklusive genetischer Charakterisierung) als auch die Verwendung experimenteller Ansätze (z. B. mit Modellökosystemen) sowie den Einsatz von Expertensystemen (Modellierung; vgl. auch Schröder 2008).

3 Aufbau und Inhalt der Bo-Info Datenbank

3.1 Einführung

Ziel des Vorhabens war es, alle in Hinsicht auf Biodiversität relevanten bodenökologischen Daten der BDFs in einer zentralen Datenbank des Umweltbundesamts (UBA) zusammenzuführen und auszuwerten. Darüber hinaus sollten bodenökologische Daten weiterer Untersuchungsstandorte aus Projekten und anderen Quellen (sogenannte „graue Literatur“) dieser zentralen Datenbank zugeführt werden. Voraussetzung hierfür ist die Möglichkeit, auf diesen Flächen weitere Beprobungen durchführen zu können und dass eine ausreichende Charakterisierung der Beprobungsflächen vorliegt. Aus arbeitsökonomischen Gründen wurden prioritär Datenpakete eingepflegt, die in den beteiligten (einschlägig kompetenten) Institutionen (ECT Flörsheim, RWTH Aachen, gaiac Aachen, SMNK Karlsruhe, SMNG Görlitz) aus der eigenen Mitarbeit an Projekten und Literatur vorlagen, wodurch die Qualität der Datensätze beurteilt und ggf. durch Pflege und Aufarbeitung verbessert werden konnte. Es besteht somit kein Anspruch auf Vollständigkeit, wohl aber auf eine umfassende Repräsentanz von bodenökologischen Daten in Deutschland, da die Zahl der entsprechend arbeitenden Institutionen in Deutschland doch recht beschränkt (überschaubar) ist. Die Arbeitsteilung zwischen den Partnerinstitutionen geht aus Tab. 3.1 hervor.

Mit Hilfe des integrierten Datenbestands sollte im zweiten Schritt für jede Tiergruppe spezifisch analysiert werden, ob sie für die in Deutschland vorkommenden bzw. relevanten Boden-, Biotop- bzw. Nutzungstypen repräsentativ erfasst sind. Noch vor Projektbeginn konnte davon ausgegangen werden, dass nicht für alle Tiergruppen repräsentative Datensätze vorhanden sind. Für andere Tiergruppen waren umfangreiche Datensätze vorhanden, die es auf ihre Repräsentativität zu prüfen galt. Für alle Gruppen sollte hinsichtlich Repräsentativität eine Defizitanalyse durchgeführt werden, wobei bestehende Lücken hinsichtlich Boden, Biotoptyp, Nutzung, etc. aufgezeigt werden sollten. Das Vorhaben war auf die “klassischen” Bodentiergruppen – Oribatida, Collembola, Gamasida, Annelida, Enchytraeidae, Nematoda – fokussiert, wobei das System der Datenerfassung grundsätzlich für die Erhebung und Erfassung und Zusammenführung weiterer Gruppen wie z. B. der Makroarthropoden Laufkäfer (Carabidae) und Spinnen (Araneae) geeignet ist.

Zu Beginn wurde die allgemeine Datenlage der im UBA geführten, zentralen Datenbank gesichtet und hinsichtlich der Haltung und Ergänzung von bodenbiologischen Daten eingeschätzt. Dabei stellte sich heraus, dass die Datenbank in ihrer bisherigen Struktur nicht ohne größere Veränderungen für die Erfassung und Datenhaltung von biologischen Daten geeignet ist, da bisher der Schwerpunkt der Datenerfassung auf der Beschreibung der Standorte mittels bodenchemischer und bodenphysikalischer Parameter lag. Zum damaligen Stand der Datenbanksichtung wurden biologische Daten lediglich für mikrobiologische Parameter wie z. B. Bodenatmung, Gesamtbiomasse etc. vorgehalten oder allgemein notiert, dass bodenbiologische Untersuchungen durchgeführt worden sind. Das Monitoring von typischen und relevanten Bodenorganismen wie z. B. Oribatiden, Collembolen, Regenwürmern etc. erfordert jedoch eine artspezifische Erfassung der jeweiligen Abundanzen pro Standort (Ort, Biotop, Nutzung etc.) und spezifischer Untersuchung (Datum, Periode). Die Implementierung der notwendigen Datenbankstruktur in der UBA-Datenbank war nicht im Rahmen des Projektzeitraumes machbar. Aus diesem Grunde wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber eine neue Datenbank (*“Bo-Info“*) für die Erfassung von relevanten bodenbiologischen Daten unter der Prämisse erstellt, dass es nach Abschluss des Vorhabens möglich sein sollte, die erfassten Daten mittels Abfragen und Export in die angepasste UBA-Datenbank zu überführen.

Tab. 3.1: Aufgabenteilung der beteiligten Institutionen im Rahmen der Datenerfassung, Datenbeurteilung und Auswertung

	ECT	RWTH / gaia	SMNK	SMNG	IRAS
Organismen-Gruppe	Lumbricidae Enchytraeidae	Acari Collembola	Acari	Collembola	Mikroorganismen

3.2 Methodik

Die *Bo-Info* Datenbank (vgl. Abb. 3.1) wurde auf Basis der Software Microsoft Access als relationale Datenbank angelegt. Dabei wurde jeweils auf eine enge Abstimmung mit der Struktur der UBA-Datenbank geachtet.

3.2.1 Schritt 1: Erstellung von Vorlagen und Datenfeldern

Vor Erstellung der Datenbank wurde in der ARGE abgestimmt welche Tabellenblätter mit welchen jeweiligen Daten-Feldern wesentlich und wichtig für die Erfassung, Auswertung und

Beurteilung der Bodenlebensgemeinschaften sind. Aus den für jede Tiergruppe spezifischen Methoden und historisch verwendeten Erfassungsendpunkten wurden die wesentlichen für alle Tiergruppen einheitlich verwendbaren Felder ausgewählt, sortiert und auf die verschiedenen Tabellen verteilt.

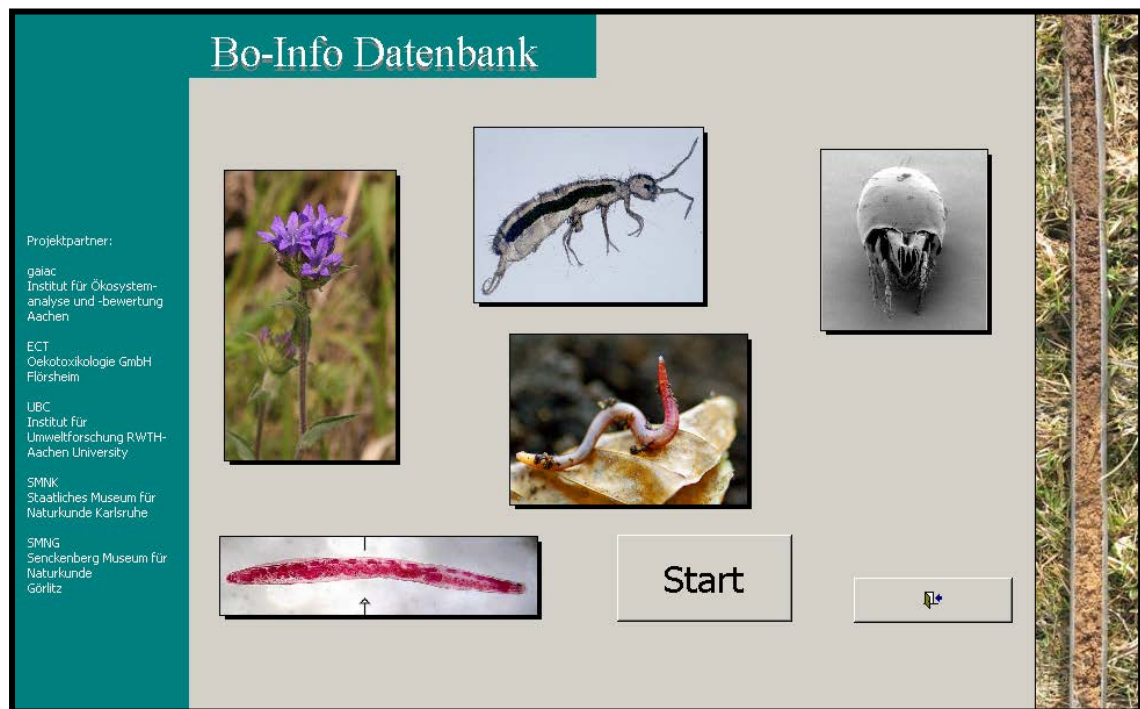


Abb. 3.1: *Bo-Info* Access basierte Datenbank zur Datensammlung und Auswertung von Datensätzen zu Bodentieren, Pflanzen, Mikroorganismen sowie Standortdaten.

Tab. 3.2: Standardisierte Datenpakete (Listen, Thesauri), die in der *Bo-Info* Datenbank hinterlegt sind.

Tabellenname	Beschreibung Inhalt	Zitat
biotope types	Standard-Biotoptypenliste für Deutschland	Riecken et al. (2003)
biogeographical region	Naturräumliche Gliederung Deutschlands/ Naturräume und Großlandschaften	Meyen et al. (1953-1962)
country state	Liste der deutschen Bundesländer	ARGE
Crops	Ackerkultur, Fruchtfolge	AG Boden (1995)
soil type	Bodentypen Deutschlands	AG Boden (1995)
soil texture	Bodenarten	AG Boden (1995)
vegunits_list	Vegetationskundliche Einheiten	BfN
Nutzung KA5	Nutzungstyp (z. B. Grünland, Acker, Wald)	AG Boden (2005)
plant_list (1-3)	Artnamen der Pflanzen Deutschlands	BfN
species taxa list	Artnamen (Systematik) der Bodenorganismen	ARGE
dominance class	Dominanzklassen nach Engelmann	Engelmann (1978)

3.2.2 Schritt 2: Erstellung einer relationalen Datenbank mit indizierten Listen

Auf Grundlage der zusammengestellten Tabellen wurde eine relationale Datenbank erstellt. Für alle charakterisierenden Felder wurde versucht auf Standardlisten (indizierte Listen, vgl. Tab. 3.2) zurückzugreifen, um den Datenhaltungsprozess bundesweit zu standardisieren. Über die Standardisierung wird auch die Verknüpfung der Daten zu weiteren angegliederten Listen (z. B. Ellenbergsche Zeigerwerte, Rote Listen) ermöglicht, die im vorliegenden Projekt nicht im Fokus lagen. Alle Tabellen wurden dann durch 1: n Verknüpfungen miteinander in Beziehung gesetzt, so dass zwischen den Tabellendaten referentielle Integrität gewährleistet ist (siehe Abb. 3.2).

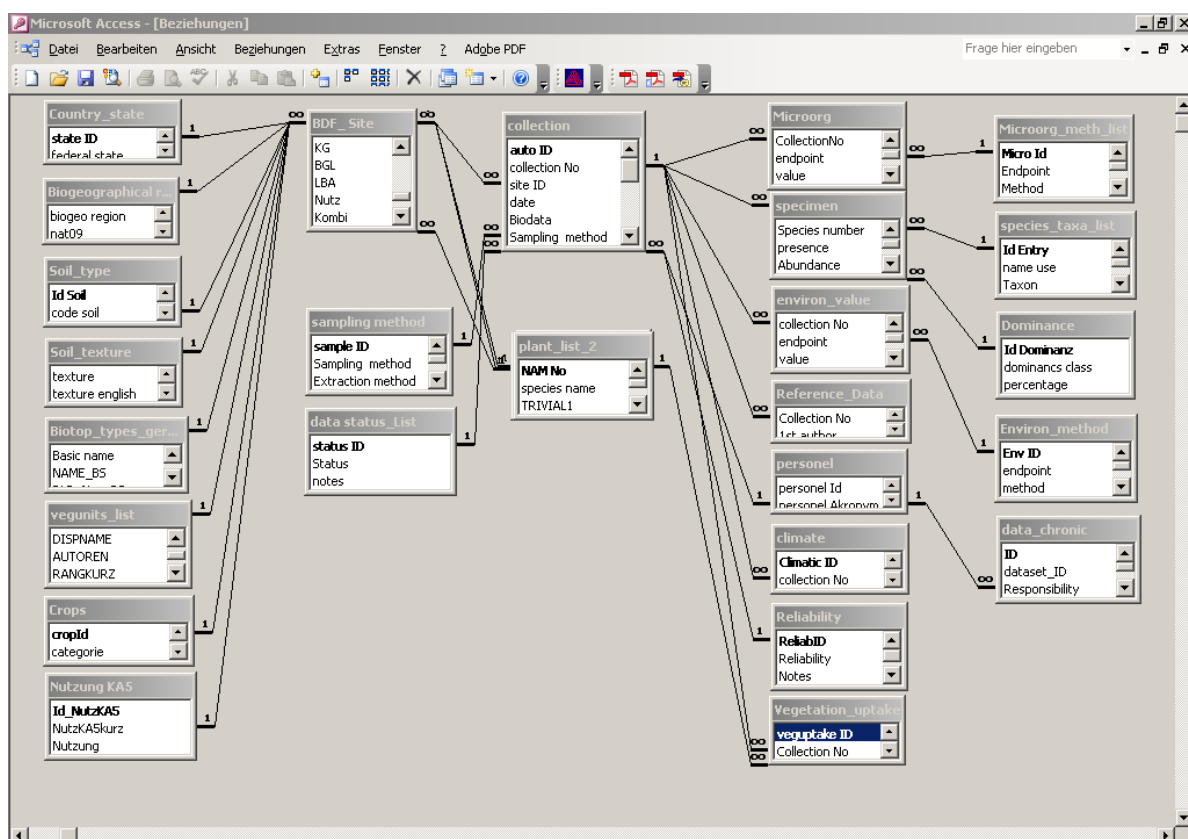


Abb. 3.2: Übersicht über die relationale Beziehung der verschiedenen Datenblätter der Bo-Info Datenbank.

Strukturell waren **drei Gruppen von Daten** zu erfassen:

1. Daten zum Standort (Lage, Klima, Boden, Vegetation, pH-Wert etc.)
2. Daten zum Organismus (specimen) (Identifikation: Gattung, Epithet, Autor, Abundanz, Sammelmethode etc.)
3. Referenz und Datenqualität (Datensatzherkunft, Publikation, Qualitätsstandard etc.)

Zu 1: Standortdaten

Im Kern steht eine Tabelle zu den Standorten (BDF_Site), in der alle zu den jeweiligen Erhebungsstandorten geführten Daten aufgeführt wurden. Jeder Standort ist durch eine eindeutige Site-ID gekennzeichnet sowie durch die vom UBA geführten Kennung (z. B. BB-0001) soweit die Fläche aktuell im Boden-Dauerbeobachtungsprogramm der Länder geführt wird. Jedem Standort wurde eine XY-Koordinate (Georeferenzierung) zugeordnet. Da in den verschiedenen Datenquellen unterschiedliche Daten-Projektionen verwendet wurden, sind zur späteren Darstellung alle Koordinaten in ein einheitliches Format (Gauss-Krüger Projektion 3. Streifen) überführt worden. Aufgrund datenschutzrechtlicher Bestimmungen war es nicht möglich alle Standortdaten "metergenau" zu erhalten, sondern sie sind mit einer Unschärfe von ca. 1 km in der Datenbank enthalten.

Des Weiteren wurden Daten zur Charakterisierung der Standorte hinsichtlich Bodenart, Biotoptyp, Vegetationseinheit etc. aus der UBA-Datenbank ausgelesen bzw. aus anderen Quellen importiert. Die Standortvariablen pH-Wert, Corg, C/N liegen in der UBA-Datenbank in der Regel in Zeitserien vor. Diese Daten werden chronologisch als Umweltparameter (environ_value) geführt. Für die Auswertung war es notwendig, jeden Standort durch *einen* Umweltvariablen-Wert zu charakterisieren. Diese Werte wurden durch Mittelwertbildung aus den chronologischen Daten sowie einem anschließenden Plausibilitätscheck ermittelt. Aus Datenserien, die starke Schwankungen zwischen den Einzelerhebungen zeigten, wurden keine Mittelwerte abgeleitet und somit blieb das Datenfeld leer.

Eine Auswertung der Präferenz von Bodentier-Arten für Standortparameter ist prinzipiell für jede Variable möglich. Das Auftreten und die Häufigkeit von Arten an einem Standort ist aber nicht durch einzelne Faktoren erklärbar, vielmehr wird sie gerade durch das Zusammenspiel von abiotischen (z. B. Feuchtigkeit, pH-Wert etc.) sowie biotischen Faktoren (z. B. Prädation, Konkurrenz etc.) auf die Arten und bestimmen so die Struktur der Lebensgemeinschaften. Deswegen werden integrative Ansätze zur Charakterisierung von Artengemeinschaften benötigt (Toschki 2008; Middelhoff et al. 2006; Roß-Nickoll et al. 2004; Plachter & Werner 1998). Ein solcher Ansatz ist die Auswertung der Verteilung auf Basis des Vorkommens der Arten in Biotoptypen. Es wird dabei auf die standardisierte Biotoptypen-Liste Deutschlands zurückgegriffen, die in sich die den Lebensraum bestimmenden Faktoren (Boden, Feuchte etc.) integriert. Die hierarchische Gliederung dieser

Liste ermöglicht die Auswertung auf unterschiedlichen Abstraktionsebenen. Allerdings waren Angaben zur genauen Einstufung nach der “Biotoptypenliste für Deutschland“ nicht für alle Standorte verfügbar, da diese bisher für die Erhebungen auf den BDF nicht vorgesehen ist. Aus diesem Grund wurden durch nachträgliche Analyse und Einschätzung die Standorte einem Biotoptyp der Liste zugeordnet. Ziel der Einstufung war es zumindest die Ebene 2 der Liste (z. B.: 33.03 Äcker und Ackerbrachen auf Sandboden, 33.04 Äcker und Ackerbrachen auf Löß-, Lehm- oder Tonböden) für möglichst viele Standorte abzuleiten. Die Ableitung wurde auf der Basis der Originalbeschreibung der Vegetation, der Nutzungsangaben, Bodenausgangsgestein, Bodentyp und Bodenart durchgeführt. Des Weiteren wurden alle Standorte mit Hilfe eines Geographischen Informations-Systems (GIS) mit der Karte und den Informationen der Bodenübersichtskarten der Bundesrepublik Deutschland (1:1.000.000; BUEK 1000) verschnitten. Informationen der BUEK 1000 zum europäischen Klimagebiet (Finke et al. 1998), Bodengroßlandschaften, Bodenart und Nutzungstyp wurden mit der Standorttabelle verknüpft. Aufgrund der Unschärfe der Standortangabe für viele Standorte und des Maßstabs der BUEK 1000 sind Angaben somit nicht als konkrete Standortdaten zu verwenden, sondern lediglich als Hinweis auf dort wahrscheinlich vorherrschende Bedingungen. Über den Vergleich aller oben aufgeführten Angaben wurde dann soweit möglich auf den Biotoptyp rückgeschlossen (vgl. Kap 3.3).

Zu 2. Daten zu Organismen

Alle Daten zur Präsenz / Absenz bzw. von Abundanzen einzelner Arten wurden in einer Tabelle *Specimen* zusammengeführt. Diese artbezogenen Organismendaten sind mit den Standortdaten (BDF-Site) über die Tabelle *Collection* verknüpft. In dieser Tabelle ist jede Datenaufnahme (Probennahme) einer spezifischen *Collection-ID* zugeordnet, die somit ein eindeutiges Datum, Angaben zur Art der Datenerhebung (soil zoology, vegetation, soil chemistry, soil microbiology), zur Sammelmethode sowie der Probenzahl aufweist. Durch die relationale Verknüpfung der Organismendaten mit der *Collection* ist eine chronologische Datenführung gewährleistet.

Da die Datenerhebungen auf zahlreichen Untersuchungen verschiedener Institutionen der Länder beruhen und es bislang keine standardisierten Methoden zur Erfassung der Bodenorganismen gab (inzwischen teilweise existent; vgl. Kap. 2.4.1) liegen z.T. sehr heterogene Daten aufgrund unterschiedlicher Probenmethoden aber auch der Art der Probenaufbereitung

und Auswertung (z. B. Austreibung mit Berlese, Mc-Fadyen High Gradient, Nassausstreibung, Handauszählung u.v.m.) der Organismen vor. Dadurch ist ein direkter Vergleich von Abundanzen nicht immer möglich bzw. sinnvoll. Es besteht jedoch immer die Möglichkeit des Vergleichs von Präsenz / Absenz- Daten. Eine weitere Möglichkeit der Auswertung liegt im Vergleich von Dominanzen, wobei deren Interpretation allerdings schwierig ist: Diese bezieht sich immer auf die am Standort erfolgte Gesamtzahl der Aufsammlung. Somit können an verschiedenen Standorten ähnliche Abundanzen zu unterschiedlichen Dominanzen führen bzw. umgekehrt gleiche Dominanzwerte auf unterschiedlichen Abundanzen beruhen. Die Aussagekraft von Dominanzwerten ist für klassifikatorische Ansätze deshalb gering. Besser geeignet ist eine Charakterisierung durch die Wahrscheinlichkeit, mit der Arten bzw. Artengruppen in einem Biotop vorkommen, d. h. Angaben zur Stetigkeit von Arten auf Grundlage ihrer Präsenz bzw. Absenz.

Tab. 3.3: Klassifizierung der Daten hinsichtlich ihrer Vertrauenswürdigkeit (Reliability) (Klimisch et al. 1997)

Reliability	Beschreibung
Reliable without restrictions	Diese Klasse beinhaltet Daten, die mit international standardisierten oder dazu äquivalenten Methoden und aktuellen Bestimmungsschlüsseln erhoben wurden. Die für die Durchführung der Probennahme und der Bestimmung verwendete Methodik muss angegeben oder im Fall nicht standardisierter Methoden genau beschrieben sein.
Reliable with restrictions	Diese Klasse beinhaltet Daten, die zwar mit international standardisierten oder dazu äquivalenten Methoden und aktuellen Bestimmungsschlüsseln erhoben wurden, deren Dokumentation aber teilweise ungenau oder lückenhaft ist. Ebenfalls fallen diejenigen Daten in diese Klasse, die mit nicht-standardisierten Methoden erhoben wurden, diese jedoch sehr genau beschrieben wurden und wissenschaftlich akzeptabel sind.
Not reliable	Diese Klasse beinhaltet Daten, die mit wissenschaftlich nicht akzeptablen Methoden erhoben wurden oder die offensichtlich falsch oder unplausibel sind (z. B. Schreib-/Berechnungsfehler, falsche
Not assignable	Diese Klasse beinhaltet Daten, die lediglich in Kurzfassungen (z. B. Abstracts) oder Sekundärliteratur (z. B. Bücher, Reviews) aufgelistet sind oder zu denen keine Angabe der verwendeten Methode vorliegt.

Zu 3. Referenz und Datenqualität

Zu allen in der Datenbank eingepflegten Datensätzen ist in einem eigenen Tabellenblatt die jeweilige Referenz angegeben, aus der hervorgeht aus welcher Publikation bzw. von welcher Institution die Daten stammen. Darüber hinaus wurden Angaben zur Vertrauenswürdigkeit (Reliability) der Datensätze gemacht (Tab. 3.3), wobei in Anlehnung an Klimisch et al.

(1997) vier Klassen verwendet wurden. In die folgenden Auswertungen sind nur Datensätze der Kategorien eins und zwei eingegangen.

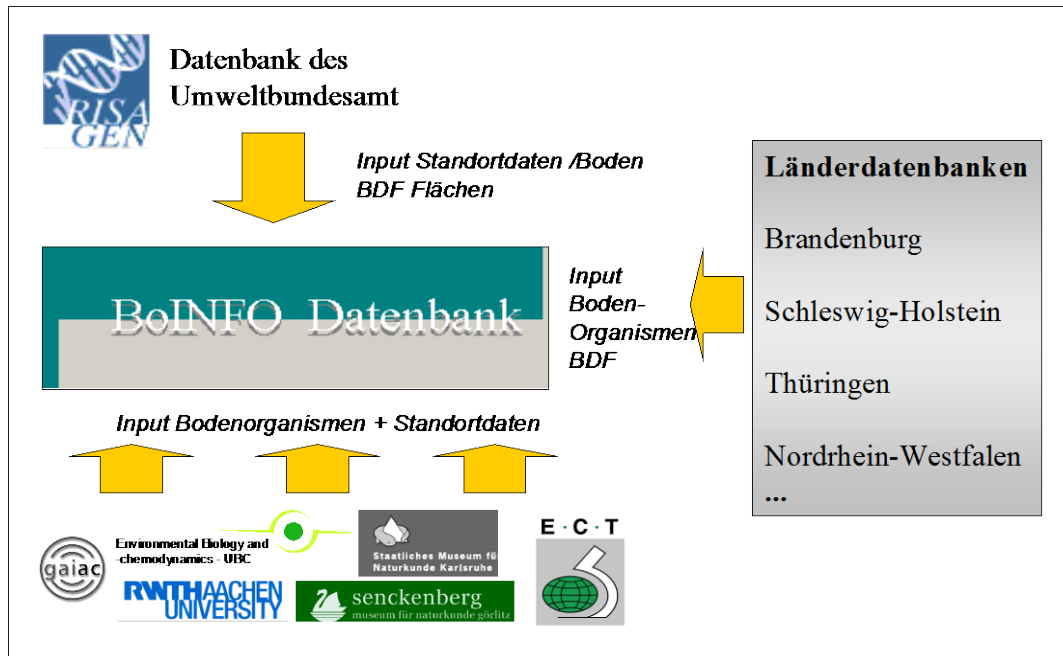


Abb. 3.3: Schematische Darstellung des Dateninputs in die Bo-Info Datenbank mit Datensätzen verschiedener Quellen

3.2.3 Schritt 3: Datenbankfütterung

Nachdem die Datenbankstruktur erstellt war, wurden Datensätze aus den verschiedenen Institutionen in die *Bo-Info* Datenbank importiert (Abb. 3.3). Dafür wurde allen beteiligten Institutionen eine Datenmaske mit den Feldern der Datenbank im Excel-Format zur Verfügung gestellt. Zudem erhielt jede Institution Datenblätter mit den jeweiligen indizierten Listen mit der Angabe welcher Code bzw. welche ID jeweils in die Datenfelder eingefügt werden müssen um die in der Datenbank bestehende Referentielle Integrität zu gewährleisten. Ergänzungen zu indizierten Listen (z. B. neuer Artnamen oder Erhebungsmethode) wurden zentral in der Datenbank nach Abgleich auf Synonyme vorgenommen und dann an alle Institutionen zurückgegeben. Alle Datensätze zu Bodentiererhebungen wurden dann als komplettes Datenpaket in die *Bo-Info* Datenbank importiert und mit einer eigenen dataset-ID darin geführt. Somit war es möglich, bei Änderungen ganze Datenpakete zu verändern, zu löschen bzw. zu ersetzen. Der Datentransfer wurde in einem eigenen Datenblatt chronologisch protokolliert (Datenblatt: data_chronic) um zu jedem Zeitpunkt den aktuellen Stand der Datenpakete auslesen zu können.

3.3 Verteilung der Standorte und der faunistischen Datensätze: Datendarstellung nach Quellen

Insgesamt wurden 1744 Standorte in die *Bo-Info* Datenbank eingepflegt (siehe Tab. 3.4). Von den insgesamt 795 Standorten der Boden-Dauerbeobachtung (BDF) der Länder liegen nur zu 99 Standorten Daten zu Bodenfauna (nur Lumbricidae) aus fünf Bundesländern (Brandenburg 32 Standorte, Hamburg 3, Nordrhein-Westfalen 17, Schleswig-Holstein 37, Thüringen 10) vor. In Brandenburg wurde eine Fläche, zu der Lumbriciden-Daten vorliegen, aus dem BDF-Programm herausgenommen. Von den vormals 33 Standorten sind aktuell somit nur 32 im Boden-Dauerbeobachtungsprogramm enthalten. Von der ARGE sind nur solche Standorte eingepflegt worden, zu denen auch Tierdaten erhoben wurden. Insgesamt handelt es sich um 947 weitere Standorte. Insgesamt liegen somit bei 1047 Standorten Tierdaten von ein oder mehreren Tiergruppen vor. Von insgesamt nur 12 Standorten liegen Daten von drei Tiergruppen vor, bei 113 Standorten liegen Daten von zwei Tiergruppen vor, bei den restlichen 922 Standorten beschränken sich die Daten auf jeweils eine Tiergruppe.

Ergänzend zu tierökologischen Daten wurden, soweit vorhanden, auch mikrobiologische Daten und Vegetationsdaten eingepflegt. Insgesamt wurden in der *Bo-Info* Datenbank 42.472 Datensätze zu den verschiedenen Bodentiergruppen, 3.420 Datensätze zur Mikrobiologie, alle im Rahmen der Grundinventur erhoben, aus der UBA Datenbank übernommen und 6.840 Datensätze zur Vegetation zusammengetragen (siehe Tab. 3.4). Von den Flächen der Dauerbeobachtung sind 5.797 zoologische Datensätze, allesamt zu Lumbriciden, in die Datenbank eingeflossen. Zoologische Datensätze, die darüber hinaus in anderen Bundesländern erhoben wurden (z. B. umfangreiche Datensätze zu Lumbriciden in Bayern), wurden von den zuständigen Stellen für dieses Projekt nicht zur Verfügung gestellt und konnten somit keine Berücksichtigung finden. Die zoologischen Daten der Länder wurden in unterschiedlichen Datenformaten von den jeweiligen Ländern zur Verfügung gestellt. Teilweise lagen Microsoft Excel-Tabellen vor, teilweise wurden unterschiedlich komplexe und auf unterschiedliche Fragestellungen bzw. auch Auswertungen abgestimmte Microsoft Access Datenbanken angeboten. Eine standardisierte Form der Datenhaltung ist in den Ländern als auch über die Ländergrenzen hinweg nicht gegeben.

Tab. 3.4: Übersicht über die Verteilung der in der Bo-Info Datenbank eingegangenen Standorte und Datensätze nach Institution. Ein Datensatz entspricht einer Tier- oder Pflanzenart bzw. einem mikrobiologischen Messpunkt an einem Datum.

Datenquelle	Summe	Summe der Datensätze		
(Institution)	Standorte	Zoologie	Mikrobiologie	Vegetation
BDFs UBA-Datenbank (Σ)	797	5797	3420	2478
<i>Baden-Württemberg</i>	33	-	-	-
<i>Bayern</i>	289	-	124	-
<i>Berlin</i>	-	-	-	-
<i>Brandenburg</i>	32 (33)	3241	178	-
<i>Bremen</i>	-	-	-	-
<i>Hamburg</i>	3	137	-	-
<i>Hessen</i>	68	-	-	-
<i>Mecklenburg-Vorpommern</i>	46	-	-	-
<i>Niedersachsen</i>	90	-	635	-
<i>Nordrhein-Westfalen</i>	21	743	60	-
<i>Rheinland-Pfalz</i>	-	-	-	-
<i>Saarland</i>	11	-	-	-
<i>Sachsen</i>	55	-	-	-
<i>Sachsen-Anhalt</i>	78	-	727	-
<i>Schleswig-Holstein</i>	37 (38)	1599	1576	2478
<i>Thüringen</i>	32	77	120	-
gaiaac / RWTH Aachen	90	6077	-	1412
Senckenberg Görlitz	290	14692	-	2950
SMN Karlsruhe	62	2937	-	-
ECT GmbH Flörsheim	505	12889	-	-
Summe	1744	42393	-	6840

Insgesamt 36.675 Datensätze wurden aus Untersuchungen der ARGE-Mitglieder bzw. dort vorliegender Literatur zu Lumbriciden, Enchyträen, Oribatiden, Collembolen sowie Nematoden zusammengetragen und in die *Bo-Info* Datenbank eingepflegt (Abb. 3.4).

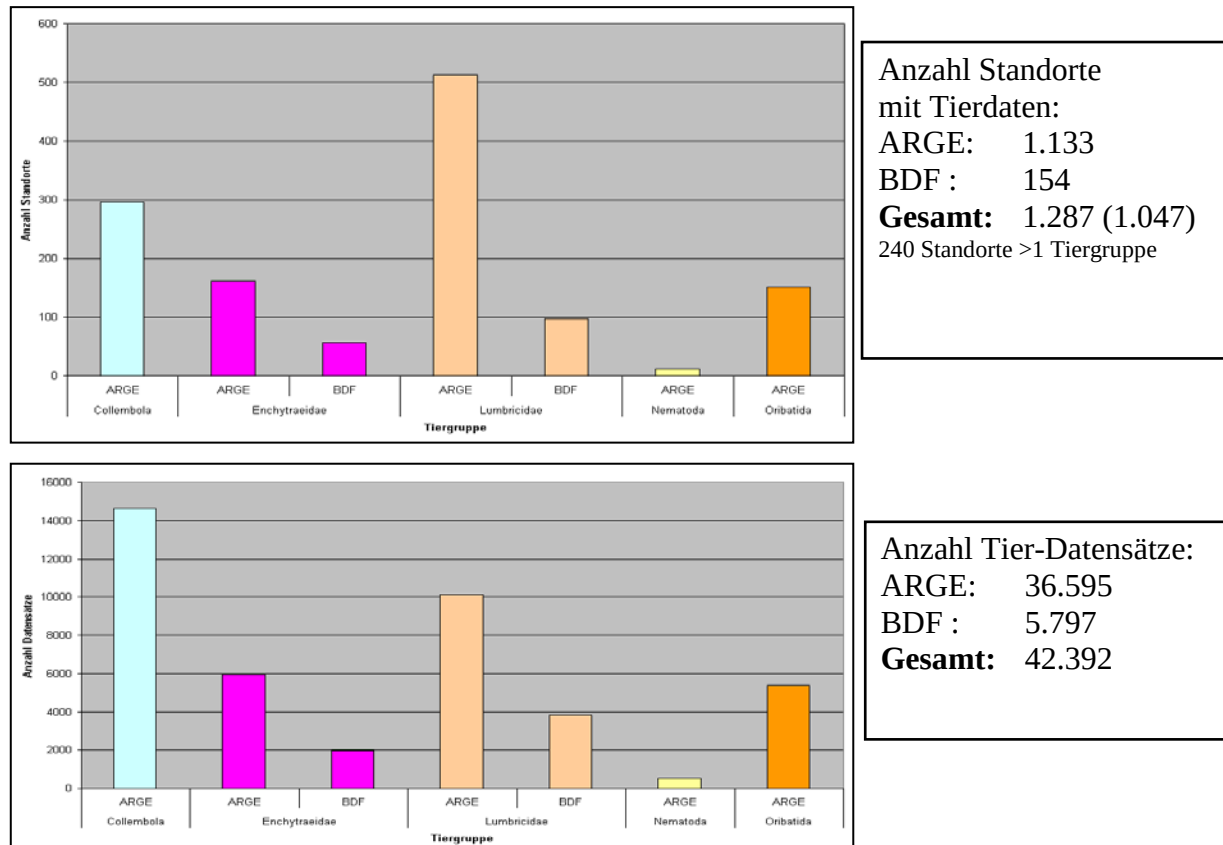


Abb. 3.4: Anzahl der Standorte (oben) mit Tierdatensätzen und Anzahl Datensätze mit Tierdaten (unten) getrennt nach Quelle.

3.4 Der Biotop-Typen Ansatz (relevante Typen und die Verteilung der Tierdaten)

Um eines der Projektziele, die Beantwortung der Frage nach der Repräsentativität von Boden-Dauerbeobachtungsflächen bzw. vergleichbaren Flächen für die Biodiversität zu beantworten, war es notwendig vorab zu definieren, wofür bzw. hinsichtlich welches Faktors sie repräsentativ sein sollen. Betrachtet man Bodenorganismen-Gemeinschaften oder auch einzelne Arten ist eine Vielzahl von Abhängigkeiten der einzelnen Organismen gegeben. Neben exogenen physiko-chemischen Umweltvariablen wie pH-Wert, Bodenart, Feuchtegehalt, Korngröße etc., spielen auch endogene Faktoren wie innerartliche und zwischenartliche Konkurrenz eine wichtige Rolle für das Vorkommen der Arten in der Landschaft. Um Repräsentativität zu überprüfen wäre es zunächst notwendig all diese Faktoren diskreten Klassen (z. B. pH-Wert <3; 3,1-6, 6,1-8; >8,1) zuzuordnen, die jeweils repräsentativ dargestellt werden müssten. Des Weiteren wäre eine Repräsentativität auf Raumgliederungen wie Naturräumliche Gliederung, Ökologische Raumgliederung, Klimazonen, Großbodeneinheit etc. denkbar. Da das Vorkommen von Arten und vor allem von Artengemeinschaften

sich nicht ausschließlich nach einem Faktor richtet, sondern einem Faktorenkomplex unterliegt, sind prinzipiell auch Kombinationen dieser Faktoren hinsichtlich ihrer Repräsentativität zu überprüfen. Dies ist aus Praktikabilitätsgründen aufgrund der unzähligen Möglichkeiten an Kombinationen nicht machbar. An verschiedener Stelle werden somit integrative Ansätze zur Beurteilung von Arten und Artengemeinschaften in der Landschaft gefordert (u. a. Toschki 2008, Middelhoff et al. 2006, Roß-Nickoll et al. 2004, Roß-Nickoll 2000, Lennartz 2003, Plachter et al. 2002, Kratochwil & Schwabe 2001, Lennartz & Roß-Nickoll 1999, Plachter & Werner 1998). Eine integrierende Methode, die im vorliegenden Projekt verfolgt wird, ist die Verwendung von Biotoptypen (Riecken et al. 2003) als Basis der Beurteilung. In der "Standard-Biotoptypenliste für Deutschland" werden alle Lebensräume in Deutschland hierarchisch klassifiziert und dargestellt. Aufgrund des überregionalen, länderübergreifend Charakters der vorliegenden Studie war eine zumindest auf Deutschland bezogene Standardliste notwendig. Die Klassifikation richtet sich dabei direkt nach dem natürlichen Auftreten d. h. konkret in der Natur vorherrschenden Grenzen von Lebensgemeinschaften im Gelände. Da Biotoptypen (BT) die Arten verschiedener Taxa bzw. eine konkrete Lebensgemeinschaft beinhalten, integrieren sie physiko-chemische Umweltvariablen sowie endogene Faktoren. Durch ihre hierarchische Gliederung (z. B. 34. Grünland; 34.03 artenarmes Grünland; 34.05 intensiv Grünland) ist eine Gewichtung der Ausprägungen und der Skalenebene flexibel wählbar. Zudem wird beim Bezug von Repräsentativität auf einen Biotoptyp eine überregionale Betrachtung ermöglicht (Buchenwald in Deutschland), die bei Bedarf für weitere wesentlich erscheinende räumlichen Anforderungen (z. B. Buchenwald in Klimazone 1) verschnitten und abgeglichen werden können.

In der Standard-Biotoptypenliste für Deutschland sind insgesamt 44 Basistypen (1. Ebene) mit ca. 1000 Untertypen aufgeführt. Davon wurden für das vorliegende Projekt 21 Basistypen als relevant eingestuft (Tab. 3.5). Ein Kriterium für die Auswahl war, dass entsprechend des Fokus nur terrestrische Biotoptypen ausgewählt wurden, so dass Meeresgebiete, Seen, Quellen, aber auch Wattflächen aussortiert wurden. Des Weiteren sind solche terrestrischen Biotoptypen nicht berücksichtigt worden, die nur einen sehr geringen bzw. keinen Anteil an der Biodiversität von Bodenorganismen besitzen. Dies sind z. B. Gebäudeflächen, Verkehrsanlagen, Siedlungsflächen, aber auch Geröll-, Schotter- und Blockhalden sowie nackte Felsen und Flächen die permanent von Schnee bedeckt sind. Einige dieser zuletzt genannten Typen sind gegebenenfalls für Tiergruppen, die nicht überwiegend im Boden (edaphisch) sondern

vor allem epigäisch leben, ebenso bedeutungsvoll. Entsprechend der sollte die Auswahl der Biotoptypen angepasst werden.

Tab. 3.5: Auswahl relevanter Biotoptypen Deutschlands aus der Standard-Biotoptypenliste Deutschlands (Riecken et al. 2003)

Basis Code	Anzahl Untertypen	Basis Name
07.	16	Salz-Grünland der Nordseeküste (Supralitoral)
08.	13	Salz-Grünland, Brackwasserröhrichte und -Hochstaudenfluren des Geolitorals der Ostseeküste
10.	1	Küstendünen
33.	26	Äcker und Ackerbrache
34.	83	Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte
35.	39	Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder)
36.	26	Hoch-, Zwischen- und Übergangsmoore
37.	7	Großseggenriede
38.	10	Röhrichte (ohne Brackwasserröhrichte)
39.	44	Wald- und Ufersäume, Staudenfluren
40.	14	Zwergstrauchheiden
41.	63	Feldgehölze, Gebüsche, Hecken und Gehölzkulturen
42.	20	Waldmäntel und Vorwälder, spezielle Waldnutzungsformen
43.	70	Laub(Misch)Wälder und -Forste (Laubbaumanteil > 50 %)
44.	56	Nadel(Misch)Wälder und -Forste
65.	3	Moore der Subalpinen bis Alpen Stufe
66.	10	Gebirgsrasen (Subalpine bis Alpine Stufe)
67.	6	Stauden- und Lägerfluren der Hochmontanen bis alpinen Stufe
68.	3	Zwergstrauchheiden der subalpinen bis alpinen Stufe
69.	10	Gebüsche der hochmontanen bis subalpinen Stufe
70.	5	Subalpine Wälder

Innerhalb der relevanten Biotop-Basistypen werden durch Riecken et al. (2003) unterschiedlich starke Differenzierungen in Untertypen auf verschiedenen Ebenen durchgeführt. Bei der Beurteilung von Repräsentativität der Bodenfauna war wesentlich, die für die Bodenorganismen maßgebliche Unterteilungsebene als Basis der Beurteilung zu finden und dann für eine Auswertung heranzuziehen.

Da sich Artengemeinschaften von Tieren und Pflanzen grundsätzlich auf unterster niedrigster syntaxonomischer Ebene am besten in Beziehung setzen lassen (vgl. Toschki 2008; Roß-Nickoll et al. 2004; Lennartz 2003; Roß-Nickoll 2000; Kratochwil 1988) ist eine systematische Erfassung aller Ebenen sinnvoll, wobei aufgrund der Datenlage zum momentanen Zeitpunkt eine zu feine Aufgliederung nicht sinnvoll erscheint, d. h. es sollte berücksichtigt werden an welcher Ebene noch genügend Daten zur Auswertung zur Verfügung stehen. Vorab wurde wie oben beschrieben für alle Standorte soweit möglich versucht ein Biotoptyp abzuleiten. Insgesamt wurden ergänzend zu den Originalangaben für 388 Standorte genauere Biotoptypenangaben abgeleitet (Tab. 3.5). Es gab 54 Ergänzungen zu Nadelwäldern (44.), 142 zu Laubwäldern (43.), 5 zu Feuchtwiesen/Sümpfe (35.), 79 zu Grünländern (34.) und 108 Ergänzungen zu Äckern (33.).

Zu allen Biotoptypen liegen in der “Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands“ (Riecken et al. 2003) aktuelle Einstufungen vor. Somit ist es prinzipiell möglich mit Hilfe dieser Listen Aussagen über die Seltenheit der jeweiligen Biotope, seine Schutzwürdigkeit und Gefährdung zu machen und somit im optimalen Fall indirekt auch Aussagen über die Seltenheit, Schutzwürdigkeit und Gefährdung der darin lebenden Bodenorganismen-Gemeinschaft. Welche Voraussetzungen und Anpassungen dazu notwendig sind, wird im vorliegenden Bericht diskutiert. Grundsätzlich ist durch die Verbindung von Standard-Biototypenlisten und faunistischen sowie floristischen Erhebungen die Möglichkeit gegeben, ökosystemare Betrachtungen anzustellen.

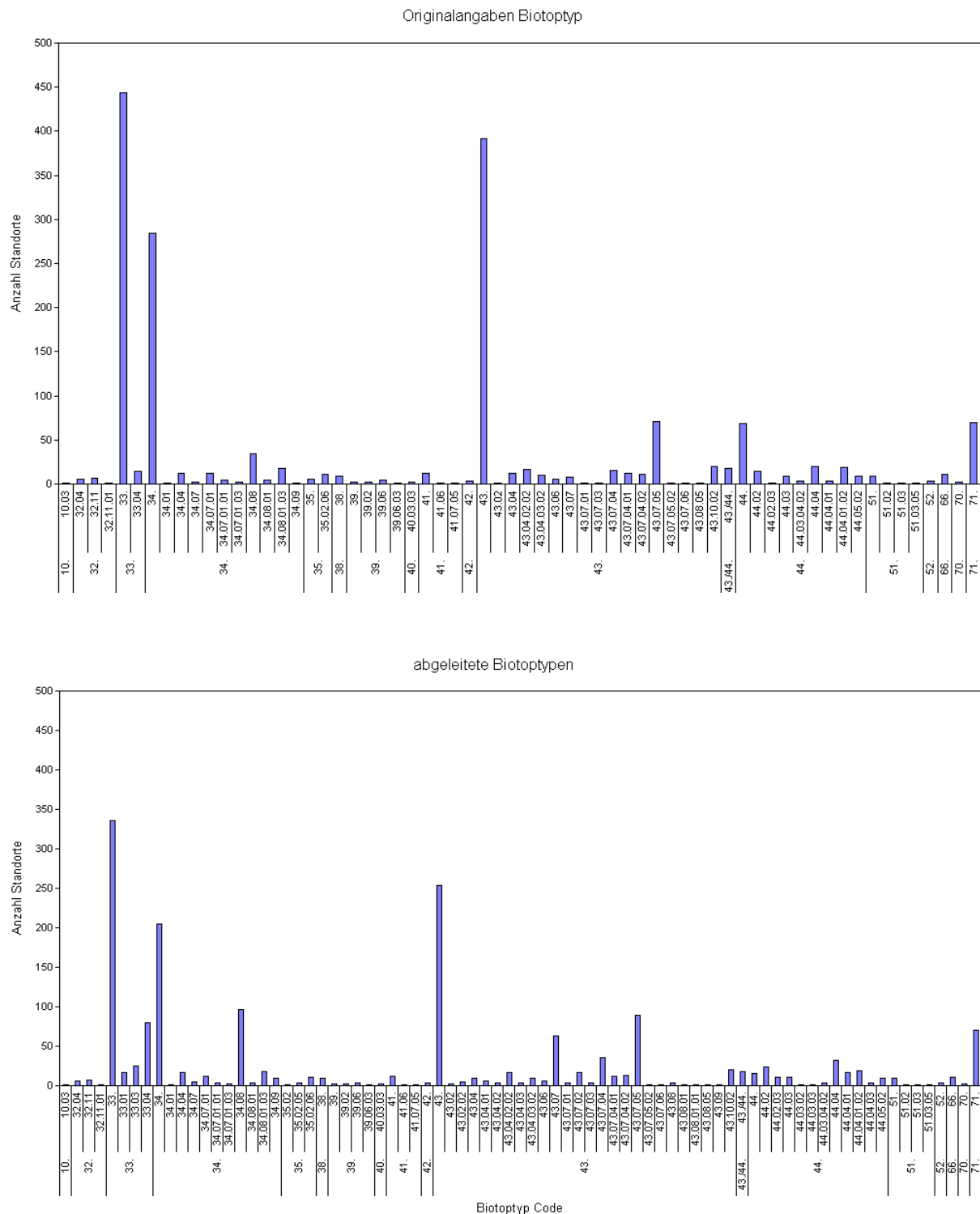


Abb. 3.5: Anzahl von Standorten verteilt auf die Biotypen Oben: Verteilung der Typen nach den Originalangaben Unten: Verteilung nach Ableitung aus zusätzlichen Informationen

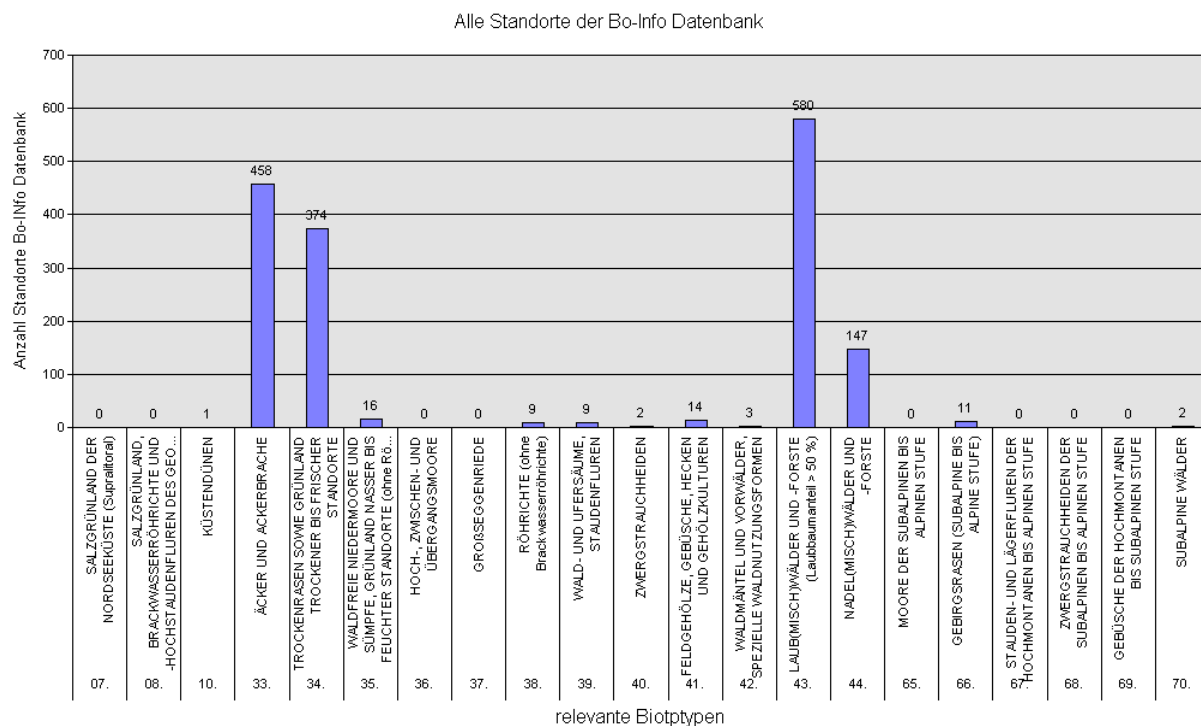
3.5 Verteilung auf Biotypen

Von den insgesamt 1744 Standorten in der *Bo-Info* Datenbank gehören 1645 einem als relevant zugeordneten Biotyp (BT) an. Von den restlichen 99 Standorten in der Bo-Info

Datenbank gehören 14 zum BT 32. (Felsen, Block- und Schutthalden ...), 12 zum BT 51. (kleine unbefestigte Freiflächen) und 70 Standorte sind ohne BT-Zuordnung. Der größte Teil der Standorte in der *Bo-Info* Datenbank repräsentiert aber die vier Basis-Biotoptypen 33. Äcker und Ackerbrachen, 34. Natürliche Trockenrasen und Grünland trockener bis frischer Standorte, 43. Laub(Misch)Wälder und - Forste und 44. Nadelwälder und -Forste. Neun weitere Biotoptypen sind mit weniger als 20 Standorten vertreten, für acht relevante Biotoptypen liegen keine Daten vor (Tab. 3.6). Vergleicht man die Verteilung der Standorte auf die Biotopgrundtypen der Datenpakete aus der Boden-Dauerbeobachtung und mit denen der ARGE teilt man fest, dass in der Boden-Dauerbeobachtung anteilig mehr Äcker vertreten sind, dagegen in der ARGE mehr Grünland eingegangen sind. Nadelwälder sind in beiden Gruppen nur schwach vertreten. Der Fokus der Auswertung richtete sich entsprechend der dargestellten Standortzahlen auf die vier Basis-Biotoptypen Acker, Grünland, Laubwald und Nadelwald. Die Aussagekraft für andere Biotoptypen ist als sehr gering einzuschätzen, über sie können höchstens qualitative Aussagen gemacht werden.

Für eine Beurteilung und Bewertung der Boden-Biodiversität spielt die Bezugsgröße eine wichtige Rolle. So kann Diversität von Lebensgemeinschaften auf verschiedenen Skalenebenen, darstellbar durch die hierarchische Skalierung der Biotoptypenliste, analysiert werden. In Abhängigkeit der Skalenebene kann es zu sehr unterschiedlichen Beurteilungen kommen.

A.



B.

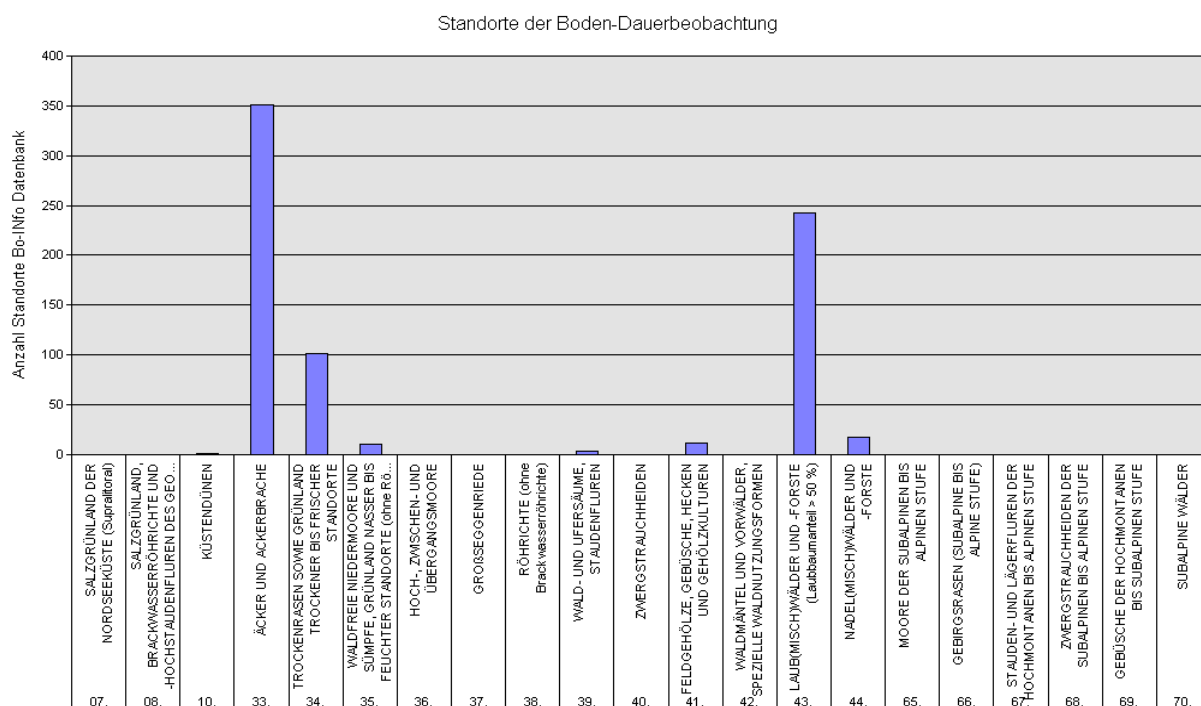


Abb. 3.6: Anzahl der Standorte in der *Bo-Info* Datenbank, die einem für die Bodenbiodiversität relevanten Biotyp angehören: A. Alle Standorte aus der *Bo-Info* Datenbank, Zahlen über den Säulen geben die Standortanzahl an; B. Boden Dauerbeobachtungsstandorte; C: Standorte der ARGE (s. Abb. 3.7)

C.

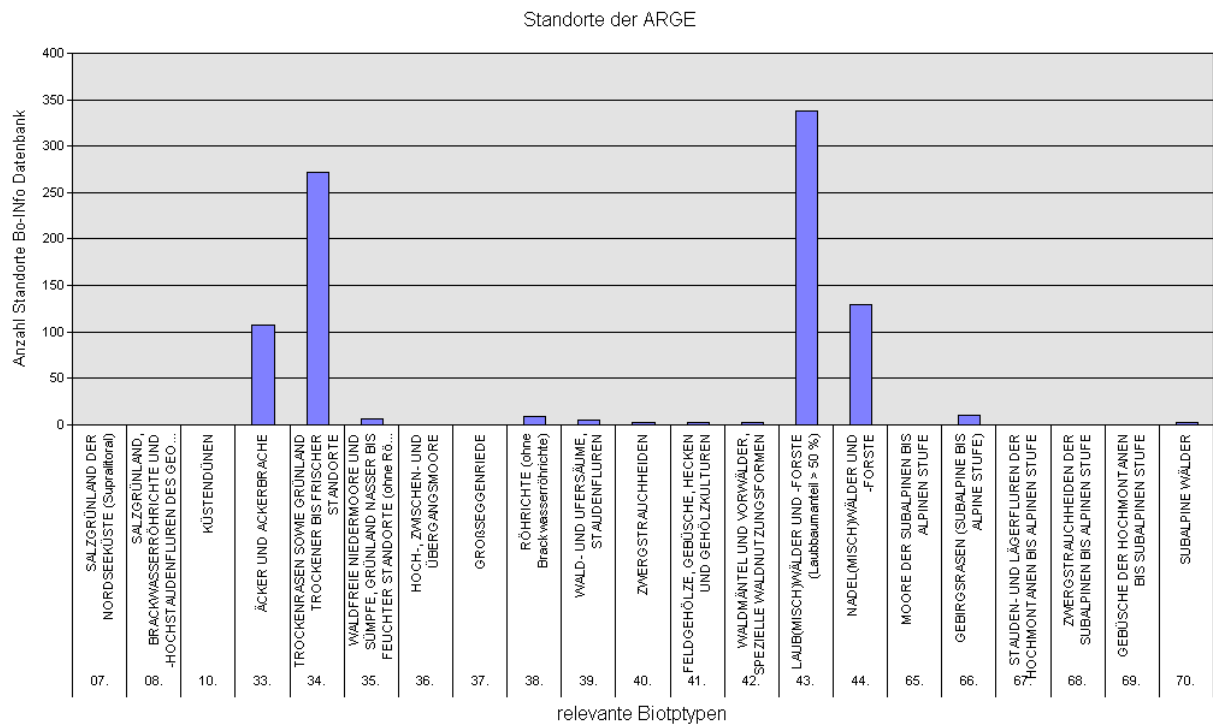


Abb. 3.7 (Fortsetzung Abb. 3.6): Anzahl der Standorte in der *Bo-Info* Datenbank, die einem für die Bodenbiodiversität relevanten Biotyp angehören: A. Alle Standorte aus der *Bo-Info* Datenbank, Zahlen über den Säulen geben die Standortanzahl an; B. Boden Dauerbeobachtungsstandorte; C: Standorte der ARGE

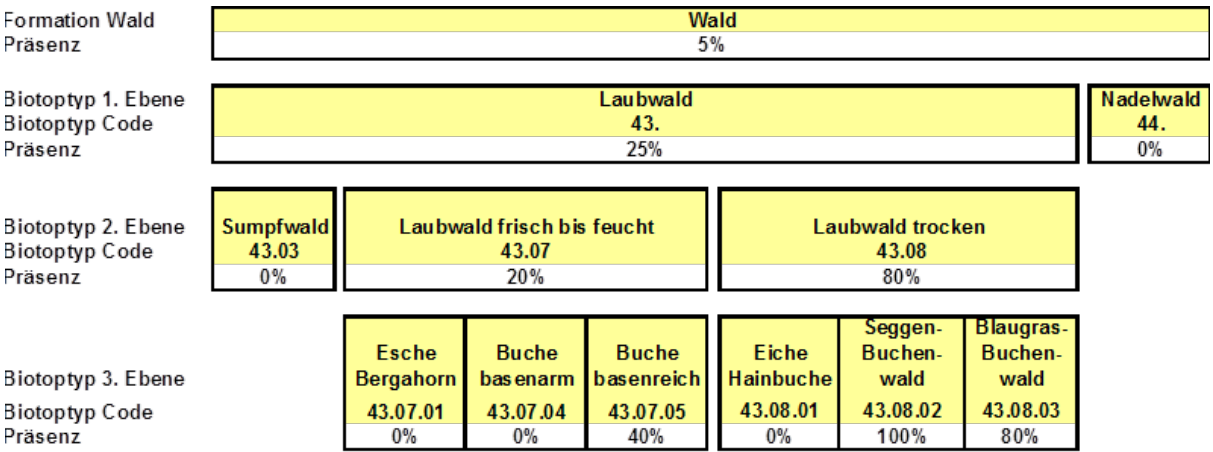


Abb. 3.8: Schematische Darstellung der Abhängigkeit von Biodiversitäts-Beurteilungen von der zu Grunde liegenden Skalenebene (Beispiel Wald), dargestellt ist jeweils die Präsenz einer Art in den verschiedenen hierarchischen Einheiten

Für die Beurteilung der Repräsentativität der Bodenfauna (für einen bestimmten Lebensraum) sollte die für die Bodenorganismen maßgebliche Skalenebene festgelegt werden. Je nach der gewählten Skalenebene (Formation, Basis-Biotyp, Biotyp auf Ebene 2, 3, oder 4) wird

das in der Natur vorhandene Muster durch gegebene Zusammenfassungen relativiert. In dem Beispiel (Abb. 3.8) ist auf der Ebene der Formation festzustellen, dass eine Art bzw. eine Artengruppe nur in 5 % der Waldstandorte vorhanden ist. Da sie auch nie als dominante Art in den Wäldern auftrat, liegt der Schluss nahe, dass es sich nicht um eine Waldart handelt. Betrachtet man deren Auftreten jedoch auf tieferen Skalenebenen, wird deutlich wie klar die Art/Artengruppe im jeweiligen Ökosystem eingemischt ist. Erst auf der nächsten Ebene, auf der die Feuchteverhältnisse des Standorts mit eingehen, erscheint eine Differenzierung. Verwendet man die 4. Ebene der Biotoptypen, wird die Präferenz (Einnischung) der Art/Artengruppe für Standorte mit bestimmten Bodenverhältnissen (basen-/kalkreiche Waldstandorte, die in der Regel mit Laubwald bestanden sind) deutlich. Ebenso wird deutlich wie ungenau, oder sogar falsch die Einschätzung auf Basis der Formation gewesen wäre. Diesem Grundprinzip folgend sollten Ansätze der Klassifikation immer vom tatsächlichen Muster ausgehen und erst dann übergeordnete Klassen gebildet werden.

Welche Ebene für die einzelnen Organismen und Organismengruppen im Einzelnen entscheidend ist, kann somit nicht ohne deren differenzierte Untersuchung gesagt werden. Aufgrund der Erfahrung und der Redundanz von Mustern bei der Untersuchung verschiedener Tiergruppen und der Vegetation (vgl. Roß-Nickoll et al. 2004; Lennartz 2003; Lennartz & Roß-Nickoll 1999) lässt sich bereits sagen, dass einige chemische und physikalische Bodenvariablen (Kalkgehalt, Sandanteil, organischer Gehalt, Pflanzennährstoffe) sowie die Feuchteverhältnisse den größten Einfluss auf die Boden-Lebensgemeinschaften haben. Diese Hauptfaktoren sind auch in der Standard-Biotoptypenliste für Deutschland als differenzierende Komponenten bereits berücksichtigt. Besonders interessant ist nun, auf der Grundlage einer möglichst breiten (deutschlandweiten, alle relevanten Biotoptypen und Taxa umfassenden) Datenbasis Arten- und Artengruppen zu finden, die auf ganz bestimmte Faktoren(komplexe) reagieren und damit bestimmte Standortbedingungen besser als andere differenzieren. Im Folgenden sind für die vier Basis-Biotoptypen Acker, Grünland, Laubwald und Nadelwald die auf bisheriger Erkenntnis und Erfahrung wesentlichen Ebenen dargestellt, die für eine Betrachtung der Boden-Biodiversität als Mindeststandard angesehen werden.

3.5.1 Äcker und Ackerbrachen (Biotop-Typen-Code 33.)

Äcker werden auf der zweiten Ebene in fünf Subtypen unterteilt:

- 33.01 flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache
- 33.02 Äcker und Ackerbrache auf flachgründigem, skelettreichem Silikatverwitterungsboden
- 33.03 Äcker und Ackerbrachen auf Sandboden
- 33.04 Äcker und Ackerbrachen auf Löss-, Lehm- oder Tonboden
- 33.05 Äcker und Ackerbrachen auf Torf- oder Anmoorboden

Die Unterteilung beruht auf der grundsätzlichen Bodenbeschaffenheit (Skelett, Tiefe), die aber auch indirekte Informationen zum Wasserhaushalt liefert (skelettreich und Sand = gut drainiert, der Rest eher feucht oder naß). Diese Ebene wird für die stark anthropogen beeinflusste Bodenfauna von Äckern und Ackerbrachen als bestimmend angesehen und eine Auswertung dieser fünf Biotoptypen erscheint somit relevant und notwendig.

3.5.2 Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (Code 34.)

Grünländer trockener bis frischer Standorte werden auf der zweiten Ebene in neun Untertypen differenziert. Die maßgeblichen Faktoren für die Unterteilung sind zum einen die Feuchte, die mit dem Untergrund und der Nährstoffversorgung korreliert. Die in Süddeutschland vermehrt vorkommenden Trocken- und Halbtrockenrasen treten sowohl auf silikatischen als auch carbonatreichen Böden auf, was für die darin lebenden Bodenorganismen einen wesentlichen Unterschied darstellt. Des Weiteren handelt es sich bei den ersten sechs Biotoptypen weitgehend um Ersatzgesellschaften 1. Ordnung, d. h. sie sind mit der Lebensgemeinschaft aus der sie entstanden sind (Waldbiotope) noch stark verwandt. Diese Verwandtschaft gilt sowohl für die Zusammensetzung der Vegetation als auch für die der Tiergemeinschaften. Häufig findet man in solchen Biotopen einen hohen Anteil von "Waldarten", der dann häufig als durch geographische Nähe zu Waldbiotopen verursacht, interpretiert wird, anstelle von synökologischer Verwandtschaft des Biotops mit Waldbiotopen. Die letzten drei Biotoptypen (34.07. - 34.09) sind Ersatzgesellschaften höherer Ordnung, d. h. sie haben sich durch ihre Nutzung, Düngung etc. von der Ausgangsgesellschaft entfernt. Diese gilt insbesondere für die artenarmen Grünlandgesellschaften intensiver Nutzung und für die stark abgeleiteten Tritt- und Parkrasen. Letztere besitzen für

die Erhaltung der Boden-Biodiversität nur eine untergeordnete Rolle und werden deshalb nicht berücksichtigt.

Die "Feuchte" (Bodenfeuchte) eines Standortes ist in Freilanduntersuchungen nur schwer erfassbar, da sie entsprechend den Witterungsbedingungen zeitlich stark schwanken kann. Sie wird deshalb selten standardmäßig gemessen. Angaben zur Feuchte beziehen sich meist auf die Messung von Wasserhaltekapazitäten, Feldkapazität, Matrixpotential u.ä., die wiederum eher die Charakteristik des Bodens widerspiegeln, als die tatsächlich für die Verteilung von Pflanzen- und Tierarten relevanten Feuchtebedingungen. Nur über sehr aufwendige Messreihen über längere Zeit wäre eine Charakterisierung mit physikalischen Bodenfeuchtemessungen zielführend. Wesentlich einfacher ist es die Vegetation als Indikator zu verwenden. So ist die Unterscheidung zwischen z. B. staunassen Wiesen und Halbtrockenrasen schon allein an der Vegetation sehr leicht möglich, da die Pflanzen die langfristigen Standortbedingungen anzeigen. Eine Nutzung dieser leicht zugänglichen Standortbeschreibung durch Angabe des Biotoptyps ist somit auch für die Verteilung von Bodenorganismen von großer Bedeutung. Eine Differenzierung von Standorten hinsichtlich der für die Biodiversität wesentlichen Feuchte erscheint anders gar nicht praktikabel.

Im Folgenden sind die als relevante Unterteilungen der Biotoptypen dargestellt.

34.01 Trockenrasen

34.01.01 Trockenrasen auf karbonatischem Untergrund

34.01.02 Trockenrasen auf silikatischem Untergrund

34.02 Halbtrockenrasen

34.02.01 Halbtrockenrasen auf karbonatischem Untergrund

34.02.02 Halbtrockenrasen auf silikatischem Untergrund

34.03 Steppenrasen (subkontinental, auf tiefgründigem Boden)

34.04 Sandtrockenrasen

34.05 Schwermetallrasen

34.06 Borstgrasrasen

34.07 Artenreiches Grünland frischer Standorte

34.08 Artenarmes IntensivGrünland frischer Standorte

3.5.3 Laub(Misch)Wälder und -Forste (Laubbaumanteil > 50 %) (43.)

Der Biotoptyp der Laubmischwälder wird auf der zweiten Ebene in insgesamt zehn Untertypen gegliedert. Der entscheidende Faktor für die Klassifikation auf dieser Ebene ist die Bodenfeuchte bzw. das Wasserregime. So sind Waldtypen nasser Standorte wie Moor-, Sumpf- und Auenwälder, die sich ihrerseits u. a. durch die Wasserdynamik unterscheiden, von Wäldern auf feuchten, frischen und trockenen Standorten unterschieden. Die Biotoptypen der Laubmischholzforste (43.09., 43.10) werden als nur gering relevant für die Erhaltung der Boden-Biodiversität eingestuft und somit aus der Betrachtung genommen. Ebenso sind einige Untertypen z. B. Blockhalden mit *Betula carpatica* als nur nachrangig relevant für das im Fokus des Projektes stehende Ziel. Da in diesem Typ aber auch durchaus relevante Schluchtwald-Biotopie enthalten sind, werden sie als eine relevante Einheit mitgeführt.

In der dritten Ebene der Biotoptypendifferenzierung für Laub- und Mischwälder werden die Waldtypen noch genauer hinsichtlich der Bodenfeuchte aber auch des Untergrundes (Kalk, Silikat - basenreich, basenarm) sowie der dominanten Baumarten differenziert. Da gerade die Baumarten für viele Bodenorganismen über den Bestandesabfall die Hauptnahrungsquelle bestimmen, und zudem über den Verlauf der Zersetzung der Laubstreu auch maßgeblich den Kleinstlebensraum (Streuauflage, Humusform), ist diese Ebene für die Bodenorganismen von großer Bedeutung. Es werden folgende Biotoptypen als relevant erachtet.

43.01 Birken-Moorwälder

43.02 Bruchwälder

43.03 Sumpfwälder (auf mineralogenen Böden)

43.04 Auenwälder

43.05 Tideauenwälder

43.06 Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder

43.07 Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte

43.07.01 Eschen- und Eschen-Bergahornwald feuchter Standorte

43.07.02 Eichen-Hainbuchenwald staunasser bis frischer Standorte

43.07.03 Birken-Eichenwald feuchter bis frischer Standorte

43.07.04 Buchen(misch)wälder frischer, basenarmer Standorte

43.07.05 Buchen(misch)wälder frischer, basenreicher Standorte

43.07.06 montane Buchen-Tannen-/Fichtenwälder (Buchenanteil > 50 %)

43.08 Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte

43.08.01 trockene Eichen-Hainbuchenwälder

43.08.02 Seggen-Buchenwald (Orchideen-Buchenwald)

43.08.03 Blaugras-Buchenwald

43.08.04 Buchenbuschwald (auf Ostseedünen)

43.08.05 Eichen-Trockenwälder

3.5.4 Nadelwald (44.)

Die Nadelwaldbiotope werden auf der zweiten Ebene in fünf Untertypen unterteilt. Neben meist in Hochlagen kleinräumigen Moorwäldern und auf Sand, Kalk oder Fels stockenden Kiefernwäldern kommen in Deutschland vor allem in Hochlagen Tannen-Fichten-Mischwälder natürlich vor. Beim überwiegenden Teil der Nadelwälder in Deutschland handelt es sich jedoch um Forste auf natürlichen Laubwaldstandorten, in denen vor allem Fichten und Kiefern auch außerhalb ihrer natürlichen Verbreitung angepflanzt wurden. Aufgrund der Bewirtschaftung dieser Wälder handelt es sich häufig um gleichaltrige Bestände mit sehr geringem Unterwuchs und einer auch sonst verarmten Biozönose. Betrachtet man die Lebensgemeinschaften der Bodenorganismen ist diese Aussage zu relativieren. Aufgrund des hohen Humusgehaltes und des guten Nahrungsangebotes ist die Bodenlebensgemeinschaft durchaus vielfältig. Der Artenreichtum der Boden-Lebensgemeinschaft zusammen mit dem hohen Flächenanteil der Nadelforste in Deutschland macht diesen Biotoptyp relevant für die Erhaltung der Boden-Biodiversität. Es bleibt zu prüfen, in wie weit dieser Biotoptyp nicht lediglich gestörte Laubwaldtypen sind, und der Nadelwaldforst als "Biotoptyp" überbewertet wird. Hinweise dafür zeigt Willius (2010).

44.01 Moorwälder

44.02 natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder

44.03 Fichten-/Tannen(misch)wälder und Fichten(misch)wälder

44.04 Nadel(misch)forste heimischer Baumarten

3.6 Verteilung auf Bodentypen

Die Standorte der *Bo-Info* Datenbank sind auf unterschiedliche Boden-Grundtypen verteilt. Den größten Anteil besitzen Braunerden (468 Standorte) gefolgt von Stauwasserböden (185), Lessives (174) und Gleyen (124) (Abb. 3.9, Tab. 3.6).

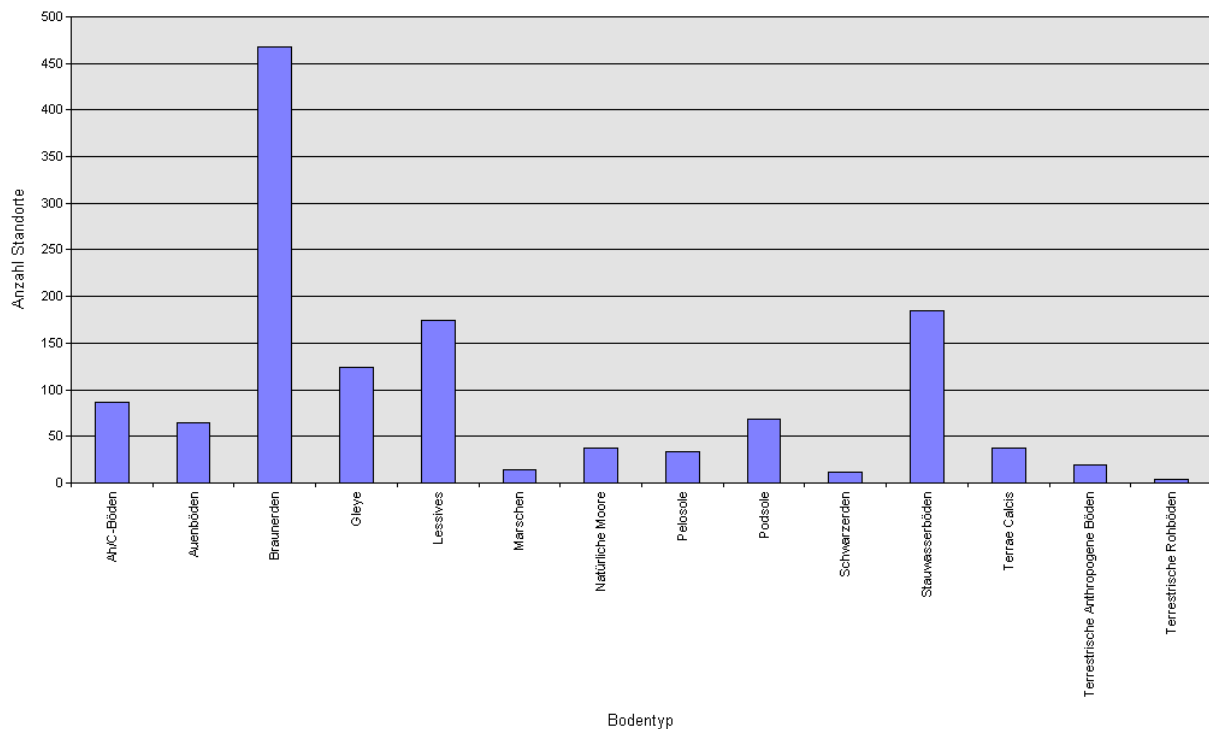


Abb. 3.9: Verteilung der Standorte in der *Bo-Info* Datenbank auf die Boden-Grundtypen.

Bei insgesamt 415 Standorten (primär non-BDFs) fehlt eine Angabe zum Bodentyp. Bemerkenswert an dieser Stelle ist die Einstufung von insgesamt 38 Standorten (ARGE: 8 Standorte; BDF: 30 Standorte) zum Bodentyp “Natürliche Moore“, während gleichzeitig kein Standort als Moorstandort (Biotoptyp 36. oder 65.) im Sinne der Biotoptypeneinteilung eingestuft worden ist (siehe Abb. 3.6/Abb. 3.7). Bei diesen Standorten handelt es sich laut Nutzungsangaben sowohl um Acker- Wald- und Grünlandstandorte. An welcher Stelle die Zuordnung nicht richtig ist, d. h. handelt es sich um eine falsche Zuordnung des Biotoptyps oder eine falsche Zuordnung des Bodentyps, kann an dieser Stelle nicht generell nachvollzogen werden (bei BDFs dürfte die Landnutzung korrekt sein, da es sich dabei um bewirtschaftete Flächen handelt). Es ist daher zu empfehlen, dass bei zukünftigen Kartierungen von Biotoptypen bzw. Bodentypen eine genauere Abstimmung erfolgt, um mögliche Diskrepanzen von vornherein zu vermeiden.

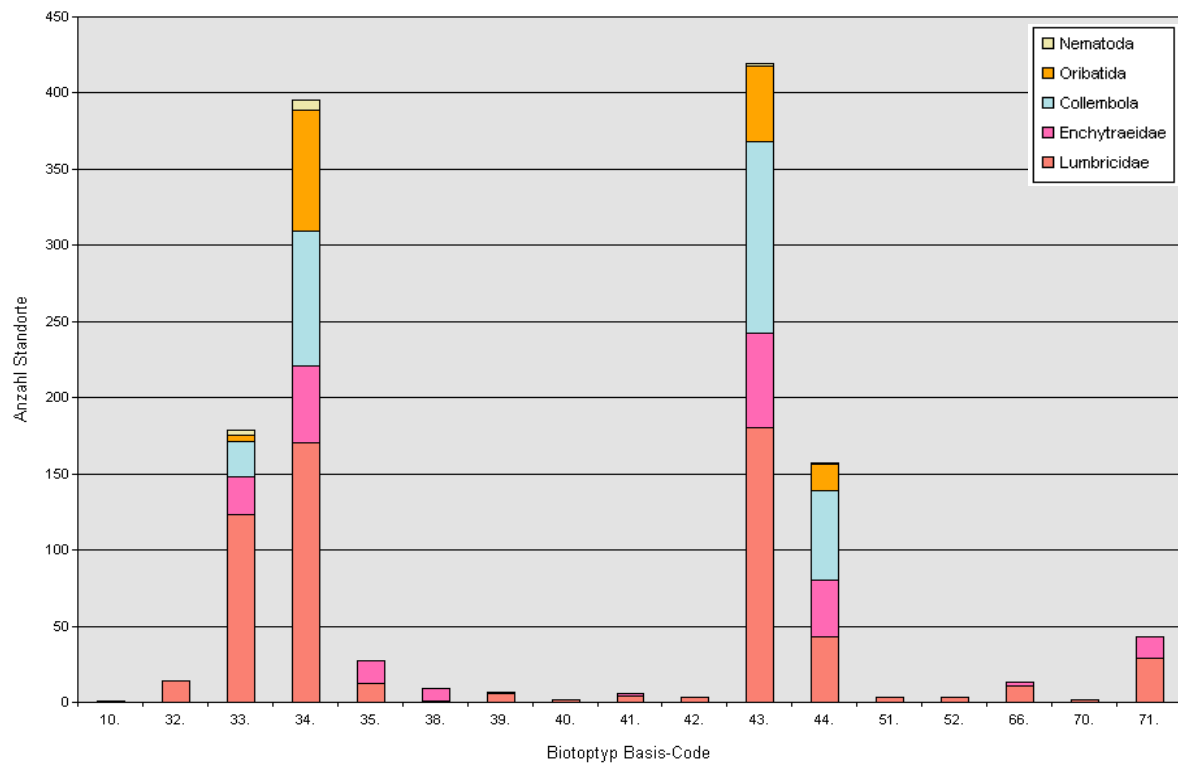
Tab. 3.6: Verteilung der Standorte auf Basis-Bodentypen, differenziert nach Standorten der aktuellen Dauerbeobachtung (BDF) und anderen Standorten (ARGE).

Boden-Grundtyp	Anzahl Standorte		
	ARGE	BDFs	Gesamt
Ah/C-Böden	45	41	86
Auenböden	23	42	65
Braunerden	234	234	468
Gleye	59	65	124
Lessives	65	109	174
Marschen	2	12	14
Natürliche Moore	8	30	38
Pelosole	16	17	33
Podsole	36	33	69
Schwarzerden	0	12	12
Stauwasserböden	53	132	185
Terrae Calcis	33	5	38
Terrestrische Anthropogene Böden	8	11	19
Terrestrische Rohböden	2	2	4
Nicht definiert	365	50	415
Gesamtergebnis	949	795	1744

3.7 Verteilung der Organismengruppen auf die Biotoptypen

Die Datenbank beinhaltet Daten zu fünf verschiedenen Tiergruppen (Lumbricidae und Enchytraeidae (Annelida), Collembola, Oribatida (Acari), und Nematoda) sowie zu Mikroorganismen. Erhebungen zu Lumbriciden und Enchyträen wurden auf einigen BDF standardmäßig erhoben, wohingegen Collembolen-, Oribatiden- und Nematoden-Daten ausschließlich von der ARGE stammen (Abb. 3.11). Die Verteilung von Standorten in der *Bo-Info*-Datenbank mit Daten zu den einzelnen Taxa (Lumbricidae, Enchytraeidae, Collembola, Oribatida, Nematoda) auf die verschiedenen Biotoptypen der 1. Ebene (Acker (33.), Grünland (34.), Laubwald (43.), Nadelwald (44.)) ist den Abb. 3.12 bis Abb. 3.15 zu entnehmen. Im Anschluss daran wird die Verteilung der fünf Taxa kurz diskutiert (für Details siehe, außer für Nematoden, die Kapitel 5 – 8).

A.



B.

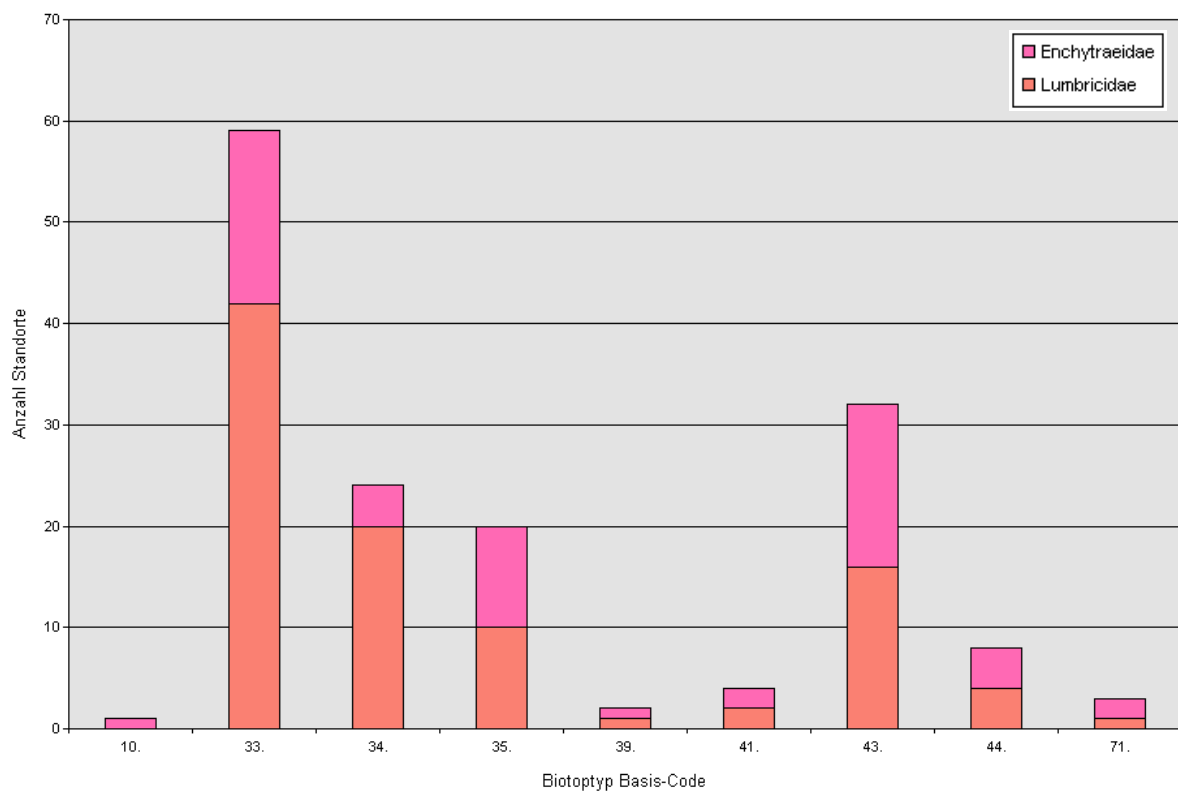


Abb. 3.10: Verteilung der Standorte mit Daten zu den fünf Taxa in der *Bo-Info* Datenbank auf die Basis-Biotypen (Code siehe Tab. 3.6) A. alle Standorte B. Standorte der Boden-Dauerbeobachtung C. Standorte der ARGE (siehe Abb. 3.12).

C.

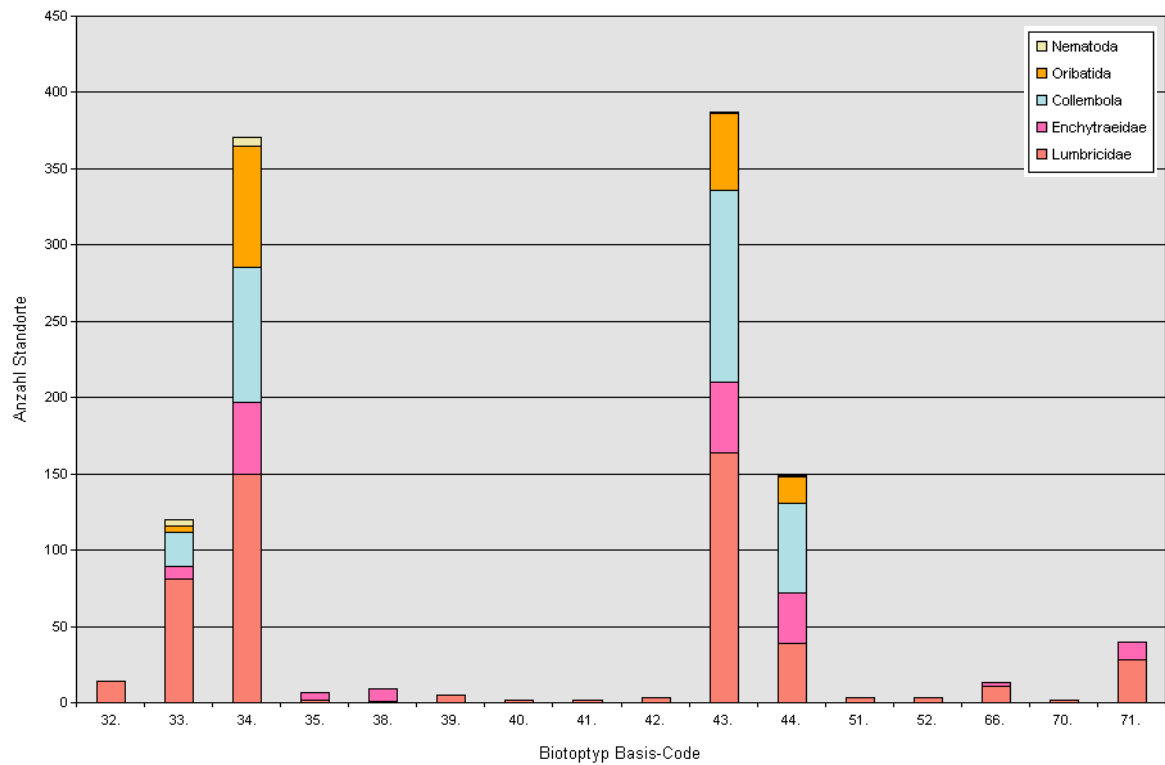


Abb. 3.11 (Fortsetzung Abb. 3.10) Verteilung der Standorte mit Daten zu den fünf Taxa in der *Bo-Info* Datenbank auf die Basis-Biotoptypen (Code siehe Tab. 3.6) A. alle Standorte B. Standorte der Boden-Dauerbeobachtung C. Standorte der ARGE.

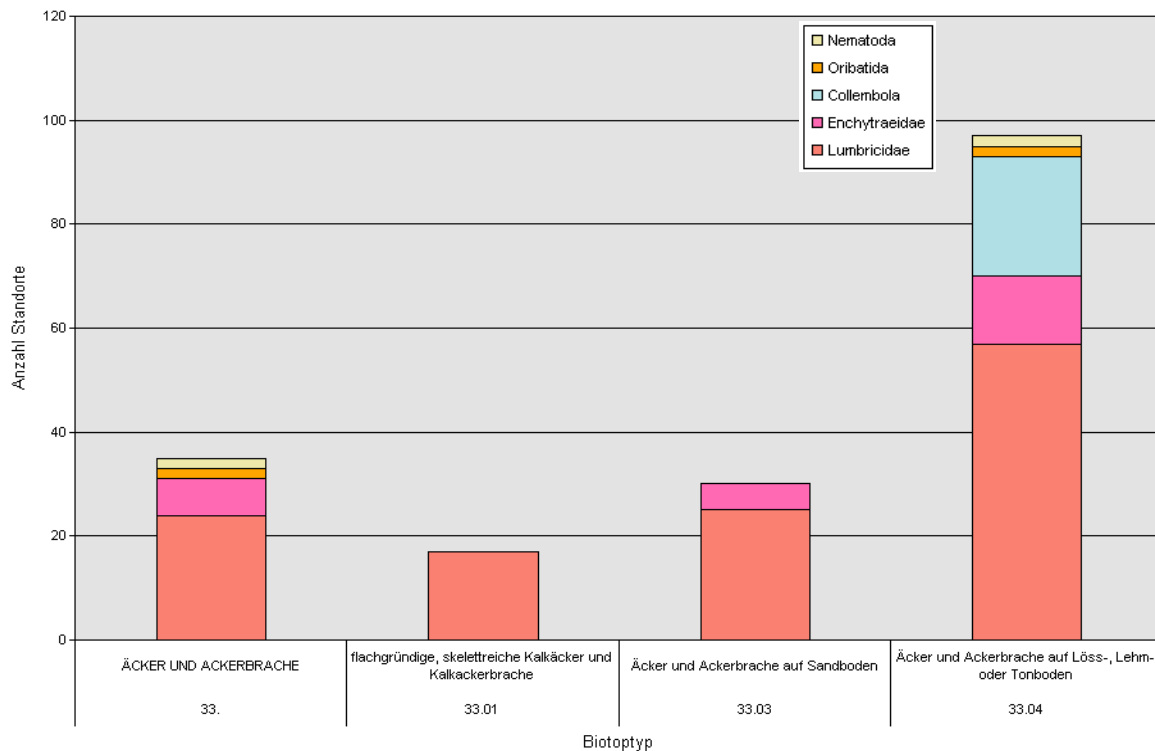


Abb. 3.12: Verteilung von Standorten in der *Bo-Info* Datenbank mit Daten zu den fünf Taxa auf die Acker-Biototypen (33.).

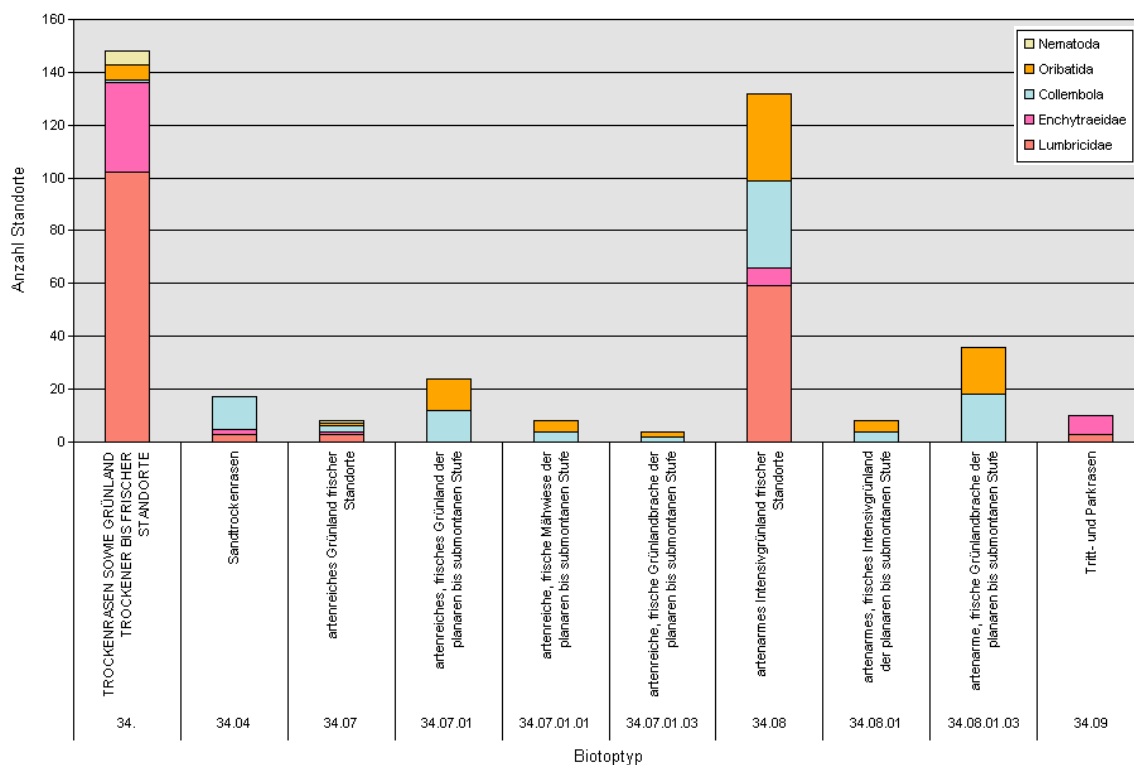


Abb. 3.13: Verteilung aller Standorte in der *Bo-Info* Datenbank mit Daten zu den fünf Taxa, auf die Grünland-Biotypen (34.)

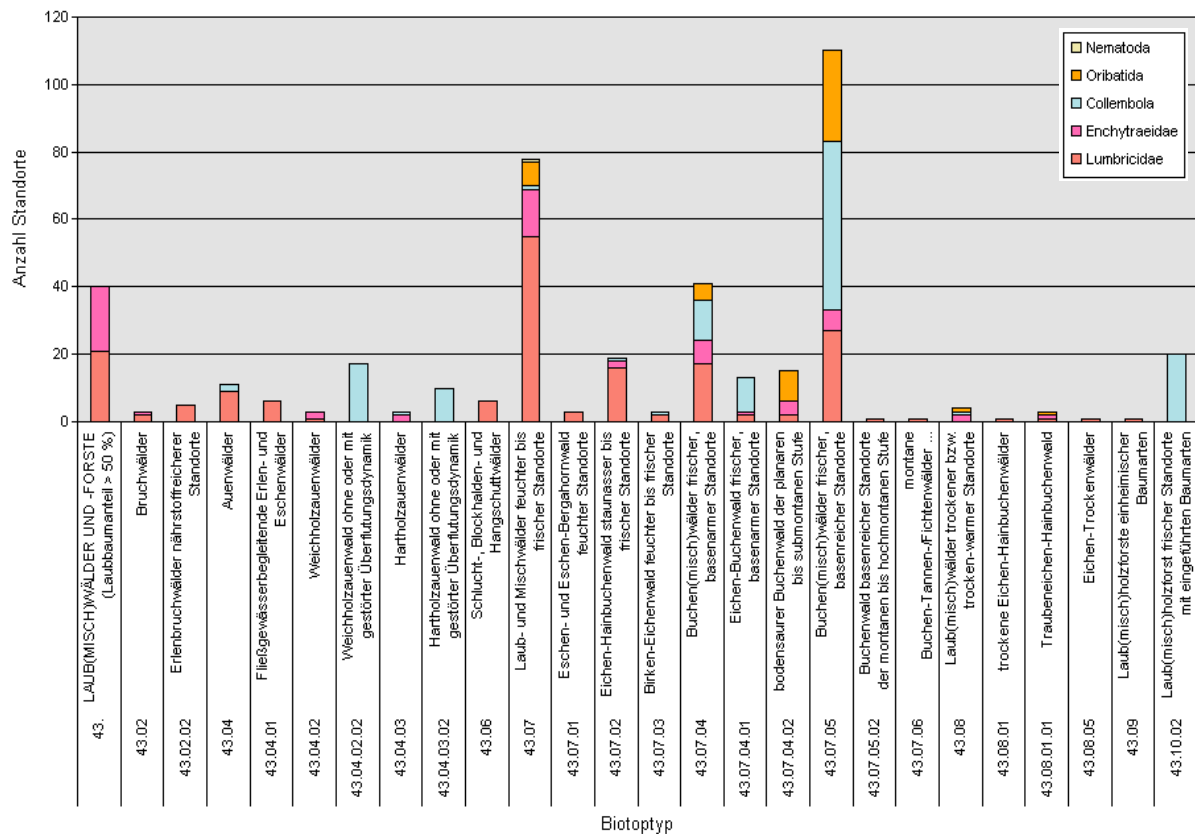


Abb. 3.14: Verteilung aller Standorte in der *Bo-Info* Datenbank mit Daten zu fünf Taxa, auf die Laubwald-Biotoptypen (43.).

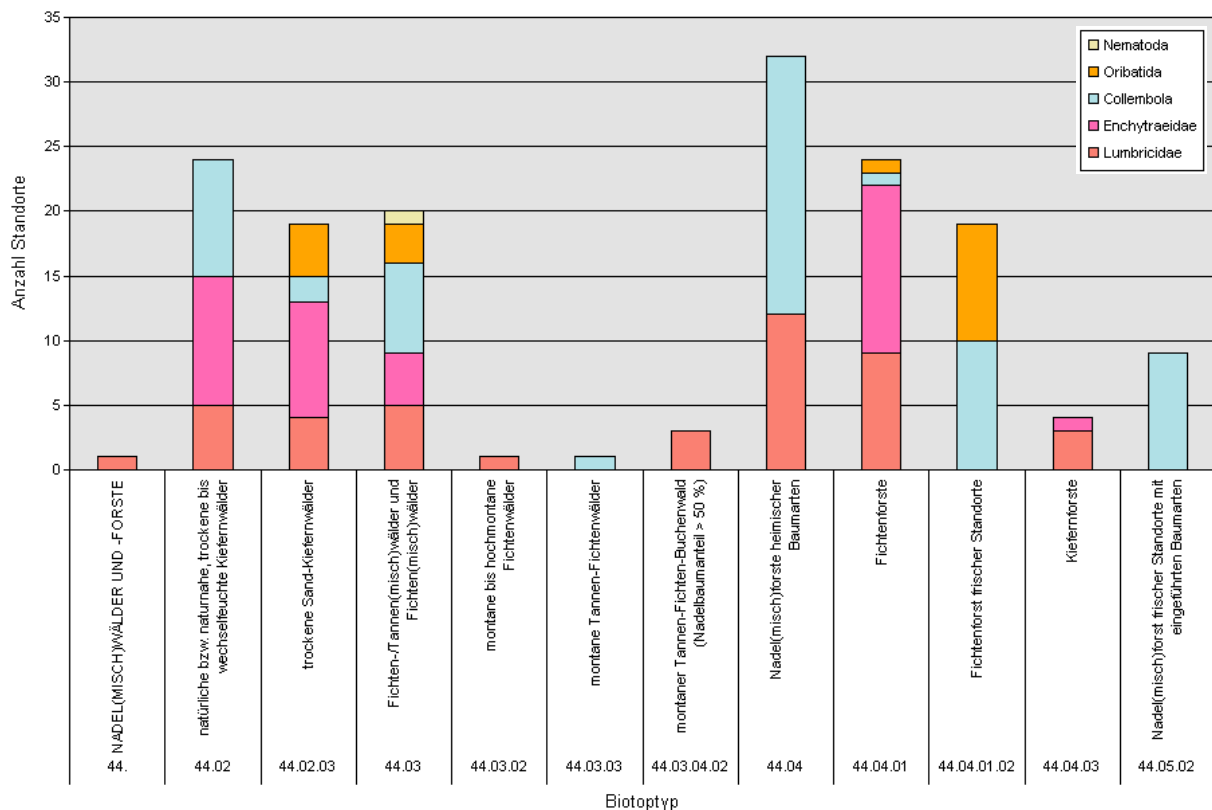


Abb. 3.15: Verteilung aller Standorte in der *Bo-Info* Datenbank mit Daten zu den fünf Taxa, auf die Nadelwald-Biototypen (44.).

Lumbricidae (Regenwürmer)

Für Regenwürmer liegen die meisten Datensätze von den Biototypen Acker (123 Standorte), Grünland (170 Standorte), Laubwald (180 Standorte) und Nadelwald (43 Standorte) vor. Darüber hinaus liegen Datensätze von wenigen Standorten für elf weitere Biototypen vor (Abb. 3.10/Abb. 3.11). Die Verteilung der Regenwurmdaten auf die Biototypen ist in BDF und ARGE-Datenbeständen etwas unterschiedlich:

ARGE: Acker 81; trockenes Grünland 150; Laubwald 164; Nadelwald 39;

BDFs: Acker 42; trockenes Grünland 20; feuchtes Grünland 10; Laubwald 16.

Neunundzwanzig Standorten mit Lumbriciden-Daten konnte kein Biototyp zugeordnet werden. Die Lumbriciden-Standorte gehören vierzehn Boden-Grundtypen an. Im Gegensatz zu den Biototypen sind die Standorte gleichmäßiger auf die verschiedenen Bodentypen verteilt. Die vier häufigsten Boden-Grundtypen sind Braunerden (124), Lessives (55), Gleye (48) und Stauwasserböden (45). Darüber hinaus liegen Daten für Standorte auf Ah/C Böden (38), Auenböden (17), in natürliche Mooren (14), auf Pelosolen (11), Podsolen (14), und Terrae Calcis (17) mit jeweils über 10 Standorten vor (Abb. 3.16).

Enchytraeidae (kleine Borstenwürmer)

Für Enchyträen liegen insgesamt für 218 Standorte Daten vor. Die meisten Datensätze gehören dem Biotoptyp Laubwald (62 Standorte) an, gefolgt von Grünländern (51 Standorte), Nadelwäldern (37 Standorte), Äckern (25 Standorte) und FeuchtGrünland (15 Standorte) (Abb. 3.10/Abb. 3.11). 57 Standorte mit Enchyträen-Daten gehören in das Boden-Dauerbeobachtungsprogramm und 161 Standorte wurden von der ARGE in die *Bo-Info* Datenbank eingepflegt. Zu insgesamt 14 Standorten liegen keine Angaben zum Biotoptyp vor. Bei den Enchyträen liegen Daten von zehn Boden-Grundtypen vor, sechs Boden-Grundtypen besitzen zehn und mehr Standorte (Abb. 3.16). Die meisten Standorte sind Braunerden (56), gefolgt von Stauwasserböden (27), Lessives (15), Ah/C Böden (13) und Gleye (10).

Collembola (Springschwänze)

Daten zu Collembolen liegen ausschließlich von Standorten (insgesamt 296) vor, die vier Basis-Biotoptypen zugeordnet werden können: Äckern (23 Standorte), Grünländern (88 Standorte), Laubwäldern (126 Standorte) sowie Nadelwäldern (59 Standorte) (Abb. 3.10/Abb. 3.11). Die Collembolen-Standorte gehören zehn Boden-Grundtypen an, wovon sieben mit mehr als 10 Standorten vertreten sind, Auenböden (14), Braunerden (79), Gleye (21), Lessives (16), Podsole (16) Stauwasserböden (29) und Terrae Calcis (11) (Abb. 3.16).

Oribatida (Hornmilben)

Für Oribatiden liegen ebenfalls Daten von insgesamt 151 Standorten aus vier Biotoptypen vor: Äckern (4 Standorte), Grünländern (80 Standorte), Laubwäldern (50 Standorte) sowie Nadelwäldern (17 Standorte) (Abb. 3.10/Abb. 3.11). Vier von elf Boden-Grundtypen sind mit mehr als zehn Standorten vertreten: Braunerden (78), Lessives (18), Stauwasserböden (22) und Terrae Calcis (11) (Abb. 3.16).

Nematoda (Fadenwürmer)

Es liegen nur insgesamt nur zu 12 Standorten Nematodendaten in der Datenbank vor: Äckern (4 Standorte), Grünländern (6 Standorte), Laubwäldern (1 Standort) sowie Nadelwäldern (1 Standort) (Abb. 3.10/Abb. 3.11). Die Standorte gehören vier Boden-Grundtypen an, die meisten (7) den Braunerden (Abb. 3.16). Aufgrund der geringen Zahl an Daten zum Vorkommen der Nematoden wird diese Organismengruppe im Folgenden nicht weiter betrachtet.

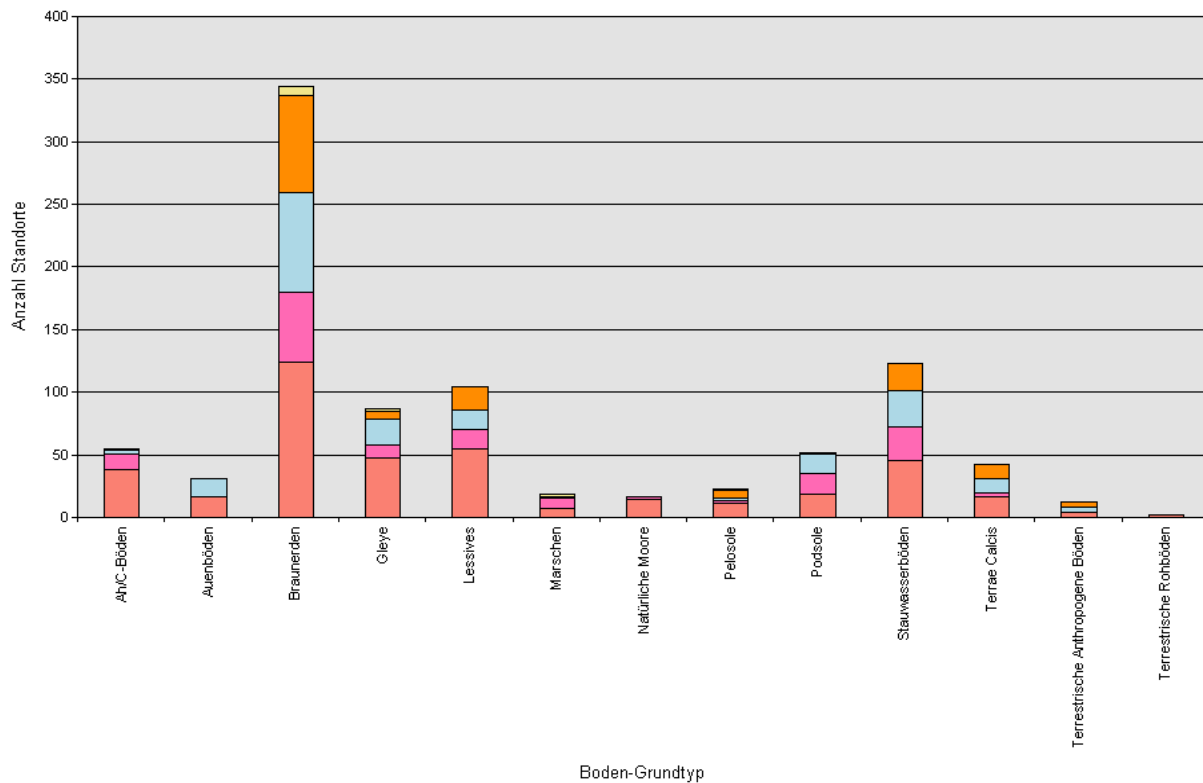


Abb. 3.16: Verteilung von Standorten mit Daten zu einzelnen Taxa in der *Bo-Info* Datenbank auf die verschiedenen Boden-Grundtypen.

3.8 Räumliche Verteilung der Standorte

Die Analyse zur räumlichen Verteilung der Standorte in der *Bo-Info* Datenbank wird durch die Einbindung der Koordinaten gewährleistet. Anhand ihrer Verteilung und der Verschneidung mit anderen geographischen Daten kann ihre Repräsentativität hinsichtlich verschiedener räumlicher Faktoren erstellt werden und deren Ergebnisse sichtbar gemacht werden. In Abb. 3.17 sind alle Standorte (BDF Standorte und ARGE Standorte), die in der *Bo-Info* Datenbank gesammelt wurden, gemeinsam auf einer Deutschlandkarte dargestellt. Mit der Ausnahme des Landes Rheinland-Pfalz sind in jedem Bundesland zahlreiche Standorte in die Datenbank eingeflossen. Bei Betrachtung der Standorte, an den ebenso Tierdaten vorhanden sind, zeigen sich hingegen deutliche Lücken. Nur in wenigen Ländern werden Tierdaten auf Bodendauerbeobachtungen erhoben (vgl. Haag et al. 2009) und auch die Verteilung der ARGE Standorte ist in einzelnen Regionen (Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg) gehäuft (vgl. Tab. 3.4), während andere Regionen (z. B. Sachsen-Anhalt) unterrepräsentiert sind. Zu bedenken ist, dass für manche Regionen/Länder weitere Tierdaten

vorhanden sind, die aber aus unterschiedlichen Gründen nicht in die Datenbank eingeflossen sind (s.o.).

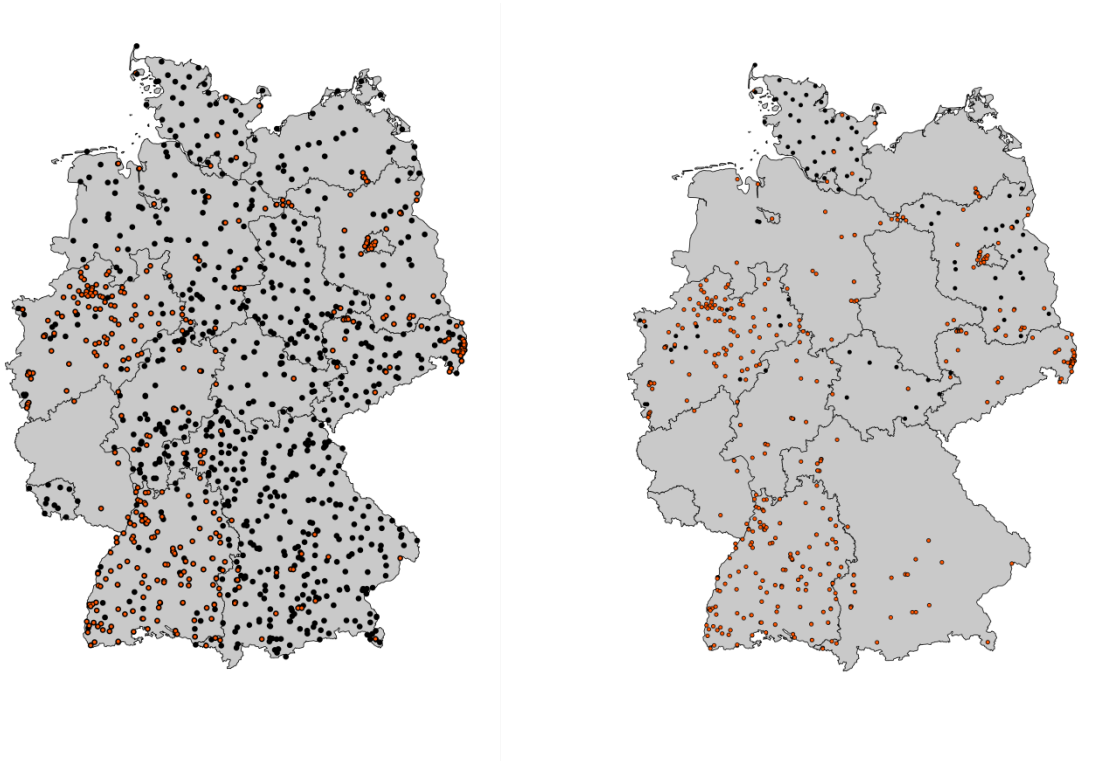


Abb. 3.17: Alle Standorte der *Bo-Info* Datenbank (links) und solche Standorte zu denen Tierdaten (rechts) vorhanden sind. Standorte der Bodendauerbeobachtung der Länder: schwarz; Standorte der ARGE: rot.

Abgesehen von marinen Lebensräumen der Nord- und Ostsee wird Deutschland in sieben Großlandschaften gegliedert. Die Großlandschaften Deutschlands stellen eine Aggregation von Naturräumen dar, welche auf Basis von Meynen et al. (1953-62) und (IFAG 1979) für die Naturschutzanwendungen im Bundesamt für Naturschutz erarbeitet wurden (BfN 2011a,b). Für ihre Gliederung werden hauptsächlich die Oberflächengestalt, Gestein, Boden sowie Klimadaten berücksichtigt. Die menschlichen Einflüsse, wie etwa die aktuelle Flächennutzung besitzt für die Abgrenzungen nur eine untergeordnete Rolle (BfN 2011a,b). Die Verteilung aller Standorte aus der *Bo-Info* Datenbank auf diese Großlandschaften zeigt zahlreiche Standorte für jede Großlandschaft (Abb. 3.18). Aufgrund der nur groben Gliederung in sieben Einheiten wird hier auf eine weitergehende Differenzierung der Standorte mit und ohne Tierdaten verzichtet, doch ist klar, dass Teile des Norddeutschen Tieflands und der östlichen und südlichen Mittelgebirge faunistisch unterrepräsentiert sind. Eine Aufschlüsselung der BDF Standorte nach Nutzungstyp findet sich in Abb. 1.1.

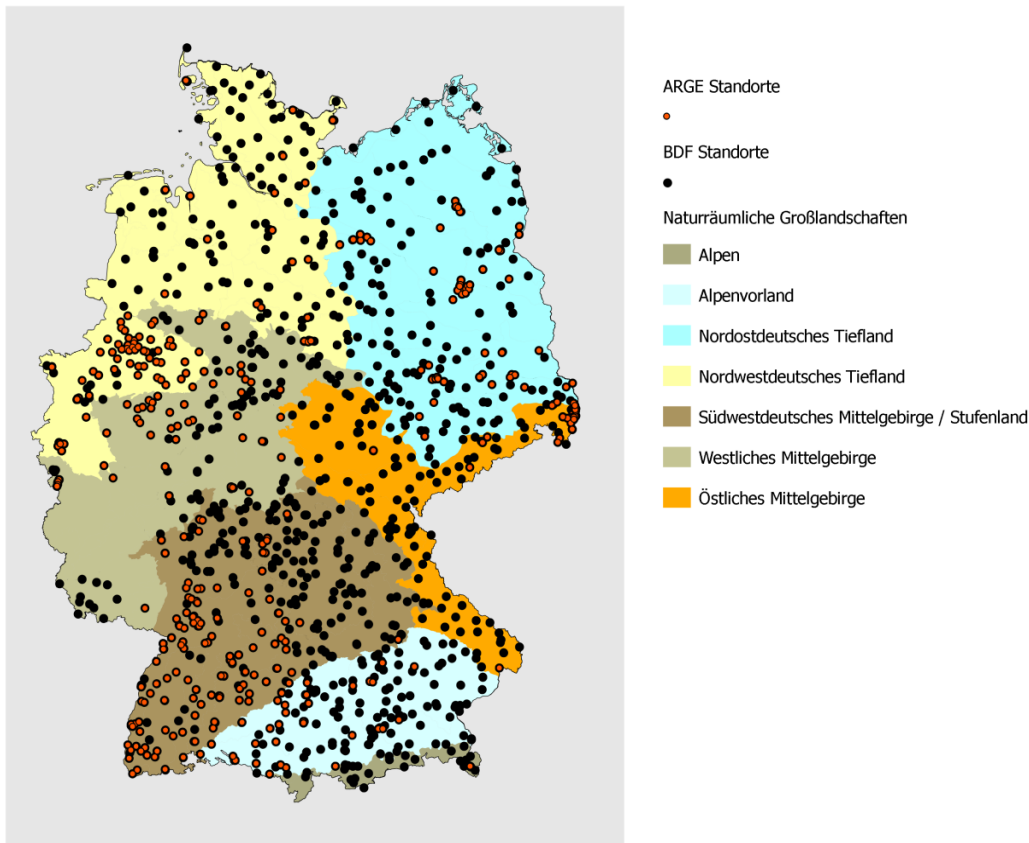


Abb. 3.18: Verteilung aller Standorte in der *BoInfo*-Datenbank entsprechend der naturräumlichen Großräume

Eine stärker differenzierte Gliederung Deutschlands stellt die ökologische Raumgliederung (Schröder & Schmidt 2000) in 21 Raumeinheiten (RE) dar (vgl. Abb. 3.19). Diese Gliederung beruht auf einer Klassifikation der PnV (potentielle natürlichen Vegetation), Klimadaten, Bodendaten sowie topographischen Daten. Die Verteilung der Standorte erscheint recht homogen für die einzelnen Raumeinheiten (Abb. 3.20). Nur eine ökologische Raumeinheit (RE 22) besitzt weniger als 10 BDF Standorte. Vier weitere RE besitzen weniger als 20 BDF Standorte. Am stärksten repräsentiert ist die RE 47 mit insgesamt 188 Standorten (81 BDFs, 107 ARGE Standorten), die hauptsächlich in den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern gelegen ist. Weitere vier RE beinhalten jeweils mehr als insgesamt 100 Standorte in der *Bo-Info* Datenbank (RE 12: RE 56, RE 62, RE 119). Die Repräsentativität für die Raumeinheiten hinsichtlich Tierdaten bzw. einzelner Taxa nimmt, entsprechend der Verteilung der “Standorte mit Tierdaten” (Abb. 3.17) bzw. der stark reduzierten Standortzahl für einzelne Taxa (vgl Abb. 3.4), ab.

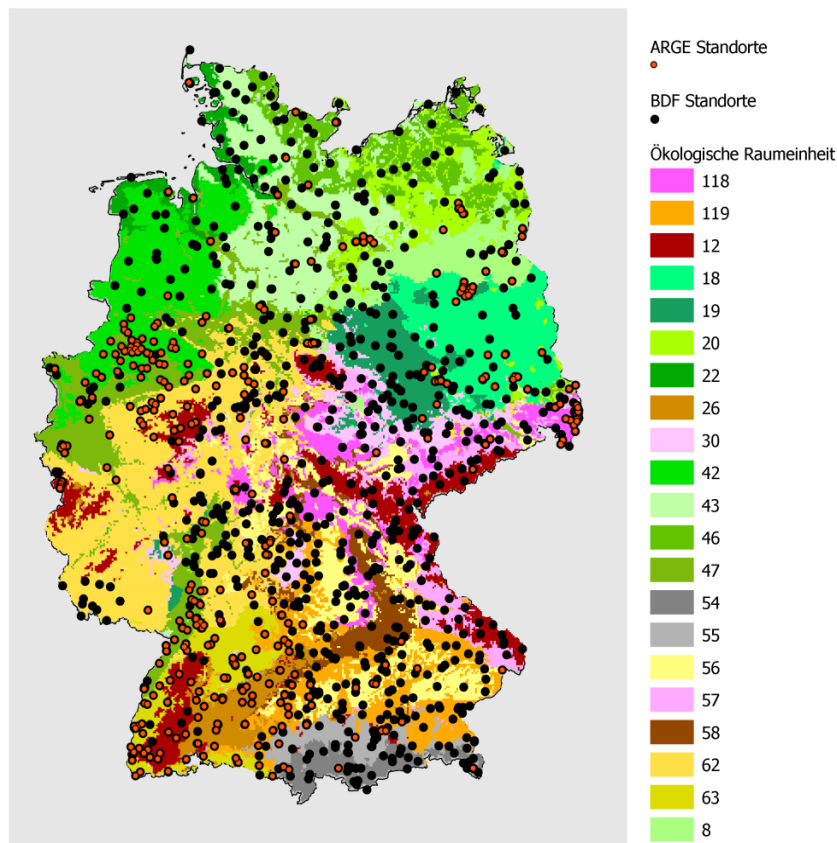


Abb. 3.19: Verteilung aller Standorte auf ökologische Raumeinheiten (Schröder & Schmidt 2000)

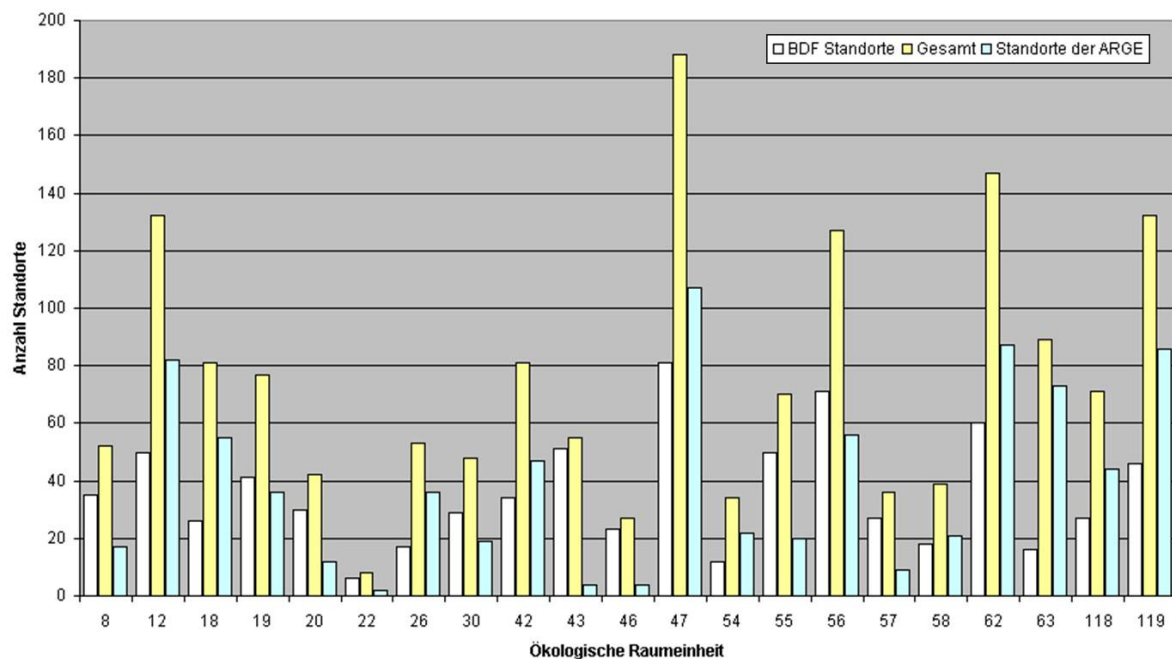


Abb. 3.20: Übersicht über Anzahl der Standorte verteilt auf die ökologischen Raumeinheiten (Schröder & Schmidt 2000)

3.9 Methodik der Auswertung der Organismengruppen

Im Folgenden wird erläutert, welche Auswertemethoden gleichermaßen für alle bearbeiteten Organismengruppen angewendet wurden. Weitergehende Auswertungen, gegebenenfalls bestehende Besonderheiten oder Abweichungen von der hier beschriebenen Vorgehensweise finden sich in den jeweiligen Ergebniskapiteln für die einzelnen Gruppen. Insbesondere die Auswahl der näher ausgewerteten Arten und Standorte bzw. Biotoptypen sind in den folgenden Tiergruppenkapiteln (5 – 8) näher beschrieben.

3.9.1 Darstellung der jeweiligen Datengrundlage

Zunächst wurde für jede Gruppe die zur weiteren Auswertung verfügbare Datengrundlage identifiziert. Zur Visualisierung der Verteilung der Standorte mit biologischen Daten zur jeweiligen Gruppe in Deutschland wurde ihre geografische Lage und Zugehörigkeit zu den Biotoptypen der Ebene 1 in den Kategorien „Acker“, „Grünland“, „Laubwald“ und Nadelwald“ kartografisch dargestellt. Die näher betrachteten Bodenparameter pH-Wert, organischer Gehalt, Textur (Bodenart) und C/N-Verhältnis wurden in vier bis fünf Klassen geteilt.

Klassifizierung des pH-Werts

Die Klassifizierung des pH-Werts erfolgte in fünf Stufen und orientierte sich an den „Bodenbiologischen Güteklassen“ nach Römcke et al. (2000; Tab. 3.7). Es ist darauf hinzuweisen, dass sich die Zusammensetzung der Bodenorganismengemeinschaft besonders stark im pH-Bereich von 4,2 – 4,7 verändert (Belotti 1993; Graefe 1993a; Beylich & Graefe 2007a). In einer holländischen Untersuchung wurde der pH als wichtigster Faktor für die Abundanz aller untersuchten Bodenorganismen (Bakterien, Pilze, Nematoden, Mikroarthropoden) identifiziert (Mulder et al. 2005a).

Tab. 3.7: Klassifizierung des Faktors pH-Wert

pH-Wert	Klassifizierung
$\leq 3,6$	Sehr sauer
3,6 – 4,5	Sauer
4,6 – 5,5	Schwach sauer
5,6 – 6,5	Sehr schwach sauer
$> 6,5$	Neutral

Klassifizierung des organischen Gehalts

In den meisten Fällen wurde der im Labor bestimmte Wert des Gehalts an organischem Kohlenstoff (Corg) im Boden angegeben, da der Gehalt an organischer Substanz nur nach

optischem Eindruck erfasst wird und somit schwer zu bestimmen ist. Aus den Corg-Werten kann durch Multiplikation mit dem Faktor 1,72 die organische Substanz in Masseprozent berechnet werden (Ad-hoc-AG Boden 2005). Die Klassifikation des Gehalts an organischer Substanz in vier Klassen beruht auf der Einteilung von Römcke et al. (2000) (Tab. 3.8). Die beiden Kategorien (>15% = anmoorig; >30% = moorig) wurden wegen ihrer Seltenheit hier nicht übernommen (AG Boden 2005). Die Humusform ist nur bei der biologischen Klassifikation von Waldböden sinnvoll (Graefe & Belotti 1999; Süss 2009). Sie wird in diesem Bericht indirekt abgedeckt, da sie in der Biotoptypendefinition enthalten sind.

Tab. 3.8: Klassifizierung des Faktors organische Substanz

Gehalt organische Substanz	Klassifizierung
≤ 2 %	Schwach humos
2,1 – 4 %	Mittel humos
4,1 – 8 %	Stark humos
> 8 %	Sehr stark humos

Klassifizierung der Bodentextur

Bei der Klassifikation der Bodentextur (bzw. Bodenart) wurde auf das System der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 (Ad-hoc-AG Boden 2005) zurückgegriffen, das vier Bodenartenhauptgruppen beinhaltet. Jeder Boden kann in diese nach seinem Gewichtsanteil Sand, Schluff, oder Ton eingeordnet werden. Die vier Hauptgruppen werden dann in Bodenartengruppen und diese wiederum in Bodenarten aufgespalten. Die hier verwendete Klassifizierung beschränkte sich aufgrund der Datenlage auf die Bodenartenhauptgruppen (Tab. 3.9).

Tab. 3.9: Klassifizierung des Faktors Bodentextur/Bodenart

Bodenartenhauptgruppe	Bodenartengruppen
Sand	Schluffsande, Lehmsande, Reinsande
Schluff	Tonschluffe, Lehmschluffe, Sandschluffe
Lehm	Tonlehme, Normallehme, Sandlehme
Ton	Lehmtone, Schlufftone

Klassifizierung des C/N-Verhältnisses

Die Wertebereiche dieser Kategorie wurde ebenfalls unter Anlehnung der Angaben in der KA 5 (Ad-hoc-AG Boden 2005) für die Beurteilung der Humusqualität festgelegt (Tab. 3.10); d. h. je enger das Verhältnis, desto höher ist die biologische Aktivität. Besonders auf Grünland- und

Ackerflächen kann daher das C/N-Verhältnis analog zur Humusform im Wald für eine erste Einschätzung verwendet werden.

Tab. 3.10: Klassifizierung des Faktors C/N-Verhältnis

C/N-Verhältnis	Bezeichnung der Humusqualität
< 10	Sehr hoch
10,1 – 15,0	Hoch
15,1 – 20,0	Mittel
20,1 – 25,0	Gering
> 25,0	Sehr gering

3.9.2 Relative Häufigkeiten einzelner Arten bezüglich Standorten und relevanter Parameter

Für zuvor ausgewählte einzelne Arten wurden die Verteilungshäufigkeiten in Bezug auf die oben dargestellten Klassen der einzelnen Bodenparameter ermittelt, um einen Eindruck über die ökologischen Präferenzen und Toleranzen der jeweiligen Art zu gewinnen. Da die Datenlage insgesamt nicht ausreichte, um exakte ökologische Präferenzen oder Optima zu ermitteln, zielte diese Analyse vor allem darauf ab, zu zeigen, dass eine solche Ableitung aus den *Bo-Info* Datenbankangaben grundsätzlich möglich ist. Es wurde die Häufigkeit des Auftretens der jeweiligen Art bezüglich eines Standortfaktors (in Klassen) in Relation zur absoluten Häufigkeit (= Anzahl der Standorte) dieser Faktorklasse betrachtet. Das Ergebnis ist die prozentuale Häufigkeit der betrachteten Art in Bezug auf Standorte der jeweiligen Faktorklasse und beinhaltet somit gleichzeitig die Information über die Häufigkeit des Auftretens einer Art allgemein (Tab. 3.11). Auf diese Weise kann die Präferenz oder Indifferenz einer Art bezüglich des jeweils untersuchten Standortfaktors ermittelt werden. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt über Balkendiagramme, in denen diese prozentualen Häufigkeiten pro Faktorklasse vergleichend dargestellt sind (Abb. 3.21).

Zusätzlich ist es möglich, die diesen Balkendiagrammen zugrunde liegenden Daten statistisch auszuwerten. Alle Daten dieser Untersuchung sind prozentuelle, also nominale Daten. Es wurden zwei statistische Merkmale (die jeweilige Faktorenklasse und das Vorkommen der Art) betrachtet, d. h. es lag jeweils ein bivariater Datensatz vor. Da es sich also um nominale Daten mit bivariater Verteilung handelte und für die Standortfaktoren jeweils mehr als zwei Klassen definiert wurden, bot sich für die statistische Auswertung der Chi-Quadrat-Mehrfeldertest an (Sachs 1999). Mit Hilfe dieses Chi-Quadrat-Unabhängigkeitstests konnte

getestet werden, ob zwischen den beiden Merkmalen „Vorkommen einer Art“ und dem jeweiligen Standortparameter ein Zusammenhang besteht oder nicht.

Tab. 3.11: Absolute und relative Häufigkeit fiktiver Arten in vier Klassen eines fiktiven Standortparameters.

	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
Standorte gesamt	100	20	50	80
Nachweise Art A	10 (10 %)	2 (10 %)	5 (10 %)	8 (10 %)
Nachweise Art B	20 (20 %)	20 (100 %)	20 (40 %)	20 (25 %)
Nachweise Art C	90 (90 %)	18 (90 %)	45 (90 %)	72 (90 %)
Nachweise Art D	0 (0 %)	0 (0 %)	5 (10 %)	32 (40 %)

Dazu wurde eine Nullhypothese aufgestellt, die besagt, dass kein Zusammenhang zwischen den beiden Merkmalen besteht. Diese Hypothese wurde überprüft, indem die für eine Art ermittelten Häufigkeiten mit berechneten Schwellenwerten verglichen wurden, die erwartet werden, wenn die Nullhypothese zutrifft. Bestätigte sich die Nullhypothese, bestand kein Zusammenhang zwischen den beiden Merkmalen, bestätigte sie sich nicht, besteht ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen ihnen. Für die Durchführung des Tests wurde aus den jeweiligen Rohdaten eine Kontingenztafel erstellt mit 4x2 bzw. 5x2 Feldern. Anschließend wurde der Test mittels Microsoft Excel durchgeführt. Je nach Anzahl der durchgeführten Tests musste nach dem Bonferroni-Verfahren das Signifikanzniveau angeglichen werden, d. h. das gewählte Signifikanzniveau von $\alpha=0,05$ musste durch die Anzahl der Tests dividiert werden, um für diese Folge von Tests als nominelles Signifikanzniveau zu gelten (Sachs 1999). Durch diese Anpassung des Signifikanzniveaus wurde ausgeschlossen, dass es zu fälschlicherweise abgelehnten Nullhypothesen kommt.

3.9.3 Vergleichende Darstellung der autökologischen Ansprüche für die näher betrachteten Arten

Um die Präferenzen oder Indifferenzen der einzelnen Arten bezüglich eines Standortparameters untereinander zu vergleichen wurden diese in einem gemeinsamen Diagramm dargestellt. Als Datengrundlage dienten dabei die für die einzelnen Arten zuvor ermittelten relativen Häufigkeiten bezüglich der Standorte einer der Faktorenklassen. Diese wurden für jede Art gestapelt und normiert. Die in der Größenachse des Diagramms dargestellten 100 % entsprechen somit der (theoretischen) Summe aller Nachweise einer Art unter Annahme einer gleich großen Anzahl beprobter Standorte pro Faktorenklasse. Aus den Anteilen der Fak-

torenklassen an der Höhe der gesamten Säule lässt sich die Präferenz einer Art bezüglich einer Klasse ablesen und erlaubt eine Einschätzung, ob verschiedene Arten bezüglich eines Standortparameters gleiche oder unterschiedliche ökologische Ansprüche haben. Auf diese Weise lassen sich Arten mit ökologisch ähnlichen Ansprüchen gruppieren. Hierbei ist zu beachten, dass die Information über die absolute Häufigkeit einer Art hierbei verloren geht (vgl. Tab. 3.11 und Tab. 3.12 sowie die Abb. 3.21 und Abb. 3.22).

Tab. 3.12: Erwartete Verteilung aller Nachweise fiktiver Arten mit bekanntem ökologischem Profil bezüglich vier Klassen eines fiktiven Standortparameters bei gleich großer Anzahl Beprobungen pro Klasse.

	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
Nachweise Art A	25 %	25 %	25 %	25 %
Nachweise Art B	11 %	54 %	22 %	14 %
Nachweise Art C	25 %	25 %	25 %	25 %
Nachweise Art D	0 %	0 %	20 %	80 %

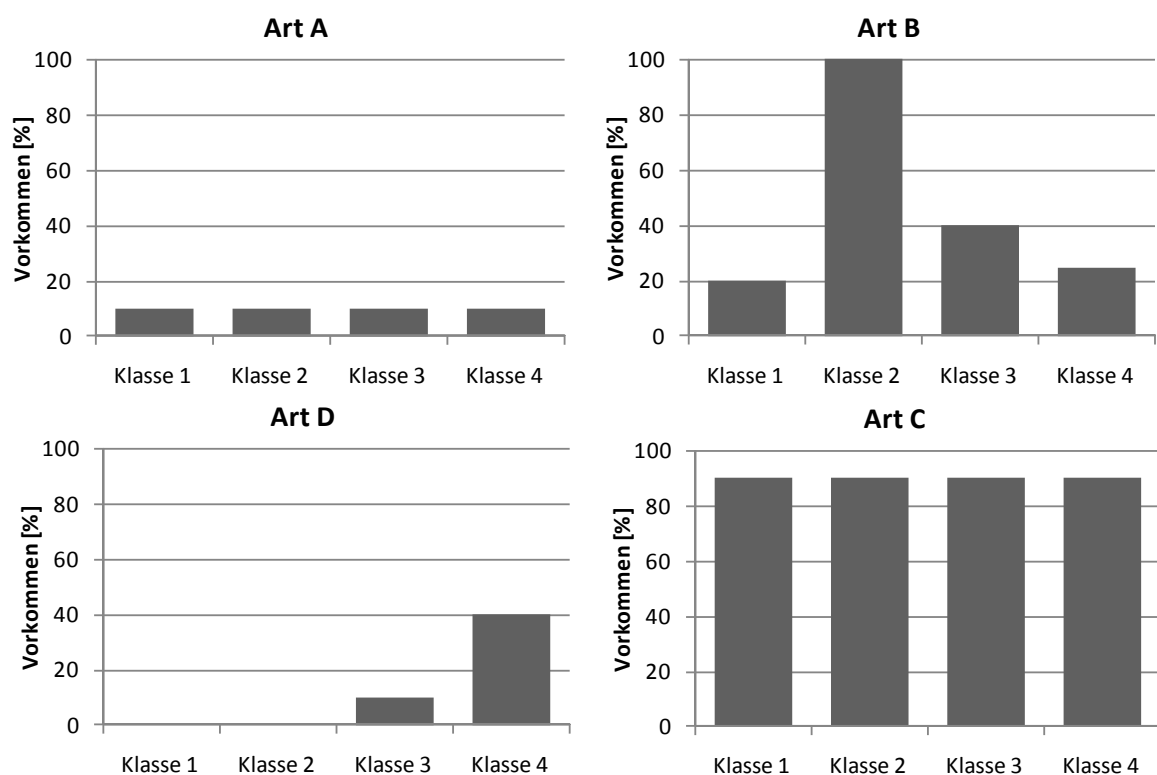


Abb. 3.21: Prozentuales Vorkommen von vier fiktiven Arten auf den Standorten der vier Klassen eines fiktiven Standortparameters.

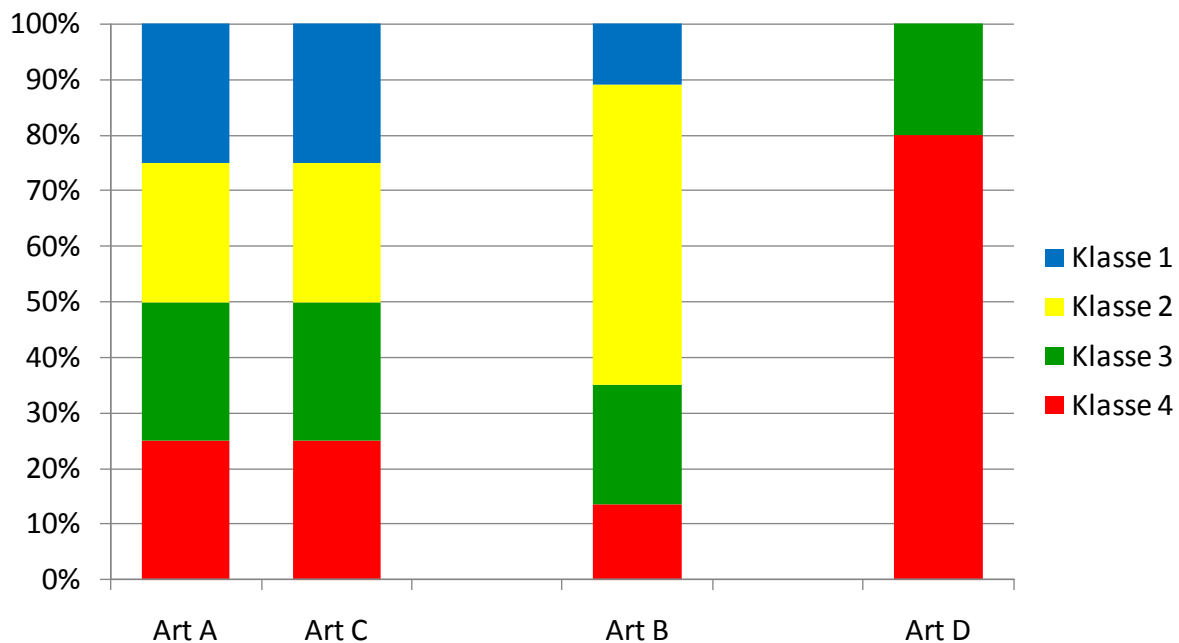


Abb. 3.22: Vergleich von vier fiktiven Arten bezüglich ihrer Präferenz für vier Klassen eines fiktiven Standortparameters.

Art A ist eine insgesamt sehr häufige, Art C eine sehr seltene Art. Beide zeigen jedoch hinsichtlich der unterschiedlichen Ausprägungen des Standortparameters keinerlei Präferenz und haben daher bezüglich dieses Parameters das gleiche Profil. Art B ist insgesamt keine besonders häufige Art, an Standorten mit der Faktorenklasse 2 jedoch immer vertreten und zeigt daher bezüglich dieser Klasse eine klare Präferenz. Sie ist jedoch gegenüber anderen Ausprägungen dieses Faktors tolerant. Art D ist in keiner der Faktorenklassen besonders häufig, tritt jedoch in Klasse 4 deutlich häufiger auf als in Klasse 3 und fehlt an Standorten der Klassen 1 und 2 vollständig. Sie zeigt also eine klare Präferenz bezüglich dieser Faktorenausprägung und ist gegenüber anderen Ausprägungen intolerant.

3.9.4 Auswertung auf Gemeinschaftsebene - Multivariate statistische Auswertung

Die Auswertung der Daten auf der Ebene der gesamten Gemeinschaft einer Organismengruppe wurde anhand verschiedener Ordinationsverfahren mit Hilfe des Programms CANOCO (ter Braak & Šmilauer 2002) durchgeführt, das speziell für die multivariate Auswertung biologischer Daten entwickelt wurde. Als Eingangsdaten können hier entweder Abundanzen, Dominanzen oder Präsenz-Absenz-Daten für die jeweiligen Arten verwendet werden. Zunächst wurde eine ‚Detrended Correspondence Analysis‘ (DCA, Hill & Gauch 1980) durchgeführt. Die dabei ermittelte Gradientenlänge („Length of Gradient“)

ergab Aufschluss über die Heterogenität des Datensatzes, das heißt die Variation der Artenzusammensetzung zwischen den Standorten. Je nachdem, welchen Wert die Gradientenlänge eines Datensatzes annimmt, entscheidet sich, welche weiteren Analysen durchgeführt werden sollten. Bei einer hohen Gradientenlänge ist der Datensatz sehr heterogen, bei einer niedrigen Gradientenlänge ist der Datensatz eher homogen. Bei einer Gradientenlänge > 4 ist die Variation der Artenzusammensetzung so groß ist, dass für die weiteren Schritte eine unimodale Analyse zu wählen ist (Korrespondenzanalyse = CA, Hirschfeld 1935), während bei einer Gradientenlänge < 3 eine lineare Methode (Hauptkomponentenanalyse = Principal Component Analysis; PCA, Hotelling 1933) besser geeignet ist (Ter Braak & Šmilauer 2002). Welche der Analysen und welche Eingangsdaten für die jeweiligen Organismengruppen verwendet wurden ist in den entsprechenden Tiergruppenkapiteln beschrieben. Anhand der Ordinationsverfahren sollte untersucht werden, ob sich an den Standorten für die verschiedenen Biotoptypen charakteristische Artengemeinschaften feststellen lassen konnten und wie sich diese Artengemeinschaften zwischen den verschiedenen Biotoptypen unterscheiden.

Zur Ermittlung der Korrelation der Gemeinschaft mit den gemessenen Umweltvariablen wurden eingegrenzte Analysen, bei großen Gradienten Kanonische Korrespondenzanalysen (CCA, ter Braak 1986) und bei kleineren Gradienten Redundanzanalysen (RDA, Van den Wollenberg 1977), durchgeführt. Anhand der Anordnung der einzelnen Arten und Standortparameter bezüglich der Diagrammachsen und der Position der Standorte kann eingeschätzt werden, welche Standortparameter am stärksten mit den Unterschieden zwischen Standortgemeinschaften und den dafür verantwortlichen Arten korrelieren. Die dargestellten Ergebnisse der Ordination können zusammen mit den autökologischen Analysen verwendet werden, um Vorstellungen für ein Referenzsystem zu definieren, die wiederum angeben, welche Artengemeinschaften auf typischen unbelasteten Standorten eines Biotoptyps vorkommen sollten.

4 Kurzvorstellung der wichtigsten Bodenorganismengruppen

4.1 Einführung

Im Rahmen jedes biologischen Monitoring ist es allein aus Praktikabilitätsgründen unmöglich, alle vorkommenden Organismengruppen zu erfassen. Dies trifft vor allem auf die Bodenfauna zu, da schon auf relativ kleinen Flächen wie z. B. grasigen Feldrainen oder Buchenwäldern in Deutschland mehr als 1000 Invertebraten-Arten vorkommen können (Schaefer & Schauermann 1990; Roß-Nickoll et al. 2004). Diese verteilen sich auf zahlreiche Tiergruppen, die unterschiedliche taxonomische Bearbeitungsstände (oder Kenntnisstände) aufweisen und unterschiedlich schwer zu determinieren sind. Daher besteht das Problem, eine begrenzte Anzahl von ökologisch relevanten Indikatoren für das Monitoring der Bodenbiodiversität auszuwählen. So wurde z. B. für die Untersuchung der Fauna deutscher Naturwälder von einer Expertengruppe empfohlen, die Annelida (Regenwürmer, Enchyträen) als Repräsentanten der Bodenorganismen in ein entsprechendes Monitoringprogramm aufzunehmen (Winter et al. 1999). Bisher wurde diese Empfehlung allerdings nur dahingehend aufgegriffen, dass Regenwürmer als Beifang aus Barberfallen und Stammeklektoren ausgewertet werden (z. B. Römbke 2009; Köhler et al. 2011).

Im Versuch, diese Auswahl objektiv zu gestalten, führten Ritz et al. (2009) eine Literaturrecherche durch, in der 183 Indikatoren gefunden wurden. Dann verwendeten sie verschiedene Kriterien (z. B. Praktikabilität, Sensitivität, Standardisierung usw.) zusammen mit einem semiquantitativen „Scoring“, um diese Liste auf je vier mikrobielle und zoologische Indikatoren zu verkleinern. Allerdings zeigt sich am Ergebnis für die Zoologie (Nematoden; Mikroarthropoden; Visuelle Erfassung der faunistischen Aktivität; Barberfallen), dass dieser Ansatz für ein Monitoring zur Bodenbiodiversität nicht zielführend ist, u. a. weil:

- eine visuelle Erfassung der Aktivität nur sehr indirekt die Diversität abdeckt und zu dem nur sehr schwer zu standardisieren ist;
- Barberfallen primär die Fauna der Bodenoberfläche und nicht die des Bodens fangen.

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden daher die folgenden Kriterien qualitativ verwendet, um die am besten zur Erfassung des Bodenzustandes geeigneten Organismengruppen zu identifizieren (Römbke et al. 1997; Dunger 1998; vgl. VDI 2011):

- Wichtige ökologische Funktion im jeweiligen Ökosystem;
- Enge Anbindung an die jeweiligen Kompartimente (d. h. Bewohner des Mineralbodens oder der Streuschicht)
- Ausreichend hohe Artenzahl, um Standorte differenzieren zu können;
- Gute taxonomische und ökologische Kenntnisse über die betreffende Gruppe (Notwendigkeit von Experten, die dieses Wissen in die Praxis umsetzen können;
- Weite Verbreitung (hier: in Mitteleuropa);
- Vorhandensein von standardisierten Erfassungsmethoden;
- Potenzial zum Routine-Einsatz von Methoden zu einer vereinfachten Determination);
- Sensitivität gegenüber anthropogenen Stressfaktoren;
- Repräsentanz für eine trophische Ebene (Mikroorganismen, Saprophage, Prädatoren);
- Lebensraum auf dem Boden oder im Boden (epi- oder endogäisch);
- Zugehörigkeit zu einer bestimmte Größenklasse (Mikro-, Meso-, Makrofauna), was z. B. Auswirkungen in Hinsicht auf die Exposition gegenüber chemischen Schadstoffen hat (z. B. je geringer die Körpergröße, desto eher über das Porenwasser);
- Verfügbarkeit von Daten aus bzw. Nutzung in bestehenden Monitoringsystemen.

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden die Kriterien Praktikabilität (d. h. Kenntnisstand, Standardmethoden und Handhabung), ökologische Relevanz (d. h. Informationswert für einen bestimmten Lebensraumtyp sowie Stellung im Nahrungsnetz u. ä. (De Ruiter et al. 1993)) und Nutzung auf den BDFs sowie deren (potentielle) Relevanz für EU- oder nationale Anforderungen der Politik (EEA 2005) am höchsten bewertet. Als Ergebnis wurden die folgenden Tiergruppen für eine weitergehende Bearbeitung ausgewählt:

- Collembola (Springschwänze);
- Oribatida (Hornmilben);
- Lumbricidae (Regenwürmer);
- Enchytraeidae (kleine Borstenwürmer).

Zudem wurde versucht, auch die äußerst artenreiche und ökologisch diverse Gruppe der Nematoda (Fadenwürmer) zu bearbeiten. Dies scheiterte jedoch am Fehlen verwendbarer

Arbeiten mit biogeographischen Angaben zu Nematoden-Arten. Diese Tiergruppe wird zwar häufig (gerade in landwirtschaftlich genutzten Böden) für eine Erfassung des Bodenzustands herangezogen, doch erfolgt dies fast immer auf der Ebene der Identifikation bzw. Differenzierung trophischer Gruppen, die ungefähr dem Familienniveau entspricht (Bongers 1990; Bongers & Ferris 1999). Arten der an oder auf der Bodenoberfläche lebenden Makrofauna wurden wegen ihrer geringeren Abhängigkeit von Bodeneigenschaften trotz einiger interessanter Ansätze aus Frankreich (Hedde et al. 2010) nicht weiter berücksichtigt.

Im Folgenden werden die wichtigsten Bodenorganismengruppen kurz vorgestellt, wobei mit den fünf Gruppen begonnen wird, die in diesem Vorhaben die größte Rolle spielten. Gerade da deren Auswahl zu einem hohen Maß von Praktikabilitätsgesichtspunkten bestimmt wurde, ist es wichtig, auch andere Bodenorganismengruppen zumindest zu erwähnen (es besteht kein Anspruch auf Vollständigkeit). Die Kurzvorstellungen erfolgen für jede Gruppe in gleicher Weise, d. h. es werden Angaben zur Taxonomie, Ökologie, Methodik, Handhabbarkeit und dem Informationswert der wichtigsten Gruppen gemacht.

4.2 Ausgewählte Organismengruppen

4.2.1 Collembola (Springschwänze)

Collembolen sind die zahlenmäßig dominanten Hexapoden in terrestrischen Ökosystemen. Weltweit wurden etwa 7.000 Arten beschrieben (Deharveng 2004). Für mitteleuropäische Ländern sind jeweils zwischen 400 bis 500 Arten bekannt. Collembola gehören als Mikroarthropoden mit ihrer geringen Körpergröße von etwa 0,5 bis 1,5 mm zur Mesofauna des Bodens (Dunger 1983). Sie besiedeln hauptsächlich die Streu und Bodenoberfläche sowie die oberen 20 cm des humosen Mineralbodens (Hopkin 1997; Lavelle & Spain 2005). Hier treten sie in durchschnittlichen Individuendichten von 10.000-70.000 Ind. m⁻² auf, je nach Biotop-
typ und Standort (Peterson & Luxton 1982). Collembola werden drei unterschiedlichen Lebensformtypen zugeordnet: epedaphische (auf der Bodenoberfläche lebende), hemiedaphische (in den obersten Grenzhorizonten lebende) und euedaphische (im Bodeninneren) lebende Typen (Hopkin 1997; Pflug & Wolters 2002), die sich morphologisch gut voneinander unterscheiden lassen. Als nichtgrabende Tiere besiedeln v. a. die hemiedaphischen und euedaphischen Arten die luftgefüllten Porenräume (> 50 µm Durchmesser) des Streuhorizontes und des Mineralbodens (Lavelle & Spain 2005). Collembolen werden meist als saprophage Tiere angesehen (Scheu & Falca 2000; Lavelle & Spain 2005). Tatsächlich sind sie oftmals Generalisten, die v. a. Bakterien- und Algenbeläge sowie Pilz-

rasen u. ä. abweiden (Mikrophytophage) und seltener Detritus aufnehmen (Hopkin 1997). Somit sind Collembola eng mit dem Bodenmilieu einschließlich dessen mikrobieller Besiedlung und Bestandes an organischem Material verbunden.

Kenntnisstand zur Taxonomie und Ökologie

Taxonomisch sind die Collembolen relativ gut bearbeitet, die Systematik unterliegt allerdings häufigen Veränderungen. Für ihre Bestimmung stehen einige, teils überholte Standardwerke zur Verfügung. Aktuelle Informationen enthalten die Neuerscheinungen der seit 1994 veröffentlichten „Synopses on Palaearctic Collembola“ (z. B. Zimdars & Dunger 1994). Autökologische Daten sind selten und meist nur für einzelne Regionen verfügbar. Typische Artenzusammensetzungen verschiedener Biotoptypen sind aus mehreren Einzelarbeiten bekannt.

Standardmethoden

Aufgrund der verschiedenen Lebensweise sind unterschiedliche Methoden für die Erfassung aller Collembolen notwendig. Üblicherweise werden hemiedaphische und euedaphische Arten mittels eines Wärme- und Trockenheitsgradienten aktiv aus Bodenproben ausgetrieben (sog. Berlese- oder Macfadyen-Extraktion), während epedaphische Arten mit Bodenfallen (Barberfallen) sowie ergänzend durch Handaufsammlungen oder mittels Exhaustor gefangen werden (Dunger & Fiedler 2000). Für ihre Erfassung und Bearbeitung existiert eine standardisierte Richtlinie (ISO 2007). Nur die Gewinnung aus Bodenproben erlaubt einen Raumbezug und somit die Quantifizierung der Individuen- und Artendichte.

Handhabung

Die Erfassung der Collembolen ist vergleichsweise einfach. Die Bestimmung erfolgt mikroskopisch und erfordert die Anwendung geeigneter Präparationsmethoden und -medien (Dunger & Fiedler 2000), die z. T. zeitintensiv sein können.

Informationswert

Collembola kommen in fast allen terrestrischen Lebensräumen individuen- und artenreich vor. Aufgrund ihrer begrenzten Ausbreitungsmöglichkeiten und ihrer innigen Verbindung mit dem Bodenmilieu besitzen die euedaphischen Arten die größte bioindikatorische Valenz für edaphische Lebensräume. Die höchste Dominanz haben in den meisten Böden allerdings weit

verbreitete Arten mit geringerer Biotopbindung (Wolters 2001). Stenöke Arten mit großem bioindikatorischen Aussagewert werden – mit Ausnahme von sehr speziellen Biotoptypen – meist in geringen Abundanzen angetroffen. Die wichtigsten bioindikatorischen Informationen liefern die Artenzusammensetzung mit den dazugehörigen Gemeinschaftsstrukturen (= Dominanzverhältnisse; Van Straalen 1995; Fountain & Hopkin 2004; Filser et al. 2008). Anhand dieser Gemeinschaftscharakteristika können räumliche und zeitliche Veränderungen im Boden in sehr kleinen Skalenbereichen erkannt werden.

4.2.2 Oribatida (Hornmilben)

Hornmilben sind eine weltweit verbreitete, artenreiche Unterordnung der Milben (Acari, Arachnida) mit über 9000 Arten (Krantz & Walter 2009; Maraun et al. 2007). Aus Deutschland sind 520 Arten bekannt und ca. 630 Arten zu erwarten (Weigmann 2006). Die meisten Hornmilbenarten leben hemi- und epedaphisch. Besonders arten- und individuenreiche Zönosen (> 90 Arten; > 100.000 Individuen pro m^2) kommen in den obersten Boden- und Streuschichten von Wäldern vor (Beck et al. 2007). Spezielle Oribatiden-Gemeinschaften werden in Mikrohabitaten wie Baumrinde, Moos- und Flechtenaufwuchs an Holz und Steinen gefunden (Wunderle 1992). Sie besiedeln aber auch Grünland und Ackerrandstreifen arten- und individuenreich (Toschki 2008) sowie limnische und semi-aquatische Lebensräume (Schatz & Behan-Pelletier 2008). Hornmilben gehören mit Körpergrößen von 0,14 bis 2 mm zur Mesofauna. Sie sind ernährungsökologisch als überwiegend fungi- und detritivor (saprophag) einzustufen. Es gibt aber auch nekro-/ koprophage bzw. im Einzelfall auch prädatorische (opportunistic predation) Arten (Schuster 1956; Luxton 1972; Schneider et al. 2004; Erdmann et al. 2007). Innerhalb der Bodenfauna nehmen die Hornmilben aufgrund ihrer hohen Individuendichte eine herausragende Position im Destruenten/Saprophagen-Nahrungsnetz ein (Dunger 1982; Weigmann 1993; Beck 1993; Römbke et al. 1997). Biomasse und Bedeutung der Oribatiden für die Zersetzung des organischen Materials nehmen vor allem bei sinkendem pH und geringerer Abundanz der Regenwürmer zu.

Kenntnisstand zur Taxonomie und Ökologie

Für die deutschen Hornmilben liegt ein Standard-Bestimmungsschlüssel vor (Weigmann 2006), der die Bestimmung der meisten Arten ermöglicht. Für manche Artengruppen ist weitergehende Literatur notwendig (z. B. Ghilarov & Krivolutskij 1975; Subias 2010).

Oribatiden wurden schon früh in bodenökologische Untersuchungen einbezogen (Weis-Fogh 1947; Strenzke, 1952; Schuster 1956; Knülle 1957; Moritz 1963; Weigmann 1973; Beck & Woas 1991). Für Deutschland und vergleichbare, angrenzende Bearbeitungsgebiete liegen umfangreiche Daten vor, die die räumlich-zeitliche Verteilung von Oribatidenzönosen mit abiotischen und biotischen Standortfaktoren in Beziehung setzen. In einer synoptischen Arbeit von Weigmann & Kratz (1981) wurde die Verteilung der Oribatiden-Arten Deutschlands auf der Basis von 59 Literaturzitaten über 20 Lebensraumtypen und drei Kleinhabitats vergleichend dargestellt. Betrachtet man den Kenntnisstand innerhalb der Gruppe der edaphischen Bodenorganismen ist die Kenntnis der Oribatiden als hoch einzustufen. Auch synökologische Ansätze wurden bereits früh verfolgt (Strenzke 1952; Weigmann 1991), deren Vergleich mit heutigen Untersuchungen wird aber durch Veränderungen in der Taxonomie bzw. Nomenklatur erschwert (Beck et al. 1997). Das Vorkommen von Oribatiden-Arten an bestimmten Standorten wird besonders vom Biotoptyp bzw. der Nutzung (Wald, Grünland, Acker), klimatischen Bedingungen, dem pH-Wert, Nährstoffgehalt, der Feuchte, und der Humusform bestimmt (Siepel & van de Bund 1988; Römbke et al. 1997; Van Straalen & Verhoeff 1997; Behan-Pelletier 1999; Beck et al. 2007; Toschki 2008).

Standardmethoden

Für die Aufsammlung von Oribatiden liegt seit 2006 ein ISO-Standard (ISO 23611-2 Mikroarthropoda, 2006b) vor. Er umfasst als Standardbeprobung die Entnahme von Bodenkernen mit Hilfe von Bodenstechzylindern und die anschließende Extraktion mittels eines Wärme- und Trockenheitsgradienten (sog. Berlese oder Macfadyen Extraktion). Die erfassten Individuenzahlen sind auf ein definiertes Volumen bzw. eine Fläche zu beziehen.

Handhabung

Die Erfassung der Oribatiden ist mit Hilfe der standardisierten Methode einfach durchführbar. Für die Verwendung einfacher Summenparameter (Gesamtabundanz und Artenzahl) im Vergleich von Standorten muss ein vergleichbarer Probenumfang (Probenzahl, Probentermine) herangezogen werden. Während die Austreibung und Sortierung mit geeigneten Gerätschaften vergleichsweise unkompliziert ist, bedarf die Präparation für die Bestimmungsarbeiten einen höheren zeitlichen Aufwand und erfordert hohe Fachkenntnisse und Erfahrung.

Informationswert

Hornmilben kommen in allen terrestrischen Lebensräumen arten- und individuenreich vor. Sowohl Abundanzen als auch Artenzahlen nehmen von Wäldern über Grünland zu Äckern deutlich ab. Einzelne Arten und Artengruppen zeigen hohe indikatorische Aussagekraft und die gesamte Gruppe eine gute synökologische Auswertbarkeit (Van Straalen 1997; Behan-Pelletier 1999; Ruf & Beck 2005; Beck et al. 2007; Toschki 2008), insbesondere auf der Basis einer nachverfolgbaren Benennung der Arten (Nomenklatur, Taxonomie), die zukünftig durch Datenbanken erleichtert wird. Die wichtigsten bioindikatorischen Informationen liefern die Artenzusammensetzung mit den dazugehörigen Gemeinschaftsstrukturen sowie potentielle Differenzialarten (Becket al.1997; 2007).

4.2.3 Lumbricidae (Regenwürmer) (mit Beiträgen von Anneke Beylich, Hamburg)

Regenwürmer gehören zur saprophagen Makrofauna des Bodens. Weltweit sind ca. 6.000 Arten bekannt, wovon ca. 670 zu der in Mitteleuropa dominanten Familie der Lumbricidae gehören (Blakemore 2003). Davon kommen rund 30 Arten in Deutschland vor, von denen jeweils 5–10 regelmäßig in Agrarökosystemen gefunden werden. Abundanz und Biomasse variieren je nach Standort- und Bearbeitungsbedingungen erheblich (Bauchhenss 1997). Seit den Anfängen der Bodenbiologie gelten Regenwürmer als die wichtigsten Bodentiere vieler Standorte Mitteleuropas. Diese Feststellung beruht nicht nur auf ihrer hohen Biomasse, sondern vor allem auf ihren wichtigen Funktionen: die mechanische Durchmischung des Bodens, die Beschleunigung des Abbaus organischen Materials oder die Verbesserung des Wasserhaltevermögens von Böden durch die Bildung von Ton-Humus-Komplexen (Petersen & Luxton 1982; Edwards & Shipitalo 1998). Im Rahmen des holländischen BISQ-Projekts wurde festgestellt, dass sie an den dort untersuchten 170 Standorten neben den Enchyträen hinsichtlich ihres Beitrags zu 16 erfassten ökosystemaren Leistungen dominierten (Mulder et al. 2011). Allerdings werden als positiv angesehenen Funktionen meist nur von wenigen Arten erfüllt (Lavelle et al. 1997). Generell lassen sich die Regenwürmer in drei ökologische Gruppen unterteilen (Bouché 1977): Mineralschichtbewohner (= Endogäisch, Streuschichtbewohner (= Epigäisch) und Vertikalbohrer (= Anözisch), deren bekannteste Art *Lumbricus terrestris* ist.

Kenntnisstand zur Taxonomie und Ökologie

Alle deutschen Regenwurmarten lassen sich mit Standard-Bestimmungsliteratur (Graff 1953; Bouché 1972; Sims & Gerard 1999; Blakemore 2002) bestimmen. Neuere Arbeiten zur genetischen Charakterisierung von Lumbriciden deuten 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)). Über die in Deutschland vorkommenden Arten liegen umfangreiche autökologische, synökologische und ökotoxikologische Daten vor (Lee 1985; Briones et al. 1995; Edwards & Bohlen 1997; Edwards 1998; Jänsch et al. 2005). Ihre Verbreitung ist für Waldstandorte sehr gut bekannt (z. B. Phillipson et al. 1976), während dies für Grünlandstandorte und speziell für Ackerflächen weniger gilt. Insbesondere fehlen Daten zu ihrem Vorkommen in Abhängigkeit von einzelnen Kulturen oder Anbaumaßnahmen. Ansätze zur Abschätzung von Referenzwertbereichen für Biomasse und Artenzahl an verschiedenen Standortbedingungen liegen vor (Rutgers et al. 2008; UBA 2007).

Standardmethoden

Als Standardmethode zur Erfassung der Regenwürmer gilt eine Kombination von Handauslese mit einer chemischen Austreibung (ISO 2007). Gegenwärtig wird diskutiert, inwieweit das bisher verwendete Formol durch Senf (eher unwahrscheinlich) oder durch den in Senfölen enthaltenen Wirkstoff AITC als Austreibungsmittel ersetzt werden kann (Gunn 1992; Zaborski 2003; Coja et al. 2008).

Handhabung

Die Erfassung und Bestimmung der Regenwürmer ist aufgrund der standardisierten Methodik unkompliziert. Die Tiere lassen sich einfach konservieren und, zumindest was adulte mittel- und nordeuropäische Arten angeht, ohne weitere Präparation bestimmen.

Informationswert

Die Arten der Regenwürmer treten in der Landschaft mit stark schwankenden Individuenzahlen auf. Im Vergleich mit anderen Invertebraten stellen sie den größten Anteil an der Gesamtbiomasse an diesen Standorten und sind allein deswegen nicht zu vernachlässigen (Petersen & Luxton 1982; Römbke et al. 1997). Aufgrund der Bodenbearbeitung sowie des Einsatzes von Düngern und Pestiziden kommen sie allerdings an Agrarstandorten

normalerweise nur wenige Arten vor (Hendrix 1998). Generell lassen sie sich aber zur Bioindikation nutzen (Paoletti 1999; Schouten et al. 1999; Didden 2003b; Ruf et al. 2003; Jänsch et al. 2005; Römbke et al. 2005d; Fründ et al. 2011). 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).

4.2.4 Enchytraeidae (Kleinringelwürmer) (mit Beiträgen von Anneke Beylich, Hamburg)

Kleinringelwürmer gehören mit einem Körperdurchmesser von etwa 0,5-2 mm zur Mesofauna. Die Zahl der beschriebenen Enchyträen-Arten liegt weltweit bei 900 (Jänsch et al. 2005). In Europa sind derzeit 230-300 Arten bekannt (Fauna Europaea Web Service 2007), davon 50-100 aus mitteleuropäischen Agrarökosystemen (Didden et al. 1997). Die Enchytraeidae werden hier mit einigen wenigen bodenlebenden Arten anderer Taxa der Annelida (terrestrische Polychaeten, Tubificiden) zu den Kleinringelwürmern zusammengefasst. Diese gehören zu den sapro-mikrophytophagen Bodenorganismen, d. h. sie ernähren sich von toter organischer Substanz und den sie besiedelnden Pilzen und Bakterien. Sie tragen so zur Beschleunigung des Abbaus organischer Substanz bei, durch die Grabtätigkeit der größeren Arten und Materialtransport aber auch - auf einer anderen Skala als die Regenwürmer - zur Gefügebildung und Durchmischung (Didden 1990). Im Rahmen des holländischen BISQ-Projekts wurde festgestellt, dass sie an den dort untersuchten 170 Standorten neben den Regenwürmern hinsichtlich des Beitrags des Beitrags zu 16 erfassten ökosystemaren Leistungen dominierten (Mulder et al. 2011).

Kenntnisstand zur Taxonomie und Ökologie

Grundlage für die Bestimmung ist die Revision von Nielsen & Christensen (1959; 1961; 1963), in deren Folge zahlreiche neue Arten beschrieben wurden. Eine aktuelle Übersicht gibt der Schlüssel von Schmelz & Collado (2010). Die Bearbeitung der artenreichen Gattung *Fridericia* durch Schmelz (2003) ist ein erster Schritt zu einer aktualisierten systematischen Gesamtdarstellung der Enchytraeidae. Erste Arbeiten zur molekularen Phylogenie dieser Familie liegen inzwischen vor (Christensen & Glenner 2010; Erseus et al. 2010). Kenntnisse zur Autökologie der in Deutschland vorkommenden Arten sind in Form von Zeigerwerten für Bodenreaktion und -feuchte dokumentiert (Graefe & Schmelz 1999). Synökologische

Informationen sind lückenhaft (z. B. Didden 2003a). Zu ökotoxikologischen Fragestellungen liegen umfangreiche Daten aus Labortests und in geringerem Umfang aus Freilandstudien vor (Römbke 2003).

Standardmethoden

Zur Erfassung der Enchyträen werden mit einem Stechrohr Bodenproben entnommen und ggf. in mehrere Tiefenstufen aufgeteilt. Aus den Proben werden die Tiere mit einer Nass-extraktion ausgetrieben und anschließend lebend bestimmt (ISO 2006b).

Handhabung

Die Erfassung der Enchyträen ist aufgrund der standardisierten Methode als vergleichsweise unkompliziert zu betrachten. Die Notwendigkeit zur Lebendbestimmung begrenzt die Zahl der gleichzeitig entnehmbaren Proben. Die Bestimmung auf Artniveau kann nur von erfahrenen Taxonomen durchgeführt werden. Die Handhabbarkeit war bisher durch die teils unübersichtliche taxonomische Literatur beeinträchtigt, wurde aber aktuell durch den Bestimmungsschlüssel von Schmelz & Collado (2010) verbessert.

Informationswert

Aufgrund der Auswirkungen der Bodenbearbeitung sowie des Einsatzes von Düngern und Pestiziden sind Arten- und Individuenzahlen der Enchyträen in Ackerflächen geringer als im Grünland. Die wesentlichen Umweltfaktoren für das Vorkommen dieser Organismengruppe auf landwirtschaftlichen Flächen sind neben der Bodenbearbeitung die Bodenart und -feuchte. Referenzwertvorschläge für Arten- und Individuenzahlen für unterschiedliche Standortbedingungen liegen für die Niederlande und Norddeutschland vor (Rutgers et al. 2008; Beylich & Graefe (2009)). Die Artenzahl ist für Indikationszwecke ausreichend, aber nie unübersichtlich groß. Die Enchytraeiden werden in einer Reihe von Monitoring-programmen bzw. Beurteilungsansätzen eingesetzt oder empfohlen (vgl. Schouten et al. 1999; Jänsch et al. 2005; Barth et al. 2000; Bispo et al. 2009).

4.3 Nicht näher bearbeitete Organismengruppen

4.3.1 Nematoda (Fadenwürmer) (mit Beiträgen von Sebastian Hoess, München und Liliane Ruess, Berlin)

Nematoden kommen ubiquitär in allen marinen, limnischen und terrestrischen Ökosystemen vor. Hierbei stellen sie die wahrscheinlich individuenreichste Gruppe unter den Metazoen mit einem Anteil von bis zu 80% (Bongers & Ferris 1999). Nach den Arthropoden und den Mollusken sind die Nematoden die artenreichste Tiergruppe; neuere molekularbiologische Arbeiten sprechen von etwa 1 Million Nematodenarten weltweit (Blaxter 2003). Neben ihrer hohen Artenvielfalt weisen sie auch eine deutliche trophische Strukturierung auf und gliedern sich in Bakterien-, Pilz- und Pflanzenfresser sowie Omnivore und Räuber (Yeates et al. 1993). Dadurch beeinflussen Nematoden Mineralisationsprozesse und Nährstoffflüsse im Boden nachhaltig (Chen & Ferris 1999; Ferris et al. 1997; Freckman 1988).

Taxonomischer Kenntnisstand

Die Verbreitung der in Mitteleuropa vorkommenden freilebenden Arten wurde sowohl für Wälder als auch Agrarland dokumentiert (Alphei 1998; 2001; Alphei & Klages 1997; Bassus 1962; Emmerling 2001; Hanel 1993; 1996; 2003; Mulder et al. 2003; Ruess 1995). Die Artidentifikation bei Nematoden ist schwierig. Die klassischen Arbeiten von Goodey (1963) und Meyl (1996) geben auch heute noch den besten Überblick. Neuere Bestimmungsliteratur behandelt entweder spezifische Gruppen (Andrassy 1984; Jairajpuri & Ahmad 1992; Zell 1993) oder Gebiete (Brzeski 1998; Andrassy 2005). Eine Ausnahme ist der Schlüssel von Bongers (1988), welcher auf Familienbasis die Nematodenfauna Mitteleuropas recht gut wiedergibt.

Standardmethoden

Zur Erfassung und Bestimmung von freilebenden Nematoden, sowie zur Erfassung der Toxizität von Schadstoffen in Böden auf einzelne Nematodenarten liegen Standardmethoden vor (ISO 23611-4 (2007b); ISO/DIS 10872 (2010c); ASTM 2172-01 (2001)).

Handhabung

Die Erfassung der Nematoden ist aufgrund der standardisierten Methodik relativ einfach. Aufgrund der hohen Abundanzen werden relativ geringe Probemengen benötigt. Die

Bestimmung der Nematoden auf Art bzw. Gattungsniveau kann allerdings nur von erfahrenen Taxonomen durchgeführt werden. Dafür ermöglicht die hohe Diversität ökologisch relevante Veränderungen der Lebensgemeinschaften bereits auf Basis der Familie bzw. des Ernährungstyps zu erkennen.

Informationswert

Nematoden bieten zahlreiche Möglichkeiten der Beurteilung des abiotischen und biotischen Zustandes eines Standorts (Yeates & Bongers 1999). Sie wurden deshalb bereits vielfach als Umweltindikatoren eingesetzt (Höss & Traunspurger 2003; Wilson & Kalkouli-Duarte 2009). Dabei können Auswirkungen mechanischer Störungen mittels Ackerbau sowie Einflüsse von Schad- bzw. Nährstoffen unterschieden werden (Fiscus & Neher 2002). Durch die Einteilung von Nematodenfamilien in eine Skala von Reproduktionsstrategien (Colonizer-Persister-(cp)-Skala) mit unterschiedlicher Stresstoleranz lassen sich Böden mit dem Maturity Index (Bongers 1990) nach ihrem Störungsgrad unterscheiden. Durch die Hinzunahme von Informationen zur trophischen Struktur der Nematodenfauna lassen sich diese auch qualitativ unterscheiden (Channel Index, Enrichment Index, Structure Index; Ferris et al. 2001). Dies erlaubt auch typische Lebensgemeinschaften für bestimmte Landnutzungsformen zu beschreiben.

4.3.2 Gamasina (Raubmilben)

Milben des Cohors (einer Gruppe von Familien) Gamasina sind die wichtigsten Mikroprädatoren in der Vegetation, wo sie wichtige Gegenspieler schädlicher Milben sind, aber auch im Boden, wo sie von Springschwänzen, anderen Milben, Nematoden sowie Eiern und Larven vieler Bodentiere leben. Obwohl nur zwischen 0,2 und 2 mm groß, sind die Raubmilben durch hohe Siedlungsdichten (1000 – 20.000 Ind./m²) auch quantitativ wichtige Glieder im Zersetzer und Mineralisierer-Nahrungsnetz (Ruf & Beck 2005). In Mitteleuropa kommen über 1000 Arten (Karg 1993) vor, an einzelnen Standorten bis zu 60 Arten.

Kenntnisstand der Taxonomie und Ökologie

Obwohl die Taxonomie und Systematik weltweit noch bearbeitungsbedürftig ist, ist die Kenntnis in Mitteleuropa befriedigend. Für die Bestimmung steht ein alle Familien umfassender Schlüssel (Karg 1993) zur Verfügung, für einzelne Familien sollten weitere

spezifische Schlüssel verwendet werden. Die Kenntnisse zur Biologie und Ökologie der Gruppe sind relativ umfangreich (Karg 1993; 1994), und so werden Raubmilben zunehmend häufiger in bodenzoologische Untersuchungen einbezogen. Sie eignen sich zur Charakterisierung von Böden und zur Indikation von Standortfaktoren und Stoffeinwirkungen (Übersichten in: Koehler 1999; Ruf 1997; 1998; 2000; Ruf & Beck 2005).

Standardmethoden

Für die Beprobung von Raubmilben gilt derselbe Standard wie für Hornmilben (ISO 23611-2 Mikroarthropoda, 2006b). Mit Bodensonden werden die obersten 5-10 cm des Mineralbodens gesammelt und extrahiert (Koehler 1993).

Handhabung

Die Erfassung der Gamasinen ist aufgrund der standardisierten Methodik relativ einfach. Aufgrund der gleichmäßigen Verteilung der häufigen Arten genügen wenige (ca. 10) Proben für eine verlässliche Erfassung der Abundanz. Zwei Probennahmen (im Frühling und Herbst) werden empfohlen um die wichtigsten Parameter der Taxozönose zu erfassen. In Wäldern muss die organische Auflage besonders erfasst werden.

Informationswert

Einige Arten sind typisch für spezifische Biotoptypen wie Wälder oder Grünland, aber nur wenige Arten mit niedrigen Dominanzwerten sind enger mit einzelnen Bodenvariablen korreliert. In Wäldern werden die artenreichen Raubmilben-Taxozönosen in ihrer Struktur stark vom Profil der organischen Auflage (Mull und Moder) bestimmt und reagieren besonders empfindlich auf Luftschadstoffe (Ruf 2000). In Grünland sind die Zönosen artenärmer, hier erweisen sich Gamasiden als besonders sensitiv gegenüber Bodenfeuchte (Ruf et al. 2000). In Äckern kommen nur wenige Arten mit geringen Abundanzen vor, so dass sie für eine Beurteilung der Bodenqualität nur auf einer ausreichend großen Skala und breiten Datenbasis geeignet sind (Ruf & Beck 2005).

4.3.3 Diplopoda (Hundertfüßer) (unter Mitarbeit von Karin Voigtländer, Görlitz)

Diplopoda gehören wie die Chilopoda zur Gruppe der myriapoden Antennaten (Myriapoda). Mit weltweit über 12.000 Arten sind die Diplopoda auf Grund ihrer saprophagen Lebensweise eine bodenbiologisch wichtige Tiergruppe. Aus Europa sind über 1.500 Diplopodenarten bekannt. V.a. Arten der Familien Juliden und Glomeriden spielen eine wichtige Rolle bei der Umsetzung des organischen Bestandsabfalles. In Böden, denen Regenwürmer fehlen (z. B. Sandböden), können sie deren Rolle beim Abbau des Bestandesabfalls, der Durchmischung des Bodens und der Humusanreicherung fast vollständig übernehmen.

Diplopoda sind infolge ihres kräftigen Kalkpanzers weniger von ausreichender Feuchte abhängig als andere Bodentiergruppen und besiedeln daher fast alle Lebensräume. Feuchte Laubwälder sind aber dennoch als arten- und individuenreichste Standorte bekannt mit 15 und mehr Arten und bis zu 300 Individuen m⁻². Trockene oder saure Waldböden werden meist deutlich schwächer, Wiesenböden noch weniger besiedelt. Auf Ackerböden finden sich oft nur 2 bis 3 Arten, die dann aber in hohen Dichten vorkommen können. Diplopodenarten zeigen eine recht gute Bindung an charakteristische Habitate und sind daher als Indikatoren für verschiedenste Standortbedingungen bekannt (z. B. Kalkgehalt).

Kenntnisstand

Für die Diplopoda liegen gute zoogeographische, autökologische und synökologische Kenntnisse vor. Die Verteilung und Habitatpräferenzen einzelner Arten wurden z. B. von Spelda (1991; 2005), Kime (2000; 2004) und Hauser & Voigtländer (2009) am Beispiel einiger Regionen Europas zusammengefasst, wie auch die Kenntnisse über deren Biologie und Verbreitung. Die Determination der Diplopoda erfolgt nach Standard-Bestimmungsliteratur (Schubart 1934; Demange 1981; Voigtländer 1992; im Druck, Hauser & Voigtländer 2009), erfordert aber bei den meisten Arten eine Präparation sowie eine gewisse Einarbeitungszeit.

Standardmethoden

Die Erfassung der Diplopoda (Dunger & Fiedler 2000) erfolgt je nach Fragestellung über den Einsatz von Bodenfallen, der Streusiebmethode oder des Handfangs. Der Einsatz von Berlese-Apparaturen zur Austreibung der Tiere aus Bodenproben ist weniger geeignet.

Handhabung

Die Bestimmung der meisten Diplopodenarten erfolgt mikroskopisch an Hand der präparierten Gonopoden der Männchen. Nur bei guter Kenntnis der Arten ist die Determination der Weibchen möglich. Dabei muss auf das Vorliegen adulter Individuen geachtet werden. Geeignete Präparationsmedien sind bekannt (Dunger & Fiedler 2000), wobei ein sehr gutes Stereomikroskop sowie ein Durchlichtmikroskop benötigt werden.

Informationswert

Diplopoda kommen in allen Lebensräumen vor, vom Hochgebirge bis zu Überschwemmungsgebieten, wo sie durch verschiedenste Anpassungsmechanismen überdauern können. Als epedaphisch lebende Tiergruppe sind sie relativ eng mit den Vegetationseinheiten korreliert, wobei neben der Vegetation mehrere Bodenfaktoren für die Herausbildung einer speziellen Diplopoden-Gemeinschaft an einem Standort eine Rolle spielen. Sie leben als Charakterarten oder als charakteristische Artenkombination in einer ganz bestimmten Pflanzenassoziation bzw. in einem bestimmten Biotoptyp (Hauser & Voigtländer 2009). Diese Arten müssen dort aber nicht zwangsläufig dominant sein. Noch aussagekräftiger sind charakteristische Artenkombinationen bzw. –gemeinschaften, deren Änderung Rückschlüsse auf Änderung der Standorts- bzw. Bodenfaktoren zulassen.

4.3.4 Chilopoda (Hundertfüßer) (unter Mitarbeit von Karin Voigtländer, Görlitz)

Chilopoda gehören mit den Diplopoda und den weniger beachteten Pauropoden und Symphylen zur Gruppe der myriapoden Antennaten (Myriapoda). Weltweit sind über 3.000, in Mitteleuropa mehr als 500 Arten der Chilopoda bekannt (Rosenberg 2009). Grundsätzlich sind alle Chilopoden räuberische Bodenbewohner, lichtscheu und feuchtigkeitsliebend. Sie verbringen den Tag meist unter Rinde, Steinen oder Laub und jagen in der Nacht. Sie ernähren sich von kleineren Beutetieren wie z. B. Insekten (Collembola), Larven und Würmern. Es gibt drei Lebensformtypen: Lithobiobiomopha besiedeln vor allem (Laub-)Waldstandorte, wo sie eine Dichte bis zu ca. 200 Ind. m⁻² erreichen können. Die Geophilomorpha kommen daneben auch häufig in Wiesen- und Ackerböden vor. Weniger häufig sind die Scolopendromorpha.

Kenntnisstand

Für die Chilopoda liegen zwar gute zoogeographische, autökologische und synökologische Kenntnisse vor (Zapparoli 2003; Spelda 2005), sie müssen aber oft aus vielen Einzeldarstellungen zusammengetragen werden (z. B. Spelda 1999; Voigtländer 2005). Eine Übersicht über die heutigen Kenntnisse gibt Voigtländer (2009a, b). Für die Chilopoda gibt es ein zusammenfassendes Bestimmungswerk (Voigtländer (1992; im Druck). Darüber hinaus können die hauptsächlich für die österreichische bzw. englische Chilopoden-Fauna geltenden Bestimmungswerke von Koren (1986; 1992) und Eason (1964) mit herangezogen werden.

Standardmethoden

Die Erfassung der Chilopoda erfolgt je nach Fragestellung über den Einsatz von Bodenfallen, der Streusiebmethode oder des Handfangs (Dunger & Fiedler 2000; besonders geeignet für Lithobiomorpha und Scolopendromorpha). Durch ihre speziellen Lebensweisen unterscheiden sich die Fangzahlen der verschiedenen Lebensformtypen aus Bodenfallen deutlich, in denen die epigäischen, laufaktiven Lithobiomorpha klar überwiegen (Lithobiomorpha > Geophilomorpha > Scolopendromorpha). Für die Geophilomorpha kann man (Makro-) Bodenproben verwenden, aus denen die Tiere mittels eines Wärme- und Trockenheitsgradienten aktiv ausgetrieben werden (Macfadyen oder Kempson Extraktion; Dunger & Fiedler 2000).

Handhabung

Die Determination ist u. a. durch hohe Variationsbreiten innerhalb einer Art und Merkmalsüberschneidungen zwischen den Arten (vor allem bei juvenilen und präadulten Tieren) erschwert. Für die lithobiomorphen Chilopoda wird unter dem Stereomikroskop determiniert, wobei unter anderem die Bedornungen der Beine geprüft werden müssen. Teilweise müssen mikroskopische Präparate (Gonopoden) angefertigt werden. Für die geophilomorphen Chilopoda ist oft die mikroskopische Präparation der sehr diffizilen Mundwerkzeuge unerlässlich, die einige Erfahrungen erfordert.

Informationswert

Die Chilopoda zeigen kaum unmittelbare Bindungen an Gesteinsarten bzw. Bodentypen. Sie werden vielmehr über Beutetiere und Mikroklima (Vegetation, Humusformen) beeinflusst.

Am stärksten ist dies noch für die Geophilomorphen gegeben, die daher mehr als die epedaphisch lebenden Lithobiomorphen als Indikatoren für Bodenverhältnisse genutzt werden können. Wesentlichen Einfluss auf das Vorkommen der Hundertfüßer hat ihr ziemlich hohes Feuchtigkeitsbedürfnis. Es existiert eine Reihe an Arten mit relativ engen Bindungen an spezielle Habitate. Die hohe bioindikatorische Bedeutung dieser Tiergruppe ergibt sich meist erst auf dem Niveau der Gemeinschaften. Spezielle Artenkombinationen und deren Änderung in Raum und Zeit lassen auf Veränderungen des Standortsgefüges schließen.

4.3.5 Isopoda (Asseln)

In Mittel- und Südeuropa kommen ungefähr 650 Arten vor (Schmoelzer 1965; Paoletti & Hassall 1999), von denen ungefähr 60 bisher in Deutschland nachgewiesen wurden (Sousa, pers. Mittl.). Asseln gehören zu den wichtigsten saprophagen Organismen innerhalb der Makrofauna Mitteleuropas (Sutton et al. 1972; Lavelle & Spain 2001). Ihre Größe variiert zwischen einigen wenigen Millimetern und ca. 2 cm. Die meisten Arten sind sehr empfindlich gegenüber Wasserverlusten, so dass sie primär an feuchten Standorten bzw. solchen mit entsprechenden Rückzugsmöglichkeiten vorkommen. Ebenso reagieren sie empfindlich gegenüber niedrigen Temperaturen, so dass selbst in gemäßigten Breiten lange inaktive Phasen im Sommer und Winter eingehalten werden. Asseln sind erheblich am Abbau organischen Materials, vor allem an Waldstandorten mit nicht-sauren Böden beteiligt (Van Wensem et al. 1993; Szilávecz 1995). Vor allem in frühen Stadien des Abbauprozesses fördern sie durch Frass die Streuzerkleinerung sowie die Verbreitung und Aktivität von Mikroorganismen mit ihren Faeces, d. h. generell die Verfügbarkeit von Nährstoffen (Hassall et al. 1987; Kayang et al. 1996). Wie bei den Regenwürmern lassen sich auch bei den Asseln mehrere Lebensformtypen oder „eco-morphotypes“ unterscheiden, primär anhand morphologischer „traits“ (Schmalfuss 1984; 1989). Die meisten Asseln leben in der Streuschicht, doch gibt es auch „echte“ Bodenbewohner (meist in einer Tiefe bis 5 cm) unter ihnen wie z. B. Arten der Familie Trichoniscidae *Porcellionides pruinosus*. Obwohl häufiger an Waldstandorten können sie auch im Grünland hohe Abundanzzahlen erreichen (bis zu 1000 Ind/m² in basischen Böden).

Kenntnisstand

Die deutsche Asselfauna ist gut bekannt anzusehen, obwohl ein aktuelles, ganz Mitteleuropa

umfassendes Bestimmungswerk fehlt. So gibt z. B. Allspach (1992) 50 Arten für Deutschland an, während neuere Auswertungen auf ca. 60 Spezies kommen (Sousa, pers. Mittl.).

Standardmethoden

Isopoden werden meist mittels Handauslese oder Barberfallen gefangen. Ergebnisse mit aus Barberfallen helfen, die Diversität einer Gemeinschaft zu erfassen, zugleich aber quantitativ schwierig zu interpretieren, da sie nur die Aktivitätsdichte, nicht aber die Abundanz erfassen. Als Teil der Makrofaunaerfassung liegt eine ISO-Richtlinie vor (ISO 2010a). Besondere Sorgfalt ist bei der Erfassung kleiner Formen (z. B. Trichonisciden) notwendig.

Handhabung

Allein aufgrund ihrer Größe ist die Handhabung der Asseln im Allgemeinen nicht sehr schwierig. Allerdings kann die Zuordnung von Jungtieren problematisch sein und auch bei männlichen Tieren ist die Artbestimmung aufgrund von morphologischen Veränderungen nach Häutungen oft erschwert. Letztere müssen zwecks sicherer Bestimmung zudem seziiert, die Körperteile anschließend zu Dauerpräparaten verarbeitet werden.

Informationswert

Asseln-Gemeinschaften sind meist recht artenarm, was ihren Informationswert beschränkt. Ihre Diversität und Abundanz hängt stark von der jeweiligen Vegetation ab; teils aufgrund der unterschiedlichen Futterqualität (Souty-Grossetet al.2005), teils wegen der davon abhängenden Habitatsstruktur (Davidet al.1999; Szlavecz 1995; Souty-Grossetet al.2005).

5 Vorstellung einzelner Organismengruppen: Collembola

5.1 Datenbasis

Die Daten zum Nachweis von Collembolen in Deutschland, die in die Bo-Info-Datenbank und in die vorliegende Untersuchung eingeflossen sind, wurden aus sieben Bundesländern zusammengetragen, im Einzelnen Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen). Knapp 15.000 (14.628) Datensätze von 296 Standorten wurden ausgewertet. Hiermit konnten 466 Arten oder Taxa (einschließlich etwa noch unsichere Artenkomplexe, siehe Gesamt-Einleitung) erfasst werden. Daten von Langzeitbeprobungsflächen liegen nur aus Baden-Württemberg vor. Diese basieren im Wesentlichen auf den Veröffentlichungen von Schick (1990) und Stierhof (2003), die die Identifikation der Collembola im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg durchgeführt haben (Schick & Kreimes 1993; LUBW 2008). Nur vier Standorte repräsentieren Dauerbeobachtungsflächen.

Der in Kapitel 3.1 schon erwähnte zeitliche Begrenzungsrahmen führte zu einer Konzentration auf an der Institution bereits vorliegende Veröffentlichungen, die im Wesentlichen zwei Kriterien erfüllen sollten: die zugrundeliegende Beprobung sollte das gesamte am Ort verfügbare Artenspektrum zu erfassen getrachtet haben, und es sollte, - zeitgleich oder zeitnah – ein minimaler Satz bodenchemischer und –physikalischer Bodenparameter erhoben worden sein. An erster Stelle böten sich hier naheliegend Untersuchungen der Bodenmesofauna auf Dauerbeobachtungsflächen der Bundesländer an, jedoch lagen Daten von derlei Flächen so gut wie nicht vor. Daher wurde als zweite wichtige Quelle auf bewertete akademische Arbeiten, insbesondere Doktorarbeiten, zurückgegriffen, deren geschilderte Methodik zu eingesetzter Probenahmetechnik, verwendeter Bestimmungsliteratur, Verifizierung unsicherer Bestimmungen usw. eine Einstufung als verlässliche Datenquelle vertretbar erscheinen ließ. Dritte Quelle schließlich waren verfügbare Veröffentlichungen aus wissenschaftlichen Tagungs- und Themenbänden oder Fachzeitschriften, in denen sowohl Beprobungs- und Auswertungsmethodik als auch eine detaillierte Artenliste aufgeführt waren.

Die häufigsten hierbei erfassten Standortparameter waren pH-Wert des Bodens, Bodentyp und Bodenart, Humustyp, Wassergehalt, C/N-Verhältnis, C_{org} , und Gesamtstickstoffgehalt, ferner gelegentlich Sand-, Schluff- und Tonanteile in Prozent.

Die pflanzensoziologische Kartierung wurde ebenfalls, soweit angegeben, mit aufgenommen. Da sich in der untersuchten Literatur neben teils sehr kleinräumig-feingliedrigen Unterteilungen auch sowohl systematisch als auch zeitlich unterschiedlich verwendete Klassifizierungssysteme fanden, wurden wann immer möglich auch Angaben zu den häufigsten Pflanzenarten am Standort, unterteilt nach Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht, mitsamt der Schätzung ihres Deckungsgrades in Prozent aufgenommen. Anhand dieser Daten wurde vom Bearbeiter während der Eingabe eine Biotoptypenklassifizierung nach dem Schema von Riecken et al. (2003) vorgenommen. Da die Georeferenzierung der Standorte in jedem Fall eingetragen werden musste, wurden hierfür nicht nur angegebene Daten übernommen und ggf. in Gauß-Krüger-Koordinaten umgerechnet, sondern ggf. die Standortbeschreibungen und/oder beigelegten Kartenskizzen für eine Rekonstruktion der Probenahmestelle mit dem Programm Google Earth herangezogen. Bei verbleibenden Ungenauigkeiten wurde eine entsprechend unschärfere Koordinatenabgabe in die *Bo-Info*-Datenbank eingegeben. Daten zu Boden- und Lufttemperatur, Jahresniederschlag, Höhe über NN und Hangneigung hingegen wurden nicht extrapoliert, sondern nur eingegeben, wenn sie in den Quellen oder dortigen verweisenden Referenzen angegeben war.

Die verwendete Systematik der Collembola auf Gattungs- und Artebene orientiert sich an den Synopses on Palaearctic Collembola für die hier bereits bearbeiteten Taxa Tullbergiinae (Zimdars & Dunger 1994), Symphypleona (Bretfeld 1999), Isotomidae (Potapow 2001) und Hypogastruridae (Thibaud et al. 2004), ansonsten an Schulz et al. (2003). Dementsprechend wurden veraltete Gattungszuordnungen, Synonymisierungen etc. auf den o. g. Stand der Systematik gebracht. Nicht auflösbare Zuordnungen zu höheren Taxa (z. B. Sminthurinae gen. sp. iuv.) oder kryptische Artenkomplexe (z. B. *Tullbergia krausbaueri*-Gruppe) wurden nicht aufgenommen.

Entsprechend der Datenlage waren die meisten in *Bo-Info* erfassten Fundort aus Baden-Württemberg (Abb. 5.1). Somit weist die Datenbasis eine starke Schieflage zu Südwestdeutschland auf. Wie oben dargestellt fließen durchaus mehrere Fundorte aus anderen Bundesländern in der Datenbank ein, diese lagen allerdings meist geballt in einigen Regionen.

Bei fast allen (97%) der 296 Standorte, die bei den Collembolen-Datensätzen erfasst wurden, waren Angaben zum Biotoptyp vorhanden (Abb. 5.2). Fast zwei Drittel der Datensätze (63%) kamen aus Waldstandorten, ein weiteres Drittel (30%) aus Grünlandstandorten, wobei einige hiervon Sonderstandorte wie z. B. Sandtrockenrasen beinhalteten. Daten zu Collembola aus Ackerstandorten waren sehr wenig vertreten (nur rund 7%). Diese Standortverteilung reflektiert die Tatsache, dass die Daten weitgehend aus Forschungsaufträgen v.a. der Museen stammten. Bei einer besseren Datenlage bzw. einer Erfassung der Collembolen aus Boden-Dauerbeobachtungsflächen wären wesentlich mehr Daten aus Acker- und Grünlandstandorten zu erwarten gewesen.

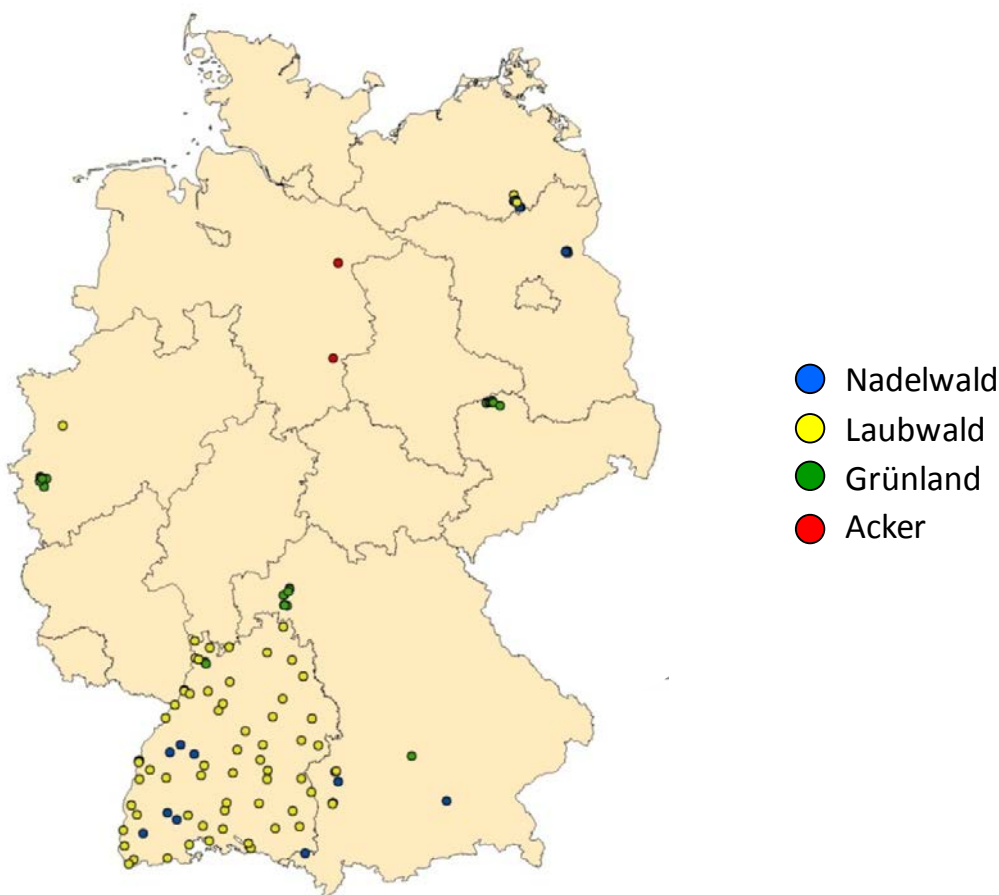


Abb. 5.1: Standorte an denen Collembolen gefangen wurden, in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung

Fast alle erfassten Standorte (93%) beinhalteten auch Angaben zum pH-Wert des jeweiligen Bodens. Fast die Hälfte hiervon (46%) waren basische bis schwach saure Böden. Collembola aus stark sauren Böden wurden nur selten erfasst (ca. 6%). Der pH-Wertbereich der bei der Collembolenerfassung mit untersuchten Böden reflektiert wiederum die Tatsache, dass die

meisten dieser Daten aus Wäldern und Grünlandstandorten stammten. Bei drei Vierteln der Standorte (75%) waren auch Daten zur Bodenart (Textur) vorhanden. Hierbei waren die meisten Böden (69%) Schluff- oder Lehmböden. Rund ein Drittel dieser Böden (29%) repräsentierte Sande, wohingegen nur wenige stark tonige Böden (ca. 2%) erfasst wurden.

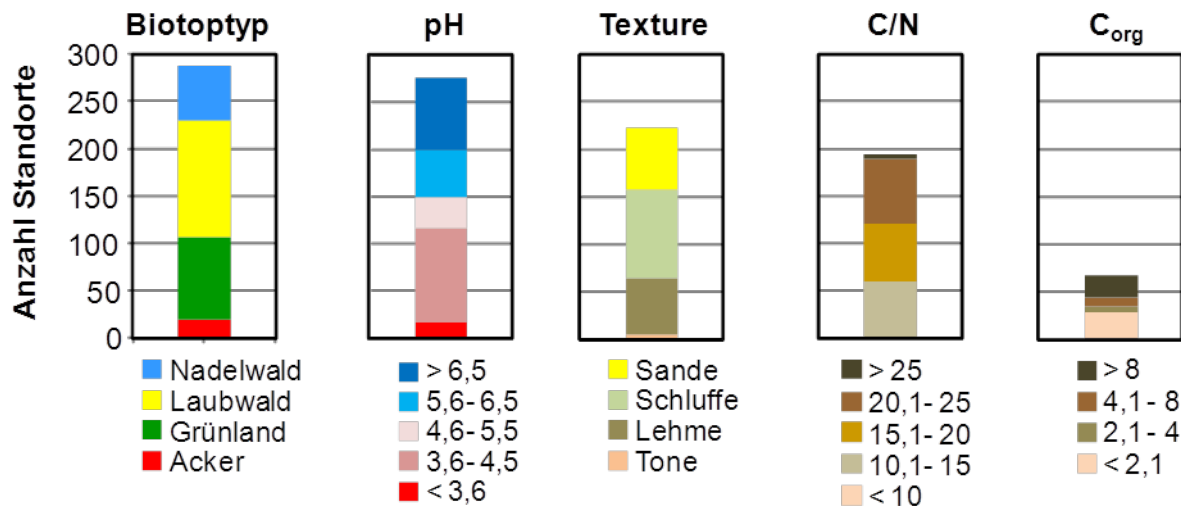


Abb. 5.2: Anzahl der Standorte, zu denen Collembolendaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biototyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart), C/N-Verhältnis und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt (siehe Farbskalen)

Eine Charakterisierung des organischen Materials der Böden war bei den Collembolen-Standorten selten vorhanden. Beispielsweise war nur bei 22% der Standorte der Gehalt an organischem Kohlenstoff erfasst. Demgegenüber standen für knapp 65% der Standorte Angaben zum C/N-Verhältnis des Bodens zur Verfügung. Der Gehalt an Kohlenstoff und Stickstoff war offenbar erhoben worden, aber die Daten hierzu waren nur äußerst selten angegeben worden. Wiederum wären bei einer besseren Datenlage bzw. Erfassung von Collembolen aus Boden-Dauerbeobachtungsflächen vermutlich mehr diesbezügliche Daten zu erwarten gewesen.

5.2 Vorstellung der Einzelartebene (Beispiele)

Die häufigsten Collembolenarten sind oft in verschiedenen Biototypen weit verbreitet (eurytop und euryök) (Wolters 2001). Somit liegt die Vermutung nahe, dass sie breite ökologische Toleranzen aufweisen. Gute Indikatorarten kommen jedoch nur unter bestimmten Umweltbedingungen vor und weisen somit eher schmale ökologische Toleranzen auf (stenök). Solche Arten sind relativ selten bei den Collembola. Gleichwohl gibt es auch bei den weiter verbreiteten

Arten solche, die sowohl eine breite ökologische Toleranz als auch ein Optimum für gewisse Umweltbedingungen besitzen. Ein verstärktes Zusammenkommen solcher Arten kann Hinweise auf bestimmte Habitatzustände geben. Weiterhin gibt es sog. Schwesterarten, die oft unterschiedliche Schwerpunkte in ihrem Vorkommen aufweisen. Auch die Vorkommensparameter der einen oder anderen dieser Arten kann für Differentialdiagnosen bei bodenzoologischen Standortanalysen herangezogen werden. Deshalb sind diese Arten bei den vorliegenden Analysen der ökologischen Präferenzen und der Verbreitung von einzelnen Arten von besonderem Interesse.

Bei der Mehrzahl der in *Bo-Info* erfassten Arten war die Datenlage (inklusive Angabe zu Fundortparametern) zu gering, um eine aussagekräftige Analyse ihrer ökologischen Präferenzen vornehmen zu können. Deshalb wurden die Analysen zu den einzelnen Arten v.a. bei den häufigeren Arten vorgenommen. Als „häufig“ wurden hierbei Arten definiert, die auf über 20% der Standorte vorkamen (frequent) und/oder mit mehr als 1% der in der *Bo-Info* erfassten Gesamtindividuenzahl der Collembola vertreten waren (dominant). Die Herstellung der Verteilungskarten und die Diagramme zu einzelnen Habitateigenschaften erfolgten wie im Kapitel 3.9 beschrieben. Hierzu einschränkend wurden aufgrund der mangelnden Daten zum Gehalt an organischem Kohlenstoff in Boden (C_{org}) stattdessen die Angaben zum C/N-Verhältnis im Boden ausgewertet. Außerdem es gab in den in *Bo-Info* zur Verfügung stehenden Daten keinen Collembolenstandort mit einem Boden-C/N-Verhältnis unter 10, so dass diese Wertebereiche bei der Einzelartbetrachtung völlig fehlen.

Im Folgenden werden ausgewählte Beispiele der Einzelart-Analysen dargestellt, um die Stärken und Schwächen dieser Art der Datenbetrachtung aufzuzeigen. Nur wenige Arten werden gezeigt, die absolut keine ökologischen Präferenzen aufweisen, obwohl es solche durchaus gab (siehe unten). Da Collembolen unterschiedliche Lebensformen aufweisen (Kap. 4.2.1), werden jeweils Vertreter von epedaphischen, hemiedaphischen und euedaphischen Arten vorgestellt.

Eine relativ häufig vorkommende epedaphische Art stellt *Lepidocyrtus lignorum* (Fabricius, 1775) dar. Sie wurde auf 119 der 269 Standorte erfasst (Abb. 5.3 links). Diese Spezies kam nicht in Äckern vor, aber fast gleichmäßig verteilt bei den anderen drei Nutzungsformen (Abb. 5.3 rechts). Sie zeigt eine leichte Bevorzugungstendenz für eher saure Böden, aber keine Präferenz bezüglich Boden-C/N-Verhältnis oder Bodenart.

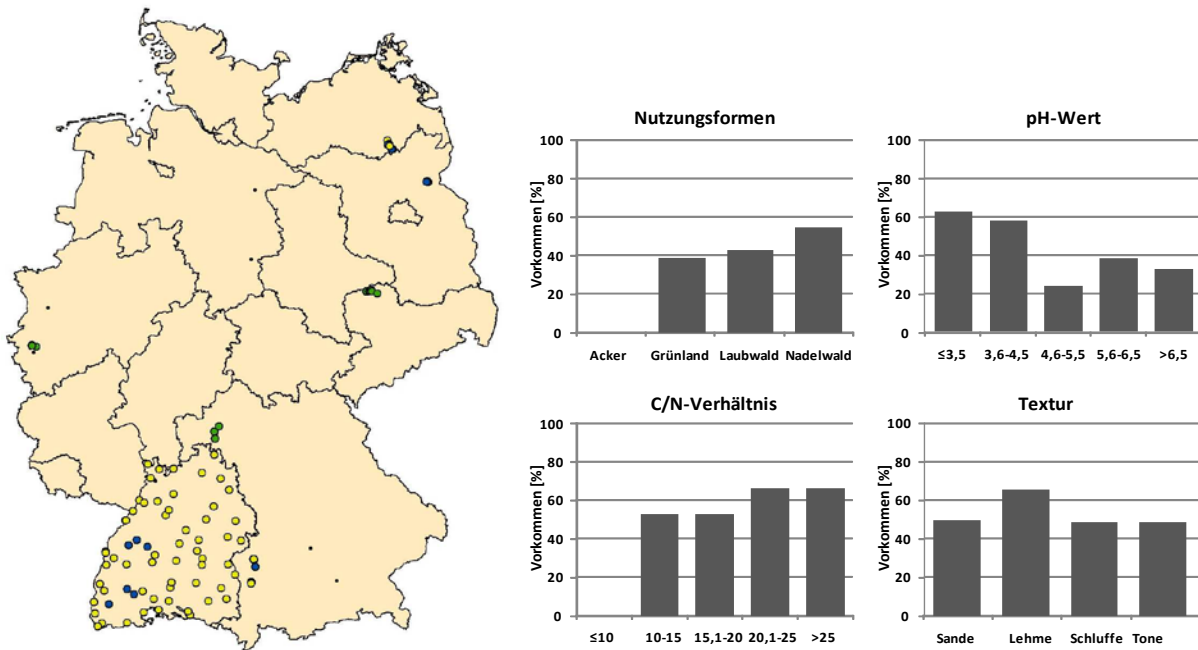


Abb. 5.3: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Lepidocyrtus lignorum*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collemboleproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *L. lignorum* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsfaktorklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

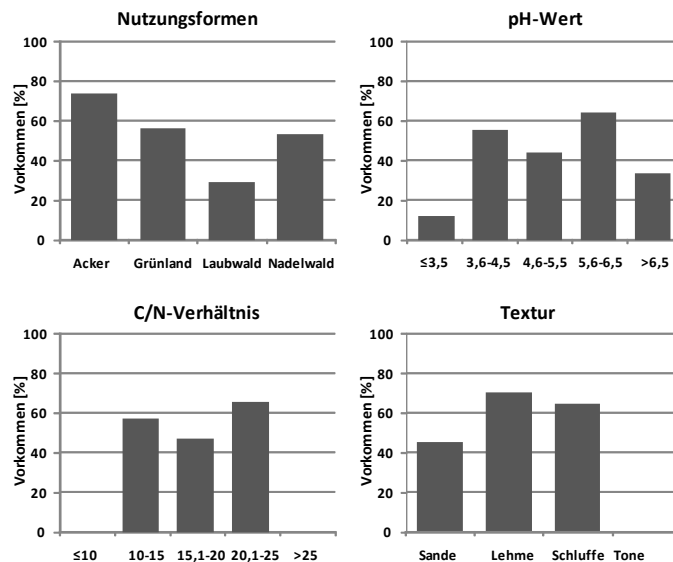


Abb. 5.4: Relatives Vorkommen von *L. cyaneus* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsfaktorklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Eine eng verwandte Art repräsentiert *Lepidocyrtus cyaneus* Tullberg, 1871, die auf 110 Fundorten nachgewiesen wurde. Im Gegensatz zu der vorherigen Art kommt sie vergleichsweise häufig auf Ackerböden vor. In stark sauren Böden tritt sie seltener auf (Abb. 5.4), meidet Böden

mit organischem Material niedriger Qualität (sehr hohe C/N-Verhältnisse) und offensichtlich auch tonige Böden. Somit lassen sich bei einzelnen Habitatparametern Unterschiede zwischen diesen zwei Arten erkennen.

Isotoma viridis Bourlet, 1839 ist ebenfalls eine bekannte epedaphische Art, die zwar nur auf 68 Fundorten erfasst wurde, die jedoch fast ausschließlich Grünlandstandorte darstellen (Abb. 5.5). Sie kommt sehr selten auf sauren Böden vor, scheint mit leichter Tendenz niedrige C/N-Verhältnisse zu bevorzugen (was möglicherweise nur die Präferenzen auf Grünlandstandorten widerspiegelt) und zeigt keine Präferenz bezüglich der Bodenart. Dieser Art könnten demnach durchaus spezifische Indikatorwerte zugewiesen werden.

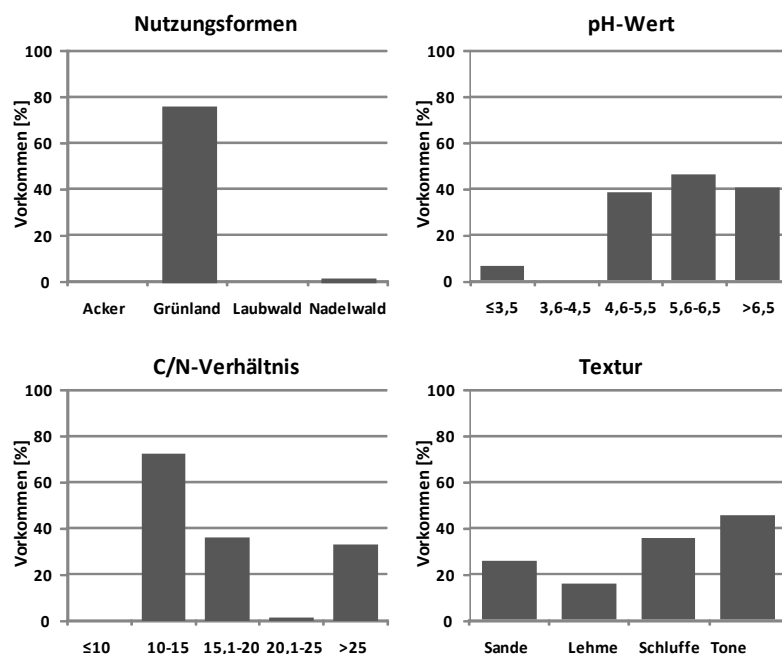


Abb. 5.5: Relatives Vorkommen von *Isotoma viridis* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Eine häufige epedaphische Kugelspringer-Art ist *Sminthurinus aureus* (Lubbock, 1862). Sie wurde auf 107 Fundorten erfasst, die hauptsächlich, aber nicht ausschließlich Grünlandstandorte darstellen (Abb. 5.6 links). Sie wurde nicht in den Acker-Fundorten angetroffen, und scheint innerhalb der Wald-Standorte eher lichte Wälder zu bevorzugen. Sie weist eine leichte Präferenz für hohe pH-Werte und niedrige C/N-Verhältnisse im Boden auf (Abb. 5.6 rechts), jedoch keine Präferenz für spezifische Bodenarten.

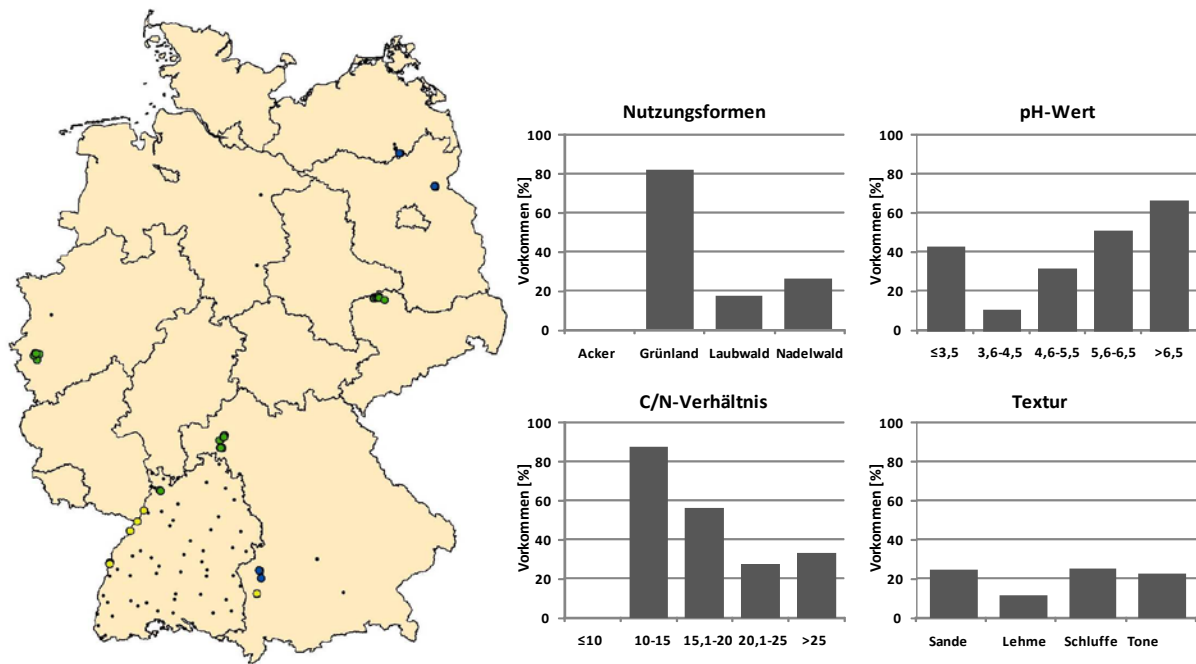


Abb. 5.6: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Sminthurinus aureus*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collembolenproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *S. aureus* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Eine sehr weitverbreitete hemiedaphische Art stellt *Parisotoma notabilis* (Schäffer, 1896) dar. Sie wurde auf 236 der 296 Fundorte vorgefunden und wies dabei keine Präferenz für irgendeine Nutzungsform auf, außer dass sie in den erfassten Ackerstandorten nicht gefunden wurde (Abb. 5.7). Sie kam hinsichtlich der Bodenparameter in allen Wertebereichen gleichmäßig häufig vor, mit Ausnahme von Sanden, die sie eher zu meiden scheint. Dadurch kann mit *P. notabilis* eine Art identifiziert werden, die sehr euryök und eurytop ist und kaum einen Indikatorwert aufweist. Andere, ähnlich euryöke und eurytope Arten wurden identifiziert, die aber im Einzelnen hier nicht dargestellt werden (z. B. *Sphaeridia pumilis* (Krausbauer, 1898), *Friesea mirabilis* (Tullberg, 1871) oder *Protaphorura armata* (Tullberg, 1869)). Indikatorisch kann eher ihr mangelndes Auftreten von Nutzen sein. Es muss aber kritisch angemerkt sein, dass taxonomische und Bestimmungsschwierigkeiten bei allen diesen Arten auftreten können, so dass ihre mangelnde Präferenzen u. U. darauf zurückzuführen sein können, dass mehrere (unter Umständen kryptische) Arten unerkannt unter ein und demselben Artnamen in *Bo-Info* vertreten sind.

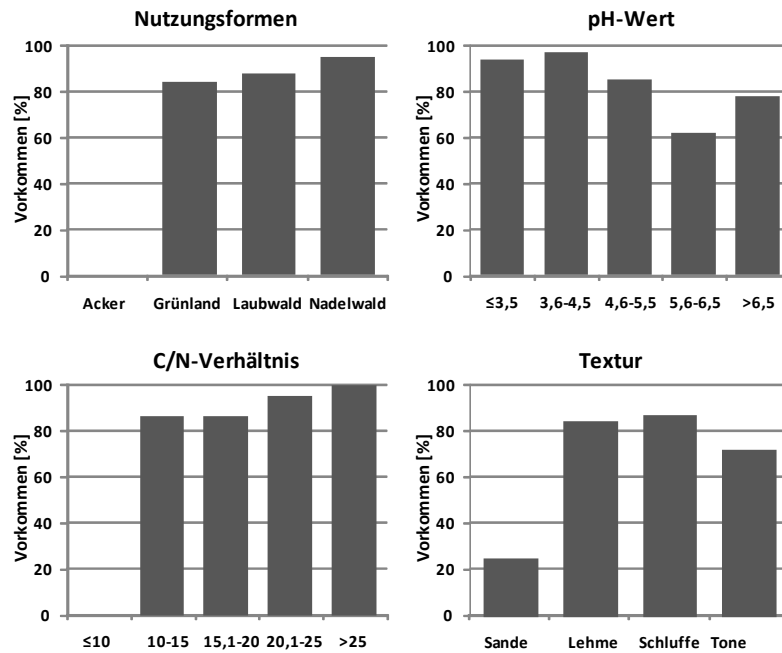


Abb. 5.7: Relatives Vorkommen von *P. notabilis* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Eine weitere bekannte hemiedaphische Art ist *Folsomia quadrioculata* (Tullberg, 1871), die auf 137 Fundorten erfasst wurde (Abb. 5.8 rechts). Sie kam in allen untersuchten Nutzungsformen vor, dabei relativ häufig auf Ackerstandorten (Abb. 5.8 links). Aus ihren Parameterangaben lassen sich keine Präferenzen für bestimmte Boden-pH Bereiche ableiten, lediglich eine leichte Tendenz zur Bevorzugung mittlerer C/N-Verhältnisse und gröberer Bodentexturen. Demgegenüber wurde ihre Schwesterart *Folsomia manolachei* Bagnall, 1939 auf weit weniger Fundorten (62) nachgewiesen, und dabei nie in Ackerböden (Abb. 5.9). Sie wies zwar keine Präferenz für spezifische Bodenwerte auf, aber im Vergleich zu *F. quadrioculata* kam sie weniger häufig in sauren Böden oder bei hohen C/N-Verhältnissen vor und scheint eine leichte Präferenz für feine Bodentexturen zu haben. Somit lassen auch diese Schwesterarten feine Unterschiede in ihrem Vorkommen und ihren ökologischen Präferenzen erkennen, die diagnostisch ausgewertet werden können.

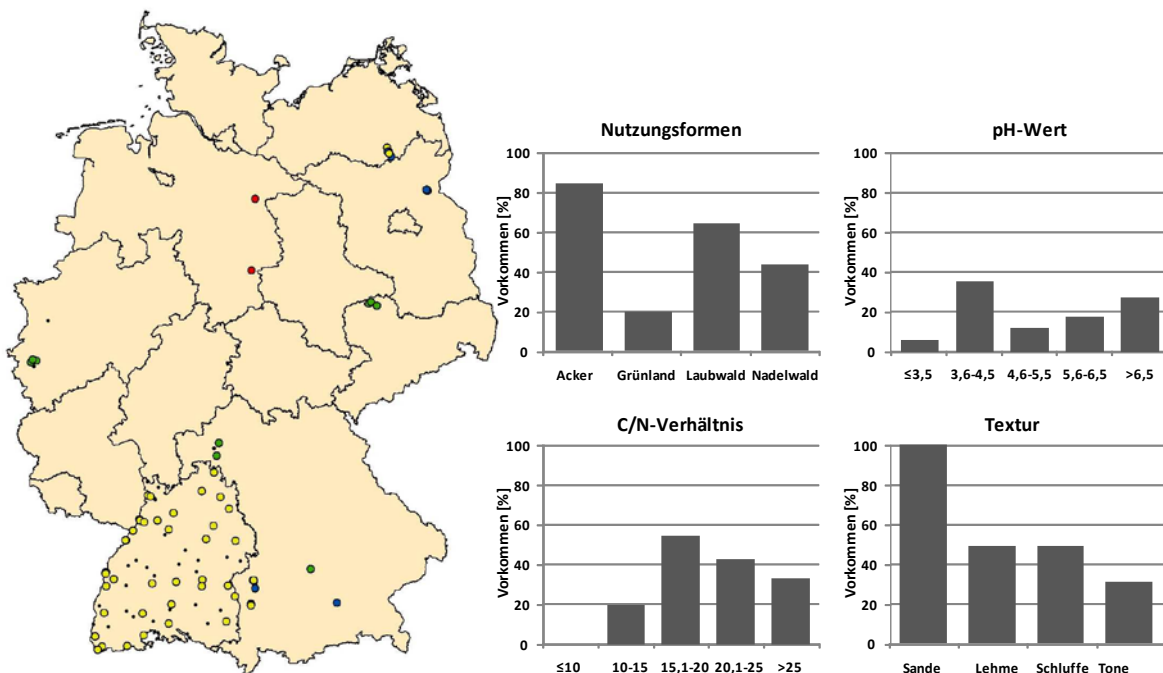


Abb. 5.8: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Folsomia quadrioculata*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collembolenproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *F. quadrioculata* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

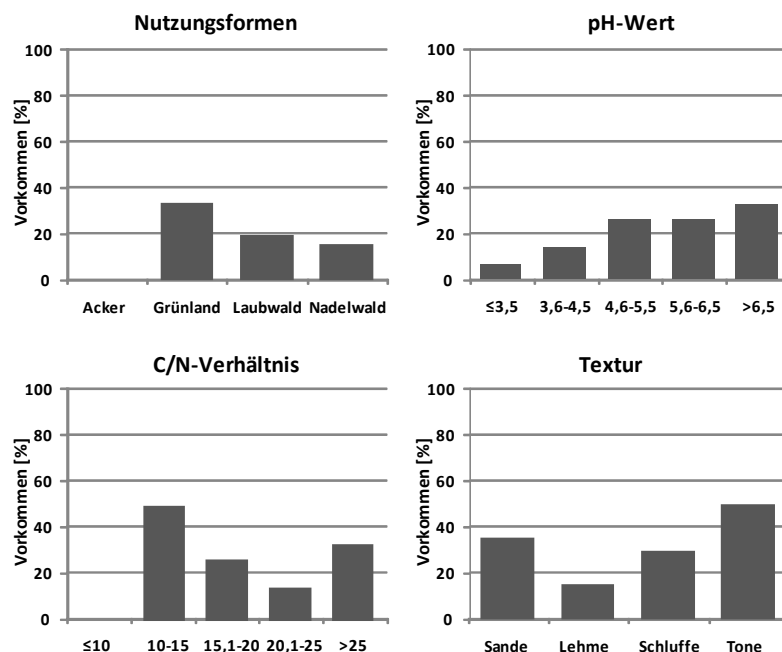


Abb. 5.9: Relatives Vorkommen von *F. manolachei* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Als weitere häufige hemiedaphische Art kann *Isotomiella minor* (Schäffer, 1896) genannt werden, die auf 176 Fundorten erfasst wurde. Sie kam eindeutig bevorzugt in Wäldern vor und

zeigt eine deutliche Präferenz für saure Böden und hohe C/N-Verhältnisse, obwohl sie in allen Wertebereichen vorkommt (Abb. 5.10). Es können keine Unterschiede in ihrem Vorkommen bzgl. der Bodenart gezeigt werden, außer einem leichten Meiden von Tonböden.

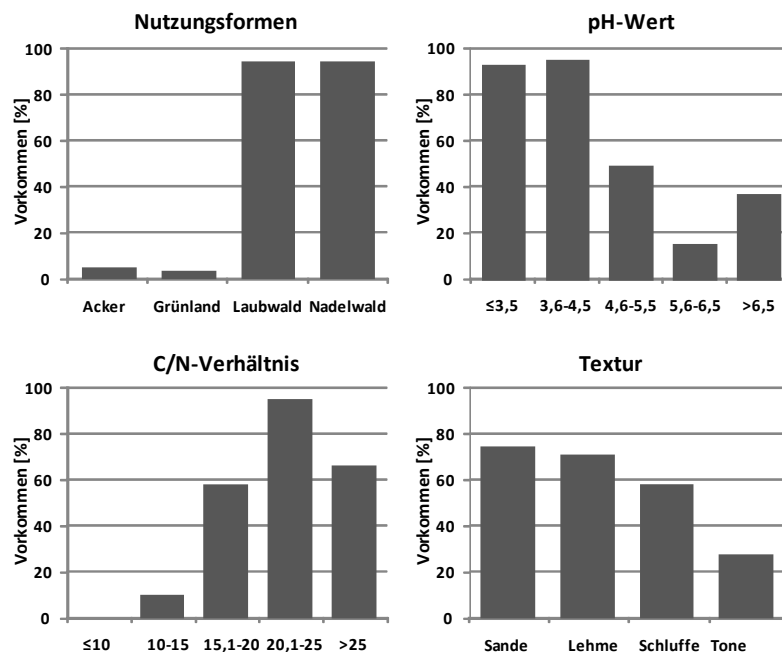


Abb. 5.10: Relatives Vorkommen von *I. minor* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Als weniger mobiler hemiedaphischer Vertreter der Poduromorpha wird hier *Ceratophysella denticulata* Bagnall, 1941 dargestellt. Die Art wurde lediglich auf 39 Fundorten erfasst, die ausschließlich Waldstandorte darstellen. Die Art bevorzugt deutlich niedrige pH-Bereiche und hohe C/N-Verhältnisse (Abb. 5.11), zeigt aber keine Präferenz für spezifische Bodenarten. Trotz der relativ wenigen Fundorte ist diese Art ein Beispiel für eindeutig enge ökologische Präferenzen.

Unter den euedaphischen Arten ist *Megalothorax minimus* Willem, 1900 relativ weit verbreitet. Sie kam auf 212 der in *Bo-Info* erfassten Collembolenfundorte vor. Die Art wurde in allen Nutzungsformen nachgewiesen, wobei sie Ackerstandorte eher zu meiden scheint, und zeigte keinerlei Präferenz für spezifische pH- oder C/N-Bereiche (Abb. 5.12). Sie wurde lediglich in Tonböden vergleichsweise seltener nachgewiesen.

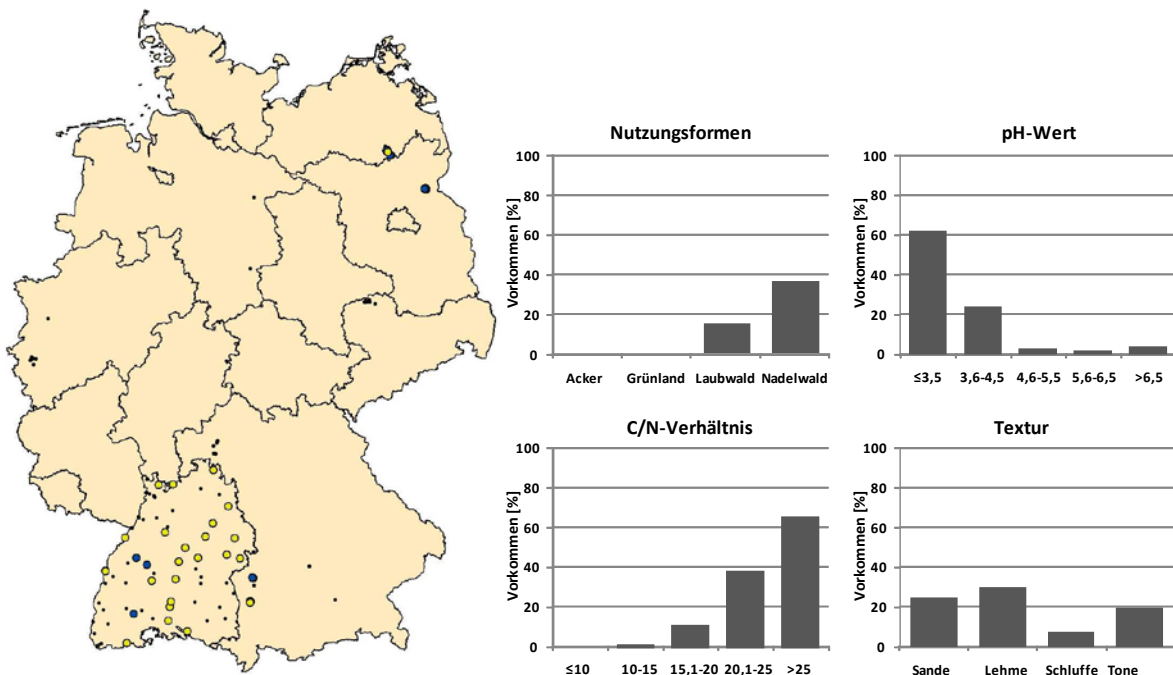


Abb. 5.11: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Ceratophysella denticulata*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collemboleproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *C. denticulata* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

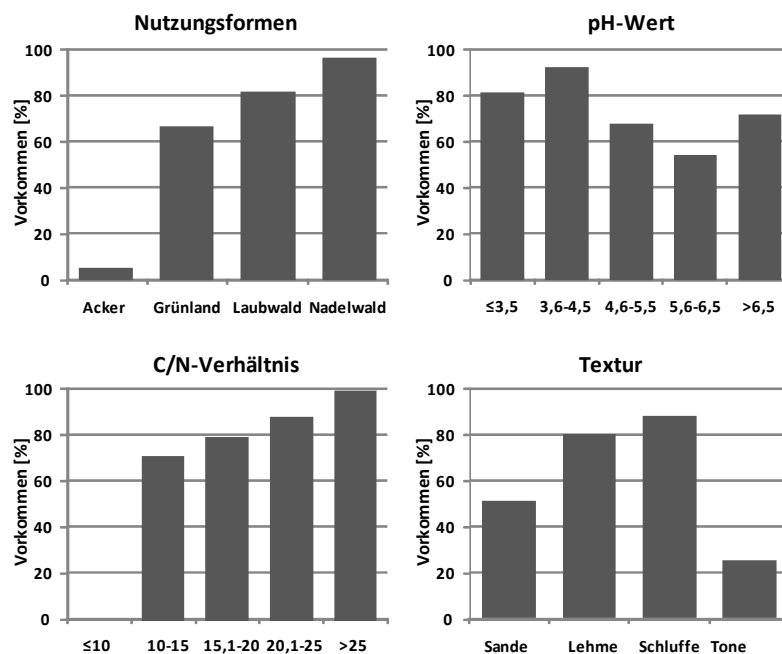


Abb. 5.12: Relatives Vorkommen von *M. minimus* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Obwohl die euedaphische Art *Supraphorura furcifera* (Börner, 1901) nur auf 46 Standorten vorgefunden wurde (Abb. 5.13 rechts), zeigte sie eindeutige Präferenzen für gewisse Habitat-

parameter. Beispielsweise kam sie bevorzugt in Wäldern, bei niedrigen pH-Werten und hohen C/N-Verhältnissen vor (Abb. 5.13 links). Nur Sandböden meidet sie.

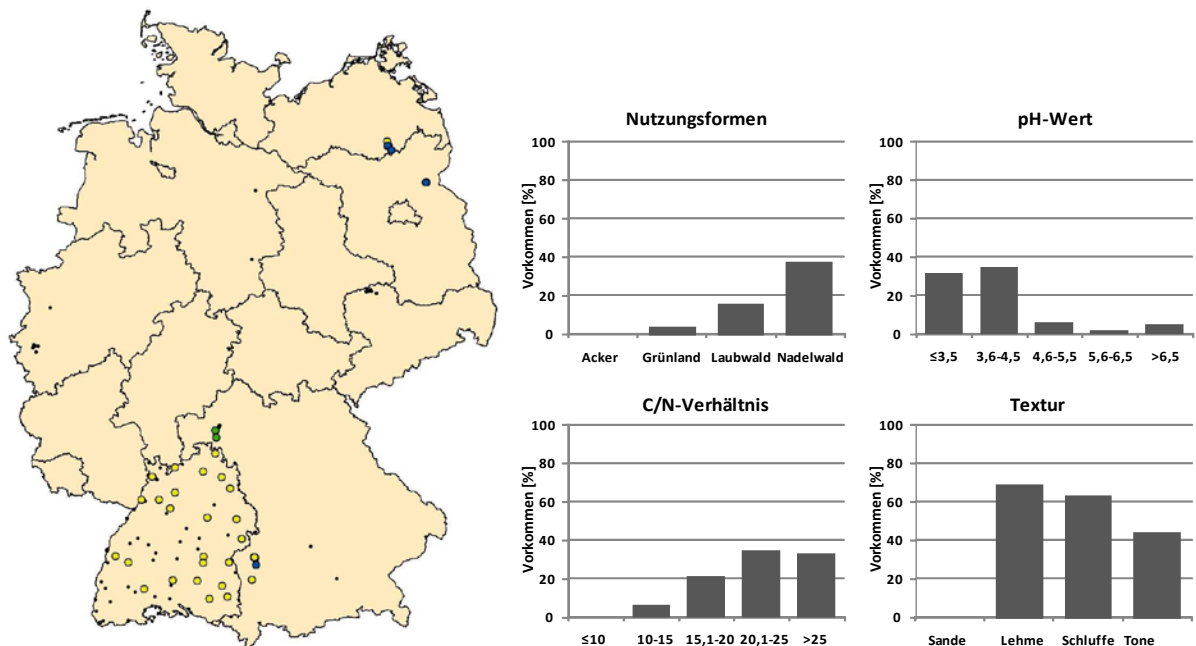


Abb. 5.13: Links: Übersichtskarte der Fundorte von *Supraphorura furcifera*. Darstellung des Biotoptyps der Fundorte wie in Abb. 5.1. In schwarz: Standorte, an denen Collemboleproben genommen wurden. Rechts: Relatives Vorkommen von *S. furcifera* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Eine der häufigsten euedaphischen Tullbergiiden ist *Mesaphorura macrochaeta* Rusek, 1976, die allerdings nur auf 79 der in *Bo-Info* vorhandenen Fundorte erfasst wurde). Diese Art zeigte keinerlei Präferenzen für irgendwelche Habitatparameter (Abb. 5.14), außer dass sie in den Ackerstandorten nicht erfasst wurde. Demgegenüber wies die häufige Schwesterart *Mesaphorura krausbaueri* Börner, 1901 andere Präferenzen auf. Sie wurde auf noch weniger Fundorten (40) nachgewiesen. Obwohl für sie meist keine deutlichen ökologischen Präferenzen nachgewiesen werden können, scheint sie im Vergleich zu *M. macrochaeta* doch eher in Waldböden, in den extremeren pH-Bereichen und bei mittleren C/N-Verhältnissen vorzukommen (Abb. 5.15). Offensichtlich bevorzugt sie auch lehmigere Böden und meidet Tonböden und Sande.

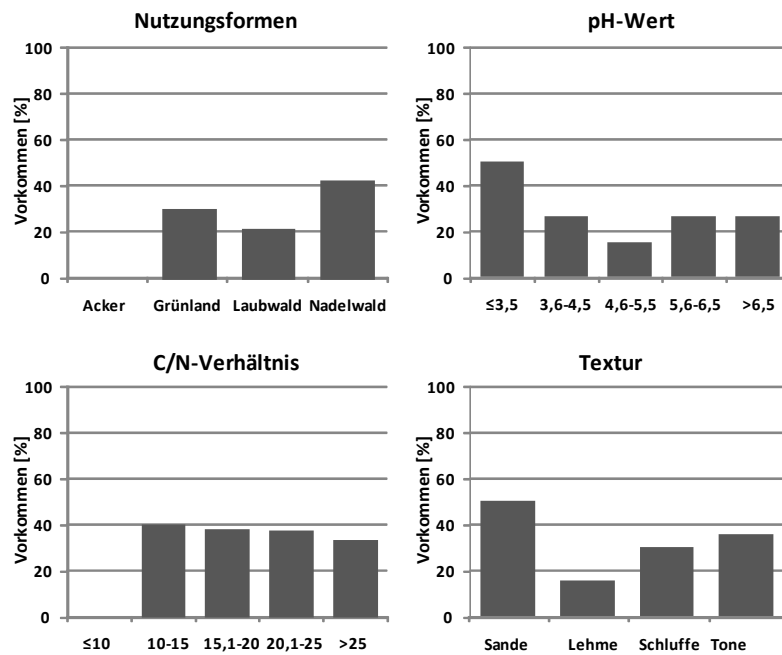


Abb. 5.14: Relatives Vorkommen von *M. macrochaeta* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

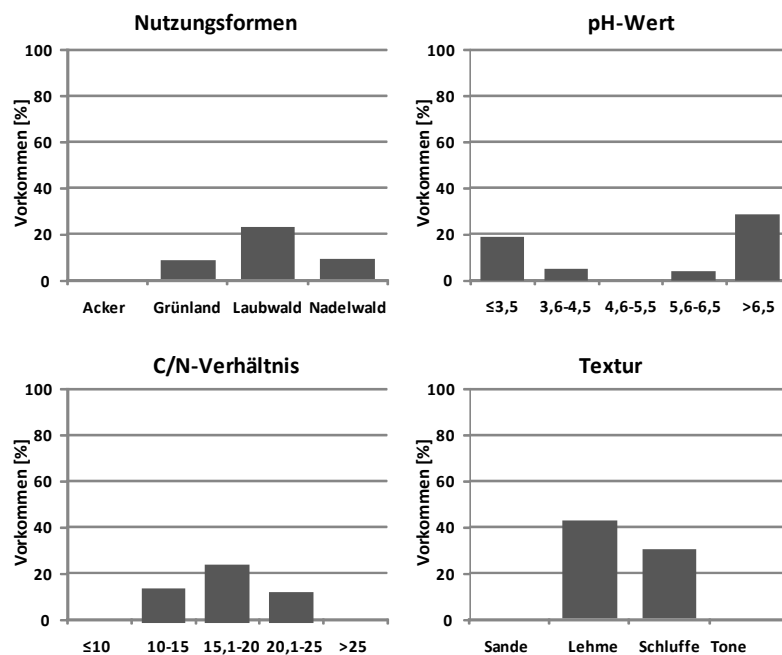


Abb. 5.15: Relatives Vorkommen von *M. krausbaueri* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Keine der betrachteten Arten zeigte einen geographischen Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der in *Bo-Info* erfassten Collembolenfundorte.

5.3 Vorstellung der autökologischen Ansprüche auf Gruppenebene

Bei der Ordnung der Einzelarten nach der Häufigkeit ihres Vorkommens in Bezug auf spezifische Habitatparameter waren Artengruppen zu erkennen, die ähnliche ökologische Präferenzen aufweisen (z.B. nach ihrem bevorzugten Vorkommen in den Haupt-Biototypen). Einige Arten wiesen keine Präferenzen auf und waren in allen Nutzungsformen zu finden (Abb. 5.16 links). Viele Arten wurden jedoch nicht oder kaum im Acker nachgewiesen, dafür relativ gleichmäßig in allen anderen Biototypen (Abb. 5.16 Mitte). Zudem gab es Arten, die hauptsächlich in Wäldern oder Grünland erfasst wurden (Abb. 5.16 rechts).

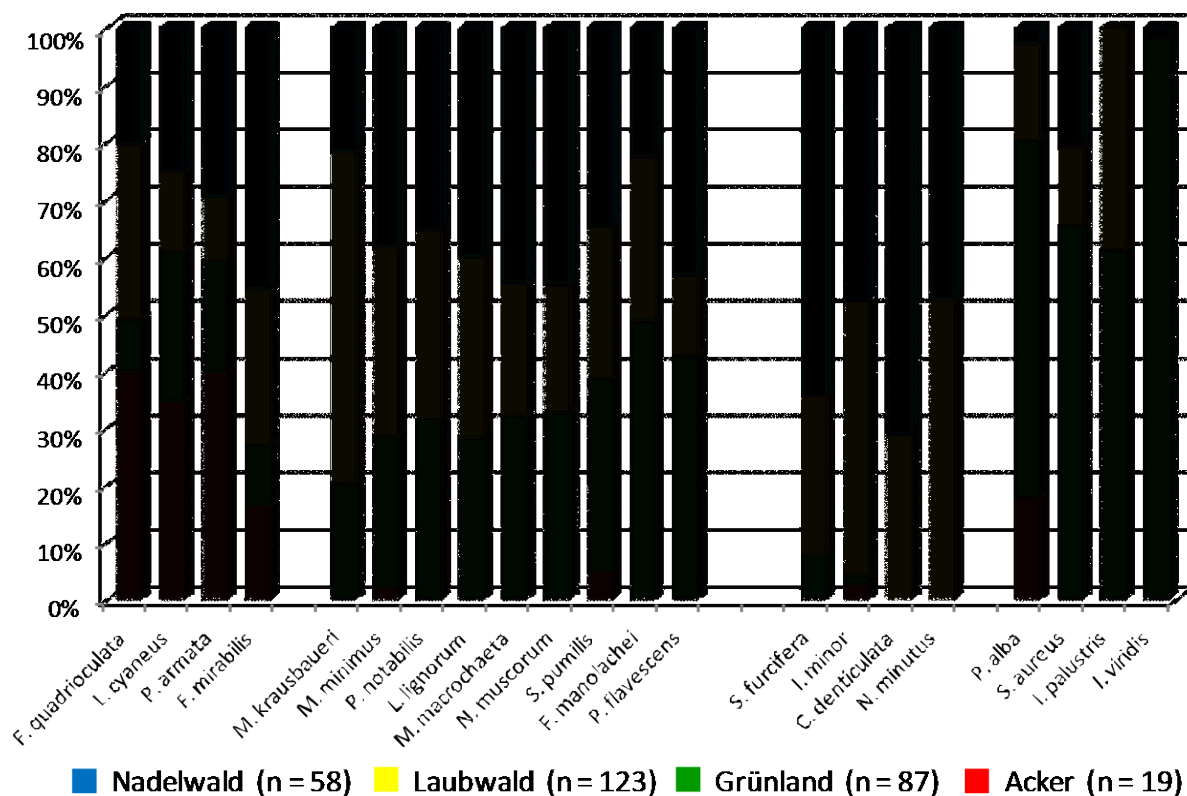


Abb. 5.16: Auftreten von 21 Collembolenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biototypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

Gemäß ihren Präferenzen für einen bestimmten Boden-pH können drei Hauptgruppen von Arten identifiziert werden. Die Mehrzahl der Arten ließ keine eindeutige Bevorzugung für spezifische pH-Bereiche erkennen (Abb. 5.17 links). Andere Arten kamen verstärkt in sauren Böden vor (Abb. 5.17 Mitte) und sind somit unter Umständen azidophil. Wiederum andere Arten schienen saure Böden zu meiden und wurden eher in schwach sauren bis basischen Böden erfasst (Abb. 5.17 rechts) und sind somit wahrscheinlich azidophob.

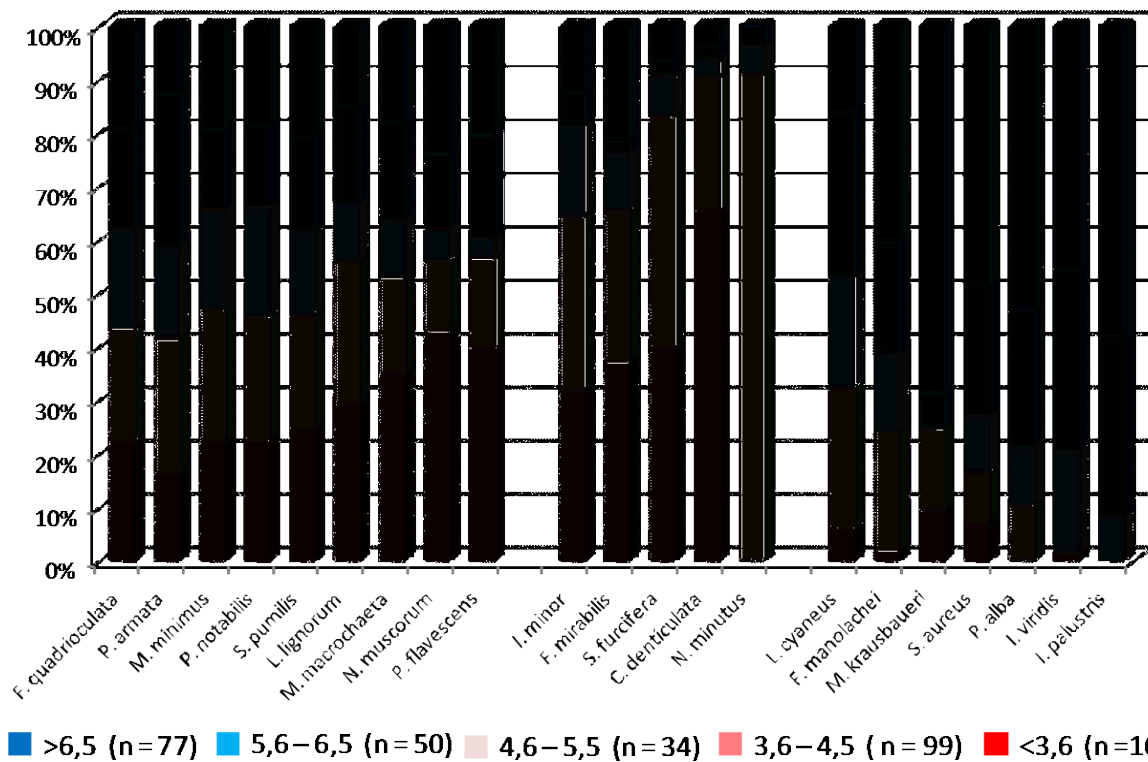


Abb. 5.17: Auftreten von 21 Collembolenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des pH-Werts im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3 (n = Anzahl der Collembolenfundorte aus dem angegebenen pH-Bereich).

Da bei den Collembola die Datenlage für eine genaue Charakterisierung der ökologischen Toleranzen in Bezug auf organisches Material im Boden (z. B. Gehalt an Kohlenstoff oder Stickstoff) nicht ausreichte, wurden stellvertretend für die Qualität des organischen Materials im Boden die Arten nach ihrem Vorkommen bei unterschiedlichen Boden-C/N-Verhältnissen betrachtet. Hierbei ergaben sich wenige Unterschiede zwischen den Arten. Die meisten Spezies zeigten keine Bevorzugung für spezifische C/N-Bereiche (Abb. 5.18 links). Einige Arten wurden allerdings öfter in Böden mit einem hohen C/N-Verhältnisse erfasst (Abb. 5.18 Mitte). Keine Art zeigte eine deutliche Bevorzugung für niedrige C/N-Verhältnisse im Boden, obwohl einige hierzu eine leichte Tendenz aufwiesen (Abb. 5.18 rechts).

Deutlicher waren die Präferenzen für gewisse Bodentypen. Die Mehrzahl der Arten war ähnlich häufig in allen Haupt-Bodentypen zu finden und zeigte somit keine Präferenz (Abb. 5.19 links). Einige Arten schienen tonige Böden zu meiden (Abb. 5.19 mitte), während andere Arten eher feinerkörnige Böden bevorzugten (Abb. 5.19 rechts). Dabei gibt es durchaus fließende Übergänge (vgl. den Unterschied zwischen *P. alba* und *S. aureus*).

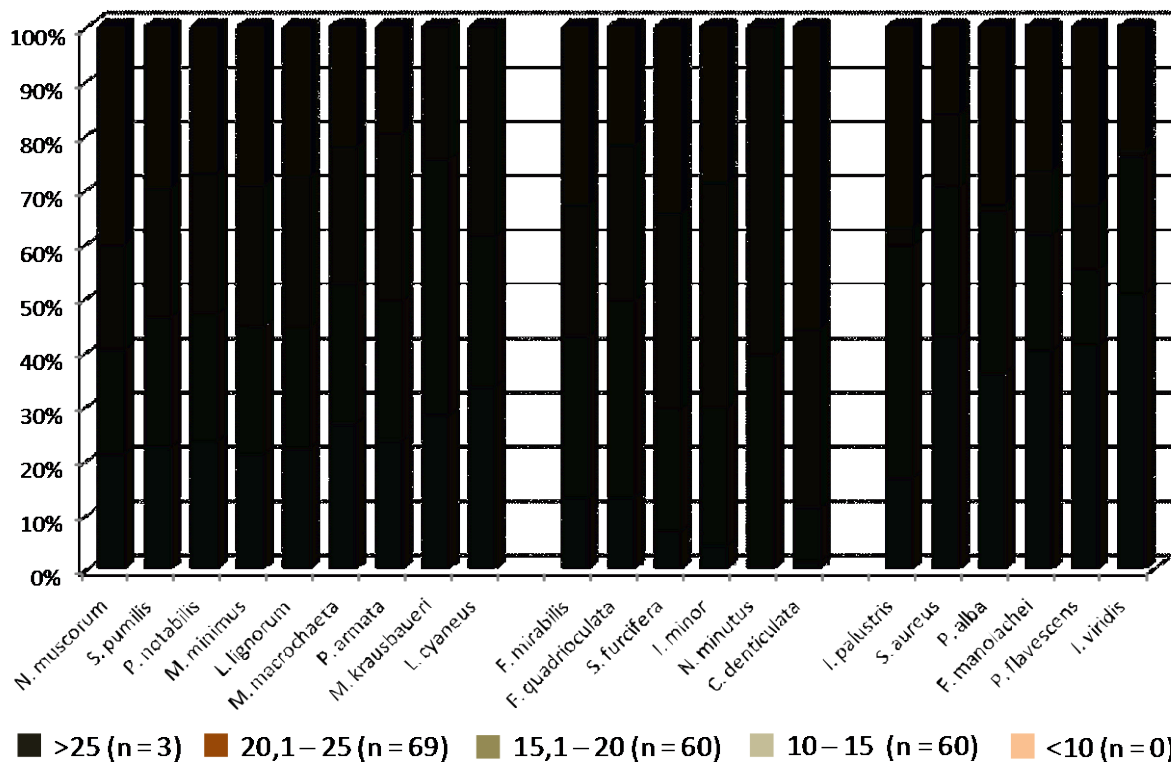


Abb. 5.18: Auftreten von 21 Collembolenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des C/N-Verhältnisses im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3 (n = Anzahl Collembolenfundorte aus dem angegebenen C/N-Wertebereich).

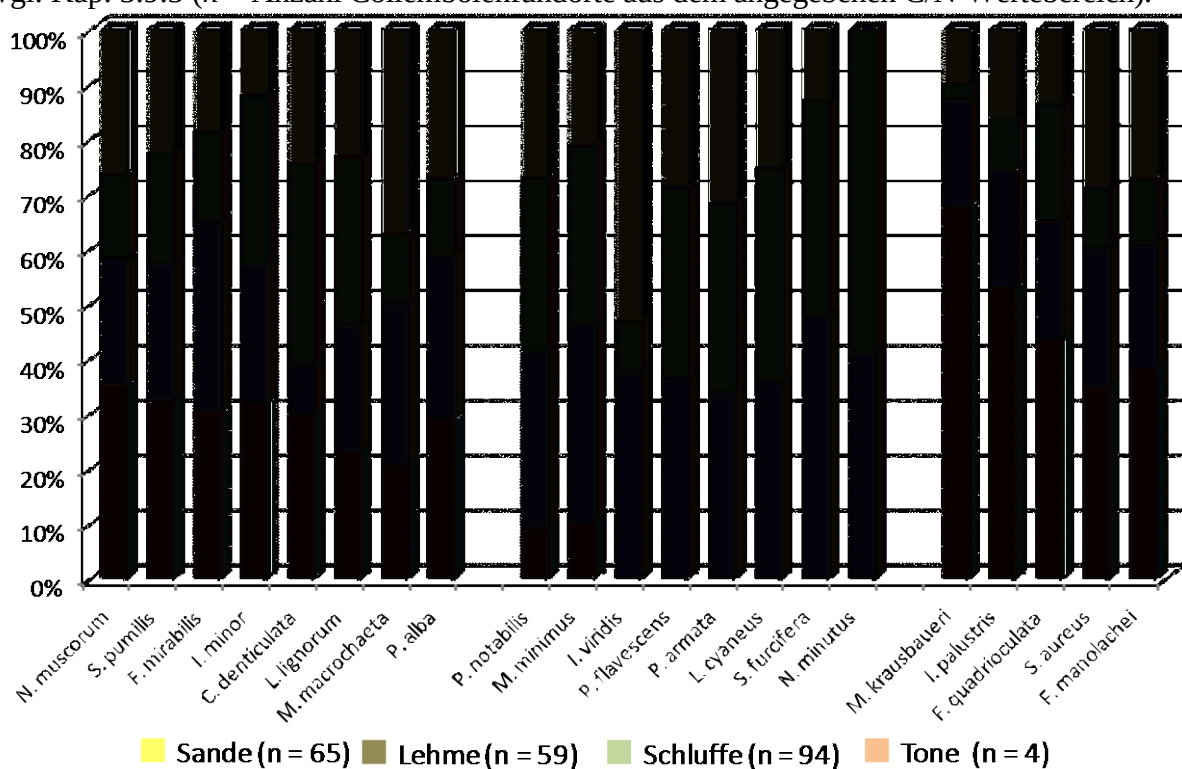


Abb. 5.19: Auftreten von 21 Collembolenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen der Bodentextur; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3 (n = Anzahl Collembolenfundorte mit dem angegebenen Bodentyp).

5.4 Vorstellung der Gemeinschaftsebene (Multivariate Auswertung)

Für die Datengrundlage der multivariaten Auswertungen wurden aus der *Bo-Info* Datenbank die Abundanzdaten aller erfassten Collembolenarten (Mittelwerte pro Jahr, stets auf Individuen pro m² standardisiert) für jeden erfassten Standort (unabhängig vom jeweiligen Erfassungsdatum) in einer Kreuztabelle (Art x Standort) extrahiert. Im seltenen Fall, dass Daten eines Standorts aus mehreren Jahren vorhanden waren, wurden Mittelwerte gebildet. Für die Hintergrundparameter („erklärende Umweltwerte“) der Analysen wurde eine entsprechende Kreuztabelle mit den in Tab. 5.1 angegebenen Faktoren aus der *Bo-Info* Datenbank extrahiert. Da die Collembolendaten nur aus wenigen Gebieten Deutschlands stammten, mussten hierbei nur vier biogeographische Regionen berücksichtigt werden. Bei den Bodentypen wurden die verschiedenen Angaben aus *Bo-Info* in die in Tab. 5.1 angegebenen zehn Kategorien eingegliedert. Für die Bodenart-Daten wurde aus den Angaben zu Korngrößenverteilung bzw. Bodenart der jeweiligen Standorte in *Bo-Info* einer der in Tab. 5.1 angegebenen vier Hauptbodenarttypen zugeordnet. Bei beiden Faktoren wurde die Eingliederung in die verschiedenen Hauptkategorien anhand der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) vorgenommen. Bei den Abundanzdaten der Collembolen ergaben sich bei ersten Testverfahren mit Korrespondenzanalysen (Detrended) stets Gradientlängen von > 4 , was auf unimodale Verteilungen der Daten hinweist. Daraufhin wurden bei den multivariaten Auswertungen nur unimodale ([Canonical] Correspondence Analyses) statt linearer Verfahren (z. B. Principle Component Analyses) angewandt.

Die Verwendung aller Standorte und aller Arten in diesen Analysen ergab stets extrem schiefe Ordinationsdiagramme. Fast alle Standorte ordneten sich zu Clustern zusammen sowie nah am Ursprung aller Korrespondenzachsen, während wenige einzelne Standorte (ca. 10) sich extrem rechts in den Diagrammen aufreiheten. Diese Standorte repräsentierten Extremstandorte (z. B. xerotherme Sandrasen u. ä.), und ihre Collembolenfauna unterschied sich von den restlichen in *Bo-Info* erfassten Standorten fast vollkommen. Dadurch könnte einerseits durchaus eine spezifische Zusammensetzung von Collembolenarten für derartige Extremstandorte identifiziert werden. Andererseits dominierten diese die Ergebnisse der Korrespondenzanalysen so stark, dass eine Trennung der restlichen Standorte nicht mehr möglich war. Deshalb wurden im weiteren Analysenverlauf diese Extremstandorte ausgefiltert.

Tab. 5.1: Liste der bei den Korrespondenzanalysen verwendeten „erklärenden“ Umweltvariablen. Bei den ersten fünf Faktoren wurden kategorische Variablen mit den unter den Faktoren angegebenen „Dummy-Variablen“ verwendet. Bei den letzten drei Faktoren wurden die genauen Messwerte verwendet.

Biogeo. Region	Biotop- typ	Bodentyp	Boden- art	Humus- form	Boden- pH	Gehalt org. C	C/N- Verh.
Region-3	Laubwald	Rendzinen	Sand	Mull	Genauer Wert	Genauer Wert	Genauer Wert
Region-4	Nadelwald	Parabraun- erden	Lehm	Moder			
Region-7	Grünland	Braunerden	Ton	Roh- humus			
Region-8	Acker	Terreae fuscae Auenböden Pelosole Pseudogleye Gleye Podsole Kolluvisole	Schluff				

Weiterhin wurden Collembolenarten ausgefiltert, die nur mit einzelnen Individuen (< 4) im Gesamtdatensatz vertreten waren. Ihre Erfassung repräsentiert eher „Zufallsfunde“, wobei ein deutlicher Bezug zu spezifischen Habitatparametern nicht gewährleistet werden kann. Somit besteht die Gefahr, dass ihre Einbeziehung in die Analysen zu biologisch falschen Ergebnissen führen könnte. Die weiteren Analysen fanden deshalb mit einem reduzierten Datensatz von 287 Standorten und 206 Collembolenarten statt.

Bei reinen unconstrained correspondence analyses (indirekte Gradientanalysen) ohne Einbeziehung der Umweltdaten ergaben sich drei Hauptcluster von Standorten (Abb. 5.20). Unten rechts ordneten sich fast alle Grünlandstandorte zusammen, die sich anhand ihrer Collembolenfauna somit gut abgrenzen ließen. Oben rechts reihte sich eine Anzahl von Laubwaldstandorten zusammen, die alle als Auenwälder, Erlenbruchwälder und dergleichen identifiziert werden konnten. Somit kann dieser Biototyp ebenfalls durch eine spezifische Collembolenfauna beschrieben werden. Alle weiteren Standorte konnten bei diesem Analyseverfahren jedoch nicht getrennt werden; v.a. die wenigen Ackerstandorte grenzten sich nicht von den anderen Biototypen ab. Dieses Problem erstreckte sich auf alle weiteren Ordinations-

ergebnisse, so dass im weiteren Analysenverlauf ausschließlich Kanonische (constrained) Korrespondenzanalysen (= direkte Gradientanalysen) angewendet wurden.

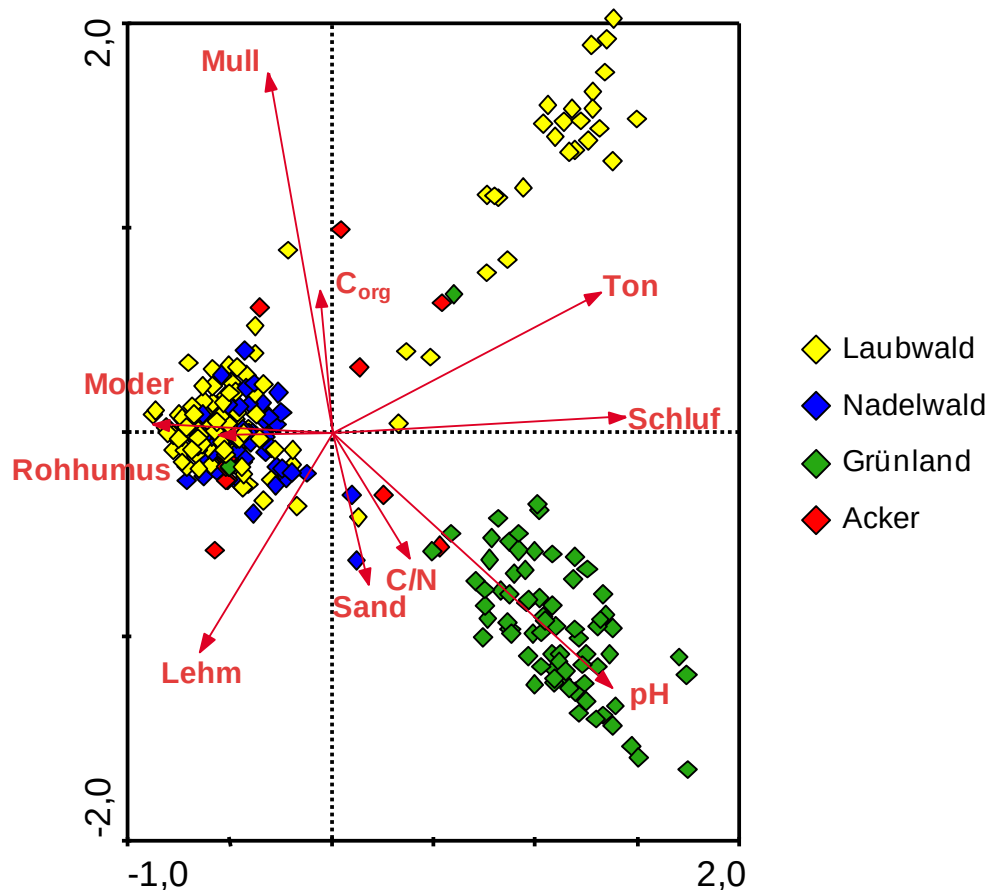


Abb. 5.20: Unconstrained Korrespondenzanalyse (CA) mit allen Collembolenarten und Standorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrem Biototyp dargestellt.

Unter Verwendung aller Arten und Standorte ergab sich auch bei diesem Verfahren zunächst ein sehr ähnliches Bild (Abb. 5.21): Die Eigenwerte der beiden Hauptachsen waren ausreichend hoch (Achse 1: 0,343; Achse 2: 0,258); insgesamt konnten ca. 40% der Varianz im Datensatz erklärt werden (Achse 1: 23,1%; Achse 2: 17,3%). Grünlandstandorte und feuchte Wälder grenzten sich von den anderen Standorttypen wiederum gut ab, Ackerstandorte konnten aber immer noch nicht gut abgetrennt werden. Es ergaben sich außerdem deutliche Gradienten im Bezug auf die Bodenparameter. Beispielsweise ordneten sich die Vektoren für die verschiedenen Bodenarten oder Humusformen in unterschiedlichen Richtungen im Bezug auf die beiden dargestellten Achsen ein. Allerdings spiegelten diese Vektoren oft eher die Standortverhältnisse (z. B. tonige und schluffige Böden bei den Auen- und Bruchwäldern) denn die ökologische Präferenzen der Collembolenarten wider.

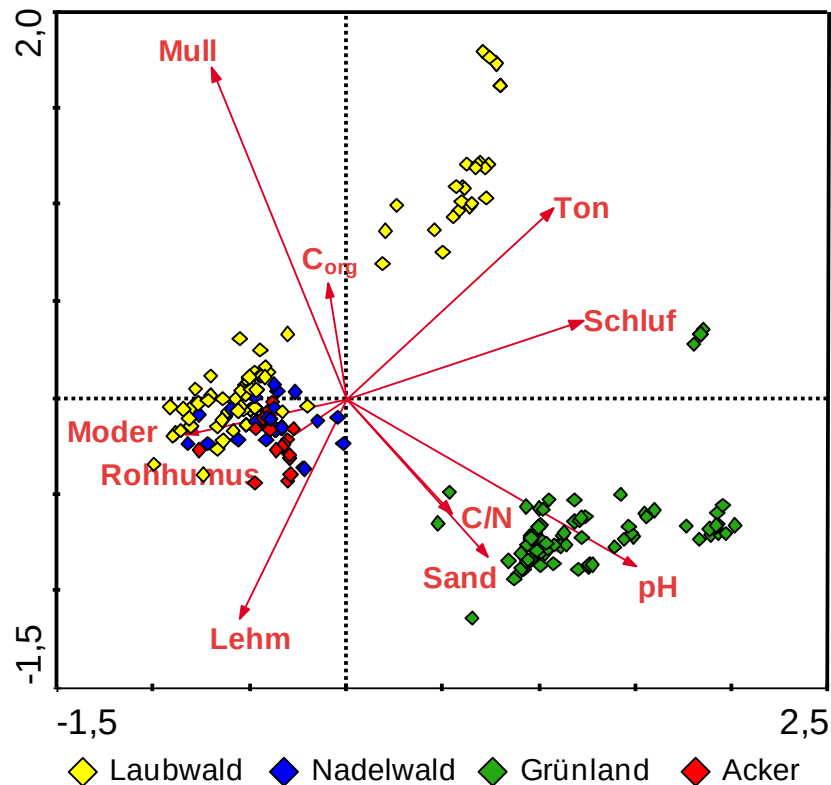


Abb. 5.21: Constrained Korrespondenzanalysen (CCA) mit allen Collembolenarten und Standorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrem Biotoptyp dargestellt.

Es war nicht auszuschließen, dass die Trennung der Standorte anhand der Collembolenfauna nicht nur die verschiedenen Biotoptypen widerspiegelt, sondern z. B. bei einer stärkeren regionalen Verteilung der Arten auch die biogeographischen Regionen. Deshalb wurden in einem zweiten Ordinationsdiagramm die Standorte nach ihrer Region statt ihrem Biotoptyp dargestellt (Abb. 5.22). Hierbei war kein Zusammenhang zu erkennen. Bei weiteren Diagrammdarstellungen, z. B. nach dem Bodentyp der einzelnen Standorte, war ebenfalls kein Zusammenhang zu erkennen, so dass die Trennung der Standorte in der Ordination hauptsächlich auf den Biotoptyp zurückzuführen ist.

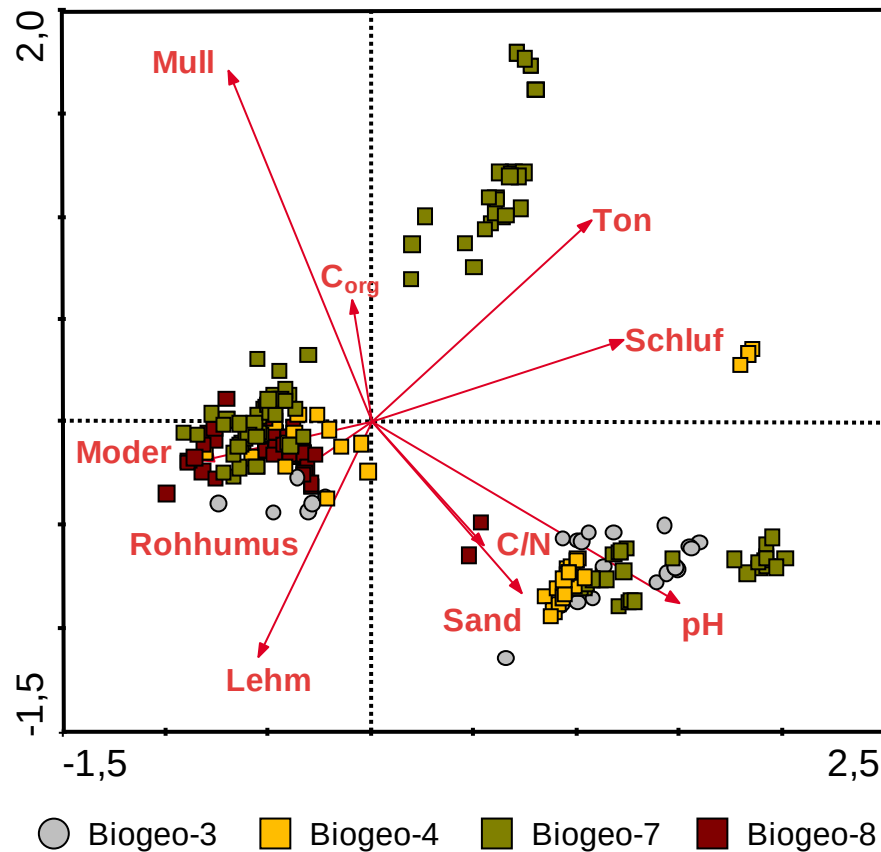


Abb. 5.22: Constrained Korrespondenzanalyse (CCA) mit allen Collembolenarten und Standorten. Ordination nach Standorte, diese nach ihrer biogeographischen Region dargestellt.

Es ist bekannt, dass an den verschiedenen Standorten die häufigsten Collembolenarten meist weitverbreitete Arten darstellen, die eine breite ökologische Toleranz hinsichtlich der unterschiedlichen Habitatparameter aufweisen. Deshalb kommen diese Arten an vielen Standorten unterschiedlicher Biotoptypen vor. Es ist daher anzunehmen, dass die ungenügenden Trennung der Standorte nach ihrem Biotoptyp auf ein gemeinsames Vorkommen dieser Arten zurückzuführen war. Deshalb wurden die häufigsten Arten (mit > 5% der Individuen im kompletten Datensatz oder an >10% der Standorte, was meist übereinstimmte) ausgefiltert und die weiteren Korrespondenzanalysen zwar weiterhin mit 287 Standorten, aber nunmehr mit den verbleibenden 152 nicht-dominanten Arten durchgeführt. Wieder grenzten sich die Grünlandstandorte (jetzt rechts oben im Diagramm) und die Auen- und Bruchwälder (links unten im Diagramm) deutlich von den anderen Standorten ab (Abb. 5.23). Bei Betrachtung nur der nicht dominanten Arten gruppierten sich die Ackerstandorte nun deutlich getrennt von den anderen Biotoptypen zusammen. Die Eigenwerte der Hauptkorrespondenzachse verbesserten sich ebenfalls deutlich (Achse 1: 0,718; Achse 2: 0,652). Die Vektoren der Bodenparameter zeigten eine ähnliche Verteilung wie in der Korrespondenzanalyse mit allen Arten, nur horizontal

gespiegelt im Diagramm und ebenfalls eher die Standorte als die ökologischen Toleranzen der Arten reflektierend. Trotzdem trennten sich die Nadelwälder und Laubwälder (inklusive die Mischwalduntertypen) immer noch nicht (links im Diagramm). Interessanterweise zeigte sich bei einer Darstellung der Standorte nach ihrer biogeographischen Region *innerhalb* der Biotoptyp-Cluster eine regionale Trennung, besonders bei den Grünlandstandorten und den (nicht-feuchten) Wäldern (Abb. 5.24). Somit müssen bei einer Aufstellung von Referenzwerten für Biotoptyp-spezifische Artenzusammenstellungen die Regionen immer berücksichtigt werden.

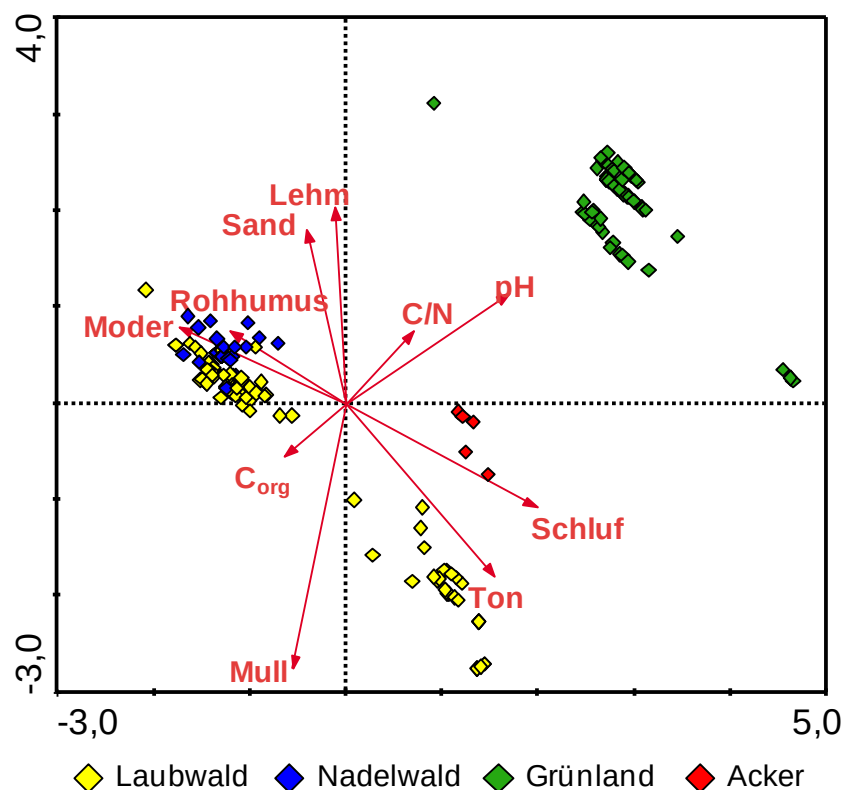


Abb. 5.23: Constrained Korrespondenzanalysen (CCA) mit nur den „nicht dominanten Arten“ der Collembola und allen Standorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrem Biotoptyp dargestellt.

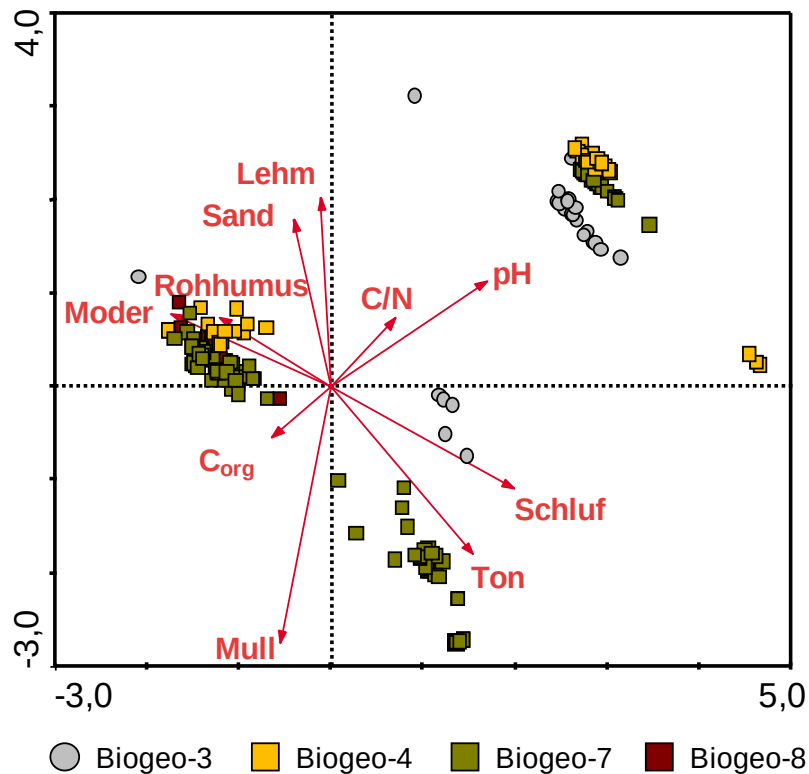


Abb. 5.24: Constrained Korrespondenzanalysen (CCA) mit nur den „nicht dominante Arten der Collembola und allen Standorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrer biogeographischen Region dargestellt.

Um die Waldstandorte besser voneinander zu trennen, wurden die Korrespondenzanalysen nur mit diesen ($n = 181$) wiederholt. Die Nadel- und Laubwälder trennten sich etwas besser, jedoch immer noch mit viel Überlappung und einer deutlichen Verschlechterung der Eigenwerte (Achse 1: 0,384; Achse 2: 0,210). Unter Verwendung nur der nicht dominanten Arten (133 in Wäldern vorkommende Arten) verbesserte sich die Auftrennung leicht (Abb. 5.25) und die Eigenwerte deutlich (Achse 1: 0,740; Achse 2: 0,512). Auen- und Bruchwälder ordneten sich zusammen rechts im Diagramm und alle weiteren Waldstandorte links im Diagramm. Die Nadelwälder befanden sich meist zusammen links oben im Diagramm und die Laubwälder eher links unten, jedoch mit viel Überlappung. Bei einer Darstellung der Standorte nach ihrer biogeographischen Region wird klar, dass die Ordination die Waldstandorte links im Diagramm eher nach ihrer geographischen Lage als nach ihrem Wald-Typ einordnete (Abb. 5.26). Wälder des nordostdeutschen Tieflands ordneten sich links oben im Diagramm, Wälder der Südwestdeutschen Mittelgebirge hingegen (außer Auen- und Bruchwäldern) links unten. Dies verdeutlicht ein regionales Vorkommen der nicht dominanten Arten. Dies gilt aber nicht immer, da sich Wälder des Alpenvorlands (meist aus Südbayern) zwischen beiden Gruppen einordneten.

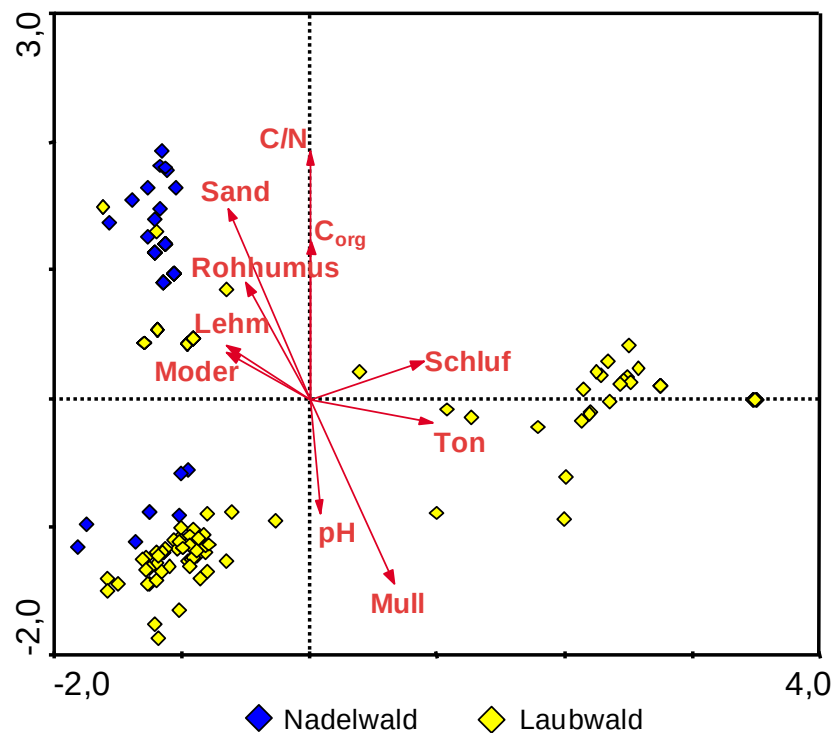


Abb. 5.25: Constrained Korrespondenzanalyse (CCA) mit „nicht dominanten Arten“ der Collembola und den Waldstandorten. Ordination nach Standorten; dargestellt nach Waldtyp (Biotoptyp Ebene 1).

Es wird angenommen, dass diese weiterhin mangelnde Auftrennung der Waldstandorte auf die Tatsache zurückzuführen sein könnte, dass unter den HauptBiotoptypen „Nadelwald“ und „Laubwald“ sich immer noch viele Mischwaldtypen befanden. Deshalb wurden weitere Analysen mit den Waldstandorten durchgeführt, wobei bei den Umweltvariablen die Standorte nach dem Biotoptyp zweiter Ebene weiter aufgegliedert wurden. Hierbei nun ordneten sich unterschiedliche Waldtypen deutlich getrennt voneinander an (Abb. 5.27). Die Auen- und Bruchwälder befanden sich zusammen wieder rechts im Diagramm. Links oben ordneten sich Laub- und Nadelmischwälder zusammen, was die Ähnlichkeit der Collembolenfauna in Mischwäldern unabhängig von der dominierenden Baumart verdeutlicht. Links unten reihten sich z. B. eher reine Nadelwälder zusammen. Zwischen diese zwei Gruppen ordneten sich Standorte mit Wäldern eingeführter Baumarten ein. Gleichwohl gab es weiterhin eine gewisse Überlappung zwischen diesen Gruppen und Standorten, deren Biotoptyp nur für die Ebene 1 aufgeführt war, und die daher bei der Analyse ausgefiltert werden mussten. Somit wird deutlich, dass bei der Standortbeschreibung der genaue Biotoptyp aufzunehmen ist.

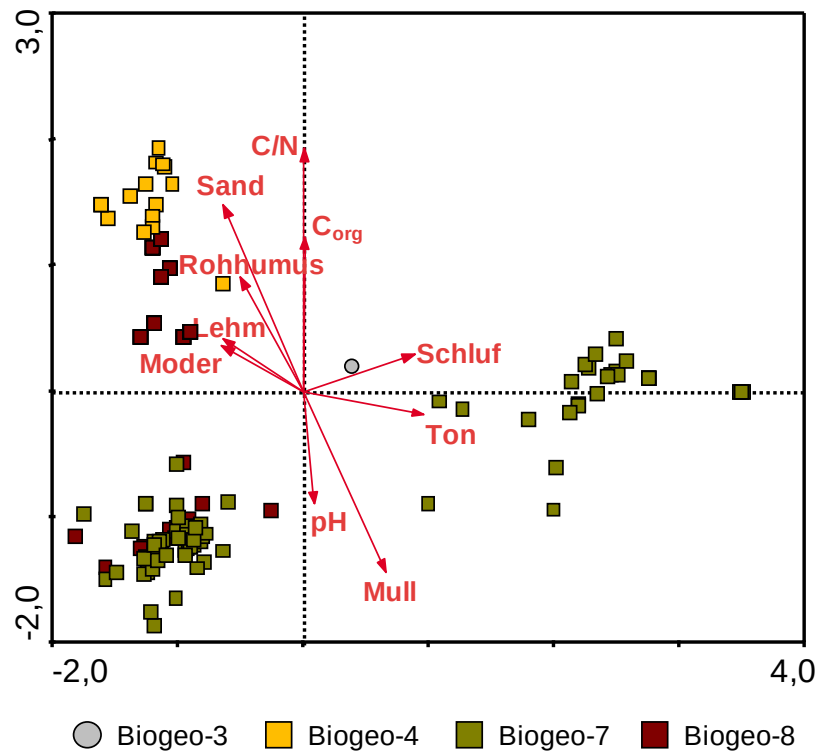


Abb. 5.26: Constrained Korrespondenzanalyse (CCA) mit „nicht dominanten Arten“ der Collembola und Waldstandorten. Ordination nach Standorten; diese wurden nach ihrer biogeographischen Region dargestellt.

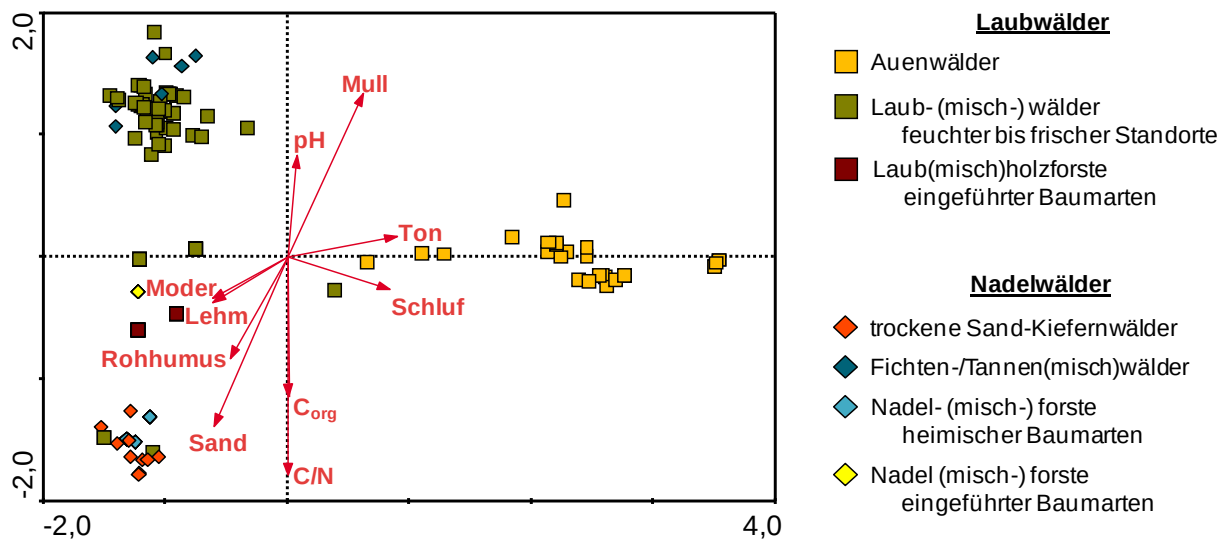


Abb. 5.27: Constrained Korrespondenzanalyse (CCA) mit nur den „nicht dominanten Arten“ der Collembola und den Waldstandorten. Ordination nach Standorten, diese nach ihrem Waldtyp (Biotoptyp Ebene 2) dargestellt.

5.5 Referenzwerte

Bodenzoologische Referenzwerte sollen typische Gemeinschaftszusammensetzungen und –strukturen für bestimmte Habitatsbedingungen widerspiegeln, mit denen künftige Aufnahmen

verglichen und beurteilt werden können. Sie sollten sowohl jeweils für spezifische Landnutzungsformen unter charakteristischen Bodenbedingungen als auch regional differenziert aufgestellt werden und typische Abundanzen, Artenzahlen, Artenzusammensetzungen und Dominanzen der einzelnen Arten beinhalten. Aufgrund der lückenhaften Datenlage zur Collembola, die in nur wenigen Regionen Deutschlands konzentriert ist und kaum BDF enthält, war es nicht möglich, solche detaillierten Referenzwerten für Collembola hier zu definieren. Gleichwohl erlauben es die Daten in *Bo-Info*, erste Referenzzustände in Form von charakteristischen Artenzusammensetzungen beispielsweise für Landnutzungsformen zu formulieren. Hierzu wurden bei den Haupt-Biototypen Arten identifiziert, die ausschließlich in diesen Biotypen erfasst wurden. Dazu wurden bei allen in *Bo-Info* erfassten Arten die Abundanzdaten für alle Habitattypen, in denen sie vorkamen, extrahiert und diejenigen Arten ermittelt, die nur in spezifischen Landnutzungsformen vorkamen. Dieses Verfahren schloss somit diejenigen Arten aus, die in allen Habitattypen vorkamen (eurytope Arten). Diese Arten können trotzdem als typisch für alle Biotypen angesehen werden und sind meistens auch dominant in den Gemeinschaften. Die hier identifizierten „Referenzarten“ differenzieren daher den jeweiligen Biotyp und kommen in den Collembolengemeinschaften meist subdominant bis rezedent vor. Weiter differenzierend für spezifische Bodenparameterbereiche können z. B. die in Kapitel 5.3 identifizierten Artengruppen sein.

Wie die multivariaten Analysen gezeigt haben, unterscheidet sich die Collembolenfauna xerothermer Sandtrockenrasen stark von der aller anderen Habitattypen. Das besondere Arteninventar kann demnach als Referenzwert für diese Habitatform aufgestellt werden (Tab. 5.2, links). Die Korrespondenzanalysen konnten ebenfalls die Unterschiede der Collembolenartenzusammensetzung der Grünlandstandorte im Vergleich zu den Wald- und Ackerstandorten hervorheben. (Tab. 5.2, rechts). Bei einer ausführlicheren Datenlage wäre es u.U. möglich, auch hierfür regionalspezifische Referenz-Artenzusammensetzungen zu identifizieren (Abb. 5.7).

Da sich bei den Korrespondenzanalysen die Waldstandorte ebenfalls getrennt von den anderen Landnutzungsformen gruppieren ließen, können hier ebenfalls habitatspezifische Artenzusammensetzungen formuliert werden. Die Waldstandorte waren aber nicht sehr gut in den verschiedenen Waldtypen differenzierbar. Dies ist darauf zurückzuführen, dass es mehrere Arten gab, die sowohl in Nadel- als auch in Laubwäldern vorkamen (inklusive der Mischwaldformen). Daher wurden bei den Referenzzuständen sowohl Arten aufgeführt, die bevorzugt in Wäldern

insgesamt vorkommen, als auch solche, die nur in Laub- und Laubmischwäldern bzw. nur in Nadel- und Nadelmischwäldern erfasst wurden (Tab. 5.3).

Tab. 5.2: Collembolenarten die in *Bo-Info* ausschließlich in Trockensandrasen bzw. Grünlandstandorten erfasst wurden und als Referenz (Artenzusammenstellungen) für die Collembolengemeinschaften dieser Biotoptypen gelten können

Xerotherme Trockensandrasen	Grünlandstandorte
Arten die in >10% der Fundorte des entsprechenden Habitats erfasst wurden:	
<i>Micranurophorus musci</i>	<i>Cryptopygus bipunctatus</i>
	<i>Entomobrya multifasciata</i>
	<i>Metaphorura affinis</i>
	<i>Orchesella villosa</i>
	<i>Sminthurinus elegans</i>
	<i>Sminthurinus reticulatus</i>
Arten mit einem nur sporadischen Vorkommen im entsprechenden Habitat:	
<i>Scaphaphorura arenaria</i>	<i>Entomobrya handschini</i>
<i>Brachystomella curvula</i>	<i>Folsomia fimetaria</i>
<i>Xenyllogastrura octoculata</i>	<i>Sminthurus viridis</i>
<i>Doutnacia xerophila</i>	<i>Protaphorura cancellata</i>
	<i>Protaphorura tricampata</i>
	<i>Proisotoma armeriae</i>

Als erste Annäherungen werden hier auch die mittleren Artenzahlen und Abundanzen der in den *Bo-Info*-Daten aufgeführten Biotoptypen angegeben, ohne nach Region, Bodentyp o.ä. zu differenzieren. Da diese Zahlen je nach Jahr und sogar Jahreszeit sehr stark variieren können, ist es nötig, Wertebereiche und nicht nur mittlere Zahlen zu identifizieren. Als „Normalwert“ für den Vergleich wird dann dieser Wertebereich fungieren, in dem alle zukünftigen Ist-Werte eingeordnet werden. Hier werden Minimum- und Maximumwerte als erste Annäherung aufgestellt (Tab. 5.4). Bei einer verbesserten Datenlage werden genauere statistische Verfahren nötig sein, um sinnvolle „von-bis“ Wertebereiche zu identifizieren (z. B. 5% und 95% Konfidenzintervalle, 1 Standardabweichung o.ä.).

Tab. 5.3: Collembolenarten, die in *Bo-Info* nur in Wälder erfasst wurden, und als Referenz (Artenzusammenstellungen) für Collembolengemeinschaften dieser Biotoptypen gelten können. Arten mit * versehen wurden nur in Sonderstandorten (z. B. Auenwälder) erfasst

Wälder allgemein	Laub-/Laubmischwälder	Nadel-/Nadelmischwälder
Arten die in >10% der Fundorte des entsprechenden Habitattyps erfasst wurden:		
<i>Allacma fusca</i>	<i>Anurida uniformis</i>	
<i>Anurida granulata</i>	<i>Arrhopalites caecus</i>	
<i>Arrhopalites spinosus</i>	<i>Arrhopalites terricola</i>	
<i>Ceratophysella armata</i>	<i>Isotomurus plumosus*</i>	
<i>Entomobrya nivalis</i>	<i>Neelus murinus</i>	
<i>Folsomia lawrencei</i>	<i>Sminthurides malmgreni*</i>	
<i>Folsomia spinosa</i>	<i>Sminthurides parvulus*</i>	
<i>Friesea clavisetia</i>	<i>Sminthurides signatus*</i>	
<i>Isotomiella paraminor</i>	<i>Xenylla grisea</i>	
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i>	<i>Xenyllodes armatus*</i>	
<i>Mesaphorura yosii</i>		
<i>Micraphorura absoloni</i>		
<i>Proisotoma minuta</i>		
<i>Protaphorura quadriocellata</i>		
<i>Pseudachorutes dubius</i>		
<i>Pseudachorutes subcrassus</i>		
Arten mit einem nur sporadischen Vorkommen im entsprechenden Habitattyp:		
<i>Anurophorus atlanticus</i>	<i>Anurida granaria</i>	<i>Arrhopalites pseudoappendices</i>
<i>Arrhopalites pygmaeus</i>	<i>Anurida sensillata</i>	<i>Pseudanurophorus binoculatus</i>
<i>Ceratophysella succinea</i>	<i>Anurida tullbergi</i>	<i>Ptenothrix atra</i>
<i>Choreutinula inermis</i>	<i>Arrhopalites acanthophthalmus</i>	
<i>Desoria propinqua</i>	<i>Arrhopalites tenuis</i>	
<i>Desoria violacea</i>	<i>Arrhopalites ulehlovae*</i>	
<i>Entomobrya muscorum</i>	<i>Ballistura tuberculata</i>	
<i>Hymenaphorura sibirica</i>	<i>Deuteraphorura silvaria</i>	
<i>Karlstejnina norvegica</i>	<i>Folsomides parvulus</i>	
<i>Lepidocyrtus fimetarius</i>	<i>Friesea truncata*</i>	
<i>Micranurida forsslundi</i>	<i>Hypogastrura vernalis</i>	
<i>Oligaphorura groenlandica*</i>	<i>Isotomodes sexsetosus</i>	
<i>Onychiuroides granulatus</i>	<i>Isotomurus antennalis*</i>	
<i>Orchesella bifasciata</i>	<i>Kalaphorura burmeisteri</i>	
<i>Protaphorura fimata</i>	<i>Lepidocyrtus curvicolis</i>	
<i>Protaphorura glebata</i>	<i>Mucrosomia garretti</i>	
<i>Pseudachorutes corticicolus</i>	<i>Neotullbergia crassispis*</i>	
<i>Pseudachorutes parvulus</i>	<i>Neotullbergia ramicuspis*</i>	
<i>Pseudisotoma sensibilis</i>	<i>Oncopodura crassicornis</i>	
<i>Pseudosinella wahlgreni</i>	<i>Onychiurus spinularius</i>	
<i>Sminthurinus lawrencei</i>	<i>Pogonognathellus longicornis</i>	
<i>Willemia aspinata</i>	<i>Proisotoma dottrensi</i>	
	<i>Protaphorura campata</i>	
	<i>Protaphorura procampata</i>	
	<i>Pseudachorutes crassus</i>	
	<i>Pseudosinella immaculata</i>	
	<i>Pseudosinella ksenemani</i>	
	<i>Pseudosinella petterseni</i>	
	<i>Seira domestica</i>	
	<i>Sminthurides aquaticus*</i>	
	<i>Sminthurides pseudassimilis*</i>	
	<i>Stenaphorurella parisi</i>	
	<i>Tomocerus baudoti*</i>	
	<i>Vertagopus cinereus</i>	
	<i>Xenylla brevicauda</i>	

Tab. 5.4: Mittlere Abundanzen und Artenzahlen der in *Bo-Info* erfassten Collembolengemeinschaften der verschiedenen Haupt-Biotoptypen. Ebenfalls angegeben sind die Minimum- und Maximumwerte.

	Laubwald	Nadelwald	Grünland	Acker
n =	123	58	8	19
Mittlere Abundanz	41.000	47.000	7.900	41.000
Min	5.300	5.000	500	8.400
Max	274.000	215.000	180.000	128.000
Mittlere Artenzahl	18	16	13	4
Min	3	5	3	1
Max	55	33	21	10

5.6 Fazit

Die Ergebnisse zu den Collembolen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Von den ca. 400 - 500 in Deutschland vorkommenden Collembolenarten wurden 207 in der *Bo-Info*-Datenbank erfasst (ca. 45%).
- Die *Bo-Info*-Daten zu den Collembola sind noch nicht repräsentativ für Deutschland, da sie sich stark auf wenige Regionen konzentrieren (z. B. Baden-Württemberg).
- Vorläufige Erkenntnisse zu ökologischen Präferenzen von Einzelarten der Collembola sind möglich, da in fast allen Datensätzen Angaben zu Biototyp (Landnutzungsform), pH und Bodenart vorhanden sind.
- Collembolen bilden standortspezifische Artengemeinschaften aus, wobei die häufigsten (dominanten) Arten über breite ökologische Toleranzen für alle Bodenparameter verfügen und in fast allen Biototypen auftreten (euryök und eurytop sind).
- Vor allem für die Biototypen der 1. Ebene (Landnutzung) ist durch subdominante und rezedente Arten (Differentialarten) eine Differenzierung möglich, z. B. ließen sich für Sandtrockenrasen, Grünland und verschiedene Waldtypen charakteristische Artenlisten erstellen. Sonderstandorte sind anhand der Artenzusammensetzung sehr gut von anderen Biototypen abtrennbar.
- Für die Biototypen der 1. Ebene konnten Referenzwerte für Abundanzen und Artenzahlen der Collembolen erstellt werden.

6 Vorstellung einzelner Organismengruppen: Oribatida

6.1 Datenbasis und Auswertung

Für Oribatiden konnten drei große Datenpakete in die Datenbank integriert und ausgewertet werden. Das erste umfasste Daten zu 61 Standorten, für die die Oribatiden von der AG Prof. Beck (SMNK Karlsruhe) bearbeitet wurden: aus der Erhebung der LFU Baden-Württemberg in den Dauerbeobachtungsflächen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg (35 Wälder) sowie der UBA-Studie zur „Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen (...)“ (Römbke et al. 2000; 2002a) und der Studie „Bodenfauna und Umwelt - Bodenökologische Inventur und Beurteilung (...)“ (PAÖ-Projekt des Landes Baden-Württemberg, Beck et al. 2001) (14 Wälder, 8 Grünland- und 4 Ackerstandorte). In diesen Untersuchungen wurden immer mehrere Bodenproben pro Standort in zeitlichen Wiederholungen genommen. Diese wurden zu mittleren Abundanzen pro m² und Jahr für jeden Standort aggregiert. Das zweite Datenpaket umfasste Daten aus 72 Beprobungen im Rahmen einer Untersuchung von Ackerrandstreifen (Toschki 2008; Roß-Nickoll et al. 2004; Oribatiden von A. Toschki - gaiac bearbeitet). Daraus wurden für die Vergleichbarkeit jeweils vier Einzelplots zu Mittelwerten für 18 Offenlandstandorte aggregiert. Das dritte Paket umfasste die Oribatidendaten von 18 Plots aus Laub- und Nadelwäldern in Nordrhein-Westfalen, die zu weiteren 6 Waldstandorten aggregiert wurden (Willius 2010).

Damit liegen für 85 Standorte quantitativ und qualitativ ausreichende Informationen zum Standort, zu abiotischen Faktoren und zu Oribatiden vor. Die Standorte gehören vier Biotop-typen (Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald; Abb. 6.1, Abb. 6.2) und elf Boden-Grundtypen (häufigste: Braunerden (35), Lessivés (15), Stauwasserböden (11) und Terrae Calcis (10)). Insgesamt wurden 295 Oribatidenarten, über alle 85 Standorte summiert, nachgewiesen. Eine Gesamtartenliste der Oribatiden befindet sich im Anhang ORIB.

Auf den ersten Blick wird aus Abb. 6.1 deutlich, dass Oribatidendaten repräsentativ fast nur für Waldstandorte in Baden-Württemberg vorliegen (gelbe und blaue Punkte), und auch dort lediglich Laubwälder (gelb) in ausreichender Zahl über das Gebiet verteilt untersucht wurden. Lediglich vier Ackerstandorte (rot) sind auf Oribatiden hin untersucht, wovon wegen Über-lagerung durch nahegelegene Standorte nur zwei Punkte in Abb. 6.1 sichtbar sind (Harheim in

Hessen, Acker- direkt neben Grünlandstandort; Crailsheim in Baden-Württemberg, Acker- direkt neben Laubwaldstandort).

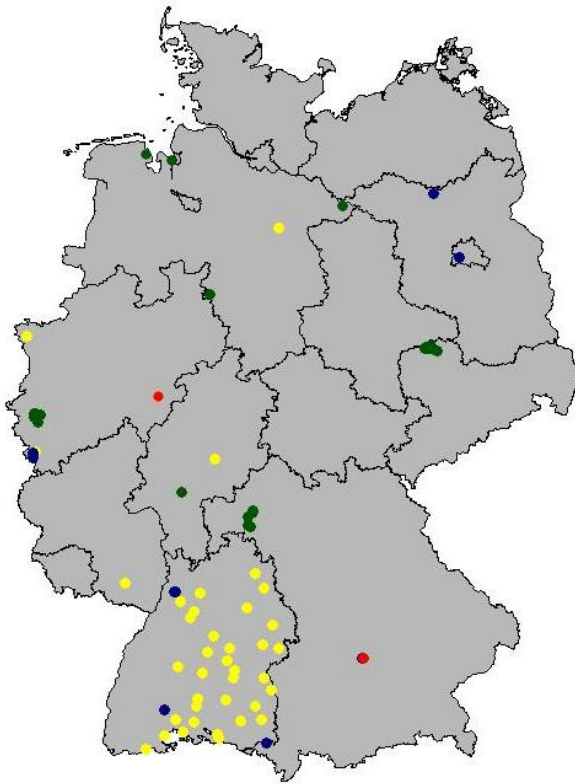


Abb. 6.1: Standorte, an denen Oribatiden gefangen wurden, in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung: Rot = Äcker (n=4), Grün = Grünland (n=26), Gelb = Laubwälder (n=44), Blau = Nadelwälder (n=11).

Beginnend mit allen verfügbaren, gut auf Oribatiden untersuchten Standorten wurden zunächst Arten(gruppen) gesucht, die höhere Stetigkeit in einem oder zwei der vier Biotoptypen sowie in einer oder zwei Klassen der „wichtigsten“ abiotischen Faktoren (Variablen: pH, C/N, Korngrößenverteilung) zeigen. In einem ersten Schritt wurden dafür 59 Arten auf ihr Potential zur Differenzierung der Biotoptypen betrachtet, für die eine korrekte Bestimmung angenommen werden konnte, und die mindestens in einem Biotoptyp in ausreichender Abundanz bzw. Dominanz (subrezedent) und Stetigkeit ($> 15\%$ über alle Standorte, > 30 in einem Biotoptyp) auftraten (Tab. 6.1). Aus diesen wurden dann 47 Arten ausgewählt und auf ihre Vorkommen an Standorten der verschiedenen Biotoptypen, pH, C/N und Texturklassen des Bodens analysiert (Abb. 6.2 – Abb. 6.5). In die Beurteilung ihres Potentials flossen neben den Ergebnissen der Datenbankanalyse auch Expertenwissen und Informationen aus der Literatur ein.

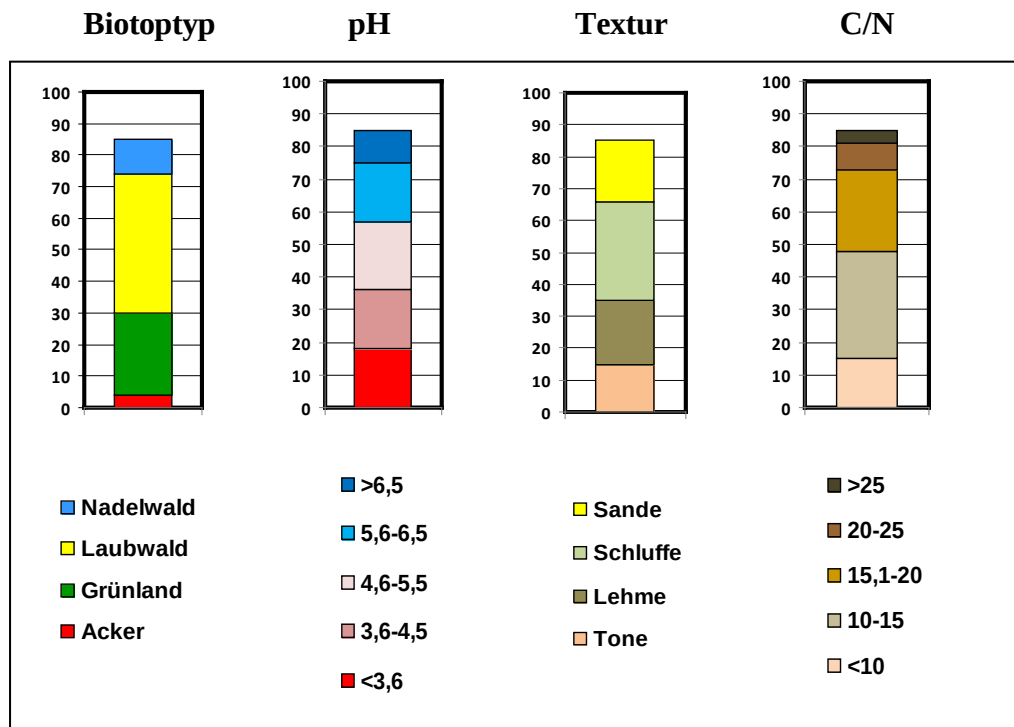


Abb. 6.2: Anzahl der Standorte, zu denen Oribatidendaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biotoptyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart) und C/N-Verhältnis. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt (siehe Farbskalen).

Mit geringer Stetigkeit (nur an wenigen Standorten, in einer bestimmten Region) oder nur in Einzelexemplaren auftretende und vor allem schwer zu bestimmende Arten sind nicht geeignet zur Differenzierung bestimmter Biotoptypen oder abiotischer Bedingungen, da ihr Fehlen auf unzureichende Beprobung oder falsche Zuordnung zu einer Art zurückgehen kann. Häufige (stetige, abundante) Arten sind aber oft euryök (zumindest eurypotent bezüglich einzelner Faktoren). Als geeignet für die bodenzoologische Diagnostik erscheinen Oribatiden, da bekannt ist, dass bei bestimmten ökologischen Faktoren „vikariierende Charakterarten“ auftreten (sogenannte diagnostische Arten), die von einer gewissen Anzahl von „Begleitarten“ (nichtdiagnostische Arten) in der Lebensgemeinschaft flankiert werden (vgl. Toschki 2008, Synusien im Sinne von Strenzke 1952). „Namensgebende Leitarten“ solcher Synusien bzw. Differenzialarten (Beck et al. 1997) sind dabei in den meisten Fällen nicht die abundanten (dominanten) Arten, sondern diejenigen mit mittleren Abundanzen/Dominanzen und großer Stetigkeit für einen bestimmten Standorttyp (stenöke Arten). Umgekehrt gehen diese Arten in ihrer Abundanz/Dominanz zurück oder fehlen ganz in Lebensräumen, deren Bedingungen weiter entfernt vom Optimum ihrer ökologischen Ansprüche liegen.

Das Fehlen von erwarteten stetigen und dominanten Arten an einem Standort kann daher einerseits auf Probleme bei der Beprobung/Untersuchung hinweisen, die eine weitere Betrachtung des Standorts in Frage stellt, oder eine gravierende Störung der Oribatidenfauna an diesem Standort anzeigen.

Die erste Sichtung der 59 abundanten und/oder stetigen Arten führte zu einer Auswahl der 5 Arten mit höchstem Potential zur Differenzierung zwischen den Haupt-Biototypen, die auf der Einzelartebene näher betrachtet wurden (Kapitel 6.3). Dieselben und weitere 42 Arten wurden auf ihre Stetigkeit an Standorten mit bestimmten Faktorenausprägungen (Biototyp, pH, C/N-Verhältnis, Textur) untersucht. Die Ergebnisse dieser Auswertung auf Gruppenebene werden in Kapitel 6.4 anhand von Säulendiagrammen dargestellt und diskutiert.

Anschließend wurden multivariate Analysen (Ordinationen, Gradientenanalysen) mit dem Softwarepaket CANOCO V. 4.5 durchgeführt (Kapitel 6.5). Bei der multivariaten Auswertung der Oribatidendaten ging es darum, Standorte aufgrund ihrer Ähnlichkeit bezüglich der Artenzusammensetzung zu ordinieren (zu positionieren). Diese Ordination der Standorte sollte zu einer erkennbaren Gruppierung von Standorten führen, die möglichst als Klassen von Biototypen (auf unterschiedlichen Ebenen) bzw. Klassen bestimmter Standortfaktorenausprägung beschreibbar sein sollten. Gelingt dies, können Arten bzw. Artenkombinationen identifiziert werden, die diese Gruppen repräsentieren und möglichst als Charakterarten für den jeweiligen Standorttyp gelten und damit zur Beschreibung von Referenzen dienen können.

An Daten wurden dafür aus der *Bo-Info* Datenbank aus Abundanzdaten für die erfassten Oribatidenarten Dominanzwerte für die einzelnen Arten an allen Standorten verwendet. Im seltenen Fall, dass Daten eines Standorts aus mehreren Jahren vorhanden waren, wurden Mittelwerte gebildet. Die multivariaten Analysen berücksichtigen bei der Verwendung von Dominanzdaten die Häufigkeit und Stetigkeit einzelner Arten sowie die Korrelation zwischen Arten.

Die Ergebnisse der drei Betrachtungsebenen Einzelart, Artengruppen und multivariat wurden abschließend zu einer Gesamtbeurteilung der Oribatiden zusammengeführt.

Tab. 6.1: Aus Anhang (Tab. ORIB-0 ermittelte Differential- und Zeigerarten für die vier Haupt-Biototypen. Differentialarten zeigen einen Unterschied von mindestens zwei Stetigkeitsklassen zwischen Biototypen (I: 1-20 % II: 21-40 %, III: 41-60 %, IV: 61-80 %, V: 81-100 %).

Oribatidenart	Acker (n=4)	Grünland (N=26)	Laub- /Mischwald (N=44)	Nadelwald (N=11)
Artengruppe: Acker und Grünland				
<i>Punctoribates punctum</i>	III	IV	I	.
<i>Scheloribates laevigatus</i>	III	III	I	.
Artengruppe: Grünland				
<i>Liebstadia similis</i>	.	V	.	.
<i>Eupelops occultus</i>	.	V	.	.
<i>Ceratozetes mediocris</i>	.	IV	.	.
<i>Trichoribates novus</i>	.	III	.	.
<i>Liebstadia pannonica</i>	.	II	.	.
<i>Pilogalumna tenuiclava</i>	.	III	I	I
Artengruppe: Schwerpunkt Laub- /Mischwälder				
<i>Damaeus riparius</i>	.	I	IV	.
<i>Eulohmannia ribagai</i>	.	I	III	.
<i>Poecilochthonius spiciger</i>	.	I	III	.
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	.	II	V	III
<i>Oppeia obsoleta</i>	.	I	IV	II
<i>Steganacarus magnus</i>	.	.	III	.
<i>Liacarus subterraneus</i>	.	.	II	.
<i>Ophidiotrichus tectus</i>	.	.	IV	I
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	.	.	III	I
Artengruppe: Schwerpunkt Laub- Misch- und Nadelwald				
spordisches Auftreten in Grünländern				
<i>Oppeia subpectinata</i>	II	I	V	IV
<i>Oribatula tibialis</i>	.	III	V	V
<i>Hypochothonius rufulus</i>	.	II	IV	V
<i>Platynocheilus peltifer</i>	.	II	IV	V
<i>Nothrus silvestris</i>	.	I	IV	V
<i>Scheloribates (Hemileius) initialis</i>	.	II	IV	V
<i>Chamobates cuspidatus</i>	.	I	III	IV
<i>Microppia minus</i>	.	II	IV	III
<i>Quadroppia monstrosa</i>	.	I	IV	III
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	.	I	IV	III
<i>Suctobelbella acutidens</i>	.	I	III	II
<i>Quadroppia quadricarinata</i>	.	I	III	III
Artengruppe Laub- Misch- und Nadelwald				
<i>Cultrotrichia bicultrata</i>	.	.	IV	III
<i>Carabodes coriacinus</i>	.	.	III	III
<i>Porobalbia spinosa</i>	.	.	II	IV
<i>Suctobelbella nasalis</i>	.	.	III	II
<i>Chamobates borealis</i>	.	.	III	III
<i>Liacarus xylariae</i>	.	.	III	II
<i>Carabodes femoralis</i>	.	.	III	I
Artengruppe: Schwerpunkt Nadelwald				
spordisches Auftreten in Laub- und Mischwäldern				
<i>Adoristes ovatus</i>	.	I	III	V
<i>Hermannia gibba</i>	.	I	II	IV
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	.	I	II	IV
<i>Eupelops torulosus</i>	.	I	I	IV
<i>Carabodes labyrinthicus</i>	.	.	III	V
<i>Carabodes ornatus</i>	.	.	II	IV
stetige Begleiter				
<i>Achipteria coleoptrata</i>	IV	III	V	IV
<i>Oppeia nova</i>	IV	V	V	IV
<i>Tectocephus velatus</i>	III	V	IV	V
<i>Tectocephus minor</i>	IV	I	IV	III
<i>Dissorhina ornata</i>	III	II	V	IV
<i>Oppeia falcata</i>	III	I	IV	II
<i>Chamobates voigtsi</i>	III	I	IV	III
<i>Oribatella quadricornuta</i>	III	II	II	III
<i>Ceratozetes gracilis</i>	II	I	III	I
<i>Xenillus tegeocranus</i>	II	I	II	I
sonstige Begleiter				
<i>Phthiracarus longulus</i>	.	I	III	II
<i>Galumna lanceata</i>	.	I	III	II
<i>Eupelops plicatus</i>	.	I	III	I
<i>Phthiracarus laevigatus</i>	.	I	III	II
<i>Berniniella bicarinata</i>	.	II	II	I
<i>Eupelops hirtus</i>	.	I	II	III
<i>Euzetes globulus</i>	.	I	II	.

6.2 Vorstellung der Einzelartebene (Beispiele)

Hier werden 5 der 59 auf der Basis von Dominanz und Stetigkeit vorausgewählten Oribatidenarten (Tab. 6.1) auf ihre Stetigkeit innerhalb einer bestimmten Nutzungsform bzw. Biotoptyp, der pH-Bandbreite, dem C/N-Verhältnis und der Textur des Bodens vergleichend dargestellt: *Chamobates cuspidatus*, *Ophidiotrichus tectus*, *Eulohmannia ribagai*, *Liebstadia similis*, *Punctoribates punctum*.

Chamobates cuspidatus (Michael, 1884) – Zeigerart für (saure) Nadelwälder

C. cuspidatus war die Art mit den höchsten relativen Abundanzen (subdominant) im Biotoptyp der ersten Ebene Nadelwald. Ihre Stetigkeit über alle Standorte lag bei 35% (Tab. 6.1), sie wurde in allen untersuchten Regionen Deutschlands gesammelt (Abb. 6.3Abb. 6.3).

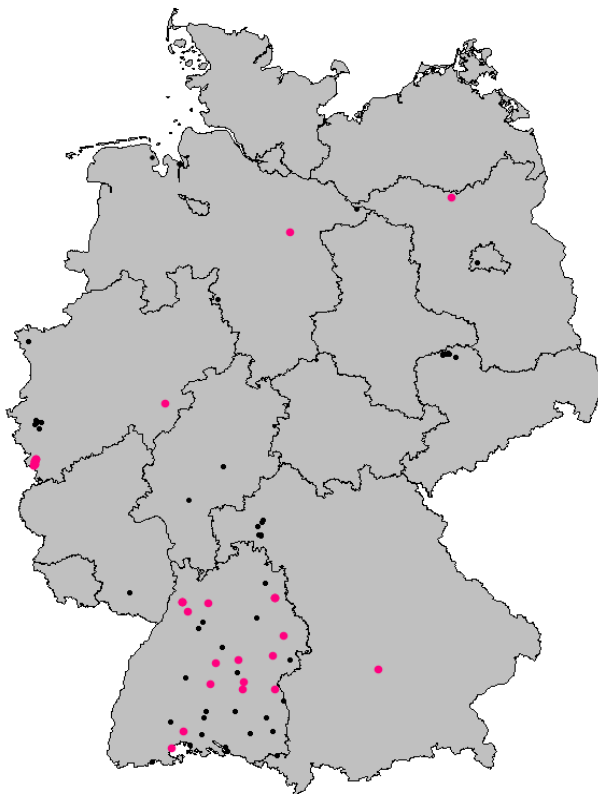


Abb. 6.3: Übersichtskarte der Fundorte von *Chamobates cuspidatus*. In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.

Demnach ist die Art charakteristisch für bodensaure Wälder, sie wurde mit Stetigkeiten von 73% in Nadelwäldern und 48% in Laubwäldern (Abb. 6.4) gesammelt. Abundant (> 1000 Ind./m²) war sie aber ausschließlich an sauren Nadelwaldstandorten ($\text{pH} < 4,5$). Aus den vorliegenden Daten lässt sich eine höhere Stetigkeit von *C. cuspidatus* an Standorten mit

weiteren C/N-Verhältnissen (20-25) erkennen (Abb. 6.4) Allerdings ist zu beachten, dass die C/N-Werte für den Ah-Horizont ermittelt wurden, der von *C. cuspidatus* nur selten aufgesucht wird, also nur indirekt (evtl. über Auflagehöhe oder -dichte) auf die Art wirken dürfte.

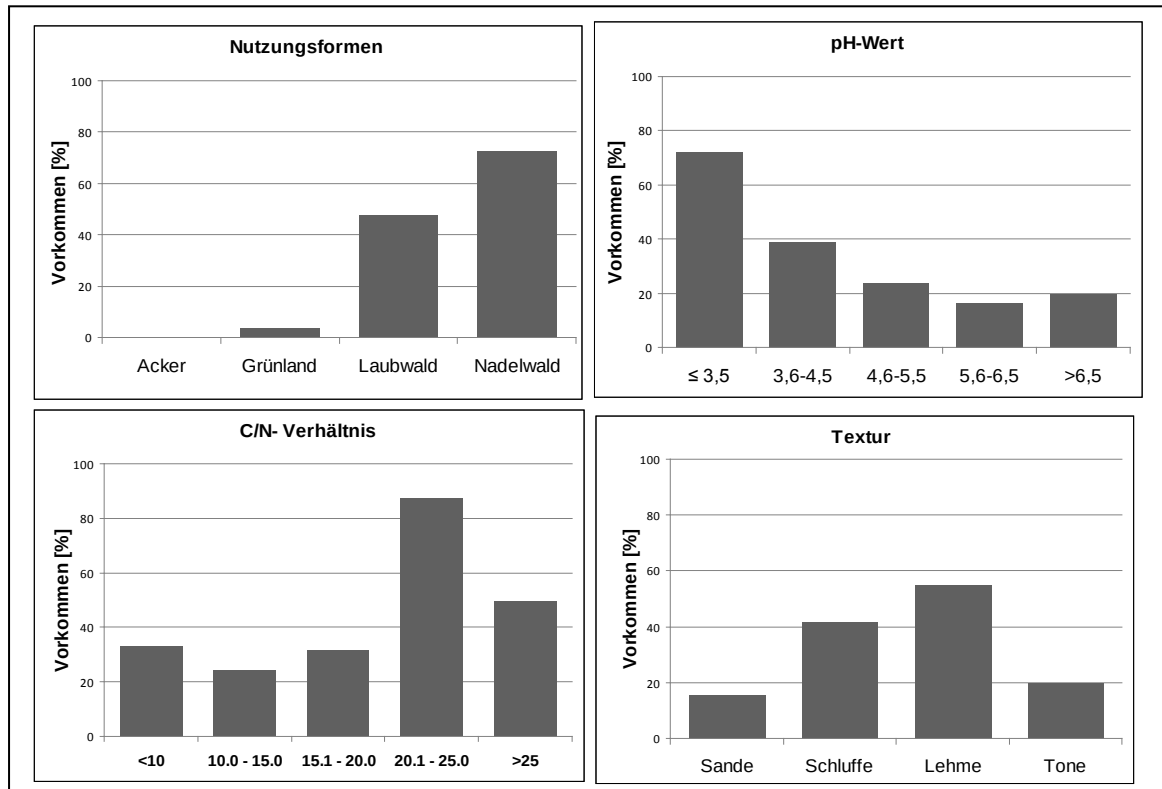


Abb. 6.4: Relatives Vorkommen von *Ch. cuspidatus* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

Ganz ähnliche Vorkommen (Präferenzen für saure Nadelwälder) wie *C. cuspidatus* zeigt auch *Adoristes ovatus*, die allerdings auch in weniger sauren Nadelwäldern noch (in geringen Abundanzen) auftrat. Die ebenfalls in mittelhohen Abundanzen in Nadelwäldern gesammelte *Carabodes labyrinthicus* bevorzugt neutrale bis wenig saure Nadelwälder.

***Ophidiotrichus tectus* (Michael, 1884) – Zeigerart für Laub(misch)wälder**

O. tectus ist mit 73% Stetigkeit und mittleren Abundanzen (subdominant) an Laubwaldstandorten eine typische Laubwaldart. Sie wurde nur an einem sauren Nadelwaldstandort auf Sandboden, dort allerdings in hoher Abundanz gesammelt (Abb. 6.5). Sie war etwas stetiger in sauren Buchenwäldern, sonst aber in allen Ausprägungen (Textur, C/N) ähnlich stetig und abundant (Abb. 6.6).

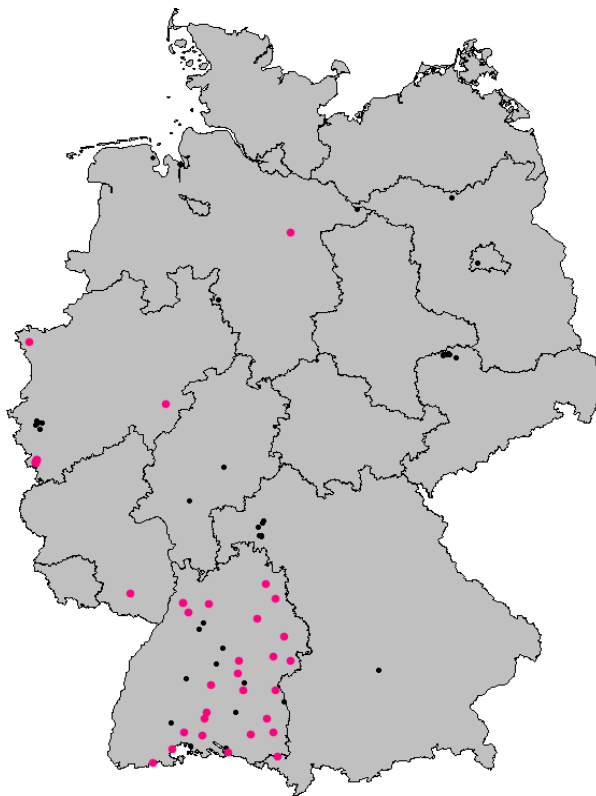


Abb. 6.5: Übersichtskarte der Fundorte von *Ophidiotrichus tectus*. In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.

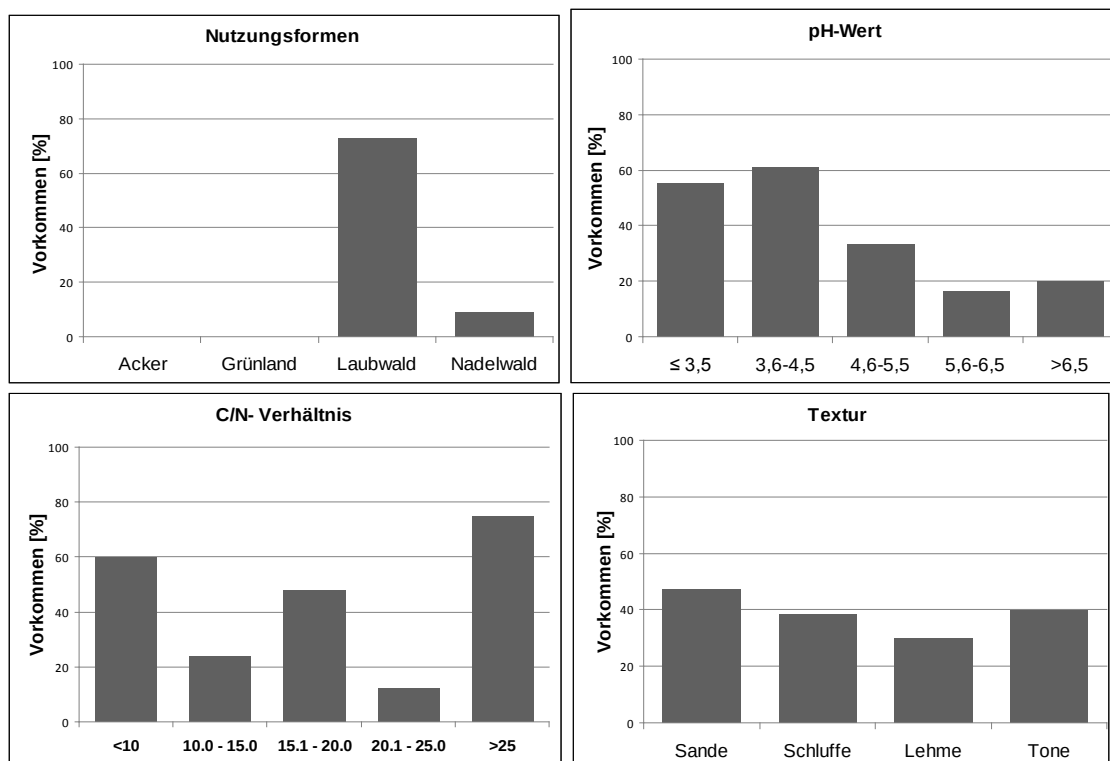


Abb. 6.6: Relatives Vorkommen von *O. tectus* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

***Eulohmannia ribagai* (Berlese, 1910) – Zeigerart für Laubwald**

E. ribagai trat außer an einem Grünlandstandort (subrezedent) ausschließlich in Laubwäldern (Abb. 6.7) mit einer Stetigkeit von 46 % auf. Sie war abundant (>300 Ind./m², rezedent) und trat an basisch bis mäßig sauren Standorten in mittlerer Stetigkeit auf. Als häufig in tieferen Bereichen des Ah-Horizonts (bis 10 cm) gefundene Art wäre von *E. ribagai* eine Differenzierung von Standorten unterschiedlicher C/N-Verhältnisse und Textur des Bodens zu erwarten. Sie trat am stetigsten unter stickstoffreicheren Verhältnissen auf, allerdings auch an wenigen Standorten mit höchsten C/N-Werten. Ebenso trat sie stetiger in tonreichen Böden auf, aber auch an einigen sandigen Standorten in höherer Dominanz (Abb. 6.8).

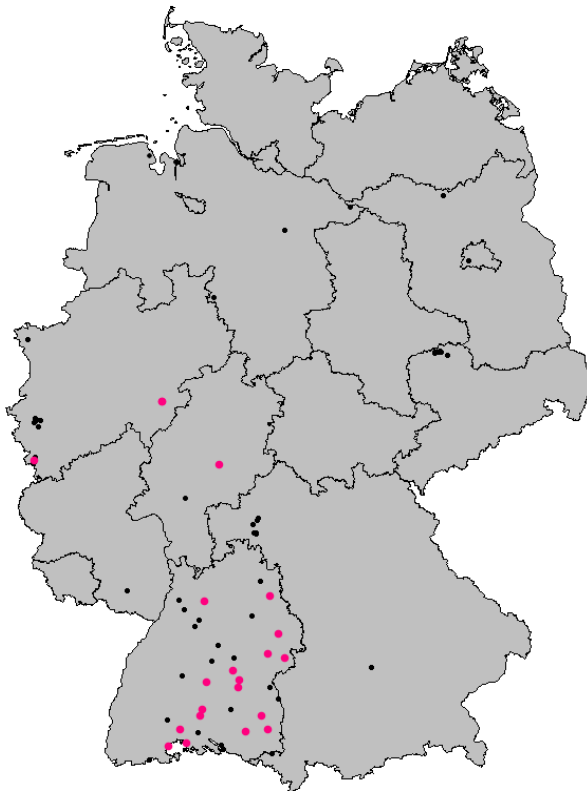


Abb. 6.7: Übersichtskarte der Fundorte von *Eulohmannia ribagai*. In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.

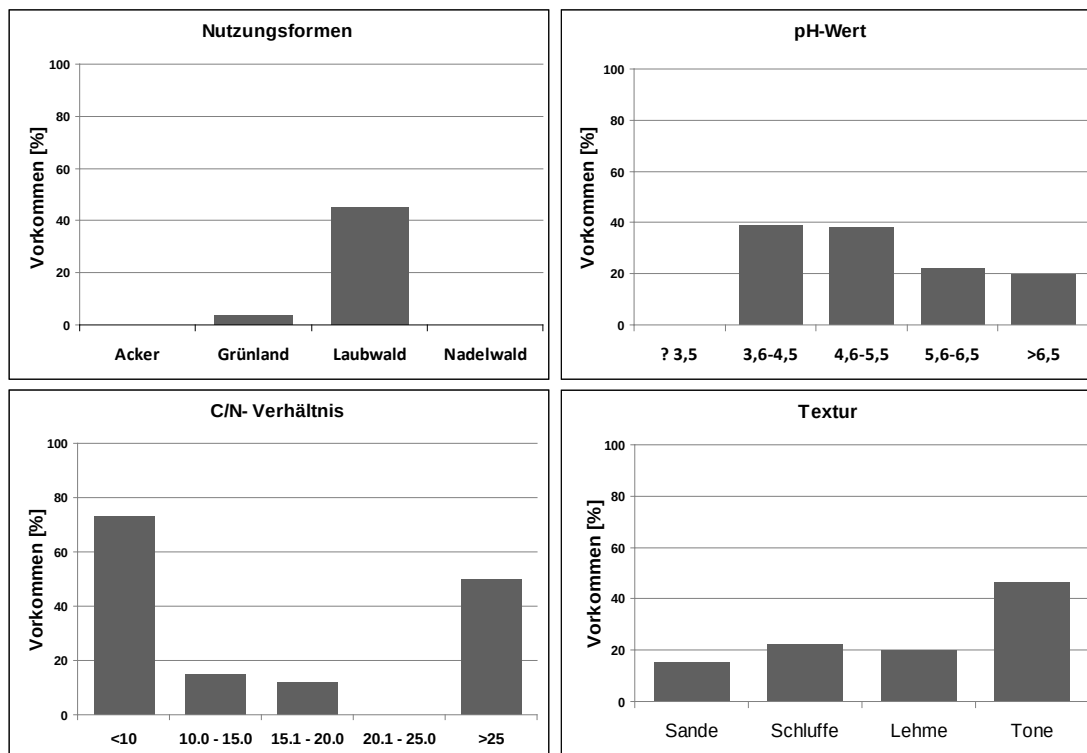


Abb. 6.8: Relatives Vorkommen von *E. ribagai* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

***Liebstadia similis* (Michael, 1888) – Zeigerart für Grünlandstandorte**

Die Art wurde ausschließlich in Grünland gesammelt (Abb. 6.9) und zeigte dort eine Stetigkeit von 81% und Abundanzen von > 1000 Ind./m². Das Fehlen im südwestdeutschen Raum hat wahrscheinlich keine biogeographischen Ursachen, sondern liegt daran, dass es dort nur von einem Grünlandstandort Daten gibt. Höchste Stetigkeit und Abundanz zeigte *Liebstadia similis* an Standorten mit mittleren pH-Werten (5,5 - 7) und C/N-Verhältnissen (10-20) und auf sandigen Böden (Abb. 6.10).

Ebenfalls nur an Grünlandstandorten und dort hoch stetig, mit etwas geringeren Abundanzen war *Eupelops occultus*. Diese Art zeigt keine Differenzierung nach pH-Wert, Textur oder C/N-Verhältnis. Mit geringerer Stetigkeit, aber auch ausschließlich im Grünland und dort in höheren Abundanzen (dominant oder subdominant) wurden *Ceratozetes mediocris*, *Trichoribates novus* (an Standorten mit pH > 6) und *Liebstadia pannonica* (auf Schluff oder Lehm) gesammelt (Tab. 6.1).

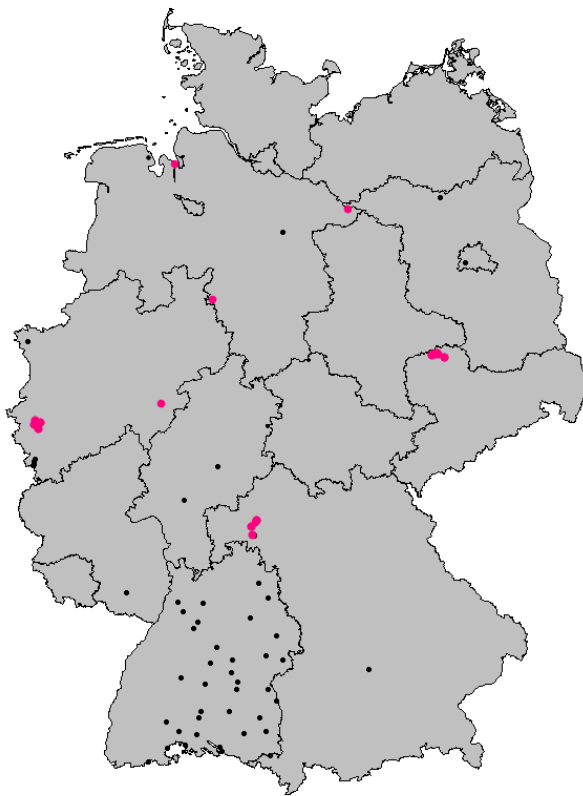


Abb. 6.9: Übersichtskarte der Fundorte von *Liebstadia similis*. In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.

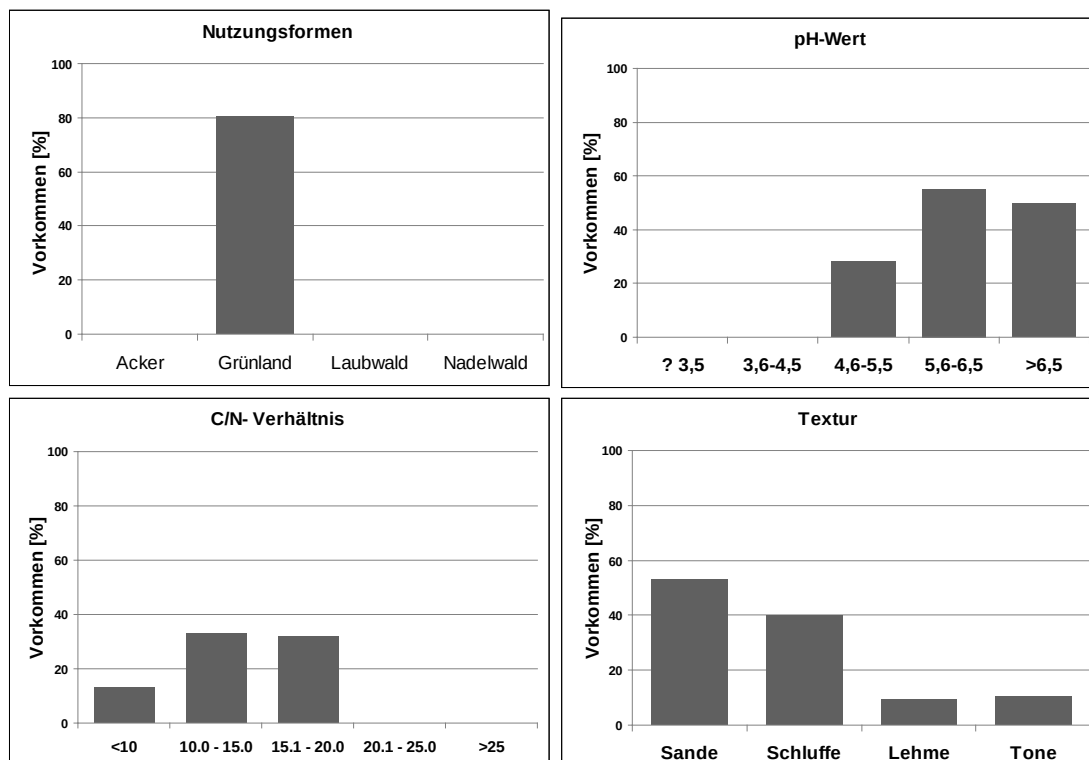


Abb. 6.10: Relatives Vorkommen von *L. similis* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

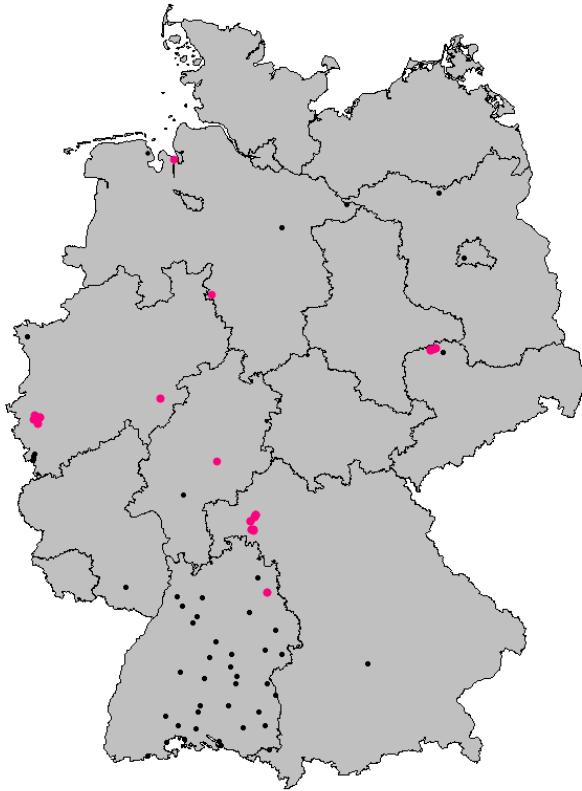
***Punctoribates punctum* (C. L. Koch, 1839) – Zeigerart für Grünland (Offenland)**

Abb. 6.11: Übersichtskarte der Fundorte von *Punctoribates punctum*. In schwarz: Standorte, an denen Oribatidenproben genommen wurden.

P. punctum erscheint an zwei von vier Ackerstandorten, in 77% der Grünlandstandorte und nur in einem (an Acker angrenzenden) Wald, so dass hier von einer dominanten Offenland-Art gesprochen werden kann (Abb. 6.11, Abb. 6.12). Bezüglich des pH des Bodens zeigt sie eine ausgeprägte Bevorzugung der basischen bis neutralen Standorte. Während ein leichter Trend zu den etwas niedrigeren C/N-Verhältnissen erkennbar ist, ist sie in der höchsten Klasse nicht vertreten. Höchste Abundanzen zeigt die Art auf schluffig-lehmigen Böden mit niedrigem C/N-Verhältnis (Abb. 6.12).

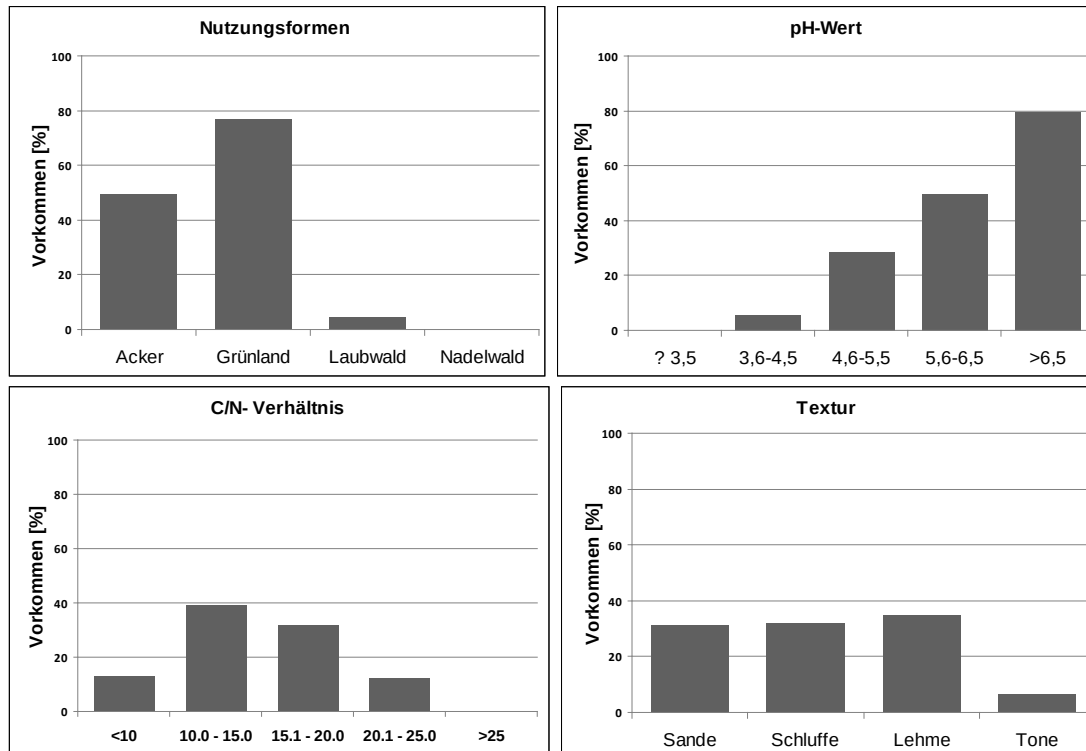


Abb. 6.12: Relatives Vorkommen von *P. punctum* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben).

6.3 Vorstellung der autökologischen Ansprüche auf Gruppenebene

Von den in Tab. 6.1 nach Stetigkeit und Dominanz aufgelisteten Arten wurden insgesamt 47 in den Abb. 6.13 bis Abb. 6.16 bezüglich ihres Potentials zur Differenzierung der Biotoptyp- bzw. Faktorenklassen verglichen. Die Gattungsnamen sind in den Grafiken abgekürzt. Säulen mit ähnlich großen Anteilen mehrerer Farben kennzeichnen euryöke/eurypotente Arten (Ubiquisten), wenig farbige Säulen oder stärker von einer oder zwei Farben dominierte weisen auf Differenzialarten hin.

6.3.1 Vorkommen von Oribatidenarten in Abhängigkeit von der Landnutzung

Aus der in Abb. 6.13 dargestellten Verteilung von Oribatidenarten auf verschiedene Biotoptypen wird ersichtlich, dass es Arten gibt, die in allen Typen: Nadelwald, Laubwald, Grünland und Acker regelmäßig vorkommen (vier erste Säulen von links). Die Präsenz und Abundanz dieser Arten, die in den meisten Aufsammlungen dominant sind, ist nicht zur

Indikation geeignet, das Fehlen dieser Hauptarten (vgl. Tab. 6.1) kann jedoch durchaus eine Störung oder besondere Standortbedingungen anzeigen.

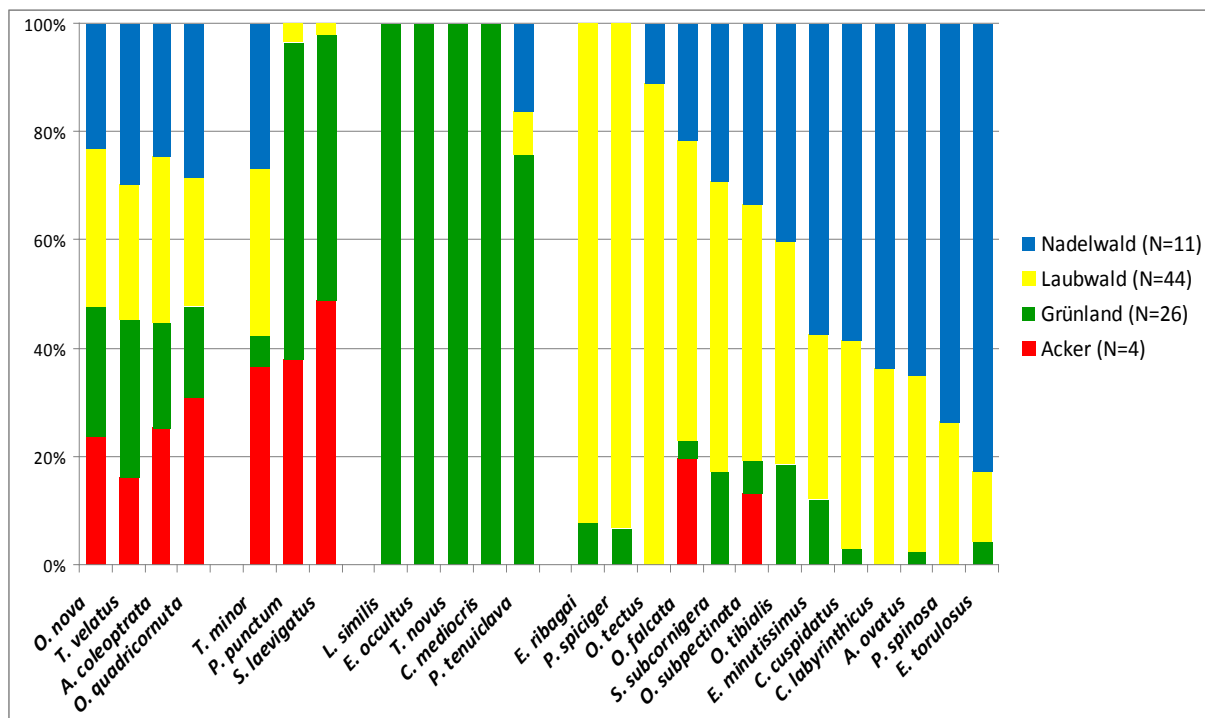


Abb. 6.13: Auftreten von 25 Oribatidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biotoptypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

Tectocepheus minor zeigt zwar hohe Stetigkeit an Ackerstandorten, die aber angesichts des stetigen Vorkommens der Art in Wäldern und der methodisch bedingten Überbewertung der Stetigkeit in Äckern keine große Aussagekraft beinhaltet (ein etwa gleich langer Balkenabschnitt entsteht, wenn die Art auf drei von vier Ackerflächen und auf 36 von 44 Laubwaldflächen vorkommt).

Aufgrund der geringen Stetigkeit auf Waldflächen können *Punctoribates punctum* und *Scheloribates laevigatus* als Offenlandarten identifiziert werden, die im Grünland ebenso wie auf Ackerstandorten gesammelt wurden. Daran anschließend sind vier Arten (*Liebstadia similis*, *Eupelops occultus*, *Trichoribates novus*, *Ceratozetes mediocris*) als eindeutige Grünlandarten einzustufen. *Pilogalumna tenuiclava* zeigt ebenfalls noch eine deutlich höhere Stetigkeit im Grünland.

Als charakteristisch für Laubwälder lassen sich zunächst eine subdominante (*Ophidiotrichus tectus*) sowie zwei rezedente Arten (*Eulohmania ribagai*, *Poecilochthonius spiciger*) durch ihre

Stetigkeit an Laub- bzw. Mischwaldstandorten (48 bzw. 52%) identifizieren. Es folgt eine Gruppe von in Wäldern subdominanten und stetigen Arten, von denen *Suctobelba subcornigera*, *Oppiella falcata* und *O. (Rhinoppia) subpectinata* deutlich stetiger in Laubwäldern auftraten. *Oribatula tibialis* trat in Nadel- und Laubwäldern ähnlich stetig auf. Bei allen Arten in Abb. 6.13 weiter rechts gezeigten Arten (*Chamobates cuspidatus*, *Carabodes labyrinthicus*, *Adoristes ovatus*, *Porobelba spinosa* und *Eupelops torulosus*) liegt eine deutliche höhere Stetigkeit in Nadelwaldstandorten (> 60%) vor.

A. ovatus, *P. spinosa* und *E. torulosus* können als Nadelwaldarten gelten, auch wenn sie vereinzelt (subrezent) an Laubwaldstandorten vorkommen. Für *A. ovatus* ist sogar bekannt, dass ihre Jugendstadien obligatorisch in mazerierten Nadeln minieren (Michael 1884; Lions & Gourbiere 1988), was ihre Präsenz in Laubwäldern besonders macht. Diese Befunde sollten bei weiteren Untersuchungen genauer verfolgt werden, da offensichtlich eine differenzierte Einnischung der Arten gegeben ist.

6.3.2 Vorkommen von Oribatidenarten in Abhängigkeit vom pH – Wert im Boden

Der linke Säulenblock in Abb. 6.14 mit den sieben in Deutschland am häufigsten gefundenen Oribatidenarten (Stetigkeit über alle Standorte 51 – 73%) zeigt, dass diese Arten sehr pH-tolerant sind. Mit *Ophidiotrichus tectus* beginnt eine Sechsergruppe, die ein überwiegendes Vorkommen an sauren Standorten zeigt. Sie kommen mit einer Stetigkeit von über 60 % an Standorten der beiden niedrigsten pH-Klassen vor.

Eulohmannia ribagai und *Xenillus tegeocranus* sind Arten, die noch eine breite pH-Toleranz besitzen, aber an extrem sauren Standorten ($\text{pH} < 3,5$) nicht mehr gefunden wurden. *Punctoribates punctum* führt eine Gruppe von fünf Arten an, die nur auf gut basenversorgten Standorten vorkommen, namentlich gedüngten Wiesen und Äckern (Abb. 6.13). Diese Arten kennzeichnen gleichzeitig die Grünlandstandorte (s.o.). Aufgrund fehlender Standorte ungedüngten Grünlands kann eine Differenzierung durch die Präsenz dieser Arten als Folge der Nutzung oder des pH-Wertes hier nicht vollzogen werden.

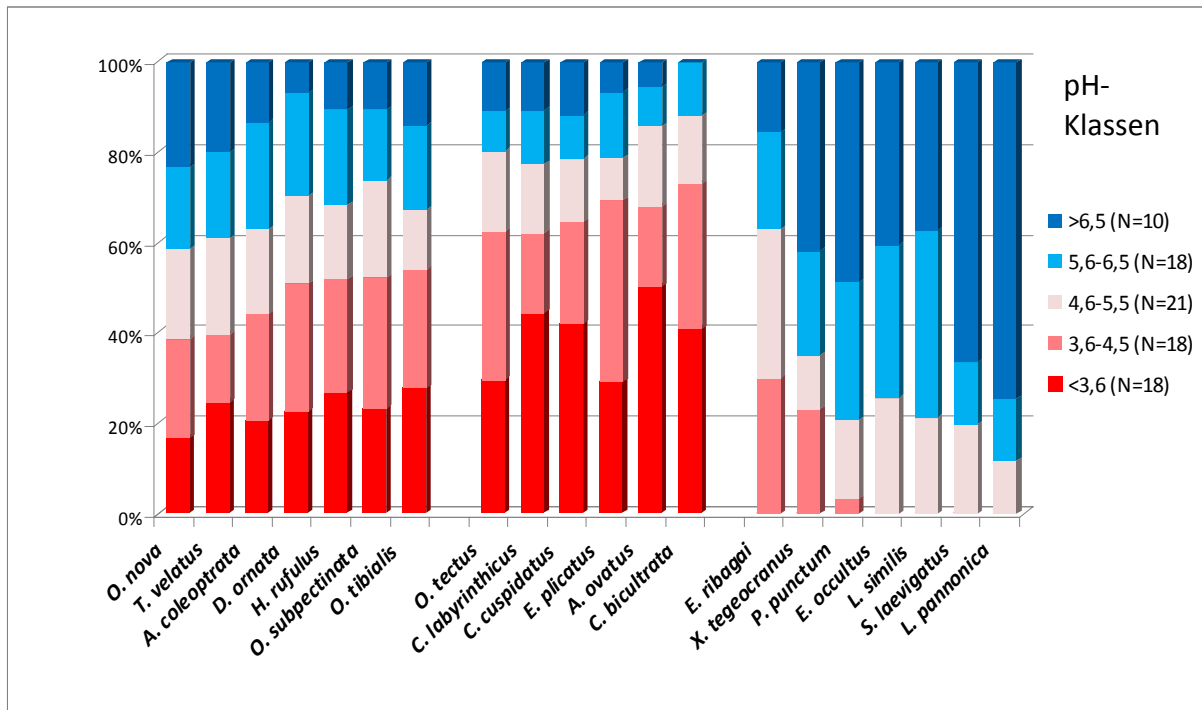


Abb. 6.14: Auftreten von 20 Oribatidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des pH-Werts im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

6.3.3 Vorkommen von Oribatidenarten in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis im Boden

Anstelle des leichter interpretierbaren Faktors „organischer Gehalt“ (SOM) wurde der eng korrelierte Faktor „Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis“ (C/N) ausgewertet, für den von mehr Standorten Daten verfügbar waren. In Wäldern ist ein hohes (weites) C/N-Verhältnis (> 20) unter Abbauverhältnissen mit geringer Nährstoffverfügbarkeit (Moder- und Rohhumusböden) anzutreffen, während die untersuchten Mull-Buchenwälder durch ein enges C/N-Verhältnis mit guter Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe gekennzeichnet sind. Einige Oribatidenarten zeigen für diese Verhältnisse eine leider nur schwach ausgeprägte Differenzierung.

Während die Acker- und Grünlandart *Punctoribates punctum* (s.o.) nicht differenziert, fehlen die beiden Grünland-Arten *Eupelops occultus* und *Liebstadia similis* und *Liacarus subterraneus* an Standorten mit hohen C/N-Verhältnisswerten völlig. Die im Laubwald stetigen Arten *Eulohmannia ribagai* und *Phthiracaus longulus* zeigen noch stetige Vorkommen in Moderbuchenwäldern (mittlere Säulenreihe, Abb. 6.15). Sieben Waldarten kommen stetig an Standorten mit höheren C/N-Werten (und sauren Nadelwäldern) vor.

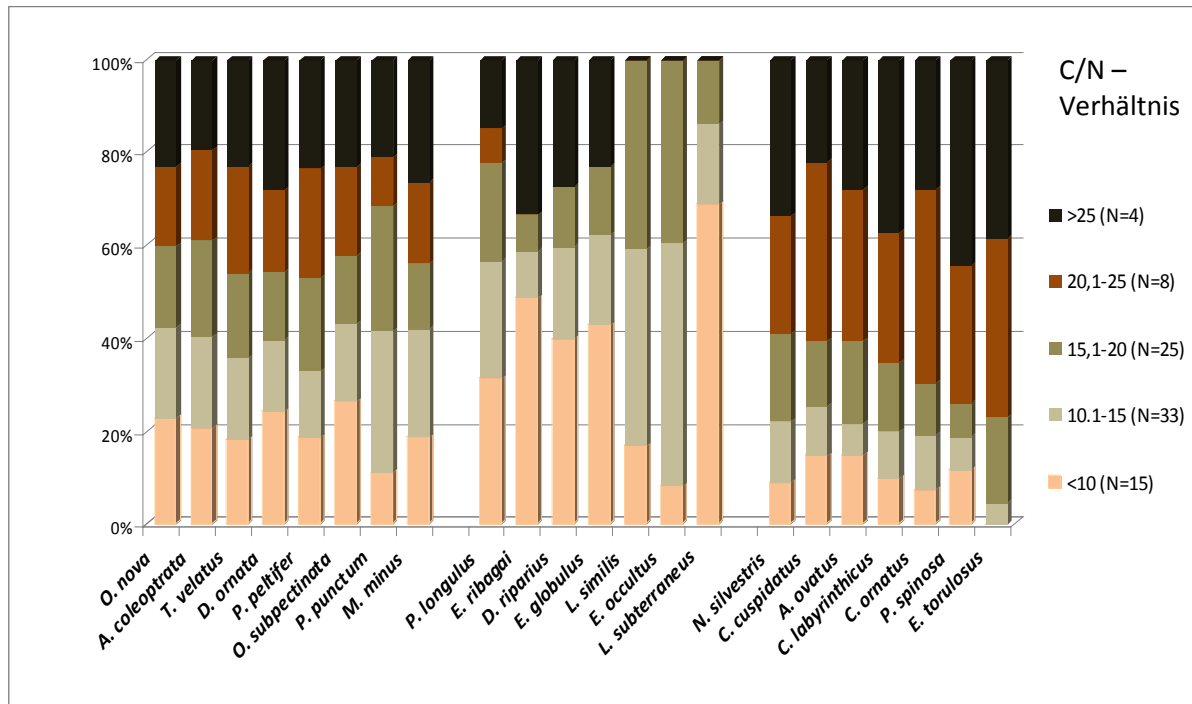


Abb. 6.15: Auftreten von 22 Oribatidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des C/N-Verhältnisses im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3. Gleichlange Säulenabschnitte (um je 20%) weisen auf euryöke Arten bezüglich des C/N-Verhältnisses hin.

6.3.4 Vorkommen von Oribatidenarten in Abhängigkeit von der Textur des Bodens

Auf der Basis der vorliegenden Daten werden Standorte unterschiedlicher Bodentextur von Oribatiden kaum differenziert (Abb. 6.16). Alle Arten traten in allen Böden auf. *Eulohmannia ribagai* und *Liacarus xylariae* waren mit über 40 % in feinkörnigen Tonböden (in Laubwäldern) zu finden. Drei Grünland-Arten (*Ceratozetes mediocris*, *Eupelops occultus* und *Liebstadia similis*) zeigen mit einer Stetigkeit von über 60% leichtere sandig/schluffige Böden an. Die schwache Differenzierung über Textur beruht wahrscheinlich darauf, dass die meisten Hornmilbenarten die oberen Streuschichten (Ol-Oh) sowie den oberen Ah-Horizont besiedeln. Nur unter Extrembedingungen (Frost, Austrocknung) bzw. zur Eiablage migrieren einige Arten in tiefere Bodenschichten, die durch die Verhältnisse von leichten zu schweren bzw. groben zu feinen Teilchen (Textur) wesentlich geprägt sind. Der Faktor Textur wurde wegen seiner grundsätzlich hohen Bedeutung vor allem für die größeren Bodentier-Taxa ausgewertet.

Die übergreifende Betrachtung der vier ausgewerteten Standortfaktoren Nutzungsform/ Biotoptyp, pH-Wert, C/N-Verhältnis und Textur des Bodens zeigt nur 23 stetige (und oder in

einem Biotoptyp abundante) Arten, die Klassen eines oder mehrerer Faktoren differenzieren, also potentielle Differentialarten (Tab. 6.3).

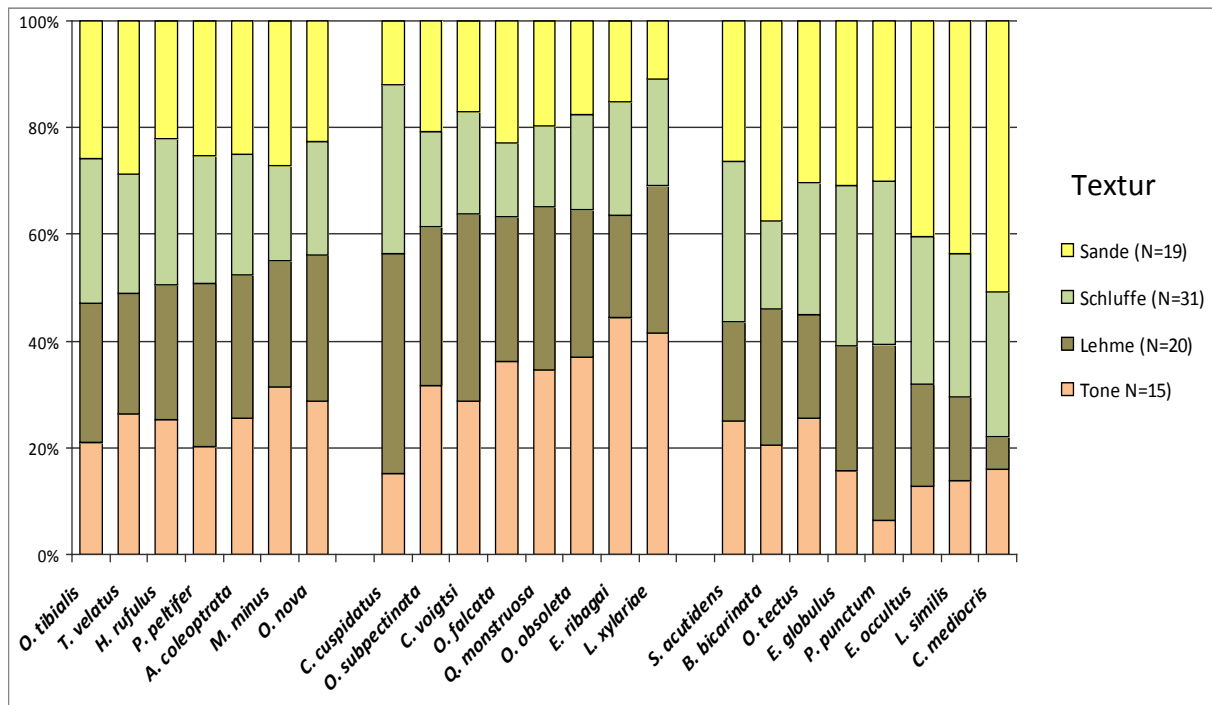


Abb. 6.16: Auftreten von 23 Oribatidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen der Bodentextur; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

6.4 Vorstellung der Gemeinschaftsebene (Multivariate Auswertung)

Zunächst wurde die Gradientenlänge für den Datensatz mit allen Standorten und allen Oribatidenarten mittels einer DCA (Korrespondenzanalyse mit Entzerrung) bestimmt. Da bei dem vorliegenden Gradienten von 3,8 sowohl eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) als auch eine Korrespondenzanalyse (CA) in Frage kommt, wurde zunächst eine PCA gerechnet. Darin werden 21 % von der ersten und 10 % von der zweiten Achse erklärt. Etwa 10 % der Varianz beruhen auf der räumlichen Verteilung der Standorte (Kovariablen X- und Y-Koordinaten). Da eine CA die Standorte besser trennt bzw. gruppiert, wird in Abb. 6.17 die Ordination der Standorte entlang der 1. und 2. Achse aus der CA gezeigt. Unter Berücksichtigung der Kovariablen (Koordinaten der Standorte: 7,3 % der Varianz) und einer schwächeren Gewichtung der seltenen (sporadischen) Arten trägt die 1. Achse 8,3 % und die 2. Achse 6,6 % zur Erklärung der Varianz der Artenverteilung bei. Die Umweltvariablen pH, C/N-Verhältnis und Niederschlag wurden post-hoc korreliert (indirekte Gradientenanalyse)

und erklären ca. 12 % der Varianz. Die Ordination der Standorte mittels PCA und CA sowie die niedrigen Eigenwerte der Achsen zeigen einen hohen unerklärten Anteil der Varianz (Abb. 6.18).

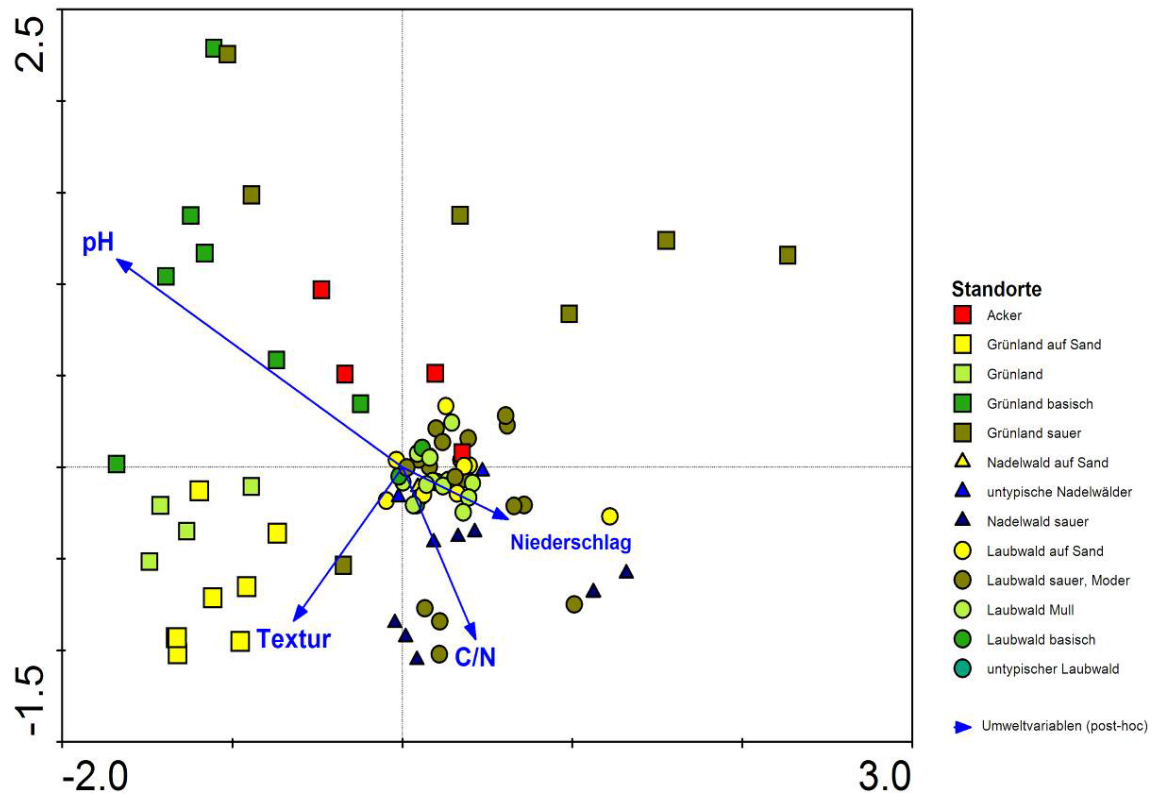


Abb. 6.17: Ordinationsplot einer CA mit allen Standorten (85) und allen Oribatidenarten (295). Eingezeichnet sind vier post-hoc korrelierte Faktoren: pH, C/N-Verhältnis, Textur des Bodens und Niederschlag (Jahresmittelwert).

Während die meisten Waldstandorte (in Baden-Württemberg) im Zentrum und dicht beieinander liegen, werden die Grünlandstandorte weit voneinander entfernt in 3 Gruppen (1. Artenarme auf Sand und mit pH um 6; 2. Neutral bis basische; 3. Saure Grünländer) ordiniert. Alle sehr sauren Nadel- und einige sehr saure Laubwälder werden weiter entfernt von den anderen Waldstandorten positioniert, wobei die sechs Waldstandorte (3 Laub-, 3 Nadelwälder) der Eifel sehr nahe beieinander liegen, was neben dem Einfluss der räumlichen Lage v.a. auf einem unterschiedlichen Identifikationsniveau bei den schwierig zu bestimmenden *Brachychthoniidae*, *Oppioidea* und *Phthiracaridae* beruhen dürfte. Vier Waldstandorte liegen ebenfalls nah beieinander (rechts unten), hier handelt es sich um drei „EU-Level II“- Flächen und eine BDF unter vergleichbaren Standortbedingungen (auf Böden mit hohem Sandanteil, pH ca. 3, C/N 18-25). Einer der vier Ackerstandorte liegt bei den

Grünländern, drei bei den Wäldern. Ein Einfluß des pH-Werts sowie der Textur des Bodens ist anzunehmen.

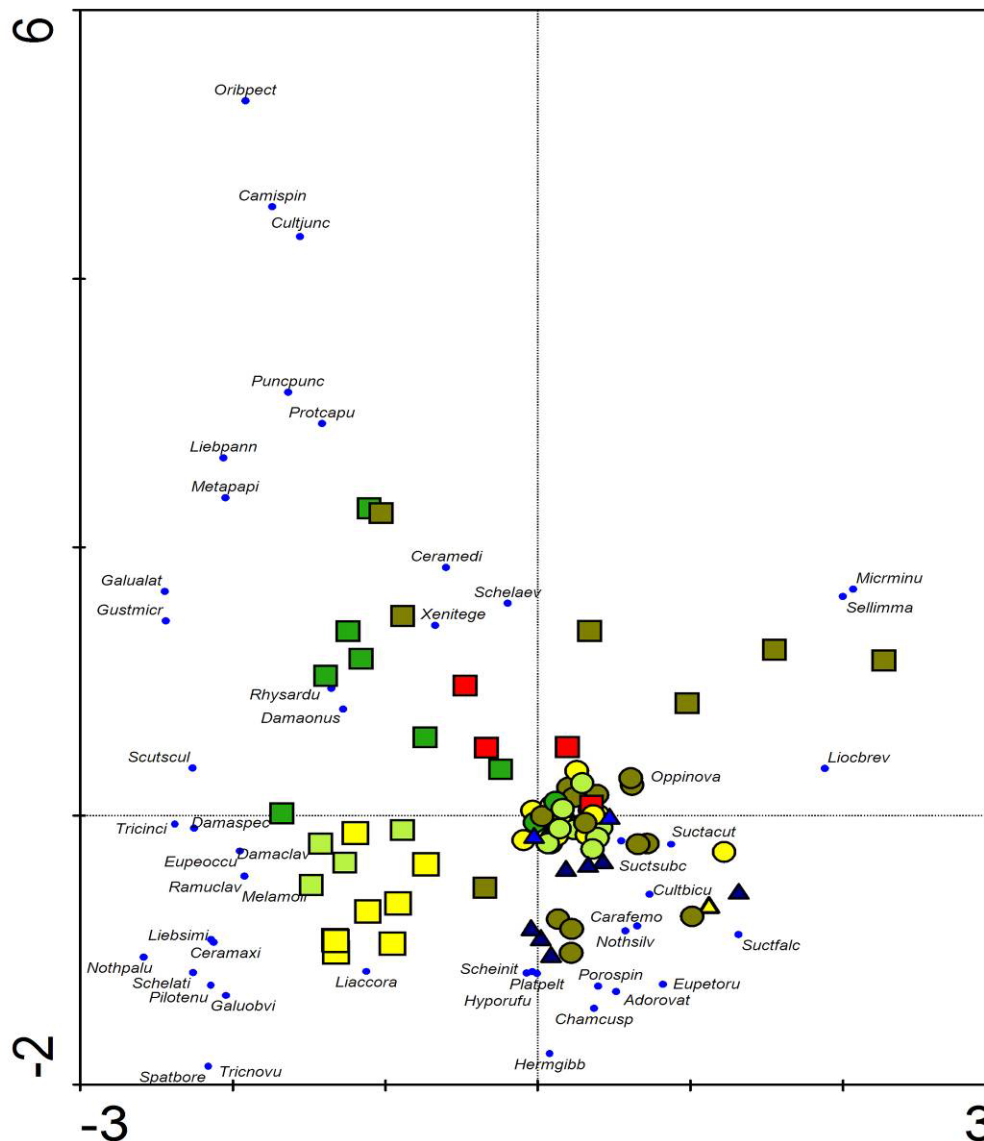


Abb. 6.18: Ordinationsplot der CA mit allen Standorten (85) und allen Oribatidenarten (295). Eingezeichnet sind die Arten, die am stärksten die Positionierung der weiter außen liegenden Standorte bestimmen.

Unter Einbeziehung der Originaldaten kann man aus dem CA-Biplot mit den Arten, die die Lage der Standorte am stärksten bestimmen (Abb. 6.18), Differenzialarten für Standortgruppen ermitteln: z. B. sind die sauren Grünländer ($\text{pH} < 6$) durch zwei Arten gekennzeichnet (*Microppia minus*, *Sellnickochthonius immaculatus*); eine größere Gruppe von Arten charakterisiert die artenarmen, weniger sauren und sandigen Grünlandstandorte, darunter die Grünlandzeiger *Liebstadia similis* und *Eupelops occultus* (*Pilogalumna*

tenuiclava, *Trichoribates novus*, *Punctoribates punctum* und *Liebstadia pannonica* kennzeichnen nicht sandige, offene Standorte [Grünland und Acker]). Die basischen Grünländer sind durch *Liebstadia pannonica*, *Punctoribates punctum* und *Xenillus tegeocranus* charakterisiert. Die sauren Wälder werden von einer Gruppe von Arten bestimmt: *Chamobates cuspidatus*, *Adoristes ovatus*, *Nothrus silvestris*, *Suctobelba subcornigera*, *Eupelops torulosus*.

Um besser beurteilen zu können, welche unterschiedlichen Grünlandtypen durch bestimmte Artengruppen charakterisiert sind, wurde eine entsprechende Korrespondenzanalyse mit einem Datensatz, in dem nur die Grünländer (26 Standorte, 107 Arten, Gradientenlänge der 1. Achse 4,1) enthalten waren, gerechnet (Abb. 6.19). Auch hier wurden die „seltenen“ (d. h. in Einzelexemplaren aufgetretenen) Arten weniger stark gewichtet. Die Gesamtvarianz des Datensatzes betrug 5,3, der Erklärungswert der ersten Achse 12,4 %, der zweiten Achse 10,3. Der Anteil der insgesamt erklärten Varianz bleibt gering, die Biotoptypen der zweiten Ebene bilden keine durch Artengruppen gut charakterisierbaren und gegeneinander abgrenzbaren Gruppen. Eher beieinander liegen Standorte unterschiedlichen Typs in der gleichen Region bzw. aus der gleichen Untersuchung (Methoden!).

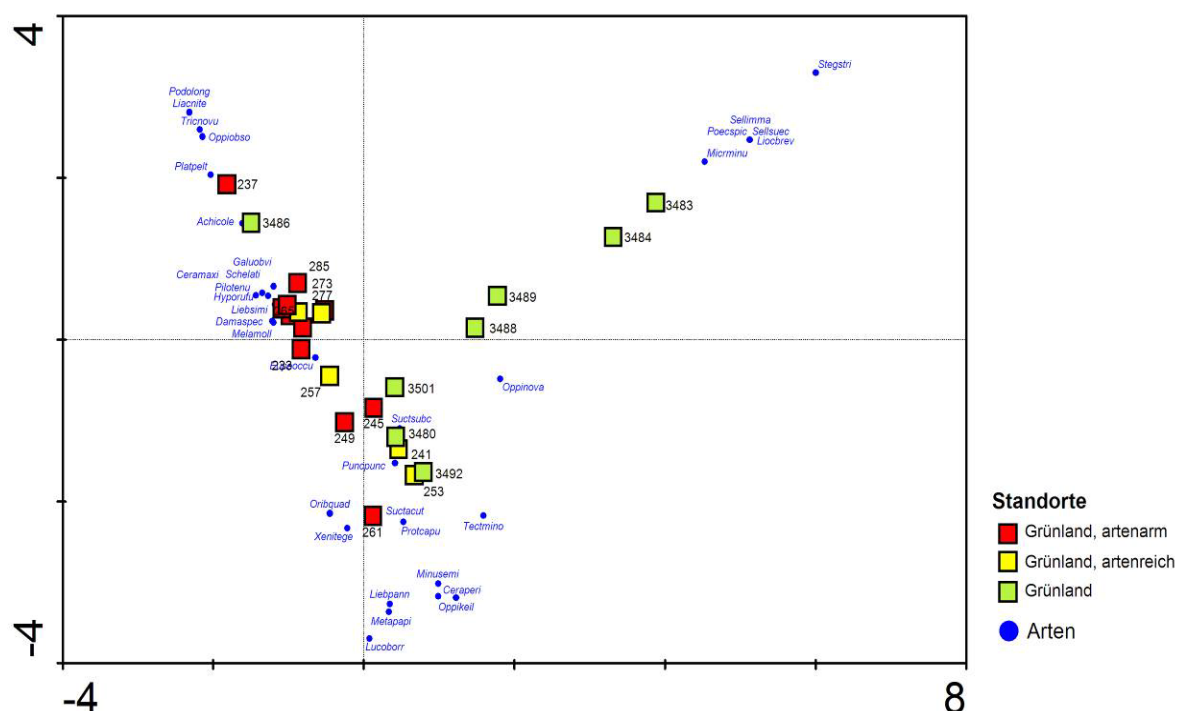


Abb. 6.19: Ordinationsplot einer CA mit allen Grünlandstandorten (26) und allen dort gesammelten Oribatidenarten (107).

Für eine bessere Auftrennung der Waldstandorte wurde eine Korrespondenzanalyse mit einem Datensatz, in dem nur die Wälder (55 Standorte, 251 Arten, Gradientenlänge der 1. Achse 3,65) enthalten waren, gerechnet. Auch hier wurden die „seltenen“ (d. h. in Einzel-exemplaren aufgetretenen) Arten weniger stark gewichtet. Die Gesamtvarianz des Datensatzes betrug 3,97, der Erklärungswert der ersten Achse 10,9 %, der zweiten Achse 8,3. Hier ist der Anteil der insgesamt erklärten Varianz noch geringer, entsprechend zeigt die Ordinationsgrafik keine durch Artengruppen gut charakterisierten und gegeneinander abgrenzbaren Gruppen von Wäldern (Abb. 6.20), mit Ausnahme der drei Nadelwald- und Laubwaldstandorte der Eifel (s.o.). Dagegen kommen einige Standorte unterschiedlichen Typs, aber derselben Region (derselben Untersuchung) nebeneinander und weitab von den restlichen Wäldern zu liegen (Bruchsal: 3503, 3504, 3505, 3506; Crailsheim: 3500, 3502).

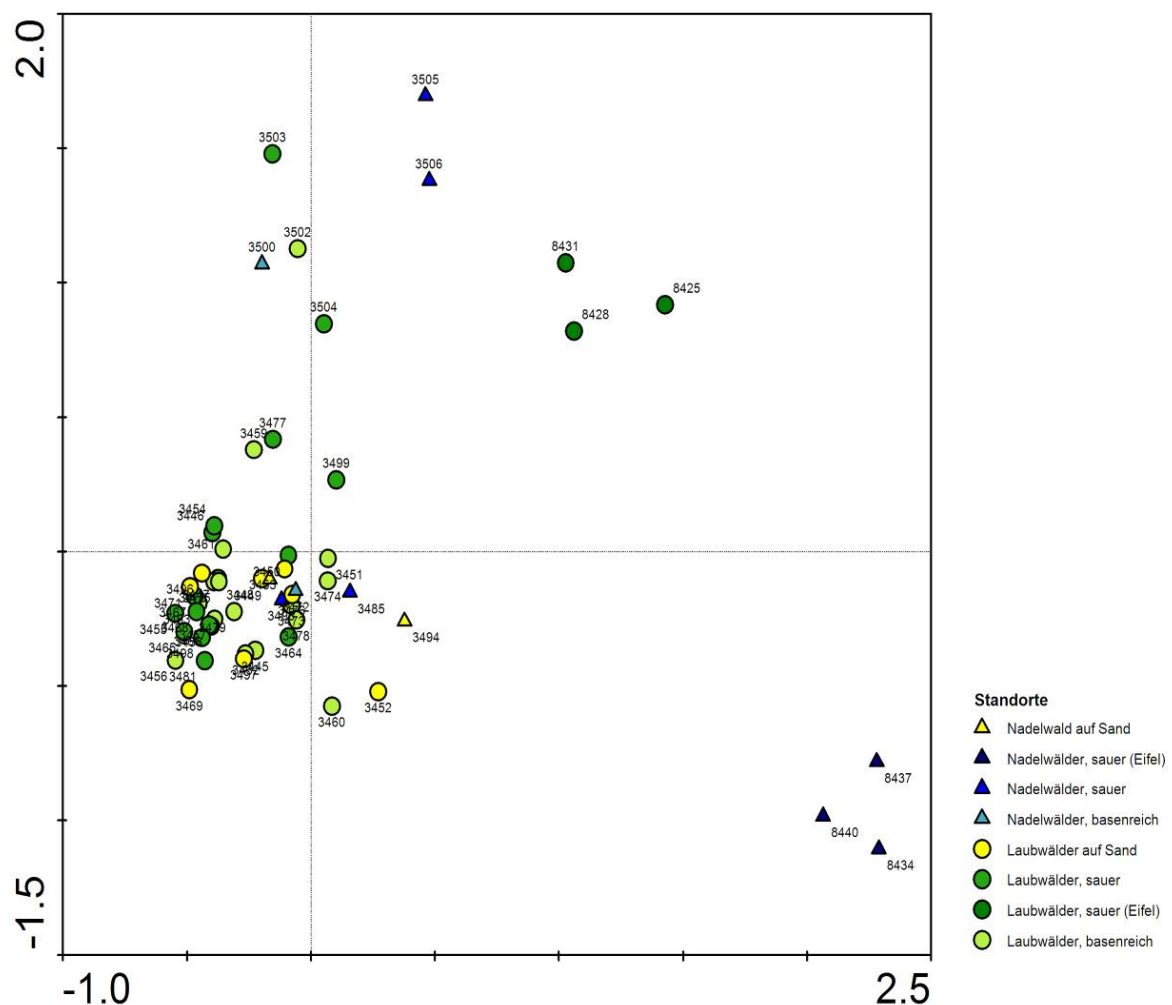


Abb. 6.20: Ordinationsplot einer CA mit allen Waldstandorten (55) und allen dort gesammelten Oribatidenarten (251).

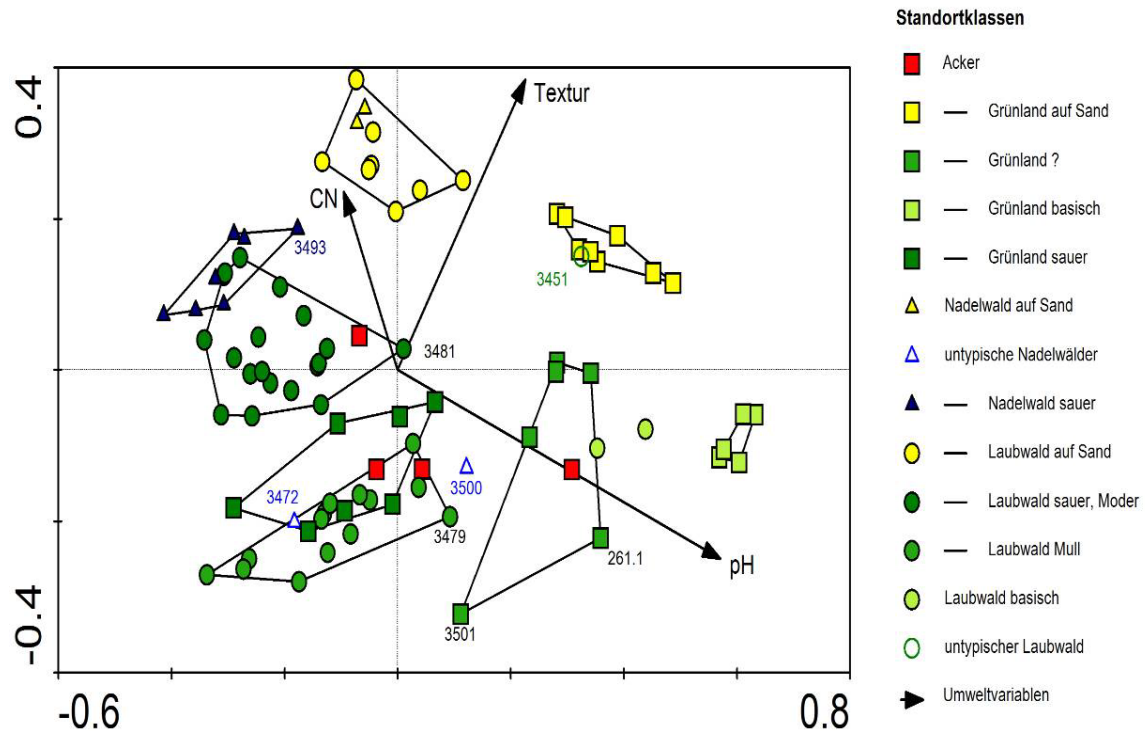


Abb. 6.21: Ordinationsplot einer kanonischen Analyse (RDA) mit allen Standorten (85) und allen Oribatidenarten (295) sowie drei Umweltvariablen (pH, C/N-Verhältnis und Textur des Bodens).

Als nächstes wurde als direkte Gradientenanalyse eine Redundanzanalyse (RDA) unter Einbeziehung der Standortvariablen pH, C/N-Verhältnis und Textur des Bodens durchgeführt (Abb. 6.21). Die Summe aller kanonischen Eigenwerte beträgt allerdings nur 0,112, d. h. die Umweltvariablen erklären lediglich 11 % der Gesamtvarianz im Datensatz. Davon wiederum erklärt die Artenverteilung auf der 1. Achse 7,3%, auf der 2. Achse 2,8%. Die unter dem Einfluss der drei ausgewählten Umweltvariablen resultierende Ordination zeigt folgende abgrenzbare Standortklassen (in der Abbildung durch „envelopes“ angezeigt):

1. Laubwälder (7) auf sandigem Boden (dazu ordiniert wurden 2 Nadelwälder auf Sandboden);
2. Grünlandstandorte (8) auf Sand;
3. Grünlandstandorte (5) mit hohem pH-Wert (stark basisch, gedüngte Wiesen)
4. Nadelwald- (7) und Laubwaldstandorte (16) auf sauren Böden und mit höheren C/N-Verhältnissen, die auf Moder- oder Rohhumusverhältnisse hinweisen;
5. Laubwaldstandorte (14) mit unterschiedlichem pH-Wert, aber engem C/N-Verhältnis, das auf Mullaufgaben hinweist;
6. Grünlandstandorte (7) auf Böden mit niedrigerem pH-Wert werden nahe bei den Laubwäldern ordiniert.

Diese anhand der Biotoptypen und Umweltvariablen definierten Klassen entsprechen weitgehend den Biotoptypklassen der zweiten oder dritten Ebene.

Die Ordination der Standorte durch eine direkte Gradientenanalyse kann trotz ihres recht geringen Erklärungsgehalts zur Beurteilung der Standortbedingungen und ihrer Repräsentanz für bestimmte Typen (Klassen) herangezogen werden: So liegen die zwei Laubwaldstandorte 3458 und 3470 aufgrund ihres basischen Bodens im Diagramm weit entfernt von allen anderen Laubwaldstandorten. Für die Klassifikation dieser Klasse (Mull-Buchenwälder auf kalkreichem Untergrund) anhand der Oribatidenfauna wäre eine Untersuchung weiterer Standorte hilfreich.

Als Ausreißer (Nadelwald unklar) des Biotoptyps Nadelwald erscheinen die Standorte 3472 (Donaueschingen) und 3500 (Crailsheim). Der in den Unterlagen als Tannen-Fichtenwald bezeichnete Standort 3472 weist die dafür ungewöhnliche Humusform „L-Mull“ und einen relativ hohen pH-Wert von 5,2 auf. Auf diesem heutigen Waldstandort wurde „vormaliger Ackerbau“ betrieben (handschr. Probennahmeprotokoll, v. 05.07.1994, vgl. „SOLUM 1995“). Der als Fichtenwald bezeichnete Standort 3500 wird wegen seines ungewöhnlich hohen pH-Wertes (6,2) relativ nahe an den weiteren Standorten eines Transekts ordiniert: Laubwald (3502), Grünland (3501) und Acker (3490) bei Crailsheim (ca. 100 m voneinander entfernt). Dies zeigt deutlich die Problematik mangelnder Datenbreite (nur wenige Nadelwälder auf engem pH-Bereich).

Die Ordination des Standorts 3493 (Beerenbusch) unterstreicht seine Sonderstellung im Datensatz als Kiefernwald mit Rotbuche auf Sand mit einem pH-Wert von 3,4 (Römbke et al, BBSK, F+E-Vorhaben Nr. 207 05 006, Bodenbiologische Bodengüte-Klassen, 2000). Der einzige vergleichbare Standort ist 3494 (Grunewald, Berlin), ein nur 50-jähriger Kiefernwald mit Traubenkirsche auf schluffigem Sand, der inmitten der 8 Laubwälder auf Sandböden ordiniert wird. Auch der als Nadelwald deklarierte Standort 3449 (Wangen) kann durch das nachträglich eingesehene handschriftliche Beprobungsprotokoll vom 21.6.1994 (SOLUM, 1995) als „oligotrophenter/eutrophenter Buchen-Tannenmischwald mit hohem Fichtenanteil und auf großer „baumfreier Zone (...) starkes Aufkommen von Brombeeren“ als untypischer Nadelwald identifiziert werden. Beim Laubwaldstandort 3451 (Biberach), der direkt bei den

Grünlandstandorten auf Sandböden ordiniert wird, handelt sich um einen bäuerlichen Privatwald von wenigen ha Ausdehnung, der inmitten von landwirtschaftlichen Flächen liegt.

6.5 Diskussion

Verglichen mit ähnlichen früheren Projekten (Römbke et al. 2000; 2002a; Beck et al. 2001) konnte für die Oribatiden erstmals eine deutliche größere Datenbasis verwendet werden. Dies gilt insbesondere für Grünlandstandorte durch die „Ackerfeldrain-Untersuchungen“ bei Jülich, Würzburg und Leipzig (Toschki 2008). Trotzdem ist die Verteilung von Oribatidendaten über Deutschland noch sehr unausgewogen und ihre Auswertung wird durch zahlreiche Einschränkungen bei der Datenqualität erschwert. So sind auch von den insgesamt 60 Waldstandorten aus dem Ökologischen Wirkungskataster Baden-Württemberg erst 35 Standorte so bearbeitet, dass die besonders schwierigen Oribatidengruppen der Brachychthoniidea, Oppioidea und Phthiracaridae bis auf Artebene identifiziert sind. Der Vergleich der daraus stammenden Artenverteilungen mit weniger gut bearbeiteten Datensätzen (wie z. B. das für den Vergleich mit den württembergischen Wäldern sehr wichtige Datenpaket aus dem Nationalpark Eifel (Willius 2010) ist zumindest in multivariaten Analysen schwer zu interpretieren. Hinzu kommt, dass eine standardisierte Bestimmung der zum Teil taxonomisch ungeklärten Oribatidenarten erst seit kurzem (Weigmann 2006) möglich ist, viele Datensätze aber aus vorheriger Zeit stammen. Aufgrund der insgesamt noch knappen Datenmenge wurden auch probenmethodisch kritische Datensätze in die Auswertung mit einbezogen, so z. B. die Grünlandstandorte 3483 - Breddewarden und 3484 - Aher Kämpe, die bei Temperaturen um den Gefrierpunkt beprobt worden waren. Dies führte zu besonders niedrigen Artenzahlen, die sicher nicht für die Standorte charakteristisch sind.

Solche Einschränkungen in der Datenqualität mindern die Aussagekraft v.a. der multivariaten Analysen erheblich bzw. erfordern eine sorgfältige Überprüfung und vorsichtige Bewertung der Ergebnisse. Trotzdem konnten unter Einbeziehung der Informationen zu einzelnen Arten bereits wertvolle Informationen zur Oribatidenzönosen der Haupt-Biototypen und potentiellen Differentialarten gewonnen werden. Aus allen Auswertungen zusammen wurden Referenzwerte für Abundanz und Artenzahl abgeleitet sowie Zeiger- und Differentialarten extrahiert.

6.6 Referenzwerte, Zeiger- und Differentialarten

Die in Tab. 6.2 aufgeführten Referenzwerte beruhen auf Mittelwerten aus den nach den multivariaten Analysen als typisch befundenen Standorten des jeweiligen Biotoptyps. Durch ihre Lage im Ordinationsdiagramm und weitere Informationen (z. B. aus Beprobungsprotokollen) als Ausreißer bzw. in ihrer Oribatidengemeinschaft oder den Standortbedingungen als untypisch ermittelte Standorte wurden dabei nicht berücksichtigt. Auch wenn die Individuenzahl von Proben einen Einfluss auf die Artenzahl hat (Vollständigkeit der Besammlung), so sind doch hohe Abundanzen von Oribatiden (>120.000 Ind/m²) nicht gleichbedeutend mit hoher Biodiversität. Im Gegenteil: als hochdivers einzustufende Waldstandorte (> 90 Oribatidenarten) zeigen mittlere Gesamtabundanzen um 40.000 Ind/ m². Für Äcker und Grünlandstandorte können die Referenzwerte wegen der geringen Zahl von Aufsammlungen nur als erste Annahmen gesehen werden.

Die vier Ackerstandorte liegen in ihrem Minimum weit von Erwartungswerten aus der Literatur entfernt. Selbst artenarme Offenlandstandorte (Acker und Ackerunkrautfluren) sollten mindestens 15 Arten aufweisen (Weigmann & Kratz 1981). Für Wälder ist zu beachten, dass eine vollständige Auflösung der „schwierigen“ Gruppen *Brachychthonioidea*, *Oppioidea* (*Suctobelbidae*) bis zu 50% der Artenzahl erbringen kann.

Tab. 6.2: Referenzwerte für Abundanz und Artenzahl für die verschiedenen Biotoptypen.

	Laub(misch)wald	Nadelwald	Grünland	Acker
Anzahl der Standorte	40	8	21	4
Abundanz				
Mittelwerte	31.000	46.000	5.800	750
Untergrenze	3.500	14.500	2.300	400
Obergrenze	113.000	125.000	10.000	1.200
Artenzahl				
Mittelwerte	53	52	20	7
Untergrenze	25	43	8	4
Obergrenze	92	67	34	10

Tab. 6.3: Potentielle Zeigerarten (hoch stetig nur in einem Biotoptyp) und Differentialarten (für bestimmte Faktorenausprägungen innerhalb eines Typs) der Oribatiden, zusammengestellt aus den Ergebnissen der Einzelarten-, Gruppen- und multivariaten Auswertung.

	Zeigerarten	Differentialarten	Ubiquisten
Grün- land	<i>Liebstadia similis</i> (dom) <i>Eupelops occultus</i> (subdom) <i>Punctoribates punctum</i> (dom) <i>Ceratozetes mediocris</i> (dom)	pH > 6: <i>Trichoribates novus</i> (subdom), <i>Xenillus tegeocranus</i> (subdom), <i>Scheloribates initialis</i> (rez) pH < 6: <i>Micropopia minus</i> (dom), <i>Platynothrus peltifer</i> (subdom) schluffig-lehmige Böden: <i>Liebstadia pannonica</i> (subdom) sandige Böden: <i>Pilogalumna tenuiclava</i> (rez) sandig-schluffig, enges C/N: <i>Berniniella bicarinata</i> (rez) C/N < 15: <i>Scheloribates laevigatus</i> (dom)	<i>Oppiella nova</i> (subdom) <i>Tectocephus velatus</i> (subdom) <i>Oribatula tibialis</i> (subdom)
Äcker		<i>Punctoribates punctum</i> (eudom) <i>Tectocephus minor</i> (eudom) <i>Tectocephus velatus</i> (eudom) <i>Oppiella falcata</i> (dom) <i>Ceratozetes gracilis</i> (subdom) <i>Scheloribates laevigatus</i> (subdom) <i>Xenillus tegeocranus</i> (subrez)	<i>Achipteria coleoptrata</i> <i>Oppiella nova</i> (eudom) <i>Dissorhina ornata</i> (rez)
Nadel- wald	<i>Adoristes ovatus</i> (subdom) <i>Chamobates cuspidatus</i> (subdom) <i>Cultroribula bicultrata</i> (subrez)	pH > 6: <i>Carabodes labyrinthicus</i> (subrez) pH < 4: <i>Tectocephus velatus</i> (dom), <i>Oribatula tibialis</i> (subdom), <i>Scheloribates initialis</i> (subdom), <i>Nothrus silvestris</i> (rez), <i>Eniochthonius minutissimus</i> (rez), <i>Platynothrus peltifer</i> (rez), <i>Porobelba spinosa</i> (rez), <i>Carabodes ornatus</i> (rez), <i>Hypochthonius rufulus</i> (rez), <i>Eupelops torulosus</i> (subrez)	<i>Oppiella nova</i> (eudom) <i>Achipteria coleoptrata</i> <i>Dissorhina ornata</i> (rez)
Laub- wald	<i>Ophidiotrichus tectus</i> (subdom), <i>Oppiella falcata</i> (dom), <i>Oppiella subpectinata</i> (subdom), <i>Suctobelbella subcornigera</i> (subdom), <i>Liacarus subterraneus</i> (subrez), <i>Achipteria coleoptrata</i> (dom), <i>Dissorhina ornata</i> (subdom), <i>Quadroppia monstrosa</i> (rez), <i>Suctobelbella acutidens</i> (rez), <i>Cultroribula bicultrata</i> (subrez), <i>Steganacarus magnus</i> (subrez)	pH < 4: <i>Nothrus silvestris</i> (rez) pH > 5: <i>Oppiella nova</i> (eudom), <i>Eulohmannia ribagai</i> (rez), <i>Suctobelbella sarekensis</i> (rez), <i>Damaeus riparius</i> (subrez), <i>Poecilochthonius spiciger</i> (subrez), lehmig-schluffig: <i>Chamobates voigtsi</i> (subdom)	<i>Oppiella nova</i> (eudom) <i>Tectocephus velatus</i> (subdom) <i>Oribatula tibialis</i> (rez)

6.7 Fazit

Die Ergebnisse zu Oribatiden lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Diversität der im Boden lebenden Oribatiden ist in der BoInfo-Datenbank überraschend gut erfasst worden. Von den 520 von Weigmann (2006) für Deutschland gemeldeten Arten (darunter auch limnische) sind 295 Arten (57 %) enthalten. Die meisten Arten sind aber nur mit einzelnen bzw. wenigen Individuen an wenigen Standorten belegt, sie wurden dementsprechend bei der Auswertung weniger stark gewichtet.
- Die bisher erfassten Daten sind, da Oribatiden auf BDF gar nicht erfasst wurden, sehr heterogen in Bezug auf die Methodik und regionale Verteilung. Gut abgedeckt sind z. B. Wälder in Baden-Württemberg, schlecht abgedeckt sind generell Ackerstandorte.
- Ökologische Präferenzen (für die 4 Faktoren Landnutzung, pH-Wert, organischer Gehalt und Textur) wurden je nach Datenlage für 20 – 25 Arten ermittelt.
- Das Vorkommen von Oribatiden-Arten wird v.a. von der Landnutzung, dem pH-Wert und C/N-Verhältnis im Boden, weniger von der Textur des Bodens bestimmt.
- Oribatiden bilden standortspezifische Artengemeinschaften, die von wenigen euryöken und überall hoch abundanten Arten bestimmt werden können. Diese Ubiquisten können aber durch ihre (relative) Abundanz (und besonders ihr Fehlen) durchaus Aussagen zum Zustand eines Standorts liefern. Viele Arten mittlerer Häufigkeit eignen sich als Differentialarten.
- Auch wenn nur sehr wenige Arten ausschließlich in Biotoptypen der 1. Ordnung (v.a. in Grünland) auftraten, konnten Referenzwerte für Abundanz und Artenzahl für die vier Biotoptypen ermittelt werden. Unter Einbeziehung von Kenntnissen aus der Literatur zur Zuordnung der Arten zu einem Schwerpunktlebensraum (wie sie das BMBF-Projekt EDAPHOBASE liefern wird) ist noch eine deutliche Verbesserung des indikatorischen Werts der Oribatiden zu erwarten.
- Für die Verbesserung der Datenbasis wird dringend die bundesweite Neubeprobung der wichtigsten typischen und einer Reihe neuer DBF-Standorte aller vier Landnutzungstypen mit Beschreibung des Biotoptyps und der wichtigsten Boden- (pH, Bodenfeuchte, C/N, organischer Gehalt) und Streulagenparameter (Streutyp, Streumenge) vorgeschlagen.
- Die Nutzung der Oribatiden für eine bodenbiologische Standortklassifikation und –beurteilung wird aufgrund der hohen Diversität und hohen ökologischen Relevanz empfohlen.

7 Vorstellung einzelner Organismengruppen: Lumbricidae

7.1 Einführung

Die Regenwürmer stellen ohne Zweifel die am besten untersuchte Gruppe der Boden-invertebraten dar, da sie zum einen als relativ große Tiere leichter als die meist deutlich kleineren anderen Bodenorganismen zu untersuchen sind. Zum anderen ist die hohe Bedeutung der Regenwürmer für die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Bodens und die Nährstoffversorgung der Pflanzen seit mehr als 100 Jahren bekannt (Darwin 1889; Satchell 1983; Lee 1985; Edwards & Bohlen 1997; Ernst 2010). Diese als positiv angesehenen ökologischen Funktionen werden jedoch meist nur von wenigen Arten (in gemäßigten Breiten insbesondere *Lumbricus terrestris*) erbracht (Lavelle et al. 1997).

Die Unterschiede in der Ökologie der verschiedenen Arten haben, unabhängig voneinander, Lee (1959, zitiert in Lee 1985) und Bouché (1977) für die im Folgenden beschriebene Klassifizierung der Arten nach ihrem Lebensraum innerhalb des Bodens benutzt:

- Mineralschichtbewohner (= Endogées): Endogäische Arten leben in horizontalen Gängen im Boden, fressen Erde und nutzen deren organischen Gehalt als Nahrung. Sie sind nicht pigmentiert und besitzen eine schwache Grabmuskulatur.
- Vertikalbohrer (= Anéciques): Anözische (bzw. anektische Arten) graben vertikale Gänge (bis 3 m tief) mit Öffnung zur Oberfläche, nehmen Blätter an der Oberfläche auf und fressen sie tief im Boden. Sie sind, zumindest dorsal, rot pigmentiert und besitzen eine starke Grabmuskulatur.
- Streuschichtbewohner (= Épigées): Epigäische Arten graben keine Gänge im Boden sondern leben an der Bodenoberfläche, primär in der organischen Auflage. Sie fressen Streuteile und/oder die daran lebende Mikroflora. Diese Arten sind meist dunkelrot gefärbt (oft als Tarntracht) und weisen eine sehr starke Muskulatur für schnelle Bewegungen auf. Eine Untergruppe stellen die Rindenbewohner (= Corticoles) dar, die aufgrund von Erfahrungen mit tropischen Regenwürmern aufgestellt wurde (Lavelle 1984). Sie leben an Bäumen bzw. auf oder in Stubben (d. h. in Totholz).

Im Folgenden wird das Vorkommen der deutschen Lumbriciden die Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften auf Artebene sowie auf der Ebene der ökologischen

Gruppen dargestellt. Diese Informationen werden dann für die Ableitung von Referenzwerten als Teil einer biologischen Klassifikation der Bodenqualität genutzt. Abschliessend werden, bisher nur für diese Tiergruppe mögliche Anwendungsbeispiele vorgestellt.

7.2 Datenbasis

Wie in Kapitel 3 beschrieben wurden die Daten zum Vorkommen der Regenwürmer Deutschlands in der Datenbank Bo-Info gesammelt, wobei insgesamt 562 Standorte (davon 97 BDFs und 15 in Österreich) abgedeckt wurden. Die Gesamtzahl der ausgewerteten Datensätze beträgt ca. 14.000, von denen 4.000 von BDFs stammten. Letztere wurden von den fünf Bundesländern Brandenburg, Hamburg, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein und Thüringen zur Verfügung gestellt. Leider waren die Ergebnisse ausführlicher Regenwurmbeprobungen bayrischer BDFs (primär Acker- und Grünlandstandorte; vgl. Bauchhenss 2007) nicht verfügbar. Im Gegensatz dazu ist bei den anderen Bundesländern davon auszugehen, dass auf den dortigen BDFs keine Regenwürmer erfasst werden.

Bei den Literaturangaben ist die Verteilung der Standorte, auf denen Regenwürmer beprobt wurden, weitgehend zufällig. Eine Ausnahme ist Baden-Württemberg, wo durch die dortigen Umweltbehörden sowie eine bodenbiologische Arbeitsgruppe am Staatlichen Museum für Naturkunde in Karlsruhe über mehr als ein Jahrzehnt hinweg Bodeninvertebraten erfasst wurden (Römbke et al. 1997). Generell dürfte die überwiegende Mehrheit der in der Literatur vorhandenen Daten zum Vorkommen von Regenwürmern in Deutschland in der Bo-Info-Datenbank erfasst worden sein. Dabei ist allerdings darauf hinzuweisen, dass viele im Rahmen dieses Vorhabens erfaßten Publikationen nicht ausgewertet werden konnten, da wichtige Angaben fehlten (vor allem Standortangaben, speziell Bodeneigenschaften).

Zudem wurde im Rahmen dieses Vorhabens eine Diplomarbeit durchgeführt, die die ökologische Charakterisierung der wichtigsten Arten zum Ziel hatte (Steffens 2011). Im Einzelnen wurde für jede ausgewählte Art ein ökologisches Profil und eine Karte zur geographischen Verbreitung erstellt (siehe Anhang RW). Bei allen verwendeten Daten wurden die in Kapitel 3.2.2 erläuterten Qualitätskriterien angelegt. Einen Eindruck von der geographischen Verteilung der auf Regenwürmer beprobten Standorte gibt Abb. 7.1. Wie schon erwähnt beschränken sich die auf BDFs erhobenen Daten auf nur fünf Bundesländer, was vor allem anhand der Verteilung der Ackerstandorte deutlich wird (d. h. auch die

einzelnen Landnutzungsformen wurden nicht gleichmäßig in Deutschland beprobt). „Leere“ Flächen sind mit Ausnahme von Bayern auf eine Nicht-Beprobung der BDFs dieser Bundesländer zurückzuführen. Insgesamt ist damit die Beprobungsdichte selbst bei dieser Organismengruppe als unbefriedigend einzuschätzen.

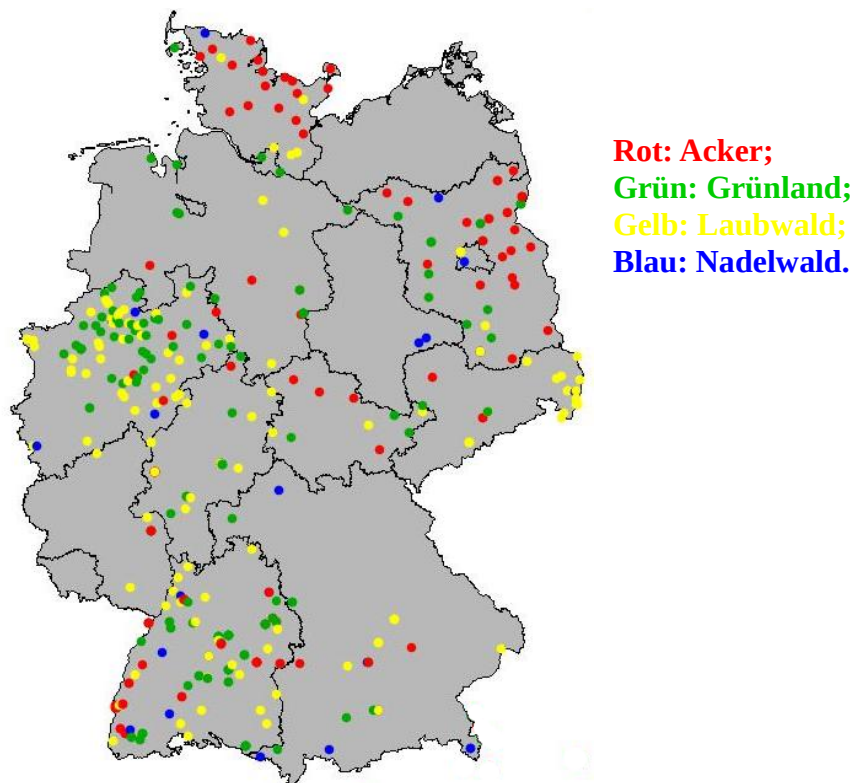


Abb. 7.1: Standorte an denen Regenwürmer gefangen wurden in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung:

In Abb. 7.2 ist die Anzahl der Regenwurmstandorte mit Daten für diejenigen Faktoren wiedergegeben, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biotop-typ 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart) und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt, deren Bedeutung den Farbskalen zu entnehmen ist (Römbke et al. 2000). Während für fast alle 562 Fangstandorte die Landnutzung bekannt ist, und auch der pH-Wert des Bodens an 450 Standorten gemessen wurde liegen Daten zur Textur (ca. 250 Standorte) und zum Gehalt an organischen Kohlenstoff (knapp 200 Standorte) deutlich seltener vor. Die Zahl der Fangstandorte verteilt sich weitgehend gleichmäßig auf die drei Landnutzungen Acker, Grünland und Laubwald, während Nadelwälder unterrepräsentiert sind. Dies liegt allerdings teilweise daran, dass dieser Waldtyp in Deutschland vor allem auf sehr sauren Böden vorkommt, in denen Regenwürmer

aus natürlichen Gründen selten (d. h. nur wenige Arten in geringer Abundanz) vorkommen. Dies wird durch die geringe Zahl an Regenwurmfangstandorten mit einem pH-Wert $< 3,5$ bestätigt (die anderen vier pH-Klassen sind ungefähr gleich häufig vertreten). Bei der Textur ist die Zahl der Standorte, an denen Regenwürmer gefangen wurden, pro Klasse fast gleich, während sich beim Gehalt an organischen Kohlenstoff eine Zweiteilung andeutet: demnach wurden Regenwürmer ungefähr so häufig an Standorten mit einem Gehalt $> 8\%$ Corg gefangen wie an denen der drei anderen Klassen. Leider enthält die Datenbank keine Angaben zu Standorten, die zwar beprobt wurden, an denen aber keine Regenwürmer gefangen wurden.

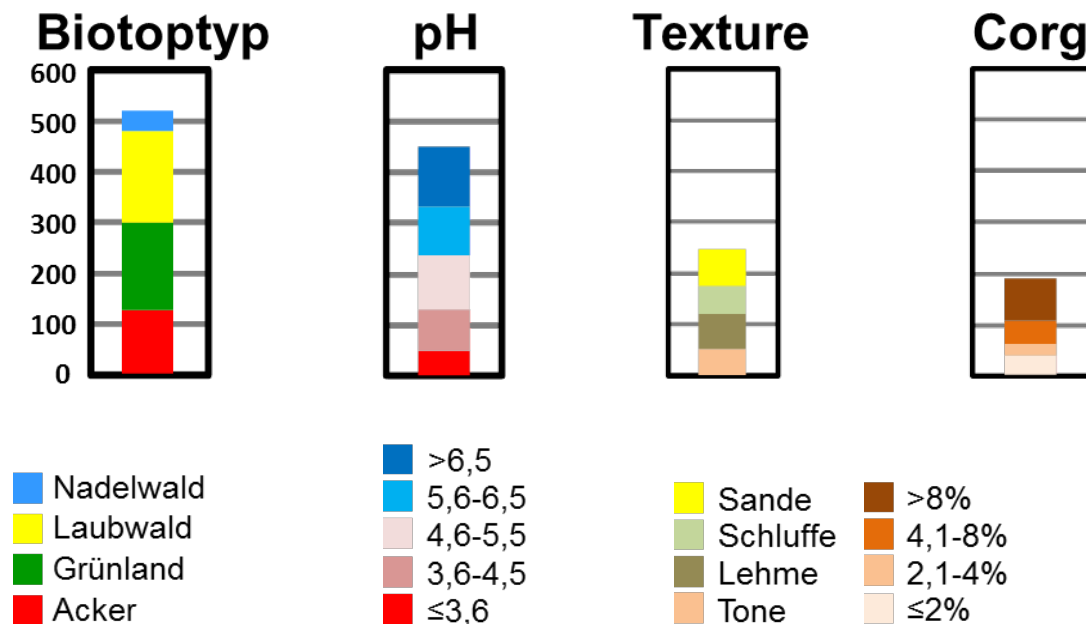


Abb. 7.2: Anzahl der Standorte, zu denen Regenwurmdaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biotoptyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart) und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt (siehe Farbskalen)

7.3 Vorstellung der Einzelartebene (Beispiele)

7.3.1 Überblick

Insgesamt wurden in deutschen Böden 32 Lumbricidenarten sicher nachgewiesen. Davon wurden 18 Arten nur noch auf Gruppenebene ausgewertet; primär, weil sie zu selten gefunden wurden (eine vollständige Liste ist dem Anhang RW zu entnehmen, der auch drei nicht mehr valide Namen enthält). Sie traten teils nur an einem Standort, teils aber auch bis zu 18-mal auf. Der letztgenannte Extremwert betrifft den Kompostwurm *Eisenia fetida*, (bzw.

inklusive die Schwesterart *Eisenia andrei*), der wahrscheinlich flächendeckend an anthropogen beeinflussten, durch hohen organischen Gehalt gekennzeichneten Standorten vorkommt. Da diese Art in Böden nur selten angetroffen wird, wurde sie auch von der weiteren Auswertung ausgeschlossen. Ähnlich sieht es bei der kortikolen Art *Allolobophoridella eiseni* aus, deren Verbreitung aufgrund ihres bevorzugten Aufenthaltsorts (Totholz u.ä.) schon aus methodischen Gründen nicht belastbar erfassbar ist. Sie scheint aber in deutschen Wäldern, teils in erstaunlicher Anzahl, weitverbreitet zu sein (Römbke 2009). Andere nicht-berücksichtigte Arten erreichen in Deutschland den Rand ihres Verbreitungsgebiets (z. B. *Lumbricus friendi*, die primär in Westeuropa zu finden ist), kommen endemisch nur in kleinen Gebieten vor (z. B. *Lumbricus badensis* am Kaiserstuhl) oder scheinen generell selten zu sein (z. B. *Lumbricus meliboeus*, einer bisher in Mittelgebirgen Italiens und Frankreichs nachgewiesenen Art).

Bevor auf die einzelnen Arten im Detail eingegangen wird sind einige Anmerkungen zur Taxonomie dieser Familie notwendig. Ein historischer Überblick sowie eine aktuelle Einführung in die Klassifikation der verschiedenen Gattungen ist Csuzdi & Zicsi (2003) zu entnehmen (vgl. auch Eisen 1873; Michaelsen 1900; Pop 1941, 1943; Omodeo 1956; Bouché 1972; Gates 1975; Perel 1976; Zicsi 1978; Mšic 1991; Qui & Bouché 1998a,b; Blakemore 2003). In dieser Arbeit wird weitgehend der Darstellung von Sims & Gerard (1999) gefolgt, da alle in den hier bearbeiteten Untersuchungen auftretenden darin Arten abgedeckt werden.

Zudem werden im Folgenden einige Anmerkungen zur taxonomischen Situation ausgewählter Arten gemacht, die aus verschiedenen Gründen gegenwärtig diskutiert werden:

- Gattung *Allolobophora* (Eisen, 1873): Diese Sammelgattung wurde in den letzten Jahren in mehrere Gattungen aufgeteilt. Dazu gehören beispielsweise *Murchieona*, *Proctodrilus* (Zicsi, 1985 – früher *Helodrilus*; siehe Höser 1997) und *Aporrectodea* (von Bouché (1972) als *Nicodrilus* bezeichnet). Das bekannteste Beispiel für die letztgenannte Gattung ist *Aporrectodea caliginosa* (s.u.). Sie zählt zu den häufigsten Arten der Welt, da sie von europäischen Siedlern weltweit verschleppt wurde. In dieser Arbeit werden die nach der Aufteilung gebräuchlichen Namen verwendet.
- *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826): Diese Art wurde von verschiedenen Autoren in mindestens fünf Gruppen unterteilt: *A. trapezoides*, *A. tuberculata*, *A. turgida*, *A. nocturna* und *A. caliginosa* s.l.. Die taxonomische Situation der Art ist

unklar, da die morphologischen Eigenschaften der fünf Gruppen oft fließend ineinander übergehen. Von vielen Autoren werden sie daher als alters- und standortbedingte Varianten einer Art angesehen (Zicsi 1982). In einer Studie in Nordost-Brandenburg (Lentzsch et al. 2001) ließen sich jedenfalls keine Übereinstimmungen finden zwischen der genetischen Variabilität von *A. caliginosa* und ihren morphologischen Merkmalen finden. Neuere genetische Untersuchungen (Fernández et al. 2010) deuten allerdings daraufhin, dass es sich bei *A. caliginosa* doch um einen Artenkomplex handeln könnte, der sogar *A. longa* umfassen würde. In dieser Arbeit wird der Namen *A. caliginosa* für alle fünf Gruppen verwendet, wobei als „Bemerkung“ (wenn vom Autor der jeweiligen Veröffentlichung angegeben) der Name der Gruppe zusätzlich aufgeführt wird.

- *Dendrodrilus rubidus* (Savigny, 1826): Diese sehr weit verbreitete Art, ursprünglich der Gattung *Dendrobaena* zugeordnet, wurde 1956 als eigenständig erkannt. Erst 1975 wurde, ausschließlich für diese Art, die Gattung *Dendrodrilus* aufgestellt. Die Ähnlichkeit der juvenilen Tiere mit denen der Gattung *Dendrobaena* ist jedoch so hoch, dass sie nur durch Sezieren unterschieden werden können (Gates 1979). Da die Art polymorph ist und ein sehr variables Geschlechtssystem hat, gibt es mindestens vier Formen, die in der Literatur unterschieden werden: *D. rubidus*, *D. subrubicundus*, *D. tenuis* und *D. norvegicus*. Der taxonomische Rang der einzelnen Formen bleibt umstritten. Bisher hat sich trotz dieser morphologischen Unterschiede und verschiedener ökologischer Präferenzen keine eindeutige Trennung dieser Formen durchsetzen können, da es viele Übergangsformen gibt.
- *Lumbricus terrestris* Linnaeus, 1758: Die weit verbreitete Art ist aktuell aufgrund von Untersuchungen der DNA in der Debatte in zwei verschiedene Arten aufgespalten worden. James et al. (2010) haben mit Hilfe von Untersuchungen einer großen Anzahl von Barcode-Sequenzen der Cytochrom Oxidase I festgestellt, dass es zwei unterschiedliche Linien innerhalb der Art *Lumbricus terrestris* gibt, bei denen sich zwar morphologische Unterschiede andeuten, diese aber nicht eindeutig sind. Dennoch wurde die Art aufgrund der genetischen Unterschiede aufgespalten in *Lumbricus terrestris* und *Lumbricus herculeus*. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Auftrennung der Art nicht umgesetzt; nicht zuletzt, weil die allermeisten Beschreibungen in der Literatur dafür nicht detailliert genug sind.

- *Octolasion tyrtaeum* (Savigny, 1826): Da die Erstbeschreibung dieser Art aus Nordfrankreich lange übersehen wurde galt *Octolasion lacteum*, Örley 1881 aus Ungarn lange als korrekte Bezeichnung. Dieser Name ist bis heute in Deutschland der bekanntere geblieben. 1972 definierte Bouché Material aus der Nähe von Paris als *Octolasion tyrtaeum gracile*, während er Tiere aus Ostfrankreich als *Octolasion tyrtaeum tyrtaeum* bezeichnete. Dies führte zu der konfusen Situation, dass der ursprünglich von Savigny vergebene Name nun für die "falsche" Unterart gilt und umgekehrt (*gracile* stammt ebenfalls von Örley). Sims & Gerard (1999) schlugen daher vor, die nördlichere Unterart *Octolasion tyrtaeum tyrtaeum* (Savigny, 1826) und die östlichere *Octolasion tyrtaeum lacteum* (Örley, 1881) zu nennen. Blakemore (2002) unterscheidet dann konsequenterweise zwischen drei Arten *Octolasion cyaneum*, *Octolasion lacteum* und *Octolasion tyrtaeum*.

Insgesamt werden im Folgenden die in Deutschland am häufigsten vorkommenden 14 Arten genauer vorgestellt (Tab. 7.1). Davon gehören jeweils eine Art zu den Gattungen *Allolobophora*, *Dendrodrilus* und *Eiseniella*, jeweils zwei Arten zu den Gattungen *Dendrobaena* und *Octolasion*, drei Arten zur Gattung *Lumbricus* sowie vier Arten zur Gattung *Aporrectodea*. Ökologisch gesehen sind in dieser Liste zwei anözische, sechs endogäische und drei epigäische Arten vertreten. Die Häufigkeit des Auftretens ist sehr unterschiedlich: am wenigsten wurde *D. attemsi* (24 Standorte), am häufigsten *L. rubellus* (412 Standorte), dicht gefolgt von *A. caliginosa* (377 Standorte) gefangen.

Für alle 14 Arten wurde ihr Vorkommen in Deutschland (getrennt nach Landnutzungsformen) sowie ihre Abhängigkeit von Standorteigenschaften (Nutzungsform, Bodeneigenschaften (pH-Wert, organischer Gehalt, Textur)) festgestellt. Zudem wurde ihr ökologisches Profil in tabellarischer Form erarbeitet. Aus Platzgründen wird diese Information nur für jeweils eine Art pro ökologische Gruppe aufgeführt (restliche 11 Arten: siehe Anhang RW).

Tab. 7.1: Regenwurmarten, die in alle Auswertungsschritte einbezogen wurden, mit Anzahl der Fundorte und Zugehörigkeit zu einer der drei ökologischen Gruppen

Art	Zahl der Fundorte	Ökol. Gruppe
<i>Allolobophora chlorotica</i> (Savigny, 1826)	165	Endogäisch
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)	377	Endogäisch
<i>Aporrectodea limicola</i> (Michaelsen, 1900)	63	Endogäisch
<i>Aporrectodea longa</i> (Ude, 1885)	119	Anözisch
<i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny, 1826)	312	Endogäisch
<i>Dendrobaena attemsi</i> (Michaelsen, 1902)	24	Epigäisch
<i>Dendrobaena octaedra</i> (Savigny, 1826)	230	Epigäisch
<i>Dendrodrilus rubidus</i> (Savigny, 1826)	176	Epigäisch
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	102	Epigäisch
<i>Lumbricus castaneus</i> (Savigny, 1826)	189	Epigäisch
<i>Lumbricus rubellus</i> (Hoffmeister, 1843)	412	Epigäisch
<i>Lumbricus terrestris</i> Linnaeus, 1758	282	Anözisch
<i>Octolasion cyaneum</i> (Savigny, 1826)	79	Endogäisch
<i>Octolasion tyrtaeum</i> (Savigny, 1826)	217	Endogäisch

7.3.2 *Lumbricus terrestris* (anözisch)

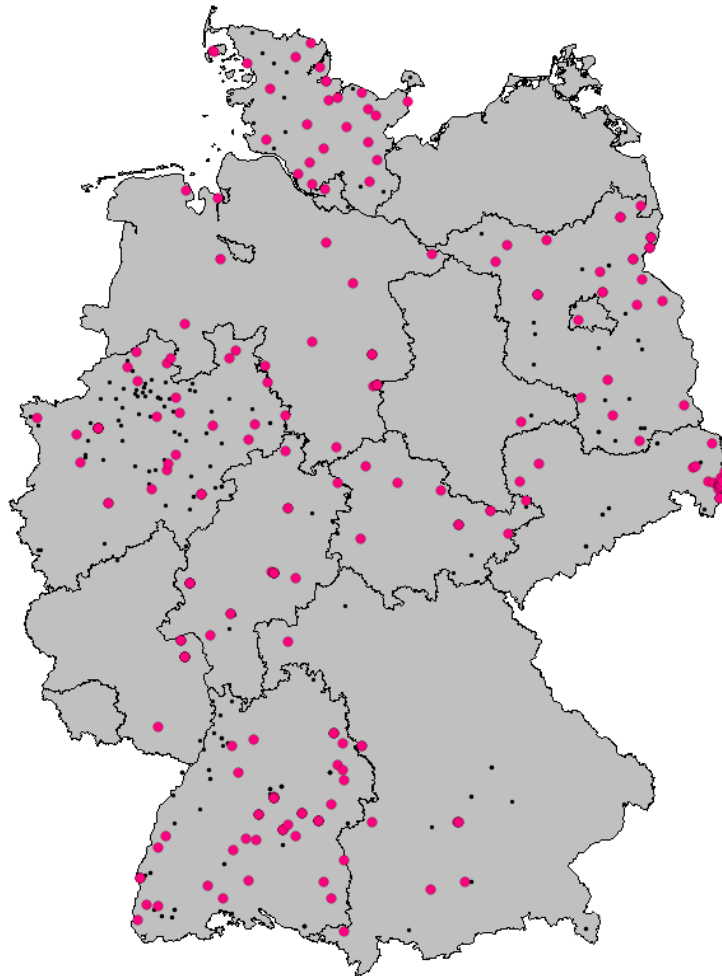
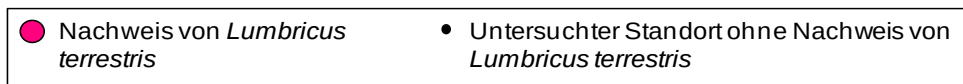


Abb. 7.3: Übersichtskarte der Fundorte von *Lumbricus terrestris*. In schwarz: Standorte, an denen Lumbricidenproben genommen wurden.

In Abb. 7.3 sind die Fundstellen von *L. terrestris* im untersuchten Gebiet dargestellt. Die Art ist auf 42,6% der Standorte vertreten, wobei keine auffälligen Häufungen in bestimmten Regionen feststellbar sind. Interessant ist ihr Fehlen an den alpinen Standorten (teils in Österreich), was durch die Flachgründigkeit der dortigen Böden verursacht sein könnte. Das Vorkommen von *L. terrestris* in Abhängigkeit von der jeweiligen Nutzungsform ist in Abb. 7.4 wiedergegeben. Dabei sind die Unterschiede ihrer Häufigkeit nicht statistisch signifikant (Abb. 7.5). Das von Graff (1953) beschriebene Auftreten von *L. terrestris* auf allen vier Nutzungsformen sowie deren Fehlen in alpinen gebieten stimmt mit den Ergebnissen der angestellten Untersuchungen überein. Das ökologische Profil dieser Art wird als Kombination der hier gefundenen Daten sowie Literaturangaben in Tab. 7.2 diskutiert.

Nachweis von *Lumbricus terrestris* auf
● Ackerstandorten ● Grünlandstandorten ● Laubwaldstandorten ● Nadelwaldstandorten
Kleine Markierungen zeigen die Standorte der jeweiligen Nutzungsform ohne Nachweis von *Lumbricus terrestris*

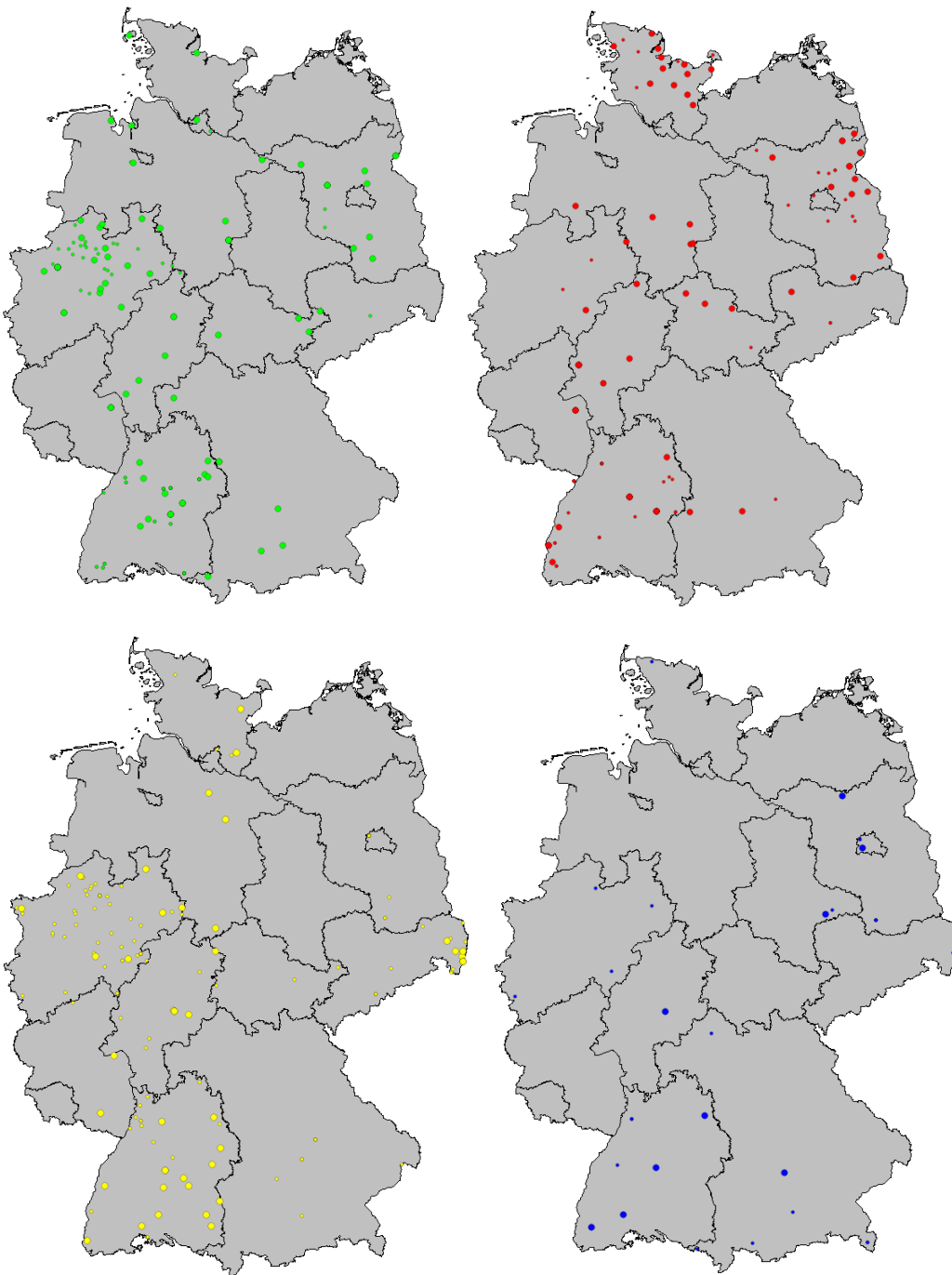


Abb. 7.4: Übersicht des Vorkommens von *Lumbricus terrestris* in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen

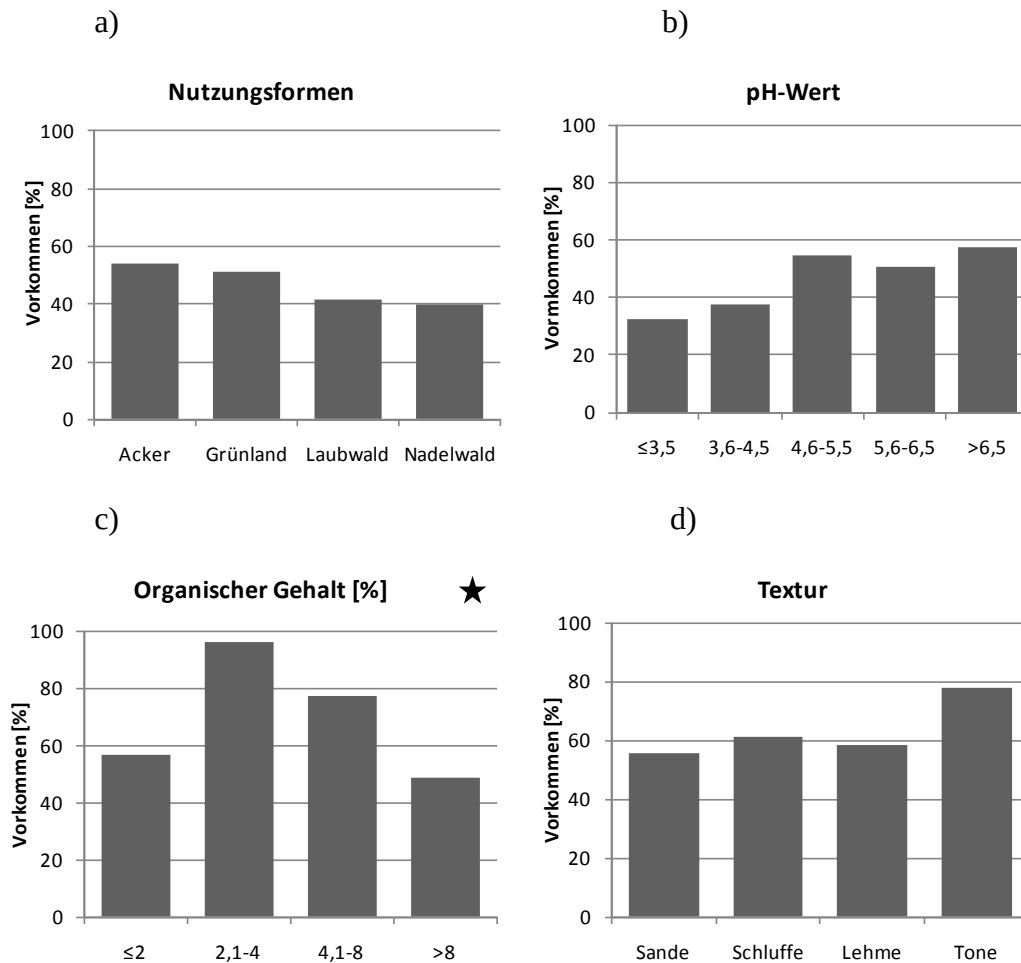


Abb. 7.5: Relatives Vorkommen von *L. terrestris* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikante Unterschiede nach Chi²-Test.

L. terrestris tritt unterschiedlich häufig (aber statistisch nicht signifikant) in Abhängigkeit von den beiden Umweltfaktoren pH-Wert und Textur auf. Auf den Standorten aller pH-Wert-Klassen liegt das Vorkommen zwischen 32% und 57 %, auf den Standorten der Textur-Klassen zwischen 55% und 78% (Abb. 7.5b; Abb. 7.5d). Hinsichtlich unterschiedlicher Corg-Gehalte wurde *L. terrestris* am häufigsten auf Standorten mit einem organischen Gehalt zwischen 2,1 und 4% gefunden (Unterschied ist statistisch signifikant). Die Art wurde auf 96,3% aller Standorte dieser Klasse gefunden. (Abb. 7.5).

Die Angaben aus der Literatur zum pH-Wert-Präferenzbereich unterscheiden sich dagegen voneinander. Einerseits wird der Präferenzrahmen weit von sauer bis neutral weit gefasst (Nordström & Rundgren 1973; Satchell 1955), in anderen Quellen liegt er eher im neutralen bis basischen Bereich (Edwards & Bohlen 1996; Sims & Gerard 1999). Die Ergebnisse im Rahmen dieser Arbeit bestätigen, dass die Art auf Standorten aller pH-Wertklassen auftritt.

Es zeigt sich jedoch auch eine deutliche Tendenz von einem vermehrten Vorkommen von *L. terrestris* im schwach sauren und neutralen Bereich.

Tab. 7.2: Ökologisches Profil von *Lumbricus terrestris*. Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (grau unterlegt).

<i>Lumbricus terrestris</i>	
pH-Wert	• 3,5 - 6,6 (Nordström & Rundgren 1973) • Präferenzrahmen 3,7-7,0 (Satchell 1955; Graefe & Beylich 2003) • 6 – 8 (Daughjerg 1988) • Lumbricidenart mit der höchsten Basis-Toleranz (Edwards & Bohlen 1996) • 6,2-10,0 (Sims & Gerard 1999) • Vorkommen im gesamten pH-Wert-Bereich nachgewiesen • Tritt häufiger ab pH-Wert-Klasse 3 auf (> 4,6)
Boden	• Signifikante Korrelation zwischen Vorkommen und Bodentiefe, jedoch nicht Bodendichte (Phillipson et al. 1976) • Vor allem in lehmig-tonigen Böden (Gerard 1964) • Häufigstes Auftreten in Böden der Corg-Klassen 2 und 3 (zwischen 2 und 8%) • Auch bei höherem und niedrigerem organischen Gehalt nachgewiesen • Tritt in Böden aller Texturklassen auf • Am häufigsten in tonigen Böden
Lebensraum	• Gärten, Felder, Weiden, Wälder, Flussufer (Graff 1953) • Fehlend in hohen Gebirgen (Graff 1953) • Auf Äckern, Grünländern und in Wäldern
Vorkommen	• Heimisch in der paläarktischen Region (Csuzdi & Zicsi 2003) • Durch den Menschen weltweit verbreitet in außertropischen Gebieten (Csuzdi & Zicsi 2003) • Kommt nicht in der alpinen Region vor

In keiner der untersuchten Quellen wurde eine Angabe zum Einfluss des organischen Gehalts auf die Verbreitung der Art gemacht. Die hier angestellten Untersuchungen haben jedoch einen klaren Präferenzbereich von *L. terrestris* in einem Bereich zwischen 2,1 und 8% organischem Gehalt aufgezeigt. Die eigenen Ergebnisse zeigen auch einen leichten Anstieg der Häufigkeit des Auftretens der Art auf Böden mit toniger Textur, was durch Beschreibungen von Gerard (1964) unterstützt wird. Insgesamt zeigen sich bei dieser Art kaum Widersprüche zwischen eigenen Daten und den Literaturangaben. Zugleich ergibt sich eine im Vergleich zu anderen Regenwurmart deutlich schärfere ökologische Charakterisierung dieser Art, die als die bestuntersuchteste Regenwurmspezies gelten kann.

In einer Untersuchung an einer Reihe von Grünlandstandorten in der Bretagne (Frankreich) wurde ein statistisch signifikanter Unterschied in der Verteilung juveniler und adulter Individuen von *L. terrestris* gefunden: während die erwachsenen Tiere Bereiche hoher Bodenfeuchte vermieden, liess sich keine Korrelation des Auftretens junger Würmer dieser Art mit der Bodenfeuchte feststellen (Cannavciuolo et al. 1998).

7.3.3 *Aporrectodea caliginosa* (endogäisch)

In Abb. 7.6 ist die Verteilung von *A. caliginosa* im untersuchten Gebiet dargestellt. Auffällig ist, dass die Art auf sehr vielen (75%) der untersuchten Standorte anzutreffen ist. Aus Abb. 7.7 und Abb. 7.8a geht hervor, dass sie auf 82 bzw. 87 % der Acker- bzw. Grünlandstandorte nachgewiesen wurde, dagegen deutlich seltener in Laub- und Nadelwäldern auftritt. Die Unterschiede des Vorkommens der Art auf diesen beiden Standortgruppen sind statistisch signifikant. Das ökologische Profil dieser Art ist als Kombination der hier gefundenen Daten sowie Literaturangaben in Tab. 7.3 wiedergegeben und diskutiert.

A. caliginosa tritt vorrangig auf Acker- und Grünlandstandorten auf (Abb. 7.8a), was gut mit den Angaben von Sims & Gerard (1999) sowie Graff (1953) übereinstimmt. Das Vorkommen der Art unterscheidet sich statistisch signifikant in Abhängigkeit vom pH-Wert (Abb. 7.8b). Sie kommt auf 33% bzw. 35% aller Standorte der ersten und zweiten Klasse vor. Auf den Standorten der übrigen drei Klassen tritt *A. caliginosa* wesentlich häufiger auf, mit Werten zwischen 70% und 83%. Das Vorkommen der Art verstärkt sich deutlich auf Standorten mit pH-Werten > 4,6. Der von Satchell (1955) und Nordström & Rundgren (1974) definierte Präferenzbereich des pH-Werts (4,0 - 7,0) stimmt mit diesen Ergebnissen überein. Die von Sims & Gerard (1999) und Daughjerg (1988) beschriebenen pH-Wert Optima liegen weiter im neutralen bzw. schwach basischen Bereich und können durch die hier vorgestellten Ergebnisse nicht bestätigt werden.

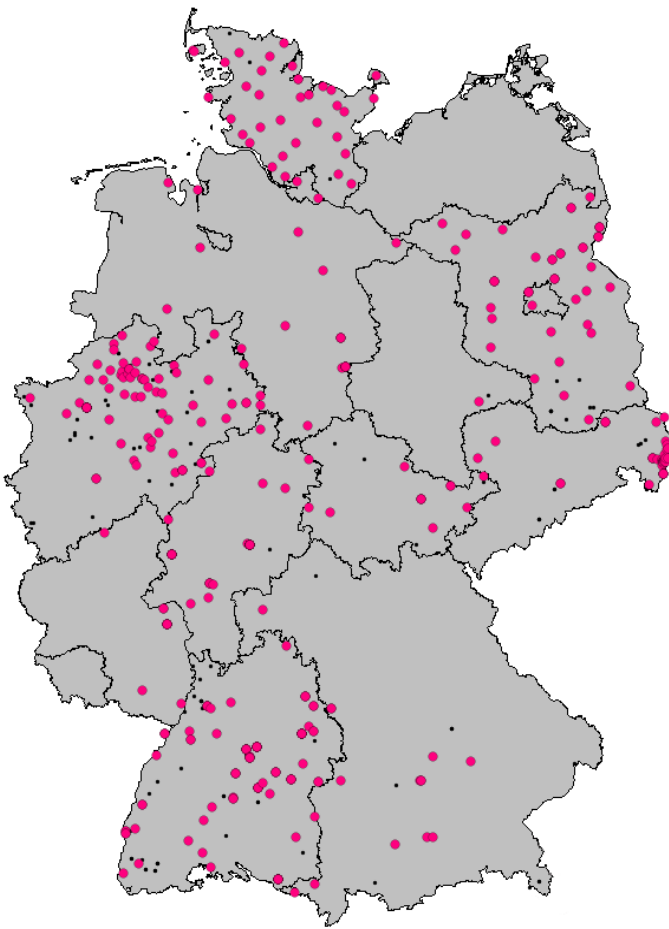


Abb. 7.6: Übersichtskarte der Fundorte von *Aporrectodea caliginosa*. In schwarz: Standorte, an denen Lumbricidenproben genommen wurden.

A. caliginosa wurde auf 59% der Standorte mit einem organischen Gehalt von über 8% gefunden. Auf den Standorten der übrigen drei Klassen konnte sie häufiger nachgewiesen werden (Unterschiede sind statistisch signifikant; Abb. 7.8c). Diese Beobachtungen wurden bisher nicht beschrieben. Zudem konnte die von Edwards & Bohlen (1996) erwähnte positive Korrelation des Vorkommens von *A. caliginosa* mit dem Tongehalt hier nicht bestätigt werden. Das Vorkommen der Art auf den Standorten der vier Texturklassen ist sehr ähnlich (Abb. 7.8d).

Insgesamt besteht damit bei *A. caliginosa* eine gute Übereinstimmung bei bestimmten Parametern (teils pH, Nutzungsform) zwischen Literaturangaben und den in dieser Arbeit gefundenen ökologischen Ansprüchen. Zudem wird hinsichtlich anderer Parameter (z. B. organischer Gehalt im Boden) das ökologische Profil der Art geschärft.

Nachweis von *Aporrectodea caliginosa* auf

● Ackerstandorten ● Grünlandstandorten ● Laubwaldstandorten ● Nadelwaldstandorten

Kleine Markierungen zeigen die Standorte der jeweiligen Nutzungsform ohne Nachweis von *Aporrectodea caliginosa*

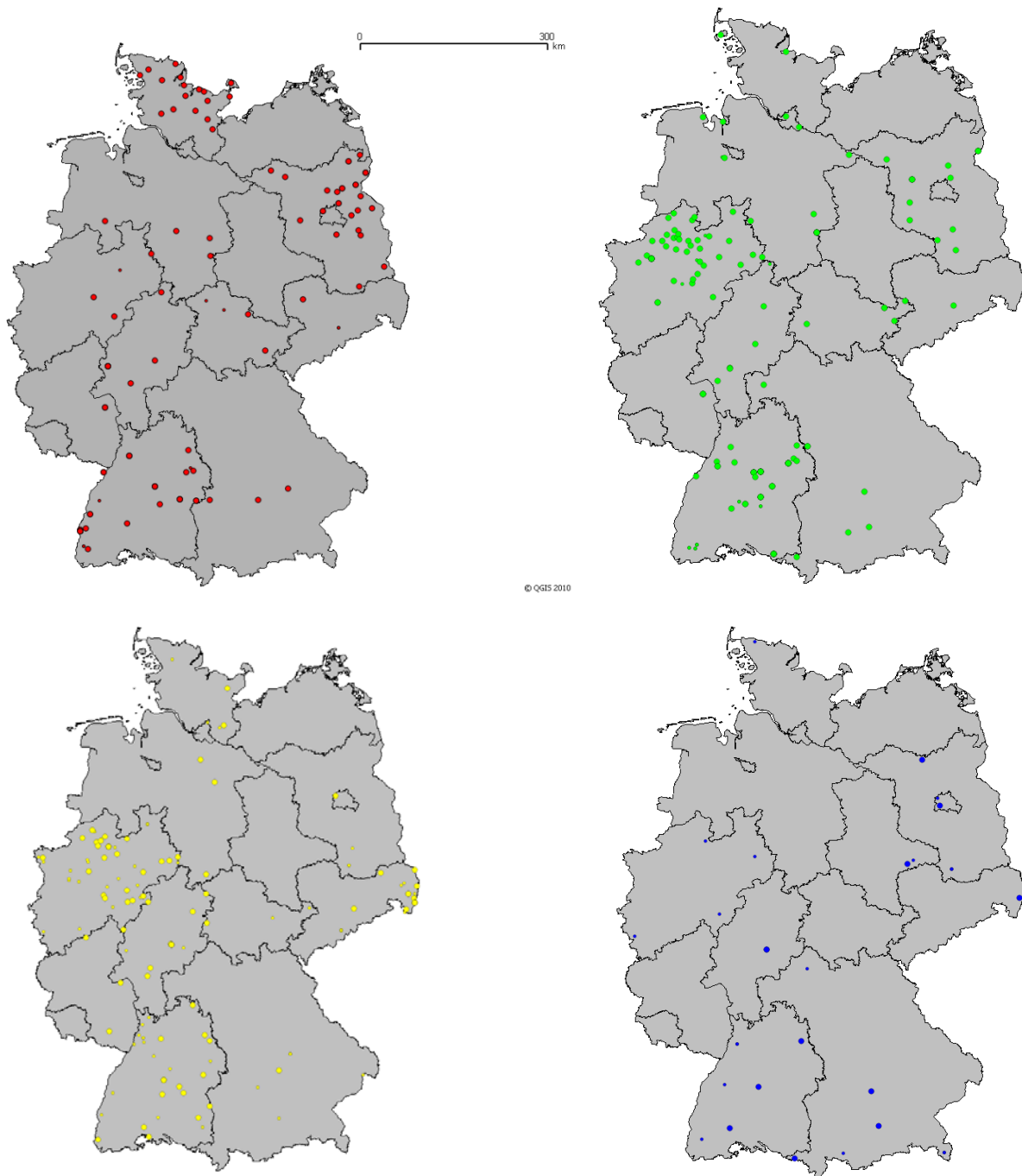


Abb. 7.7: Übersicht des Vorkommens von *Aporrectodea caliginosa* in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen

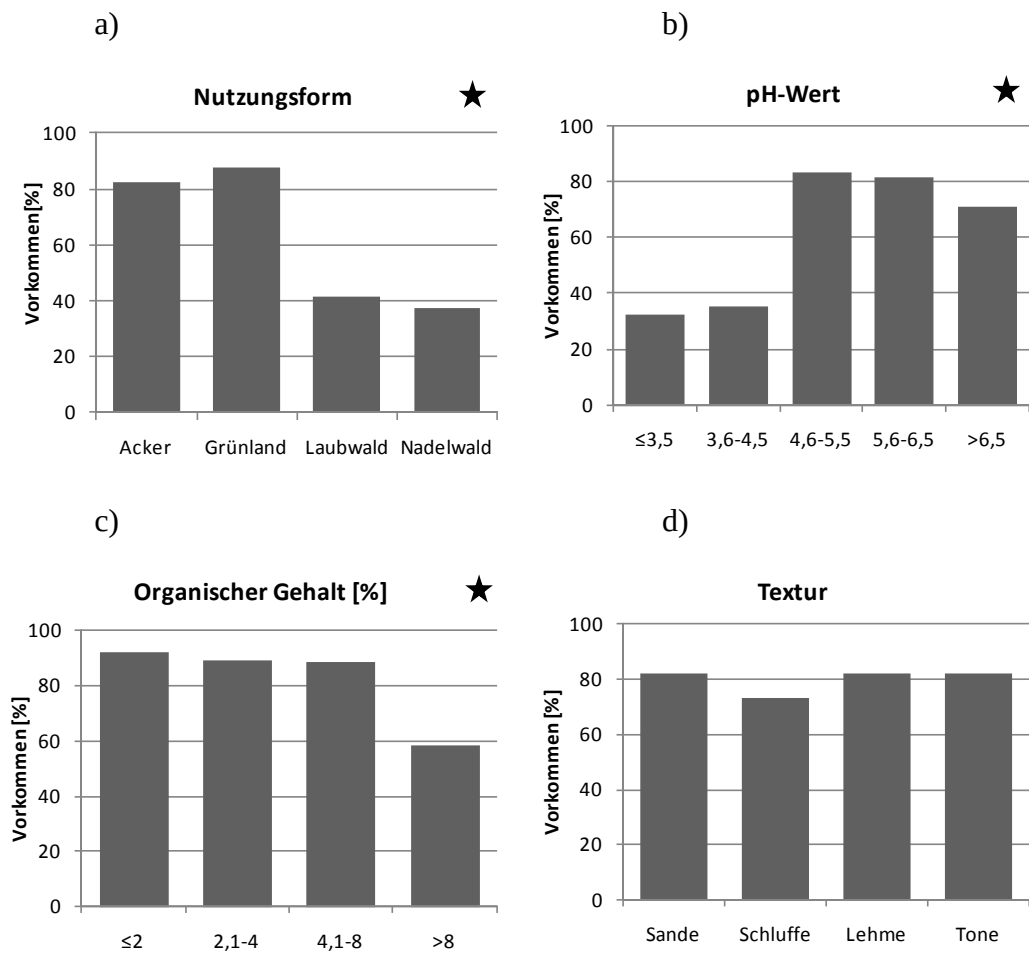


Abb. 7.8: Relatives Vorkommen von *A. caliginosa* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikante Unterschiede nach Chi²-Test.

Tab. 7.3: Ökologisches Profil von *Aporrectodea caliginosa*. Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (grau unterlegt).

<i>Aporrectodea caliginosa</i>	
pH-Wert	• Acidophob (Satchell 1955) • Präferenz bei 4,0-7,0 (Satchell 1955; Nordström & Rundgren 1974; Phillipson et al. 1976; Graefe & Beylich 2003) • Präferenz bei 6-8 (Daughjerg 1988) • 5,9-11,1 (Sims & Gerard 1999) • Häufiges Vorkommen ab pH-Wert-Klasse 3 (> 4,6)
Boden	• In allen Bodentypen, positiv korreliert mit dem Tongehalt des Bodens (Edwards & Bohlen 1996) • Besiedelt auch kalkhaltige Böden, keinen sauren Torf (Graff 1953; Gerard 1964; Phillipson et al. 1976) • In allen kultivierten Böden (Sims & Gerard 1999) • Am häufigsten in Böden der Corg-Klassen 2 und 3 (organischer Gehalt zwischen 2 und 8%) • Seltener bei Corg-Klasse 4 (organischer Gehalt über 8%)
Lebensraum	• Auch an extremen Standorten, häufig als einzige Regenwurmart (Graff 1953) • In allen Kulturböden (Graff 1953) • Oft dominant auf Weiden, tritt auch an Flussufern und kalkhaltigen Böden auf (Gerard 1964) • Dominant in Gärten und den meisten Kulturländern und Weiden (Sims & Gerard 1999) • Sehr häufig auf Acker- und Grünländern • Seltener in Laub und Nadelwäldern
Vorkommen	• Heimisch in der paläarktischen Region (Csuzdi & Zicsi 2003) • Weltweit in allen außertropischen Gebieten verbreitet (Csuzdi & Zicsi 2003) • In ganz Europa, nach Nordamerika und fast alle übrigen Erdteile verschleppt (Graff 1953)

7.3.4 *Dendrobaena octaedra*

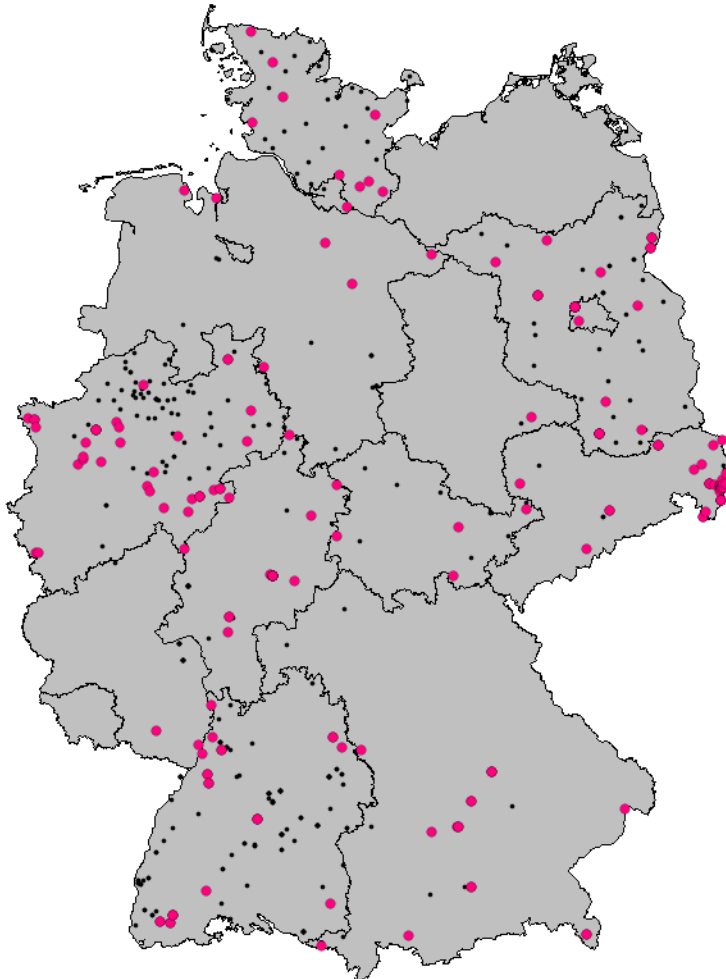


Abb. 7.9: Übersichtskarte der Fundorte von *Dendrobaena octaedra*. In schwarz: Standorte, an denen Lumbricidenproben genommen wurden.

D. octaedra tritt an 43,1% aller Standorte auf (). Die Art kommt statistisch signifikant am häufigsten an Nadelwaldstandorten vor (83%; Abb. 7.11a), ist aber auch oft in Laubwäldern vertreten (70% aller Standorte). Auf Grünlandstandorten nimmt ihre Häufigkeit stark ab und in Ackerböden ist sie nur noch vereinzelt zu finden. Die Vorliebe der Art für Waldböden wird in der Literatur bestätigt (Sims & Gerard 1999; Graff 1953). Auch das sehr seltene Vorkommen auf Ackerböden wird schon von Graff (1953) beschrieben. Das ökologische Profil dieser Art ist als Kombination der hier gefundenen Daten sowie Literaturangaben in Tab. 7.4 wiedergegeben und diskutiert.

Nachweis von *Dendrobaena octaedra* auf
 ● Ackerstandorten ● Grünlandstandorten ● Laubwaldstandorten ● Nadelwaldstandorten
 Kleine Markierungen zeigen die Standorte der jeweiligen Nutzungsform ohne Nachweis von *Dendrobaena octaedra*

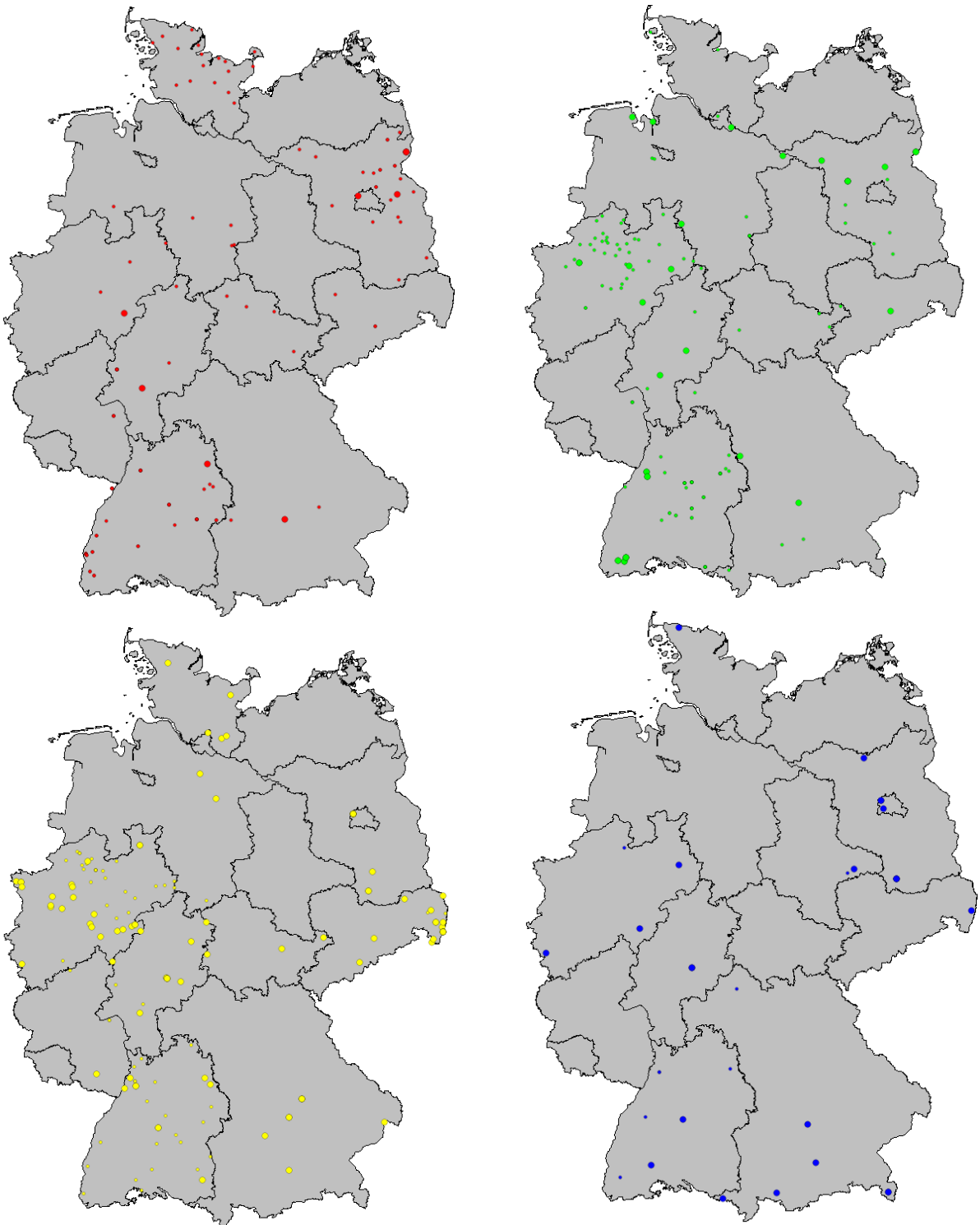


Abb. 7.10: Übersicht des Vorkommens von *Dendrobaena octaedra* in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen

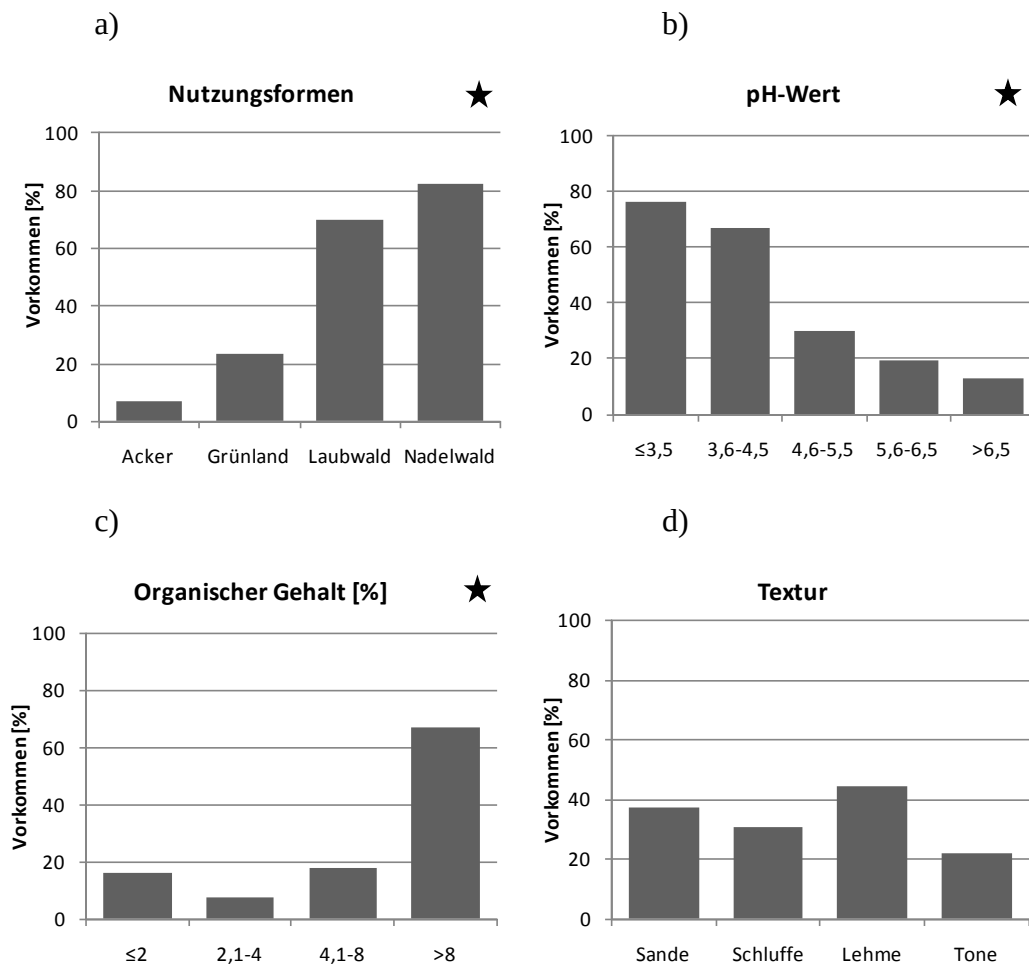


Abb. 7.11: Relatives Vorkommen von *D. octaedra* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi²-Test.

Abb. 7.11 zeigt einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen dem Auftreten von *D. octaedra* in den verschiedenen pH-Wert-Klassen. Am häufigsten wurde die Art auf Standorten der sauersten pH-Wert-Klasse (pH-Wert ≤ 3,5) gefunden, am wenigsten häufig auf den Standorten der höchsten Klasse (pH > 6,5). Das pH-Wert Optimum liegt damit klar im sauren Bereich (< pH-Wert 4,6). Der von Sims & Gerard (1999) beschriebene Präferenzbereich ist deutlich weiter gefasst und geht von 3,3 bis 7,7. *D. octaedra* kommt nur selten an Standorten mit einem organischen Gehalt von weniger als 8% vor, während sie auf 67% aller Standorte mit einem organischen Gehalt von mindestens 8% nachgewiesen werden konnte. Dieses Ergebnis wird von Sims & Gerard (1999) bestätigt.

Tab. 7.4: Ökologisches Profil von *Dendrobaena octaedra*. Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (violett unterlegt).

<i>Dendrobaena octaedra</i>	
pH-Wert	• 3,3-7,7 (Sims & Gerard 1999) • Präferenz für pH-Wert-Klassen 1 und 2 ($\leq 4,5$) • Seltener ab pH-Wert-Klasse 3 ($> 4,6$) • Keine Populationsentwicklung bei pH 2,9 (Carcamo et al. 1998)
Boden	• Assoziiert mit Böden mit hohem organischen Gehalt (Sims & Gerard 1999); Präferenz bei Böden mit organischen Gehalt über 8% • In Böden aller Texturklassen nachgewiesen
Lebensraum	• Unter Moos, in der Streu von Waldböden, verrottenden Baumstümpfen, Schafdung und Seetang (Sims & Gerard 1999) • Auf Torf, im Moor, Wald und Weiden (Sims & Gerard 1999) • Vorzugsweise in Auflagehumus der Laubwälder (Graff 1953) • Z. B. auch in Moospolstern von Hochmooren (Graff 1953) • Selten in Grünland, nie in Ackerböden (Graff 1953) • Am häufigsten in Nadelwäldern, auch oft in Laubwäldern • Seltener in Grün- und Ackerländern
Vorkommen	• Heimisch in der paläarktischen Region (Csuzdi & Zicsi 2003) • Durch den Menschen weit verbreitet (Csuzdi & Zicsi 2003) • Ganz Europa, Sibirien, Grönland, Nordamerika (Graff 1953)

Die Art ist nicht signifikant unterschiedlich häufig auf den Standorten der Bodentextur-Klassen vertreten (das Vorkommen schwankt zwischen 22% und 44%). Da sie als epigäische Spezies primär in der Streuschicht und nicht im Mineralboden vorkommt ist dieses Ergebnis nicht unerwartet. In den Literaturquellen konnten keine Angaben zum Einfluss der Bodentextur auf das Vorkommen der Art gefunden werden. Insgesamt entsprechen sich die Angaben aus der Literatur und aus der Auswertung der deutschen Funddaten weitgehend. Unklar bleibt, aufgrund welcher Informationen Sims & Gerard (1999) die pH-Präferenz bis in den neutralen Bereich hinaus ausgedehnt haben. Leider geben diese Autoren ihre Quellen nicht so genau an, dass dieser Punkt geklärt werden könnte.

7.4 Vorstellung der autökologischen Ansprüche auf Gruppenebene

In diesem Kapitel werden die Präferenzen der 14 Arten gegenüber den schon im vorigen Kapitel vorgestellten vier Standortfaktoren vergleichend diskutiert.

7.4.1 Vorkommen in Abhängigkeit von der Landnutzung

Wie bei der Vorstellung der drei Arten schon erwähnt unterscheidet sich das Vorkommen der einzelnen Regenwurmart in den verschiedenen Landnutzungsformen deutlicher (Abb. 7.12). Drei Gruppen lassen sich dahingehend identifizieren:

- Arten mit hoher Präferenz für Acker- und Grünlandstandorte (zusammen > 60%): *A. chlorotica*, *A. caliginosa*, *A. rosea*; d. h. alles endogäische Arten. Diese Vorliebe ist am stärksten bei der feuchte-liebenden Spezies *A. chlorotica*.
- Arten ohne erkennbare Präferenz: *A. limicola*, *A. longa*, *L. castaneus*, *L. terrestris*, *O. cyaneum*, *O. tyrtaeum*. Neben drei endogäischen Arten gehören beide anözische Spezies sowie eine epigäische (*L. castaneus*) Art zu dieser Gruppe.
- Arten mit hoher Präferenz für Waldstandorte (> 60%): Hierzu gehören nur epigäische Arten, wobei diese Vorliebe am ausgeprägtesten bei den acidophilen Spezies *D. attemsi*, *D. octaedra* und *D. rubidus* ist.

Die jeweilige Vorliebe dürfte einerseits durch Bodeneigenschaften (primär den pH-Wert), andererseits durch die Bodenbearbeitung hervorgerufen worden sein.

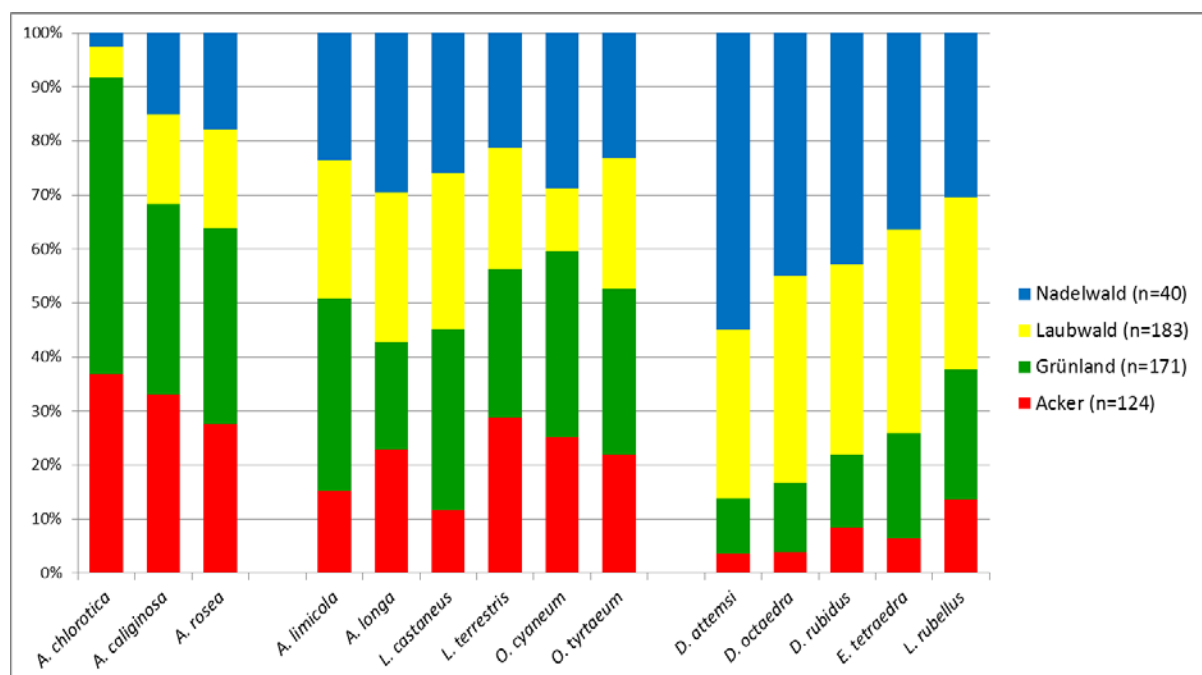


Abb. 7.12: Auftreten von 14 Lumbricidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biotoptypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

7.4.2 Vorkommen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens

Wie eben im Zusammenhang mit der Abhängigkeit von der Landnutzung erwähnt wird das Vorkommen der 14 Regenwurmarten stark vom jeweiligen pH-Wert beeinflusst, was durch die Darstellung in Abb. 7.13 unterstützt wird. Bei Gruppierung der einzelnen Arten nach ihrer jeweiligen Präferenz ergibt sich demzufolge die gleiche Dreier-Anordnung wie im vorigen Kapitel. Arten mit einer pH-Präferenz $\geq 5,6$ bevorzugen damit landwirtschaftlich genutzte Standorte, deren Böden – besonders an Ackerstandorten – durch anthropogene Maßnahmen (Kalkung) auf diesen pH-Bereich eingestellt werden.

Arten ohne pH-Präferenz kommen an Standorten aller fünf pH-Klassen mit ähnlicher Häufigkeit vor. Bestes Beispiel hierfür scheint die anözische Spezies *A. longa* zu sein, deren Nachweise sich zu jeweils 20% auf die fünf pH-Wertklassen verteilen. Dagegen vermeidet die feuchtigkeitsliebende Art *A. limicola* Standorte mit pH-Werten $\geq 6,5$. Nachweise der ebenfalls, wenn auch weniger deutlich, feuchte Böden bevorzugenden beiden *Octolasion*-Arten erfolgten dagegen nur in rund 20% aller Fälle in neutralen Böden. Die epigäischen Arten sind teils extrem acidophil: insbesondere *D. attemsi*, die nur sehr selten an Standorten mit einem pH-Wert von $>5,5$ vorkommt.

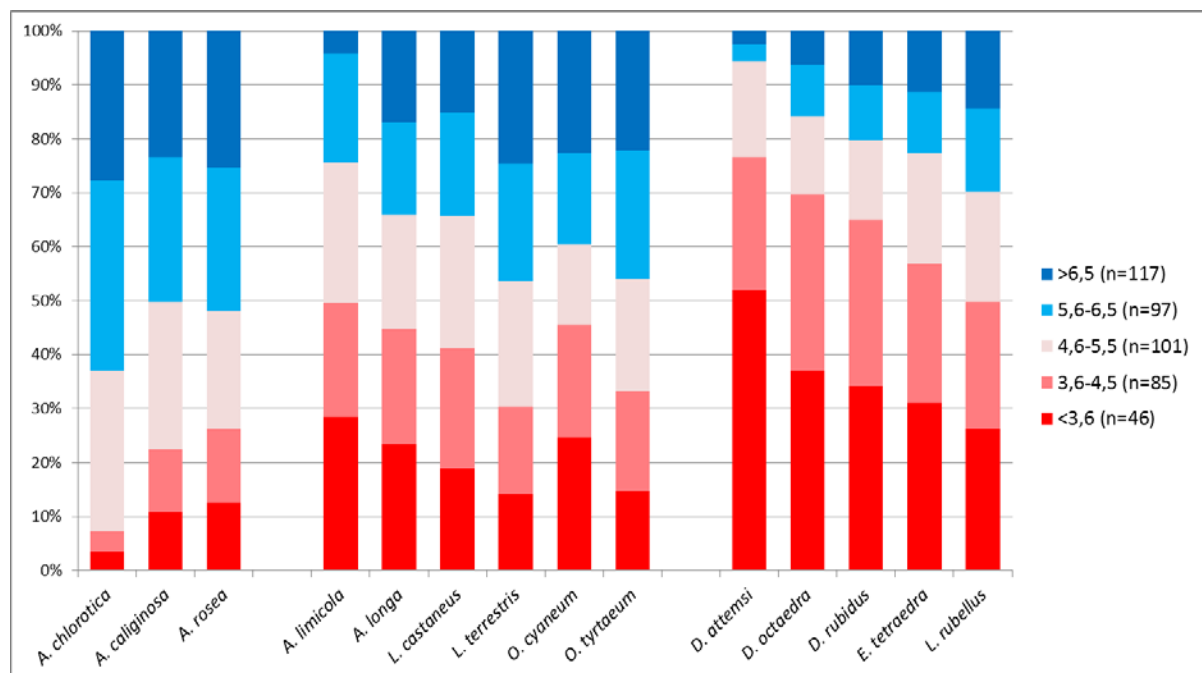


Abb. 7.13: Auftreten von 14 Lumbricidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des pH-Werts im Boden; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

7.4.3 Vorkommen in Abhängigkeit vom organischen Gehalt des Bodens

Bei der Darstellung des Vorkommens der 14 Regenwurmart in Abhängigkeit von der Bodentextur lassen sich nur zwei Gruppen identifizieren (Abb. 7.14):

- Arten mit einer wenig ausgeprägten Vorliebe für eine bestimmte Texturklasse: hierzu gehören fast alle endogäischen sowie die beiden anözischen Spezies. Am besten wird diese Gruppe durch die beiden *Octolasion*-Arten repräsentiert, deren Nachweise zu jeweils 25% auf jede der vier Texturklassen entfallen. Eine Ausnahme stellt die an sehr nassen Standorten vorkommende Spezies *E. tetraeda* dar, die sich hinsichtlich Landnutzung und pH-Wert eher wie andere epigäischen Arten verhält, hier aber nicht.
- Arten mit einer klaren Bevorzugung von Standorten mit hohem organischen Gehalt (d. h. in Böden mit einem organischen Gehalt größer als 4%). Hierzu gehören mit Ausnahme von *E. tetraeda* alle epigäischen Spezies. Allerdings gibt es auch hier eine Ausnahme: die feuchte Böden bevorzugende Art *A. limicola*, die in Hinsicht auf Landnutzung und pH-Wert indifferent ist, präferiert eindeutig hoch-organische Standorte (ca. 90% aller Standorte an denen diese Art gefunden wurde haben einen organischen Gehalt > 4%). Eine Erklärung für diese Beobachtung fehlt bisher.

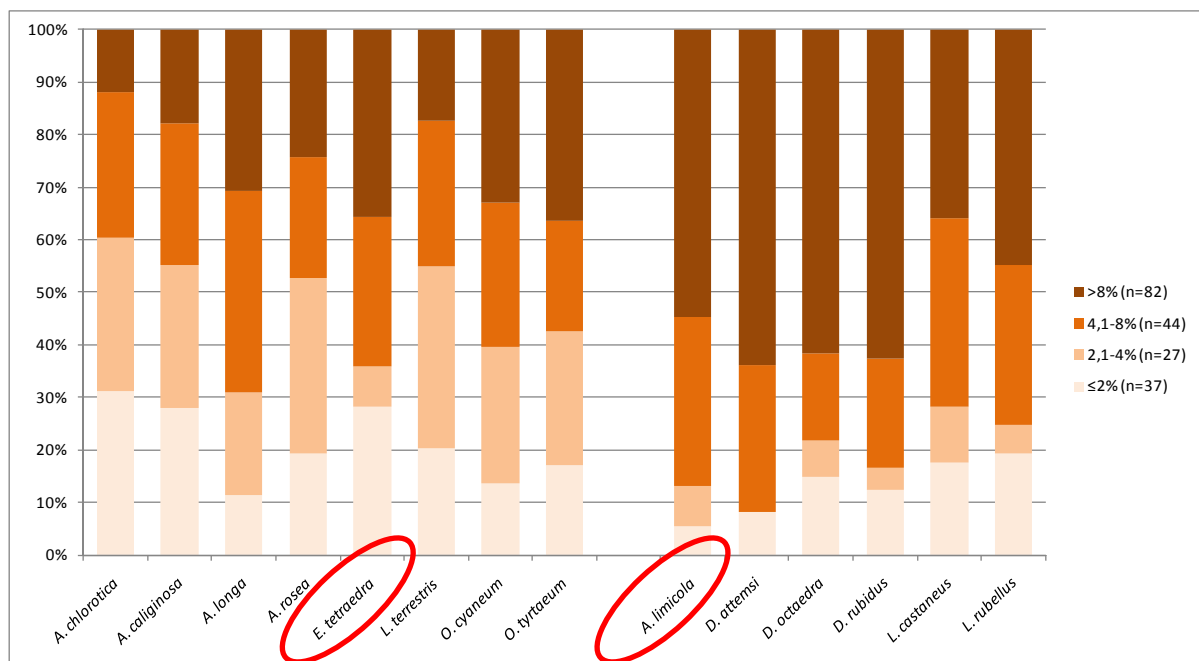


Abb. 7.14: Auftreten von 14 Lumbricidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biotoptypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3 (Rot umkreist: Ausnahmen).

7.4.4 Vorkommen in Abhängigkeit von der Textur des Bodens

Die 14 Regenwurmartarten lassen sich hinsichtlich ihres Vorkommens in Abhängigkeit von der Textur des Bodens nicht gruppieren: zwar gibt es deutlich Unterschiede zwischen einzelnen Arten (z. B. vermeiden Arten wie *O. cyaneum*, *A. tyrtaeum* oder *A. rosea* sandige Böden oder *D. attemsi* bzw. *D. octaedra* tonige Böden, aber insgesamt scheint es eher ein Kontinuum als strikte Grenzen zu geben (Abb. 7.15). Zudem ist keine Korrelation mit der Zugehörigkeit zu einer bestimmten ökologischen Gruppe zu geben. Bei vielen Arten verteilt sich deren Vorkommen fast identisch auf die vier Gruppen der Bodentextur, wie z. B. *A. chlorotica*, *A. caliginosa*, *A. limicola*, *D. rubidus*, *L. rubellus*, aber auch *L. terrestris*.

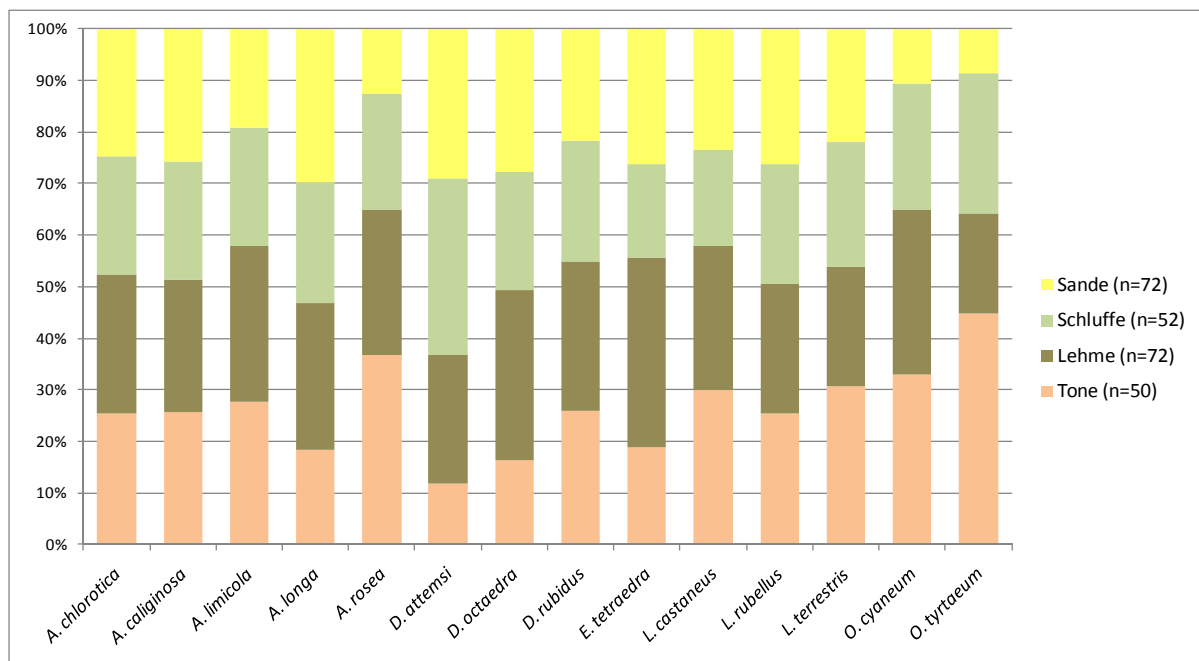


Abb. 7.15: Auftreten von 14 Lumbricidenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen der Bodentextur; zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

7.4.5 Vorkommen der drei ökologischen Gruppen in Abhängigkeit von Standortfaktoren

Im Folgenden wird die Abhängigkeit des Vorkommens der Arten der jeweiligen ökologischen Gruppe dargestellt werden. Hinweise, dass sich diese (häufig) einheitlich verhalten, wurden schon in den vorhergehenden Kapiteln aufgezeigt. Diese Auswertung ist insbesondere in Hinsicht auf die Nutzung der ökologischen Gruppen bei einer Standortklassifikation wertvoll, da in einem solchen Fall ein erheblich geringerer Aufwand (Verzicht der Artdetermination) anfallen würde.

Anözische Arten

Diese Spezies wurden auf 44% aller Standorte nachgewiesen. Signifikant unterschiedlich wirkte sich dabei die Landnutzung aus: Diese Arten traten häufiger auf den Acker- und Grünlandstandorten (je 54%) als auf den beiden Waldstandorten (je ca. 23%) auf (Abb. 7.16a). Das Vorkommen anözischer Regenwürmer unterschied sich statistisch nicht auf Standorten mit verschiedenen pH-Wert-, Corg- und Texturklassen (Abb. 7.16b–d). Es deutet sich aber ein Anstieg ihres Vorkommens mit steigender pH-Wert-Klasse an. Auch scheint es eine Präferenz für Böden mit einem organischen Gehalt von 2,1 - 4% zu geben. Da aber in Deutschland nur zwei Arten zu dieser ökologischen Gruppe gehören unterscheidet sich diese Auswertung nur wenig von der der häufigsten anözischen Art, *L. terrestris*.

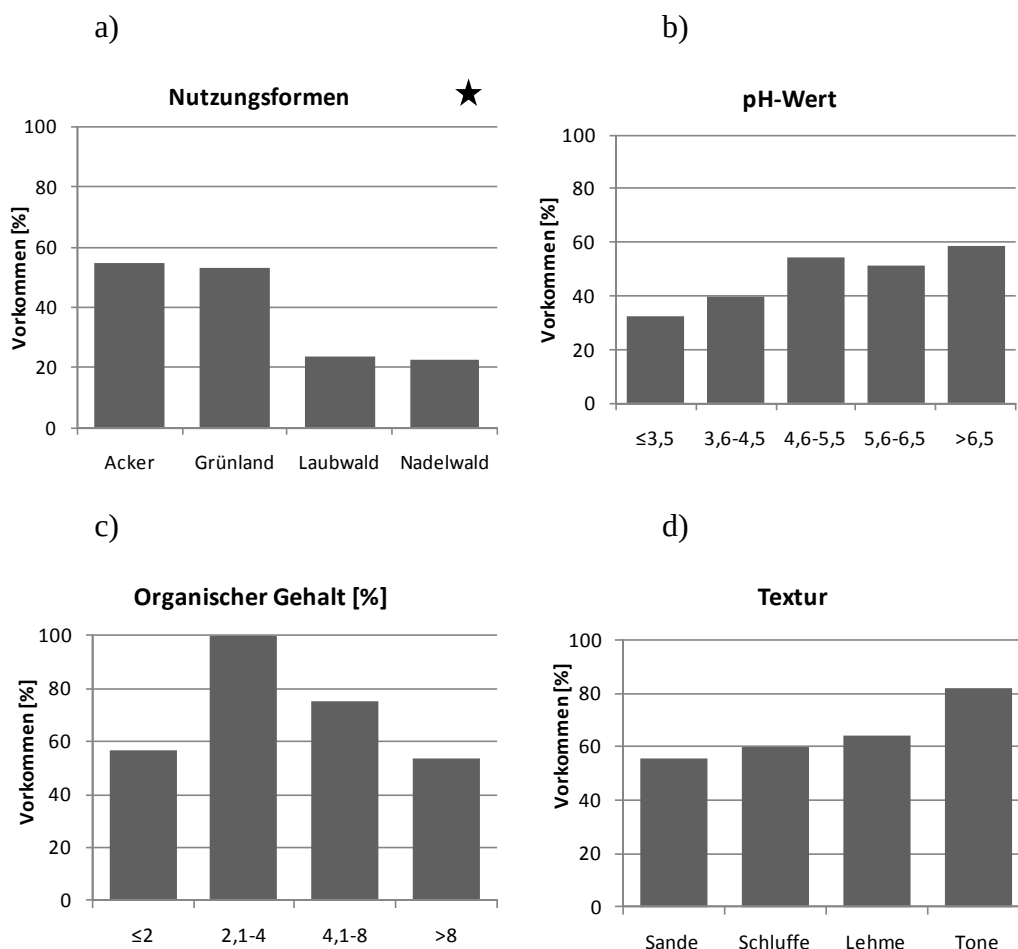


Abb. 7.16: Relatives Vorkommen der anözischen Regenwürmer in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi²-Test.

Endogäische Arten

Endogäische Regenwürmer treten auf 83,6% aller Standorte auf. Signifikant unterschiedlich ist ihre Reaktion auf die Landnutzung: am häufigsten kommen sie auf Grünland (97%) und Ackerstandorten (89,5%) vor (Abb. 7.17a). Ihr Auftreten scheint mit steigenden pH-Wert korreliert zu sein; d. h. am häufigsten endogäischen Würmer auf Standorten mit pH-Werten zwischen 5,6 und 6,5 gefunden (92,8%), während es in der niedrigsten pH-Klasse nur 39,1% waren (Abb. 7.17b). Auch hier sind die Unterschiede statistisch signifikant. Ähnlich sieht es trotz absolut relativ geringer Unterschiede in Hinsicht auf den Einfluss des organischen Gehalts aus (Abb. 7.17c). Zwar ist das Auftreten endogäischer Arten nicht statistisch signifikant unterschiedlich bei verschiedenen Texturklassen vertreten, doch wurden sie am häufigsten auf Standorten mit tonigem Boden gefunden (Abb. 7.17d).

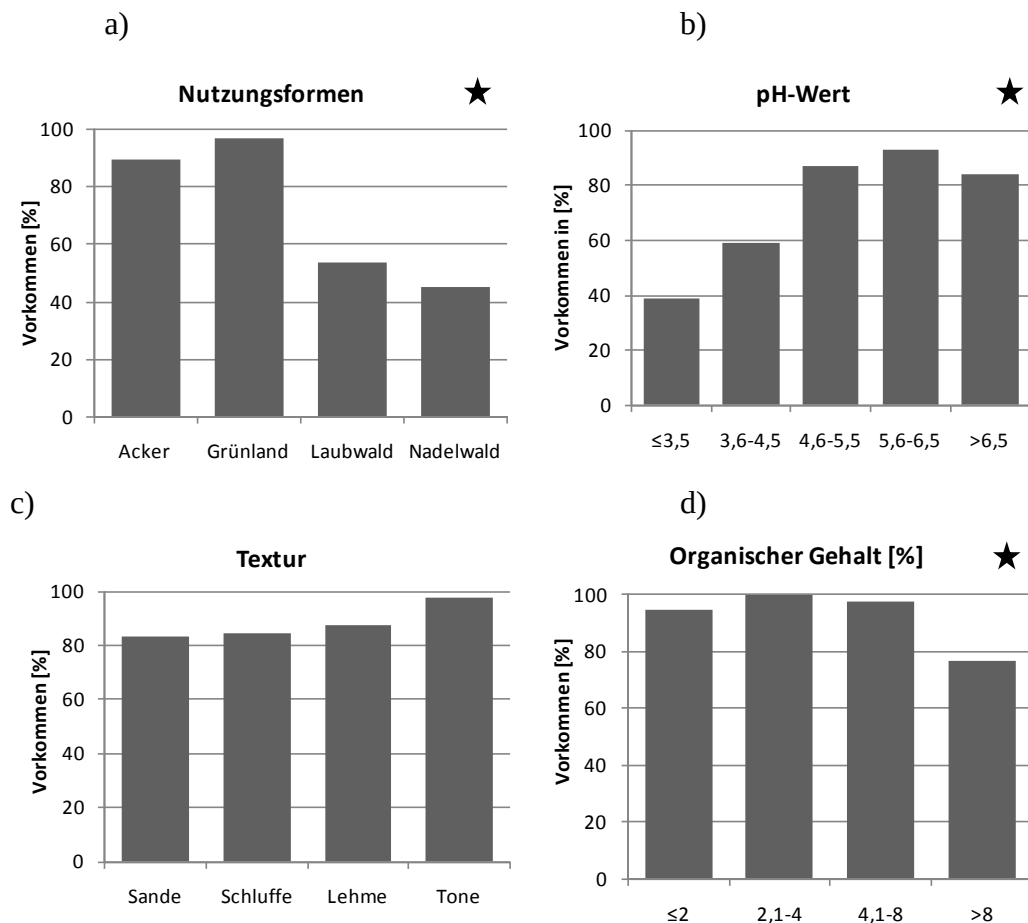


Abb. 7.17: Relatives Vorkommen der endogäischen Regenwürmer in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi²-Test.

Epigäische Arten

Diese ökologische Gruppe ist auf 74% aller Standorte vertreten. Statistisch signifikant unterschiedlich häufig wurde sie an Laub- und Nadelwaldstandorten (jeweils ca. 75%) bzw. auf Grünländern (70%) und vor allem Äckern (40%) gefunden (Abb. 7.18a). Die Würmer dieser ökologischen Gruppe treten am häufigsten in sehr sauren Böden auf (Abb. 7.18b), wo sie an 97 % aller Standorte nachgewiesen wurden. Die Unterschiede zwischen den pH-Wertklassen sind statistisch signifikant. Ebenso ist die ökologische Gruppe signifikant unterschiedlich häufig auf den Standorten mit verschiedenem organischen Gehalt vertreten (Abb. 7.18). Eindeutig präferieren epigäische Regenwürmer Böden mit einem organischen Gehalt von über 8% (96,3%). Dagegen zeigen sie keine Unterschiede in Hinsicht auf die unterschiedlichen Texturklassen.

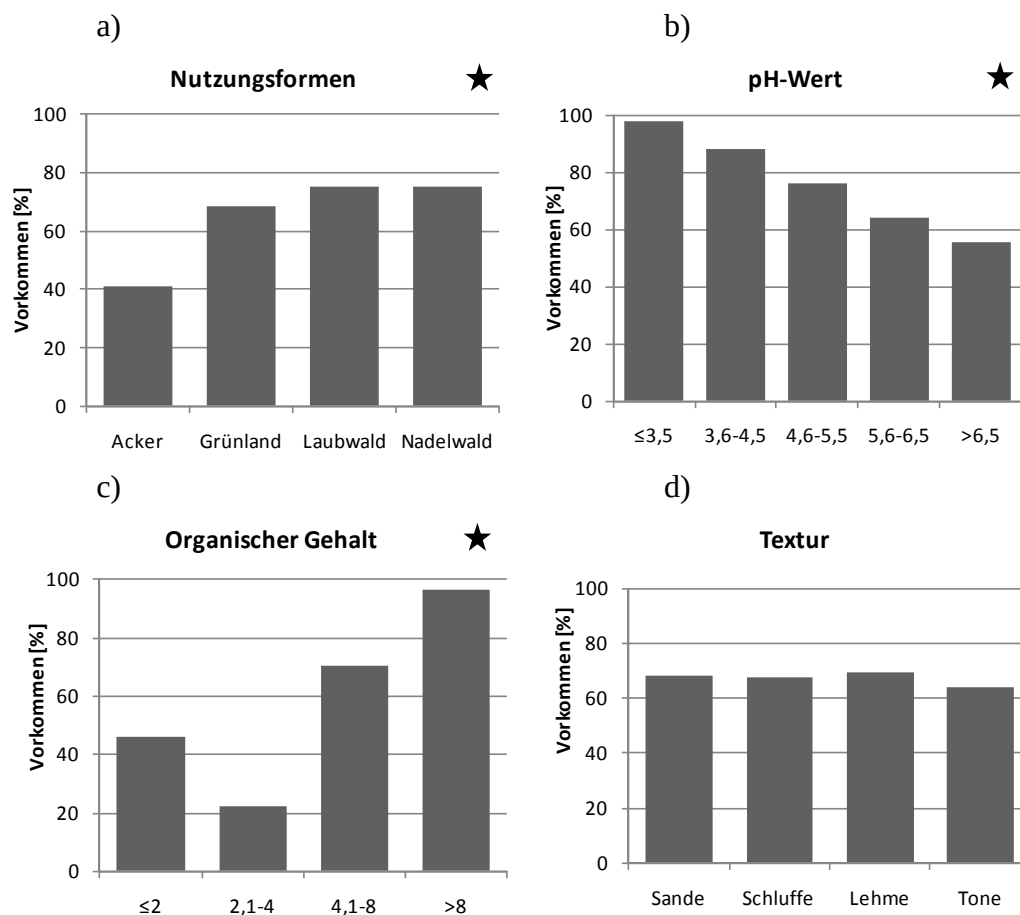


Abb. 7.18: Relatives Vorkommen der epigäischen Regenwürmer in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi2-Test.

Zusammenfassende Diskussion:

Bei der Betrachtung der Verteilung der drei ökologischen Gruppen in Deutschland ergeben sich für die endogäischen und epigäischen Würmer keine auffälligen Muster, sie sind „überall“ vertreten. Die anözischen Würmer kommen nur im äußersten Süden Bayerns an der Grenze zu Österreich nicht vor. Generell wurden diese Arten wesentlich seltener gefunden als die Würmer aus den beiden anderen Gruppen. Dies hängt vor allem damit zusammen, dass die Gruppe der anözischen Würmer die wenigsten Arten beinhaltet (regelmäßig werden nur zwei Spezies gegenüber sechs bzw. sieben Arten aus anderen ökologischen Gruppen erfasst). Die Verbreitung aller drei Gruppen wird durch die Nutzungsform signifikant beeinflusst, wobei neben den direkten anthropogenen Einflüssen die Bodeneigenschaften (speziell pH-Wert, organischer Gehalt und Bodentextur) sowie die ökologischen Ansprüche jeder Art bzw. der jeweiligen Gruppe (z. B. Nahrungspräferenz bzw. Aufenthaltsort im Boden) deren aktuelles Vorkommen determinieren (Römbke et al. 2005).

Die anözischen Regenwürmer kommen am häufigsten auf Äckern und in Grünländern vor. Dies hängt teils mit dem meist sehr niedrigen pH-Wert auf Waldstandorten zusammen, denn das pH-Wert-Optimum von *Lumbricus terrestris* liegt im neutralen Bereich. Die andere anözische Spezies, *A. longa*, ist aber weniger sensitiv gegenüber niedrigen pH-Werten. Demzufolge ist der Einfluss des pH-Werts auf die Verbreitung dieser Gruppe statistisch nicht signifikant. Einerseits werden anözische Würmer, wenn sie sich in ihren tiefen vertikalen Gängen befinden, auf Ackerstandorten durch mechanische Bearbeitung wie Pflügen wenig beeinflusst. Jedoch zerstört das Pflügen den oberen Teil ihrer Gänge, so dass ihre Populationen dadurch indirekt beeinträchtigt werden (Rovira et al. 1987; Pérès et al. 2010). Andere Bearbeitungsmethoden, wie beispielsweise das Grubbern, sind schonender und zerstören die vertikalen Gangsysteme kaum (Edwards & Lofty 1982). Leider fehlen in der Literatur Angaben, wie die einzelnen Ackerstandorte behandelt wurden, so dass sich nicht feststellen lässt, inwiefern es Unterschiede zwischen den Populationen der anözischen Würmer auf Äckern verschiedener Bearbeitungsmethoden gibt. Aufgrund der Ergebnisse aus experimentellen Projekten ist aber bekannt, dass bei nicht-konventioneller Bodenbearbeitung (z. B. „minimum tillage“) anözische Arten (*L. terrestris*, *A. longa*) besonders positiv reagieren (Wyss & Glasstetter 1992).

Die ökologische Gruppe der endogäischen Regenwürmer tritt ebenfalls wesentlich häufiger auf Acker- und Grünlandstandorten auf als auf Laub- und Nadelwäldern. Diese Verteilung

wird vor allem durch das pH-Wert-Optimum reguliert, da die meisten dieser Arten eher schwach saure oder neutrale Böden präferieren. Aufgrund des großen anthropogenen Einflusses auf die natürliche Vegetation der Standorte sind heutzutage fast alle früheren Wälder mit neutralen Böden zu Acker- und Grünländern umgewidmet worden. Die verbliebenen Waldstandorte haben fast alle saure Böden, die aus verschiedenen Gründen (z. B. Hanglage, geringer organischer Gehalt, Flachgründigkeit etc.) für landwirtschaftliche Zwecke wenig interessant sind. Diese Wälder sind aufgrund ihres sauren Bodens nur selten mit Arten dieses ökologischen Typs besiedelt. Dies wird umgekehrt dadurch verdeutlicht, dass auf den in der Datenbank enthaltenen Laub- und Nadelwaldstandorten mit neutralen Böden auch endogäische Würmer gefunden wurden. Dies ist zum Beispiel in Crailsheim (Bayern) und in Bad Vilbel (Hessen) der Fall. Die Böden beider Laubwaldstandorte haben einen pH-Wert oberhalb von 6,5. Dort wurden neben epigäischen Regenwürmern auch endogäische Arten wie *A. rosea*, *A. caliginosa*, *O. tyrtaeum* und *O. cyaneum* gefunden.

Die epigäischen Würmer, die an der Bodenoberfläche leben und sich hauptsächlich von der Streu und in geringem Ausmaß von Erde ernähren, treten am seltensten auf Ackerstandorten auf. Das Nahrungsangebot für die Würmer dieser ökologischen Gruppe ist dort häufig schlecht, da die meisten Äcker aufgrund der intensiven Bewirtschaftung über keine Streulage o.ä. auf der Bodenoberfläche verfügen. Zudem werden die dort lebenden Epigäen durch die mechanische und chemische Bearbeitung der Äcker beeinträchtigt. In Laub- und Nadelwäldern tritt diese ökologische Gruppe am häufigsten auf, da das Nahrungsangebot mit einer ausgeprägten Streuschicht dort am besten ist (Edwards & Bohlen 1996). Zudem liegt das pH-Wert Optimum der meisten epigäischen Arten im sauren Bereich. Die meisten Grünlandstandorte haben im Gegensatz dazu einen weniger sauren pH-Wert, der nicht dem Optimum dieser ökologischen Gruppe entspricht. So erklärt sich, dass die Würmer dort seltener auftreten als in den Wäldern, obwohl die Grünländer ihnen wahrscheinlich ein ausreichendes Nahrungsangebot bieten würden.

Als Fazit kann festgehalten werden, dass die ökologischen Gruppen der Regenwürmer zwar für eine erste grobe Einschätzung der biologischen Qualität eines Bodens ausreichen, eine belastbare Aussage aber nur durch eine differenzierte Betrachtung der Artebene möglich ist.

7.5 Vorstellung der Gemeinschaftsebene (Multivariate Auswertung)

7.5.1 Einführung

Um die Unterschiede in der Zusammensetzung der Artengemeinschaften auf den Standorten der vier Nutzungsformen (in Klammern jeweils der Biotoptyp) Acker (33), Grünland (34), Laubwald (43) und Nadelwald (44) und ihrer Untergruppen (2. Ebene der Biotoptypenklassifizierung) zu untersuchen, wurden die Daten mit dem Programm Canoco (Ter Braak & Šmilauer 2009) multivariat untersucht. Es wurden mehrere Hauptkomponentenanalysen (Principal Component Analysis; PCA) durchgeführt (vgl. Kap. 3.9.4). Hierbei ging pro Standort die mittlere Abundanz aller auf Artebene bestimmte Regenwurmart ein. Ausgeschlossen wurden nur solche Arten, die nur ein Mal gefunden wurden ('Singletons') sowie nicht bis auf Artebene identifizierte Taxa (vor allem juvenile Tiere). Ebenfalls ausgeschlossen wurden die Daten aller Probenahmen, die nach der in Kapitel 2.2 erläuterten Qualitätskontrolle in die Klasse „Not Reliable“ eingeordnet wurden. In diese Beurteilung ist vor allem die Sammelmethode eingeflossen. Diese kann durch unterschiedliche Effektivität der Erfassung wie in Kapitel 2.2.2 erläutert einen großen Einfluss auf die Spezies-Zusammensetzung einer Probe und vor allem auch auf die Abundanzen der einzelnen Arten nehmen. Zudem wurden als zusätzliche Informationen die abiotischen Parameter pH-Wert, Corg, C/N-Verhältnis und Textur (als Prozent Sand, Schluff und Ton) in den Diagrammen dargestellt, sofern für die einzelnen Standorte genügend Daten zum jeweiligen Parameter vorlagen. Die abiotischen Daten nehmen bei der PCA jedoch keinen Einfluss auf die Anordnung der Standorte im Diagramm. Diese beruht ausschließlich auf der Zusammensetzung der Regenwurmgemeinschaft des jeweiligen Standorts.

Um die Übersichtlichkeit der Darstellung zu bewahren, wurden in den folgenden Abbildungen jeweils die Arten ausgeblendet, die nur einen vergleichsweise geringen Einfluss (<15%) auf die Verteilung der Standorte im Diagramm hatten. Das Programm CanoDraw kann zudem nur Bezeichner mit höchstens sechs Zeichen verarbeiten, so dass die Namen der Arten mit einem Einfluss >15% nur abgekürzt dargestellt werden konnten (Tab. 7.5).

Tab. 7.5: Abkürzungen der Regenwurm-Artnamen, die im Programm Canoco benutzt wurden

Abkürzung	Artname
Alchlo	<i>Allolobophora chlorotica</i>
Apcali	<i>Aporrectodea caliginosa</i>
Aplong	<i>Aporrectodea longa</i>
Aprose	<i>Aporrectodea rosea</i>
Deatte	<i>Dendrobaena attemsi</i>
Deocta	<i>Dendrobaena octaedra</i>
Depygm	<i>Dendrobaena pygmaea</i>
Derubi	<i>Dendrodrilus rubidus</i>
Eitetr	<i>Eiseniella tetraedra</i>
Lucast	<i>Lumbricus castaneus</i>
Lupoly	<i>Lumbricus polyphemus</i>
Lurube	<i>Lumbricus rubellus</i>
Luterr	<i>Lumbricus terrestris</i>
Muminu	<i>Murchieona minuscula</i>
Octyrt	<i>Octolasion tyrtaeum</i>

7.5.2 Vergleich der Hauptnutzungsformen

Zunächst wurde die Anordnung der Standorte im Hinblick auf ihre Hauptnutzungsformen untersucht, wobei alle übrigen Standorte einbezogen und in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst wurden (Abb. 7.19). In der PCA erklären die erste Achse 33,7% und die zweite Achse 16,9% der gesamten Varianz. Es zeigt sich eine Gruppierung der vier Nutzungsformen, wobei es zwischen diesen zu großen Überlappungen kommen kann. Die Anordnung der Standorte entlang der ersten Achse im Diagramm ist dabei im wesentlichen auf die von links nach rechts zunehmende Abundanz der endogäischen Arten *A. caliginosa*, *A. rosea* und *Allolobophora chlorotica* sowie der anözischen Art *L. terrestris* zurück zu führen (Abb. 7.20). Der diesem Muster zu Grunde liegende abiotische Parameter ist offenbar der in dieser Richtung ebenfalls ansteigende pH-Wert. So trennen sich dann auch auf der ersten Achse hauptsächlich die Wälder von den Offenlandstandorten. Die homogenste Gruppe bilden hierbei die Nadelwälder, die zwar auch mit der geringsten Standortzahl vertreten sind, jedoch auch insgesamt am geringsten im Diagramm streuen. Offenbar sind sie in ihrer Mehrzahl von einem niedrigen pH-Wert und einer geringen Abundanz endogäischer und anözischer Würmer geprägt. Die Laubwälder können hingegen abhängig von ihrem pH-Wert auch diese Arten in größeren Abundanzen beherbergen, was sich in der Streuung dieses Biotoptyps entlang der ersten Achse und einer damit einhergehenden Überlappung mit vielen Acker- und Grünlandstandorten niederschlägt, was bei den Nadelwäldern nur sehr vereinzelt

zutrifft. Die Mehrzahl der Laubwaldstandorte findet sich jedoch ebenfalls im linken Bereich der ersten Achse des Diagramms und weist damit große Ähnlichkeiten mit den Nadelwäldern auf. Eine Trennung von Acker- und Grünlandstandorten entlang der ersten Achse lässt sich hingegen nicht beobachten. Diese findet zumindest ansatzweise entlang der zweiten Achse statt. Den weitaus größten Einfluss auf die Anordnung der Standorte entlang dieser Achse hat hierbei die von unten nach oben zunehmende Abundanz der epigäischen Art *L. rubellus*, gefolgt von den ebenfalls epigäischen Spezies *O. tyrtaeum*, *D. octaedra* und *D. rubidus*. So zeigt sich, dass eine Vielzahl von Grünlandstandorten offenbar eine höhere Abundanz epigäischer Arten beherbergt als dies an Ackerstandorten der Fall ist. Dies gilt gleichermaßen für viele Laubwaldstandorte im Vergleich zu Äckern und Nadelwäldern.

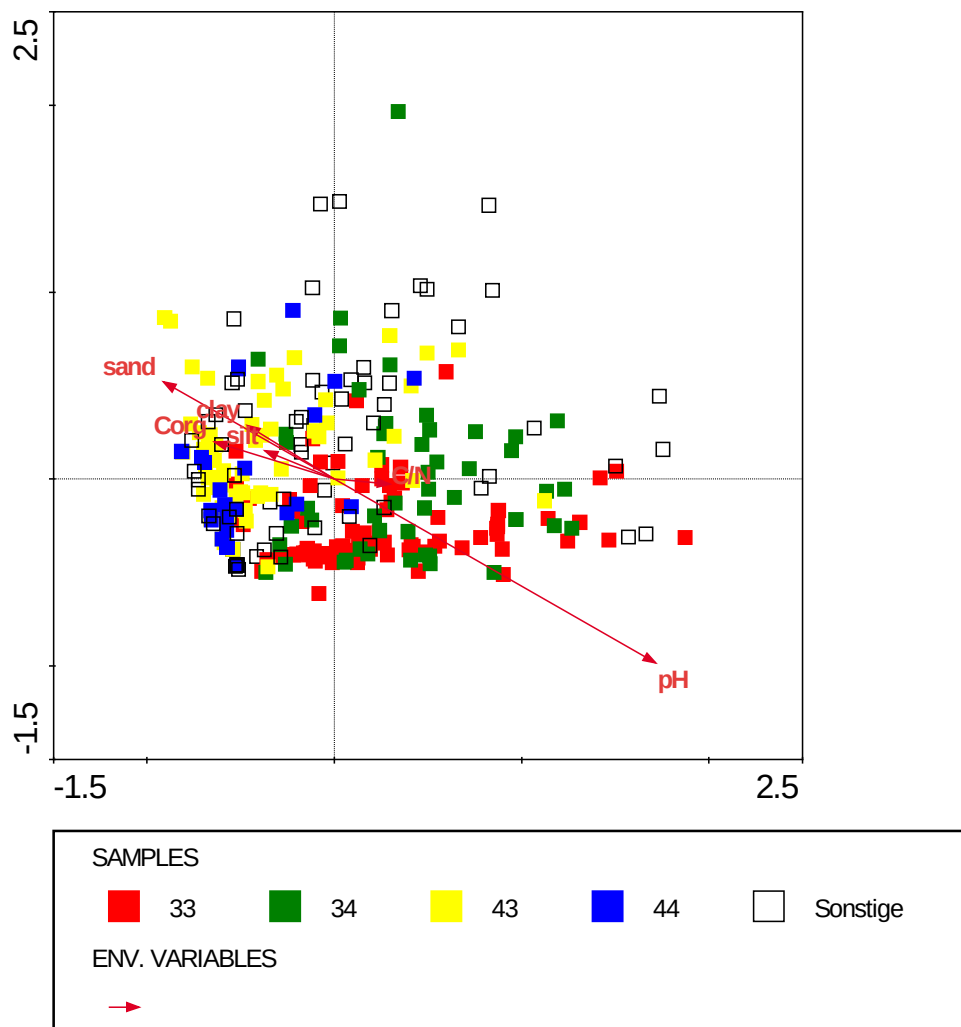


Abb. 7.19: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 33. = Äcker und Ackerbrache, 34. = Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte, 43. = Laub(misch)wälder und –forste (Laubbaumanteil > 50%), 44. = Nadel(misch)wälder und –forste. Gradientenlänge aus der DCA = 3,3. 1. Achse: 33.7% der Varianz, 2. Achse: 16.9% der Varianz.

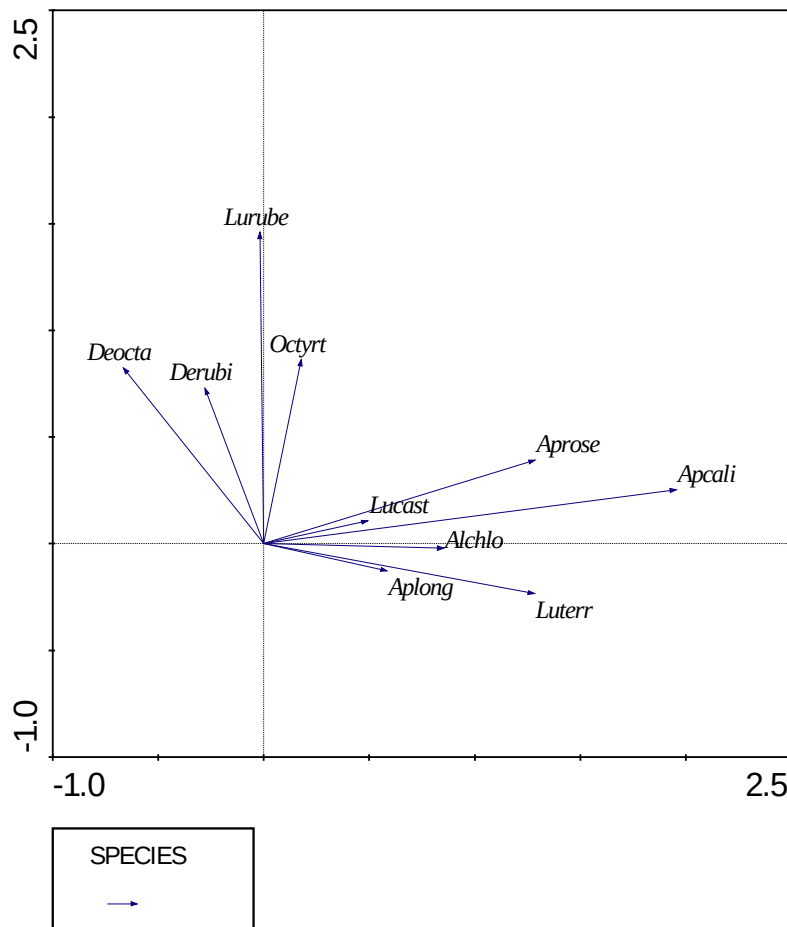


Abb. 7.20 Spezies-Biplot zur PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa in Abb. 7.19.

7.5.3 Zweite Ebene des Biototyps 33 (Äcker)

In einem zweiten Schritt wurde näher untersucht, ob sich auf der zweiten Ebene der Biotop-typenklassifikation ebenfalls Unterschiede in der Artzusammensetzung der jeweiligen Standorte feststellen lassen. In Abb. 7.21 ist die PCA für die zweite Ebene des Biototyps 33 (Äcker und Ackerbrache) dargestellt. Hierbei waren für drei Untertypen Daten für einen Vergleich verfügbar:

33.01 = flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache;

33.03 = Äcker und Ackerbrache auf Sandboden;

33.04 = Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden.

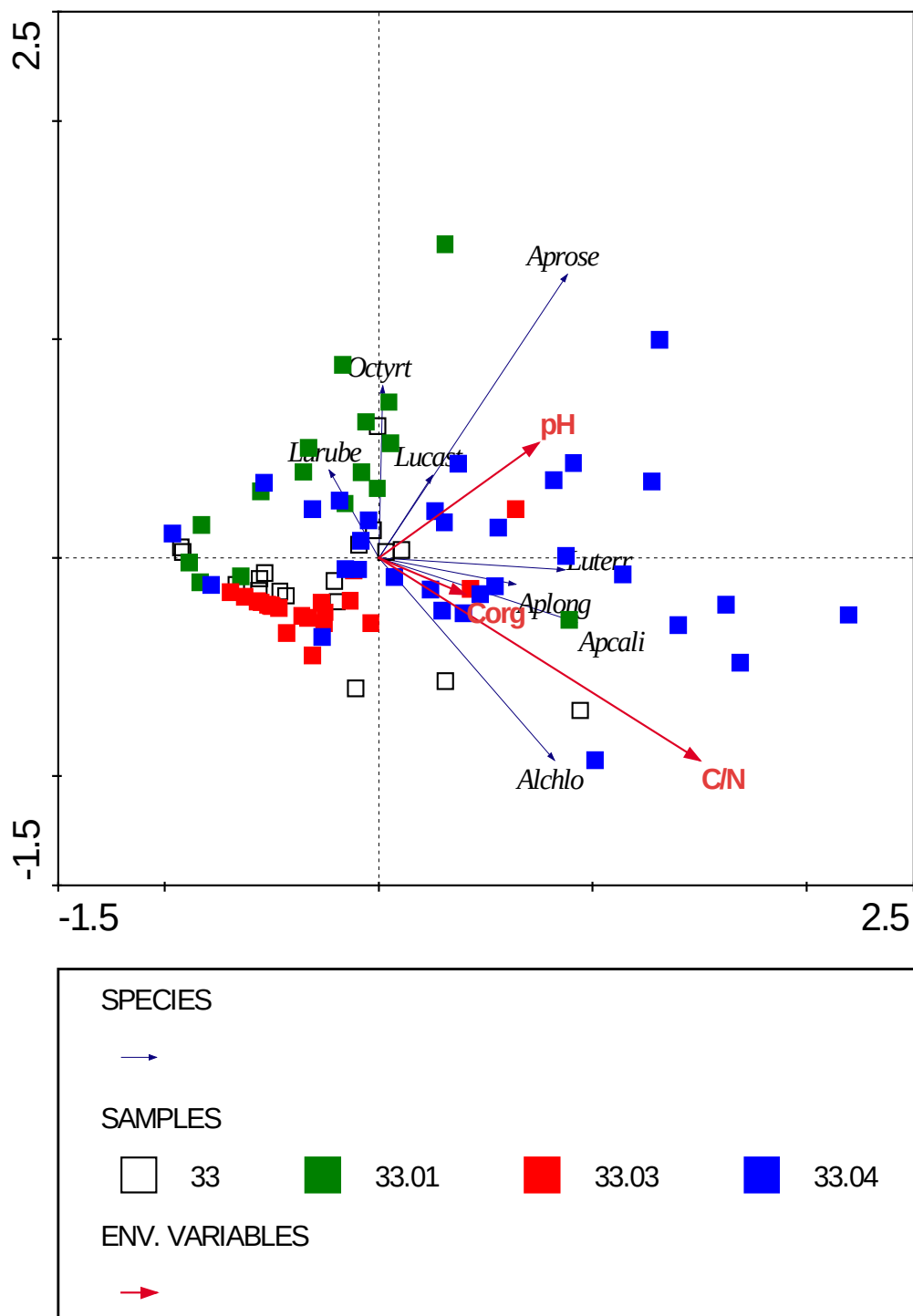


Abb. 7.21: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 33. = Äcker und Ackerbrache, 33.01 = flachgründige, skelettreiche Kalkäcker und Kalkackerbrache, 33.03 = Äcker und Ackerbrache auf Sandboden, 33.04 = Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden. Gradientenlänge aus der DCA = 3,3. 1. Achse: 42,5% der Varianz, 2. Achse: 13,4% der Varianz.

Die erste Achse im Diagramm erklärt 42,5%, die zweite Achse noch 13,4% der Varianz. Für die Textur waren keine ausreichenden Daten zu den dargestellten Standorten vorhanden, so

dass diese nicht im Diagramm dargestellt ist. Zudem ist bei der Interpretation der Grafik zu beachten, dass keine C/N- und Corg-Angaben für den Biotoptyp 33.01 vorlagen. Entlang der ersten Achse findet hauptsächlich eine Trennung der Biotypen 33.01 ('Kalkäcker') und 33.03 ('Sandäcker') vom Biotoptyp 33.04 ('Löss-, Lehm-, Tonäcker') statt. Dies ist hauptsächlich durch die von links nach rechts zunehmende Abundanz des anöischen Wurms *L. terrestris* sowie der endogäischen Art *A. caliginosa* bedingt. Die Löss-, Lehm-, Tonäcker können sich jedoch diesbezüglich stark voneinander unterscheiden und bilden eine sehr inhomogene Gruppe. Auf der zweiten Achse erfolgt eine Trennung der Kalk- von den Sandäckern, insbesondere bedingt durch die höhere Abundanz von *O. tyrtaeum* in Kalk- als an Sandäckern. Eine besondere Rolle fällt offenbar den endogäischen Arten *A. chlorotica* und *A. rosea* zu. Diese sind mit keiner der beiden Achsen stark korreliert, haben aber offenbar einen deutlichen Einfluss auf die Anordnung der Standorte im Diagramm (z. B. niedrige Abundanz von *A. rosea* in Sandäckern, niedrige Abundanz von *A. chlorotica* in Sand- und Kalkäckern). Als auf dieses Muster hauptsächlich Einfluss nehmender abiotischer Parameter deutet sich das C/N-Verhältnis an, die Interpretation gestaltet sich jedoch schwierig, da wie oben erwähnt, keine Daten zum C/N-Verhältnis für Kalkäcker vorlagen. Auch der pH-Wert scheint Einfluss zu nehmen: die Sandäcker haben im Mittel einen niedrigeren pH-Wert als die Kalk- oder Löss-, Lehm-, Tonäcker, was auf die Artzusammensetzung und Gesamtabundanz an diesen Standorten Einfluss nimmt.

7.5.4 Zweite Ebene des Biotyps 34 (Grünland)

Für die Analyse der zweiten Ebene des Biotyps 34 (Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte) waren ebenfalls für drei Untertypen Daten für einen Vergleich verfügbar:

34.07 = artenreiches Grünland frischer Standorte;

34.08 = artenarmes IntensivGrünland frischer Standorte;

34.09 = Tritt- und Parkrasen.

Die Biotypen 34.07 und 34.09 waren jedoch jeweils mit nur einem einzigen Standort in der Datengrundlage vertreten, sodass sich aus der zugehörigen PCA (Abb. 7.22) keinerlei Muster für Unterschiede in der Artzusammensetzung zwischen den verschiedenen Biotypen der 2. Ebene ablesen lassen.

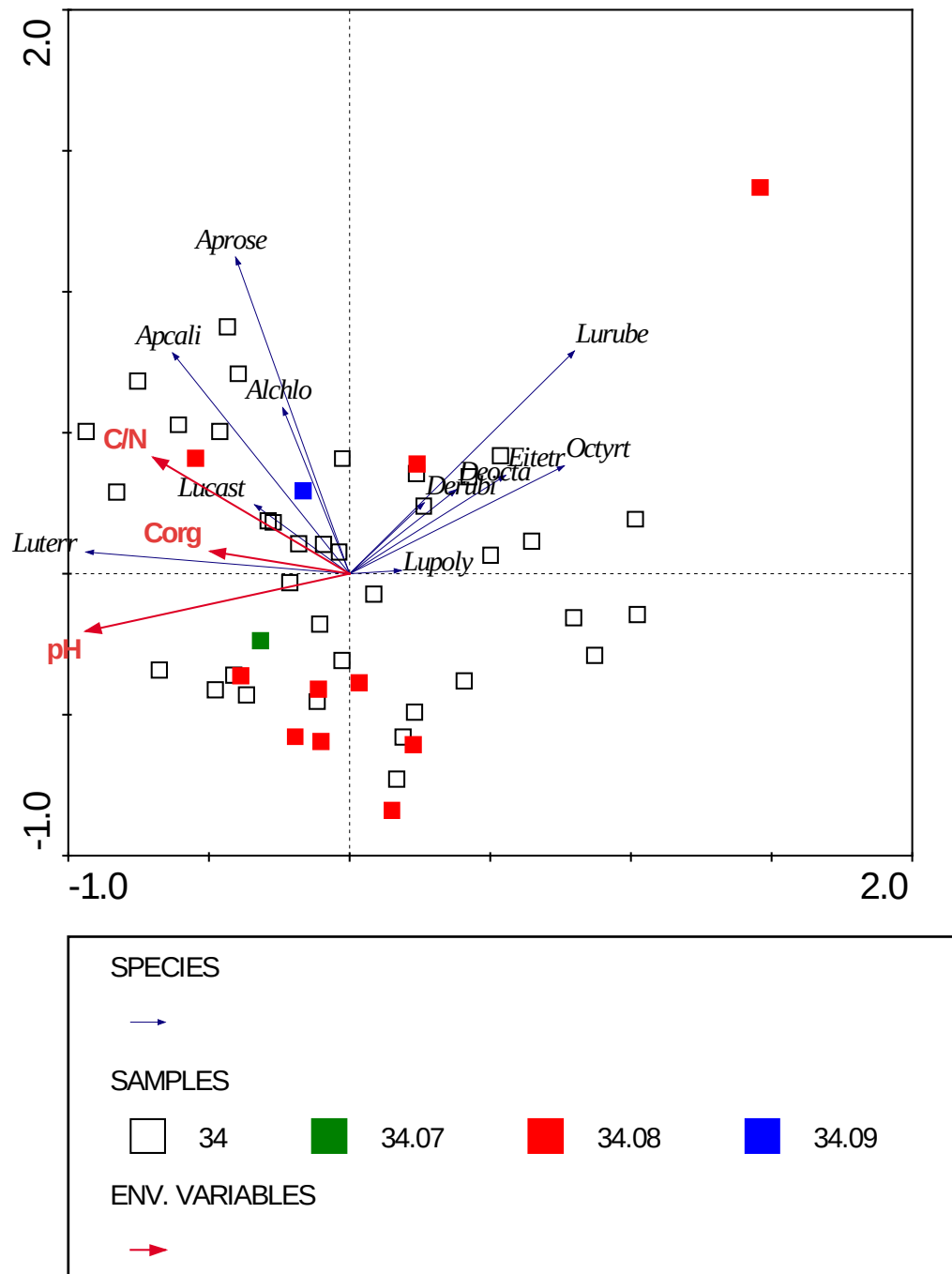


Abb. 7.22: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 34. = Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte, 34.07 = artenreiches Grünland frischer Standorte, 34.08 = artenarmes IntensivGrünland frischer Standorte, 34.09 = Tritt- und Parkrasen. Gradientenlänge aus der DCA = 3,1. 1. Achse: 25,5% der Varianz, 2. Achse: 21,4% der Varianz.

7.5.5 Zweite Ebene des Biotoptyps 43 (Laubwald)

Für die PCA mit Daten zu Standorten der 2. Ebene des Biotoptyps 43 standen zu fünf Untertypen Daten zur Verfügung:

43.02 = Bruchwälder

43.04 = Auenwälder

43.06 = Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder

43.07 = Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte

43.08 = Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte

Allerdings waren nur für die Biotoptypen 43.06 und 43.07 Daten zu mehr als zwei Standorten verfügbar, sodass nur ein Vergleich zwischen diesen möglich ist. Die erste Achse im Diagramm erklärt 31,8%, die zweite Achse noch 25,9% der Varianz. Abiotische Standortdaten sind praktisch ausschließlich für den Biotoptyp 43.07 vorhanden, sodass diese nicht für eine Analyse von Kausalzusammenhängen mit der Artzusammensetzung an diesen beiden Biotoptypen herangezogen werden können. Die Gruppierung der Standorte lässt eine gewisse Trennung zwischen Biotoptyp 43.06 und 43.07 erkennen, allerdings gibt es auf beiden Achsen eine starke Überlappung und es lassen sich keine Spezies identifizieren, die überwiegend für die Anordnung der Standorte entlang einer der Diagrammachsen verantwortlich ist (Abb. 7.23). Der Biotoptyp 43.06 (Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder), obwohl nur mit sechs Standorten vertreten, scheint in seiner Artenzusammensetzung etwas homogener als der Biotoptyp 43.07 (Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte) zu sein und beherbergt im Mittel eine höhere Abundanz der endogäischen Arten *Aporrectodea caliginosa* und *A. rosea* als dies bei der Mehrzahl der Standorte des Biotoptyps 43.07 der Fall ist.

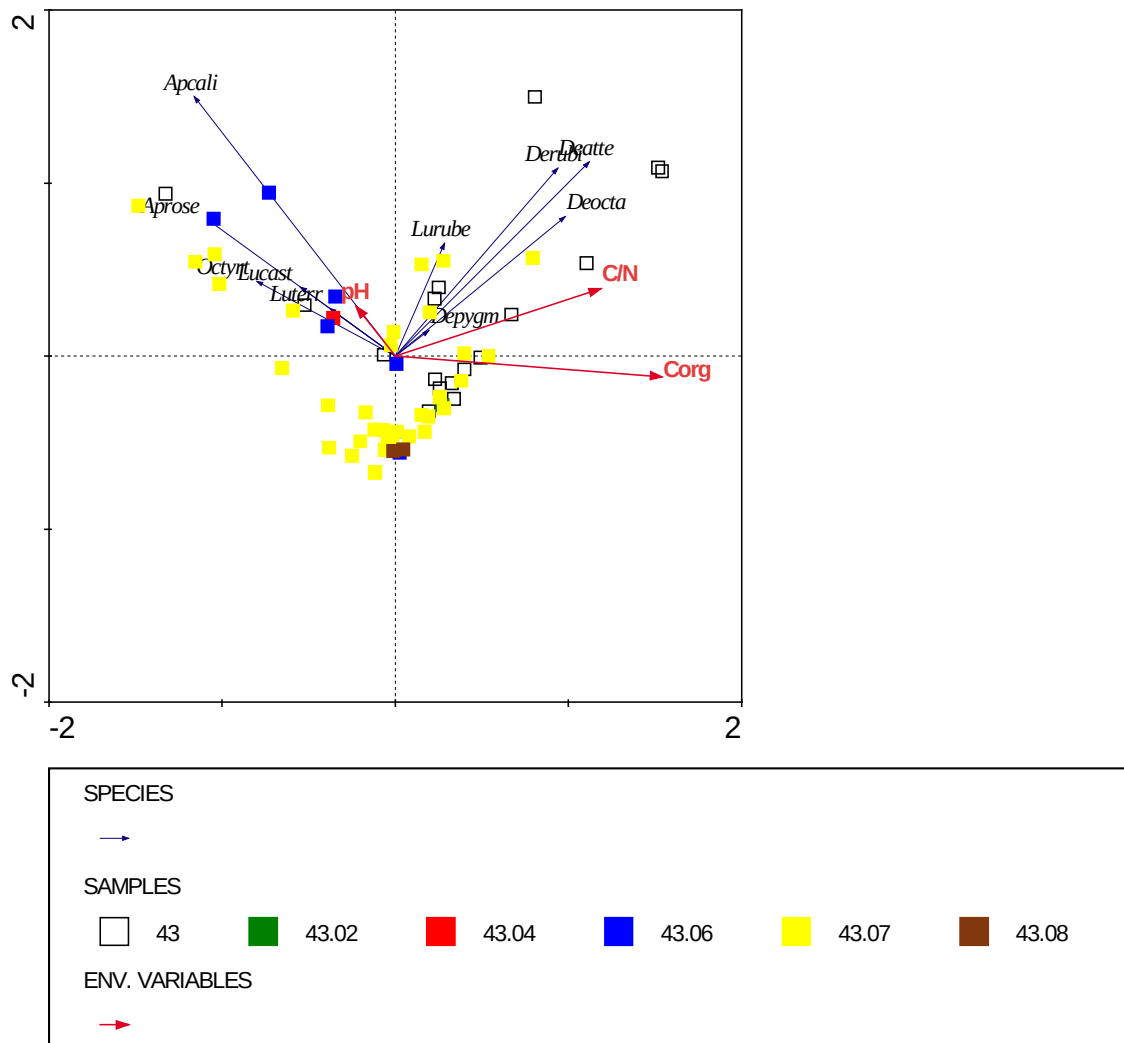


Abb. 7.23: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 43. = Laub(misch)wälder und –forste (Laubbaumanteil > 50%), 43.02 = Bruchwälder, 43.04 = Auenwälder, 43.06 = Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder, 43.07 = Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte, 43.08 = Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte. Gradientenlänge aus der DCA = 3,5. 1. Achse: 31,8% der Varianz, 2. Achse: 25,9% der Varianz.

7.5.6 Zweite Ebene des Biotoptyps 44 (Nadelwald)

Für den Vergleich der Biotypen der 2. Stufe unterhalb des Biotoptyps 44 standen Daten zu drei Untertypen zur Verfügung (Abb. 7.24):

44.02 = natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder

44.03 = Fichten-/Tannen(misch)wälder und Fichten(misch)wälder

44.04 = Nadel(misch)forste heimischer Baumarten

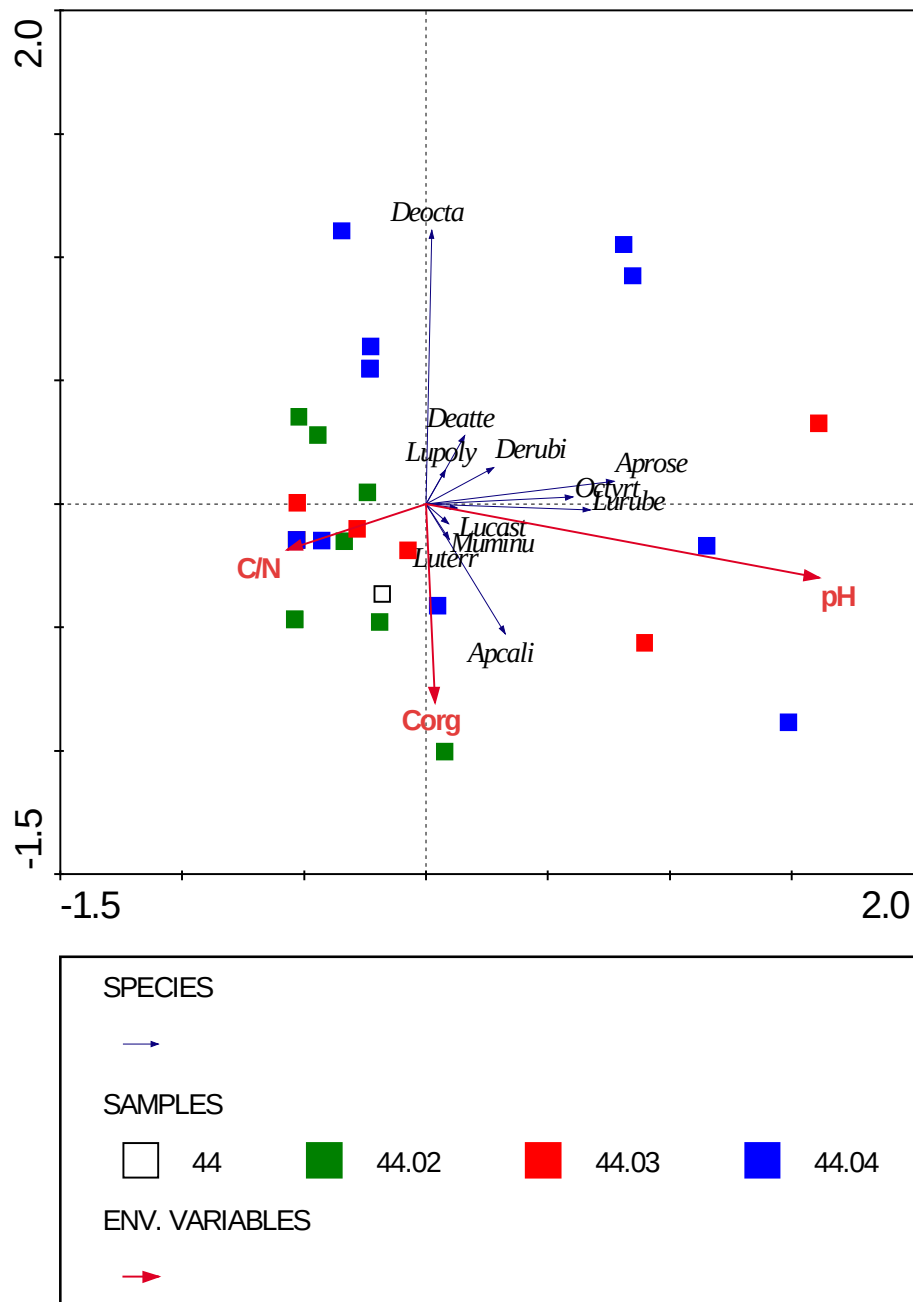


Abb. 7.24: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 44. = Nadel(misch)wälder und –forste, 44.02 = natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 44.03 = Fichten-/Tannen(misch)wälder und Fichten(misch)wälder, 44.04 = Nadel(misch)forste heimischer Baumarten. Gradientenlänge aus der DCA = 2,7. 1. Achse: 41,7% der Varianz, 2. Achse: 28,7% der Varianz.

Die erste Achse im Diagramm erklärt 41,7%, die zweite Achse noch 28,7% der Varianz. Zwischen den Biotoptypen 44.03 (‘Fichten-/Tannenmischwälder’) und 44.04 (‘Nadelmischforste’) zeigt sich keinerlei Trennung in der Anordnung der Standorte im Diagramm während sich der Biotoptyp 44.02 (‘Kiefernwälder’) von den beiden anderen Biotoptypen entlang der ersten Diagrammachse abzusetzen scheint. Bedingt ist dies durch die

entlang der ersten Diagrammachse von links nach rechts zunehmende Abundanz der endogäischen Spezies *A. rosea* sowie der epigäischen Arten *L. rubellus* und *O. tyrtaeum*. Als diesem Muster zu Grunde legender abiotischer Parameter deutet sich der pH-Wert an, die Kiefernwälder haben in der vorliegenden Datengrundlage einen im Mittel niedrigeren pH-Wert als die Standorte der beiden anderen Biotoptypen.

7.5.7 Ausblick: weitere Biotoptypen der 1. Ebene

In der vorhandenen Datengrundlage waren für drei weitere Biotoptypen der 1. Ebene ausreichend Daten vorhanden, um einen multivariaten Vergleich der Artenzusammensetzung durchzuführen:

- 32. = Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat
- 35. = Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder)
- 66. = Gebirgsrasen (subalpine bis alpine Stufe).

Abb. 7.25 zeigt die gleiche PCA wie Abb. 7.19, jedoch sind hier die drei zusätzlichen Biotoptypen der ersten Ebene farblich hervor gehoben. Es bestehen offenbar deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung dieser Biotoptypen. Die Standorte des Biotoptyps 35 („Niedermoore und Sümpfe“) ähneln in ihrer Artzusammensetzung stark den Waldstandorten, während sich die Standorte des Biotoptyps 66 („Gebirgsrasen“) als sehr inhomogene Gruppe noch jenseits der Grünländer anordnen. Die Standorte des Biotoptyps 32 („Felsen, Block- und Schutthalden“) scheinen in ihrer Artenzusammensetzung ein Kontinuum abzudecken, das sich über alle übrigen Biotoptypen erstreckt. Eine Untersuchung der Kausalzusammenhänge zwischen diesen Mustern wäre zum gegenwärtigen Zeitpunkt zu weit führend. Es deutet sich jedoch an, dass bei ausreichender Datenlage auch eine Definition von Erwartungswerten für weitere als die bislang in der Datengrundlage dominierenden vier Hauptbiotoptypen möglich ist.

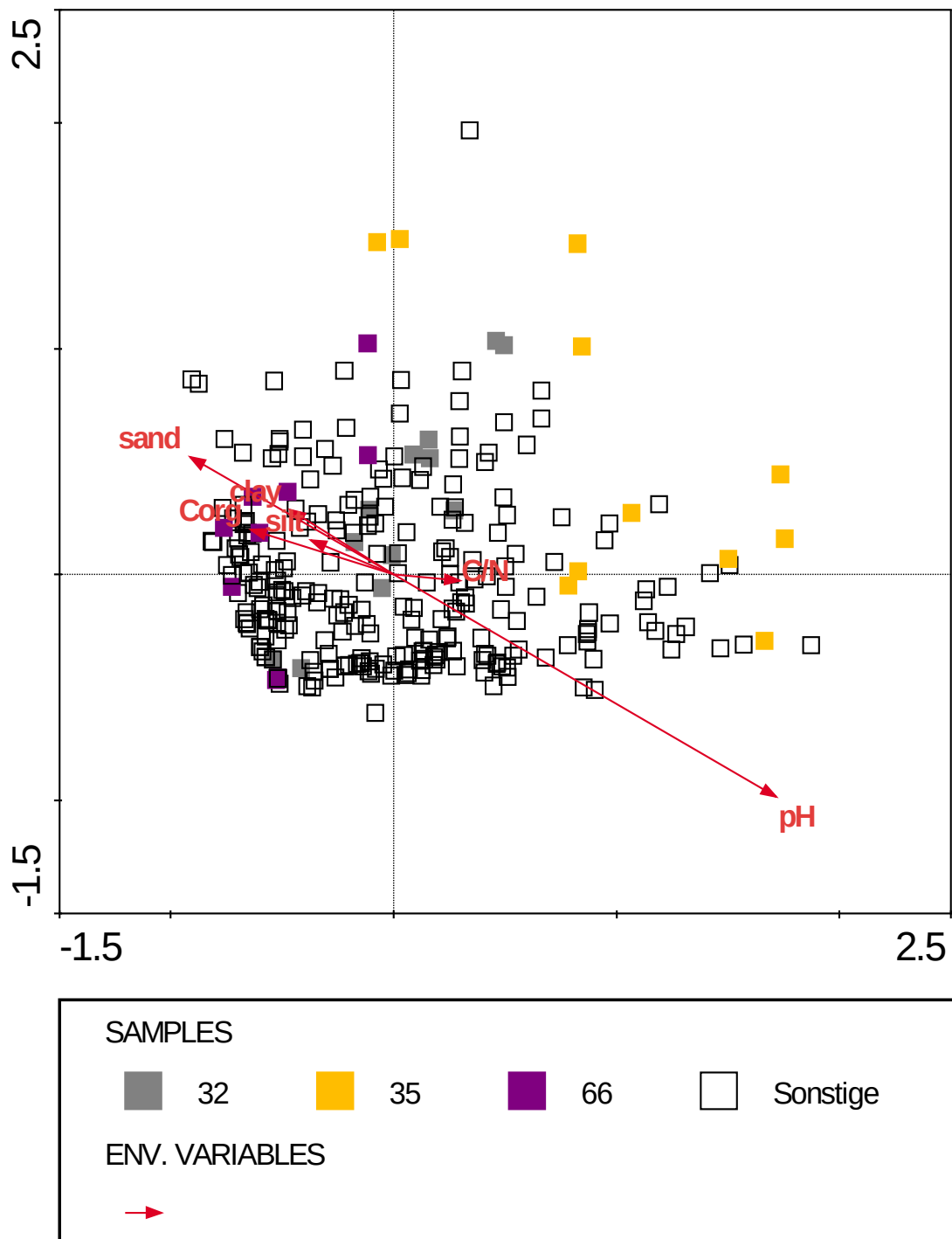


Abb. 7.25: PCA basierend auf der Abundanz aller auf Artebene bestimmten Regenwurmtaxa. 32. = Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat, 35. = Waldfreie Niedermooere und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder), 66. = Gebirgsrasen (subalpine bis alpine Stufe). Gradientenlänge aus der DCA = 3,3. 1. Achse: 33.7% der Varianz, 2. Achse: 16.9% der Varianz.

7.6 Referenzwerte

Ein Ziel dieses Vorhabens war die Ableitung von Referenzwerten, d. h. die Festlegung von qualitativen (z. B. Auftreten von Arten bzw. Gemeinschaften) und, teilweise, quantitativen (z. B. Dominanzanteile oder Abundanzen) Werten zu einer bestimmten Organismengruppe in Abhängigkeit von Standorteigenschaften. Damit sollte die Grundlage zu einer biologischen Beurteilung der Bodenqualität gelegt werden. Eine solche Beurteilung muss zuerst dazu in der Lage sein, die vier verschiedenen Landnutzungsformen (d. h. Biotoptypen der 1. Ebene) zu unterscheiden. Als eine erste Annäherung wird angenommen, dass jede Art, die an mehr als 50% aller Standorte vorkommt, wahrscheinlich auf einem unbelasteten Standort des gleichen Biotoptyps vorkommen sollte. Zusätzlich wurden noch die mittleren Artenzahlen bzw. Individuendichten aller Standorte einer Nutzungsform berechnet (Tab. 7.6).

Tab. 7.6: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach den vier Landnutzungen bzw. Hauptbiotoptypen, ausgehend von den Angaben in der *Bo-Info*-Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). n = Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Standorte. In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte; Vork. = Vorkommen; I./m² = Ind./m²)

	Äcker: 33		Grünland: 34		Laubwald: 43		Nadelwald: 44.	
	(n = 86)		(n = 48)		(n = 65)		(n = 27)	
	Vork.	I./m²	Vork.	I./m²	Vork.	I./m²	Vork.	I./m²
<i>A. chlorotica</i>	31,4%	6,4	35,4%	4,8	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>A. caliginosa</i>	84,9%	23,1	91,7%	28,1	36,9%	5,3	25,9%	1,7
<i>A. longa</i>	19,8%	2,6	10,4%	0,6	3,1%	0,0	0,0%	0,0
<i>A. rosea</i>	55,8%	7,1	56,3%	6,6	33,8%	2,0	25,9%	2,2
<i>D. octaedra</i>	2,3%	0,0	12,5%	1,3	72,3%	5,3	77,8%	7,8
<i>D. rubidus</i>	0,0%	0,0	8,3%	0,7	55,4%	3,4	29,6%	0,7
<i>L. castaneus</i>	9,3%	0,8	31,3%	2,4	16,9%	1,3	7,4%	0,1
<i>L. rubellus</i>	24,%	1,3	62,5%	10,3	73,8%	3,7	59,3%	3,9
<i>L. terrestris</i>	55,8%	5,2	75,0%	8,6	20,0%	0,6	7,4%	0,1
<i>O. tyrtaeum</i>	17,4%	0,9	41,7%	3,6	26,2%	1,4	25,9%	1,0
Σ (Ind./m²)	49,3		75,6		36,6		18,3	
Artzahl	3,3		5,0		3,9		2,9	

Bei den Abundanzzahlen ist zu beachten, dass hier die nur bis zur Gattung bestimmten Jungtiere nicht enthalten sind. Das Verhältnis zwischen den Landnutzungsformen sollte dadurch kaum beeinflusst sein. Erwartungsgemäß wird die höchste Regenwurmabundanz auf

Grünlandstandorten gefunden, gefolgt von – und das war so nicht zu erwarten – Äckern. Dieses Ergebnis dürfte dadurch zustande gekommen sein, dass in die Berechnung die Äcker, auf denen keine Regenwürmer vorkommen, nicht eingegangen sind (vgl. z. B. bayrische Äcker, wo der Median der Abundanz bei nur 9 Ind/m² lag (Bauchhenss 1997)). Dagegen ist das Abundanz-Verhältnis zwischen Laub- und Nadelwäldern (Faktor 2) als realistisch für deutsche Wälder anzusehen. Bei den Laubwäldern wurde wie auch bei den anderen drei Biotoptypen eine große Bandbreite bei der Abundanz festgestellt: Je nach Standort kamen bei einem Mittelwert von 37 Ind/m² gar keine oder 413 Ind/m² vor. Zudem wurde an wenigen Standorten ein Massenvorkommen von *D. attemsi* beobachtet, die ansonsten kaum eine Rolle spielt – ein Beispiel dafür, dass selbst bei zweistelligen Standortzahlen noch „Sonderfälle“ das Gesamtergebnis beeinflussen können.

Die mittlere Artenzahl wird vom Fehlen der Jungtiere nicht meßbar beeinflusst und liegt demnach in erwarteter Größenordnung, d. h. am höchsten auf Grünland und am niedrigsten in Nadelwäldern. Generell schwanken diese quantitativen Angaben zwischen den Standorten einer Nutzungsform stark (z. B. in den Laubwäldern zwischen 0 und 9 bei einem Mittelwert von 4 Arten). Dies deutet darauf hin, dass an den beprobten Standorten unterschiedliche Bedingungen geherrscht haben, wozu z. B. die Bodenfeuchte oder, je nach Nutzungsform, die Bearbeitungsmethode eines Standorts gehören. Für letzteres spricht eine Beobachtung auf 20 holländischen Grünlandstandorten, die mit einer Ausnahme hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung entsprechenden deutschen Standorten glichen: nur *L. terrestris* fehlte dort, primär aufgrund von Managementmassnahmen (Didden 2001). Auch der Probenahmezeitpunkt kann die Ausbeute einer Beprobung stark beeinflussen: Frühjahr und Herbst sind günstig für eine Probenahme (ISO 2006), da sich dann keine Regenwürmer in Diapause befinden.

Qualitativ unterscheiden sich die vier Nutzungsformen ebenfalls, wobei die deutlichste Trennung (Basis: Vorkommen >50%) die zwischen Wald- und Offenlandstandorten ist:

Äcker (33):	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. terrestris</i>
Grünland (34):	<i>A. caliginosa</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>A. rosea</i>
Laubwald (43):	<i>L. rubellus</i> , <i>D. octaedra</i> , <i>D. rubidus</i>
Nadelwald (44):	<i>L. rubellus</i> , <i>D. octaedra</i>

Aus dieser Darstellung wird deutlich, dass eine Differenzierung der Hauptbiotoptypen anhand der Regenwurmgemeinschaft möglich ist. Diese ist jedoch nicht sehr trennscharf.

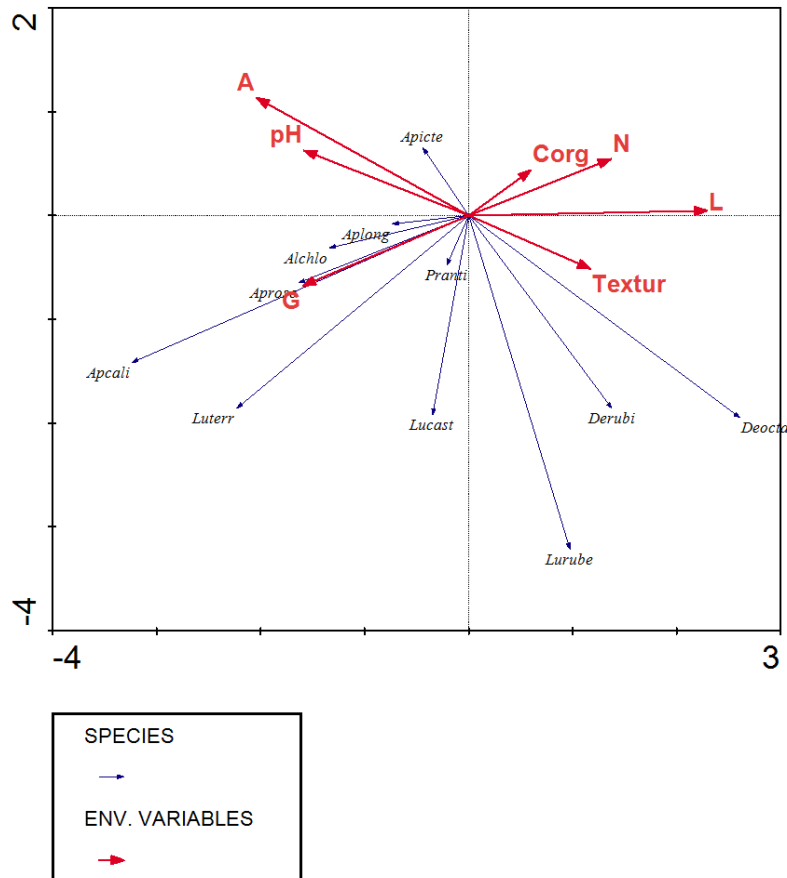


Abb. 7.26: Ergebnis der RDA unter Einbeziehung der Abundanz- und Umweltfaktorendaten aller Standorte der Datenbank.

Parallel zu der Ableitung der erwarteten Arten für jede Nutzungsform wurde mit dem Programm CANOCO eine Redundanzanalyse (RDA) durchgeführt, in die alle Abundanzdaten, die Nutzungsform sowie die Umweltfaktoren pH-Wert, organischer Gehalt und Bodentextur einbezogen wurden (Abb. 7.26). Die erste Achse korreliert vor allem mit der Nutzungsform Laubwald und dem pH-Wert, sie erklärt 13,3% der Varianz. Das RDA-Diagramm zeigt für die vier Nutzungsformen Korrelationen mit ähnlichen Arten, wie die, die direkt aus den ökologischen Profilen abgeleitet wurden (Tab. 7.6). Dies sind auf den Grünländern vor allem *A. caliginosa*, *A. rosea* und *L. terrestris*. Diese Arten scheinen ebenfalls auf den Ackerstandorten aufzutreten, bei allerdings geringerer Korrelation. Die gleichen Arten besiedeln mit sehr viel geringerer Abundanz auch Laub- und Nadelwäldern, die allerdings eine höhere Abundanz von *D. octaedra* und *D. rubidus* aufweisen. Die Angaben in Tabelle 42 werden also durch die RDA-Auswertung weitgehend bestätigt.

Das Vorkommen der Arten auf einer der vier Nutzungsformen ist vor allem abhängig von deren Präferenzen für die verschiedenen Umweltfaktoren. Die Ackerstandorte und Grünländer haben meistens einen höheren pH-Wert als die Laub- und Nadelwälder. Der organische Gehalt ist dafür in der Regel in den Wäldern höher als auf Acker- und Grünländern. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass auf Standorten, deren Umweltfaktoren einen für diese Nutzungsform ungewöhnlichen Wert annehmen, auch andere Arten vorkommen können, als sie hier als zu erwarten aufgeführt werden. Beispielsweise würde in einem Laubwald mit neutralem Boden (den es in Deutschland nicht mehr häufig gibt, da diese Flächen weitgehend in Acker- oder Grünland umgewandelt wurden) eher eine für Grünland zu erwartende Gemeinschaft vorkommen.

Insgesamt wird aus diesen Erwägungen deutlich, dass es unter den Regenwürmern keine eindeutigen Zeigerarten für eine gute Bodenqualität gibt. Die Untersuchung der Familie der Lumbricidae alleine genügt also nicht, um die Qualität eines Bodens hinsichtlich seiner Funktion als Lebensraum für Bodenorganismen beurteilen zu können. Dafür ist es immer nötig, eine Beprobung mehrerer Organismengruppen durchzuführen. Jedoch kann man einzelne Regenwurmartarten benennen, deren Fehlen auf einem Standort einer bestimmten Nutzungsform ein Zeichen für eine Auffälligkeit sein könnte. So ist es sehr wahrscheinlich, dass die Bodenqualität eines Grünlandstandorts ohne *A. caliginosa* oder *L. terrestris* bzw. die eines sauren Waldstandorts ohne *D. rubidus* oder *D. octaedra* als gestört anzusehen ist.

Über eine Auftrennung der vier Landnutzungsformen (= d. h. Biotoptypen der 1. Ebene) hinaus sollte dieses Konzept in der Lage sein, feinere Unterscheidungen vorzunehmen. Die Grundlagen einer solchen Differenzierung wurden im vorigen Kapitel schon vorgestellt. Auf den folgenden Seiten wird diese Information für die Biotoptypen der 2. Ebene für drei der vier Landnutzungstypen getrennt diskutiert (d. h. ohne Grünlandstandorte). „Übersetzt“ in quantitative Angaben lassen sich

Bei den Äckern lassen sich so drei häufige Biotoptypen unterscheiden (Tab. 7.7). Auf Kalkäckern (Nr. 33) sollten mindestens drei Arten (wobei die endogäische Gattung *Aporrectodea* durch zwei Spezies, *A. caliginosa* und *A. rosea*, vertreten ist) mit einer Abundanz von knapp 30 Tieren/m² vorkommen. Zudem sollte auf Sandäckern immer *A. caliginosa* (Fund auf 100% aller Standorte dieses Typs!) auftreten, wobei die Abundanz der

Gemeinschaft im Mittel bei ca. 20 Tieren/m² liegt (davon rund 80% *A. caliginosa*). Bei Äckern mit Loess-, Lehm- oder Tonböden wären dagegen mindestens vier Arten zu erwarten, für die außer den beiden schon erwähnten *Aporrectodea*-Spezies auch *A. chlorotica* und *L. terrestris* typisch wären. Auffallend ist hier die hohe mittlere Abundanz von 93 Tieren/m², der höchsten unter den untersuchten Biotoptypen. Für alle drei Äckertypen gilt, dass acidophile Streuschichtbewohner dort (fast) völlig fehlen (speziell *D. octaedra* und *D. rubidus*). Dabei fällt allerdings auf, dass die ebenfalls saure Böden präferierende Art *L. rubellus* durchaus in relevanter Häufigkeit (44% aller Standorte dieses Typs) auf „flachgründigen, skelettreichen Kalkäckern und Kalkackerbrachen (Biotoptyp Nr. 33.01) vorkommen kann. Für eine Routineanwendung dieser Daten steht allerdings noch eine Umformung dieser drei Typen in Bereiche aus – und damit, als Grundlage einer jeden Beurteilung, die Unterscheidung in „normal“ und „abweichend“. Diese Aussage trifft auch die beiden im Folgenden beschriebenen Biotoptypen zu.

Tab. 7.7: Referenzwerte für die Lumbricidengemeinschaft verschiedener Ackerbiotoptypen (Vork. = Vorkommen)

	„Kalk“ 33.01 (n = 16)		„Sand“ 33.03 (n = 21)		„Lehm“ 33.04 (n = 31)	
	Vork.	Ind./m ²	Vork.	Ind./m ²	Vork.	Ind./m ²
<i>A. chlorotica</i>	12,5%	2,9	14,3%	0,3	54,8%	11,3
<i>A. caliginosa</i>	75,0%	6,0	100,0%	16,2	87,1%	45,5
<i>A. longa</i>	6,3%	0,1	4,8%	0,0	41,9%	6,9
<i>A. rosea</i>	75,0%	11,8	14,3%	0,8	87,1%	12,0
<i>D. octaedra</i>	0,0%	0,0	9,5%	0,1	0,0%	0,0
<i>D. rubidus</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>L. castaneus</i>	12,5%	0,4	0,0%	0,0	16,1%	2,0
<i>L. rubellus</i>	43,8%	1,7	9,5%	0,1	16,1%	1,4
<i>L. terrestris</i>	37,5%	0,9	33,3%	1,4	83,9%	10,9
<i>O. tyrtaeum</i>	62,5%	4,0	0,0%	0,0	12,9%	0,3
Σ (Ind./m²)	28,7		18,9		93,2	
Artzahl	3,4		1,9		4,4	

Auch bei den Laubwäldern lässt sich diese Differenzierung aufzeigen, auch wenn hier nur aufgrund der Datenlage nur zwei Biotoptypen der zweiten Ebene darstellbar sind: in den – allerdings nur sechs Standorten – mit Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwäldern sind sechs Arten zu erwarten (Abb. 7.8), die in einer Häufigkeit von 31 Tieren/m² auftreten. An

allen Standorten trat der die epigäische Art *D. octaedra* auf. Darüber hinaus wurden in annähernd gleicher Häufigkeit sowohl endogäische (drei), weitere epigäische (zwei) Spezies als auch die anözische Art *L. terrestris* gefunden. Dieses sehr uneinheitliche Ergebnis deutet daraufhin, dass sich unter diesem Namen wahrscheinlich zwei verschiedene Biotoptypen verbergen. In den Laub- und Mischwäldern feuchter und frischer Standorte zeigt sich dagegen eine deutlich andere Gemeinschaft: hier gibt es keine Art, die überall auftritt. Nur *L. rubellus* und *D. octaedra* wurden an mehr als 50% der Standorte dieses Biotoptyps gefunden. Obwohl im Mittel nur knapp vier Arten pro Standort auftraten zeigen sich ähnlich hohe Prozentwerte (ca. 20 – 40%) bei sechs Spezies aus allen ökologischen Gruppen. Auffallend ist, dass an diesen „frischen bis feuchten“ Standorten *A. chlorotica* (ein Feuchteanzeiger) nie gefunden wurde. Auch die tendenziell eher feuchte Böden bevorzugende Spezies *O. tyrtaeum* wurde nur an 27% der Standorte gefangen. Die Abundanz der Regenwürmer ist in beiden Biotoptypen (31 bzw. 22 Tiere/m²) eher niedrig.

Tab. 7.8: Referenzwerte für die Lumbricidengemeinschaft zweier Laubwaldbiotoptypen

	„Schlucht“ 43.06 (n = 6)		„Frisch“ 43.07 (n = 37)	
	Vorkommen	Ind./m ²	Vorkommen	Ind./m ²
<i>A. chlorotica</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>A. caliginosa</i>	83,3%	13,2	32,4%	4,8
<i>A. longa</i>	0,0%	0,0	5,4%	0,1
<i>A. rosea</i>	83,3%	6,1	35,1%	1,9
<i>D. octaedra</i>	100,0%	2,8	59,5%	3,6
<i>D. rubidus</i>	66,7%	1,3	40,5%	1,6
<i>L. castaneus</i>	0,0%	0,0	18,9%	1,8
<i>L. rubellus</i>	66,7%	3,6	73,0%	3,2
<i>L. terrestris</i>	50,0%	0,7	18,9%	0,8
<i>O. tyrtaeum</i>	66,7%	3,3	27,0%	1,2
Σ (Ind./m²)	31,3		21,5	
Artzahl	5,3		3,7	

Zu den drei Biotoptypen der Nadel(misch)wälder und –forste gehören nur relativ wenige Standorte in der *Bo-Info*-Datenbank (6 – 11) (Tab. 7.9). Vor allem in den natürlichen bzw. naturnahen, trockenen bis wechselfeuchten Kieferwäldern lagen Artenzahl (1,3) und Abundanz (4,8 Tiere/m²) sehr niedrig. Typisch dafür ist *D. octaedra*, die allerdings nur an 55,6% aller Standorte auftrat. Die gleiche Art war auch in den Fichten/Tannen/(misch)wäldern und

Fichten(misch)wäldern am häufigsten anzutreffen, während alle anderen Arten höchstens in 50% aller Fälle gefunden wurden. Dieser Biotoptyp ist zudem der einzige, an dem *L. terrestris* nie vorkam. Allerdings sind sowohl Artenzahl (3) als Abundanz (21 Tiere/m²) deutlich höher als in den natürlichen Kiefernwäldern. In den Nadelmischwäldern heimischer Baumarten sollten dagegen eher vier Arten in einer Abundanz von ca. 30 Tiere/m² auftreten, wobei hier eindeutig *D. octaedra* und *L. rubellus* mit 91 bzw. 82% typisch sind. Aufgrund der niedrigen Standortzahlen sind diese Aussagen allerdings im Vergleich zu den übrigen hier diskutierten Biotoptypen weniger belastbar.

Tab. 7.9: Referenzwerte für die Lumbricidengemeinschaft dreier Nadelwaldbiotoptypen

	„Natur“ 44.02 (n = 9)		„Fichte“ 44.03 (n = 6)		„Misch“ 44.04 (n = 11)	
	Vorkommen	Ind./m ²	Vorkommen	Ind./m ²	Vorkommen	Ind./m ²
<i>A. chlorotica</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>A. caliginosa</i>	11,1%	1,8	33,3%	0,7	27,3%	1,6
<i>A. longa</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>A. rosea</i>	0,0%	0,0	50,0%	5,2	36,4%	2,7
<i>D. octaedra</i>	55,6%	1,9	83,3%	1,9	90,9%	16,5
<i>D. rubidus</i>	11,1%	0,1	16,7%	0,5	45,5%	1,2
<i>L. castaneus</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0	18,2%	0,3
<i>L. rubellus</i>	44,4%	0,9	50,0%	9,6	81,8%	3,6
<i>L. terrestris</i>	11,1%	0,1	0,0%	0,0	9,1%	0,2
<i>O. tyrtaeum</i>	0,0%	0,0	50,0%	2,7	36,4%	1,1
Σ (Ind./m²)	4,8		20,6		28,5	
Artzahl	1,3		3,0		3,9	

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass trotz teils schlechter Datenlage eine Differenzierung der Biotoptypen der zweiten Ebene anhand ihrer Regenwurmgemeinschaft möglich ist.

7.7 Regenwürmer zur Beurteilung der Bodenqualität: Angaben aus der Literatur

Die bisher dargestellten Ergebnisse wurden auf ihre Anwendbarkeit überprüft. Dazu wurde zunächst kontrolliert, inwieweit sie mit Referenzwerten aus vorhandenen Konzepten zur Bodenqualitätsbeurteilung übereinstimmen. Dieser Arbeitsschritt geht über die eigentlichen Projektziele hinaus und ist in diesem Detail bisher nur bei den Regenwürmern möglich.

7.7.1 Vergleich mit dem RIVM-Konzept

Als erstes wurde ein Referenzsystem des National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) der Niederlande (Rutgers et al. 2008) untersucht. Dort wurden Referenzwerte für die Biomasse, Abundanz und Diversität verschiedener Organismengruppen auf Standorten, die in zehn Klassen eingeteilt waren, definiert. Mit Hilfe von Expertenwissen wurden aus den Daten des BISQ-Projekts (Schouten et al. 1997; 1999; 2001) und des Netherlands Soil Monitoring Network (LMB) Standorte ausgewählt, die dann zur Definition der Referenzwerte verwendet wurden (Rutgers et al. 2005; 2007). Einige der definierten Standortklassen sind sehr speziell und nur in den Niederlanden zu finden. Andere waren mit den hier ermittelten Ergebnissen nicht vergleichbar, da zur Definition der Klassen Umweltfaktoren verwendet wurden, die in die hier erstellte Datenbank nicht aufgenommen wurden (z. B. die Bodenfeuchte). Insgesamt vier Standortklassen des Systems konnten aber auf Übereinstimmung mit den Ergebnissen dieses Vorhabens überprüft werden. Von dem Vergleich wurden all jene Probenahmen der Datenbank ausgeschlossen, die im Rahmen der Qualitätskontrolle mit „Not Reliable“ bewertet wurden. In Tab. 7.10 ist aufgeführt, welche Standortklassen untersucht wurden, wie viele Standorte der jeweiligen Klasse in der eigenen Datenbank zum Vergleich vorhanden waren und wie viele Standorte in Holland zur Definition der Referenz untersucht wurden.

Tab. 7.10: Standortklassen des Referenzsystems des RIVM und Anzahl der vorhandenen Standorte in der Datenbank jedes Typs und die Anzahl der Referenzstandorte

Standortklassen (RIVM)	Anzahl der Standorte in dieser Datenbank	Anzahl der RIVM- Referenzstandorte
Ackerland auf Ton	10	6
Ackerland auf Sand	26	6
Grün- und Weideland auf Ton	10	8
Grün- und Weideland auf Sand	7	6

Ausgehend von den Referenzstandorten wurde für jede Standortklasse ein Referenzwert für die Abundanz (Individuen pro m²) sowie die Artenzahl bestimmt (Rutgers et al. 2008). In den Tab. 7.11 und Tab. 7.12 werden diese Referenzwerte den durchschnittlichen Werten der Standorte des jeweiligen Typs aus der hier erstellten Datenbank gegenübergestellt.

Tab. 7.11: Vergleich der Referenzwerte der Regenwurmdichte (Ind/m²) auf den vier Standortklasse mit den Mittelwerten und den 5%- /95%- Quantilen der Standorte der jeweiligen Klasse aus der Datenbank.

Standortklasse	Referenz (Ind/m²) (RIVM)	Mittelwert Datenbank (Ind/m²)	5% Quantil	95% Quantil
Ackerland auf Ton	200	102	17,2	224,3
Ackerland auf Sand	77	32	2,3	127,8
Grün- und Weideland auf Ton	743	92	15,6	357,7
Grün- und Weideland auf Sand	64	104	15,3	275,5

Tab. 7.12: Vergleich der Referenzwerte der Anzahl der Regenwurmartens auf den vier Standortklasse mit den Mittelwerten und den 5%- /95%-Quantilen der Standorte des Typs aus der Datenbank.

Standortklasse	Referenz (Artenanzahl) (RIVM)	Mittelwert Datenbank (Anzahl der Arten)	5% Quantil	95% Quantil
Ackerland auf Ton	4,2	4,4	2,9	6,0
Ackerland auf Sand	2,8	3,3	1,0	4,8
Grün- und Weideland auf Ton	8,3	9,1	3,8	14,0
Grün- und Weideland auf Sand	4,8	5,1	3,0	8,0

Tab. 7.11 zeigt einen Unterschied zwischen der Abundanz der RIVM-Referenzstandorte und denen aus den Standorten der Datenbank für alle vier untersuchten Klassen. Es wird anhand der 5% - 95%-Quantile allerdings deutlich, dass die in die Berechnung der Mittelwerte einbezogenen Werte aller vier Standortklassen einen sehr breiten Bereich abdecken. Nur die Standortklasse „Grünland auf Ton“ zeigt in der Referenz eine deutlich höhere Abundanz (um den Faktor 8) als in den hier untersuchten Standorten. Aus Tab. 7.12 wird zudem deutlich, dass die Anzahl der Arten der RIVM-Referenz für die vier Standortklassen sehr ähnlich ist wie die der Standorte aus der Datenbank.

Bei den beiden Ackerstandortklassen ist die Abundanz sowohl bei der RIVM-Referenz als auch den Bo-Info-Angaben für tonige Böden höher als für sandige Böden. Diese Unterschiede werden vor allem durch die Auswirkungen der unterschiedlichen Bodentextur hervorgerufen. Ein sandiger Boden hat nur eine sehr geringe Wasserhaltekapazität und einen

niedrigen Nährstoffgehalt, was sandige Böden zu einem ungünstigeren Lebensraum für Regenwürmer als tonige Böden macht (Jessen-Hesse et al. 2005). Zudem wirkt die große Korngröße des Sandes sich negativ auf die Grabaktivität der Würmer aus. Ein ähnlicher Effekt der Bodentextur auf die Abundanz wird ebenfalls für die Grünländer erwartet und findet sich so auch in der RIVM-Referenz wieder. Eine solche Tendenz kann jedoch mit den Werten der Bo-Info-Standorte nicht gezeigt werden, denn hier zeigt sich kein Unterschied zwischen beiden Klassen. Es könnte sein, dass dieses Ergebnis auch durch die relativ kleine Zahl der Standorte (10 bzw. 7) erklärbar wird.

Unterschiede in der mittleren Abundanz zwischen den RIVM-Referenzen und den im Rahmen dieses Vorhabens ermittelten Werten könnten darauf zurückzuführen sein, dass die Bewirtschaftungsformen der verglichenen Standorte nicht in die Definition der Standortklassen mit einbezogen werden. Wie oben bereits erläutert, können solche Maßnahmen sich unterschiedlich stark auf die Regenwurmpopulation auswirken. Analog dazu können auch Unterschiede in der Nutzung eines Grünlands zu entsprechenden Differenzen führen (z. B. Bodenverdichtung und niedriger organischer Gehalt nach intensiver Beweidung (Pizl 1992; Cluzeau et al. 1992)). Weder in den Publikationen zum RIVM-Konzepts noch bei der Erstellung der Bo-Info-Datenbank wurden Angaben zur Bewirtschaftung aufgenommen. Daher wird empfohlen, dass für eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse die jeweilige Form der Bewirtschaftung berücksichtigt wird.

Ein weiterer Aspekt, der bei der Diskussion der Diskrepanzen zwischen RIVM-Referenzwerten und Bo-Info-Daten zu berücksichtigen ist, ist die Verwendung unterschiedlicher Probenahmemethoden. Erstere wurden alle per Handauslese gewonnen, wobei allerdings nur sehr kleine Einzelproben verwendet wurden (25 x 25 cm; Rutgers et al. 2008). In der Bo-Info-Datenbank beruhen nach Ausschluss nicht-verlässlicher Methoden (z. B. dem Oktettverfahren) die meisten Werte entweder auf der Kombinationsmethode aus Formolaustrieb und Handauslese oder aus einer der beiden Verfahren allein. Dabei lag die Größe der Handauslesequadrate fast immer bei 50 x 50 cm. Demzufolge unterscheidet sich der Faktor zur Berechnung der Abundanz pro Quadratmeter aus den Einzelproben stark und beträgt 16 (kleine Quadrate) bzw. 4 (große Quadrate). Eine einheitliche Probenahmemethodik würde wahrscheinlich zu einer besseren Vergleichbarkeit führen.

Die Ergebnisse in Tab. 7.12 zeigen, dass die Anzahl der Arten in der RIVM-Referenz mit den aus der Bo-Info-Datenbank ermittelten Ergebnissen für alle vier Standortklassen gut übereinstimmt. Somit können die innerhalb des RIVM-Konzepts definierten Referenzwerte für die Artenanzahl durch die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigt werden. Jedoch wird innerhalb des RIVM-Konzepts keine Angabe dazu gemacht, welche Arten auf den unterschiedlichen Standortklassen vorkommen sollen. Insgesamt konnte durch diesen Vergleich festgestellt werden, dass die qualitativen Referenzwerte für die Artenanzahl wesentlich robuster sind als die quantitativen Referenzwerte für die Abundanz (eine Erfahrung, die auch an sandigen Standorten Nordostdeutschlands gemacht wurde (Joschko et al. 2006)). Dies dürfte vor allem darauf zurückzuführen sein, dass die quantitativen Werte durch Standorteigenschaften oder die Probenahmemethodik stärker beeinflusst werden.

7.7.2 Vergleich mit dem Konzept der Zersetzergemeinschaften

Seit den Neunziger Jahren wurde von Graefe und Mitarbeitern das Konzept der Zersetzergemeinschaften, ausgehend von Beprobungen auf BDFs in Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen entwickelt (z. B. Graefe 1993a; Graefe & Schmelz 1999; Beylich & Graefe 2007a) entwickelt. Ein Ergebnis dieser Arbeiten sind Vorschläge für quantitative Referenzwerte für die Abundanz, Biomasse und Diversität der Regenwürmer auf Standorten, die dabei in sechs Klassen eingeteilt wurden. Obwohl diese Klassen nicht direkt den in diesem Bericht verwendeten Biotoptypen entsprechen ist mit einem kleinen Vorbehalt ein Vergleich mit den in Kapitel 7.6 aufgeführten Referenzwerten möglich (Tab. 7.13 und Tab. 7.14). Dabei ist zu beachten, dass die von Graefe und Koautoren verwendeten Daten auch in der Bo-Info-Datenbank enthalten sind; d. h. es ist kein unabhängiger Vergleich. Dennoch ist diese Darstellung aufgrund der großen Zahl zusätzlicher Angaben von Non-BDF-Standorten sinnvoll. Zudem stammen die BDF-Daten alle aus dem Nordwesten Deutschlands, während die zusätzlich in der *Bo-Info*-Datenbank enthaltenen Literaturdaten aus ganz Deutschland kommen. Generell zeigt sich bei dieser Gegenüberstellung, dass es eine große Übereinstimmung bei der Abundanz in beiden Auswertungen gibt (Tab. 7.13). Es wird allerdings auch deutlich, dass an individuellen Standorten die Abundanz sehr stark differieren kann, wofür im Einzelfall verschiedene Gründe verantwortlich sein können. Diese lassen sich mit den normalerweise an Standorten aufgenommenen Daten nur in seltenen Fällen identifizieren; d. h. in solchen Fällen sind eine Überprüfung vor Ort bzw. weitergehende

Studien (z. B. eine rückstandsanalytische Untersuchungen) notwendig, um die Ursachen einer Auffälligkeit identifizieren zu können.

Tab. 7.13: Vergleich der Referenzwerte für Regenwürmer (Abundanz) für die Standortklassen des Konzepts der Zersetzergemeinschaften (Beylich & Graefe 2009) und den in diesem Bericht erarbeiteten Referenzangaben (x = Mittelwert; Vn = Vernässungsgrad)

Standortklasse (Graefe)	Referenz: Graefe (Ind/m²)	Referenz ARGE (Ind/m²)	Biotoptyp (ARGE)
Wald oder Heide pH<3,4; Ton: x = 12,9%	14 (0 – 45)	Nadelwald: 18 (0 – 95)	Wälder: Bisher keine Differenzierung nach pH-Wert bzw. Tongehalt durchgeführt
Wald oder Heide pH>3,4; Ton: x = 13,0%	54 (2 – 411)	Laubwald: 37 (0 – 413)	
Acker pH 4,3 – 5,9 Ton <8%	32 (0 – 83)	49 (0 – 471)	Äcker (unter Einschluss weniger Standorte mit hohem pH-Wert bzw. Tongehalt)
Acker pH >5,8 Ton >8%	133 (35 – 480)		
Grünland pH >4,2 Vn 0 – 4	264 (91 – 584)	76 (2 - 529)	Grünland (unter Einschluss weniger feuchter Standorte)
Grünland (feucht) pH >4,9 Vn 5 – 6	288 (200 – 484)	Entfällt ?	Keine Entsprechung

Tab. 7.14: Vergleich der Referenzwerte für Regenwürmer (Artenzahl) für die Standortklassen des Konzepts der Zersetzergemeinschaften (Beylich & Graefe 2009) und den in diesem Bericht erarbeiteten Referenzangaben (x = Mittelwert; Vn = Vernässungsgrad)

Standortklasse (Graefe)	Referenz: Graefe	Referenz ARGE	Biotoptyp (ARGE)
Wald oder Heide pH<3,4; Ton: x = 12,9%	2,0 (0 – 3)	Nadelwald: 2,9 (0 – 8)	Wälder: Bisher keine Differenzierung nach pH-Wert bzw. Tongehalt Durchgeführt
Wald oder Heide pH>3,4; Ton: x = 13,0%	3,5 (1 – 6)	Laubwald: 3,9 (0 – 9)	
Acker pH 4,3 – 5,9 Ton <8%	1,0 (0 – 3)	3,3 (0 – 8)	Äcker (unter Einschluss weniger Standorte mit hohem pH-Wert bzw. Tongehalt)
Acker pH >5,8 Ton >8%	5,0 (3 – 7)		
Grünland pH >4,2 Vn 0 – 4	6,0 (2 – 9)	5,0 (1 – 11)	Grünland (unter Einschluss weniger feuchter Standorte)
Grünland (feucht) pH >4,9 Vn 5 – 6	5,0 (4 – 7)	Entfällt ?	Keine Entsprechung

Auch bei den mittleren Artenzahlen gibt es eine große Übereinstimmung zwischen den Angaben bei Beylich & Graefe (2009) und der Auswertung der ARGE-Daten, was bei den oben aufgeführten Unterschieden hinsichtlich Datensatzgröße und Klassenbildung nicht selbstverständlich ist. Aufgrund der höheren Zahl und weiteren geographischen Verteilung der bearbeiteten Standorte ist es aber nicht verwunderlich, dass die Bandbreite der ARGE-Minima-Maxima-Werte größer ist als bei den Werten von Beylich & Graefe (2009). Eine weitergehende Auswertung hängt von der Zuordnung der in der Literatur beschriebenen Standorte zu einer der sechs Klassen des Konzepts der Zersetzergemeinschaften ab – und dies dürfte aufgrund häufig fehlender Standortdaten nicht einfach sein (speziell für den Vernässungsgrad, der praktisch nur auf BDFs bestimmt wird).

7.7.3 Fallbeispiel: Vergleich zwischen belasteten und unbelasteten Standorten

Um die Relevanz der Bo-Info-Datenbank in Bezug auf die Bodenqualitätsbeurteilung eines speziellen Standorts zu testen wurden zwei stark belastete Standorte verglichen mit allen Standorten der Datenbank, die der gleichen Nutzungsform und den gleichen Klassen der drei Umweltfaktoren angehören (insgesamt sieben). Der Vergleich wurde mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse im Programm CANOCO durchgeführt. Anschließend wurden die mittlere Abundanz der Arten der Vergleichsstandorte der Abundanz der Arten der belasteten Standorte gegenübergestellt. Die zum Vergleich ausgewählten belasteten Standorte lagen in Nordenham und in Gorleben in Niedersachsen (beides Grünländer). Ihre Bodeneigenschaften ähnelten sich so sehr, dass sie jeweils der gleichen Faktorenklasse zugeordnet wurden: pH-Wert: 5,3 und 5,5; organischer Gehalt: 11,5 und 16,3%; Textur: jeweils mittel schluffiger Ton. Die Böden beider Standorte sind hoch belastet: in Nordenham wurden die folgenden Chemikalienkonzentrationen gemessen: Blei: 340 mg/kg; Kupfer: 150 mg/kg; Dioxine ca. 45 ng/kg. Die Schwermetallgehalte liegen jeweils um den Faktor 3 über den Vorsorgewerten der BBodschV (1999). Auf dem Standort in Gorleben konnten ebenfalls hohe Belastungen mit Schwermetallen und Dioxinen nachgewiesen werden: Blei: 320 mg/kg; Kupfer 360 mg/kg; Dioxine: 280 ng/kg). Die Schwermetallgehalte liegen hier jeweils um den Faktor 3 (Blei) bzw. 6 (Kupfer) über den Vorsorgewerten der BBodSchV (1999).

In Abb. 7.27 wird das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse dargestellt. Es wird deutlich, dass die Spezieszusammensetzung der beiden belasteten Standorte Gorleben und Nordenham sich deutlich von denen der unbelasteten Vergleichsstandorte aus der Datenbank unterscheidet. Besonders auffällig ist, dass die Abundanz der meisten Arten, bis auf die von *A. chlorotica*, auf den belasteten Standorten niedriger ist, als die Abundanz der Arten auf den unbelasteten Standorten (Abb. 7.27). Sehr auffällig ist zudem ein als unbelastet angesehener Standort, der im Diagramm weit entfernt von den anderen unbelasteten Standorten liegt. Es handelt sich dabei um eine Fläche im Schwarzwald („Fischweier“), die mit zehn gefundenen Arten als sehr divers einzuschätzen ist Brauckmann (2002). Die Abundanz an dem Standort ist mit 60 Ind/m² nicht nur wesentlich höher als die der beiden belasteten Standorte, sondern auch höher als die mittlere Abundanz der unbelasteten Standorte (60 Ind/m²). Der Standort „Fischweier“ war 20 Jahre lang der Sukzession überlassen worden, was die hohen Abundanz- und Artenzahlen erklären mag. Für die niedrigeren Werte auf anderen Grünlandstandorten

wäre dann (zumindest teilweise) die Bewirtschaftung verantwortlich. Diese Vermutung kann aber aufgrund des Fehlens entsprechender Daten nicht überprüft werden.

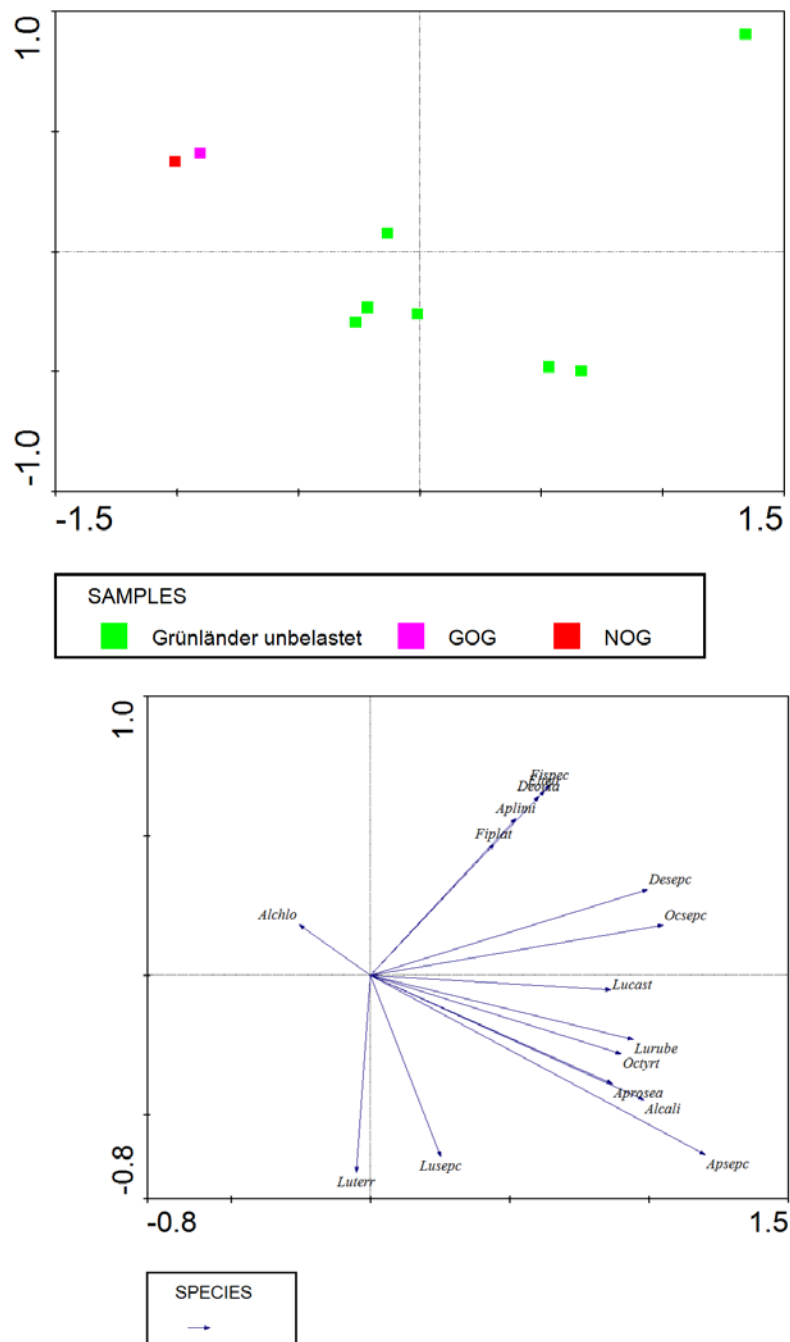


Abb. 7.27: Hauptkomponentenanalyse aller Grünlandstandorte mit den beiden belasteten Standorten Gorleben (GOG) und Nordenham (NOG) (Abkürzungen siehe Tab. 7.5).

Der Vergleich der Abundanz (ohne Juvenile) (Abb. 7.28) bestätigt das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse und zeigt, dass die Abundanz auf den belasteten Standorten wesentlich geringer ist. Auf den unbelasteten Standorten kommen im Mittel etwas mehr als

50 Individuen von insgesamt 13 verschiedenen Arten vor. Auf dem belasteten Standort Nordenham treten nur die beiden Arten *L. rubellus* und *L. terrestris* mit weniger als 10 Ind/m auf. Auf dem Standort Gorleben konnten nur die beiden Arten *A. chlorotica* und *A. rosea* nachgewiesen werden, wobei erstere auf keinem unbelasteten Grünlandstandort gefunden wurde und das Vorkommen letzterer auf den Vergleichsstandorten wesentlich höher war. Insgesamt kann ein deutlicher Unterschied der Artenanzahl und der Abundanz zwischen den belasteten und den unbelasteten Grünländern gezeigt werden.

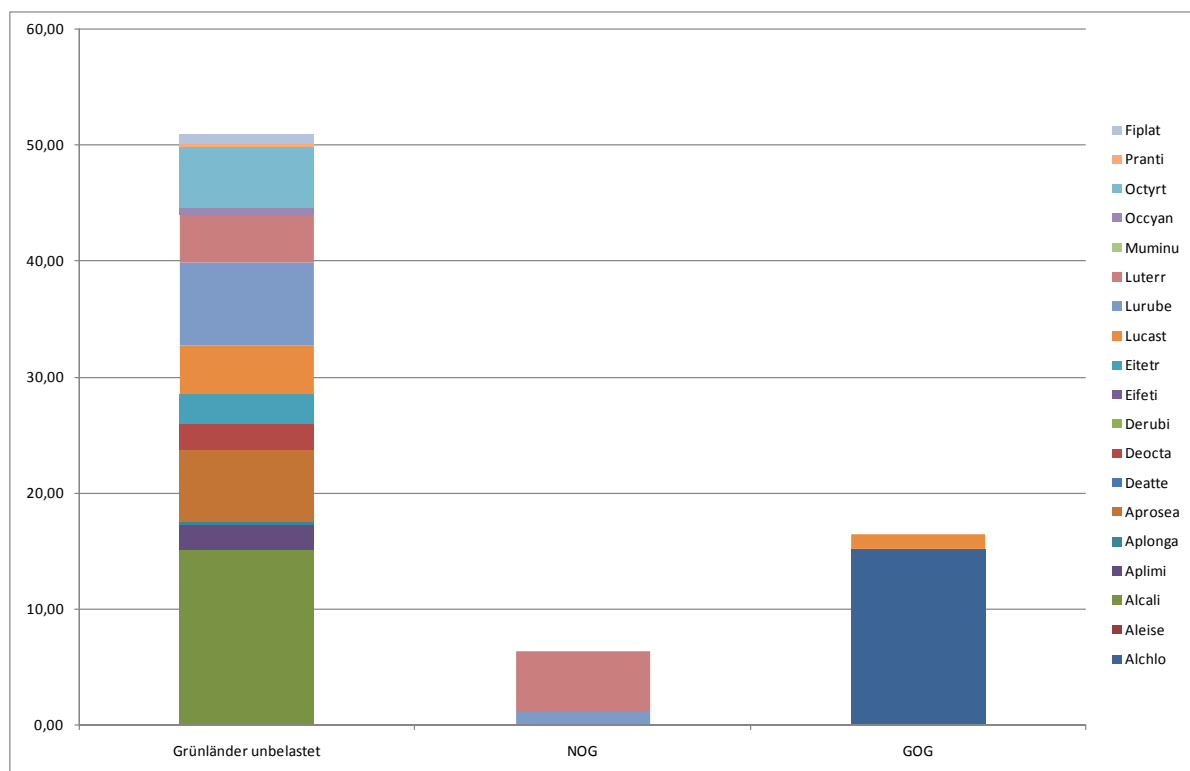


Abb. 7.28: Mittelwert der Individuen pro m² aller Regenwurmarten auf den unbelasteten Grünland-Vergleichsstandorten im Vergleich mit den Individuen pro m² der beiden belasteten Standorte Gorleben (GOG) und Nordenham (NOG).

Aus Abb. 7.28 wird ebenfalls deutlich, dass von den in Kapitel 7.6 aufgestellten vier erwarteten Arten auf den Standorten Nordenham und Gorleben nur zwei bzw. eine Arten auftreten und die wichtige Art *A. caliginosa* ganz fehlt. Dies ist ein erster Hinweis auf eine Belastung des Bodens dieser Standorte. Zudem liegt die Abundanz beider Standorte deutlich unter dem aus allen Grünlandstandorten berechneten Mittelwert von 60 Individuen pro m². Die Anwendung des aus den Ergebnissen dieser Arbeit abgeleiteten Beurteilungssystems für die Qualitätsbeurteilung eines Standorts hätte in diesen beiden Fällen also eine Abweichung

aufgezeigt. Die Anwendbarkeit der biologischen Daten der erstellten Datenbank im Rahmen einer Bodenqualitätsbeurteilung konnte somit in diesem Fall nachgewiesen werden.

7.8 Fazit

Die Ergebnisse zu den Lumbriciden lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Diversität der bodenlebenden Regenwürmer in Deutschland ist in der *Bo-Info*-Datenbank vollständig erfasst: alle 32 Arten sind enthalten, 14 davon sind sehr häufig.
- Die geographische Verteilung der Untersuchungen auf die Bundesländer (und teilweise auch Regionen) ist allerdings sehr heterogen.
- Ökologische Präferenzen (für die 4 Faktoren Landnutzung, pH-Wert, organischer Gehalt und Textur des Bodens) wurden für die häufigsten 14 Arten ermittelt und in Form eines ökologischen Profils unter Einbeziehung von Literaturangaben dargestellt. Dies führte zu einer deutlichen Ausweitung der Kenntnis der ökologischen Ansprüche mehrerer Regenwurmart.
- Das Vorkommen von Regenwürmern wird sowohl auf der Art- als auch Gruppenebene (letztere ökologisch definiert) deutlich von der Landnutzung sowie dem pH-Wert, seltener vom organischen Gehalt und der Textur des Bodens bestimmt.
- Neben der klaren Differenzierung der Biotoptypen der 1. Ebene ist bei ausreichender Datenlage auch eine Differenzierung der 2. Ebene durch Regenwürmer möglich.
- Trotz einer seit Jahrzehnten bekannten Korrelation zwischen dem Vorkommen von einzelnen Arten bzw. ganzen Gemeinschaften und Standort-, speziell Bodeneigenschaften ist die Ermittlung quantitativer Referenzwerte schwierig. Allerdings wurden qualitativ und quantitative Referenz- bzw. Erwartungswerte für einzelne Biotoptypen (z. B. Äcker) abgeleitet und an zwei Fallbeispielen überprüft.
- Trotz der auf den ersten Blick guten Datenlage zur Taxonomie, Biogeographie und Ökologie der in Deutschland vorkommenden Regenwurmart ist das Füllen von Datenlücken (Abiotik wie Biotik) absolut notwendig. Dies betrifft sowohl bestimmte Bundesländer (z. B. Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Rheinland-Pfalz) als auch Regionen (z. B. alpine R.) sowie Landnutzungsformen (speziell Äcker).
- Die Nutzung der Regenwürmer für eine bodenbiologische Standortklassifikation und –beurteilung wird trotz ihrer geringen Artenzahl (und damit potentiell niedriger Differenzierung) aufgrund der relativ guten Datenlage und ihrer hohen ökologischen Relevanz empfohlen.

8 Vorstellung einzelner Organismengruppen: Enchytraeidae

8.1 Einführung

Die Enchyträen stellen, neben den Lumbriciden, unter den in diesem Vorhaben untersuchten Organismengruppen die kleinste taxonomische Einheit dar: es handelt sich „nur“ um eine Familie der Oligochaeta. Ihre Artenzahl in Deutschland dürfte bei 200 – 300 liegen. Gegenwärtig sind 127 Spezies bekannt, wovon 96 in der Datenbank vertreten sind. Pro Standort werden zwischen einer und 30 Arten nachgewiesen. Während sie bis in die sechziger Jahre in der Bodenökologie weitgehend ignoriert wurden nahm das Interesse an ihnen im Zusammenhang mit dem „Sauren Regen“ stark zu, da sie gerade in sauren Böden die häufigsten Invertebraten sind. Mehrere Hunderttausend Individuen pro Quadratmeter sind in Nadelwäldern oder Mooren keine Seltenheit: die u. a. in skandinavischen Waldböden hochdominante *Cognettia sphagnetorum* ist als „Ecosystem Engineer“ anzusehen (Lavelle et al. 2006). Aufgrund ihrer geringen Körpergröße (2 – 40 mm) ist ihr Einfluss auf Bodenstruktur und Wasserhaushalt eher kleinräumig relevant (Didden 1990). Dagegen nehmen die Enchyträen aufgrund ihrer Regulation der mikrobiellen Aktivität durch Fraß eine zentrale Rolle beim Abbau des organischen Materials ein (Römbke et al. 1991; Didden, 1993; Laakso & Setälä 1999). Aufgrund dieser Eigenschaften, ihrer Abhängigkeit von Standorteigenschaften sowie der deutlich höheren Artenzahl als bei den Regenwürmern sind Enchyträen mehrfach als Indikatoren für die biologische Bodenqualität genutzt worden (Graefe 1995; Jänsch et al. 2005; Mulder et al. 2011). Nach Graefe & Schmelz (1999) lassen sich auch die Enchyträen in drei ökologische Gruppen unterteilen, wobei diese nicht wegen ihrer Morphologie oder Physiologie sondern aufgrund von Freilandbeobachtungen definiert wurden. Allerdings ist diese Einteilung (mit einer Ausnahme: EFSA (2010)) noch nicht im Zusammenhang mit der Klassifikation von Standorten angewandt worden, so dass sie in diesem Bericht noch nicht berücksichtigt wurde.

Mineralschichtbewohner (soil dwellers):

Mineralschichtbewohner kommen meist in den obersten 10 cm des Bodens vor. Allerdings gibt es Ausnahmen wie z. B. *Fridericia profundicola*, die bis zu einer Tiefe von 1 m gefunden wurde (Dozsa-Farkas 1991). Einige Arten, vor allem diejenigen, die in sauren Böden, oft an der unteren Grenze der Streuschicht leben wie z. B. *Marionina clavata*, sind klein und haben eine kurze Generationszeit. Dagegen bevorzugen die Arten der Gattung *Fridericia* leicht saure bis

neutral Böden und können erheblich in ihrer Körpergröße variieren (Schmelz 2003). Diese Gattung ist äußerst artenreich, aber die einzelnen Spezies scheinen sich ökologisch nur wenig zu unterscheiden (bzw. die Unterschiede ließen sich bisher nicht erfassen). Die Mineral-schichtbewohner reproduzieren sich meist sexuell (d. h. sie sind eher als K-Strategen zu bezeichnen) und ernähren sich von Partikeln organischen Materials im Boden.

Indifferente Arten (intermediants):

Diese Gruppe ist sehr heterogen, auch wenn die meisten der dazu gehörigen Arten als r-Strategen einzuschätzen sind. Viele von ihnen leben in oberflächennahen Schichten des Bodens, unabhängig ob es eine Streuschicht gibt oder nicht. Da es allerdings nur wenige acidophile Arten unter ihnen gibt sind sie, mit einer Ausnahme, eher selten an Waldstandorten mit dicker Streulage. Bei dieser Ausnahme handelt es sich um *Stercutus niveus*, eine Art, die den Herbst/Winter als adultes Tier in der Streuschicht, den Rest des Jahres aber eher im obersten Mineralboden verbringt (Dozsa-Farkas 1973). Wie die Streuschichtbewohner sind es oft kleine Tiere mit kurzen Generationszeiten. Asexuelle Vermehrung (inklusive Fragmentation) kommt häufig vor. Hierzu gehören vor allem Arten der Gattung *Enchytraeus*, die zudem als Stressindikatoren gelten (z. B. in anthropogen gestörten Böden wie Strassenrändern) (Jänsch et al. 2005). Über die Ernährungsgewohnheiten dieser Gruppe ist, außer bei einigen *Enchytraeus*-Arten, wenig bekannt. Letztere können, wie z. B. *E. albidus* oder *E. crypticus*, im Labor gehalten werden (teils als Massenzucht), wobei als Futter Haferflocken, Weissbrot u.ä. ausreichen. Andere, morphologisch ähnliche Arten der gleichen Gattung ernähren sich saprophag in den oberen Schichten des Mineralbodens, z. B. an Ackerstandorten (Didden 1990).

Streuschichtbewohner (litter dwellers):

Streuschichtbewohner sind nicht nur durch ihre Präferenz für organische Auflagen sondern häufig auch durch ihre asexuelle Vermehrungsweise (speziell Fragmentation) charakterisiert. Das bekannteste Beispiel ist die Art *Cognettia sphagnetorum*, die saure Waldböden aber auch Moore in weiten Teilen Nord- und Mitteleuropas dominiert. Jedes Individuum kann in mehrere teile (mindestens sieben Segmente lang) zerfallen, welche dann zu einem vollständigen Wurm heranwachsen. Nach Störungen, wie z. B. einem Kahlschlag oder anhaltender Trockenheit, können schon wenige überlebende Individuen in wenigen Wochen hohe Abundanzen erreichen (Lundkvist 1983; Römbke 1989). Sie ernähren sich von unterschiedlich stark zersetztem Laub

und den darauf vorkommenden Bakterien und Pilzen, wobei in Laborversuchen ein Verhältnis von ca. 20:80 (Laub / Bakterien) gefunden wurde (Standen 1973; Didden 1993).

Obwohl die Einteilung der Enchyträenspezies in drei ökologisch Gruppen schon erfolgreich zur Definition von „Ecoregions“ im Rahmen der Überarbeitung der europäischen Pflanzenschutzmittelzulassung benutzt wurde (EFSA 2010) liegen bisher nur wenige Erfahrungen mit ihr vor. Erste Ergebnisse aus der *Bo-Info*-Datenbank (vgl. Kap. 8.3) deuten darauf hin, dass die Zuordnung einiger Arten zu überprüfen ist.

Im Folgenden wird das Vorkommen der in Deutschland gefundenen Enchyträen in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften auf Artebene dargestellt. Diese Informationen werden dann für die Ableitung von Referenzwerten als Teil einer biologischen Klassifikation der Bodenqualität genutzt.

8.2 Datenbasis

Wie in Kapitel 3 beschrieben wurden die Daten zum Vorkommen der Enchyträen Deutschlands in der Datenbank Bo-Info gesammelt, wobei insgesamt 218 Standorte (davon 60 BDFs und 10 in Österreich) abgedeckt wurden. Die Gesamtzahl der ausgewerteten Datensätze beträgt ca. 6.000, von denen 2.000 von BDFs stammten. Letztere wurden von den drei Bundesländern Hamburg, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt. Auf anderen BDFs wurden Enchyträen nicht systematisch erfasst.

Bei den Literaturangaben ist die Verteilung der Standorte, auf denen Enchyträen beprobt wurden, weitgehend zufällig. Eine Ausnahme ist Baden-Württemberg, wo durch die dortigen Umweltbehörden sowie eine bodenbiologische Arbeitsgruppe am Staatlichen Museum für Naturkunde in Karlsruhe über mehr als ein Jahrzehnt hinweg Bodeninvertebraten erfasst wurden (Römbke et al. 1997). Generell dürfte damit die überwiegende Mehrheit der in der Literatur vorhandenen Daten zum Vorkommen von Enchyträen in Deutschland in der Bo-Info-Datenbank erfasst worden sein. Dabei ist allerdings darauf hinzuweisen, dass viele im Rahmen dieses Vorhabens erfassten Publikationen nicht vollständig ausgewertet werden konnten, da wichtige Angaben fehlten (speziell Bodeneigenschaften).

Wie bei den Regenwürmern wurden die am häufigsten vorkommenden Arten vertieft ausgewertet; d. h. es wurde eine Karte zur geographischen Verbreitung erstellt (siehe Anhang EN). Bei allen Daten wurden die in Kapitel 3.2.2 erläuterten Qualitätskriterien angelegt. Eine, allerdings auf einer deutlich kleineren Datenbasis erstellte Charakterisierung wichtiger Arten wurde von Jänsch & Römbke (2003a,b) erstellt. Weitere Informationen, allerdings auf einer relativen Skala analog zur Pflanzensoziologischen Charakterisierung ist Graefe & Schmelz (1999) zu entnehmen. Einen Eindruck von der geographischen Verteilung der auf Enchyträen beprobten Standorte gibt Abb. 8.1. Wie schon erwähnt beschränken sich die auf BDFs erhobenen Daten auf nur drei Bundesländer, alle in Westdeutschland. Da es in der ehemaligen DDR – mit einer kurzfristigen Ausnahme - keinen Spezialisten für diese Tiergruppe gab fehlen dort fast vollständig Nachweise von Enchyträen. Auffallend ist die hohe Dominanz von Waldstandorten, was durch die Waldschadensforschung bedingt ist. Insgesamt ist damit die Beprobungsdichte als eindeutig unbefriedigend einzuschätzen. Selbst in den relativ gut untersuchten Bundesländern Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen sind jeweils nur einzelne Landnutzungsformen abgedeckt.

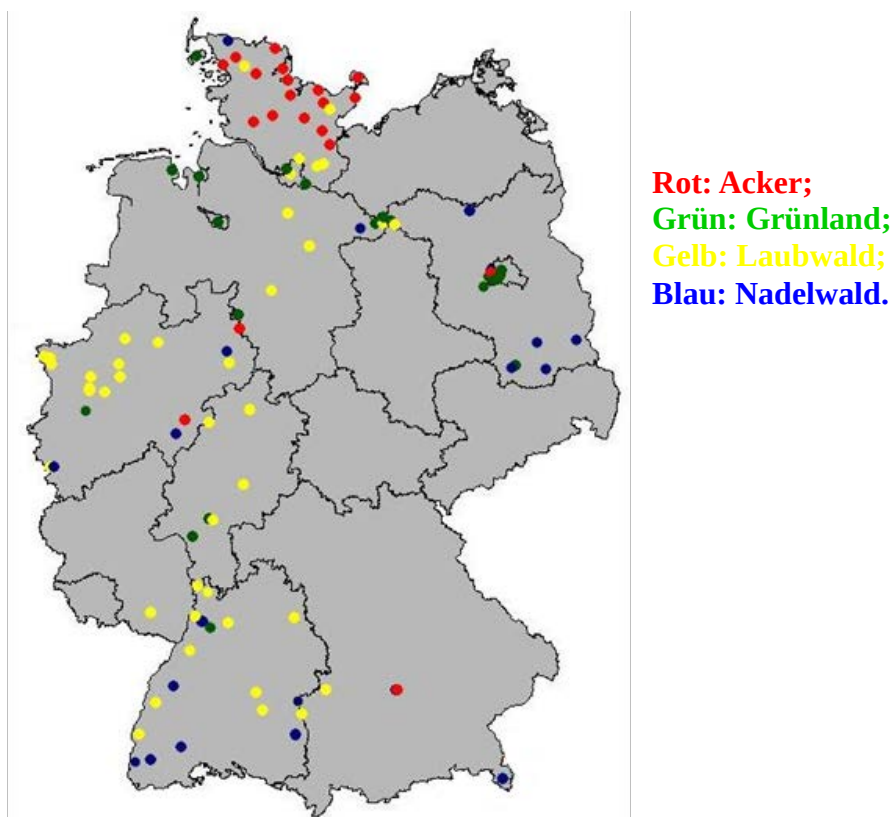


Abb. 8.1: Standorte an denen Enchyträen gefangen wurden in Abhängigkeit von der jeweiligen Landnutzung

In Abb. 8.2 ist die Anzahl der Standorte, zu denen Enchyträendaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren wiedergegeben, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biotoptyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart) und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt, deren Bedeutung den Farbskalen zu entnehmen ist (Römbke et al. 2000). So ist für fast alle 218 Fangstandorte die Landnutzung bekannt, wobei in Abb. 8.2 nur diejenigen aufgeführt sind, die zu einer der vier Hauptnutzungsformen gehören. Der pH-Wert des Bodens wurde noch an rund 130 bzw. 140 Standorten gemessen, während der Gehalt an organischem Kohlenstoff (knapp 80 Standorte) deutlich seltener erfasst wurde. Die Zahl der Fangstandorte verteilt sich weitgehend gleichmäßig auf die drei Landnutzungen Laubwald (höchste Zahl), Grünland und Nadelwald, während Äcker unterrepräsentiert sind. Wie oben erwähnt dürfte dies vor allem auf die in (primär sauren) Wäldern höhere Abundanz und damit Relevanz dieser Würmer zurückzuführen sein. Diese Einschätzung wird durch die Dominanz von sauren Standorten (= pH < 4) bestätigt. Bei der Textur ist die Zahl der Standorte, an denen Enchyträen gefangen wurden, in den Klassen Sand und Lehm deutlich höher als bei Schluff und Ton, was auf die höhere Bodendichte bei den letzteren Klassen zurückgeführt werden könnte: Enchyträen verfügen nur über eine begrenzte Grabfähigkeit. Bei den vier Klassen des Gehalts an organischem Kohlenstoff ist die Zahl der Standorte pro Klasse jeweils sehr ähnlich.

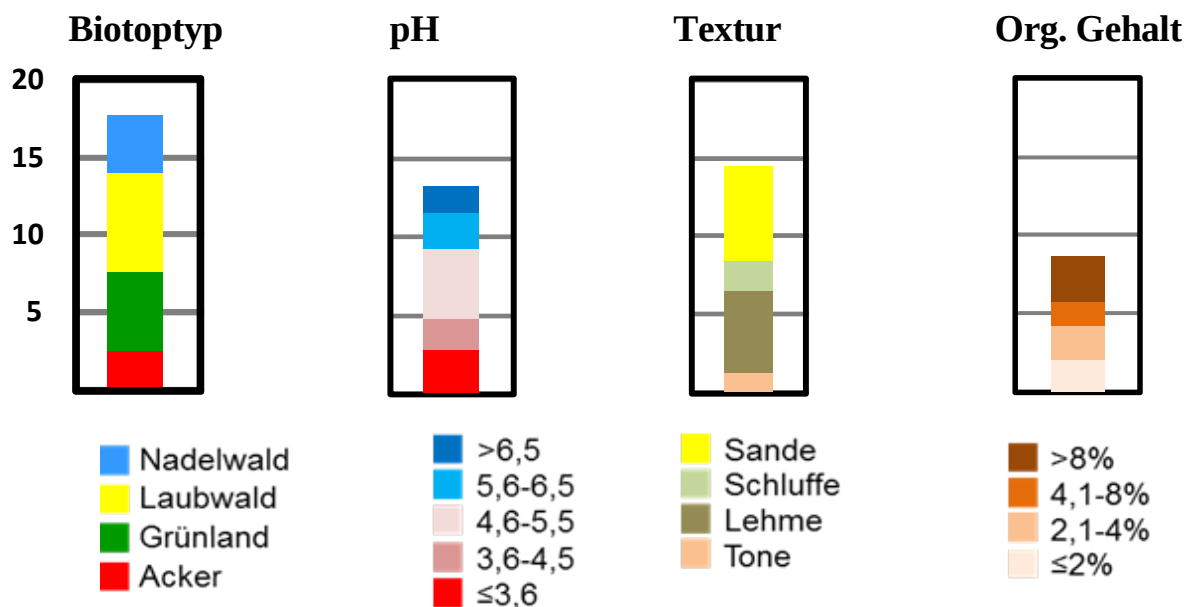


Abb. 8.2: Anzahl der Standorte, zu denen Enchyträendaten vorliegen, mit Angaben für diejenigen Faktoren, die am häufigsten in der Datenbank enthalten sind: Landnutzung (= Biotoptyp 1. Ebene), pH-Wert, Textur (= Bodenart) und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Jeder Faktor ist in vier bis fünf Klassen unterteilt (siehe Farbskalen)

8.3 Vorstellung der Einzelartebene (Beispiele)

8.3.1 Überblick

Insgesamt sind in der Bo-Info-Datenbank 96 Enchyträenarten aufgeführt (für eine vollständige Liste der bisher in Deutschland gefundenen Spezies (= 126 ohne marine Arten) siehe Anhang EN). Davon wurden 68 Arten nicht detailliert ausgewertet; primär, weil sie zu selten gefunden wurden. Ausgeschlossen wurde auch die in Deutschland häufige Art *Enchytraeus albidus*, die aber bis auf wenige Ausnahmen (z. B. einer niedersächsischen Marschwiese in Küstennähe) nur im Strandanwurf oder in Komposthaufen auftrat. In fast allen Grünland- und Ackerflächen wurden kleinkörperige Individuen der Artengruppe *Enchytraeus* sp. nachgewiesen (dazu gehören z. B. *E. buchholzi*, *E. christenseni*, *E. luxuriosus*), die aber nur nach ihrem äußeren Anblick in *Enchytraeus* „gran“ (= granuliert) bzw. *Enchytraeus* „pale“ (= hell) unterschieden werden konnten. Die in ökotoxikologischen Tests häufig verwendete, wahrscheinlich aus Südamerika stammende Spezies *E. crypticus* gehört ebenfalls in diese Gruppe. Sie fehlt in der Bo-Info-Datenbank. Damit bezieht sich die weitere Auswertung auf 28 Arten (Tab. 8.1). Am häufigsten ist die Gattung *Fridericia* vertreten (acht Arten), gefolgt von der Gattung *Achaeta* (vier Arten), während die Gattungen *Cognettia* und *Marionina* (eine Sammelgattung (Rota et al. 2008)) noch mit drei Arten vorkommen. Die anderen 10 Arten verteilen sich auf acht Gattungen, wobei diese Zahl bei der Gattung *Enchytraeus* bestimmt unterschätzt wird. Neun Arten sind als Streuschichtbewohner, 12 als Mineralschichtbewohner und sieben als indifferent zu klassifizieren. Darin sind auch drei semiaquatische Arten als eine Art „Outgroup“ zu den bodenlebenden Spezies enthalten (*M. argentea*, *M. riparia* und *M. armatus*).

Eine aktuelle Darstellung zur Taxonomie der Enchyträen fehlt. Wahrscheinlich wurde ein Großteil der in der Bo-Info-Datenbank dokumentierten Enchyträennachweise mittels des Schlüssels von Nielsen & Christensen (1959; 1961; 1963) bestimmt. Bei seiner Entstehung ein Durchbruch in der Enchyträenbearbeitung gilt er heute als überholt; teils, weil seitdem viele neue Arten beschrieben wurden, teils, weil mehrere der für eine Bestimmung notwendigen Merkmale damals nicht erfasst wurden. Ebenso ist die Zusammenstellung von Kasprzak (1986) heute nicht mehr hilfreich. Neben einer sehr ausführlichen Bearbeitung der artenreichen Gattung *Fridericia* (Schmelz 2003) gilt der Schlüssel von Schmelz & Collado (2010) für die terrestrischen und limnischen Enchyträen Europas als wegweisend. Eine inzwischen schon leicht veraltete Liste von marinen Arten ist Erséus & Healy (2001) zu entnehmen. Innerhalb der Familie wird schon seit langem zwischen den Achaetinae (primär aus der Arten der Gattung

Achaeta sowie einigen tropischen Gattungen bestehend; Cernosvitov 1937) und allen anderen Enchytraeidae unterschieden. Diese auf morphologischen Kriterien beruhende Aufteilung wird durch neue genetische Untersuchungen unterstützt (Erséus et al. 2010). Zudem liegen aus genetischen Untersuchungen Hinweise auf eine kryptische Diversität der Enchyträen vor (z. B. werden unter dem Namen *E. parva* verschiedene, teils auch morphologisch unterschiedliche Tiere zusammengefasst (R. Bloch, pers. Mitteilung)). Im Folgenden wird das Vorkommen zweier nah verwandter Arten der Gattung *Cognettia* als Beispiel für die in der *Bo-Info*-Datenbank enthaltenen Informationen vorgestellt. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Darstellung ökologischer Unterschiede innerhalb einer Gattung.

Tab. 8.1: Enchyträenarten, die in alle Auswertungsschritte einbezogen wurden, mit Anzahl der Fundorte und Zugehörigkeit zu einer der drei ökologischen Gruppen (* semiaquatisch)

Art	Anzahl der Fundorte	Ökologische Gruppe
<i>Achaeta aberrans</i>	49	Indifferente Art
<i>Achaeta affinis</i> (incl. spp. „affinoides“)	64	Streuschichtbewohner
<i>Achaeta brevivasa</i>	38	Mineralschichtbewohner
<i>Achaeta camerani</i>	67	Mineralschichtbewohner
<i>Bryodrilus ehlersi</i>	23	Streuschichtbewohner
<i>Buchholzia appendiculata</i>	96	Streuschichtbewohner
<i>Buchholzia fallax</i>	29	Streuschichtbewohner
<i>Cognettia cognettii</i>	47	Streuschichtbewohner
<i>Cognettia glandulosa</i>	41	Streuschichtbewohner
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	112	Streuschichtbewohner
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	83	Indifferente Arten
<i>Enchytronia parva</i>	99	Mineralschichtbewohner
<i>Fridericia bisetosa</i>	66	Mineralschichtbewohner
<i>Fridericia bulboides</i>	119	Mineralschichtbewohner
<i>Fridericia connata</i>	50	Mineralschichtbewohner
<i>Fridericia galba</i>	86	Mineralschichtbewohner
<i>Fridericia perrieri</i>	52	Mineralschichtbewohner
<i>Fridericia ratzeli</i>	75	Mineralschichtbewohner
<i>Fridericia striata</i>	52	Streuschichtbewohner
<i>Fridericia sylvatica</i>	44	Mineralschichtbewohner
<i>Henlea perpusilla</i>	103	Indifferente Arten
<i>Henlea ventriculosa</i>	83	Indifferente Arten
* <i>Marionina argentea</i>	8	Mineralschichtbewohner
<i>Marionina clavata</i>	88	Indifferente Arten
* <i>Marionina riparia</i>	4	Mineralschichtbewohner
* <i>Mesenchytraeus armatus</i>	16	Streuschichtbewohner
<i>Oconnoriella cambrensis</i>	80	Indifferente Arten
<i>Stercutus niveus</i>	53	Indifferente Arten

8.3.2 *Cognettia sphagnetorum* (Streuschichtbewohner)

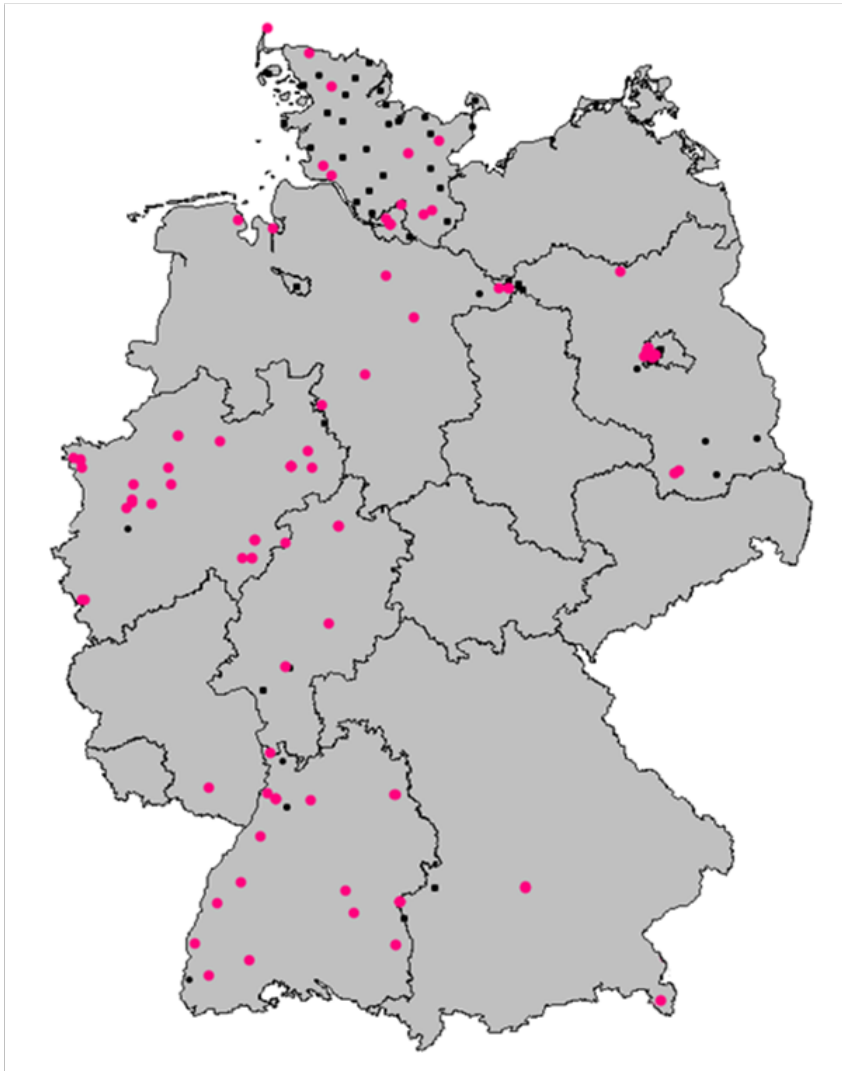


Abb. 8.3 Übersichtskarte der Fundorte von *Cognettia sphagnetorum* (rot). In schwarz: Standorte, an denen Enchyträenproben genommen wurden.

In Abb. 7.3 sind die Fundstellen von *C. sphagnetorum* im untersuchten Gebiet dargestellt. Die Art ist auf 57,1% der Standorte vertreten, wobei keine auffälligen Häufungen in bestimmten Regionen feststellbar sind. Das Vorkommen von *C. sphagnetorum* in Abhängigkeit von der jeweiligen Nutzungsform ist in Abb. 8.4 wiedergegeben. Dabei sind die Unterschiede ihrer Häufigkeit, d. h. primär zwischen Äckern und Grünland auf der einen und den beiden Wäldern auf der anderen Seite, statistisch signifikant (Abb. 7.5a). Dies entspricht den bekannten ökologischen Ansprüchen dieser Art (Standen & Latter 1977; Haimi & Siira-Pietikäinen 2003). Das ökologische Profil dieser Art ist als Kombination der hier gefundenen Daten sowie Literaturangaben in Tab. 8.2 wiedergegeben und diskutiert.

Nachweis von <i>Cognettia sphagnetorum</i>		Untersuchter Standort ohne Nachweis von	
● Ackerstandorten	● Grasslandstandorten	● Laubwaldstandorten	● Nadelwaldstandorten

Kleine Markierungen zeigen die Standorte der jeweiligen Nutzungsform ohne Nachweis von *Cognettia sphagnetorum*

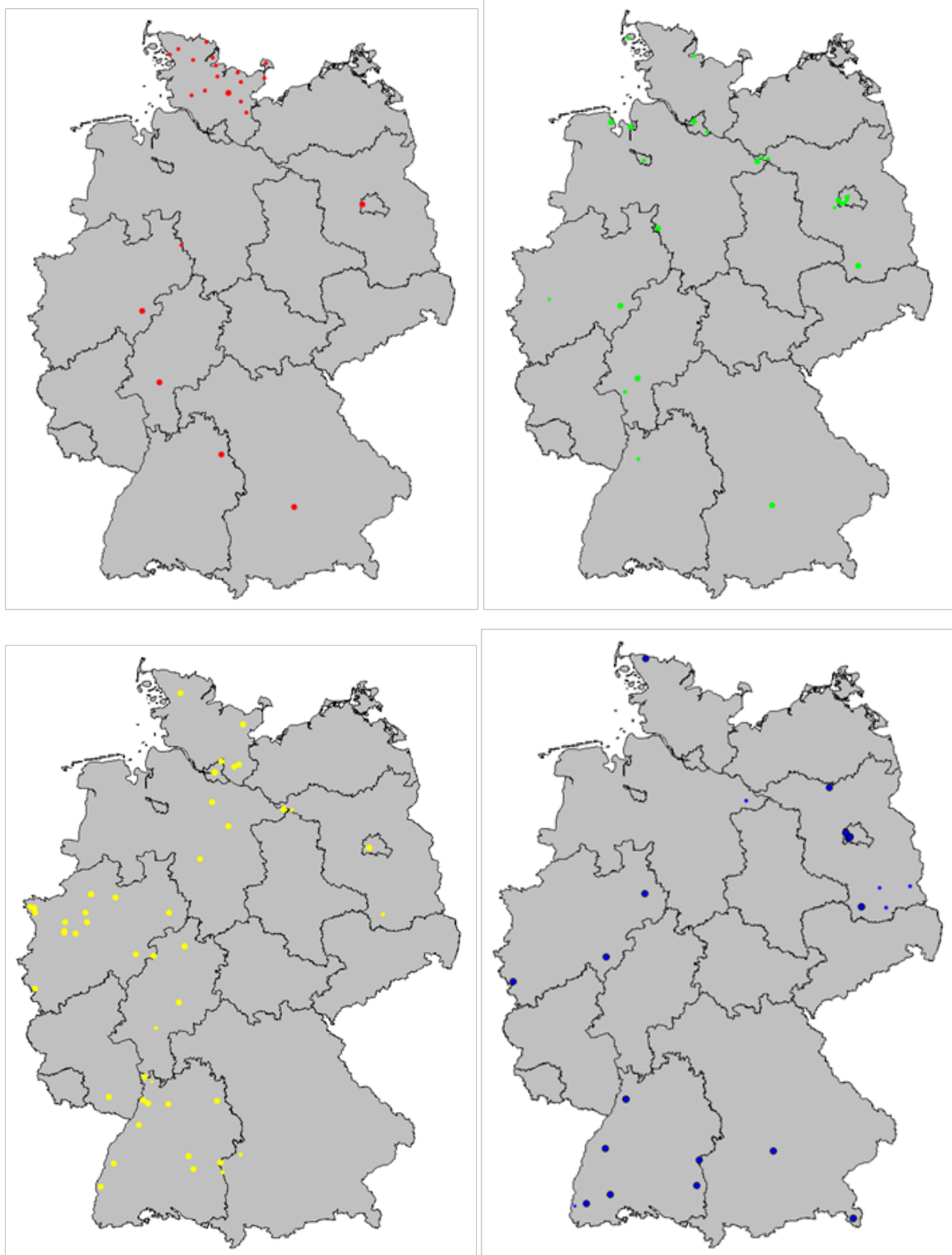


Abb. 8.4: Übersicht des Vorkommens von *Cognettia sphagnetorum* in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen

Diese Darstellung unterstreicht nochmals die sehr unausgewogene Beprobung dieser Art, denn es bestehen nicht nur regionale Unterschiede in der Beprobungsdichte, sondern diese überlagern sich auch noch mit unterschiedlicher Beprobung der vier Landnutzungsformen.

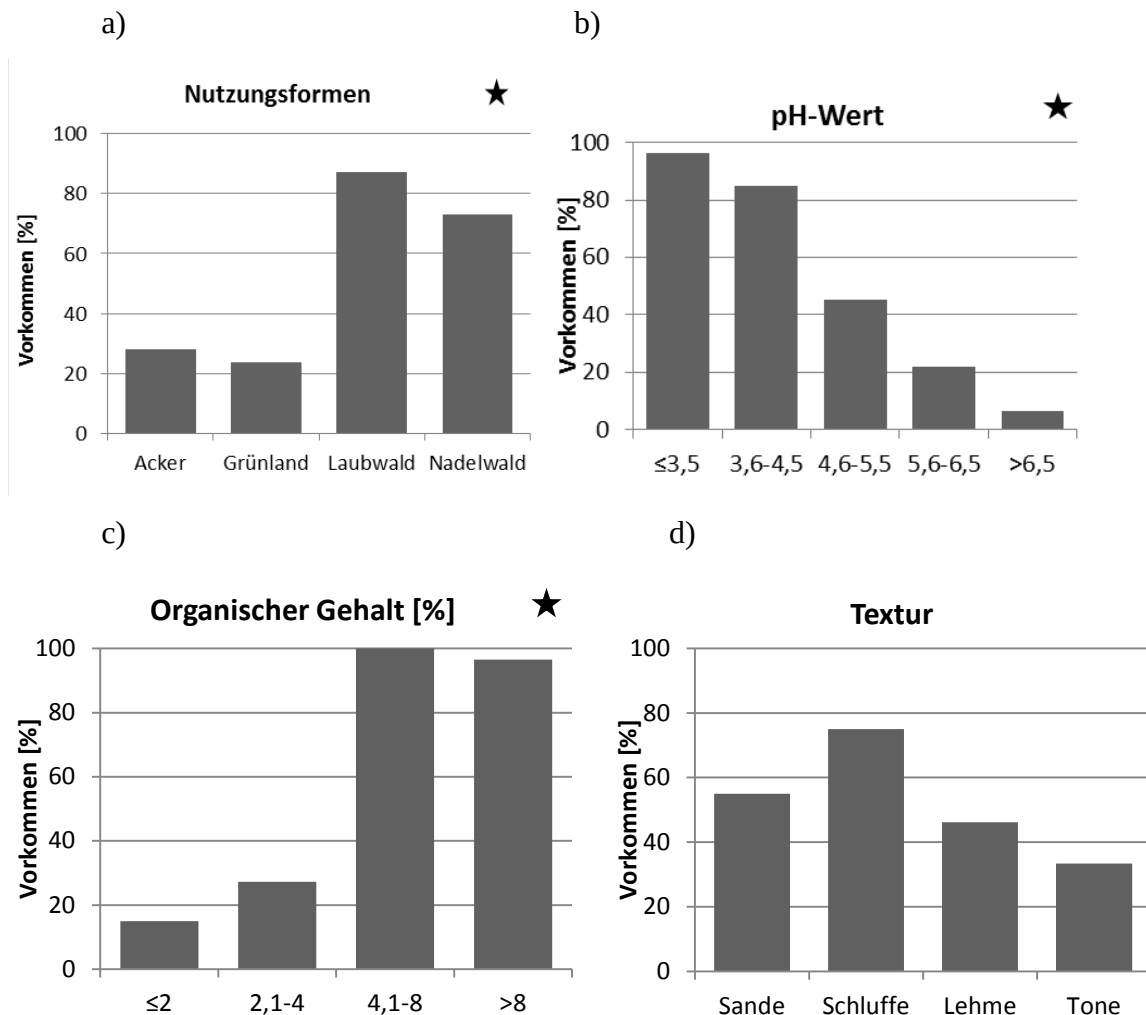


Abb. 8.5: Relatives Vorkommen von *C. sphagnetorum* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikante Unterschiede nach Chi²-Test.

C. sphagnetorum tritt signifikant unterschiedlich häufig in Abhängigkeit von allen Umweltfaktoren mit Ausnahme der Textur auf (bei letzterer gibt es nur eine leichte Vorliebe für schluffige Böden; Abb. 8.5d). Diese Art bevorzugt eindeutig Laub- und Nadelwälder, wo sie auf 87% bzw. 73% aller untersuchten Standorte vorkommt. Analog dazu und im Einklang mit ihrer Einstufung als „typischer“ Streuschichtbewohner verhält sich ihre Präferenz für Böden mit hohem organischen Gehalt (Abb. 8.5c). Ebenso eindeutig ist die Korrelation ihres Vorkommens mit sinkendem pH-Wert (Abb. 8.5b). Die Art kommt an praktisch allen beprobten Standorten mit einem Corg > 4,1% sowie einem pH ≤ 3,5 vor.

Tab. 8.2: Ökologisches Profil von *Cognettia sphagnetorum*. Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (violett unterlegt).

<i>Cognettia sphagnetorum</i>	
pH-Wert	• Stark acidophil; sehr häufig bei pH <4,0, aber nur sehr selten in Böden mit pH-Werten >6,5 (Jänsch 2001; Graefe & Beylich 2003) • Hohe Präferenz für pH-Wert-Klassen 1 und 2 ($\leq 4,5$) • Hohe Signifikanz der Bevorzugung stark saurer Böden
Boden	• Klare Präferenz für sandige Böden, kommt aber in 50% aller tonhaltigen Böden vor (Jänsch 2001; Schlaghamersky 1998) • Nasse Böden bevorzugt, toleriert aber auch trockene Standorte (Jänsch 2001), Präferenz bei Böden mit organischen Gehalt über 4% • In Böden aller Texturklassen in ähnlicher Häufigkeit nachgewiesen, auch Ton
Lebensraum	• In skandinavischen Nadelwäldern mit fast 100% Dominanz (z. B. Abrahamsen 1972); in Deutschland an denselben Standorten ebenfalls dominant bis hochdominant (Römbke 1989) • Vorzugsweise in der Streuschicht von Wäldern (Jänsch 2001) • Sehr hohe Dichten in Mooren (Peachey 1963; Springett 1970) • Selten in Ackerböden, regelmäßig auf Grünland (Jänsch 2001) • Sehr häufig in Nadel- (ca. 75%) und in Laubwäldern (ca. 85%) • Seltener in Grün- und Ackerländern (ca. 20% aller Standorte)
Vorkommen	• Weitverbreitet in der paläarktischen Region (Römbke 1992)

Es gibt, wohl primär aufgrund der guten Datenlage bei dieser Spezies, praktisch keine Unterschiede in dem aus der Literatur bekannten ökologischen Ansprüchen dieser Art und dein in dieser Literaturlauswertung vorgenommenen Auswertung.

8.3.3 *Cognettia glandulosa* (Streuschichtbewohner)

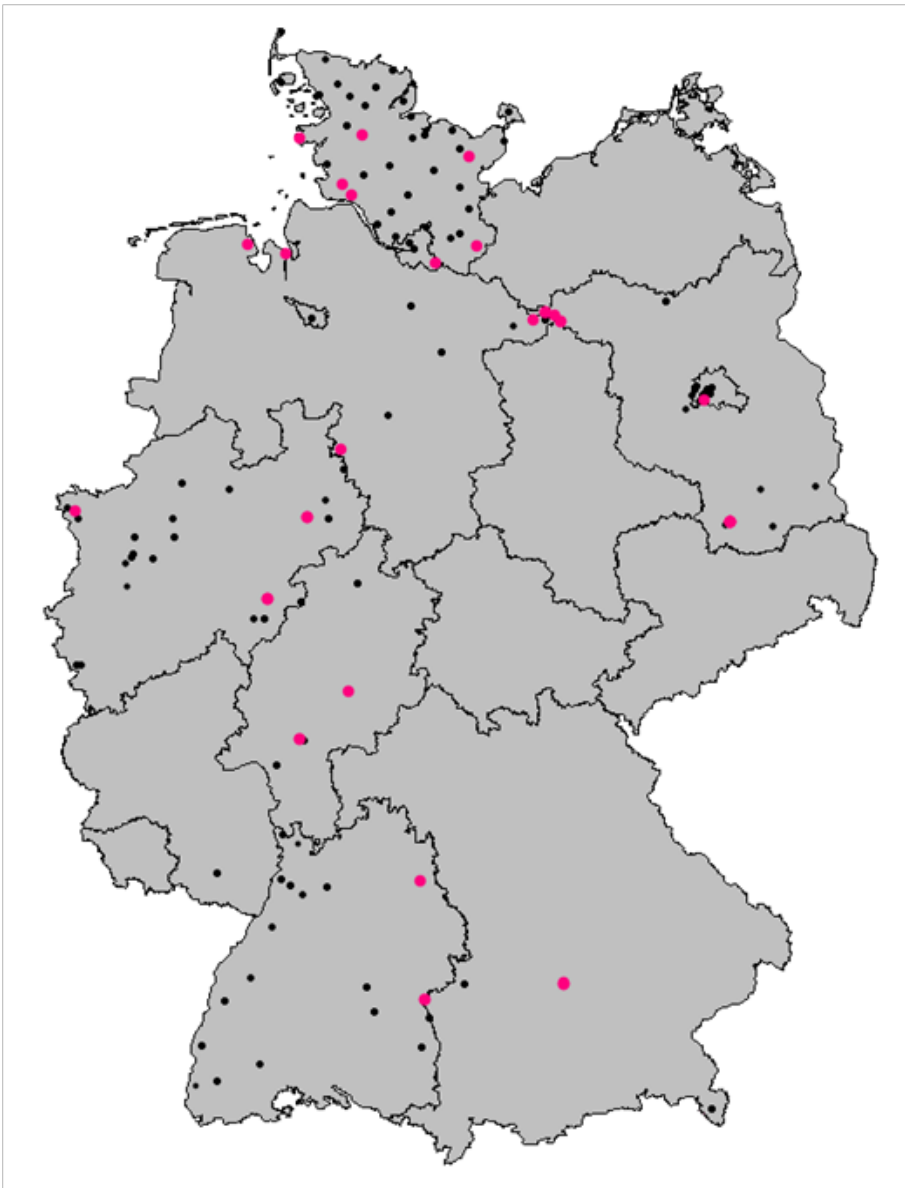
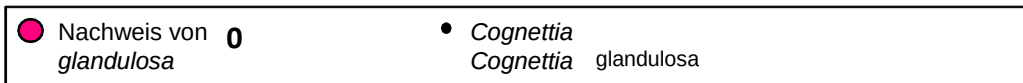


Abb. 8.6: Übersichtskarte der Fundorte von *Cognettia glandulosa*. In schwarz: Standorte, an denen Enchyträenproben genommen wurden.

In Abb. 7.3 sind die deutschen Fundstellen von *C. glandulosat* dargestellt. Die Art ist nur auf 16,0% der Standorte vertreten, wobei mit Ausnahme einiger Fundstellen an der Mittelbe keine auffälligen Häufungen in bestimmten Regionen feststellbar sind. Dies ist als Hinweis auf die hohe Feuchtepräferenz dieser Art anzusehen, die vor allem in der Nähe von Gewässern bzw. in nassen Böden vorkommt (Schmelz & Collado 2010). Das ökologische Profil dieser Art ist als Kombination der hier gefundenen Daten sowie Literaturangaben in Tab. 8.3 wiedergegeben und diskutiert.

Nachweis von *Cognettia glandulosa*

● Ackerstandorten

● Graslandstandorten

● Laubwaldstandorten

● Nadelwaldstandorten

Kleine Markierungen zeigen die Standorte der jeweiligen Nutzungsform ohne Nachweis

von *Cognettia glandulosa*

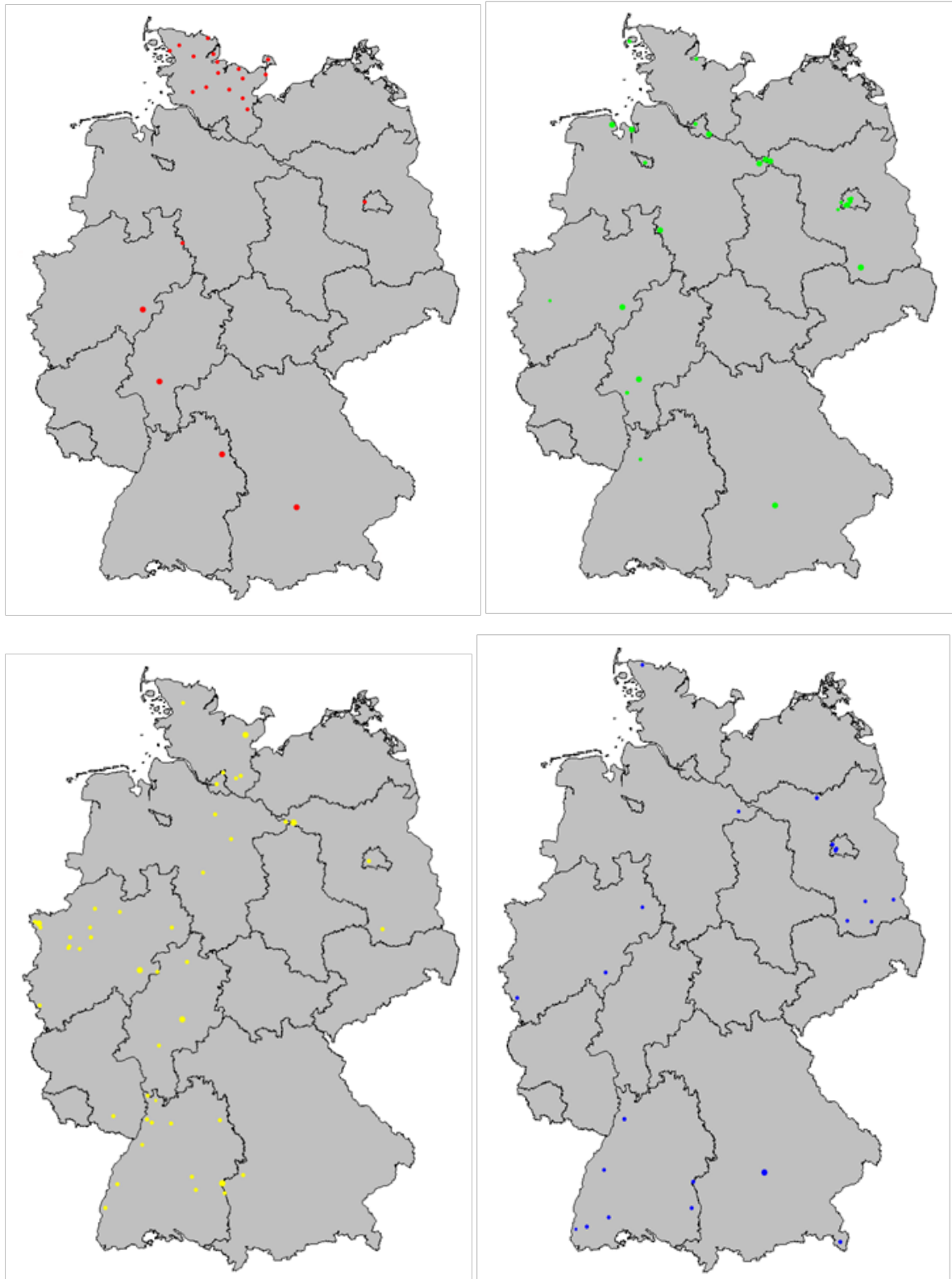


Abb. 8.7: Übersicht des Vorkommens von *Cognettia glandulosa* in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen.

Das Vorkommen von *C. glandulosa* in Abhängigkeit von der jeweiligen Nutzungsform ist in Abb. 8.7 wiedergegeben. Dabei sind die Unterschiede ihrer Häufigkeit, d. h. primär zwischen Äckern und Grünland auf der einen und den beiden Wäldern auf der anderen Seite, statistisch signifikant – allerdings genau anders herum als bei *C. sphagnetorum*. Auffällig ist zudem, dass die Art nie auf den gut untersuchten Ackerstandorten Schleswig-Holsteins, sondern an einzeln beprobten Standorten West- und Süddeutschlands gefunden wurde. Auf Wiesen kommt sie in ganz Deutschland vor, wobei ein höherer Prozentsatz an Präsenz anzunehmen ist, denn fünf Wiesenstandorte liegen in den österreichischen Alpen, wo entsprechend feuchte Böden eher selten sind.

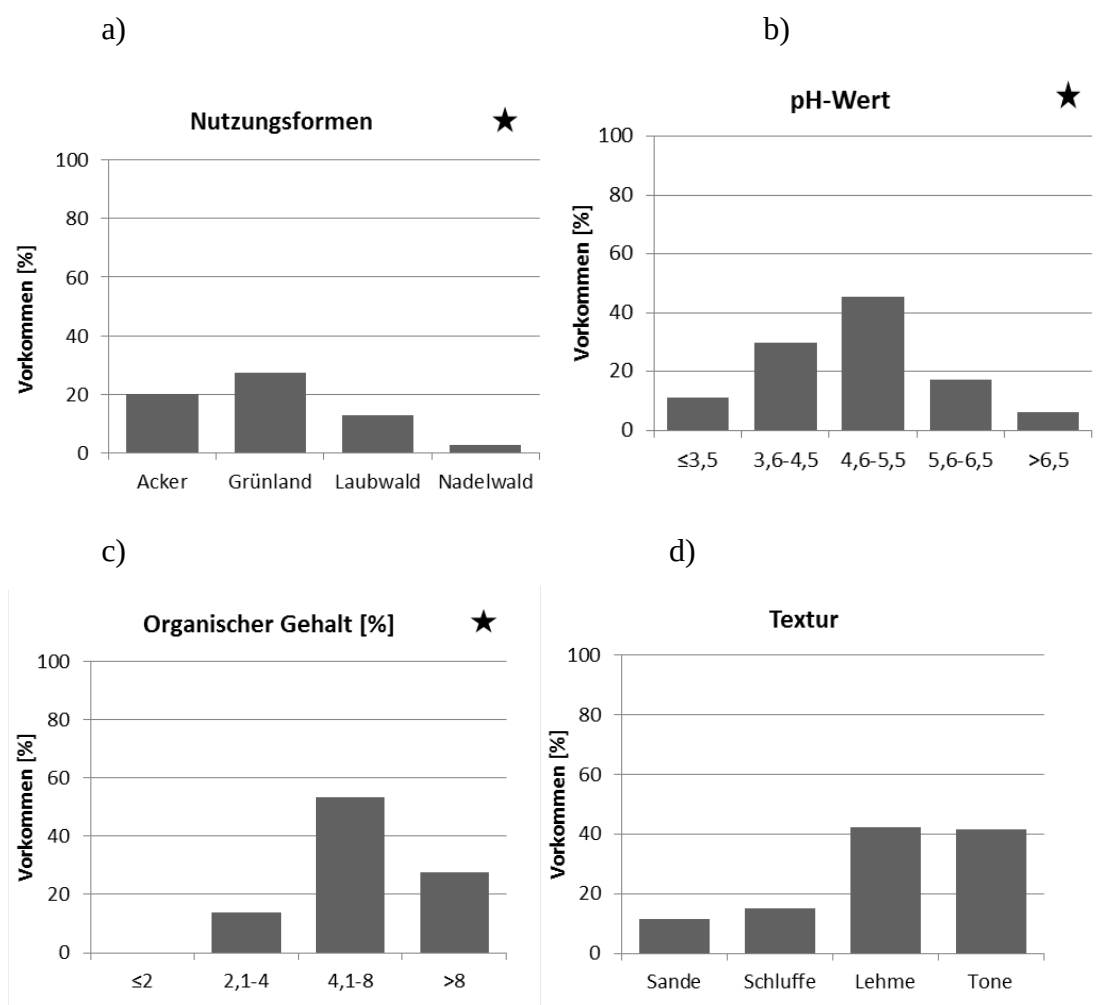


Abb. 8.8: Relatives Vorkommen von *C. glandulosa* in Abhängigkeit von den Umweltfaktorenklassen bzw. Nutzungsformklassen (Datengrundlage: Anzahl der Fundstandorte; siehe oben). Stern: Signifikanter Unterschied nach χ^2 -Test.

Tab. 8.3: Ökologisches Profil von *Cognettia glandulosa*. Vergleich von Literaturangaben mit eigenen Ergebnissen (violett unterlegt).

<i>Cognettia glandulosa</i>	
pH-Wert	• >4,5 – 5,5 (Jänsch 2001; Schmelz & Collado 2010) • Präferenz für pH-Wert-Klasse 3 (4,6 – 5,5) • In allen anderen Klassen vorkommend
Boden	• Leichte Präferenz für Sandböden (Jänsch 2001) • In Böden aller Texturklassen nachgewiesen, aber Bevorzugung von Lehmen und Tonen gegenüber Sanden und Schluffen
Lebensraum	• Praktisch ausschließlich in Wäldern und Grünland, dagegen nie auf Äckern oder Ruderalflächen (Jänsch 2001) • In Wäldern eher selten (Jans & Funke 1989), aber auf Grünland mit hohen Dominanzen (Heck et al. 1999) • Bevorzugung nasser Standorte, wurde aber auch in trockeneren Böden gefunden (Jänsch 2001; Schmelz & Collado 2010) • In Wäldern vorzugsweise im Moder (Jänsch 2001) • Am häufigsten in Grünland, gefolgt von Laubwäldern • Seltener in Ackerländern sowie sehr selten in Nadelwäldern
Vorkommen	• Bisher keine genaue Einschätzung möglich, gilt jedoch als weitverbreitet (Schmelz & Collado 2010) • In Deutschland keine Präferenzregion ersichtlich

Damit ergibt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den bekannten ökologischen Ansprüchen dieser Art und den in diesem Vorhaben gefundenen Daten (Tab. 8.3). Unterschiede in der Bevorzugung von Texturklassen dürften durch die geringen Datenmengen zurückzuführen sein. Auffällig ist nur, dass in der Literatur das Vorkommen dieser Art an nassen bis feuchten Standorte hervorgehoben wird, während in der hier ausgewerteten Literatur dies eher als Präferenz dargestellt wird; d. h. dass diese Spezies durchaus auch in trockeneren Böden gefunden wurde. Eine sehr genaue Auswertung der jeweiligen Rohdaten dürfte notwendig sein, um diesen (scheinbaren?) Widerspruch aufzulösen.

Vergleich beider Arten

C. glandulosa tritt, wie *C. sphagnetorum*, signifikant unterschiedlich häufig in Abhängigkeit von allen Umweltfaktoren mit Ausnahme der Textur auf (bei letzterer deutet sich eine Vorliebe für lehmig-tonige Böden an; (Abb. 8.8d). Wie schon aus Abb. 8.7 bekannt ist bevorzugt diese Art Äcker und insbesondere Grünland, während sie in Laubwäldern noch seltener und in Nadelwäldern praktisch gar nicht vorkommt. Im Einklang mit ihrer Einstufung als „typischer“ Streuschichtbewohner zeigt sich eine starke Präferenz für Böden mit einem organischen Gehalt

von 4,1 – 8%, wobei allerdings ihr Vorkommen in Böden mit noch höherem organischen Gehalt zurückgeht (im Gegensatz zu *C. sphagnetorum*) (Abb. 8.8c). Noch größer ist der Unterschied zwischen den beiden Arten beim pH-Wert: am häufigsten kommt *C. glandulosa* an Standorten mit einem mittleren pH-Wert vor (4,6 – 5,5), während nur knapp 10% aller Standorte, an denen sie gefangen wurde, einen pH von $\leq 3,5$ hatten (Abb. 8.8b).

Insgesamt ergibt sich damit eine Situation, nach der zwei ohne Zweifel sehr nah verwandte Arten, die sich morphologisch nur in wenigen Merkmalen unterscheiden, sich ähnlich reproduzieren (Fragmentation) und die beide als Streuschichtbewohner klassifiziert sind, ökologisch sehr verschieden sein können:

- *C. sphagnetorum* ist eine weit verbreitete, häufig hochdominante Art an Standorten mit sehr sauren Böden, die zudem sehr gut an Stress angepasst ist (z. B. ist sie nach Kahlschlag in schwedischen Wäldern die sich am schnellsten erholende Art;
- *C. glandulosa* ist eine deutlich seltenere Art, die regelmäßig in feuchten bis nassen, schwach-sauren Böden mit mittlerem organischen Gehalt gefunden werden – und von der trotz schneller Reproduktion keine Massenvorkommen bekannt sind.

Diese Ergebnisse belegen, dass Aussagen zur biologischen Bodenklassifikation auf der Grundlage von Daten auf Gattungsebene nur mit erheblichen Unsicherheiten machbar sind.

8.4 Vorstellung der autökologischen Ansprüche auf Gruppenebene

In diesem Kapitel werden die Präferenzen der 28 Arten bezüglich den schon im vorigen Kapitel vorgestellten vier Standortfaktoren vergleichend diskutiert.

8.4.1 Vorkommen in Abhängigkeit von der Landnutzung

Wie bei der Vorstellung der drei Arten schon erwähnt unterscheidet sich das Vorkommen der einzelnen Enchyträenarten in den verschiedenen Landnutzungsformen (Abb. 8.8). Drei Gruppen lassen sich dahingehend identifizieren:

- Arten (10) mit hoher Präferenz für Acker- und Grünlandstandorte (zusammen > 60%): meist (6) Mineralschichtbewohner aus der Gattung *Fridericia*, zwei indifferente Arten (*Henlea* sp.) sowie *B. fallax* und *C. glandulosa*. Im Fall der beiden *Henlea*-Spezies

könnte dieses Ergebnis zu einer Änderung ihrer ökologischen Klassifikation führen (vgl. Kap. 8.1).

- Arten (5) ohne erkennbare Präferenz: Jeweils eine Art von fünf Gattungen (*Achaeta*, *Buchholzia*, *Enchytraeus*, *Enchytronia* und *Fridericia*).
- Arten (12) mit hoher Präferenz für Waldstandorte (> 60%): Hierzu gehören sieben Arten der Streuschicht, vier Arten des Mineralbodens und eine indifferente Art. Bisher nur in Wäldern gefunden wurden die beiden häufig als semi-aquatischen bezeichneten Spezies *M. argentea* und *M. armatus* (Schmelz & Collado 2010).

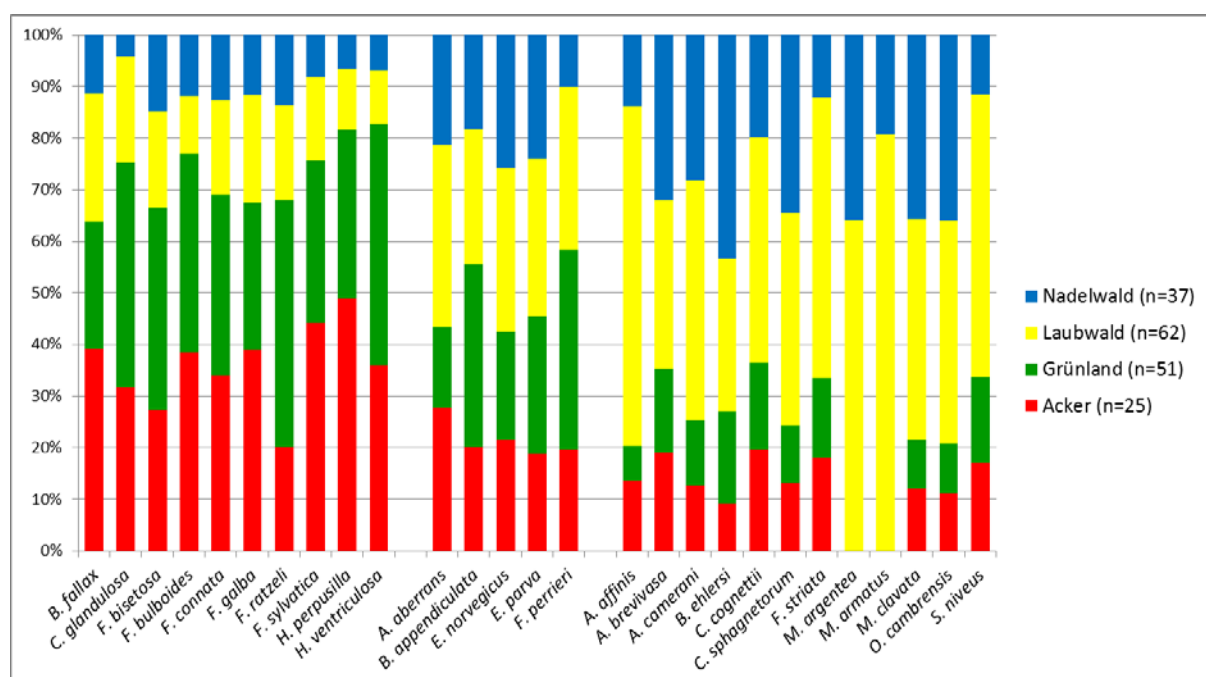


Abb. 8.9: Auftreten von 27 Enchyträenarten (ohne *M. riparia*) bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Biotoptypenklassen der 1. Ebene (= Landnutzungen); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

Damit scheint zwischen dem Vorkommen der einzelnen Arten in einer bestimmten Landnutzung und ihrer ökologischen Klassifizierung keine enge Verbindung zu bestehen. Bei einer früheren Auswertung, die auf einer deutlich kleineren Zahl von Untersuchungsstandorten basierte (256), wurde von den 22 Arten, die auf beiden Listen stehen, 14-mal die gleiche sowie in fünf Fällen eine ähnliche Präferenz identifiziert (Jänsch & Römbke 2003). Nur bei den Arten *Achaeta camerani*, *Enchytraeus norvegicus* und *Fridericia striata* gibt es aus im Einzelnen nicht bekannten Gründen eine deutliche Abweichung. Wahrscheinlich spielt die unterschiedliche Datenmenge dabei eine Rolle.

8.4.2 Vorkommen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens

Das Vorkommen der 28 Enchyträenarten wird stark vom jeweiligen pH-Wert beeinflusst, was durch die Darstellung in Abb. 8.10 unterstützt wird. Demnach ergibt sich wieder eine Dreiteilung, bei der allerdings einige Ausnahmen auffallen:

- Basophile Arten (8), bei denen nur 30% der Standorte mit Funden der jeweiligen Art einen pH-Wert von $< 4,5$ hat. Dazu gehören nur Mineraliensichtbewohner der Gattung *Fridericia* und zwei als indifferent klassifizierte *Henlea*-Arten, sowie als Ausnahme, *M. riparia* (diese Spezies bevorzugt sehr nasse Böden und kommt nur in Böden zweier pH-Klassen vor).
- Arten ohne pH-Präferenz (8) kommen an Standorten aller fünf pH-Klassen mit ähnlicher Häufigkeit vor, wobei diese Spezies zu sechs Gattungen gehören. Als Ausnahme fällt wiederum eine sehr nasse Böden präferierende Art auf: *M. argentea*, die an keinem sehr sauren Standort ($\text{pH} < 3,6$) gefunden wurden.
- Acidophile Arten (12), deren Nachweise sich zu mehr als 50% auf Standorte mit einem $\text{pH} < 4,5$ verteilen (mit Ausnahme von *M. armatus* sogar ca. 60%). Auch in dieser Gruppe sind neben Mineralschichtbewohnern (5), Streuschichtbewohner (5) und indifferente (2) Arten vertreten.

Die Hälfte der hier bearbeiteten Arten wurde auch von Jänsch & Römcke (2003) hinsichtlich ihrer pH-Präferenz klassifiziert, wobei sich deren Analyse auf das Vorkommen der Tiere an insgesamt 213 Standorten stützte und zudem einen anderen räumlichen Bezug hatte (Europa). Dabei zeigte sich nur bei einer Art ein Unterschied: *E. norvegicus* wurde dort als „ohne pH-Präferenz“ eingestuft, während sie hier als acidophil gilt. Sowohl in der früheren als auch in der jetzigen Auswertung besteht dabei das Problem, dass aus der Literatur nicht immer klar hervorgeht, welche Methodik bei der pH-Wert-Bestimmung angewandt wurde. Allein aufgrund dieser Unschärfe ist eine hundertprozentige Übereinstimmung zwischen verschiedenen Untersuchungen nicht zu erwarten.

Im Gegensatz zu den Regenwürmern ist die Verbindung zwischen dem Vorkommen einzelner Arten bei einem bestimmten pH-Wert und ihrer ökologischen Klassifizierung komplexer: basophile Enchyträenarten leben überwiegend im Mineralboden – aber zu den acidophilen Arten gehören nicht nur Streuschicht- (wie bei den Regenwürmern) sondern auch Mineralbodenschichtbewohner. Dies kann bedeuten, dass die Einstufung der einzelnen Arten zu überprüfen ist - oder dass die Klassengrenzen nicht optimal für Enchyträen ausgewählt wurden.

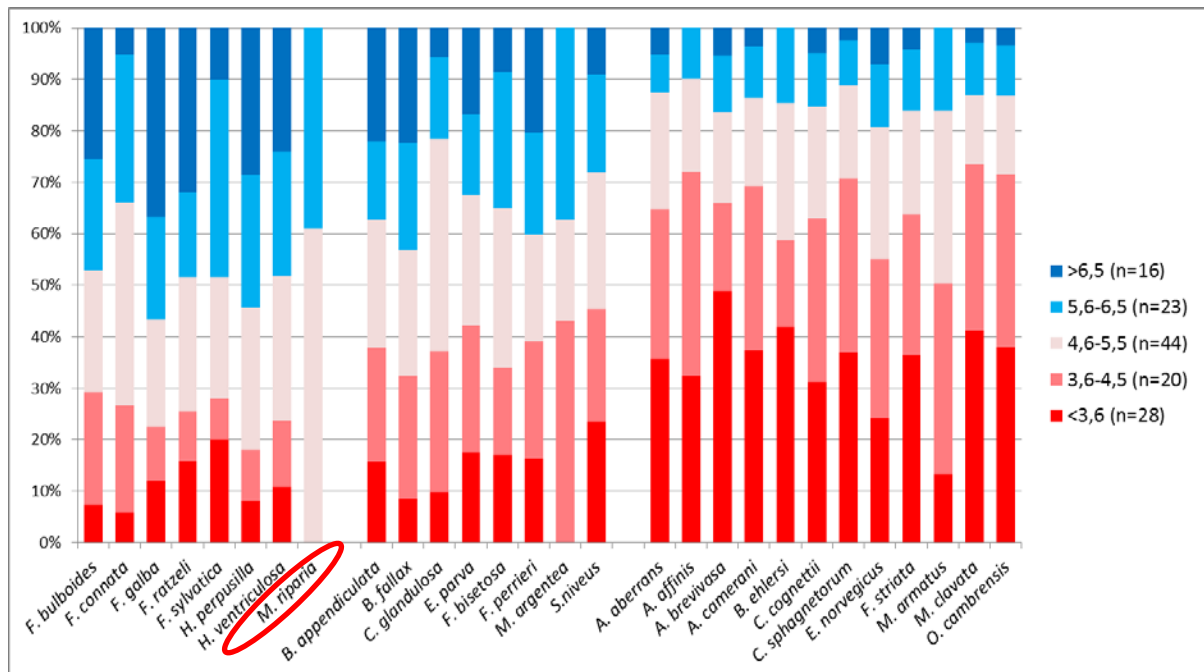


Abb. 8.10: Auftreten von 28 Enchyträenarten bezüglich ihrer Präferenz für die fünf unterschiedlichen Klassen des pH-Werts im Boden (Rot umkreist: Ausnahme); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

8.4.3 Vorkommen in Abhängigkeit vom organischen Gehalt des Bodens

Bei der Darstellung des Vorkommens der 28 Enchyträenarten in Abhängigkeit von dem organischen Gehalt des Bodens lassen sich vier Gruppen identifizieren (Abb. 8.11):

- Drei Arten wurden nur in Böden gefunden, die alle zu einer (mit 2,1 – 4% oder mit >8%: *M. argentea* bzw. *M. riparia*) oder zwei (2,1 – 8%: *M. armatus*) Klassen gehören. Es ist nicht auszuschließen, dass es sich dabei um Erfassungsfehler (d. h. bisher wurden zu wenige oder für diese Arten „falsche“ Standorte beprobt). Dafür spricht, dass es bei den beiden *Marionina*-Arten sowie *M. armatus* um diejenigen Spezies handelt, die als semi-aquatisch gelten (Schmelz et al. 2010).
- Arten mit einer Vorliebe für Böden mit geringem organischen Gehalt (<4%): dazu gehören nur zwei Arten: *F. bulboides* und *H. perpusilla*. Diese geringe Zahl dürfte auf der in solchen Böden geringeren Nahrungsverfügbarkeit beruhen.
- Arten ohne klare Vorlieben für bestimmte Böden (8), d. h. sie kommen im Bereich zwischen <2% bis >8% zu annähernd gleichen Anteilen vor. Dazu gehören vor allem verschiedene *Fridericia*-Arten sowie *B. appendiculata*. Letztere ist eine Spezies, die als Indikator für anthropogen gestörte Böden gilt (Jänsch et al. 2005).

- Arten mit einer klaren Bevorzugung von Standorten mit hohem organischen Gehalt (d. h. in Böden mit einem OM > 4%). Mit Ausnahme von *F. perrieri*, eigentlich als Mineralschichtbewohner klassifiziert, meiden alle anderen Arten dieser Gruppe (15) Böden mit einem organischen Gehalt <2%; d. h. sie wurden nur in 0 – 10% solcher „armen“ Böden gefunden. Die meisten dieser Arten sind als Streuschichtbewohner, während der Rest entweder als „indifferent“ (bestes Beispiel: *S. niveus*) oder als Mineralschichtbewohner (speziell *Achaeta* spp.) gilt. Dies dürfte damit zusammen hängen, dass die betreffenden Spezies in der untersten Lage der Streuschicht, d. h. nahe zum Mineralboden, ihr Verbreitungsmaximum haben.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass es eine positive Korrelation zwischen der Landnutzungspräferenz und der Vorliebe für einen bestimmten OM-Gehalt gibt.

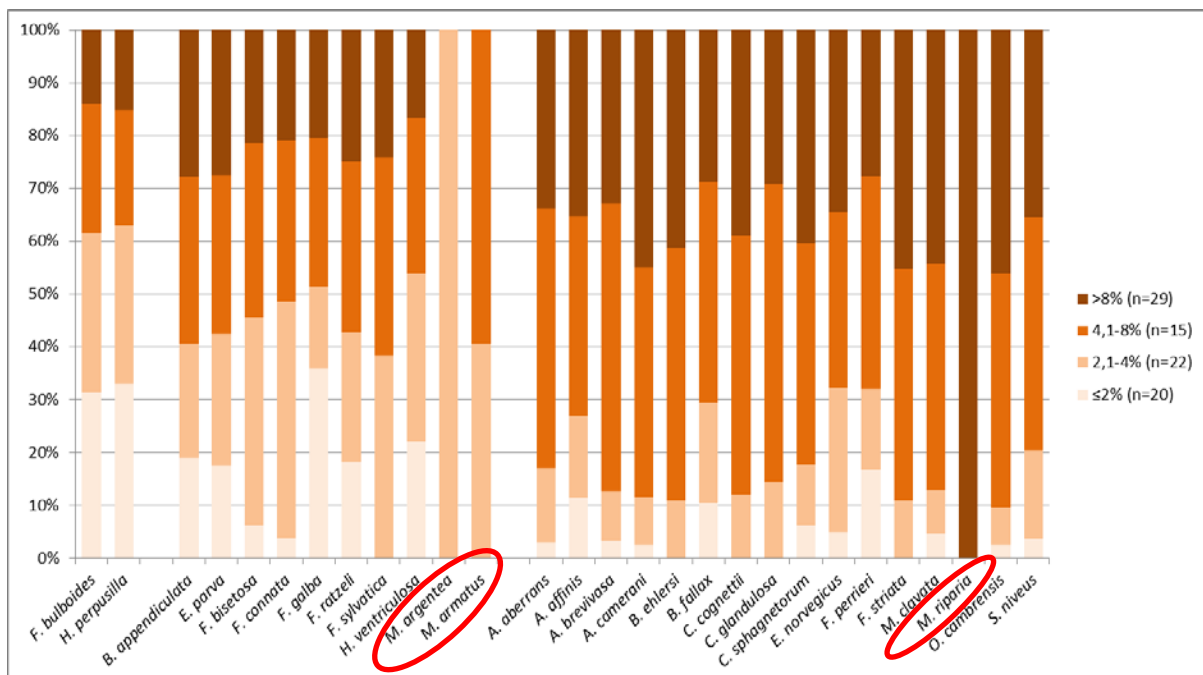


Abb. 8.11: Auftreten von 28 Enchyträenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen des Gehalts an organischer Substanz im Boden (Rot umkreist: Ausnahme); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

8.4.4 Vorkommen in Abhängigkeit von der Textur des Bodens

Die 28 Enchyträenarten sind nur in zwei Gruppen unterteilbar (Abb. 8.12):

- Nur in einer oder zwei Texturklassen kommen die drei semiaquatischen Spezies vor, die also auch hinsichtlich dieser Bodeneigenschaft eine Sonderstellung einnehmen.

- Alle anderen Arten können in allen vier Texturklassen gefunden werden, wobei sich z. B. das Vorkommen in tonige Böden graduell von 10 bis 40% ändern kann. Der Anteil von Sandböden an Standorten, in denen eine Art gefunden werden könnte, schwankt ebenfalls je nach Art zwischen ca. 10 und 30%. Demzufolge können auch die beiden mittleren Klassen nur in einem Bereich von 20 – 30% schwanken.

Dieses Ergebnis unterscheidet sich von der schon zitierten früheren Untersuchung (Jänsch & Römbke 2003), in der für 26 von insgesamt 32 Arten eine Präferenz für (meist) eine Texturklasse angegeben wurde. Überraschenderweise wurden dabei auch mehrere Arten mit einer Präferenz für Sand- und Schluffböden (u. a. *B. ehlersi*, *C. glandulosa*, *C. sphagnetorum*), was sich hier nicht bestätigen ließ. Das frühere Ergebnis ist als ein „Datenartefakt“ einzuschätzen, denn diese Arten leben gar nicht in einem bestimmten Mineralboden, sondern in der aufliegenden Streuschicht; d. h. es ist für sie egal, welche Textur an diesem Standort vorherrscht.

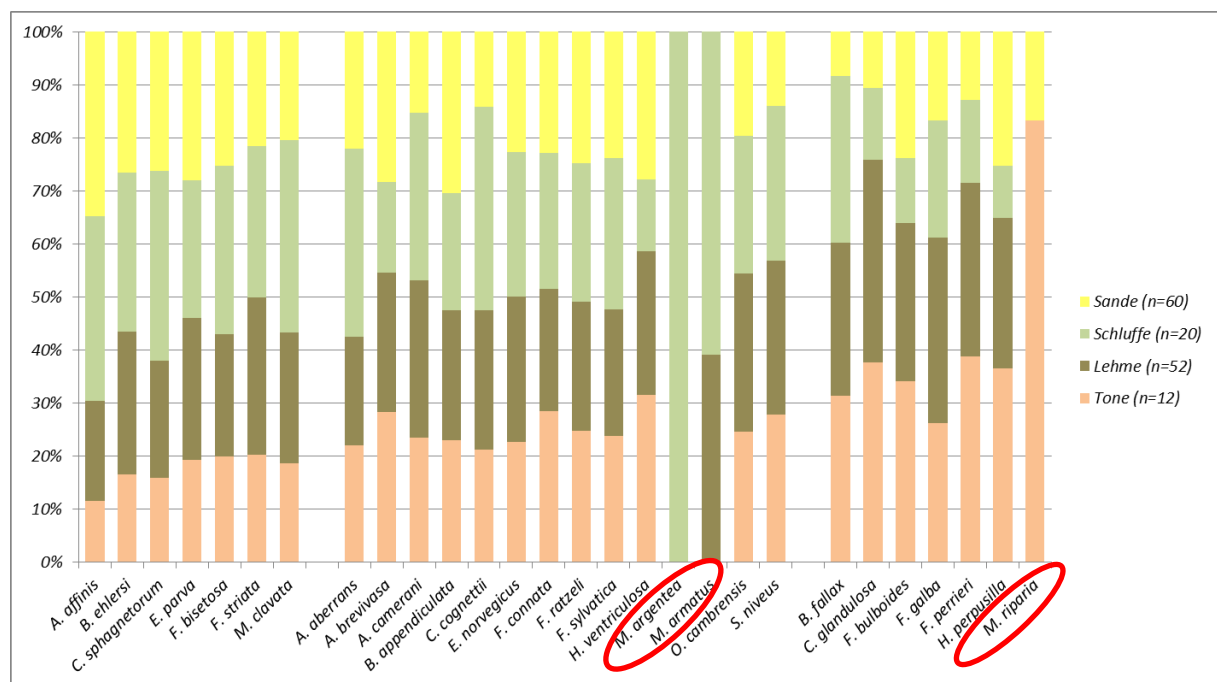


Abb. 8.12: Auftreten von 28 Enchyträenarten bezüglich ihrer Präferenz für die vier unterschiedlichen Klassen der Bodentextur (Rot umkreist: Ausnahme); zur Methodik der Darstellung vgl. Kap. 3.9.3.

8.5 Vorstellung der Gemeinschaftsebene (Multivariate Auswertung)

8.5.1 Einführung

Die Unterschiede in der Zusammensetzung der Artengemeinschaften auf den Standorten der vier Nutzungsformen Acker (Biotoptyp 33), Grünland (34), Laubwald (43) und Nadelwald (44) und ihrer Untergruppen der 2. Ebene wurden multivariat untersucht. Abhängig von der Homogenität der Daten (gemessen an der Gradientenlänge) wurden mit dem Programm Canoco (Ter Braak & Šmilauer 2009) Korrespondenz- (Correspondenz Analysis; CA) oder Hauptkomponentenanalysen (Principal Component Analysis; PCA) durchgeführt (vgl. Kap. 3.9.4). Es ging pro Standort die mittlere Abundanz aller Enchyträenarten ein, unter Ausschluss solcher Arten, die nur ein Mal gefunden wurden ('Singletons') sowie der Daten von Probenahmen, die nach der in Kapitel 2.2 erläuterten Qualitätskontrolle in die Klasse „Not Reliable“ eingeordnet wurden. Als zusätzliche Informationen wurden die abiotischen Parameter pH-Wert, organischer Gehalt (Corg), C/N-Verhältnis und Textur (als Prozent Sand, Schluff und Ton) in den Diagrammen dargestellt, sofern für die enthaltenen Standorte genügend Daten zum jeweiligen Parameter vorlagen. Um die Übersichtlichkeit der Darstellung zu bewahren, wurden in den folgenden Abbildungen jeweils nur die maximal 10 Arten dargestellt, die den größten Einfluss auf die Verteilung der Standorte im Diagramm hatten. Jeder Artnamen wurde im Diagramm abgekürzt dargestellt (Tab. 8.4).

Tab. 8.4: Abkürzungen der Artnamen, die im Programm Canoco benutzt wurden.

Abkürzung	Artname	Abkürzung	Artname
Acafni	<i>Achaeta affinis</i>	Frbise	<i>Fridericia bisetosa</i>
Acafno	<i>Achaeta sp. „affinoides“</i>	Frbulb	<i>Fridericia bulboides</i>
Acbohe	<i>Achaeta bohemica</i>	Frchri	<i>Fridericia christeri</i>
Accame	<i>Achaeta camerani</i>	Frconn	<i>Fridericia connata</i>
Aceise	<i>Achaeta eiseni</i>	Frdefo	<i>Fridericia deformis</i>
Acpann	<i>Achaeta pannonica</i>	Frgalb	<i>Fridericia galba</i>
Acurba	<i>Achaeta urbana</i>	Frisse	<i>Fridericia isseli</i>
Brehle	<i>Bryodrilus ehlersi</i>	Frratz	<i>Fridericia ratzeli</i>
Buappe	<i>Buchholzia appendiculata</i>	Frstri	<i>Fridericia striata</i>
Cospha	<i>Cognettia sphagnetorum</i>	Heperp	<i>Henlea perpusilla</i>
Enbuch	<i>Enchytraeus buchholzi</i>	Hevent	<i>Henlea ventriculosa</i>
Enbulb	<i>Enchytraeus bulbosus</i>	Mabren	<i>Marionina brendae</i>
Enchri	<i>Enchytraeus christenseni</i>	Maclav	<i>Marionina clavata</i>
Ennorv	<i>Enchytraeus norvegicus</i>	Macomm	<i>Marionina communis</i>
Eomino	<i>Enchytronia minor</i>	Meglan	<i>Mesenchytraeus glandulosus</i>
Eoparv	<i>Enchytronia parva</i>	Occamb	<i>Oconnorella cambrensis</i>
Frbent	<i>Fridericia benti</i>	Stnive	<i>Stercutus niveus</i>

8.5.2 Vergleich der Hauptnutzungsformen

Zunächst wurde die Anordnung der Standorte im Hinblick auf die vier Hauptnutzungsformen untersucht. In die Analyse wurden jedoch ebenfalls alle übrigen Standorte einbezogen und in der Gruppe „Sonstige“ zusammengefasst (Abb. 8.13). In der CA besitzt die erste Achse einen Eigenwert von 0.70 und die zweite Achse einen Eigenwert von 0.32. Es zeigt sich eine Gruppierung der vier Nutzungsformen, wobei es zwischen Äckern und Grünländern und insbesondere Laub- und Nadelwäldern einen großen Überlappungsbereich gibt.

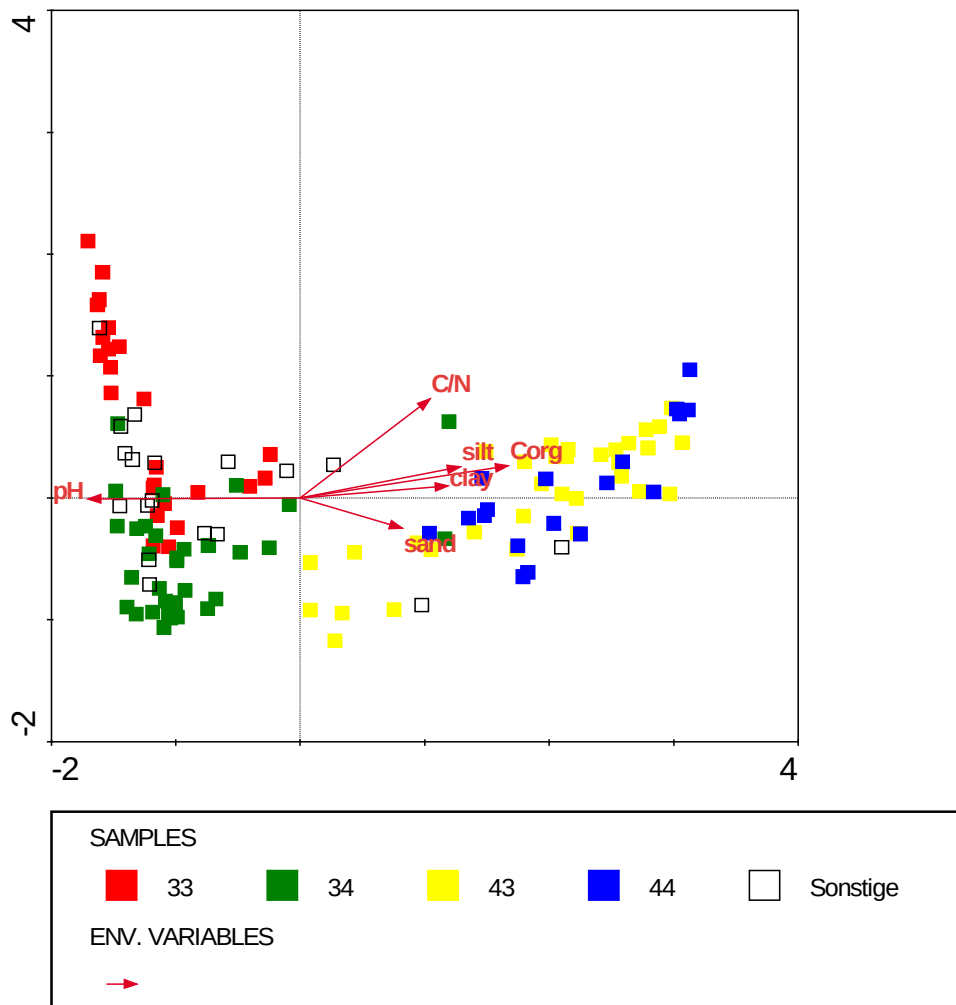


Abb. 8.13: CA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 33. = Äcker und Ackerbrache, 34. = Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte, 43. = Laub(misch)wälder und –forste (Laubbaumanteil > 50%), 44. = Nadel(misch)wälder und –forste. Gradientenlänge aus der DCA = 4,8. Eigenwert 1. Achse: 0,699, Eigenwert 2. Achse: 0,315.

Die Anordnung der Standorte im Diagramm ist dabei im Wesentlichen auf die unterschiedliche Abundanz der folgenden Arten zurück zu führen (Abb. 8.14): *Fridericia deformis* und *F. isseli* kommen praktisch nur auf Ackerstandorten vor, während *F. christeri* nur an Acker- und Grünlandstandorten auftritt und dort an Äckern mit höherer Abundanz und Stetigkeit vertreten ist. *F. bulboides* ist eine typische Art des Überlappungsbereichs zwischen Äckern und Grünländern und in diesen Biotoptypen erheblich häufiger als an Waldstandorten. *Buchholzia appendiculata* kommt an Grünlandstandorten mit der höchsten Abundanz und Häufigkeit vor. Dem gegenüber sind *Achaeta camerani*, *Cognettia sphagnetorum*, *Marionina clavata*, *Mesenchytraeus glandulosus* sowie *Oconnorella cambrensis* typische Waldarten. Als abiotische Einflussfaktoren zeigen sich eindeutig der pH-Wert und der organische Gehalt des

Bodens, wobei die Offenlandstandorte von hohen pH-Werten und einem geringen organischen Gehalt geprägt sind, während dies an Waldstandorten umgekehrt ist.

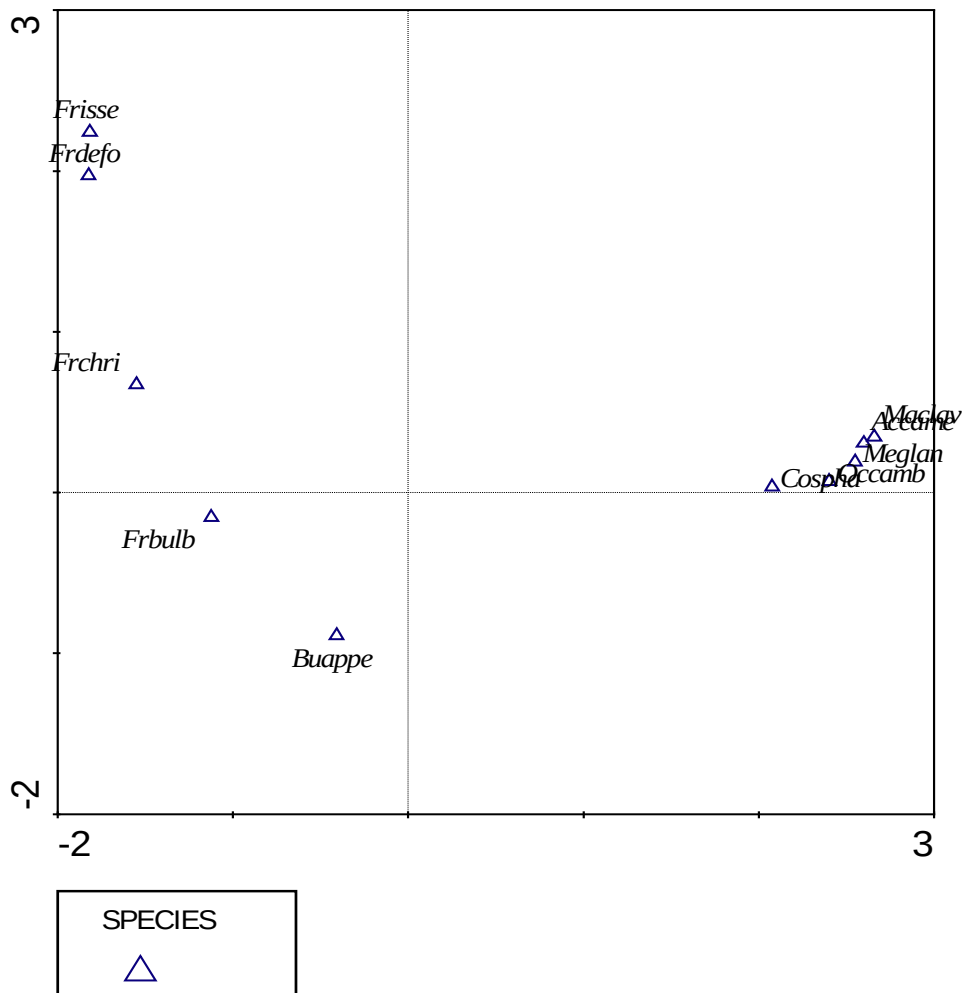


Abb. 8.14: Spezies-Biplot zur CA basierend auf der Abundanz aller Arten aus Abb. 8.13.

8.5.3 Zweite Ebene des Biotoptyps 33 (Äcker)

Auch für die Enchyträen wurde untersucht, ob sich auf der zweiten Ebene der Biotoptypen Unterschiede in der Artenzusammensetzung der jeweiligen Standorte feststellen lassen. In Abb. 8.15 ist die PCA für die zweite Ebene des Biotoptyps 33 (Äcker und Ackerbrache) dargestellt. Hierbei waren für zwei Untertypen Daten für einen Vergleich verfügbar:

33.03 = Äcker und Ackerbrache auf Sandboden;

33.04 = Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden.

Die erste Achse im Diagramm erklärt 24,6%, die zweite Achse noch 15,3% der gesamten Varianz der Daten. Da für die Textur nicht genug Daten vorlagen wurde diese nicht im Diagramm dargestellt. Die Standorte der Biotoptypen 33.03 ('Sandäcker') und 33.04 ('Löss-,

Lehm-, Tonäcker') werden entlang der ersten Achse deutlich voneinander getrennt. Begründet liegt diese Verteilung in der Hauptsache an der entlang der ersten Achse von links nach rechts abnehmenden Abundanz der Arten *Enchytraeus bulbosus*, *Fridericia galba*, *F. isseli* sowie *Marionina brendae*. Als auf dieses Muster hauptsächlich Einfluss nehmender abiotischer Parameter deutet sich der pH-Wert an: die Sandäcker haben im Mittel einen niedrigeren pH-Wert als die Kalk- oder Löss-, Lehm-, Tonäcker, was bereits bei der entsprechenden Auswertung für die Regenwürmer beobachtet wurde.

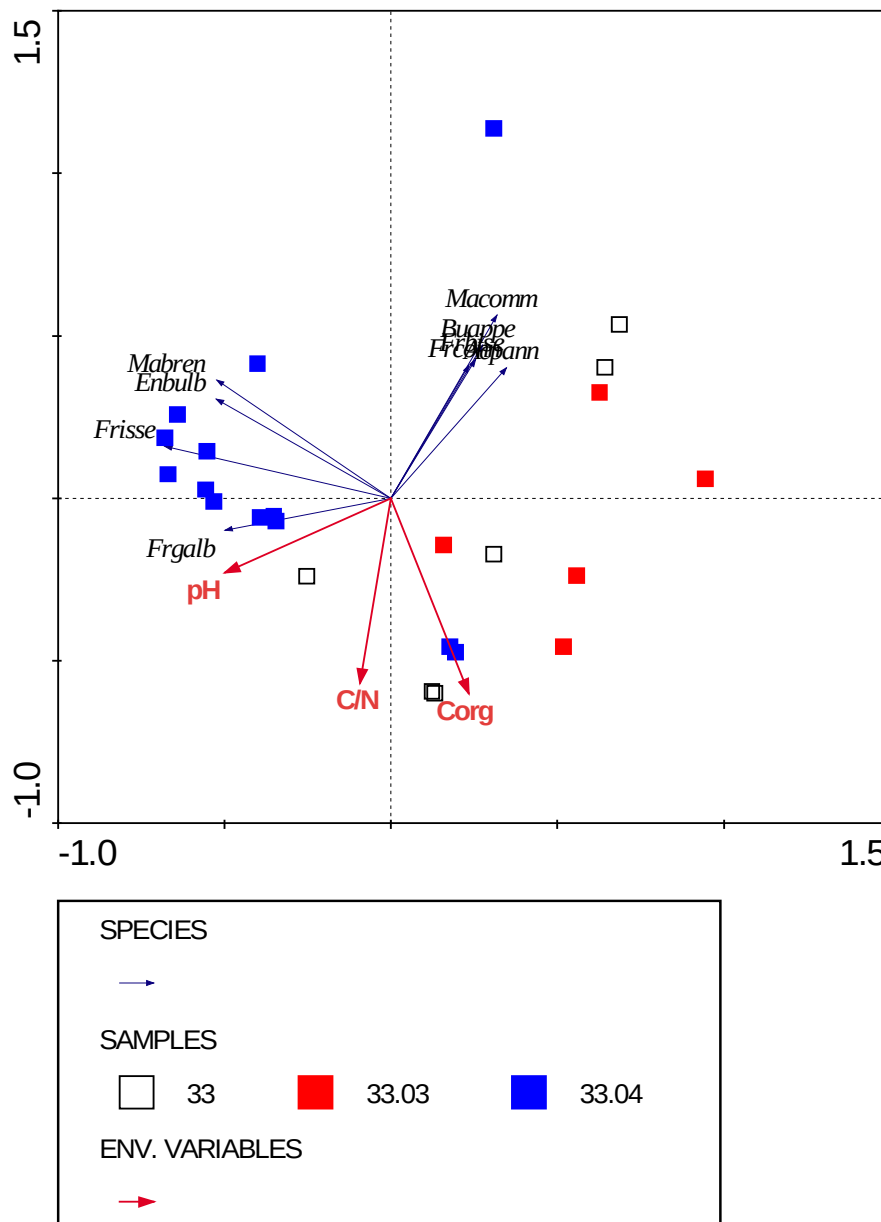


Abb. 8.15: PCA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 33. = Äcker und Ackerbrache, 33.03 = Äcker und Ackerbrache auf Sandboden, 33.04 = Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden. Gradientenlänge aus der DCA = 2,4. 1. Achse: 24,6% der Varianz, 2. Achse: 15,3% der Varianz.

8.5.4 Zweite Ebene des Biotoptyps 34 (Grünland)

Für die Analyse der zweiten Ebene des Biotoptyps 34 (Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte) waren für vier Untertypen Daten für einen Vergleich verfügbar:

34.04 = Sandtrockenrasen;

34.07 = artenreiches Grünland frischer Standorte;

34.08 = artenarmes IntensivGrünland frischer Standorte;

34.09 = Tritt- und Parkrasen.

Die Biotoptypen 34.04 und 34.07 waren jedoch jeweils mit nur zwei bzw. einem einzigen Standort in der Datengrundlage vertreten, sodass sich nur ein Vergleich der Biotoptypen 34.08 (,IntensivGrünland‘) und 34.09 (,Tritt- und Parkrasen‘) vornehmen ließ. In der zugehörigen PCA (Abb. 8.16) werden durch die erste Achse 19,3% und durch die zweite Achse 13,8% der Varianz erklärt. Entlang der ersten Achse des Diagramms werden die Intensivgrünländer deutlich von den Tritt- und Parkrasen getrennt. Der Grund für diese Verteilung liegt an der höheren Abundanz und Häufigkeit der Arten *Fridericia benti* und *Henlea perpusilla* im IntensivGrünland einerseits sowie der Arten *Achaeta pannonica*, *A. urbana*, *Enchytraeus christenseni*, *Enchytronia minor*, *F. bisetosa* und *F. christeri* in Tritt- und Parkrasen andererseits. Als abiotisches Unterscheidungsmerkmal zwischen diesen beiden Biotoptypen kommt die höhere anthropogene Beeinflussung der Park- und Trittrasen in Frage, die sich in dem verstärkten Auftreten von bekannten Störungsanzeigern wie *E. christenseni* und *Buchholzia appendiculata* äußert (Jänsch et al. 2005).

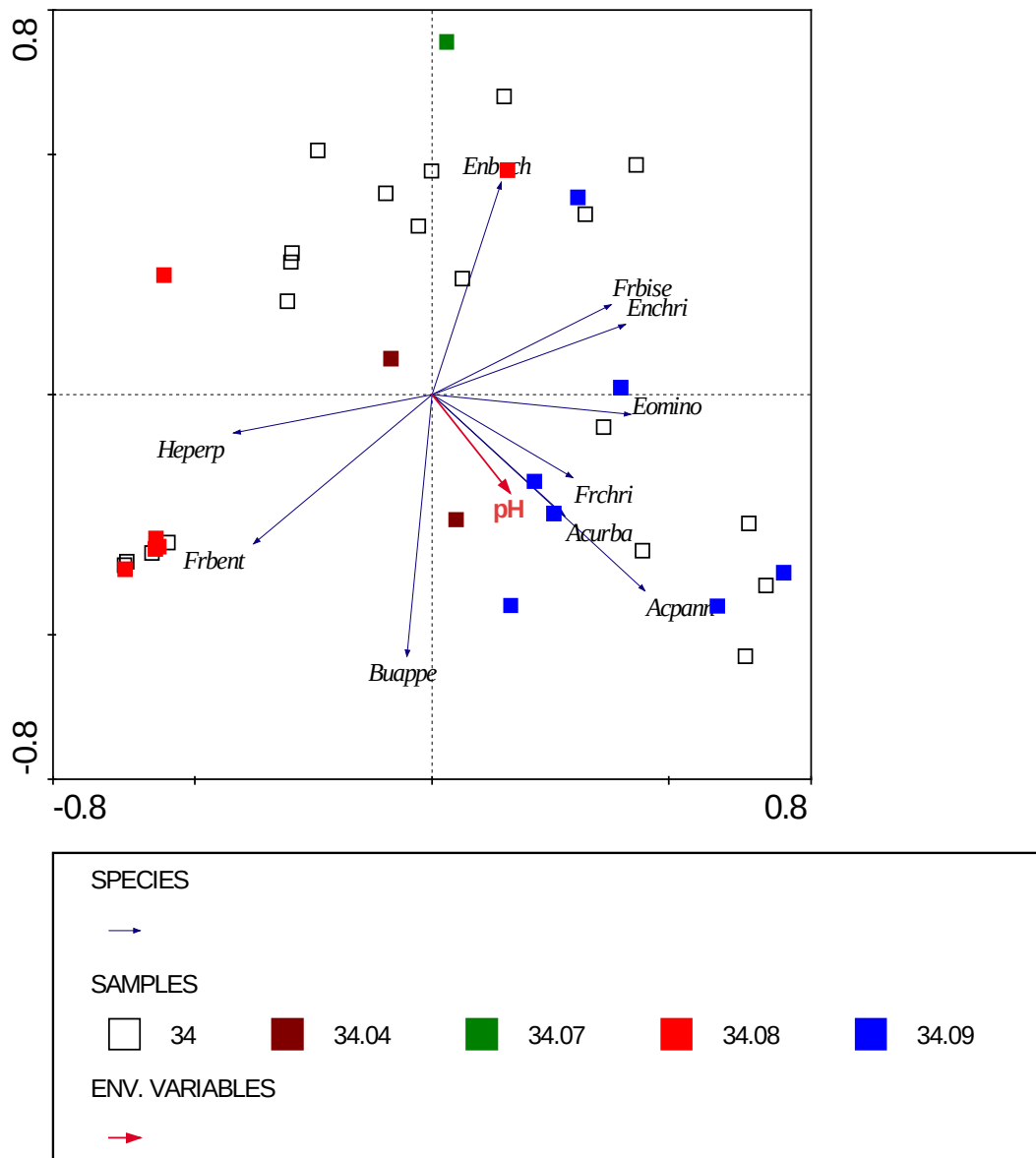


Abb. 8.16: PCA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 34. = Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte, 34.04 = Sandtrockenrasen, 34.07 = artenreiches Grünland frischer Standorte, 34.08 = artenarmes IntensivGrünland frischer Standorte, 34.09 = Tritt- und Parkrasen. Gradientenlänge aus der DCA = 3,4. 1. Achse: 19,3% der Varianz, 2. Achse: 13,8% der Varianz.

8.5.5 Zweite Ebene des Biotoptyps 43 (Laubwald)

Für die Analyse der zweiten Ebene des Biotoptyps 43 (Laub(misch)wälder und –forste (Laubbaumanteil > 50%)) waren für drei Untertypen Daten für einen Vergleich verfügbar:

43.02 = Bruchwälder;

43.07 = Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte;

43.08 = Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte.

Die Biotoptypen 43.02 und 43.08 waren jedoch jeweils mit nur einem einzigen Standort in der Datengrundlage vertreten, sodass sich aus der zugehörigen PCA (Abb. 8.17) keinerlei Muster für Unterschiede in der Artzusammensetzung zwischen den verschiedenen Biotop-typen der 2. Ebene ablesen lassen.

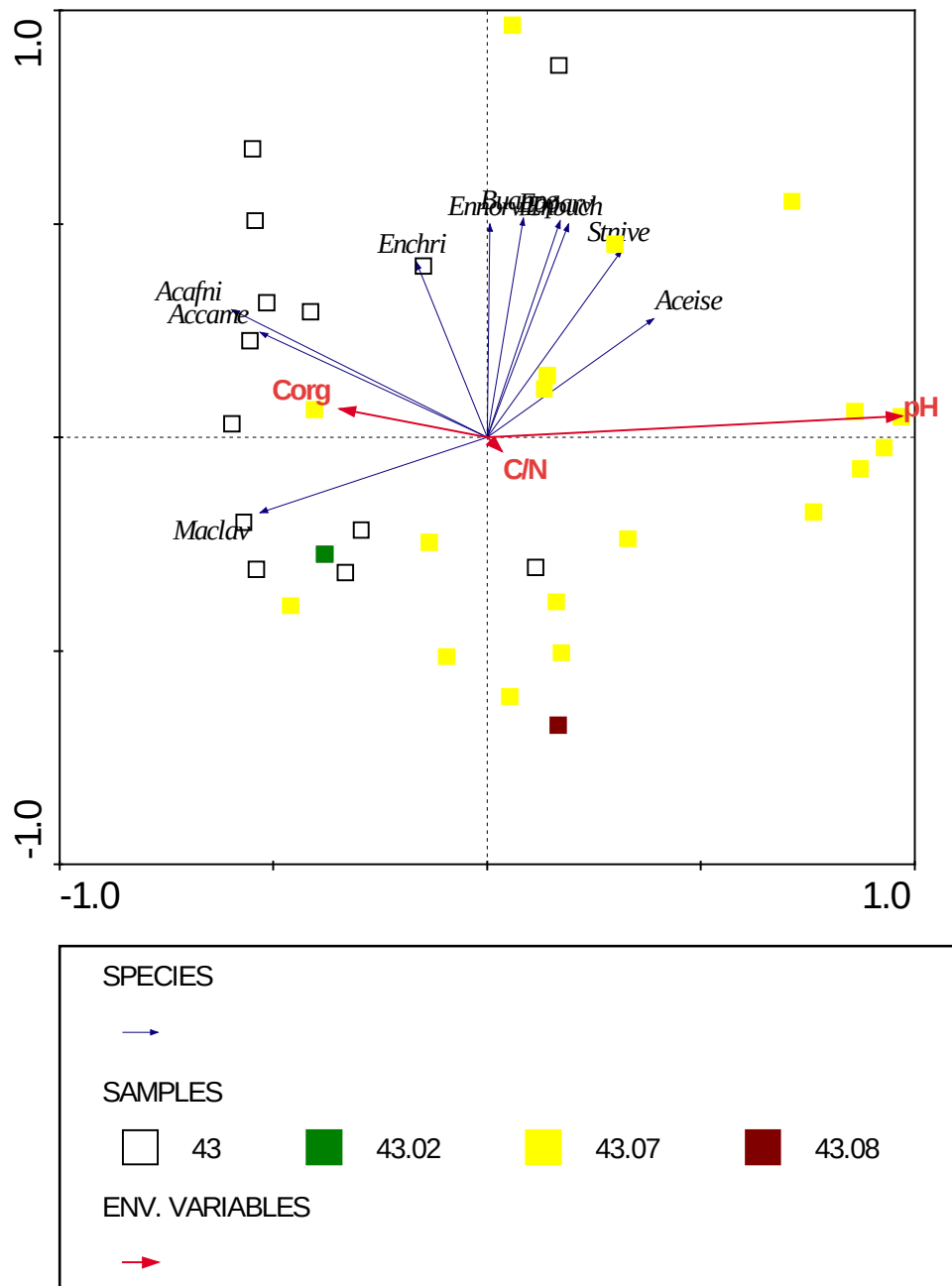


Abb. 8.17: PCA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 43. = Laub(misch)wälder und -forste (Laubbaumanteil > 50%), 43.02 = Bruchwälder, 43.07 = Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte, 43.08 = Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte. Gradientenlänge aus der DCA = 3,2. 1. Achse: 23,5% der Varianz, 2. Achse: 16,7% der Varianz.

8.5.6 Zweite Ebene des Biotoptyps 44 (Nadelwald)

Für den Vergleich der Biotypen der 2. Stufe unterhalb des Biotoptyps 44 standen ebenfalls Daten zu drei Untertypen zur Verfügung:

44.02 = natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder

44.03 = Fichten-/Tannen(misch)wälder und Fichten(misch)wälder

44.04 = Nadel(misch)forste heimischer Baumarten

Es waren jedoch nur Daten für einen Standort des Biotoptyps 44.03 vorhanden, so dass nur ein Vergleich der Biotypen 44.02 („Kiefernwälder“) und 44.04 („Nadelmischforste“) möglich war (Abb. 8.18). Die erste Diagramm-Achse erklärt 31,8% und durch die zweite Achse 21,4% der Varianz. Vier der fünf Nadelmischforste trennen sich entlang der ersten Achse deutlich von den Kiefernwäldern. Der Grund hierfür liegt in der entlang dieser Achse von links nach rechts zunehmenden Abundanz der Arten *Achaeta bohemica*, *Bryodrilus ehlersi*, *Enchytraeus norvegicus*, *Fridericia bisetosa*, *F. bulboides* und *Oconnorella cambrensis*. Zusätzlich findet noch eine Trennung aller fünf Nadelmischforst-Standorte von einigen Standorten des Biotoptyps 44.02, die sich durch eine höhere Abundanz der Arten *A. sp. „affinoides“*, *A. eiseni* und *A. urbana* auszeichnen, entlang der zweiten Achse statt. Die vier nahe beieinander liegenden Standorte des Biotoptyps 44.04 sind charakterisiert durch eine im Vergleich zu den anderen Standorten im Diagramm höhere Abundanz von *A. brevivasa*. Aufgrund der geringen Anzahl Standorte des Biotoptyps 44.04 lässt sich jedoch nicht beurteilen, ob dieser Verteilung tatsächlich ökologische Zusammenhänge zugrunde liegen. Als diesem Muster zu Grunde legender abiotischer Parameter deutet sich der pH-Wert an, die Kiefernwälder haben in der vorliegenden Datengrundlage einen im Mittel höheren pH-Wert als die Nadelmischforste.

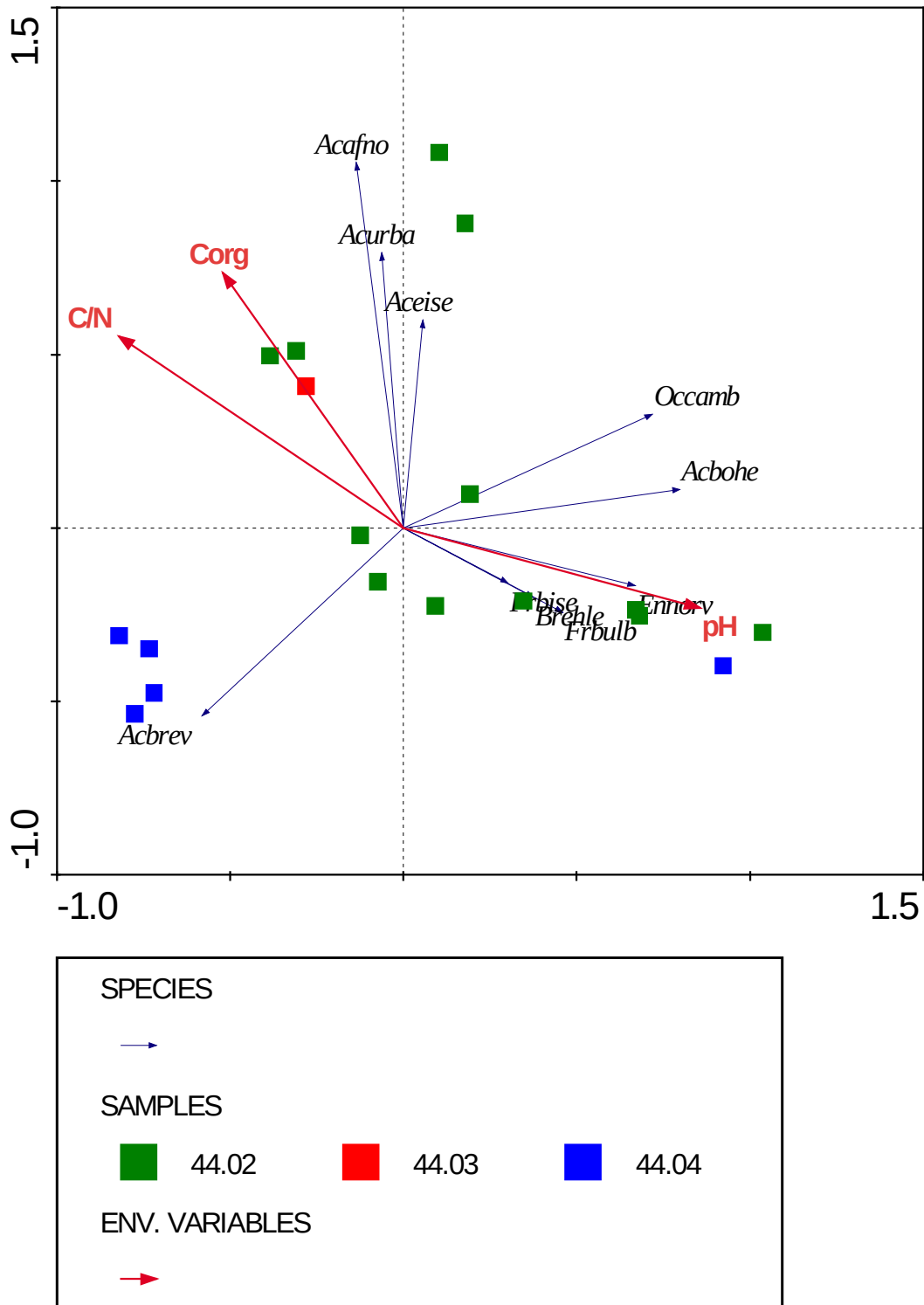


Abb. 8.18: PCA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 44.02 = natürliche bzw. naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder, 44.03 = Fichten-/Tannen(misch)wälder und Fichten(misch)wälder, 44.04 = Nadel(misch)forste heimischer Baumarten. Gradientenlänge aus der DCA = 2,3. 1. Achse: 31,8% der Varianz, 2. Achse: 21,4% der Varianz.

8.5.7 Ausblick: weitere Biotoptypen der 1. Ebene

In der *Bo-Info*-Datenbank waren für einen weiteren Biotoptyp der 1. Ebene ausreichend Daten vorhanden, um einen multivariaten Vergleich der Artenzusammensetzung durchzuführen:

35. = Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenrieder). Abb. 8.19 zeigt die gleiche PCA wie Abb. 8.13, jedoch ist hier nur der Biotoptyp 35 („Niedermoore und Sümpfe“) farblich hervor gehoben. Die dazugehörigen Standorte ähneln in ihrer Artzusammensetzung für Enchyträen offenbar stark den Äckern und Grünlandern. Diese Beobachtung ist insofern bemerkenswert, da diese Standorte bei der Betrachtung der Regenwurmzönose stark den Waldstandorten ähnelten.

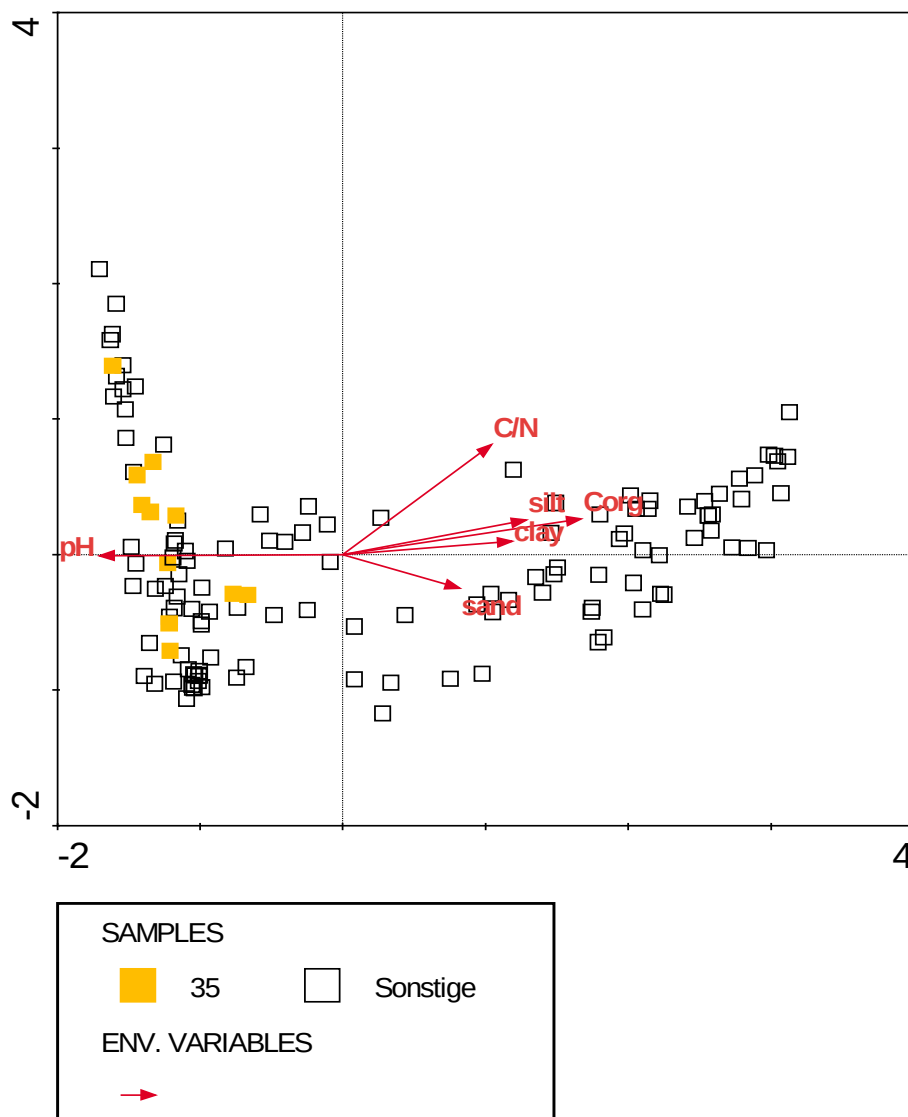


Abb. 8.19: CA basierend auf der Abundanz aller Enchyträenarten. 35. = Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte. Gradientenlänge aus der DCA = 4,8. Eigenwert 1. Achse: 0,699, Eigenwert 2. Achse: 0,315.

8.6 Referenzwerte

Wie schon in Kapitel 7.6 dargelegt war es ein Ziel dieses Vorhabens, die qualitative und, teilweise, quantitative Erwartungswerte abzuleiten (hier: dem Vorkommen der Enchyträen in Abhängigkeit von Standorteigenschaften). Damit sollte die Grundlage zu einer biologischen Beurteilung der Bodenqualität gelegt werden. Eine solche Beurteilung sollte dazu in der Lage sein, die vier verschiedenen Landnutzungsformen (d. h. die Biotoptypen der 1. Ebene) zu unterscheiden. Anhand der Häufigkeit des Vorkommens der einzelnen Arten wurde versucht, für jede Nutzungsform Arten festzulegen, die mit großer Wahrscheinlichkeit auf einem unbelasteten Standort vorkommen sollten (vgl. Kap. 8.4.1). Zusätzlich wurden noch die mittleren Individuendichten sowie die mittlere Artenzahl aller vorhandenen Standorte einer Nutzungsform berechnet (Tab. 8.5). Die quantitativen Angaben differenzieren dabei wenig: bei der Abundanz lassen sich zwei Gruppen unterscheiden: entweder 14.000 – 20.000 Ind/m² an Acker- und Grünlandstandorten oder rund 50.000 Ind/m² an Waldstandorten. In der Literatur, d. h. unter Einbeziehung von anderen Regionen der gemäßigten Breiten, werden im Mittel Bereiche angegeben, die die hier gefunden Werte einschließen: Acker und Grünland: 10.000 – 40.000 Ind/m²; Wälder: 17.000 – 54.000 Ind/m² (Petersen & Luxton 1982; Didden 2002; Römbke et al. 2002a). Für Nordwestdeutschland geben Beylich & Graefe (2009) ähnliche Mittelwerte für Äcker, aber etwas höhere Zahlen für andere Nutzungsformen an.

Hinsichtlich der mittleren Artenzahl pro Standort fehlt diese Zweiteilung: im Nadelwald werden ca. 9 Arten pro Standort gefunden, während es in den drei anderen Hauptbiotoptypen 12 – 14 sind. Der Unterschied zwischen den Äckern auf der einen und den Grünländern bzw. Laubwäldern sollte dabei nicht überinterpretiert werden. Zum Beispiel dürfte dabei wie bei den Regenwürmern eine Rolle spielen, dass Standorte, an denen Enchyträen völlig fehlten, hier nicht eingegangen sind. In der Literatur (Römbke et al. 1997) werden meist etwas niedrigere, dabei nach dem pH-Wert differenzierte Zahlen genannt (im Mittel z. B. Äcker: 9; Grünlandstandorte: 10; Laubwälder: 16 – 26; Nadelwälder 4 – 10). Dabei wird die hier gefundene Tendenz zu einer geringeren Artenzahl in sauren Wäldern bestätigt (Beylich & Graefe 2009). Letzteres könnte damit erklärt werden, dass Graefe und Koautoren generell die Arten sehr genau differenziert haben, während sich das taxonomische Niveau in einigen Arbeiten aus der Literatur nicht im Detail verifizieren liess. Qualitativ besteht ein klarer Unterschied zwischen den beiden Offenländern (charakterisiert durch eine *Fridericia-Henlea*-Gemeinschaft, während in den

Wäldern eine *Achaeta-Cognettia-Marionina-Oconnorella*-Gemeinschaft vorherrscht. Ein genauerer Vergleich mit den Ergebnissen von Graefe und Koautoren steht allerdings noch aus.

Tab. 8.5: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach den vier Landnutzungen bzw. Hauptbiotoptypen, ausgehend von den Angaben in der *Bo-Info*-Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte)

Vorkommen (%)	Äcker (33)	Grünland (34)	Laubwald (43)	Nadelwald (44)
<i>Achaeta aberrans</i>	12,5	5,3	52,9	38,9
<i>Achaeta abulba</i>	8,3	5,3	23,5	66,7
<i>Achaeta bibulba</i>	16,7	5,3	2,9	0,0
<i>Achaeta bohemica</i>	4,2	7,9	17,6	55,6
<i>Achaeta camerani</i>	0,0	0,0	55,9	55,6
<i>Achaeta pannonica</i>	20,8	31,6	0,0	0,0
<i>Buchholzia appendiculata</i>	16,7	63,2	29,4	33,3
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	8,3	10,5	94,1	100,0
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	95,8	44,7	50,0	0,0
<i>Enchytraeus christenseni</i>	91,7	63,2	29,4	38,9
<i>Enchytraeus lactaeus</i>	50,0	13,2	5,9	0,0
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	29,2	34,2	55,9	50,0
<i>Enchytronia annulata</i>	12,5	5,3	0,0	0,0
<i>Enchytronia minor</i>	50,0	31,6	0,0	0,0
<i>Enchytronia parva</i>	16,7	44,7	44,1	38,9
<i>Fridericia benti</i>	12,5	31,6	14,7	0,0
<i>Fridericia bisetosa</i>	25,0	50,0	11,8	16,7
<i>Fridericia bulboides</i>	83,3	86,8	2,9	22,2
<i>Fridericia christeri</i>	70,8	23,7	0,0	0,0
<i>Fridericia deformis</i>	29,2	0,0	0,0	0,0
<i>Fridericia galba</i>	62,5	55,3	23,5	11,1
<i>Fridericia granosa</i>	16,7	0,0	0,0	0,0
<i>Fridericia isseli</i>	45,8	2,6	0,0	0,0
<i>Fridericia leidigy</i>	20,8	28,9	5,9	0,0
<i>Fridericia paroniana</i>	62,5	15,8	8,8	0,0
<i>Fridericia ratzeli</i>	8,3	65,8	14,7	5,6
<i>Henlea perpusilla</i>	83,3	55,3	2,9	5,6
<i>Henlea ventriculosa</i>	37,5	71,1	0,0	0,0
<i>Marionina brendae</i>	41,7	7,9	2,9	0,0
<i>Marionina clavata</i>	0,0	2,6	73,5	83,3
<i>Oconnorella cambrensis</i>	0,0	0,0	76,5	72,2
Σ (Ind./m²)	20,165	13,834	51,241	52,087
Mittl. Artzahl/Standort	13,7	12,2	12,4	9,2

Im Folgenden wird überprüft werden, inwieweit sich für die Biotoptypen der 2. Ebene Referenzwerte für den Endpunkt Artenzusammensetzung angeben lassen. Dabei ist zu beachten, dass sich nur für drei der vier Hauptbiotoptypen (Äcker, Grünlander, Nadelwälder) genug Daten vorliegen, um eine solche Untersuchung vornehmen zu können – und dies auch nur in jeweils zwei Biotoptypen der 2. Ebene.

Ackerstandorte:

Bei den Äckern und Ackerbrache (Biotoptyp 33) liegen Daten für „Äcker und Ackerbrache auf Sandboden“ (Nr. 33.03; 5 Standorte) sowie „Äcker und Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden“ (Nr. 33.04; 13 Standorte) vor (Tab. 8.6). Quantitativ sind beide Biotoptypen nicht unterscheidbar: die mittlere Abundanz unterscheidet sich gerade mal um den Faktor 1,5 und die Artenzahl ist mit 14,2 bzw. 14,4 praktisch identisch. Qualitativ gibt es ebenfalls eine breite Überschneidung: sechs Arten (*E. buchholzi*, *E. christenseni*, *E. minor*, *F. bulboides*, *F. christeri*, *H. perpusilla*) kommen auf beiden Standortgruppen mit >50% vor. Auf der anderen Seite gibt es aber auch klare Unterschiede (>50% Vorkommen in einem Biotoptyp, weniger als 20% im anderen):

- nur in den Böden sandiger Äcker treten *A. aberrans*, *A. bibulba*, *E. norvegicus*, *E. annulata*, *E. parva*, *F. granosa* und *H. ventriculosa* auf;
- Äcker auf Löss-, Lehm- und Tonböden sind dagegen durch das häufige Auftreten von *E. lactaeus*, *E. minor* und *M. brendae*, vor allem aber mehrere *Fridericia*-Spezies charakterisiert: *F. deformis*, *F. galba*, *F. isseli* und *F. paroniana*.

Die Differenzierung tritt also schon auf Gattungsebene auf: Nur in leichten sandigen Böden treten *Achaeta*-Spezies auf, während die schweren Lehmböden einerseits durch die sehr kleinen Art *M. brendae* und eine hohe Zahl von *Fridericia*-Arten gekennzeichnet sind. Diese Aussagen werden allerdings durch die kleine Zahl der untersuchten sandigen Standorte relativiert. In jedem Fall fehlen (fast) immer die für saure Böden mit hohem organischem Anteil typischen Arten (d. h. primär Streuschichtbewohner), wie z. B. *M. clavata* oder *O. cambrensis*. Schwer erklärbar ist, weshalb an einem Acker-Standort mit sandigem Boden die dominante Art saurer Waldstandorte (*C. sphagnetorum*) nachgewiesen wurde. Eine Rolle könnte dabei spielen, dass die Sandäcker im Mittel einen niedrigeren pH-Wert als die Kalk- oder Löss-, Lehm-, Tonäcker haben.

Tab. 8.6: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach zwei Acker-Biototypen der 2. Ebene, ausgehend von den Angaben in der *Bo-Info*-Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte)

	Sand 33.03 (n = 5)		Lehm usw. 33.04 (n = 13)	
	Vorkommen	Ind./m²	Vorkommen	Ind./m²
<i>Achaeta aberrans</i>	60,0%	1322,8	0,0%	0,0
<i>Achaeta abulba</i>	40,0%	714,4	0,0%	0,0
<i>Achaeta bibulba</i>	60,0%	4585,5	7,7%	20,8
<i>Achaeta bohemica</i>	0,0%	0,0	7,7%	20,4
<i>Achaeta camerani</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Achaeta pannonica</i>	40,0%	396,8	7,7%	4,4
<i>Buchholzia appendiculata</i>	20,0%	17,6	7,7%	866,0
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	20,0%	35,2	0,0%	0,0
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	80,0%	1357,9	100,0%	4447,2
<i>Enchytraeus christenseni</i>	100,0%	12633,9	100,0%	3762,8
<i>Enchytraeus lactaeus</i>	20,0%	194,0	69,2%	287,8
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	60,0%	202,9	7,7%	34,3
<i>Enchytronia annulata</i>	60,0%	70,4	0,0%	0,0
<i>Enchytronia minor</i>	80,0%	1155,1	53,8%	712,2
<i>Enchytronia parva</i>	60,0%	511,4	7,7%	241,6
<i>Fridericia benti</i>	0,0%	0,0	15,4%	101,2
<i>Fridericia bisetosa</i>	20,0%	17,6	15,4%	153,7
<i>Fridericia bulboides</i>	80,0%	2360,5	92,3%	826,7
<i>Fridericia christeri</i>	60,0%	185,2	84,6%	629,6
<i>Fridericia deformis</i>	0,0%	0,0	53,8%	427,4
<i>Fridericia galba</i>	0,0%	0,0	84,6%	430,8
<i>Fridericia granosa</i>	60,0%	247,0	7,7%	13,5
<i>Fridericia isseli</i>	0,0%	0,0	76,9%	1431,3
<i>Fridericia leidigy</i>	0,0%	0,0	30,8%	280,5
<i>Fridericia paroniana</i>	0,0%	0,0	92,3%	628,5
<i>Fridericia ratzeli</i>	20,0%	17,6	7,7%	3,9
<i>Henlea perpusilla</i>	100,0%	499,5	84,6%	981,1
<i>Henlea ventriculosa</i>	80,0%	493,8	15,4%	95,0
<i>Marionina brendae</i>	0,0%	0,0	76,9%	598,0
<i>Marionina clavata</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Oconorella cambrensis</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
Σ (Ind./m²)	28.923,5		19.685,7	
Mittl. Artzahl/Standort	14,2		14,4	

Grünlandstandorte:

Bei den Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (Biotoptyp 34) liegen Daten für „artenarmes IntensivGrünland frischer Standorte“ (Nr. 34.08; 6 Standorte) sowie „Tritt- und Parkrasen“ (Nr. 34.09; 7 Standorte) vor (Tab. 8.7). Quantitativ gibt es hier deutliche Unterschiede bei der Artenzahl (auf den „frischen“ Grünländern ist sie um ein Drittel höher als auf trockenen Standorten (15 zu neun), nicht aber bei der mittleren Abundanz (jeweils rund 13.000 Ind/m²). Auf beiden Grünlandbiotoptypen häufig sind nur vier Arten (*B. appendiculata*, *F. bulboides*, *F. ratzei*, *H. ventriculosa*). Für die trockeneren Standorte sind *E. parva*, *F. benti*, *F. galba* und *H. perpusilla* typisch, während dies für die frischeren Grünländer *A. pannonica*, *E. christenseni*, *F. bisetosa* und *F. leydigi* sind. Für alle für die frischen Standorte typischen Arten gilt, dass sie auf den Standorten des jeweils anderen Biotoptyps mit weniger als 20% vorkommen. Umgekehrt ist dies aber nicht korrekt: von den vier für trockenere Grünländer typischen Arten kommen drei (nur nicht *H. perpusilla*) mit mehr als 20% auch an frischen Standorten vor. Auch in diesem Fall lässt sich der Unterschied der beiden Biotoptypen schon auf Gattungsebene festmachen, und zwar an *Achaeta* sp.: An trockenen Standorten wurde nie ein Individuum dieser Gattung gefunden.

Im Rahmen der Neuordnung der Regeln der Pestizidzulassung in der Europäischen Union wurde die Verbreitung der (unter anderem) Enchyträen in Deutschland, Finnland und Portugal durch eine Arbeitsgruppe der EFSA zusammengetragen (EFSA 2010). Demnach kommen an Ackerlandstandorten primär die Gattungen *Enchytraeus*, *Fridericia* und *Henlea* vor, während an Grünlandstandorten die gleichen Gattungen, teils mit mehr Arten, gefunden werden (speziell aus der Gattung *Fridericia*, und zusätzlich einige Arten aus den Gattungen *Achaeta* und *Enchytronia*). Unklar ist die Lage bei der Gattung *Marionina*: einige Arten kommen regelmäßig an Grünlandstandorten vor (z. B. *Marionina communis*), aber aufgrund ihrer geringen Größe und oftmals schwierigen Identifikation ist ihre Rolle bei der biologischen Standortcharakterisierung (noch) schwer einschätzbar.

Interessant sind die Daten zum Vorkommen von Arten der Gattung *Achaeta*: demnach differenzieren sie nicht zwischen Äckern und Grünländern (d. h. auf der Hauptbiotoptypenebene), wohl aber auf der Ebene der Biotoptypen der 2. Ebene – und dies sehr scharf. Allerdings gilt es hier daran zu erinnern, dass mit Ausnahme der „lehmigen“ Äcker für alle anderen hier diskutierten Biotoptypen die Anzahl der untersuchten Standorte sehr gering ist (5 – 7). Hier herrscht eindeutig Forschungsbedarf.

Tab. 8.7: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach zwei Grünland-Biototypen der 2. Ebene, ausgehend von den Angaben in der *Bo-Info*-Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte)

	„Trocken“ 34.08 (n = 6)		„Frisch“ 34.09 (n = 7)	
	Vorkommen	Ind./m ²	Vorkommen	Ind./m ²
<i>Achaeta aberrans</i>	0,0%	0,0	14,3%	14,3
<i>Achaeta abulba</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Achaeta bibulba</i>	0,0%	0,0	14,3%	323,8
<i>Achaeta bohemica</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Achaeta camerani</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Achaeta pannonica</i>	0,0%	0,0	85,7%	1390,0
<i>Buchholzia appendiculata</i>	83,3%	1249,0	85,7%	931,3
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	0,0%	0,0	14,3%	356,5
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	33,3%	492,2	57,1%	272,0
<i>Enchytraeus christenseni</i>	16,7%	67,9	100,0%	457,9
<i>Enchytraeus lactaeus</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	16,7%	330,6	57,1%	201,6
<i>Enchytronia annulata</i>	0,0%	0,0	14,3%	120,1
<i>Enchytronia minor</i>	0,0%	0,0	71,4%	598,0
<i>Enchytronia parva</i>	83,3%	1599,8	28,6%	2503,9
<i>Fridericia benti</i>	83,3%	723,4	28,6%	42,9
<i>Fridericia bisetosa</i>	16,7%	175,0	71,4%	596,6
<i>Fridericia bulboides</i>	83,3%	1633,6	85,7%	550,9
<i>Fridericia christeri</i>	0,0%	0,0	57,1%	614,3
<i>Fridericia deformis</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia galba</i>	66,7%	172,1	42,9%	642,9
<i>Fridericia granosa</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia isseli</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia leidigy</i>	0,0%	0,0	57,1%	185,7
<i>Fridericia paroniana</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia ratzeli</i>	100,0%	446,5	71,4%	279,0
<i>Henlea perpusilla</i>	83,3%	1134,0	14,3%	28,6
<i>Henlea ventriculosa</i>	66,7%	450,8	71,4%	371,4
<i>Marionina brendae</i>	16,7%	556,0	0,0%	0,0
<i>Marionina clavata</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Oconorella cambrensis</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
Σ (Ind./m²)	12479,8		13168,4	
Mittl. Artzahl/Standort	9,5		15,0	

Nadelwaldstandorte:

Bei den Nadel(misch)wäldern und –forsten (Biototyp 44) liegen Daten für „natürliche bzw.

naturnahe, trockene bis wechselfeuchte Kiefernwälder“ (Nr. 44.02; 12 Standorte) sowie „Nadel(misch)forste heimischer Baumarten“ Nr. 44.04; 5 Standorte) vor (Tab. 8.8). Qualitativ zeigte sich zwischen den beiden Biotoptypen ein deutlicher Unterschied in der Abundanz: in den Mischforsten wurden im Mittel rund drei Mal so viele Enchyträen gefunden wie in den Kiefernwäldern. Dagegen gab es nur eine relativ kleine Differenz bei der Artenzahl und zwar in umgekehrter Richtung: hier lag sie in den Mischforsten bei ca. acht, in den Kiefernwäldern dagegen bei fast 10.

Qualitativ, d. h. auf Artebene, zeigt sich trotz einer schwachen Datenlage ein klarer Unterschied.

- In beiden Biotoptypen kommen *C. sphagnetorum* und *M. clavata* fast an jedem untersuchten Standort vor. Mit Häufigkeiten von rund 60 – 80% werden zudem zwei *Achaeta*-Arten (*A. abulba*, *A. camerani*) gefunden.
- Differenziert werden beide Nadelwaldtypen durch das regelmäßige Auftreten (d. h. an 50 – 90% aller Standorte dieses Typs) von fünf weiteren Arten in den Kiefernwäldern: *A. bohemica*, *E. christenseni*, *E. norvegicus*, *E. parva* und vor allem *O. cambrensis*.
- Zwei weitere *Achaeta*-Arten, die in dieser Tabelle nicht auftauchen, sind zudem erwähnenswert: *A. affinis* (oft als *A. „affinoides“* in ökologischen Arbeiten erwähnt; z. B. Heck & Römbke (1991); ist evtl. eine eigene Art (Schmelz & Collado 2010)) wurde häufig in sehr hohen Abundanzen in den Kiefernwäldern gefunden. Umgekehrt ist *A. brevivasa* typisch für Misch-Nadelwälder.
- Beiden Nadelwald-Biotoptypen ist gemeinsam, dass eher basophile Arten (vor allem aus den Gattungen *Fridericia* und *Henlea* hier völlig fehlen).

Festzuhalten bleibt, dass sich Nadelwälder der zweiten Biotoptypenebene anhand ihrer Enchyträengemeinschaft sehr gut differenzieren lassen. Dies ist wichtig, weil gerade in den sauren Böden von Nadelwaldstandorten Enchyträen aufgrund ihrer häufig sehr hohen Abundanz sowie als Regulatoren der mikroorganismen bzw. des Stickstoffhaushalts als „Ecosystem Engineers“ angesehen werden (Laakso & Setälä 1999; Lavelle et al. 2006).

Generell besteht fast keine Überschneidung zwischen Offenlandstandorten und Wäldern: nur *E. parva* wird regelmäßig sowohl in Grünland- als auch Waldböden gefunden (allerdings ist gerade von dieser Art bekannt, dass sich unter dem gleichen Namen mehrere genetisch klar unterscheidbare Formen verbergen).

Tab. 8.8: Erwartete Artenzahl und –zusammensetzung sowie die jeweilige mittlere Abundanz, getrennt nach zwei Nadelwald-Biototypen der 2. Ebene, ausgehend von den Angaben in der *Bo-Info*-Datenbank (Basis: nur bis zur Art bestimmte Tiere). In rot: Typische Arten für jeden Nutzungstyp (Vorkommen an >50% aller Standorte)

	„Kiefer“ 44.02 (n = 12)		„Misch“ 44.04 (n = 5)	
	Vorkommen	Ind./m ²	Vorkommen	Ind./m ²
<i>Achaeta aberrans</i>	41,7%	54,2	40,0%	222,6
<i>Achaeta abulba</i>	75,0%	823,5	60,0%	8937,8
<i>Achaeta bibulba</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Achaeta bohemica</i>	75,0%	3441,7	20,0%	4440,0
<i>Achaeta camerani</i>	58,3%	516,7	60,0%	8258,7
<i>Achaeta pannonica</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Buchholzia appendiculata</i>	41,7%	420,0	20,0%	40,0
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	100,0%	10117,9	100,0%	27367,3
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Enchytraeus christenseni</i>	50,0%	99,2	20,0%	60,0
<i>Enchytraeus lactaeus</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Enchytraeus norvegicus</i>	66,7%	539,6	20,0%	280,0
<i>Enchytronia annulata</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Enchytronia minor</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Enchytronia parva</i>	50,0%	128,3	20,0%	160,0
<i>Fridericia benti</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia bisetosa</i>	16,7%	34,2	20,0%	20,0
<i>Fridericia bulboides</i>	25,0%	100,0	20,0%	40,0
<i>Fridericia christeri</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia deformis</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia galba</i>	16,7%	9,2	0,0%	0,0
<i>Fridericia granosa</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia isseli</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia leidigy</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia paroniana</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Fridericia ratzeli</i>	8,3%	8,3	0,0%	0,0
<i>Henlea perpusilla</i>	8,3%	25,0	0,0%	0,0
<i>Henlea ventriculosa</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Marionina brendae</i>	0,0%	0,0	0,0%	0,0
<i>Marionina clavata</i>	83,3%	6507,8	100,0%	38547,9
<i>Oconorella cambrensis</i>	91,7%	5051,0	20,0%	240,0
Summe	32.480,3		105.542,9	
Artenzahl	9,8		8,2	

8.7 Fazit

Die Ergebnisse zu Enchytraeen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Diversität der Enchytraeen ist in der *Bo-Info*-Datenbank gut erfasst: Von 127 bisher in Deutschland nachgewiesenen Arten sind 96 Arten (75 %) enthalten, davon waren 28 sehr häufig.
- Die geographische Verteilung der Untersuchungen auf die Bundesländer (und teilweise auch Regionen) ist allerdings sehr heterogen.
- Ökologische Präferenzen (für die 4 Faktoren Landnutzung, pH-Wert, organischer Gehalt und Textur des Bodens) wurden für die häufigsten 28 Arten ermittelt.
- Das Vorkommen von Enchytraeen-Arten wird von der Landnutzung und dem pH-Wert, weniger von der Textur bestimmt. Bezüglich des organischen Gehalts des Bodens gibt es eine deutliche Zweiteilung (Streuschicht- vs Mineralbodenbewohner).
- Die Einteilung der Enchytraeen in ökologisch definierte Gruppen (analog zu den Regenwürmern) scheint erfolgversprechend zu sein, doch liegen bisher kaum Erfahrungen vor. Zudem wurden noch zu wenige Arten entsprechend klassifiziert.
- Neben der deutlichen Differenzierung nach Biotoptypen der 1. Ebene ist bei ausreichender Datenlage auch eine Differenzierung auf der 2. Ebene durch Enchytraeen möglich.
- Die Ermittlung von Referenzwerten für Artenzahlen war beispielhaft auch für Biototypen der 2. Ebene (je zwei Typen der Hauptnutzungsformen Acker, Grünland und Nadelwald) möglich. Die Ermittlung quantitativer Referenzwerte ist allerdings schwierig, primär aufgrund der noch schlechten Datenlage.
- Das Füllen von Datenlücken (Abiotik wie Biotik) ist absolut notwendig, parallel dazu sollten die Kenntnisse zur Taxonomie dieser Tiergruppe verbessert werden. Positiv ist in diesem Zusammenhang das Erscheinen eines europaweiten Schlüssels hervorzuheben (Schmelz & Collado 2010) – zum ersten Mal seit 1959; parallel dazu erscheint auch die genetische Charakterisierung von Enchytraeenspezies erfolgversprechend.
- Mit Ausnahme Schleswig-Holsteins, Teilen Nordrhein-Westfalens, Hessens und Baden-Württembergs sind regionale Beprobungen in Deutschland besonders von Ackerstandorten, für weiter differenzierte Referenzwerte aber auch anderer Nutzungsformen notwendig.
- Die Nutzung der Enchytraeen für eine bodenbiologische Standortklassifikation und -beurteilung wird daher aufgrund ihrer hohen ökologischen Relevanz empfohlen.

9 Vorstellung einzelner Organismengruppen: Mikroorganismen

9.1 Kurzvorstellung der Gruppe

Die Diversität und Abundanz von Mikroorganismen übersteigt die der Eukaryoten bei Weitem (Whitman et al. 1998; Torsvik & Øvreås 2002; Fitter et al. 2005). Mikroorganismen spielen darüber hinaus eine zentrale Rolle in den meisten Nährstoffkreisläufen (Nannipieri et al. 2003). Methodologische Schwierigkeiten (sehr begrenzte Kultivierbarkeit von Bodenmikroorganismen (Staley 1985) und hoher Probenahme- und Kostenaufwand) haben jedoch bisher eine Analyse der mikrobiellen Diversität erschwert. Anstelle von Diversitätsanalysen wurden daher im Bodenmonitoring oft funktionelle mikrobiologische Summenparameter eingesetzt. In den letzten Jahren haben sich jedoch viele wissenschaftliche Entwicklungen auf dem Gebiet der DNA-Analyse vollzogen, die eine Analyse der Diversität von Mikroorganismen im Rahmen von Bodenmonitoring-Studien ermöglichen. In diesem Kapitel werden die heute möglichen Techniken zur Analyse der Diversität von Bodenmikroorganismen vorgestellt, und eine Bewertung hinsichtlich ihres Einsatzes im Bodenmonitoring vorgenommen.

9.2 Fragestellung und methodischer Ansatz

9.2.1 Fragestellung

In diesem Kapitel wird ein Vergleich von Methoden zum Monitoring der mikrobiellen Diversität vorgenommen. Die Methoden werden anhand von in 9.2.2 definierten Parametern verglichen, und ihre Eignung für das Bodenmonitoring diskutiert. Des Weiteren wird mit Hilfe einer Literaturstudie zu einer ausgewählten Gruppe von Mikroorganismen, den Archaeen, die Aussagekraft eines möglichen Bodenmonitorings untersucht.

9.2.2 Parameter zum Methodenvergleich

Zur Auswahl von relevanten Parametern zum Vergleich der Methoden wurden verschiedene Veröffentlichungen zur Beurteilung von (meist ökotoxikologischen) Testverfahren herangezogen (Winding et al. 2005). Die dort genannten Kriterien (zusammengestellt in Anhang MO) wurden strukturiert und zusammengefasst. In der Tabelle MO.1 wird zudem gezeigt, welche Kriterien aus welchen Gründen ausgeschlossen wurden. Es ergeben sich damit die folgenden

ausgewählten Kriterien zum Vergleich von Methoden für das Bodendiversitätsmonitoring (Tab. 9.1). Ihre Bewertung wurde nach den im Folgenden aufgelisteten Kategorien vorgenommen.

Tab. 9.1: Gewählte Kriterien, anhand derer Methoden verglichen werden können, und die Kategorien ihrer Bewertung

Testkriterien	Bewertung
Ökologische Aussagekraft	
Repräsentanz für die Zielgruppe	Geringe / mittlere / hohe Auflösung
Akzeptanz des Testes	
Standardisierung	Standardisiert / nicht standardisiert
Reproduzierbarkeit / statistische Validität	Hoch / durchschnittlich / wenig untersucht
Vorhandensein von Prozeduren zur Qualitätskontrolle und von Referenzmaterial	Möglich / nicht möglich
Anwendung in bestehenden Monitoringssystemen	Ja / nein
Vorhandensein von Daten zu Referenzflächen	Ja / nein
Praktische Argumente	
Machbarkeit / Messbarkeit	Ausführbar in Durchschnittslaboratorien / wenigen Laboratorien
Kosteneffektivität	<10 € pro Probe / 10-100 € pro Probe / >100 € pro Probe
Zeitbedarf	10-50 Proben pro Woche / 50-100 Proben pro Woche / >100 Proben pro Woche
Schwierigkeitsgrad der Durchführung	Einfach / gemittelt / schwierig
Bodenaufbewahrung	Möglich / nicht möglich
Archivierbarkeit	Möglich / wahrsch. möglich / nicht möglich
Anwendbarkeit in verschiedenen Bodentypen und Regionen	Möglich / wahrscheinlich möglich / nicht möglich

In der folgenden Übersicht der Methoden wird das Testprinzip, das Testresultat und eine kurze Testbeschreibung vorgestellt.

9.3 Vorstellung von Methoden

9.3.1 Überblick: Messung der Grösse, Aktivität und Funktion von Mikroorganismen

Traditionellerweise werden im bestehenden Bodenmonitoring vor allem solche Methoden eingesetzt, die Aussagen über die Grösse, Aktivität oder die Funktion von Mikroorganismen machen. Auch in Deutschland werden in beinahe allen Bundesländern solche Methoden eingesetzt: so wird die Basalatmung und die substratinduzierte Respiration gemessen, und es werden enzymatische Methoden als Funktionsmessungen verwendet (Winding et al. 2005). Da diese Methoden Eigenschaften der jeweiligen Organismengemeinschaft zusammen erfassen handelt es sich nicht um Diversitätsmessungen. Daher beschränken sich die nachfolgenden Ausführungen auf eine kurze Darstellung von häufig eingesetzten Methoden.

Die **Basalatmung** wird als CO₂-Produktion oder O₂-Verbrauch von (vorinkubierten) Bodenproben gemessen. Standardisierte Testvorschriften liegen vor (ISO 2002). Die Basalatmung spiegelt die Aktivität der Bodenmikroorganismen unter den aktuellen Nährstoffkonzentrationen wieder (Winding et al. 2005). Sie ist oft mit dem Gehalt an organischer Substanz korreliert (Kaiser et al. 1992), was allerdings nicht für alle Bodendauerbeobachtungsflächen gilt (Rathkens & Rupp 1999).

Die **substratinduzierte Atmung** ist eine Testmethode zur Bestimmung der bakteriellen Biomasse (ISO 1997). Sie wird gemessen, indem eine leicht abbaubare Kohlenstoffquelle (oft Glucose) zu vorinkubierten Bodenproben gegeben wird und die Änderung der Atmungsintensität gemessen wird. Der anfängliche Anstieg vor dem Einsatz des mikrobiellen Wachstums (Anderson & Domsch 1978) ist proportional zur mikrobiellen Biomasse (Carter et al. 1999).

Der **metabolische Quotient** (Basalatmung / mikrobielle Biomasse) spiegelt die Energieeffizienz der Mikroorganismen wieder. Je grösser der Quotient ist, desto mehr Kohlenstoff wird pro aufgenommenen Kohlenstoff als CO₂ ausgeatmet, und desto weniger wird für den Aufbau von Biomasse eingesetzt. Er wurde deshalb auch als Reife-Index für Bodenökosysteme angesehen (Anderson & Domsch 1985), obwohl in Studien zur Sukzession von Ökosystemen nur teilweise eine Abnahme des metabolischen Quotienten gefunden wurde (Wardle & Ghani 1995).

Andere Verfahren zur Ermittlung der mikrobiellen Biomasse umfassen die direkte Mikroskopie, die Chloroform-Fumigation und Extraktion oder alternativ die Chloroform-Fumigation gekoppelt mit Respiration zur Messung des mikrobiellen Kohlenstoffs oder Stickstoffs. Die Methode der mikroskopischen Biomassebestimmung wird derzeit in den Niederlanden in der Bodendauerbeobachtung eingesetzt.

Abgesehen von den oben dargestellten Tests, die auch als Funktionen des Kohlenstoffzyklus angesehen werden können, liegen für verschiedene andere Bodenfunktionen Testverfahren vor, insbesondere für Funktionen, die dem Stickstoffzyklus zugehörig sind, sowie für enzymatische Aktivitäten verschiedener Elementkreisläufe. In der Bodendauerbeobachtung in Deutschland kommen vor allem enzymatische Aktivitäten zum Einsatz. Diese beruhen zum Teil auf Leistungen von lebenden Bakterien oder Pilzen (z. B. Dehydrogenase-Aktivität), zum Teil auf der Gegenwart von freien Enzymen im Boden (z. B. Beispiel Phosphatase-Aktivität). Die Messung von Enzymaktivitäten erfolgt meist nach Zugabe von Substanzen, die nach enzymatischer Umsetzung spektro- oder fluorometrisch gemessen werden können, und ist ISO-standardisiert (ISO 2010). Enzymaktivitäten werden als Mass der mikrobiellen Aktivität (Nannipieri et al. 2003) und der funktionellen Diversität eingesetzt. In Deutschland werden die folgenden Enzymaktivitäten in der Bodendauerbeobachtung eingesetzt:

- Argininammonifikation (Stickstoffzyklus);
- Dehydrogenaseaktivität (allgemeine mikrobielle Aktivität);
- alkalische Phosphataseaktivität (Phosphorzyklus);
- Arylsulfataseaktivität (Schwefelzyklus);
- beta-Glukosidaseaktivität (Kohlenstoffzyklus);
- Cellulaseaktivität (Kohlenstoffzyklus).

Für die Analyse der mikrobiellen Bodenbiodiversität sind enzymatische Aktivitäten nicht geeignet, weil sie Summenparameter spezifischer Bodenfunktionen darstellen. Daher wurden die vorliegenden Daten von BDFs auch nicht weiter ausgewertet. Allerdings wurde kritisch diskutiert, inwiefern einzelne enzymatische Aktivitäten Aussagen über die Bodenqualität ermöglichen (Gil-Sotres et al. 2005).

9.3.2 Überblick: Analysen der Diversität der mikrobiellen Gemeinschaft

Traditionell wurden die ersten Untersuchungen zur Diversität von Bodenmikroorganismen mit Kultivierungen durchgeführt. Allerdings lassen sich nur wenige Prozent aller Bodenmikroorganismen kultivieren (Staley 1985), so dass das wirkliche Ausmass der mikrobiellen Diversität erst mit dem Einsatz von DNA-basierten Techniken deutlich wurde. Seit ungefähr 1990-1995 kann direkt aus Böden extrahierte DNA untersucht werden (Torsvik et al. 1990, Zhou et al. 1996). Schnell wurde die immense Diversität von Bodenmikroorganismen deutlich: erste Untersuchungen berechneten, dass 4000 Arten von Bakterien in einem Gramm Boden vorliegen können (Torsvik et al. 1990).

In den folgenden Jahren wurde eine Reihe von Methoden zur Untersuchung der mikrobiellen Diversität entwickelt. Einige davon sind sogenannte 'Fingerabdruck'-Techniken: sie spiegeln nicht die gesamte Diversität der Probe wieder, sondern geben ein Verteilungsmuster der häufigst vorkommenden Mikroorganismen (DGGE, TRFLP, ARISA). Eine immense Anzahl von Untersuchungen widmete sich danach dem Ziel, die Diversität der Bodenmikroorganismen an Bodeneigenschaften zu koppeln, oder Aussagen über die ökologischen Prinzipien zu machen, die die Entstehung von spezifischen Gemeinschaften bestimmen.

Auch eine Erfassung der gesamten Diversität blieb Ziel der Forschung. Theoretisch stehen schon länger Methoden zur Untersuchung der gesamten Diversität zur Verfügung, das Ausmass der Diversität macht den Probenaufwand dafür jedoch unüberwindbar (Klonieren und Sequenzieren). Neuere Entwicklungen wie z. B. Microarrays ermöglichen die gleichzeitige Analyse von tausenden von Arten. Erst seit einigen Jahren werden neue Sequenzierungstechniken auf den Markt gebracht, die durch Kostenreduktion die Analyse des grössten Teils der mikrobiellen Bodendiversität ermöglichen (high-throughput sequencing or next generation sequencing (NGS)). Nach dem Aufkommen von DNA-basierten Methoden wird dies als die zweite Revolution in der Bodenmikrobiologie angesehen. Wenige dieser Methoden wurden bisher standardisiert, was unter anderem daran liegt, dass sie selbst und die mikrobielle Ökologie sich im Allgemeinen in einer kontinuierlichen und extrem schnellen Entwicklung befinden.

Im Anhang MO werden die am häufigsten eingesetzten und vielversprechendsten dieser Methoden auf ihren Einsatz im Bodenmonitoring hin analysiert. Eine zusammenfassende Beurteilung dieser detaillierten Darstellung findet sich im folgenden Abschnitt.

9.4 Beurteilung der Methoden zur Feststellung der mikrobiellen Diversität

Anhand der detaillierten Beurteilung, die in Anhang MO wiedergegeben ist, wird im Folgenden eine Übersicht der Methoden und ihrer Bewertung vorgenommen. Die Methoden unterscheiden sich zunächst nach ihrer Auflösungstiefe, also der Zahl der möglichen erkannten Arten und der Empfindlichkeit für die Detektion von Arten mit einer geringen Abundanz. Zu unterscheiden sind hier einerseits die Fingerabdruck-Techniken (PLFA, DGGE, TRFLP und ARISA) mit ihrer begrenzten Auflösung von ungefähr 100 Arten, andererseits die Microarrays bzw. die high throughput-Sequenzierung mit deutlich höherer Auflösung. Der Einsatz dieser Methoden im Bodenmonitoring beschränkt sich bisher auf die Fingerabdrucktechniken, vor allem wegen ihrer hohen Kosteneffektivität und ihrem niedrigen Zeitbedarf. Dabei zeichnen sich speziell TRFLP und ARISA durch einen höheren Probendurchsatz im Vergleich mit DGGE aus, während mit DGGE detailliertere taxonomische Informationen erhalten werden können (dies erfordert jedoch erhöhten analytischen Aufwand).

Eine eingehende Analyse der Bodendiversität ist im Wesentlichen nur mit Hilfe von Microarrays und der high throughput-Sequenzierung möglich. Letzteres ist eine Technik, die sich momentan schnell entwickelt und kontinuierlich verbessert, was sowohl (den Preis der) Hardware als auch die Datenanalyse betrifft. Nach heutigem Stand der Auswertungstechniken ist schon eine vergleichbar günstige und tiefgehende Probenanalyse möglich. Sowohl die high throughput-Sequenzierung als auch Microarrays erlauben es zudem, Informationen zur Abundanz der gefundenen taxonomischen Einheiten zu erhalten, obwohl die absolute Abundanz noch nicht ohne systematische Fehler (z. B. verursacht durch PCR-Amplifikation, die für alle beschriebenen Techniken abgesehen von PLFA notwendig ist) zu erfassen ist.

Die meisten Methoden unterscheiden sich nicht hinsichtlich von Prozeduren zur Qualitätskontrolle (meist sind keine Ansätze zur Qualitätskontrolle dokumentiert), sowie hinsichtlich der Bodenaufbewahrung oder Archivierung und dem Einsatz in verschiedenen Bodentypen. Hier wird generell angenommen, dass Böden bei niedrigen Temperaturen aufbewahrt und archiviert werden können, allerdings liegen nur wenige systematische Studien zu den einzelnen Techniken vor. Es ist bekannt, dass der Bodentyp die Extraktion von DNA erheblich beeinflussen bzw. erschweren kann. Da alle beschriebenen Methoden (abgesehen von PLFA) eine DNA-Extraktion erfordern, unterscheiden sich diese Methoden hinsichtlich der Eignung in verschiedenen Bodentypen wenig. Tab. 9.2 und Tab. 9.3 gibt eine Zusammenfassung der oben

beschriebenen Testeigenschaften. Die unterschiedlichen Eigenschaften der aufgeführten Methoden erfordern es, vor der jeweiligen Entscheidung für eins dieser Verfahren die Problemstellung genau zu charakterisieren. Entscheidend ist dabei, ob taxonomische Informationen gewünscht sind oder eine bloße Gruppierung der Bodenproben Ziel des Monitorings ist. Auch die Tiefe der Analyse (Abbildung von Arten mit einer geringen Abundanz) und die Fähigkeit zur Identifizierung noch unbekannter Arten spielt eine Rolle. Dies ist im folgenden Entscheidungsbaum dargelegt (Abb. 9.1).

Tab. 9.2: Zusammenfassender Vergleich von Methoden zur mikrobiellen Diversität

Test	PLFA	DGGE	TFRLP	ARISA
Ökologische Aussagekraft				
Repräsentanz für die Zielgruppe: Auflösungstiefe (Abbildung von Arten mit geringer Abundanz) und Detail der taxonomischen Informationen	geringe Auflösung, wenig taxonomische Informationen	mittlere Auflösung, taxonomische Information möglich	mittlere Auflösung, begrenzte taxonomische Information	mittlere Auflösung, begrenzte taxonomische Information
Akzeptanz des Testes				
Standardisierung	ISO	Nein	nein	nein
Reproduzierbarkeit / statistische Validität	hoch	durchschnittlich	hoch	hoch
Anwendung in bestehenden Monitorings-systemen	nein	NL	UK	F
Vorhandensein von Daten zu Referenzflächen	nein	ja (NL)	nein	nein
Praktische Argumente				
Machbarkeit / Messbarkeit: angewandt in ...	Durchschnittslabor	Durchschnittslabor	Durchschnittslabor	wenige Labore
Kosteneffektivität (€ pro Probe)	<10 €	<10 €	<10 €	<10 €
Zeitbedarf – Proben pro Woche	>= 100	50 – 100	>= 100	>= 100
Schwierigkeitsgrad der Durchführung	mit Einarbeitung einfach	Gemittelt	mit Einarbeitung einfach	mit Einarbeitung einfach

Tab. 9.3: Zusammenfassender Vergleich von Methoden zur mikrobiellen Diversität

Test	Klonierung und Sequenzierung	High throughput Sequenzierung	Microarrays zur phylogenetischen Identifizierung
Ökologische Aussagekraft			
Repräsentanz für die Zielgruppe: Auflösungstiefe (Abbildung von Arten mit geringer Abundanz) und Detail der taxonomischen Informationen	mittlere Auflösung, detaillierte taxonomische Information	hohe Auflösung, mittlere-detaillierte taxonomische Information, Detektion heute unbekannter Arten	mittlere- hohe Auflösung, detaillierte taxonomische Information, nur Detektion heute bekannter Arten
Akzeptanz des Testes			
Standardisierung	nein	Nein	Nein
Reproduzierbarkeit / statistische Validität	wenig untersucht	wenig untersucht	durchschnittlich
Anwendung in bestehenden Monitoringsystemen	nein	Nein	F
Vorhandensein von Daten zu Referenzflächen	nein	nein – möglich	nein
Praktische Argumente			
Machbarkeit / Messbarkeit: angewandt in...	Durchschnittslabor	wenige Labore	wenige Labore
Kosteneffektivität (€ pro Probe)	>100€	>=100€	~100€
Zeitbedarf – Proben pro Woche	<10	50-100	10 – 50
Schwierigkeitsgrad der Durchführung	gemittelt	gemittelt (Bioinformatik erforderlich, Datenanalyse in Entwicklung)	Einfach / gemittelt

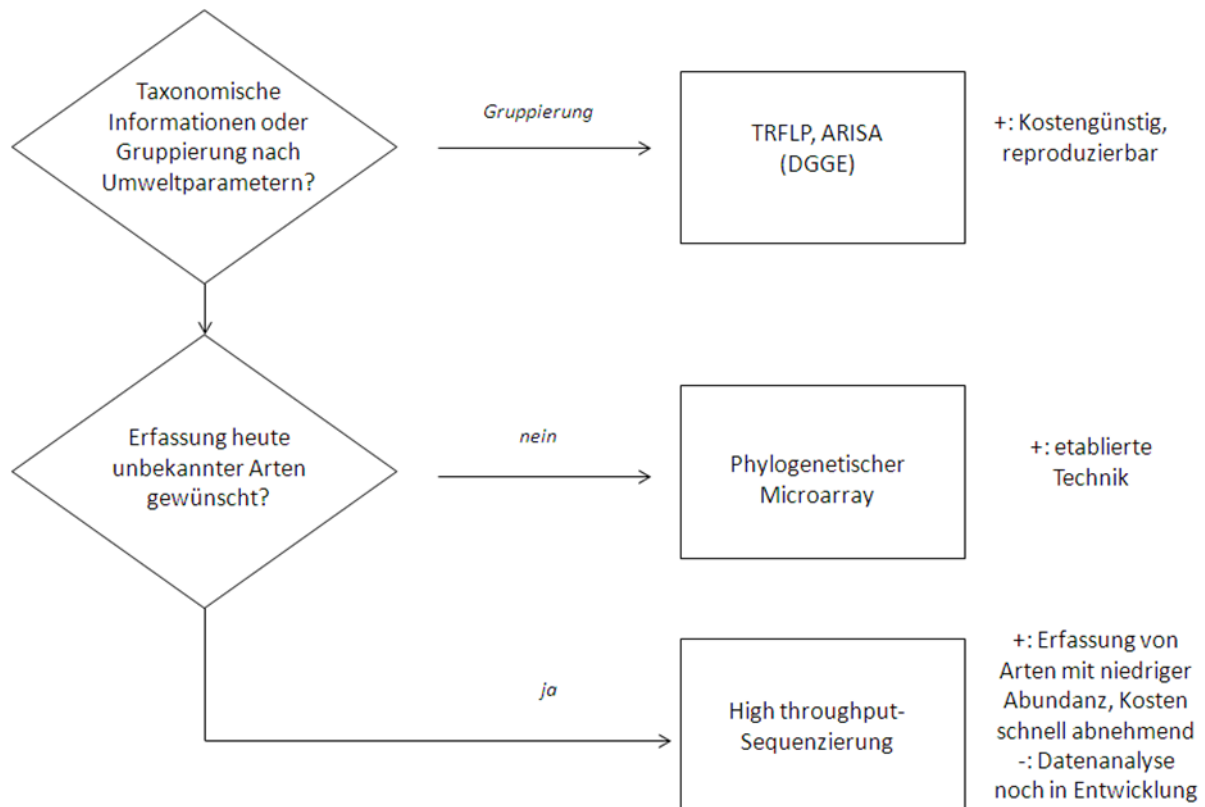


Abb. 9.1: Entscheidungsbaum zur Auswahl von Methoden zur mikrobiellen Diversität

9.5 Ökologische Relevanz und Sensitivität: mikrobielle Organismengruppen

Nicht nur die gesamte Bakterien-, Pilz- oder Archeengemeinschaft kann mit molekularen Methoden analysiert werden, sondern auch einzelne Klassen, Ordnungen oder Familien, bis hin zu funktionellen Genen. Dafür können dieselben Techniken wie oben beschrieben angewendet werden, soweit spezifische Primer für die PCR-Amplifikation der jeweiligen Gruppe verwendet werden (DGGE, TRFLP, cloning und Sequenzierung sowie high throughput Sequenzierung). Wenn einige taxonomische Gruppen von Mikroorganismen von grösserer Relevanz für die Funktion der Gesamtgemeinschaft sind oder empfindlich auf Bodenveränderungen reagieren, könnte ein entsprechendes Monitoring, z. B. durch erhöhte Sensitivität, Vorteile bieten. Allerdings ist nur für wenige taxonomische Gruppen der Zusammenhang zwischen der Phylogenie und der Funktion bekannt, wie z. B. bei den methanogenen Archaeen (Liu & Whitman 2008). Die Funktion von einigen in Böden häufig vorkommenden Stämmen (Acidobacteria, Actinobacteria, Verrucomicrobia, (Lauber et al. 2009)) ist zum größten Teil unbekannt (Bergmann et al. 2011; Fierer et al. 2007; Kielak et al. 2010). Daher ist es noch zu früh, um eine Auswahl von relevanten taxonomischen Ebenen für das Biodiversitätsmonitoring vorzunehmen.

Die nachfolgenden Ausführungen beschränken sich deshalb auf eine kurze Darstellung der bisher untersuchten taxonomischen Einheiten.

Bisher wurde die Amplifizierung der folgenden taxonomischen Ebenen von relevanten Bodenbakterien beschrieben: Stämme der Bacteroidetes und Firmicutes (Mühling et al. 2008; Nechitaylo et al. 2010), Klassen der alpha-Proteobakterien und beta-Proteobakterien (z. B. (Mühling et al. 2008)), Gamma- und Deltaproteobakterien (Mühling et al. 2008), und die Aktinomyzeten-Gattungen *Acinetobacter*, *Sphingomonas*, *Pseudomonas*, und *Burkholderia* (Nakatsu 2007). Für diese Gruppen liegen – im Gegensatz zu den höheren phylogenetischen Ebenen der Bakterien, Pilze und Archaeen - meist nur bis zu 50 Publikationen zu Resultaten von Fingerprinting- und Sequenzbasierten Analysen vor (Tab. 9.4). Laut Black et al. (2008) muss die Analyse von Aktinomyzeten, Methanogenen bzw. Methanotrophen Bakterien noch verbessert werden, bevor sie für ein Routine-Bodenmonitoring in Anmerkung kommt.

Tab. 9.4: Anwendung von Organismen-spezifischen Methoden in der Analyse von mikrobiellen Gemeinschaften. Veröffentlichungen zu Fingerprinting-Methoden und Klonierung / Sequenzierung, die eine Organismengruppe im Titel, Abstract oder Keywords nennen. (Suchstrategie: Scopus, TITLE-ABS-KEY (dgge OR trflp OR arisa OR sscp OR T-RFLP) AND TITLE-ABS-KEY(soil) AND TITLE-ABS-KEY(fungi), bzw. TITLE-ABS-KEY ("cloning and sequencing" OR "clone library" OR "high-throughput sequencing") AND TITLE-ABS-KEY(soil) AND TITLE-ABS-KEY(fungi). Die Nennungen sind eine Überschätzung, weil ein Teil der Publikationen Resultate von taxonomischen Analysen von Bakterien im Allgemeinen vermelden (also nicht auf selektiven, sondern allgemeinen Primern basieren).

Organismen	Suchterm	"Finger- abdruck"	Klonieren, Sequenzieren
Bakterien	bacteria	1253	490
Pilze	fungi	350	84
Pseudomonaden	pseudomona*	162	51
Archaeen	archae*	136	106
Bacilli	bacill*	86	40
Aktinomyzeten	actinomyce*	66	21
Acidobakterien	acidobacteri*	64	76
Arbuskuläre Mykorrhizapilze	arbuscular mycorrhi*	57	14
Burkholderia	burkholder*	41	24
Sphingomonaden	sphingomona*	30	22

Mit selektiven Primern ist auch die Amplifizierung von einzelnen funktionellen Genen möglich (Nakatsu 2007). Da auch funktionelle Gene Diversität aufweisen, können die PCR-Produkte, die mit diesen Primern gewonnen werden, mit allen oben genannten Techniken (DGGE, TRFLP, cloning und Sequenzierung, high throughput Sequenzierung) auf ihre Diversität untersucht werden. Darüber hinaus wurden auch Microarrays für funktionelle Gene entwickelt. Da funktionelle Gene mit wichtigen Bodenfunktionen verknüpft sind, vor allem mit dem Stickstoffzyklus, wurden diese in Böden regelmässig untersucht; z. B. (Yergeau et al. 2007). In Vorschlägen zum Einsatz von biologischen Indikatoren im Bodenmonitoring in England wurden daher u. a. auch zwei Funktionen des Stickstoffzyklus als prioritär angesehen: Ammonium-Oxidierer und Denitifizierer (neben Methanogenen und Methanotrophen Organismen und taxonomischen Gruppen, (Black et al. 2008)). Hier wird jedoch nicht weiter auf die Diversität von funktionellen Genen eingegangen, weil der Inhalt dieser Studie die strukturelle Diversität ist. Einzelne Verfahren, Funktionen und ihre Gene werden im Folgenden kurz benannt und mit Literaturquellen belegt:

- Mikroarray mit 540 funktionellen Genfamilien (He et al. 2011)
- Ammonium-Oxidation (bakteriell - amoB – und Archeen – amoA) (Jia & Conrad 2009)
- Denitrifikation (Diversität der Nitrogenase-Reduktasen, u. a. nirS, nirK, nosZ) (Throbäck et al. 2004)
- Nitrifikation (nifH) (Poly et al. 2001; Rosch et al. 2002)
- Sulfatreduzierende Bakterien (Miletto et al. 2007)
- Methanogenese durch methanogene Archeen (mcrA) (Galand et al. 2002)
- Methan-Oxidation (Knief & Dunfield 2003).

9.6 Entwicklungen in anderen Ländern

In England und in Frankreich werden oder wurden inzwischen molekularbiologische Methoden im Bodenmonitoring eingesetzt: in Frankreich weist das umfassendere Netzwerk und die ehrgeizigen Ziele dieser beiden Länder auf. In Frankreich ist das molekularbiologische Monitoring Teil der „ECOMIC-RMSQ“ Initiative, die mit dem physikochemischen Monitoringnetzwerk RMSQ verknüpft ist (http://www2.dijon.inra.fr/plateforme_genosol) (Ranjard et al. 2010; Ranjard et al. 2009). Inhalt dieser Initiative ist, ein Bodenarchiv von gefriergetrockneten französischen Böden einzurichten („INFOSOL“), das auf 2200 Probenahmestandorten in ganz Frankreich beruht (Beprobung alle 10 Jahre). Die folgenden Methoden werden im Rahmen der „GenoSol“-Initiative auf diese Proben angewendet:

- DNA-Extraktion, -Quantifikation und -Archivierung
- Quantifizierung von Gesamtbakterien, -Pilzen, und funktionellen Gruppen des Stickstoffzyklus
- Diversitätsmonitoring: ARISA der bakteriellen Population
- Diversitätsmonitoring: phylogenetische Microarrays

Inzwischen sind erste Analysen des Boden-DNA Gehaltes für ganz Frankreich abgeschlossen (Dequiedt et al. 2011), auch liegen erste Resultate zum Fingerprinting der bakteriellen Gemeinschaft (ARISA) (Dequiedt et al. 2009) und zur Quantifizierungen von funktionellen Gruppen des Stickstoffzyklus (Bru et al. 2011) für einige französische Regionen vor. Im Unterschied zur Diversität von oberirdischen Makroorganismen wurde gezeigt, dass sowohl die mikrobielle Biomasse (gemessen als DNA) als auch die Diversität (gemessen als ARISA-Fingerprints) größtenteils durch physikochemische Bodenparameter und regionale Faktoren wie die Landnutzung und weniger durch klimatische Faktoren beschrieben werden können (Dequiedt et al. 2009, Dequiedt et al. 2011). Bru et al. (2011) zeigten in Analysen in einer französischen Region, dass unterschiedliche Bestandteile der mikrobiellen Gemeinschaft (Gesamtbakterien-gemeinschaft, Denitrifizierer und Ammoniumoxidierende Bakterien) nicht immer dieselben räumlichen Verteilungsmuster aufweisen, was durch eine unterschiedliche Abhängigkeit von physikochemischen Faktoren bedingt sein kann.

In England wurde 2008 ein umfassender Report zur Eignung von verschiedenen Testsystemen (inklusive molekular-mikrobiologischen) zur Erfassung der Bodenqualität vorgelegt (Black et al. 2008). Auf dieser Basis wurde eine Archivierung der mikrobiellen Diversität mittels Bakterien-TRFLP in 1100 durch das „2007 Countryside Survey“ beprobten Böden vorgenommen (Griffiths et al. 2011). Auch hier wurde gefunden, dass physikochemische Parameter (vor allem der pH-Wert) die Verteilungsmuster der bakteriellen Gemeinschaft bestimmen, neben anderen Parametern wie z. B. der Pflanzengemeinschaft, dem C:N Verhältnis und der Bodenfeuchte. Saure Böden wiesen eine niedrigere totale Diversität auf.

9.7 Einfluss von Umweltfaktoren – Beispiel Archaeen und Pilze

Um die Möglichkeiten des Monitorings der Mikroorganismen-Diversität aufzuzeigen, wird im Folgenden eine Literaturstudie zur Aussagekraft von Fingerprinting – und Sequencing-Untersuchungen von Archaeen in Böden zusammengefasst. Archaeen wurden gewählt, weil die

meisten Untersuchungen neueren Datums sind und eine überschaubare Anzahl von Publikationen vorliegt. Alle gefundenen Studien wurden auf die untersuchten Bodenparameter geprüft, und die Parameter mit signifikanten Effekten auf die Zusammenstellung der Archaeen-Gemeinschaft wurden angegeben. Die Resultate der Studien sind im Anhang MO unter „Einfluss von Bodenparametern auf die Zusammenstellung von Archaeen-Gemeinschaften.“ wiedergegeben. Parameter mit einem signifikanten Einfluss in einer oder mehrerer Studie sind unter anderem:

- physikochemische Parameter (pH, OM)
- Ökosystem / Landnutzung / Vegetation
- Breitengrad
- Rhizosphäre
- Bodentiefe
- Applikation von schwermetallhaltigen Schlämmen.

Auch für Pilze liegen relative viele Publikationen vor, die im Folgenden in Anlehnung an Anderson (2004) kurz vorgestellt werden. Fingerprinting-Techniken werden für Pilze ungefähr seit 2000 eingesetzt (van Elsas 2000), jedoch wurden verschiedene Techniken und Primer verwendet, sodass eine übergreifende Analyse der Methoden schwierig ist. Es wurde gezeigt, dass Pilzgesellschaften auf Verunreinigung mit Petrochemikalien (van Elsas 2000), Stickstoffzufuhr (Lowell & Klein 2001), kontrollierte Brände (Chen & Cairney 2002), erhöhte CO₂-Konzentrationen (Klamer et al. 2002), und Kompost- oder Güllebeimengung (Edel-Hermann et al. 2004) reagieren. Auch Landnutzungsgradienten zeigen Unterschiede in der Pilzgemeinschaft, z. B. zwischen Wäldern und Mooren (Anderson 2003), oder floristischen Gradienten (Brodie et al. 2003).

Parameter wie die Landnutzung und physikochemische Faktoren, aber auch Kontaminationen, beeinflussen also die Archaeen- und Pilz-Gemeinschaft. Dies legt nahe, dass Diversitätsorientierte Methoden das Bodenmonitoring bereichern können, da sie den Einfluss dieser Parameter auf die Zusammensetzung der Bodenmikrobiota abbilden können.

9.8 Fazit

Wie gezeigt wurde, liegt eine Anzahl von Methoden zur Analyse der mikrobiellen Bodendiversität vor. Einige davon, vor allem Fingerprintmethoden mit einer limitierten Auflösung der Diversität, werden heute schon in Monitoringsystemen eingesetzt, andere wurden vor allem in wissenschaftlichen Projekten eingesetzt oder befinden sich in schneller Entwicklung. Dazu zeigt eine Literaturanalyse am Beispiel der Archaeen, dass Organismengemeinschaften auf Bodenparameter durch Veränderungen in ihrer Zusammenstellung reagieren und daher im Bodenmonitoring eingesetzt werden können. Wie dargelegt, sind die vorgestellten Methoden auch für eine Analyse feinerer taxonomischer Gruppen als die Gesamtbakterien, -Pilze oder – Archaeen geeignet. Es liegen aber noch unzureichende Informationen hinsichtlich der Relevanz von einzelnen taxonomischen Gruppen für die Bodenfunktion vor, so dass es zurzeit schwierig erscheint eine Auswahl zu treffen. In jedem Fall kann die geeignetste Testmethode nur nach Spezifikation des Untersuchungszieles identifiziert werden.

10 Ergebnisse der Diskussionsrunden

Die Ergebnisse des hier beschriebenen Vorhabens wurden am 6. Juni 2011 in einem Fachgespräch des Umweltbundesamts (Dessau) der Fachöffentlichkeit vorgestellt und diskutiert. Anregungen dieses Gesprächs wurden in den vorliegenden Bericht eingearbeitet. Insbesondere betrifft dies die Ergebnisse eines „World Cafés“, in dem den Teilnehmern des Fachgesprächs zwei Fragen gestellt wurden, die dann von jeweils zwei Gruppen besprochen wurden. Da diese Gruppen aus Angehörigen von Universitäten, Fachinstitutionen sowie Behörden zusammengesetzt waren, wurden in den beiden Runden sehr verschiedene Aspekte angesprochen. In den Boxen 4 und 5 sind stichpunktartig die wichtigsten Ergebnisse dieses „World Cafés“ zusammengefasst worden. Sie sind, soweit möglich (einige Aspekte gingen deutlich über den Rahmen dieses Vorhabens hinaus), in das Endkapitel aufgenommen worden. Insgesamt ist diese Art der Vertiefung wissenschaftlicher Inhalte, gerade von Teilnehmern aus sehr unterschiedlichen Institutionen, sehr zu empfehlen.

Box 4:

Frage 1: Bodenbiologische Klassifikation als ökologische Ist-Wert Vorstellung: Welche Anwendungsgebiete gibt es dafür?

Grundsätzliche Anmerkungen:

Kritische Nachfrage: Was ist eigentlich eine Bodenbiologische Bodenklassifikation, welches sind die Objekte, gar nicht die Bodenzönose?

Antwort: Nein, klassifiziert und beurteilt werden Standorte.

- Eine Korrelation von Bodentypen mit Bodenorganismen funktioniert nicht!
- Oberbodenklassifikation wäre nötig und ist über Biotoptypen möglich, da die Pflanzendecke über Streu und Rhizosphäre (v.a. Mikroorganismen) die Bodenorganismen beeinflusst.
- Einigkeit bestand über die Betrachtung des belebten (Ober-)Bodens.
- In der Praxis werden Standorte mit Bodeneigenschaften charakterisiert und die Zönosen werden diesen zugeordnet.
- Getrennte Betrachtungsweise: Welche Gemeinschaft von Bodenorganismen kommen vor? Erst danach werden die Oberbodentypen bzw. Biotoptypen betrachtet.
- Wichtig: verschiedene Skalenebenen sind auch zu betrachten (auch taxonspezifisch): die Datenbank Bo-Info ist dafür vorbereitet, nur fehlen (noch) genügend Daten.

Anwendungsinteresse:

- Von Seiten der Forschung: „Metareferenz“ für die Absicherung freilandexperimenteller Untersuchungen (vor allem, wenn keine eigene Kontrolle vorhanden ist).
- Von Seiten des Monitoring: Zeitreihen können Einfluss der Bewirtschaftung zeigen (Nutzungshistorie), Referenzwerte für Untersuchungen ohne Kontrollen (z. B. für die Beurteilung von Emissionen (Radioaktivität) oder von Pestiziden).
- Ländervertreter: wichtig für Landwirtschaft: welche Flächen sind verarmt, was ist normal (Schwellenwerte)? Wie sind Abweichungen zu beurteilen? Problem: Identifikation der Juvenilen. Vermisst wurde die Einbeziehung Biomasse.
Empfehlungen an Landwirte: Vermittlung der monetären Vorteile des Biodiversitätserhalts (muss sich auszahlen).
- Landesbehörden brauchen bodenbiologische Daten für die nicht naturschutzwürdigen „Normalböden“ für die Regionalplanung (Ausweitung von Bodenschutzkriterien?).
- Welche Arten sollen für die Pestizid-Zulassung getestet werden? Nutzung der Referenzwerte zur Prüfung stofflicher Umsätze denkbar.

Ziel der BDFs: die langjährige Verfolgung des jeweiligen Bodenzustands:

- Was ist (noch?) Veränderung (immer), was ist Trend? Zur Unterscheidung wichtig ist die Erfassung des Arteninventars, weil diese Information über Zeit und Raum integriert, während Abundanzen eher variabel sind (was ist mit Dominanzverhältnissen?);
- Erkennung von Veränderungen ohne kausalen Bezug ist der erste Schritt der Ursachenforschung, danach sind weitere Untersuchungen zu fordern;
- Ab welchen Veränderungen müssen Maßnahmen ergriffen werden? Ist es nicht schon zu spät, wenn eine Abweichung erkannt wird?
- Frühwarnsysteme sind gefordert, z. B. eine Veränderung/Verschiebung der Dominanzverhältnisse
- Aber: welche Arten bzw. welche Organismengruppen sind zu verwenden?
- Nach BDF-Einrichtung wird die Inventarisierung der Arten einen großen Gewinn bringen, nicht nur in Hinsicht auf den Erkenntnisgewinn zur Bodenbiologie und den davon abhängigen ökosystemaren Leistungen, sondern auch für die Nutzung als Frühwarnsystem.

Box 5:

Frage 2: Wie kann man zukünftige Datensammlungen und Informationen optimieren um sie nutzbar/nützlich zu machen?

Schatz der BDF

- Standorthistorie stellt wichtige Information dar (biologisches Gedächtnis des Bodens)
- Ein „Schatz“ der BDF sind detaillierte Nutzungsinformationen: genaue Historie der Behandlung, Bewirtschaftung, Fruchtfolge, etc. (Schlagkarteien)
- Diese Information ist verborgen, Weitergabe problematisch wegen z. B. personenbezogener landwirtschaftlicher Daten

Länderübergreifender Ansatz:

- Koordiniertes, abgestimmtes Vorgehen notwendig
- Priorisieren von Flächen, Biotoptypen, Naturräume, aber auch Organismengruppen
- Empfehlungskatalog erforderlich

Definition von Mindeststandards:

- Einbeziehung von Organismengruppen, aber welche und wie viele?
- Ebenfalls nötig: Erfassung abiotischer Standortfaktoren
- Standardisierte, einheitliche Erhebungsmethoden (ISO?) erforderlich
- Beides nötig: funktionelle und strukturelle Parameter

Nützlichkeit und Motivation:

- Nützlichkeit der Informationssammlung muss hervorgehoben werden.
- Überregionale Auswertung von unterrepräsentierten Standorttypen
- Motivation zur Teilnahme erzeugen: Datenoutput nur gegen vorhergehenden Dateninput

Transparenz der Datenlage:

- Datengrundlage/-lücken müssen transparent sein, um die Repräsentativität der Daten beurteilen zu können.
- Methodische Vergleichbarkeit der bisherigen Datensammlung gegeben? Historische Veränderungen in Aufnahmetechnik und Taxonomie
- Taxonomische Verlässlichkeit: Wie wird diese sichergestellt?
- Nachvollziehbarkeit zur Quelle herstellen

11 Fazit des Projektes und Empfehlungen

Aus dem folgenden Gesamtüberblick über das Projekt werden Vorschläge für ein bodenbiologisches Monitoring in Deutschland und Empfehlungen zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt der Bundesrepublik Deutschland mit Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Bodenorganismen abgeleitet.

11.1 Projektziele und Hintergrund

Aufgabe des Vorhabens war es, die Voraussetzungen für den Schutz der in § 2 des BBodSchG (1998) beschriebenen Funktion des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen in zweierlei Hinsicht zu verbessern: Zum einen waren für die Beurteilung der Bodenqualität geeignete biologische Indikatoren (d. h. Organismengruppen) zu identifizieren. Zum anderen sollten anhand entsprechender Parameter für ausgewählte Biotoptypen Zielvorgaben ermittelt werden, anhand derer geprüft werden kann, ob ein Boden die Lebensraumfunktion erfüllt. Letztlich soll damit, z. B. durch eine Ausweitung des bodenbiologischen Monitoring auf Bodendauerbeobachtungsflächen, die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt umgesetzt werden. Zur Erfüllung dieser Aufgabe wurde das Vorhaben in drei Arbeitspakete unterteilt:

1. Zusammenstellung und kritische Beurteilung der für die Nutzung der Bodenbiodiversität im Rahmen der Bodenqualitätsbeurteilung bisher vorgeschlagenen Methoden und Konzepte einschließlich der gesetzlichen Rahmenbedingungen (→ Kap. 2);
2. Aufbau einer Datenbank zur Erfassung bodenbiologischer Daten zu edaphischen Organismen sowie deren Auswertung in Hinsicht auf ihre Repräsentativität (→ Kap. 3); Zusammenstellung der in den Bundesländern (BDF) und der Literatur vorhandenen bodenbiologischen Daten zu Mikroorganismen, Collembolen, Oribatiden, Regenwürmern und Enchyträen unter Verwendung von Literatur und Expertenwissen (→ Kap. 4 – 9);
3. Basierend auf den Ergebnissen der beiden ersten Arbeitspakete Erstellung von konzeptionellen und praktischen Empfehlungen zur Weiterentwicklung von bodenbiologischen Monitoringverfahren (→ Kap. 10 – 11).

11.2 Aufbau, Struktur und Inhalt der neuen Datenbank

Die für dieses Projekt in MS-Access angelegte relationale Datenbank *Bo-Info* beinhaltet eine umfassende Sammlung von bodenbiologischen Daten für Deutschland. In ihr wurden die Kopf-

daten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF), basierend auf Standardlisten für Deutschland, hinterlegt (vgl. Kap.3.2.1). Alle zu den BDF vorliegenden organismischen Daten wurden in *Bo-Info* aufgenommen und um weitere vergleichbare bodenbiologische Datensätze aus der Literatur (speziell aus den Partnerinstitutionen) erweitert. Insgesamt umfasst die Datenbank damit heute 1.744 Standorte mit über 42.000 Bodentier-Datensätzen. Bei den Standortparametern wurden chemische und physikalische Bodenparameter soweit vorhanden berücksichtigt, hinzu kamen mikrobiologische und Landnutzungs-Parameter. Hinsichtlich der Repräsentativität der BDF wurden bei deren Auswahl wichtige ökologische Kennzeichen (z. B. Biotoptyp, Bodentyp, ökologische Raumeinheit und Naturraum) berücksichtigt (allerdings fehlen diese in einigen Regionen, speziell Rheinland-Pfalz). Für die Auswertung wurden Biotoptyp, Wasserstoffionenkonzentration (pH), organischer Gehalt (C_{org}), Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N) und Textur des Bodens herangezogen.

Um die am besten zur Beschreibung/Beurteilung des Bodenzustandes geeigneten Organismengruppen (Taxa) zu identifizieren, wurden folgende Kriterien (vgl. Kap 4.1) verwendet:

- Wichtige ökologische Funktion im Ökosystem;
- Repräsentanz für eine trophische Ebene;
- Enge Anbindung an die jeweiligen Kompartimente (d. h. Bewohner des Mineralbodens oder der Streuschicht);
- Ausreichend hohe Diversität (Artenvielfalt), um Standorte differenzieren zu können;
- Gute taxonomische und ökologische Kenntnisse;
- Weite Verbreitung in Mitteleuropa;
- Vorhandensein von standardisierten Erfassungsmethoden;
- Potenzial zum routinemäßigen Einsatz;
- Verfügbarkeit von Daten aus bzw. Nutzung in bestehenden Monitoring-Systemen.

Die Kriterien Praktikabilität (d. h. Kenntnisstand, Standardmethoden und Handhabung), ökologische Relevanz (d. h. Informationswert für einen bestimmten Lebensraumtyp sowie Stellung im Nahrungsnetz) und Nutzung auf den BDFs wurden primär für die Auswahl verwendet. Als Ergebnis wurden die folgenden Taxa für die weitere Auswertung ausgewählt:

- Collembola (Springschwänze);
- Oribatida (Hornmilben);
- Lumbricidae (Regenwürmer);
- Enchytraeidae (kleine Borstenwürmer).

Nicht bearbeitet wurden Nematoda, Gamasina sowie einige Makrofauna-Gruppen (Diplopoda, Isopoda, etc.), primär weil sie aufgrund zu weniger Daten nicht ausgewertet werden konnten.

11.3 Konzeptionelle Herangehensweise

Um biozönotische Daten auf Landschaftsebene nutzbar zu machen, bedarf es eines einheitlichen Bezugssystems. Ohne ein solches sind aufgrund der Heterogenität der Landschaft keine vergleichenden Aussagen über Diversität oder Einflussfaktoren auf die Lebensgemeinschaft möglich. Um die Bewertung der Bodenbiodiversität zu operationalisieren, folgte dieses Vorhaben dem Ansatz, für Bodenorganismen ein standortbezogenes Referenzsystem zu entwickeln. In einem solchen ist der ökologische Zustand nicht abhängig von der Höhe der Diversität. Ein Referenzsystem schafft durch die Auswertung von Biozönose-Standort-Beziehungen Soll-Wert-Vorstellungen von Lebensgemeinschaften an bestimmten Standorttypen und führt letztendlich auch zur Identifikation von Schwellenwerten, die erhebliche Veränderungen der Lebensgemeinschaft anzeigen (vgl. Abb. 11.1).

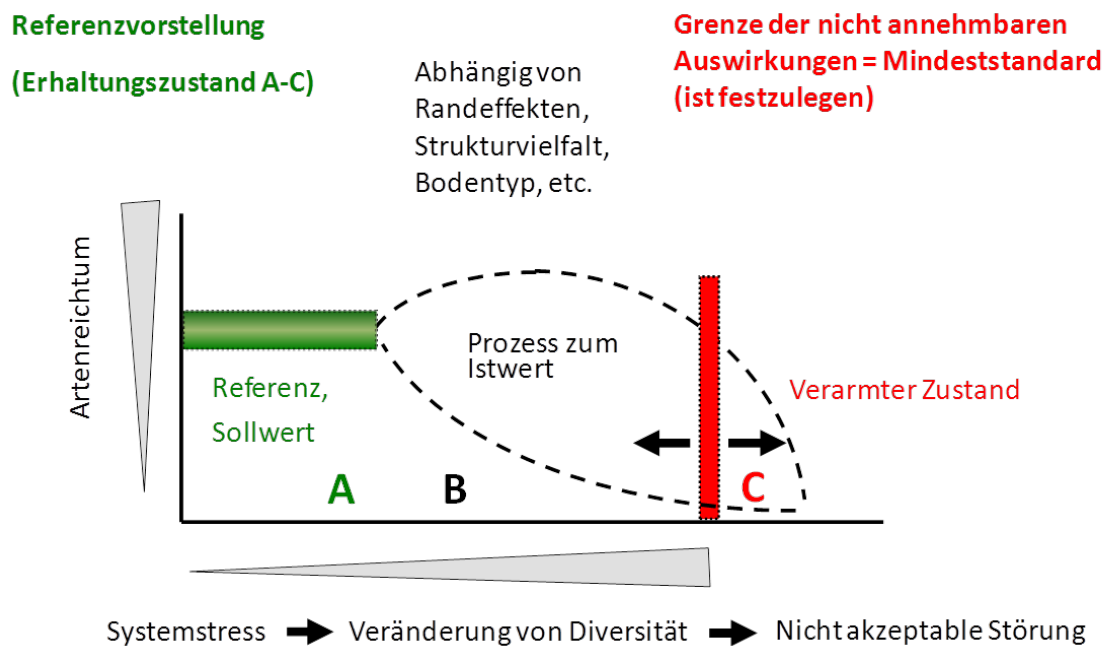


Abb. 11.1: Prinzip zur Ableitung von Schwellenwerten in Bezug auf Referenzzustände: A, B und C entsprechen verschiedenen Erhaltungszuständen in Bezug zum Systemstress bzw. einer schädlichen Bodenveränderung (z. B. FFH-Gesetzgebung (EU 1992) bzw. BBodSchG (1998))

Ein Referenzsystem zum Umgang mit der standortbezogenen Diversität von Bodenorganismen besteht dementsprechend aus:

- Listen von Arten und Spannen von Abundanzen, die an einem Standort mit spezifischen Bedingungen (z. B. Klima, Bodenfaktoren, Region usw.) auftreten sollten;
- einer Vorstellung, wann eine Abweichung von der Erwartung als negativ zu bewerten ist.

Als Auswertungskonzept verfolgt dieses Vorhaben einen standortökologischen Monitoringansatz, um unter den vielfältigen Verknüpfungsmöglichkeiten zwischen Umweltparametern und dem Auftreten der Bodenorganismen zu priorisieren. Die in diesem Vorhaben verwendete basale Bezugsgröße war die Standard-Biotoptypenliste für Deutschland (Riecken et al. 2003), die 44 Basistypen mit ca. 1000 Untertypen umfasst. Ihre Verwendung führte zur Kompatibilität mit anderen Monitoringansätzen, z. B. aus den Bereichen der GMO-Zulassung, der FFH-Gesetzgebung, des Naturschutz-Managements und voraussichtlich auch der Pflanzenschutzmittelregistrierung. Aus der Biotoptypenliste wurden 21 Basistypen mit 525 Untertypen als relevante Standorttypen für dieses Vorhaben extrahiert. Die *Bo-Info* Datenbank enthält heute aussagekräftige Datensätze zu den vier Basistypen Laubwald, Nadelwald, Grünland und Acker. In den Analysen der Organismengruppen zeigte sich auch die hierarchische Ebene im System der Biotoptypen, die mit der Verbreitung der Tiere und den wesentlichen Standortfaktoren korreliert (z. B. Tab. 7.7: Lumbriciden auf Kalkäckern, Äckern auf Sand, Äckern auf Löss, Lehm/Ton).

Es wurde eine kritische Analyse zur bodenbiologischen Klassifikation und Beurteilung von Standorten vorgenommen. Dabei zeigten sich zwei gemeinsame Gedanken: Zum einen ist die Zusammensetzung von Gemeinschaften abhängig von den jeweiligen Standortfaktoren, zum anderen erfordert eine umfassende ökologische Beurteilung von Standorten die Integration verschiedener relevanter Organismengruppen auf Artebene, wodurch auch funktionelle Anforderungen abgedeckt werden. Damit werden auch die von einzelnen Organismen erbrachten ökosystemaren Dienstleistungen berücksichtigt. Nur die integrative Auswertung der Verteilung der Arten über verschiedene Biotoptypen macht es möglich, Arten, die für einen bestimmten Biototyp charakteristisch sind, zu identifizieren. Das Prinzip des Zusammenhangs zwischen Biotoptypen und Verteilungsamplituden einzelner Taxa ist in Abb. 11.2 visualisiert. Deshalb ist es notwendig, eine für die betrachtete Landschaft oder Gesamtfläche repräsentative Anzahl von Biotoptypen über mehrere Taxa vergleichend zu analysieren.

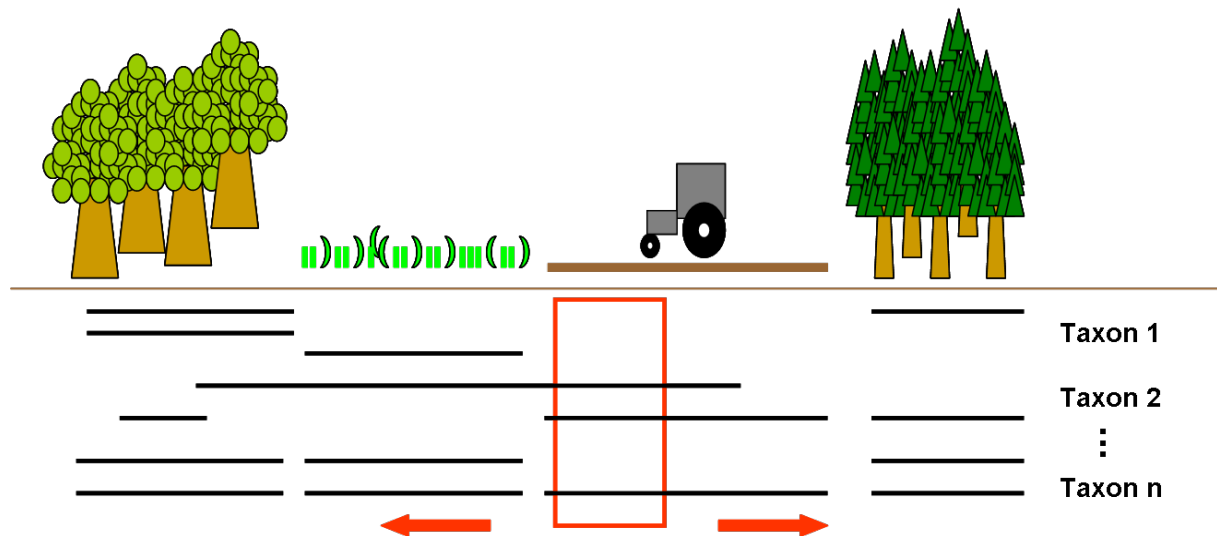


Abb. 11.2: Schematische Darstellung der Biototyp spezifischen Biodiversität am Beispiel eines Ackers, basierend auf den Verteilungsmustern verschiedener Taxa

11.4 Fazit für die Bodeninvertebraten-Taxa

11.4.1 Referenzwerte

Für alle vier Taxa wurde eine einheitliche Vorgehensweise bei der Auswertung verfolgt. Nach Darstellung der verwendeten Datengrundlage wurden zunächst die Ergebnisse auf Einzelartebene für ausgewählte Arten aus jeder Gruppe im Bericht exemplarisch dargestellt, eine vollständige Darstellung findet sich im Annex. Im nächsten Schritt erfolgte eine Analyse der autökologischen Ansprüche der Arten auf Gruppenebene. Das Verteilungsmuster der hinsichtlich Landnutzung, pH-Wert, C/N-Verhältnis, Textur und organischem Gehalt des Bodens aussagekräftigen Arten wird für alle Gruppen aufgeführt. Im dritten Schritt wurde eine Analyse auf Gemeinschaftsebene durchgeführt. Die Ergebnisse von Schritt zwei und drei führten für jede der vier Gruppen zu Referenzwerten, die je nach Qualität der zugrunde liegenden Daten mehr oder weniger aussagekräftig sind. Es war aber für alle vier Gruppen möglich, erste Biototyp-bezogene Referenzwerte zu entwickeln. Für den Biototyp Laubwald liess sich eine gruppenübergreifende Referenz wie folgt darstellen (Tab. 11.1, Tab. 11.2).

Bei allen vier Taxa zeigten sich große Schwankungsbreiten der Abundanz. Um die Spanne zu verdeutlichen, wurden daher Minimal- und Maximalwerte pro m² bestimmt (Tab. 11.1). So schwankten die Besiedlungsdichten in Laubwäldern z. B. bei Collembolen zwischen 5.000 und 270.000 Ind. pro m². Bei genauerer Kenntnis der Referenzwerte sollten später taxonspezifische Abundanzklassen gebildet werden (z. B. fünf Klassen bei Beylich & Graefe (2007)).

Tab. 11.1: Beispiel einer Referenzwertbildung für Laubwald [Abundanz in Ind/m²]

	Collembola	Oribatida	Lumbricidae	Enchytraeidae
Anzahl Standorte	44	40	65	34
Mittl. Abundanz	41.000	31.000	37	51.000
Untergrenze	5.300	3.500	0	6.200
Obergrenze	274.000	113.000	413	106.000
Mittl. Artenzahl	18	53	4	12
Untergrenze	3	25	4	12
Obergrenze	55	92	9	25

Tab. 11.2: Beispiel einer organismischen Referenz mit standorttypischen Arten für Laubwaldstandorte (in Deutschland vorwiegend bodensauer)

Collembola	Oribatida	Enchytraeidae	Lumbricidae
<i>Anurida uniformis</i>	<i>Oppiella falcata</i>	<i>Achaeta aberrans</i>	<i>Dendrobaena octaedra</i>
<i>Arrhopalites caecus</i>	<i>Ophidiotrichus tectus</i>	<i>Achaeta camerani</i>	<i>Dendrodrilus rubidus</i>
<i>Arrhopalites terricola</i>	<i>Oppiella subpectinata</i>	<i>Cognettia sphagnetorum</i>	<i>Lumbricus rubellus</i>
<i>Neelus murinus</i>	<i>Suctobelbella subcornigera</i>	<i>Enchytraeus buchholzi</i>	
<i>Xenylla grisea</i>	<i>Achipteria coleoptrata</i>	<i>Enchytraeus norvegicus</i>	
<i>Allacma fusca</i>	<i>Dissorhina ornata</i>	<i>Marionina clavata</i>	
<i>Ceratophysella armata</i>	<i>Liacarus subterraneus</i>	<i>Oconnorella cambrensis</i>	
<i>Isotomiella paraminor</i>	<i>Quadroppia monstrosa</i>		
<i>Protaphorura quadriocellata</i>	<i>Suctobelbella acutidens</i>		
	<i>Cultroribula bicultrata</i>		
	<i>Steganacarus magnus</i>		

Die Referenzliste der standorttypischen Arten, die auf Präsenzen basiert, ist wesentlich robuster, da sie nicht so empfindlich auf kurzfristige Einflüsse (z. B. Wetter während Probenahme) reagiert. In dieser organismischen Referenz ist es sowohl möglich, das Fehlen von erwarteten wie auch das Auftreten von nicht erwarteten Arten zu interpretieren (letzteres z. B. als Störungszeiger). Im Rahmen dieses Vorhabens konnte basierend auf den Ergebnissen der beiden ersten Arbeitspakete eine Empfehlung zur Entwicklung von Referenzwerten zum bodenbiologischen Monitoring erarbeitet werden. Die Anforderungen für eine Weiterentwicklung sind

im Kap. 11.7 näher ausgeführt. Für eine solche Weiterentwicklung zu endgültigen Referenzwerten müssen die Biotoptypen stärker nach pH-Werten und weiteren Standortfaktoren differenziert und durch wiederholte Beprobungen der Anteil von Schwankungen durch die o. g. kurzfristigen Einflüsse relativiert werden.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass auch bei einer heterogenen Datenlage, wie z. B. den aus der *Bo-Info* Datenbank zur Verfügung stehenden Informationen, wesentliche Grundlagen für die Referenzwertbildung gelegt werden konnten. Bei einheitlicher Datengrundlage wäre in Zukunft auch eine standardisierte Auswertung möglich (vgl. Kap. 11.7). Darüber hinaus könnten auch taxonspezifische Besonderheiten durch die Einbeziehung von Kovariablen (z. B. regionale Muster, Vertikalverteilungen) berücksichtigt werden.

11.4.2 Berücksichtigte Arten und bekannte Gesamt-Artenvielfalt

Im Folgenden soll, soweit möglich, eine Aussage zur Größenordnung der Artenvielfalt der Bodenorganismen, die in der *Bo-Info* Datenbank berücksichtigt wurden, gemacht werden. Bei den Collembolen geht man zurzeit von einem Vorkommen von 400-500 Arten in Deutschland aus. Davon wurden 207 Arten (ca. 45%) in der Datenbank berücksichtigt. Nach Weigmann (2006) sind 520 Oribatidenarten für Deutschland zu erwarten. Hier flossen 295 (57%) in die vergleichende Auswertung ein. Bei den Lumbriciden wurden alle in Deutschland nachgewiesenen Arten (32) in der Datenbank erfasst. In Deutschland sind derzeit 127 Enchyträenarten bekannt (Fauna Europaea Web Service 2007), so dass bei 96 in der Datenbank geführten Arten ca. 76% der in Deutschland vorkommenden Arten abgedeckt wurden.

Bei den beiden Mikroarthropoden-Gruppen liegt die berücksichtigte Diversität damit im Bereich von 50%, bei den Oligochaeten-Gruppen bei über 75%. Damit wurde mit der Datenbank ein erheblicher Anteil der Bodenbiodiversität dieser vier Gruppen in Deutschland erfasst. Dies ist umso erstaunlicher, als mit den BDF (und den hinzugenommenen Standorten) viele für Bodentiere relevante Biotoptypen und vor allem kleinräumigere Sonderhabitate gar nicht abgedeckt wurden. Man könnte im Umkehrschluss also sagen, dass die doch zum größten Teil agrarisch oder forstlich genutzten Standorte schon einen erheblichen Teil der Gesamt-Bodenbiodiversität abbilden und die BDF damit gut geeignet sind, ein Grundraster zum Monitoring der Bodenbiodiversität in Deutschland zu liefern. Zudem sind die BDF-Standorte sicherlich repräsentativ für die Biotoptypen mit den insgesamt höchsten Flächenanteilen.

11.5 Fazit Mikroorganismen

Da die Methodik zur Erfassung der Diversität der Mikroorganismen im Moment in einer rasanten Entwicklung begriffen ist, wurden im Rahmen dieses Vorhabens ein methodischer Überblick und ein Vergleich bereits existierender Monitoringansätze gegeben. Mit den derzeit in Deutschland im BDF-Monitoring erfassten Summenparametern (oft mikrobielle Respiration) sind keine Aussagen zur Diversität möglich. Heute liegt aber eine Anzahl von Methoden zur Analyse der mikrobiellen Bodendiversität vor. Einige davon, vor allem Fingerprint-Methoden mit einer limitierten Auflösung der Diversität (z. B. T-RFLP), wurden schon in Monitoringsystemen eingesetzt; andere werden vor allem in wissenschaftlichen Projekten verwendet und entwickeln sich noch sehr schnell weiter (Microarrays, high-throughput-Sequenzierung).

Dazu zeigte eine Literaturanalyse am Beispiel der Archaeen, dass Mikroorganismengemeinschaften auf Veränderungen der Bodenparameter in ihrer Zusammensetzung reagieren und daher im Bodenmonitoring eingesetzt werden können. Die Mehrzahl der vorgestellten Methoden (Kap. 9.5) ist sowohl für die Analyse der Bakterien, Pilze oder Archaeen als auch für eine Analyse mit niedrigerer feinerer taxonomischer Auflösung geeignet. Allerdings liegen zur Zeit noch unzureichende Informationen hinsichtlich der Relevanz einzelner taxonomischer Gruppen für die Bodenfunktionen vor. Deshalb erscheint eine breite Analyse der Bakterien, Pilze oder Archaeen als die geeignetste Möglichkeit.

Vor einer Entscheidung für einen Monitoringansatz ist dessen Ziel klar zu präzisieren: wenn hauptsächlich Biotoptypen voneinander unterschieden werden sollen, sind Fingerprint-Methoden eine mögliche (kostengünstige) Wahl, obwohl sie nur einen begrenzten Ausschnitt der Gesamtdiversität erfassen. Ist auch eine Beschreibung der jeweils vorhandenen Arten ein Ziel des Monitoring, sind Methoden wie die high-throughput Sequenzierung oder Microarrays erforderlich. Diese weisen dazu den Vorteil auf, dass sie einen größeren Teil der Diversität erfassen. Allerdings befinden sich diese Methoden zum Teil noch in der Entwicklung.

11.6 Datenrepräsentativität und Datenlücken

Die Datensätze zu den BDF enthielten wenig bodenbiologische Daten, lediglich die Regenwürmer und die kleinen Borstenwürmer wurden in einigen Bundesländern berücksichtigt. Erst erweitert um die organismischen Datensätze von anderen Standorten aus der Literatur (primär

den Partnerinstitutionen) war der Gesamtdatenbestand der *Bo-Info* Datenbank dazu geeignet, repräsentative Aussagen für Acker-, Grünland- und Waldstandorte zu liefern. Aber auch dieser Datenbestand wies hinsichtlich der Vollständigkeit der Daten pro Tiergruppe, Biotoptyp, wichtiger Bodenparameter (pH, Corg, C/N, Nährstoffe, Bodentyp, Bodenart) und räumlicher Verteilung in der BRD folgende gravierende Lücken auf:

- Lumbricidae (bestes Datenpaket): 97 BDF-Standorte (von 737), repräsentativ für Grünland, Äcker und Wälder, aber Zuordnung zu tieferen Ebenen der Biotoptypenliste nur in Ansätzen möglich, in einigen Bundesländern lückenhaft;
- Enchytraeidae: Daten aus 60 BDF, muss repräsentativ ergänzt werden;
- Collembola und Oribatida: keine Datensätze aus BDF, Daten vorwiegend aus Wäldern Baden-Württembergs;
- Mikroorganismen: bisher keine Daten, die zur Bewertung von Diversität geeignet sind.

Weitere Defizite:

- Sehr problematisch ist, dass es nicht genügend Standorte gibt, an denen Daten für alle vier Tiergruppen und relevante Bodenparameter zusammen vorliegen.
- Die Ackerstandorte sind bei den meisten Organismengruppen unterrepräsentiert und zur Referenzbildung nicht genügend oft untersucht. Insgesamt betrachtet fehlen auch belastbare Angaben über die Biodiversität naturnaher Standorte.
- Methodisch fehlt außerdem ein zielführendes Beprobungskonzept (Mindeststandard), das in einem länderübergreifenden Ansatz realisiert werden müsste. Ein Abgleich mit den Ergebnissen der Arbeitsgruppe des VDI (Ruf et al. 2012) ist in diesem Zusammenhang zu empfehlen.
- Zudem fehlen Daten zur Beeinflussung von Bodenorganismen durch stoffliche Belastungen und anderen Stressoren, z. B. Bodenverdichtung oder klimatische Faktoren, unter Freilandbedingungen, die zur Definition“ von Schwellenwerten genutzt werden können.

11.7 Vorschläge zur Weiterentwicklung des bodenbiologischen Monitoring

11.7.1 Vorüberlegungen

Bei der Planung eines bodenbiologischen Monitoringprogramms ist zu beachten, dass Böden im Gegensatz zu aquatischen Flächen normalerweise in privater Hand sind. Während die Umsetzung von Monitoringuntersuchungen auf staatlichen Standorten verhältnismäßig einfach ist (z. B. sind Verantwortlichkeiten und Ansprechpartner bekannt und/oder geregelt), müssen bei den meisten Privatflächen Absprachen mit einer Vielzahl von Besitzern / Pächtern gemacht werden (Ausnahme: in einigen Bundesländern sind in den entsprechenden Landesbodenschutzgesetzen Betretungsrechte für Privatflächen verankert). Daher sollte der erste Schritt eines Bodenmonitoringprogramms die Errichtung einer entsprechenden Organisationsstruktur sein – oder man beschränkt sich von vornherein auf staatlich betreute Standorte wie z. B. die BDFs und vergleichbare Flächen, für die es schon Methodenempfehlungen gibt (Barth et al. 2000).

Eine besondere Situation besteht bei Landwirten, da diese daran gewöhnt sind, dass die Bodenqualität – wenn auch mit anderen Methoden – ihres Landes regelmäßig untersucht wird (z. B. zur Effizienz von Düngergaben oder dem Vorkommen von Schadorganismen). Rechtlich gesehen sollte es auf diesen Flächen daher keine Probleme geben, doch spricht die eigene Erfahrung dafür, jedwede Arbeiten auf Privatland sehr sorgfältig und mit klaren Informationen vorzubereiten, da sonst eine langfristige Probennahme nicht möglich sein wird.

11.7.2 Voraussetzungen

Zur Etablierung eines nachhaltigen Monitoring der Bodenbiodiversität in Deutschland sollte die Erhebung einer repräsentativen Datengrundlage zur Referenzwertentwicklung für die relevanten Biotoptypen weiterverfolgt werden. Im vorliegenden Vorhaben und bei dem dazu durchgeführten Fachgespräch ist deutlich geworden, dass die BDF dazu ein geeignetes Grundraster darstellen. 344 von ihnen liegen in Äckern, 146 in Grünland und 247 im Wald, der Rest in Sonderbiotopen. Sie wurden anhand ihrer Repräsentativität für Landnutzung, Naturräume sowie für europäische Klimaregionen ausgewählt und erfüllen damit bereits wesentliche, für ein Monitoring notwendige, Voraussetzungen. Die BDF sind aufgrund ihrer großen Zahl und guten Charakterisierung eine hervorragende Basis für ein umfassendes biologisches Monitoring zur nachhaltigen Eignung der Böden als Lebensraum für Bodentiere und Träger natürlicher Bodenfunktionen.

Dazu sollte ein Minimalprogramm, ein „Mindestflächen- und Mindestmethodenset“ zur Erfassung der Bodenorganismen auf Basis der BDF angelegt werden, das in einem einheitlichen Beprobungsdesign um bodenbiologische Parameter zu ergänzen ist (d. h. eine Erweiterung der Handreichung (Barth et al. 2000) ist notwendig). Dafür sind folgende Punkte erforderlich:

- Analyse derjenigen Taxa, die im vorliegenden Projektansatz fehlen;
- Analyse der Zugehörigkeit der vorhandenen BDF im Hinblick auf ihre Repräsentativität bezüglich Biotoptypen der verschiedenen Ebenen;
- Ergänzung und Kopplung von *Bo-Info* mit anderen Projekten und Datenbanken (z. B. BMBF-Projekt Edaphobase mit Sammlungs-, Literatur- und Forschungsdaten);
- Ausbau einer durchlässigen Schnittstelle zu Geographischen Informationssystemen (ist in der *Bo-Info* Datenbank bereits angelegt).

Es ist festzuhalten, dass es höchste Zeit ist, für die Bodenbiodiversität Deutschlands (oder zumindest „repräsentative“ Regionen) ein "Handbuch der Boden-Referenzwerte" zu erstellen (grundsätzlich vergleichbar zur Erfassung der Hintergrundwerte von, z. B., Schwermetallen).

11.7.3 Empfehlungen für ein Minimalprogramm zum Monitoring für Bodenorganismen

Im Folgenden werden konkrete Empfehlungen zu einem bundesweiten Monitoring für Bodenorganismen gegeben:

Empfehlung eines **Mindestflächensets**:

- Rastergrundlage der Flächen auf BDF, repräsentativ über Deutschland verteilt;
- Länderübergreifende Verteilung der Flächen, zentrale Koordination zur abgestimmten Vorgehensweise sinnvoll, z. B. LABO;
- Biotoptypen Laub- und Nadelwald, Grünland, Acker sollen nachfolgende Punkte integrieren: 4 Typen, 4-5 Untertypen mit jeweils 10 Standorten (ca. 160-200 BDF), eine Probenahme-Serie über max. 5 Jahre;
- Bei der Flächenauswahl zu berücksichtigende Kriterien:
 - Abdeckung der in Deutschland relevanten
 - o pH-Werte (Bandbreite)
 - o Bodenart (Sand/Schluff/Lehm)
 - o Oberbodenverhältnisse (Humusform / Streuauflage/Mineralboden)
 - o Naturräume (Mittelgebirgs- und Flachlandausbildung)
 - Integration in europäische Monitoringprogramme.

Empfehlung eines Methodenstandards zur Mindeststandortcharakterisierung:

(Römbke et al. 2002b; Turbé et al. 2010; ISO 2011c), alle Messungen sollen nach ISO-Richtlinien (oder entsprechenden Standards) durchgeführt werden.

- pH-Wert (CaCl₂, KCl);
- Gehalt an organischem Kohlenstoff;
- Kationenaustauschkapazität;
- Trockenmasse;
- Korngrößenverteilung;
- Bodendichte.

In Hinsicht auf die biologische Zielstellung sollten zudem erfasst werden:

- Stickstoffgehalt;
- C/N-Verhältnis;
- maximale Wasserhaltekapazität;
- (primär an Waldstandorten): Humusform.

Darüber hinaus sollten die folgenden Standorteigenschaften mit aufgenommen werden:

- Standorthistorie (z. B. Nutzung, frühere Aufnahmen usw.);
- Genaue geographische Lage (allgemeines Koordinatensystem);
- Landnutzungsform;
- Klimatische Daten; minimal:
 - Jahresmittelwerte von Lufttemperatur und Niederschlag, möglichst im Jahresgang;
 - die Temperatur des Oberbodens, getrennt nach Jahreszeiten.
- Grundwasserspiegel;
- Angaben zur anthropogenen Belastung;
- Konzentration der wichtigsten Schadstoffe (z. B. anhand der LABO-Liste)
- Physikalischer Stress Bodenverdichtung, Düngung, Erosion usw.

Empfehlung eines Methodenstandards zum biologischen Monitoring:

- Organismengruppen: Oribatiden, Collembolen, Lumbriciden, Enchyträen, Mikroorganismen (Diversität) (Erweiterung “ENVASSO Tier 1”);
- Probenahme: zeitlich abgestimmt und standardisiert (ISO-Richtlinien), Vertikalverteilung, Streuauflage/Boden sind zu berücksichtigen;
- Jeweils erneute Beprobung nach 3–5 Jahren.

Empfohlene Merkmale eines abgestimmten Auswertungskonzeptes:

- Zentrale Verwaltung/Haltung der Daten;
- Erhebung vollständiger Datensätze mit allen Parameter- und Organismendaten;
- Präsenz/Absenz- und Abundanz-Auswertung;
- Gemeinschaftsauswertung unter Berücksichtigung der Kovarianzen (Anwendung multivariater Statistik in einem Analyse-Modul);
- Einbeziehung von ökologischen Hintergrundinformationen.

Bemerkungen:

- Mikrobiologie: Als etablierte und kostengünstige Methoden zur (begrenzten) Erfassung der Diversität der Bakterien, Pilze und Archaeen können Fingerprint-Methoden (z. B. T-RFLP) eingesetzt werden. Neuere Methoden (z. B. DNA-barcoding und high-throughput Sequencing) bieten große Vorteile hinsichtlich der Tiefe der erfassten Arten und ihrer taxonomischen Informationen, befinden sich jedoch noch in der Entwicklung. In naher Zukunft werden Erfahrungen aus anderen Monitoringansätzen vorliegen. Etablierte Summenparameter können zur Erfassung der mikrobiellen Funktionen beibehalten werden.
- Verwendung weiterer Organismen: Myriapoden, Gamasinen, Nematoden, Isopoden und andere Makrofaunagruppen wurden wegen schlechter Datenlage bisher nicht erfasst;
- Genetische Charakterisierung der ausgewählten Organismengruppen ist notwendig (z. B. Rückstellproben standardisiert für Barcoding verwenden);
- Taxonomische und ökologische Hintergrundinformationen, Literatur und Belegdaten sowie viele Auswertungs-Tools sind in Edaphobase bereits vorhanden;
- Die Wertigkeit von funktionalen Endpunkten war im Rahmen dieses Vorhabens nicht einschätzbar.

Empfehlung zu einer abgestuften Vorgehensweise:

Um das Monitoringprogramm bei bestimmten Fragestellungen sinnvoll intensivieren oder erweitern zu können, könnte in das Minimalprogramm auf folgenden Skalenebenen eine unterschiedlich intensive Beprobung implementiert werden:

- Flächenraster;
- Organismenauswahl;
- Zeitliche Frequenz.

Dies gäbe die Möglichkeit der Fokussierung auf spezielle Fragestellungen. Dazu wurden von Dr. F. Graef während des Fachgesprächs am Ende des hier beschriebenen Vorhabens die folgenden Ausführungen gemacht:

Ein weiterer möglicher direkter Anwendungsbereich für die Nutzung der BDF ist das Monitoring der möglichen Wirkungen von gentechnisch veränderten Pflanzen auf Bodenorganismen. In einem Projekt des Bundesamtes für Naturschutz werden dazu gegenwärtig die folgenden Fragen gestellt:

- Sind die Parameter bzw. das Erhebungsdesign der BDF grundsätzlich geeignet, um potenzielle Effekte von GVOs zu erfassen?
- Können direkte, indirekte, kurzfristige, langfristige, kumulative und/oder unerwartete Auswirkungen abgebildet werden?
- Sind statistisch abgesicherte Aussagen möglich? Welche?
- Lässt die zeitliche und räumliche Auflösung der Daten eine Identifizierung kausaler Bezüge zu?
- Wird die Variabilität der verschiedenen Bodenparameter ausreichend abgebildet?

Zum Ende dieses BfN-Vorhabens wird eine Aussage darüber erwartet, ob die BDFs als Referenzflächensystem für ein GVO-Monitoring geeignet sind, wobei verschiedene Anbauszenarien zu Grunde gelegt werden. Die Datenverfügbarkeit wird speziell geprüft, außerdem werden Vorschläge für ein tragfähiges Kooperationsmodell erarbeitet. Dazu sind wissenschaftlich fundierte Erhebungen zu Bodenorganismen, wie sie in diesem Vorhaben zusammengetragen wurden, sowie ein repräsentatives Messnetz-Design notwendig. Langfristig ist die Möglichkeit einer Erweiterung der BDFs als GVO-freie Referenzflächen im Rahmen des GVO-Monitoring zu diskutieren.

11.7.4 Mögliche Kosten eines bodenbiologischen Monitoring

Bei der Planung sollte auch ermittelt werden, wie teuer ein solches Monitoringprogramm sein würde, so dass ein transparentes Abwägen zwischen den Kosten und Nutzen möglich wäre. Leider gibt es zu diesem Punkt bisher wenig belastbare Informationen. Eine Ausnahme stellt der EU-Bericht zur Bodenbiodiversität da, in dem die verfügbaren Angaben zusammengetragen und durch mündliche Informationen ausgewählter Experten ergänzt wurden (Turbé et al. 2010; Box 6). Bei der Durchführung von großflächigen Monitoringprogrammen, speziell bei einem so komplexen Thema wie der Erfassung der Biodiversität

des Bodens, ist ein erheblicher Aufwand (Zeit, Finanzen) notwendig. Bei bestehenden Programmen im Bereich Boden wird meist davon ausgegangen, dass (d. h. aus anthropogener Sicht) relevante Veränderungen relativ langsam vor sich gehen, so dass der gleiche Standort meist nur im Abstand von 3 - 5 Jahren erneut beprobt wird. Es ist allerdings fraglich, ob diese Annahme auch für die Bodenbiodiversität gilt – doch aus Praktikabilitätsgründen wird unter Vorbehalt einer genaueren Analyse vorhandener Daten an dieser Frequenz festgehalten. Die Anzahl der zu beprobenden Standorte hängt natürlich stark von der Größe der zu beurteilenden Region ab, doch ist auf nationaler Ebene sicher von einigen Hundert auszugehen. Das heißt, dass den anfallenden erheblichen Kosten entsprechend belastbare und relevante Daten gegenüber stehen müssen, einmal zur Biodiversität per se, aber auch zu den Funktionen und Leistungen der jeweiligen Bodenorganismengemeinschaft – und deren Gefährdungen.

Box 6: Kosten von Bodenbiodiversitätserfassungen (nach Turbé et al. 2010):

The complexity of biodiversity implies that time and money are major impediments for thorough monitoring. Intensive monitoring schemes are relatively expensive and time-consuming. The main cost in soil monitoring is field sampling. For example, taking and analyzing samples for one site in the Dutch scheme cost 5500 Euros in 2002, with the entire program costing 330 000 Euros each year for only 60 sites (Bloem et al. 2003). Moreover this program does not include some of the most relevant soil organisms such as protozoa. Another example is the RMQS program for Brittany (France) which cost Euros 580 000 per year for 120 sites. Even if these costs may appear extremely high, in reality, when they are considered per hectare, they are relatively low. For instance, a good coverage of the French territory could be carried out with around 2000 sites. With an average cost of 5000 Euros per site this would amount to a cost of 11 000 000 Euros per year, which could be considered expensive. Indeed, if the cost per hectare is considered, France covering a surface of 29 000 000 of hectares, this would amount to a cost of 0.37 Euros per hectare, which is not a high cost for the preservation of soil ecosystem functioning and related services. The main factors influencing the costs of monitoring programs are the salary of the personnel performing the sampling and the analyses, which may vary significantly, if academic or private personnel are employed. Added to this, in order to have a complete picture of soil biodiversity, at least one technician is needed for each group of soil organisms within the same research team. Thus, currently, the training of such personnel is one of the blocking points.

11.8 Empfehlungen für die Umsetzung der Ziele der Strategie zur Biologischen Vielfalt: Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Bodenorganismen

Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt der Bundesrepublik Deutschland (BMU 2011) beschreibt als Vision für die Bodennutzung: *“Deutschland beherbergt eine gebietstypische, natürlich und historisch gewachsene Vielfalt an Böden, die ihre Funktionen für Mensch und Natur erfüllen. Sie bieten günstige Lebensbedingungen für die standorttypischen Arten und Lebensgemeinschaften, die in, auf und von den Böden leben.”* Daraus ergibt sich das Ziel: *„Die Böden als Träger der natürlichen Funktionen bleiben langfristig in ihrer Funktionsfähigkeit erhalten. Dem trägt die gute fachliche Praxis der Bodennutzung Rechnung. Bis 2050 sind Altlasten weitgehend saniert.“* Der Boden wird also explizit als Ort angesprochen, der in seiner gebietstypischen Vielfalt standorttypischen Arten und Organismengemeinschaften günstige Lebensbedingungen liefert. Gleichzeitig erfüllt er so Funktionen für Mensch und Natur. Diese Bodenfunktionen (vgl. auch Kap. 2.1.1) sollen geschützt werden. Allen voran „die natürliche Funktion als Lebensgrundlage für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, als Bestandteil des Naturhaushalts und als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften.“

Ein Konzept, das auf einer ähnlichen Basis fußt, ist das der ökosystemaren Dienstleistungen (MEA 2005). In Abb. 11.3 sind der Zusammenhang zwischen dem Bodenökosystem und seinen ökologischen Komponenten, den dadurch zur Verfügung gestellten ökosystemaren Leistungen sowie möglichen Landnutzungsformen dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass sich das wissenschaftliche und gesellschaftliche Interesse an den verschiedenen Komponenten (ersichtlich an den beiden grünen Dreiecken) genau gegenläufig verhält (Faber et al. (2006), verändert nach Mulder et al. (2004)). Die Biodiversität ist hier explizit als Teil der ökosystemaren Leistungen des Ökosystems Bodens dargestellt – eine Darstellung, die im Millenium Assesment Report (MEA 2005) so nicht enthalten ist, aber unseres Erachtens sinnvoll ist. Eine detaillierte Darstellung dieser Zusammenhänge ist Tab. 11.3 zu entnehmen, aus der hervorgeht, dass die strukturelle Diversität von Bodenorganismengruppen nicht nur als Indikator für die Biodiversität per se, sondern auch für andere ökosystemare Leistungen des Bodens (z. B. Bodenfruchtbarkeit oder die Bodenstruktur) herangezogen werden kann (Faber et

al. 2006). An dieser Stelle wird die Darstellung in Tab. 11.3 direkt mit den Empfehlungen dieses Vorhabens vernetzt.

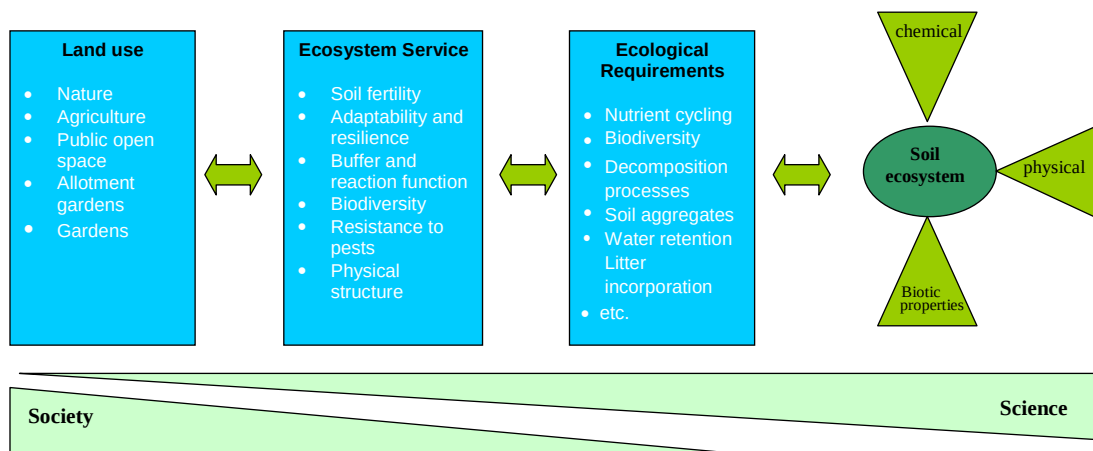


Abb. 11.3: Zusammenhänge zwischen dem Bodenökosystem und seinen ökologischen Komponenten, den dadurch zur Verfügung gestellten ökosystemaren Leistungen sowie mögliche Landnutzungsformen (Faber et al. (2006), verändert nach Mulder et al. (2004)).

Eine aktuelle Übertragung dieses Konzeptes auf Bodenorganismen findet sich bei Mulder et al. (2011). Die Biodiversität wird dabei als Grundlage aller ökosystemaren Dienstleistungen gesehen. Der Anteil einzelner Gruppen an den Leistungen wird so weit möglich quantifiziert, außerdem werden Empfehlungen zur Quantifizierung bisher fehlender Gruppen gegeben. Nachfolgend ein Auszug aus der Zusammenfassung: „*New patterns and trends in land use are becoming increasingly evident in Europe’s heavily modified landscape and else whereas sustainable agriculture and nature restoration are developed as viable long-term alternatives to intensively farmed arable land. The success of these changes depends on how soil biodiversity and processes respond to changes in management. To improve our understanding of the community structure and ecosystem functioning of the soil biota, we analyzed abiotic variables across 200 sites, and biological variables across 170 sites in The Netherlands, one of the most intensively farmed countries. The data were derived from the Dutch Soil Quality Network (DSQN), a long-term monitoring framework designed to obtain ecological insight into soil types (STs) and ecosystem types (ETs).*”

Das Programm der BDF in Deutschland stellt einen Rahmen dar, der unter bestimmten Erweiterungen ebenfalls geeignet ist, die Umsetzung der Strategie zur biologischen Vielfalt und Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Bodenorganismen zu realisieren. Das bestehende Programm integriert bereits wichtige ökosystemare Dienstleistungen des Bodens, müßte aber entsprechend erweitert werden.

Tab. 11.3: Beispiele von Indikatoren für ökologische Funktionen bzw. ökosystemare Leistungen im Ökosystem Boden (Faber et al. 2006).

Ecosystem service	Ecological requirement	Indicator
Soil fertility	Nutrient cycling	C:N ratio
		Potential nitrification
		Available phosphate
		K exchangeable
		Microbial biomass and activity
		Soil respiration rate
		N loss to sub-root soil
		Litter mass loss rate
	Functional biodiversity	Nitrifying bacteria
		Carbon sources utilization capacity
		Nucleic acid microbial popul. characterization
		Nematode community composition
		Earthworms community structure
		Keystone species
	Soil organic matter build up and maintenance	Labile SOM fractionation
		Fulvic/humic acids, polyphenols
	Physical soil properties	pH
		Soil bulk density
		CEC
		Water holding capacity
		Texture; silt and lutum fractions
		Soil aggregates
Adaptability and resilience	Functional biodiversity	Nematode community structure
		Earthworms community structure
		Fungi:bacteria ratio
		Nitrifying bacteria
	Genetic variation	Nitrifying bacteria
		Nucleic acid microbial popul. characterization
	Species richness	Diversity indices
		Key stone species
Buffer and reaction function	Soil organic matter build up and maintenance	Anecic and epigeic earthworms
		Root turnover
		Labile SOM fractionation
	Physical soil characteristics	CEC
Soil structure	Number of earthworms	
Biodiversity	Functional biodiversity	Keystone species
	Structural biodiversity	Diversity indices
	Genetic biodiversity	Iso-enzymes
		Nucleic acid microbial popul. characterization
Disease suppression / pest resistance	Functional biodiversity (pest control)	Natural predators
		Green vein landscape elements
Physical structure	Soil organic matter build up	Anecic and epigeic earthworms
	Soil structure	Soil stratification
		Soil compaction

Bisherige Zielstellungen des Monitoring auf den BDF:

- die Charakterisierung des Bodens als Ergebnis von Bodenprozessen und äußeren Einflüssen sowie die Ermittlung und Bewertung von Veränderungen des Bodenzustands;
- die Identifizierung von Möglichkeiten zur Verhinderung von äußeren Einflüssen auf Böden mit dem Ziel des nachhaltigen Schutzes von Bodenfunktionen;
- die Abschätzung der Verlagerung von Bodenschadstoffen in Pflanzen bzw. in das Grundwasser, sowie der Einfluss von Chemikalienimmissionen auf den Boden (nur auf ausgewählten Standorten);
- die wissenschaftliche Nutzung zur Verbesserung des Monitoring sowie zum besseren Verständnis ökologischer Zusammenhänge

Vorschlag zur Ergänzung der Zielstellungen des Monitoring auf den BDF:

- Erstellung eines Referenzsystems, das die Organismen-Gemeinschaften in hinreichendem Maße nutzt, um Schwellenwerte für unakzeptable Veränderungen der Bodenbiodiversität bzw. Beeinträchtigungen der Lebensraumfunktion des Bodens anzuzeigen (z. B. durch Emissionen (Radioaktivität), Pestizide, GVOs usw.);
- Integration in ein europäisches System zum Bodenmonitoring;
- Darstellung der Bewirtschaftungseinflüsse über langfristige Zeitreihen;
- Vertiefung des Verständnisses der Zusammenhänge zwischen Landnutzung, Lebensgemeinschaft und Bodenfunktion.

11.9 Forschungsbedarf

Aus den bisher dargestellten Ergebnissen dieses Vorhabens lässt sich unmittelbar Forschungsbedarf auf dem Gebiet der biologischen Klassifikation und Beurteilung von Böden herleiten, der im Folgenden nochmals zusammengefasst werden soll:

Ziele:

- Überführung der bisher vorliegenden Erfahrungen bei der Verwendung biologischer Methoden bei der Klassifikation von Böden in die Routineanwendung eines bodenbiologischen Monitoring zwecks Beurteilung der Lebensraumfunktion unterschiedlich gestörter deutscher Böden im Kontext der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt
- Formulierung genereller Empfehlungen für ein bodenbiologisches Monitoring in Europa

Flächenauswahl:

- Identifikation eines repräsentativen „Subsets“ von BDF, mit dem sowohl die verschiedenen Regionen (Naturraum, Klima, Böden) als auch Biotoptypen 1. und 2. Ebene (d. h. Landnutzungsform sowie eine Ebene darunter) Deutschlands abgedeckt werden;
- Auswahl von Sonderstandorten in Deutschland, wobei mehrere Fragestellungen angegangen werden könnten:
 - „unbeeinflusste“ Standorte, z. B. in Nationalparks → Auffindung der „hidden“ biodiversity, die an genutzten Standorten nicht (mehr) vorkommt;
 - Anthropogen „gestresste“ Standorte: Erfassung der dortigen Diversität und Vergleich mit Referenzwerten zur „Validierung“;
- Charakterisierung aller Flächen analog zu den Mindeststandards;
- Gesamtzahl der Flächen: 200 + X (Sonderstandorte)

Indikatorenanwendung:

- Gemeinsame Beprobung (d. h. zeitlich / räumlich abgestimmt) der ausgewählten BDF mittels standardisierter Sammelmethoden für die vier in diesem Vorhaben empfohlenen Organismengruppen (plus 1 – 2 Methoden zur strukturellen Diversität von Mikroorganismen);
- Zeitlich enger gestaffelte Beprobung an einzelnen BDF zur Identifikation der Variabilität innerhalb eines Jahres unter Einbeziehung von Literaturdaten;
- Weniger aufwändige (weniger BDF, einmalig) Überprüfung bisher nicht verwendeter Organismengruppen (Nematoden, Makrofauna, epigäische Gruppen);
- Einbeziehung genetischer Methoden parallel zur „klassischen“ Taxonomie (DNA-Barcoding) in enger Zusammenarbeit mit schon auf diesem Gebiet tätigen Institutionen;
- Überprüfung ausgewählter funktioneller Indikatoren parallel zu den strukturellen auf den gleichen BDF;
- Erarbeitung möglichst repräsentativer Fallstudien, z. B. auf (potentiell) belasteten Flächen in der Nähe von BDF.

Auswertung (möglichst in Kooperation mit dem BMBF-Vorhaben EDAPHOBASE):

- Fortführung, Pflege und Ausweitung (z. B. weitere Organismengruppen) der *Bo-Info*-Datenbank in enger Kooperation mit EDAPHOBASE;

- Auswertung aller bisherigen und der dann praktisch zu erhebenden Daten sowohl getrennt („Validierung“) als auch gemeinsam;
- Gemeinschaftsauswertung unter Berücksichtigung der Kovarianzen (Anwendung multivariater Statistik in einem Analysen-Modul)
- Ableitung von genaueren Referenzwerten für die Biotoptypen der 1. und 2. Ebene;
- Optimierung der Visualisierung und Verbreitung (ggf. unter Verwendung geeigneter Indizes) bodenbiologischer Erkenntnisse;
- Modellierung der erhobenen Daten zwecks zeitlicher und räumlicher Extrapolation;
- Erstellung eines Handbuchs zur biologischen Klassifikation und Beurteilung von Böden (ISO-Level; SOPs); Erweiterung Barth et al. (2000)
- Einbeziehung bodenbiologischer Ansätze in das TRIAD-Konzept zur Umweltrisikobeurteilung potentiell kontaminierter Standorte;
- Theoretischer Abgleich der gefundenen Werte mit den damit zusammenhängenden ökosystemaren Leistungen.

Öffentlichkeitsarbeit:

- Wissenschaftliche Publikationen;
- Nationale / Internationale Standards;
- Methodenhandbücher (SOP-Level), v.a. im Zusammenhang mit der Anwendung genetischer Methoden;
- Ausarbeitung der Anwendungsmöglichkeiten bodenbiologischer Daten außerhalb der generellen Qualitätsbeurteilung von Böden unter besonderer Berücksichtigung der Lebensraumfunktion (Klimawandel, GMOs, Pflanzenschutzmittelregistrierung usw.);
- Herausstellung der Rolle der Biodiversität für die Nutzung der ökosystemaren Leistungen von Böden;
- Öffentlichkeitsarbeit zur Verbesserung des „Image“ von Bodenorganismen.
- Durchführung eines internationalen Fachgesprächs.

Danksagung:

An erster Stelle sei hier denjenigen Personen bzw. Institutionen gedankt, die uns Daten zur Verfügung gestellt haben, speziell den Betreibern der Bodendauerbeobachtungsflächen der Länder. Insbesondere sei den Ländern gedankt, die Tierdaten der BDF zur Verfügung gestellt haben:

- Brandenburg
- Hamburg
- Nordrhein-Westfalen
- Schleswig-Holstein
- Thüringen.

Für die Unterstützung bei speziellen Fragen danken wir den Kollegen A. Beylich (IFAB Hamburg), S. Höss (ECOSSA München), J. Mathews (UBA Dessau), C. Mulder (RIVM Bilthoven), R. Ottermanns (RWTH Aachen), L. Ruess (Humboldt-Universität Berlin), R. Schmelz (Universität A Coruna), J. Utermann (BGR Hannover) und K. Voightländer (Senckenberg-Museum Görlitz).

Für die Überlassung digitaler Collembolen-Datensätze von Grünlandstandorten möchten wir Dr. B. Theißen (Biostation des Kreises Aachen) danken. Ein herzlicher Dank geht auch an L. Vollmer (Universität Frankfurt) für die Bearbeitung der Regenwürmer in ihrer Diplomarbeit.

Für Hilfe und Unterstützung sei allen beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern herzlich gedankt!

Ganz besonders möchten wir uns bei dem „Projektteam“ des UBA, speziell den Herren F. Glante, S. Marahrens und F. Hilliges, für die stetige Hilfsbereitschaft im Umgang mit (potentiellen) Datenlieferanten und Datenbankproblemen bedanken.

12 Literaturverzeichnis

- Abrahamsen, G. (1972): Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* 12: 26-82.
- Aescht, E. & Foissner, W. (1991): Bioindikation mit mikroskopisch kleinen Bodentieren. *VDI Berichte* 901: 985-1002.
- AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 438 p.
- Allspach, A. (1992): Die Landasseln (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) Hessens. *Naturschutz heute* 12: 1-146.
- Alphei, J. (1998): Differences in soil nematode community structure of beech forests: Comparison between a mull and a moder soil. *Applied Soil Ecology* 9: 9-15.
- Alphei, J. (2001): Der Einfluß experimentell manipulierter Faunendiversität auf die Gemeinschaftsstruktur freilebender Nematoden im Boden eines Mull-Buchenwaldes. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 95: 7-10.
- Alphei, J. & Klages, U. (1997): Die Gemeinschaftsstruktur freilebender Bodennematoden in Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte auf Buntsandstein. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 8: 5461-464.
- Anderson, I.C. (2004): Diversity and ecology of soil fungal communities: Increased understanding through the application of molecular techniques. *Environmental Microbiology* 6: 769-779.
- Anderson, J.P.E. & Domsch, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 10: 215-221.
- Anderson, T.-H. & Domsch, K.H. (1985): Determination of ecophysiological maintenance requirements of soil organisms in a dormant state. *Biology Fertility Soils* 1: 81-89.
- Anderson, T.-H. (2003): Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98:285-293.
- Andrassy, A. (1984): Klasse Nematoda. Ordnungen Monhysterida, Desmoscolecida, Areoliamida, Chromadorida, Rhabditida. Akademie-Verlag, Berlin, 509 pp.
- Andrassy, I. (2005): Free-living nematodes of Hungary. Hungarian Natural History Museum, Budapest. Volume I (518 pp.) and II (496 pp.).
- André, H.M. (2002): Soil biodiversity: myth, reality or conning? *Oikos* 96: 3-24.
- Andren, O., Baritz, R., Brandao, C., Breure, A.M., Feix, I., Franko, U., Gronlund, A., Leifeld, J. & Maly, S. (2004): Organic matter and biodiversity. Task Group 3 on soil biodiversity. In: Van-Camp, L. Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C & Selvaradjou, S-K. (eds.): Reports of the Technical Working Groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection. 21319 EN/1 pp. Luxembourg.

- Anton, C., Young, F., Harrison, P.A., Musche, M., Feld, C.K., Harrington, R., Haslett, J.R., Pataki, G., Rounsevell, M.D.A., Sousa, J.P., Sykes, M.T., van den Hove, S., Watt, A. & Settele, J. (2010): Ecosystem services and biodiversity conservation: knowledge gaps and roadmap for future research needs. *Biodivers Conserv.* 19: 2979-2994.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) (2001): Standard Guide for Conducting a Laboratory Soil Toxicity Test with the Nematode *Caenorhabditis elegans*. Annual Book of ASTM 2172: 1-11.
- Bardgett, R.D., Usher, M.B. & Hopkins, D.W. (2005): Biological Diversity and Function in Soils. Cambridge University Press, United Kingdom. 411 pp.
- Barth, N., Brandtner, W., Cordsen, E., Dann, T., Emmerich, K.-H., Feldhaus, D., Kleefisch, B., Schilling, B. & Utermann, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: Rosenkranz, D.; Bachmann, G.; König, W.; Einsele, G. (Hrsg.): Bodenschutz. Kennziffer 9152, Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- Bassus, W. (1962): Über die Vertikalverteilung und den Massenwechsel der Nematoden in Waldböden Mitteldeutschlands. *Nematologica* 7: 281-293.
- Bauchhenss, J. (1997): Bodenzoologie. Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF). Bericht nach zehnjähriger Laufzeit 1985 - 1995. Teil III. Boden Schriftenreihe der bayrischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, 6/97: 219-234.
- Bauchhenss, J. (1998): Bodenbiologische Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen. Regenwürmer als Bioindikatoren. UBA-Texte 66/02: 81-87.
- Bauchhenss, J. (2007): Bodenzoologische Untersuchungen auf BDF – Regenwürmer als Bioindikatoren. UBA-Texte 34/07: 10-32.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz). Bundesgesetzblatt I, 502 vom 17. März 1998.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes. BGBl I, 36, S. 1554 – 1582 vom 16.06.1999.
- Beck, L., Dumpert, K., Franke, U., Mittmann, H., Römbke, J., Schönborn, W. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. *Jül. Spez.* 439: 548-701.
- Beck, L. & Woas, S. (1991): Die Oribatiden-Arten (Acari) eines südwestdeutschen Buchenwaldes I. *Carolinea* 49: 37-82.
- Beck, L. (1993): Zur Bedeutung der Bodentiere für den Stoffkreislauf in Wäldern. *Biologie in unserer Zeit* 23: 286-294.

- Beck L., Woas, S. & Horak, F. (1997): Taxonomische Ebenen als Basis der Bioindikation – Fallbeispiele aus der Gruppe der Oribatiden (Acari). Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69: 67-85.
- Beck, L., Römbke, J., Paulus, R., Ruf, A., Scheurig, M., Spelda, J. & Woas, S. (2001): Bodenfauna und Umwelt – Bodenökologische Inventur und Beurteilung von ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg. SMNK/ECT-Bericht für die LfU Baden-Württemberg. <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/xfaweb>
- Beck, L., Römbke, J., Breure, A.M. & Mulder, Ch. (2005): Considerations for the use of Soil Ecological Classification and Assessment Concepts in Soil Protection. Ecotoxicology and Environmental Safety 62: 189-200.
- Beck, L., Römbke, J., Meyer, F., Spelda, J. & Woas, S. (2007): Bodenfauna. Ferrantia 50: 67-130.
- Behan-Pelletier, V. M. (1999): Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. Agr. Ecosyst. Environ. 74: 411-423.
- Behan-Pelletier, V. M. (2003): Acari and Collembola biodiversity in Canadian agricultural soils. Can. J. Soil Sci. 83: 279-288.
- Belotti, E. (1993): Ein generalisiertes Konzept der Lebensformtypen wirbelloser Bodentiere als Hilfsmittel für den Bodenschutz. Mittl. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 72: 491-494.
- Belotti, E. (1994): Lebensformtypen wirbelloser Bodentiere, Streuverarbeitungsprozesse und Humusformen. Mittl. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 74: 45-48.
- Bennack, D., Brown, G., Bunning, S. & Da Cunha, M.H. (2002): Soil biodiversity management for sustainable and productive agriculture. In: Proceedings on a satellite event on the occasion of the Ninth Regular Session of the Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Rome, 12-13 October 2002. 198-222 p.
- Bergmann, G.T., Bates, S.T., Eilers, K.G., Lauber, C.L., Caporaso, J.G., Walters, W.A., Knight, R. & Fierer, N. (2011): The under-recognized dominance of Verrucomicrobia in soil bacterial communities. Soil Biology and Biochemistry 43: 1450-1455.
- Berief, K-J., Heuer, M., Meuser, H., Pankratz, E. & Sobczak, G. (2009): Bodenfunktions-, Eingriffs- und Ausgleichsbewertung am Beispiel der Stadt Gelsenkirchen und des Kreises Steinfurt. Bodenschutz 1/09: 4-12.
- Beylich, A. & Graefe, U. (2002): Anellid coenoses of wetlands representing different decomposer communities. In: Broll, G., Merbach, W., Pfeifer, E.-M. (Eds.), Wetlands in Central Europe. Soil organisms, soil ecological processes and trace gas emissions. Springer, Berlin, p. 1-10.
- Beylich, A., Broll, G., Graefe, U., Höper, H., Römbke, J., Ruf, A. & Wilke, B-M. (2005): Biologische Charakterisierung von Böden. Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. BVB-Materialien 13: 1-78.

- Beylich, A., Broll, G., Hper, H., Römbke, J., Ruf, A. & Wilke, B-M. (2006): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen: Bewertung im Rahmen von Planungsprozessen. Bodenschutz 2/06: 49-53.
- Beylich, A. & Graefe, U. (2007a): Artenzahlen von Annelidengemeinschaften (Regenwürmer und Kleinringelwürmer) – Referenzwerte für unterschiedliche Standortsituationen. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 110/2: 745-746.
- Beylich, A. & Graefe, U. (2007b): Investigations on the enchytraeid fauna in floodplain soils of the Lower Middle Elbe. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masaryk. Brun., Biol 110: 107-122.
- Beylich, A. & Graefe, U. (2009): Investigations of annelids at soil monitoring sites in Northern Germany: reference ranges and time-series data. Soil Organisms 81: 175-196.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011a): Beschlüsse der Arbeitsgemeinschaft „Naturschutz“ der Landes-Umweltministerien (LANA): Quelle: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/_030306_lana.pdf, zuletzt geöffnet 02.11.2011.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011b): Referenzliste – Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen, Quelle: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/030306_refmassnahmen.pdf, zuletzt geöffnet 02.11.2011.
- Bispo, A., Peres, G., Cluzeau, D., Graefe, U., Römbke, J., Rutgers, M., Fuchs, M., Sousa, J.P., Schulte, R., Dombos, M., Simon, B., Cortet, J., Chaussod, R., Ritz, K., Creamer, R., Winding, A., English, M., Boixadera, J. & Rubio, J.L. (2007): ENVASSO (Environmental assessment of soil for monitoring) WP 5 – Decline in soil biodiversity: 22.
- Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P.H., Sousa, J.P., Peres, G., Rutgers, M., Winding, A. & Römbke, J. (2009): Indicators for Monitoring Soil Biodiversity. Integrated Environmental Assessment Management 5: 717-719.
- Black, H.I.J., Ritz, K., Campbell, C.D., Harris, J.A., Wood, C., Chamberlain, P.M., Parekh, N., Towers, W. & Scott, A. (2008): SQID: Prioritising biological indicators of soil quality for deployment in a national-scale soil monitoring scheme - Summary report Lancaster: NERC/Centre for Ecology and Hydrology.
- 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 S. + 80 Abb.
- Blakemore, R.J. (2003): A provisional list of valid names of Lumbricoidea (Oligochaeta) after Easton, 1983. In: Advances in Earthworm Taxonomy. Moreno, A.G. & Borges, S. (eds.). Editorial Complutense, Madrid. 75-120.
- Blaxter, M. (2003): Counting angels with DNA. Nature 421: 122-124.

- Bloem, J., Schouten, J., Didden, W., Jagers op Akkerhuis, G., Keidel, H., Rutgers, M. & Breure, T. (2003): Measuring soil biodiversity: experiences, impediments and research needs. OECD expert meeting on soil erosion and soil biodiversity indicators. Rome, Italy.
- Bloem, J. & Breure, A.M. (2003): Microbial indicators. In: Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (Eds.), Bioindicators and biomonitors: principles, concepts and applications. Elsevier Science, Oxford, p. 259-282.
- Bloem, J., Schouten, A.J., Sørensen, S.J., Rutgers, M., Van der Werf, A., Breure, A.M. (2006): Monitoring and evaluating soil quality. In: Microbiological Methods for Assessing Soil Quality. Bloem, J., Benedetti, A. & Hopkins, D.W. (eds.). CABI, Wallingford, pp. 23-49.
- Blossey, L. & Lehle, M. (1998): Eckpunkte zur Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen in Planungs- und Zulassungsverfahren. Bodenschutz 4: 131-137.
- Blum, W.E.H. & Santeliss, A.A. (1994): A concept of sustainability and resilience based on soil functions. In: Soil resilience and sustainable land use. Greenland, D.J. & Szaboles, I. (eds.). CABI, Wallingford, pp. 535-542.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2011): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, 3. Auflage.
- BNatSchG (Bundesnaturschutzgesetz) (2002): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 25.03.2002 (BGBl. I S. 1193).
- Bobrov, A.A., Charman, D.J. & Warner, B.G. (1999): Ecology of Testate Amoebae (Protozoa: Rhizopoda) on Peatlands in Western Russia with Special Attention to Niche Separation in Closely Related Taxa. Protist 150: 125–136.
- Bongers, T. (1988): De Nematoden van Nederland. Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 408 pp.
- Bongers, T. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia 83: 14-19.
- Bongers, T. & Ferris, H. (1999): Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. Tree 14: 224-228.
- Bornebusch, C. H. (1930): The fauna of forest soil. Det forstlige Forsøgsvæsen i Danmark 11: 224 S.
- Bouché, M.B. (1972): Lombriciens de France. Paris, France: INRA Publ. 72-2, Institut National de Recherches Agriculterelles Annales de Zoologie. Ecologie animale, hors série 72 (2). 671 S.
- Bouché, M.B. (1977): Stratégies lombriciennes. In: Lohm, U. & Persson, T. (Hrsg.): Soil organisms as components of ecosystems. Ecological Bulletins NFR 25: 122-132.

- Braschler, B., Zschokke, S., Dolt, C., Thommen, G.H., Oggier, P. & Baur, B. (2004): Grain-dependent relationship between plant productivity and invertebrate species richness and biomass in calcareous grasslands. *Basic Appl. Ecol.* 5: 15-24.
- Brauckmann, H.-J. (2002): Regenwurmzönosen in südwestdeutschen Grünlandbrachen - Eine Sukzessionsstudie der ersten 20 Jahre. *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster*, Band 10, 121 S.
- Brauckmann, H.-J. & Broll, G. (2003): Bodenorganismen-Gemeinschaften auf Grünlandstandorten in Baden-Württemberg – ein Beitrag zur Bewertung von Böden als Lebensraum. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 102/2: 833-834.
- Braun-Blanquet, J. (1921): Prinzipien einer Systematik der Pflanzengesellschaften auf floristischer Grundlage. *Jahrbuch St. Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft* 57: 305-351.
- Bretfeld, G. (1999): Synopses on Palaearctic Collembola Part II: Symphypleona. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 71: 1-318.
- Breure, A.M., Schouten, A.J. & Rutgers, M. (2002): Het bodemleven als indicator voor duurzaam bodemgebruik. *Bodem* 12: 149-152.
- Breure, A.M., Rutgers, M., Bloem, J., Brussaard, L., Didden, W., Jagers op Akkerhuis, G., Mulder, Ch., Schouten, A.J. & Van Wijnen, H.J. (2003): Ecologische kwaliteit van de bodem. RIVM report 607604005 (32 pp).
- Breure A.M., Mulder, Ch., Rutgers, M., Schouten, T., De Zwart, D. & Bloem, J. (2004): A Biological Indicator for Soil Quality. *Proceedings from an OECD Expert Meeting Rome, Italy, March 2003 Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis* pp. 485-494.
- Breure, A.M., Mulder, C., Römbke, J. & Ruf, A. (2005): Ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotox. Environ. Safety* 62: 211-229.
- Briones, M.J.I., Mascato, R. & Mato, S. (1995): Autecological study of some earthworm species (Oligochaeta) by means of ecological profiles. *Pedobiologia* 39: 97-106.
- Brodie, E., Edwards, S. & Clipson, N. (2003): Soil fungal community structure in a temperate upland grassland soil. *FEMS Microbiol Ecol* 45: 105-114.
- Bru, D., Ramette, A., Saby, N.P., Dequiedt, S., Ranjard, L., Jolivet, C., Arrouays, D. & Philippot, L. (2011): Determinants of the distribution of nitrogen-cycling microbial communities at the landscape scale. *ISME J* 5: 532-542.
- Brussaard, L., Pulleman, M.M., Oue'draogo, E., Mandod, A. & Six, J. (2007): Soil fauna and soil function in the fabric of the food web. *Pedobiologia* 50: 447-462.
- Brzeski, M.W. (1998): Nematodes of Tylenchida in Poland and temperate Europe. *Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa*, 396 pp.

- Cannavacciuolo, M., Bellido, A., Cluzeau, D., Gascuel, C. & Trehen, P. (1998): A geostatistical approach to the study of earthworm distribution in grassland. *Applied Soil Ecology* 9: 345-349.
- Carcamo, H.A., Parkinson, D. & Bargshoon, D. (1998): Distribution of earthworms along a sharp acidification gradient. *Pedobiologia* 42: 88-95.
- Cartagena Protokoll (2000): Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity: text and annexes. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal, Cartagena.
- Carter, M.R., Gregorich, E.G., Angers, D.A., Beare, M.H., Sparling, G.P., Wardle, D.A. & Voroney, R.P. (1999): Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. *Canadian Journal of Soil Science* 79: 507-520.
- Černosvitov, L. (1937): System der Enchytraeiden. *Bull. Assoc. Russe Sci.* 5: 263-295.
- Chapman, P.M. (1986): Sediment quality criteria from the Sediment Quality Triad: An example. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 957-964.
- Chen, J. & Ferris, H. (1999): The effects of nematode grazing on nitrogen mineralization during fungal decomposition of organic matter. *Soil Biology Biochemistry* 31: 1265-1279.
- Chen, D.M. & Cairney, J.W.G. (2002): Investigation of the influence of prescribed burning on ITS profiles of ectomycorrhizal and other soil fungi at three Australian sclerophyll forest sites. *Mycological Research* 106: 532-540.
- Christensen, B. & Glenner, G. (2010): Molecular phylogeny of Enchytraeidae (Oligochaeta) indicates separate invasions of the terrestrial environment. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* 48: 208-212.
- Cluzeau, D., Binet, F., Vertes, F. & Simon, J.C. (1992): Effects of intensive cattle trampling on soil-plant-earthworms system in two grassland types. *Soil Biol. Biochem.* 24: 1661-1666.
- Coja, T., Zehetner, K., Bruckner, A., Watzinger, A. & Meyer, E. (2008): Efficacy and side effects of five sampling methods for soil earthworms. *Ecotox. Environ. Safety* 71: 552-565.
- Cordesen, E. (1993): Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 859-862.
- Crane, M. (2004): Review of ecotoxicological and biological test methods for the assessment of contaminated land, R&D report Environment Agency, Bristol.
- Csuzdi, C. & Zicsi, A. (2003): Earthworms of Hungary. *Pedozoologica Hungarica* 1, 271 S.
- Dahlmann, I. (2010): Boden und Klimawandel – Handlungsempfehlungen der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz. In: Bodenschutz in Europa – Ziele und

- Umsetzung. 6. Marktreidwitzer Bodenschutztag. Schilling, B. & Brmer, C. (eds.). Stadt Marktreidwitz, S. 44-47.
- Darwin, C. (1881): The formation of vegetable mould through the action of worms with observations on their habits. Murray, London. 298 pp.
- Da Silva, P.M., Aguiar, C.A.S., Niemelä, J., Sousa, J.P. & Serrano, A.R.M. (2008): Diversity patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) along a gradient of land-use disturbance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 270-274.
- Daughjerg, P. (1988): Temperature and moisture preference of three earthworm species (Oligochaeta: Lumbricidae). *Pedobiologia* 32: 57-64.
- David, J.-F., Devernay, S., Loucugaray, G. & Le Floch, E. (1999): Below-ground biodiversity in a Mediterranean landscape: relationships between saprophagous macroarthropod communities and vegetation structure. *Biodivers. Conserv.* 8: 753–767.
- De Bruyn, L.A.L. (1997): The status of soil macrofauna as indicators of soil health to monitor the sustainability of Australian agricultural soils. *Ecol. Economics* 23: 167-178.
- Decaens, T., Jiménez, J.J., Gioia, C., Measey, G.J. & Lavelle, P. (2006): The values of soil animals for conservation biology. *Europ. J. Soil Biology* 42: S23-S38.
- Deharveng, L. (2004): Recent advances in Collembola systematics. *Pedobiologia* 48: 415-433.
- Demange, J.-M. (1981): Les milles-pattes. Myriapodes. Generalites, morphologie, ecologie, ethologie. Determination des especes de France. Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris, 284 S.
- Dequiedt, S., Thioulouse, J., Jolivet, C., Saby, N.P.A., Lelievre, M., Maron, P.-A., Martin, M.P., Prévost-Bouré, N.C., Toutain, B., Arrouays, D., Lemanceau, P. & Ranjard, L. (2009): Biogeographical patterns of soil bacterial communities. *Environmental Microbiology Reports* 1: 251-255.
- Dequiedt, S., Saby, N.P.A., Lelievre, M., Jolivet, C., Thioulouse, J., Toutain, B., Arrouays, D., Bispo, A., Lemanceau, P. & Ranjard, L. (2011): Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. *Global Ecology and Biogeography* 20: 641-652.
- De Ruiter, P.C., Moore, J.C., Zwart, K.B., Bouwman, L.A., Hassink, J., Bloem, J., de Vos, J.A., Marinissen, J.C.Y., Didden, W.A.M., Lebbink, G. & Brussaard, L. (1993): Simulation of nitrogen mineralization in the belowground food webs of two winter wheat fields. *J. Appl. Ecol.* 30 : 95–106.
- Didden, W.A.M. (1990): Involvement of Enchytraeidae (Oligochaeta) in soil structure evolution in agricultural fields. *Biol. Fertil. Soils* 9 : 152 158.
- Didden, W.A.M. (1993): Ecology of terrestrial Enchytraeidae. *Pedobiologia* 37: 2-29.

- Didden, W.A.M., Fründ, H.-C. & Graefe, U. (1997): Enchytraeids. In: Fauna in Soil Ecosystems. Benckiser, G. (Hrsg.). Marcel Dekker, New York.
- Didden, W.A.M. (2001): Earthworm communities in grasslands and horticultural soils. Biol. Fert. Soils 33 : 111-117.
- Didden, W.A.M. (2002): A survey of enchytraeid communities on grassland and horticultural soil – The enchytraeid community as a monitoring tool. Natura Jutlandica Occ. Paper 2 : 6-16.
- Didden, W.A.M. (2003a): Development and potential of a stereotype as a reference site in ecological monitoring. Newsletter on Enchytraeidae 8: 33-40.
- Didden, W.A.M. (2003b): Oligochaeta. In: Bioindicators and Biomonitors (Chapter 16). Markert, B.A., Breure, A.M. & Zechmeister, H.G. (eds). Elsevier Science Ltd., Amsterdam, Netherlands. Pp. 555-576.
- Doube, B.M. & Schmidt, O. (1997): Can the abundance of or activity of soil macrofauna be used to indicate the biological health of soils? In: Biological Indicators of soil health. Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. CAB Intl., Wallingford, UK. Pp. 265-296.
- Dosza-Farkas, K. (1973): Ananeosis, a new phenomenon in the life-history of the enchytraeids (Oligochaeta). Opusc.Zool.Budapest XII: 1-2.
- Dozsa-Farkas, K. (1991): Neue Enchytraeiden-Art aus tieferen Bodenschichten eines Hainbuchen-Eichenwalds in Ungarn. Acta Zool. Hung. 37: 21-26.
- Dunger, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaus. Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose. Abh. Ber. Naturkundemuseum Görlitz 43: 1-256.
- Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt, 280 S.
- Dunger, W. (1982): Die Tiere des Bodens als Leitform für anthropogene Umweltveränderungen. Decheniana 26: 151-157.
- Dunger, W. & Dunger, I. (1983): Zur Kongruenz von Phytozönosen und Collembolen-Synusien. Verh. SIEEC X. Budapest. S. 32-34.
- Dunger, W. (1994): Sind Bodenarthropoden schützbar und schutzwürdig? Wissen und Wissenslücken zur Entomofauna mitteleuropäischer Böden. Verh. 14. Internationalen Symposiums für Entomofaunistik in Mitteleuropa (SIEEC), München, 99-115.
- Dunger, W. (1998): Die Bindung zwischen Bodenorganismen und Boden und die biologische Beurteilung von Böden. Bodenschutz 2: 62–68.
- Dunger, W. (1999): Was sind biologische Bodenwerte? Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 89: 169-172.
- Dunger, W. & Fiedler, H.J. (2000): Methoden der Bodenbiologie. 2. neubearbeitete Auflage. Fischer Verlag Jena, 539 S.

- Dunger, W. & Voigtländer, K. (2005): Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. *Geoderma* 129: 32-44.
- EA (Environment Agency) (2002): Review of sublethal ecotoxicological tests for measuring harm in terrestrial ecosystems. R & D Tech. Report P5-063/TR1, Bristol, UK. 192 p.
- Eason, E. H. (1964): Centipedes of the British Isles. Frederick Warne, London and New York, 294 S.
- EC (European Commission) (1991): Council Directive 91/414/EEC of 15 July 1991 concerning the placing of plant protection products on the market. *J. European Communities* 34: No, L230.
- EC (European Commission) (2001): Directive 2001/18/EC of the European Parliament and of the Council of 12 March 2001 on the deliberate release into the environment of genetically modified organisms and repealing Council Directive 90/220/EEC (Luxembourg, Publications Office) *Official Journal of the European Communities*, 44(L106): 1–39.
- 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* L309: 1-50.
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carré, F., Houskova, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M., Kozak, J., Le Bas, C., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Halla, M.Y. & Zupan, M. (2006): Common criteria for risk se identification. ESB Research Report 20, EUR 22185, European Union, Luxembourg, 94 pp.
- Edel-Hermann, V., Dreumont, C., Perez-Piqueres, A. & Steinberg, C. (2004): Terminal restriction fragment length polymorphism analysis of ribosomal RNA genes to assess changes in fungal community structure in soils. *FEMS Microbiol Ecol* 47: 397-404.
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. (1992): The effects of toxic chemicals on earthworms. *Rev. Envir. Contam. Toxicol.* 125: 23-99.
- Edwards, C.A. (1998): *Earthworm ecology*. Boca Raton: CRC Press. 389 S.
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. (1996): *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, London, 426 S.
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.R. (1997): *Biology of earthworms*. London: Chapman & Hall. 276 S.
- Edwards, W. & Shipitalo, M.J. (1998): Consequences of earthworms in agricultural soils: Aggregation and porosity. In: Edwards, C.A. (ed.): *Earthworm ecology*. CRC Press, Boca Raton, USA. 147-161.
- EEA (European Environment Agency) (2005): EEA core set of indicators - Guide. EEA Technical Report No 1/2005 - ISSN 1725-2237, 38 pp.

- EFSA (European Food Safety Authority) (2007): Opinion of the Scientific Panel on Plant protection products and their Residues on a request from the Commission related to the revision of Annexes II and III to Council Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market - Ecotoxicological studies. The EFSA Journal 461: 1-44.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2009): Scientific Opinion of the Panel on Plant Protection Products and their Residues on a request from EFSA on the usefulness of total concentrations and pore water concentrations of pesticides in soil as metrics for the assessment of ecotoxicological effects. The EFSA Journal 922: 1-90.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2010a): Scientific Opinion on outline proposals for assessment of exposure of organisms to substances in soil. The EFSA Journal 8: 1442. 38 pp.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2010b): Scientific Opinion on the development of a soil ecoregions concept using distribution data on invertebrates. The EFSA Journal 8:1820. 77 pp.
- Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Sommer, M. & Vollmer, T. (1999): Böden als Lebensraum für Organismen II. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 91/2: 593-596.
- Ehrmann, O., Brauckmann, H-J., Emmerling, C. & Fründ, H-C. (2007): Erfassung und Bewertung von Regenwurmpopulationen – Vorschlag für ein mehrstufigs Bewertungsverfahren. UBA-Texte 34/07: 72-86.
- Eijsackers, H. & Zehnder, A.J.B. (1990): Litter decomposition: a Russian matriochka doll. Biogeochemistry 11: 153-174.
- Eisen, G. (1873): Om Skandinaviens Lumbricider, Öfversigt af Kongliga Vetenskaps-Akademiens Förhandlingar 30: 43-56.
- Ekschmitt, K. & Griffiths, B.S. (1998): Soil biodiversity and its implications for ecosystem functioning in a heterogeneous and variable environment. Applied Soil Ecology 10: 201-215.
- Ekschmitt, C., Klein, A., Pieper, B. & Wolters, V. (2001): Biodiversity and functioning of ecological communities – why is diversity important in some cases and unimportant in others? J. Plant Nutr. Soil Sci. 164: 239-246.
- Ekschmitt, C., Bakonyi, G., Bongers, M., Bongers, T., Boström, S., Dogan, H., Harrison, A., Nagy, P., O'Donnell, A.G., Papatheodorou, E.M., Sohlenius, B., Stamou, G.P. & Wolters, V. (2001): Nematode community structure as indicator of soil functioning in European grassland soils. Eur. J. Soil Biol. 37: 263-268.
- Ekschmitt, K., Stierhof, T., Dauber, J., Kreimes, K. & Wolters, V. (2003): On the quality of soil biodiversity indicators: abiotic and biotic parameters as predictors of soil fauna richness at different spatial scales. Agriculture, Ecosystem & Environment 98: 273-283.

- Ellenberg, H., Weber, W., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (2nd ed.). Scripta Geobotanica 18. Goltze: Göttingen.
- Emmerling, C. (2001): Funktionelle Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften und Nematoden in drei Bewirtschaftungssystemen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 95: 31-34.
- Erdmann, G., Otte, V., Langel, R., Scheu, S. & Maraun, M. (2007): The trophic structure of bark-living oribatid mite communities analysed with stable isotopes (N-15, C-13) indicates strong niche differentiation. Exp. Appl. Acarol. 41: 1-10.
- Ernst, G., Felten, D., Vohland, M. & Emmerling, C. (2009a): Impact of ecologically different earthworm species on soil water characteristics. European J. Soil Biology 45: 207-213.
- Ernst, G., Henseler, I., Felten, D. & Emmerling, C. (2009b): Decomposition and mineralization of energy crop residues governed by earthworms. Soil Biol. Biochem. 41: 1548-1554.
- Ernst, G. (2010): Ökologische und umweltrechtliche Relevanz der biologischen Vielfalt im Boden. Trierer Bodenkundliche Schriften 13, 85 S.
- Erséus, C. & Healy, B. (2001): Oligochaeta. In: Costello, M. J., C. S. Embrow & R. White (eds): European Register of Marine Species. A checklist of the marine species in Europe and a bibliography of guides to their identification. Publications Scientifiques du M.N.H.N., Paris: 231-234.
- Erséus, C., Rota, E., Matamoros, L. & De Wit, P. (2010): Molecular phylogeny of Enchytraeidae (Annelida, Clitellata). Molecular Phylogenetics Evolution 57: 849-858.
- Ettema, C.H. & Wardle, D. (2002): Spatial soil ecology. Trends Ecol. Evol. 17: 177-183.
- 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. Brussels, 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. Brussels, 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. Brussels, 30 pp.

- Evans, A.C. & Guild, W.J. Mc. L. (1948): Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. IV. On the life cycles of some British Lumbricidae. *Ann. Appl. Biol.* 35: 471-484.
- Faber, J., Van der Pol, J.J.C. & Rutgers, M. (2006): Database for distributed landscape classification and land use data of selected distributors based on scientific evidence of importance. NOMIRACLE Deliverable Report D.1.1.4, 72 S.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2003a): Biological Management of soil ecosystems for sustainable agriculture. Report of an International Technical Workshop, Londrina, 2002. 102 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2003b): Biodiversity and the Ecosystem Approach in Agriculture, Forestry and Fisheries. Proceedings on a satellite event on the occasion of the Ninth Regular Session of the Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Rome, 12-13 October 2002. 312 pp.
- Fauna Europaea Web Service (2007): Fauna Europaea version 1.3, Available online at <http://www.faunaeur.org>
- Feld, C.K., Martins da Silva, P., Sousa, J.P., De Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., Lavorel, S., Mountford, O., Pardo, I., Pärtel, M., Römcke, J., Sandin, L., Jones, B. & Harrison, P. (2009): Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos* 118: 1862-1871.
- Fernández, R., Novo, M., Gutiérrez, M., Almodóvar, A., & Díaz, C.D.J. (2010): The never ending story of the *Aporrectodea caliginosa* species complex: new insights into its phylogeny. The 9th International Symposium on Earthworm Ecology 5th to 10th Sept. 2010, Xalapa, Mexico.
- Ferris, H., Venette, R.C. & Lau, S.S. (1997): Population energetics of bacterial-feeding nematodes: Carbon and nitrogen budgets. *Soil Biology & Biochemistry* 29: 1183-1194.
- Ferris, H., Bongers, T. & De Goede, R.G.M. (2001): A framework for soil food web diagnostics: Extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology* 18: 13-29.
- Fierer, N., Bradford, M.A. & Jackson, R.B. (2007): Toward an Ecological Classification of Soil Bacteria. *Ecology* 88: 1354-1364.
- Filser, J., Wittmann, R. & Lang, A. (2000): Response types in collembola towards copper in the microenvironment. *Environ. Poll.* 107: 71-78.
- Filser, J. (2001): Sinn und Unsinn der Bewertung von Standorteigenschaften mit Mesofaunagemeinschaften. *Mitteilgn. AG Bodenmesofauna* 16: 47.
- Filser, J., Mebes, K.-H., Winter, K., Lang, A. & Kampichler, C. (2002): Long-term dynamics and interrelationships of soil Collembola and micro-organisms in an arable landscape following land use change. *Geoderma* 105: 201-221.

- Filser, J., Koehler, H., Ruf, A., Römbke, J., Prinzing, A. & Schaefer, M. (2008): Ecological theory meets soil ecotoxicology: Challenge and chance. *Basic Applied Ecology* 9: 346-355.
- Finke, P., Hartwich, R., Dudal, R., Ibáñez, J., Jamagne, M., King, D., Montanarella, L. & Ysaoglou, N. (2011): Georeferenced Soil Database for Europe. Manual of Procedures, Vers. 1.1. European Soil Bureau, EUR 18092 EN. 178 S.
- Fiscus, D.A. & Neher, D.A. (2002): Distinguishing sensitivity of free-living soil nematode genera to physical and chemical disturbances. *Ecological Applications* 12: 565-575.
- Fitter, A.H., Gilligan, C.A., Hollingworth, K., Kleczkowski, A., Twyman, R.M. & Pitchford, J.W. (2005): Biodiversity and ecosystem function in soil. *Functional Ecology* 19: 369-377.
- Fountain, M.T. & Hopkin, S.P. (2004): Biodiversity of Collembola in urban soils and the use of *Folsomia candida* to assess soil “quality”. *Ecotoxicology* 13: 555-572.
- Fox, C.A. & MacDonald, K.B. (2003): Challenges related to soil biodiversity research in agroecosystems – Issues within the context of scale and observation. *Can. J. Soil Zool.* 83: 231-244.
- Fraser, C., Malette, M., Rahn, J., Princz, J., Beaudette, L. & Scroggins, R. (2010): Development and standardization of new toxicity test methodologies and guidance for assessment and remediation of impacts from hydrocarbon and brine contamination on boreal forest, Taiga and Northern Soil using organisms representative of the eco-zone regions. Report, prepared for Soil and Ground Water Remediation POL, Program for Energy Research and Development, by Biological Assessment and Standardization Section, Environment Canada, Ottawa, Canada, 149 pp.
- Freckman, D.W. (1988): Bacterivorous nematodes and organic-matter decomposition. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 24: 195-217.
- Friedel, J.K., Sommer, M. & Ehrmann, O. (1999): Bewertung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Organismen am Beispiel von Mikroorganismen und Regenwürmern. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 89: 233-236.
- Fromm, H. (1998): "Standortparameter" von Collembolen in Agrarökosystemen. *Verh. Ges. Ökol.* 26: 663-670.
- Fründ, H.-C. (1995): Statistische Verfahren bei der Auswertung bioökologischer Daten für Planungsvorhaben. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 43: 357-376.
- Fründ, H.-C., Graefe, U. & Tischer, S. (2011): Earthworms as bioindicators of soil quality. In: *Biology of Earthworms*. Karaca, A. (ed.) *Soil Biology* 24. Springer-Verlag, Berlin. S. 261-278.
- Fry, P. (1994): Stand der Anwendung bodenbiologischer Methoden im Bodenschutz. *Bull. BGS* 18: 15-20.

- Galand, P.E., Saarnio, S., Fritze, H. & Yrjälä, K. (2002): Depth related diversity of methanogen Archaea in Finnish oligotrophic fen. FEMS Microbiology Ecology 42: 441-449.
- Gardi, C., Menta, C., Montanarella, L. & Cenci, R. (2008): Main threats on soil biodiversity: the case of agricultural activities impacts on soil microarthropods. In: Threats to soil quality in Europe. Toth, G. et al. (eds.). European Commission, EUR 23438. Luxembourg, 149 S.
- Gardi, C., Montanarella, L., Arrouays, D., Bispo, A., Lemanceau, P., Jolivet, C., Mulder, C., Ranjard, L., Römcke, J., Rutgers, M. & Menta, C. (2009): Soil biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. Eur. J. Soil Biol. 60: 807-819.
- Gates, G.E. (1972): Burmese earthworms. An introduction to the systematic and biology of megadrile oligochaetes with special reference to Southeast Asia. Trans. Am. Philosoph. Soc. N.S. 62: 1-326.
- Gates, G.E. (1975): Contributions to a revision of the earthworm family Lumbricidae, XII. *Enterion mammale* and its position in the family. Megadrilogica 2: 1-5.
- Gates, G.E. (1979): South Dakota does have earthworms! Megadrilogica 3: 165-166.
- GenTG (Gentechnikgesetz) (1993): Gesetz zur Regelung der Gentechnik vom 20.06.1990. BGBl I 1990, 1080: 1-39, zuletzt geändert durch Gesetz zur Anpassung von Bundesrecht im Zuständigkeitsbereich des BMELV im Hinblick auf den Vertrag von Lissabon vom 9.12.2010.
- Gerard, B.M. (1964): Synopses of the British Fauna. (6) Lumbricidae. Linnaean Society, London, 58 S.
- Gerard, B.M. (1967): Factors affecting earthworms in pastures. J. Anim. Ecol. 36: 235-252.
- Ghabbour, S.I. (1991): Towards a zoosociology of soil fauna. Rev. Ecol. Biol. Sol 28: 77-90.
- Ghilarov, M.S. (1944): Correlations between size and numbers of soil animals. C. r. Dokl. Acad. Sci. USSR 43: 267-269.
- Ghilarov, M. (1965): Zoologische Methoden der Bodendiagnostik. Nauka, Moskow.
- Ghilarov, M.S. & Krivoluckij, D.A. (1975): Opređelitel' obitajuschtschich w potschwe kleschtschej - Sarcophagiformes. Nauka, Moskau, 491 S.
- Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leoros, M.C. & Seoane, S. (2005): Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. Soil Biology Biochemistry 37: 877-887.
- Goodey, J.B. (1963): Soil and freshwater nematodes. John Wiley, London, 544 pp.
- Goulet, H. (2003): Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Canadian agricultural soils. Can. J. Soil Sci. 83: 259-264.
- Graefe, U. (1993a): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 95-98.

- Graefe, U. (1995): Gibt es bodentypisch-spezifische Tiergesellschaften? Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 75: 11-14.
- Graefe, U. & Belotti, E. (1999): Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 89: 181-184.
- Graefe, U. & Schmelz, R.M. (1999): Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. In: Schmelz, R. & Sühlo, K.: Newsletter on Enchytraeidae 6. Universitätsverlag Rasch, Osnabrück: 59-67.
- Graefe, U. & Beylich, A. (2003): Critical values of soil acidification for annelid species and the decomposer community. Newsletter on Enchytraeidae 8: 51-55.
- Graff, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode 7: 1-70.
- Greenslade, P. (1997): Are Collembola useful indicators of the conservation value of native grasslands? Pedobiologia 41: 215-220.
- Griffiths, R.I., Thomson, B.C., James, P., Bell, T., Bailey, M. & Whiteley, A.S. (2011): The bacterial biogeography of British soils. Environmental Microbiology 13: 1642-1654.
- Gröngroft, A., Hochfeld, B. & Miehlich, G. (2001): Ist die Bewertung der Lebensraumfunktion im Rahmen der Bodenschutzplanung machbar? Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 96/2: 723-724.
- Gulder, H-J., Häberle, K-H., Mellert, K-H., Schmidt, O., Schöpke, K. & Schulz, U. (1997): Humuszustand und Bodenlebewelt ausgewählter bayrischer Waldböden. Berichte aus der Bayrischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft 18, 71 S.
- Gunn, A. (1992): The use of mustard to estimate earthworm populations. Pedobiologia 36: 65-67.
- Gupta, V.V.S.R. & Yeates, G.W. (1997): Soil microfauna as bioindicators of soil health. In: Biological indicators of soil health. Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. (eds.). CAB Intl., Wallingford, UK. Pp. 201-234.
- Haag, R., Stempelmann, I. & Haider, J. (2009): Bodenbiologische Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1995 – 2007. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Essen. 97 S. + Anhang.
- Hagvar, S. (1998): The relevance of the Rio-Convention on biodiversity to conserving the biodiversity of soils. Applied Soil Ecology 9: 1-7.
- Haimi, J. & Siira-Pietikäinen, A. (2003): Activity and role of the enchytraeid worm *Cognettia sphagnetorum* (Oligochaeta: Enchytraeidae) in organic and mineral forest soil. Pedobiologia 47: 3030-310.

- Hamel, C., Schellenberg, P.M., Hanson, K. & Wang, H. (2007): Evaluation of the bait-lamina test to access soil microfauna feeding activity in mixed grasslands. *Applied Soil Biology* 36: 199–204.
- Hanel L. (1993): Diversity of soil nematodes (Nematoda) in various types of ecosystems. *Ekologia* 12: 259-272.
- Hanel, L. (1996): Composition and seasonal changes of soil nematode community in a South Bohemian meadow. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 60, 103-114.
- Hanel, L. (2003): Soil nematodes in cambisol agroecosystems of the Czech Republic. *Biologia Bratislava* 58: 205-216.
- Harrington, R., Anton, C., Dawson, T.P., De Bello, F., Feld, C.K., Haslett, J.R., Kluvaňkova-Oravska, T., Kontogianni, A., Lavorel, S., Luck, G.W., Rounsevell, M.D.A., Samways, M.J., Settele, J., Skourtos, M., Spangenberg, J.H., Vandewalle, M., Zobel, M. & Harrison, P.A. (2010): Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodivers. Conserv.* 19: 2773-2790.
- Hassall, M.P., Turner, T.G. & Rands, M.R.W. (1987): Effects of terrestrial isopods on the decomposition of woodland leaf litter. *Oecologia* 72: 597–604.
- Hauser, H. & Voigtländer, K. (2009): Doppelfüßer (Diplopoda) Ostdeutschlands. In: *Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN) (Hrsg.) 2. Aufl., 112 S.*
- Healy, B. (1980): Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. *Pedobiol.* 20: 159-175.
- He, Z.L., Van Nostrand, J.D., Deng, Y. & Zhou, J.Z. (2011): Development and applications of functional gene microarrays in the analysis of the functional diversity, composition, and structure of microbial communities. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China* 5: 1-20.
- Heal, O.W: (1997): Effects of Global Climate Change on Diversity-Function Relationships in Soil. In: *Functional implications of biodiversity in soil.* Wolters, V. (Ed.). European Commission. Ecosystems research report 24, 27-40 p.
- Heck, M. & Römbke, J. (1990): Enchytraeidengemeinschaften Berliner Forststandorte. *Zool. Beitr. (Berlin)* 33: 433-458.
- Heck, M., Achazi, R.K., Schmelz, R. (1999): Untersuchung von Enchyträenpopulationen innerstädtischer Forste und Freiflächen Berlins. *Newsletter on Enchytraeidae* 6: 129-156.
- Hedde, M., Lamy, I., Cortet, J. & Nahmani, J. (2010): Soil macrofauna biological traits to monitor soil restoration. Poster Abstract; SETAC Europe Conference Seville, 2010.
- Hendrix, P.F. (1998): Earthworms in agroecosystems: A summary of current research. In: *Edwards, C.A. (ed.): Earthworm ecology.* CRC Press, Boca Raton: 259-269.
- Hill, M.O. & Gauch H.G. Jr. (1980): Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.

- Hirschfeld, H.O. (1935): A connection between correlation and contingency. Proc. Cambridge Philosophical Society 31: 520–524.
- Hochkirch, A. (1996): Habitat preferences of grasshoppers (Orthoptera: Acridoidea, Eumasticoidea) in the east Usambara Mountains, NE Tanzania, and their use for bioindication. Ecotropica 2: 195-217.
- Höfer, H., Verhaagh, M. & Fabry, R. (2007): SOLOBIOMA – Bodenbiota und Biogeochemie in Küstenregenwäldern Südbraziliens, ein deutsch-brasilianisches Forschungsprojekt vor dem Hintergrund des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. UWSF – Umweltwissenschaften & Schadstoffforschung 19: 128–131.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, L., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75: 3–35.
- Höper, H. & Ruf, A. (2003): Methode zur flächenhaften Darstellung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum von Bodenorganismen für Planungen im mittleren Maßstab. Archiv Bodenschutz 2: 41-47.
- Hopkin, S. (1997): Biology of the Springtails (Insecta: Collembola). Oxford Univ. Press, Oxford New York Tokyo, 330 S.
- Hornung, M. (1993): Defining soil quality for ecosystems and ecosystem functioning. In: Eijsackers, H.J.P., Hamers, T., (Eds.), Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection. Kluwer, Amsterdam. p. 201-211.
- Höser, N. (1997): Standörtliche Bindung als Kriterium der Artentrennung bei der Regenwurm-gattung *Proctodrilus*. Abhandlungen und Berichte des Naturkundlichen Museums Görlitz 69: 151-156.
- Höss, S. & Traunspurger, W. (2003): Nematodes. In: Bioindicators / Biomonitors - Principles, Assessments, Concepts. A.M. Breure, B. Markert & H. Zechmeister (eds.). Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, S. 529-554.
- Hotelling H. (1933): Analysis of a Complex of Statistical Variables into Principal Components. The Journal of Educational Psychology 24: 417-441.
- Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Lexer, W., Möller, A., Rickson, R.J., Shishkov, T., Stephens, M., Toth, G. Van den Akker, J.J.H. (2008): Environmental Assessment of Soil for Monitoring: Volume I, Indicators & Criteria. Luxembourg, Office for the Official Publications of the European Communities: 339.
- IFAG – Institut für Angewandte Geodäsie (Hrsg.) (1979): Karte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 - Landschaften (Namen und Abgrenzungen). Frankfurt/Main (Selbstverlag).

- ISO (International Organisation for Standardization) (1996): Soil quality - Vocabulary - Part 1: Terms and definitions relating to the protection and pollution of soil. ISO 11074-1, Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (1997): Soil Quality - Determination of soil microbial biomass. Part 1: Substrate induced respiration method. ISO 14240-1, Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2001): Soil quality – Guidance on the ecotoxicological characterization of soils and soil materials. ISO 15799. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2002): Soil quality — Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. ISO 16072. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2006a): 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) (2006b): 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) (2007a): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 3: Sampling and soil extraction of enchytraeids. ISO 23611-3. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2007b): Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 4: Sampling, extraction and identification of free-living stages of nematodes. ISO 23611-4. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2010a): Draft Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 5: Sampling and extraction of soil macro-invertebrates. ISO 23611-5. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2010b): Draft. Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 6: Guidance for the design of sampling programmes with soil invertebrates. ISO 23611-6. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2010c): Water quality - Determination of the toxic effect of sediment and soil samples on growth, fertility and reproduction of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda). ISO/DIS 10872. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization). (2010d): Soil quality -- Measurement of enzyme activity patterns in soil samples using fluorogenic substrates in micro-well plates. ISO/TS 22939.
- ISO (International Organization for Standardization) (2011a): Soil quality - Determination of abundance and activity of the soil microflora using respiration curves. ISO 17155. Geneva, Switzerland.

- ISO (International Organization for Standardization) (2011b): Soil quality - Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (TRIAD approach). Draft. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization) (2011c): Soil quality – Guidance on the establishment and maintenance of monitoring programmes. ISO 16133. Geneva, Switzerland.
- Jairajpuri, M.S. & Ahmad, W. (1992): Dorylaimida. Free-living, predaceous and plant-parasitic nematodes. Brill, Leiden, 458 pp.
- James, S.W. & Brown, G.G. (2006): Earthworm biodiversity in Sao Paulo state, Brazil. *European Journal of Soil Biology* 42: 145-149.
- James, S.W., Porco, D., Decaens, T., Richard, B., Rougerie, R. & Erseus, C. (2010): DNA Barcoding reveals cryptic diversity in *Lumbricus terrestris* (Clitellata): Resurrection of *Lumbricus herculeus*. *PLOS one* 5, 12: e15629.
- Jans, W. & Funke, W. (1989): Die Enchyträen (Oligochaeta) von Laub und Nadelwäldern Süddeutschlands und ihre Reaktion auf substantielle Einflüsse. *Verh. Ges. Ökol.* 18: 741-746.
- Jänsch, S. (2001): Ökologische Charakterisierung ausgewählter Enchyträenarten hinsichtlich relevanter Standorteigenschaften (speziell Bodenfaktoren). Diplom-Arbeit FH Rüsselsheim, 124 S.
- Jänsch, S. & Römbke, J. (2003): Ökologische Charakterisierung ausgewählter Enchyträenarten hinsichtlich relevanter Standorteigenschaften (speziell Bodenparameter). *UWSF - Z. Umweltchem. & Schadstoff-Forschung* 15: 95-105.
- Jänsch, S., Römbke, J. & Didden, W. (2005): The use of enchytraeids in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 266-277.
- Jänsch, S., Amorim, M.J.B. & Römbke, J. (2005): Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species. *Environmental Reviews* 13: 51-83.
- Jänsch, S., Frampton, G.K., Römbke, J., Van den Brink, P.J. & Scott-Fordsmand, J.J. (2006): Effects of pesticides on soil invertebrates in model ecosystem and field studies: A review and comparison with laboratory toxicity data. *Envir. Toxicol. Chem.* 25: 2490-2501.
- Jänsch, S., Römbke, J., Schallnaß, H-J. & Tertyze, K. (2007): Derivation of soil values for the path „soil – soil organisms“ for metals and selected organic compounds using species sensitivity distribution. *ESPR – Envir. Sci. Pollut. Res.* 14: 308-318.
- Jeffrey, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marmo, L., Miko, L., Ritz, K., Peres, G., Römbke, J. & Van der Putten, W. (eds.) (2010): *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg. EUR 24375 EN, 65pp.

- Jensen, J. & Mesman, M. (2006): Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. RIVM Report No. 711701047, Bilthoven, Nederland. 136 S.
- Jessen-Hesse, V., Römbke, J., Jänsch, S., Hund-Rinke, K., Terytze, K. (2005): Auswahl und Charakterisierung von Böden zur Optimierung der Anwendung ökotoxikologischer Testmethoden bei der Beurteilung potentiell belasteter Standorte. Bodenschutz 4.05: 110-116.
- Jia, Z. & Conrad, R. (2009): Bacteria rather than Archaea dominate microbial ammonia oxidation in an agricultural soil. Environmental Microbiology 11: 1658-1671.
- Joschko, M., Fox, C.A., Lentzsch, P., Kiesel, J., Hierold, W., Krück, S. & Timmer, J. (2006): Spatial analysis of earthworm biodiversity at a regional scale. Agriculture, Ecosystems Environment 112: 367-380.
- Judas, M., Dornieden, K. & Strothmann, U. (2002): Distribution patterns of carabid beetle species at the landscape-level. J. Biogeogr. 29: 1-18.
- Jungerius, P.D., Koehler, H., Koojman, A.M., Mucher, H.J. & Graefe, U. (1995): Response of the vegetation and soil ecosystem to mowing and sod removal in the coastal dunes 'Zwanewater', the Netherlands. J. Coast. Conserv. 1: 3-16.
- Juritsch, G. (2010): Bodenschutz in Europa aus der Sicht der österreichischen Bundesländer. In: Bodenschutz in Europa – Ziele und Umsetzung. 6. Marktreidwitzer Bodenschutztag. Schilling, B. & Brmer, C. (eds.). Stadt Marktreidwitz, S. 18-23.
- Kaiser, E.A., Mueller, T., Joergensen, R.G., Insam, H. & Heinemeyer, O. (1992): Evaluation of Methods to Estimate the Soil Microbial Biomass and the Relationship with Soil Texture and Organic-Matter. Soil Biology Biochemistry 24: 675-683.
- Karg, W. (1993): Raubmilben. Acari (Acarina), Milben Parasitiformes (Anactinochaeta) Cohors Gamasina Leach. Gustav Fischer Verlag, Jena, 523 S.
- Karg, W. (1994): Raubmilben, nützliche Regulatoren im Naturhaushalt. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 206 S.
- Karg, W. & Freier, B. (1995): Parasitiforme Milben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. Mitteilgn. BBA Berlin Dahlem 308, 96 pp.
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, J.F., Schuman, G.E. (1997): Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 4-10.
- Kasprzak, K. (1986): Skoposzczety wodne i glebowe, II. Rodzina: Wazonkowce (Enchytraeidae). Polska Akademia Nauk Instytut Zoologii, Warszawa: 366 S.
- Kayang, H., Sharma, G.D. & Mishra, R.R. (1996): The influence of isopod grazing on microbial dynamics in decomposing leaf litter of *Alnus nepalensis*. European Journal of Soil Biology 32: 35-39.

- Kielak, A.M., Van Veen, J.A. & Kowalchuk, G.A. (2010): Comparative Analysis of Acidobacterial Genomic Fragments from Terrestrial and Aquatic Metagenomic Libraries, with Emphasis on Acidobacteria Subdivision 6. *Applied and Environmental Microbiology* 76: 6769-6777.
- Kime, R. D. (2000): Present knowledge of the distribution of European millipedes (Diplopoda). *Fragmenta Faunistica* (Warsaw) 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.
- King, R.A., Tibble, A.L. & Symondson, W.O.C. (2008): Opening a can of worms : unprecedented sympatric cryptic diversity within British lumbricid earthworms. *Molecular Ecology* 17: 4684-4698.
- Klamer, M., Roberts, M.S., Levine, L.H., Drake, B.G. & Garland, J.L. (2002): Influence of elevated CO₂ on the fungal community in a coastal scrub oak forest soil investigated with terminal-restriction fragment length polymorphism analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* 68: 4370-4376.
- Klarica, J., Brandstaetter, A., Traugott, M. & Juen, A. (2010): Can mitochondrial genes help identify earthworms? The 9th International Symposium on Earthworm Ecology 5th to 10th Sept. 2010, Xalapa, Mexico.
- Klimisch, H.-J., Andreae, M. & Tillmann, U. (1997): A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25: 1-5.
- Knacker, T., Förster, B., Römbke, J. & Frampton, G. (2003): Assessing the effects of plant protection products on organic matter breakdown in arable fields. *Soil Biol. Biochem.* 35: 1269-1287.
- Knief, C. & Dunfield, P.F. (2003): Diversity and Activity of Methanotrophic Bacteria in Different Upland Soils. *Society* 69: 6703-6714.
- Knülle, W. (1957): Die Verteilung der Acari: Oribatei im Boden. *Z. Morph. U. Ökol. Tiere* 46: 397-432.
- Köhler, F., Decker, P., Doczkal, D., Fritz-Köhler, W., Groh, K., Günther, H., Haas, F., Hörren, T., Kreuels, M., Mertens, W., Muster, C., Neu, P.J., Nickel, H., Römbke, J. & Ulitzka, M. (2011): Gliedertiere, Schnecken und Würmer in Totholzgesieben im Naturwaldreservat „Enneschte Bësch“ (Arthropoda, Gastropoda, Annelida) (2007-2009). In: *Naturwaldreservate in Luxemburg, Bd. 8. Zoologische und botanische Untersuchungen „Enneschte Bësch“ 2007-2010*. Murat, D. (ed.) Naturverwaltung Luxemburg. S. 136-187.
- Koehler, H. (1993): Extraktionsmethoden für Bodenmesofauna. In: *Ehrnsberger, R. Bodenmesofauna und Naturschutz. Inf. Natursch. Landschaftspfl. G. Runge, Cloppenburg*, 42-52.

- Koehler, H. (1999): Raubmilben (Gamasina: Acari, Parasitiformes) in Küstendünen der südlichen Nordsee. Faunistisch-ökologische Mitteilungen Supplement 26: 81-93.
- Koren, A. (1986): Die Chilopodenfauna von Kärnten und Osttirol. 1. Teil. Geophilomorpha, Scolopendromorpha. Carinthia II, 43. Sonderheft, 87 S.
- Koren, A. (1992): Die Chilopodenfauna von Kärnten und Osttirol. 2. Teil. Lithobiomorpha. Carinthia II, 51. Sonderheft, 138 S.
- Krantz, G. W. & Walter, D. E. (Eds.) (2009): A Manual of Acarology. Third Edition. Texas Tech University Press; Lubbock, Texas, 807 pp,
- Kratochwil, A. (1987): Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischen Raster-Methoden. Probleme und Beispiele bioökologischer Forschung. Tuexenia 7: 13-51.
- Kratochwil, A. & Schwabe, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften, Bioökologie. Stuttgart, Ulmer.
- Kratz, W. (1998): BDF-Konzepte aus bodenbiologischer Sicht. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 87: 339-342.
- Krück, S., Joschko, M., Schultz-Sternberg, R., Kroschewski, B. & Tessmann, J. (2006): A classification scheme for earthworm populations (Lumbricidae) in cultivated agricultural soils in Brandenburg, Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169: 651-660.
- Krück, S., Joschko, M., Schultz-Sternberg, R., Kroschewski, B. & Tessmann, J. (2007): Zielwertableitung für Lumbriciden im Rahmen der Erhebungen auf BDF des Landes Brandenburg. UBA-Texte 34/07: 87-99.
- Laakso, J. & Setälä, H. (1999): Sensitivity of primary production to changes in the architecture of belowground food webs. Oikos 87: 57-64.
- LABO (Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. In: Handbuch des Bodenschutzes. Rosenkranz, D. et al. (eds.), E. Schmidt Verlag, Berlin. 39. Lfg XII/03, Nr. 9006, 51 S.
- Lamparski, F. (1985): Der Regenwurm *Lumbricus badensis* - seine Wohnröhre, seine Verbreitung und sein Einfluß auf die Böden im Südschwarzwald. Diss. Universität Freiburg, 327 S.
- Lancaster, J. (2000): The ridiculous notion of assessing ecological health and identifying the useful concepts underneath. Human Ecol. Risk Assess. 6: 213-222.
- Lang, A., Filser, J. & Henschel, J.R. (1999): Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. Agricult., Ecosyst. Environm. 72: 189-199.
- Lanuv NRW (2008): Gesetzlich geschützte Biotope in NRW, (§ 62 LG) Kartieranleitung, Stand: März 2008, Quelle: http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/methoden/web/babel/media/p62_kartieranleitung.pdf, zuletzt geöffnet 02.11.2011.

- Lanuv NRW (2010): Kartieranleitung zur Erfassung der FFH-Lebensraumtypen in NRW, Stand: 22. Juli 1999 überarbeitet: 27.09.2011 (LANUV NRW), HRSG. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Quelle: http://www.naturschutz-fachinformationssysteme.nrw.de/methoden/web/babel/media/27_09_2011ffh_kartieranleitung_endfassung.pdf; zuletzt geöffnet 02.11.2011.
- Larink, O. & Joschko, M. (1999): Einfluss der Standort- und Bodeneigenschaften auf die Bodenfauna. Handbuch der Bodenkunde, 7.Erg. Lfg. 12/99: 1-42.
- Lauber, C.L., Hamady, M., Knight, R. & Fierer, N. (2009): Pyrosequencing-Based Assessment of Soil pH as a Predictor of Soil Bacterial Community Structure at the Continental Scale. *Applied and Environmental Microbiology* 75: 5111-5120.
- Lavelle, P. (1984): The soil system in the humid tropics. *Biology International* 9: 2-17.
- Lavelle, P., Bignell, D. & Lepage, M. (1997): Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33: 159-193.
- Lavelle, P. & Spain, A.V. (2005): *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 654 S.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J-P. (2006): Soil invertebrates and ecosystems services. *European Journal of Soil Biology* 42: 3-15.
- LBodSchG-BW (Landesbodenschutzgesetz Baden-Württemberg) (1991): Gesetz zum Schutz des Bodens Baden-Württemberg vom 24.06.1991 (GBl. S.434).
- LBodSchG-RLP (Landesbodenschutzgesetz Rheinland-Pfalz) (2005): Landesbodenschutzgesetz Rheinland-Pfalz GVBl. Nr. 16 vom 02.08.2005 S. 302.
- Lee, K.E. (1985): *Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use*. Sydney, Australia: Academic Press. 411 S.
- Lee, K. E. & Foster, R.C. (1991): Soil fauna and soil structure. *Aust. J. Soil Res.* 29: 745-775.
- Lennartz, G. & Roß-Nickoll, M. (1999): Der bioökologisch-soziologische Klassifikationsansatz zur Erfassung und Abgrenzung von Ökosystemtypen: Ein Weg zum Monitoring belasteter Ökosysteme? In: *Ökotoxikologie: Ökosystemare Ansätze und Methoden*, Tagungsband der 3. deutschsprachigen SETAC Europe Tagung, Zittau, 18-19. Mai 1998, pp. 204-212, Markert, B., Oehlmann, J. (eds.), ecomed, Landsberg.
- 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. Akademische Edition Umweltforschung. Aachen.
- Lentzsch, P., Joschko, M. & Graff, O. (2001): Genetische Subtypen von *Allolobophora caliginosa* in Nordostbrandenburg, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 95: 71-74.

- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003): Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. Cambridge University Press, 269 S.
- Leuschner, C. (1997): Das Konzept der potentiell natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. Flora 192: 239-249.
- Lindahl, A.I., Dubus, I.G. & Jarvis, N.J. (2009): Site classification to predict the abundance of the deep-burrowing earthworm *Lumbricus terrestris* L. Vadose Zone J. 8: 911-915.
- Lions, J.C. & Gourbiere, F. (1988): Populations adultes et immatures d'*Adoristes ovatus* (Acarien, Oribate) dans les aiguilles de la litière d'*Abies alba*. Rev. Ecol. Biol. Sol 25: 343-352.
- Liu, Y. & Whitman, W.B. (2008): Metabolic, Phylogenetic, and Ecological Diversity of the Methanogenic Archaea. Annals of the New York Academy of Sciences 1125:171-189.
- LNatSchG-RLP (Landesnaturenschutzgesetz Rheinland-Pfalz) (2005): Landesgesetz zur nachhaltigen Entwicklung von Natur und Landschaft vom 28.11.2005 (GVBl. 2005, S. 387).
- Løkke, H. & Gestel, C.A.M. (1998): Handbook of soil invertebrate toxicity tests. Wiley & Sons, Chichester, 281 pp.
- Louisier, J.D. & Parkinson, D. (1981): The disappearance of empty tests of litter and soil testate amoebae (Testacea, Rhizopoda, Protozoa). Arch. Protistenkunde 124: 312-336.
- Lowell, J.L. & Klein, D.A. (2001): Comparative single-strand conformation polymorphism (SSCP) and microscopy-based analysis of nitrogen cultivation interactive effects on the fungal community of a semiarid steppe soil. FEMS Microbiol Ecol 36: 85-92.
- LUBW (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2008): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg. Von klassischen Bodenuntersuchungen zu medienübergreifenden Umweltbilanzen. LUBW 21, 74 S.
- Lundkvist, H. (1983): Effects of clear cutting on the enchytraeids in a Scots Pine forest soil in central Sweden. J. Appl. Ecol. 20: 873-886.
- Luxton, M. (1972): Studies on the Oribatid mites of Danish beech wood soil. I. Nutritional biology. Pedobiologia 12: 434-463.
- Maraun, M., Schatz, H. & Scheu, S. (2007): Awesome or ordinary? Global diversity patterns of oribatid mites. Ecography 30: 209-216.
- Margerie, P., Decaens, T., Bureau, F. & Alard, D. (2001): Spatial distribution of earthworm species assemblages in a chalky slope of the Seine Valley (Normandy, France). Europ. J. Soil Biology 37: 89-94.
- Martin, D. (1991): Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae). I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. Arachnol. Mitt. 1: 1-14.

- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- Meyl, A. (1960): Freilebende Nematoden. In: Die Tierwelt Mitteleuropas. Brohmer, P., Ehrmann, P., Ulmer, G. (eds); Quelle & Meyer, Leipzig, 280 pp.
- Meynen, E., Schmidhüsen, J., Gellert, J., Neef, E., Müller-Miny, H. & Schultze, J. H. (Hrsg.) (1953-62): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Bd. 1-9. - Remagen, Bad Godesberg (Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Selbstverlag).
- Michael, A.D. (1884): British Oribatidae - Vol. 1. Ray Society, London, 333 S.
- Michaelsen, W. (1900): Oligochaeta. In: Das Tierreich X. Friedländer & Sohn, Berlin, 575 S.
- Middelhoff U., Hildebrandt J. & Breckling J. (2006): Die Ökologische Flächenstichprobe als Instrument eines GVO-Monitoring: Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, BfN, Bonn.
- Miletto, M., Bodelier, P.L.E. & Laanbroek, H.J. (2007): Improved PCR-DGGE for high resolution diversity screening of complex sulfate-reducing prokaryotic communities in soils and sediments. *Journal of Microbiological Methods* 70: 103-111.
- Moll, M. (1999): Bodenschutz in Europa. Im Auftrag der AG „Bodenschutz“ (AG WA I 5) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn, 76 pp.
- Montanarella, L. (2010): European soil data in support to the EU Thematic Strategy for Soil Protection. In: Bodenschutz in Europa – Ziele und Umsetzung. 6. Marktreidwitzer Bodenschutztag. Schilling, B. & Brmer, C. (eds.). Stadt Marktreidwitz, S. 14-17.
- Moritz, M. (1963): Über Oribatidengemeinschaften (Acari: Oribatei) norddeutscher Laubwaldböden, unter besonderer Berücksichtigung der die Verteilung regelnden Milieubedingungen. *Pedobiologia* 3: 142-243.
- Morvan, X., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R.J.A., Verheijen, F.G.A. et al.. (2008): Soil monitoring in Europe: a review of existing systems and requirements for harmonisation. *Science of the Total Environment* 391: 1–12.
- Mrsic, N. (1991): Monograph on Earthworms (Lumbricidae) of the Balkans. Slovenska Akademija Znanosti Umetnosti, Ljubljana, Slovenia, 757 S.
- Mühling, M., Woolven-Allen, J., Murrell, J.C. & Joint, I. (2008): Improved group-specific PCR primers for denaturing gradient gel electrophoresis analysis of the genetic diversity of complex microbial communities. *The ISME Journal* 2: 379-392.
- Mulder, C.H., Zwart, de, D., Wijnen, H.J., Schouten, A.J. & Breure, A.M. (2003): Observational and simulated evidence of ecological shifts within the soil nematode community of agroecosystems under conventional and organic farming. *Functional Ecology* 17: 516-525.

- Mulder, C., Van Wijnen, H.J., Den Hollander, H.A., Schouten, A.J., Rutgers, M. & Breure, A.M. (2004): Referenties voor bodemecosystemen: evaluatie van functies en ecologische diensten. RIVM, Bilthoven. RIVM report 607604006/2004. (in Dutch).
- Mulder, C., Van Wijnen, H.J. & Van Wezel, A.P. (2005a): Numerical abundance and biodiversity of below-ground taxocenes along a pH gradient across the Netherlands. *J. Biogeogr.* 32: 1775-1790.
- Mulder, C., Schouten, A.J., Hund-Rinke, K. & Breure, A.M. (2005b): The use of nematodes in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotox. Envir. Safety* 62: 278-289.
- Mulder, C.H., Boit, A., Bonkowski, M., De Ruiter, P.C., Mancinelli, G., Van Der Heijden, M.G.A., Van Wijnen, H.J., Vonk, J.A. & Rutgers, M. (2011): A belowground perspective on Dutch agroecosystems: how soil organisms interact to support ecosystem services. *Adv. Ecol. Res.* 44: 277-357.
- Nakatsu, C.H. (2007): Soil Microbial Community Analysis Using Denaturing Gradient Gel Electrophoresis. *Soil Science Society of America Journal* 71: 562-571.
- Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G. & Renella, G. (2003): Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science* 54: 655-670.
- Nechitaylo, T.Y., Yakimov, M.M., Godinho, M., Timmis, K.N., Belogolova, E., Byzov, B.A., Kurakov, A.V., Jones, D.L. & Golyshin, P.N. (2010): Effect of the earthworms *Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea caliginosa* on bacterial diversity in soil. *Microb. Ecol.* 59: 574-587.
- Nielsen, C.O. & Christensen, B. (1959): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. *Natura Jutlandica* 8/9. 160 S.
- Nielsen, C.O. & Christensen, B. (1961): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. Supplement 1. *Natura Jutlandica* 10. 23 S.
- Nielsen, C.O. & Christensen, B. (1963): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. Supplement 2. *Natura Jutlandica* 10. 19 S.
- Nordström, S. & Rundgren, S. (1973): Associations of lumbricids in southern Sweden. *Pedobiologia* 13: 301-326.
- Nordström, S. & Rundgren, S. (1974): Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden. *Pedobiologia* 14: 1-27.
- Omodeo, P. (1956): Contributo alla revisione di Lumbricidae. *Archivio Zoologico Italiano* 41: 129-212.
- Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. (1997): Biological Indicators of soil health. CAB Intl., Wallingford, UK. Pp. 451.

- Pankhurst, C.E. (1997): Biodiversity of soil organisms as an indicator of soil health. In: Biological Indicators of soil health. Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. CAB Intl., Wallingford, UK. Pp. 297-324.
- Paoletti, M. & Gradenigo, C. (1997): Lombri CD-ROM. Dip. Biologia Università Padova and lapis S.r.l., Padova.
- Paoletti, M. G. (1999): The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 137-155.
- Paoletti, M.G. & Hassall, M. (1999): Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators, *Agric. Ecosyst. Environ.* 74: 157–165.
- Parisi, V. (2001): La qualità biologica del suolo, un metodo basato sui microartropodi. *Acta 479 Naturalia dell'Ateneo Parmense* 37: 97-106.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C. & Mozzanica, E. (2005): Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 323–333.
- Peachey, J.E. (1963): Studies on the Enchytraeidae (Oligochaeta) of moorland soil. *Pedobiologia* 2: 81-95.
- Pereira, R., Marques, S.M., Antunes, S.C., Marques, C., Abrantes, N., Pestana, J.L.T. & Goncalves, F. (2008): Comparison of Portuguese soils from different geographical regions using physicochemical, biological and biochemical parameters. *J. Soils Sediment* 8: 106-115.
- Perel, T.S. (1976): A critical analysis of the Lumbricidae genera system (with key to the USSR fauna genera), *Révue d'Écologie et Biologie du Sol* 13: 635-643.
- Perel, T.S. (1997): *The Earthworms of the Fauna of Russia*. Nauka Moscow, 97 S.
- Pérès, G., Bellido, A., Curmi, P., Marmonier, P. & Cluzeau, D. (2010): Relationships between earthworm communities and burrow numbers under different land use systems. *Pedobiologia* 54: 37-44.
- Petersen, H. & Luxton, M. (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* 39: 287-388.
- Pfiffner, L. & Luka, H. (2003): Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders – a paired farm approach. *Basic Appl. Ecol.* 4: 117-127.
- PflSchG (Pflanzenschutzgesetz) (1998): Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen. Pflanzenschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. Mai 1998 (BGBl. I S. 971, 1527, 3512), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 22. Juni 2006 (BGBl. I S. 1342).
- Pflug, A. & Wolters, V. (2002): Collembola communities along a European transect. *Europ. J. Soil Biol.* 38: 301-304.

- Phillipson, J., Abel, R., Steel, J. & Woodell, S.R.J. (1976): Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood. *Pedobiologia* 16: 258-285.
- Pizl, V. (1992): Effect of soil compaction on earthworms (Lumbricidae) in apple orchard soil. *Soil Biol. Biochem.* 24: 1573-1576.
- Plachter, H. & Werner A. (1998): Integrierende Methoden zu Leitbildern und Qualitätszielen für eine naturschonende Landwirtschaft. *Z. Kulturtech. Landentw.* 39: 121-129.
- Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & Riecken, U. (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* 70: 566 S.
- Podrini, A., Di Fabbio, A., Jacomini, C. & Dowgiallo, G. (2006): Relationships between pedological matrix and soil mesofauna in the Natural Reserve of Decima-Malafede (Latium): a new approach and possible applications. *Proc. 16th Meeting of the Italian Society of Ecology*, Viterbo. 1-8.
- Poly, F., Monrozier, L.J. & Bally, R. (2001): Improvement in the RFLP procedure for studying the diversity of *nifH* genes in communities of nitrogen fixers in soil. *Research in Microbiology* 152: 95-103.
- Ponge, J.F., Gillet, S., Dubs, F., Fedoroff, E., Haese, L., Sousa, J.P. & Lavelle, P. (2003): Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biol. Biochem.* 35: 813-826.
- Ponge, J.F., Dubs, F., Gillet, S., Sousa, J.P. & Lavelle, P. (2006): Decreased biodiversity in soil springtail communities: the importance of dispersal and landuse history in heterogeneous landscapes. *Soil Biol. Biochem.* 38: 1158-1161.
- Pop, V. (1941): Zur Phylogenie und Systematik der Lumbriciden. *Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* 74: 487-522.
- Pop, V. (1943): Das Verwandtschaftsverhältnis zwischen *Dendrobaena platyura* und *Octolasion montanum* (Oligochaeta). *Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* 76: 397-412.
- Potapov, M. B. (2001). Synopses on Palearctic Collembola Part III: Isotomidae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 73: 1-603.
- Pott, R. (1996): Biototypen. Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Ulmer-Verlag, Stuttgart. 448 S.
- Potter, J.W. & McKeown, A.W. (2003): Nematode biodiversity in Canadian agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 83: 289-302.
- Potthast, T. (2004): Ökologische Schäden, eine Synopse begrifflicher, methodologischer und ethischer Aspekte. *Theorie in der Ökologie* 10, Frankfurt.
- Qiu, J-P. & Bouché, M.B. (1998a): Liste classée des taxons valides de Lombriciens. *Documents Pédozoologiques et Intégrologiques* 4: 181-200.

- Qiu, J-P. & Bouché, M.B. (1998b): Révision des taxons supraspécifiques de Lumbricoidea. Documents Pédozoologiques et Intégrologiques 3: 179-216.
- Ranjard, L., Dequiedt, S., Jolivet, C., Saby, N.P.A., Thioulouse, J., Harmand, J., Loisel, P., Rapaport, A., Fall, S., Simonet, P., Joffre, R., Bouré, N.C.-P., Maron, P.-A., Mougel, C., Martin, M.P., Toutain, B., Arrouays, D. & Lemanceau, P. (2010): Biogeography of soil microbial communities: a review and a description of the ongoing French national initiative. *Agronomy for Sustainable Development* 30: 359-365.
- Ranjard, L., Dequiedt, S., Lelievre, M., Maron, P.A., Mougel, C., Morin, F. & Lemanceau, P. (2009): Platform GenoSol: a new tool for conserving and exploring soil microbial diversity. *Environmental Microbiology Reports* 1: 97-99.
- Rathkens, K. & Rupp, J. (1999): Bodendauerbeobachtung Baden-Württemberg - Untersuchungen ausgewählter organischer Schadstoffe und mikrobiologische Charakterisierung der Standorte. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Reynolds, J.W. (1977): Earthworm populations as related to woodcock habitat usage in central Maine. *Proc. Woodcock. Symp.* 6: 136-146.
- Riecken, U., Finck, P., Rath, U., Schröder, E. und Ssymank, A. (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland, 2. Fassung, Schriftenreihe für Landschaftspflege u. Naturschutz.
- Ritz, K., Black, H.I.J., Campbell, C.D., Harris, J.A. & Wood, C. (2009): Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators* 9: 1212-1221.
- Römbke, J. (1989): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 12. Die Enchyträen. *Carolinea* 47: 55- 92.
- Römbke, J. (1991): Estimates of the Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) contribution to energy flow in the soil system of an acid beech wood forest. *Biol. Fertil. Soils* 11: 255-260.
- Römbke, J. (1992): Contributions to the biogeography of some species of terrestrial Enchytraeidae (Oligochaeta: Annelida). *Soil Biol. Biochem.* 24: 1283-1290.
- Römbke, J., Förster, B., Ruf, A. & Beck, L. (1997): Ein Instrument zur Entwicklung von Bodenqualitätszielen: Das BBSK-Konzept. In: *Mittl. Bodenkundl. Ges.* 85: 1599-1602.
- Römbke, J., Beck, L., Förster, B., Fründ, H.-C., Horak, F., Ruf, A., Rosciszewski, K., Scheurig, M. & Woas, S. (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.
- Römbke, J., Dreher, P., Beck, L., Hammel, W., Hund, K., Knoche, H., Kördel, W., Kratz, W., Moser, T., Pieper, S., Ruf, A., Spelda, J. & Woas, S. (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. *UBA-Texte* 6/00, 276 S.

- Römbke, J., Beck, L., Dreher, P., Hund-Rinke, K., Jänsch, S., Kratz, W., Pieper, S., Ruf, A., Spelda, J. & Woas, S. (2002a): Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grasslandstandorte. UBA-Texte 20/02, 264 S.
- Römbke, J., Labes, G. & Woiwode, J. (2002b): Ansätze für Strategien zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen. Bodenschutz 2/02: 62-69
- Römbke, J. (2003): Ecotoxicological laboratory tests with enchytraeids: A review. *Pedobologia* 47: 607-616.
- Römbke, J. & Breure, A.M. (2005a): Status and outlook of ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotox. Environ. Safety* 62: 300-308.
- Römbke, J. & Breure, A.M. (eds) (2005b): Ecological soil quality - Classification and assessment. *Ecotox. Environ. Safety* 62: 185-308.
- Römbke, J., Breure, A.M., Mulder, C. & Rutgers, M. (2005c): Legislation and ecological quality of soil: implementation of biological indication systems in Europe. *Ecotox. Environ. Safety* 62: 201-210.
- Römbke, J., Jänsch, S. & Didden, W. (2005d): The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 249-265.
- Römbke, J., Sousa, J.P., Schouten, T. & Riepert, F. (2006a): Monitoring of soil organisms: A set of standardised field methods proposed by ISO. *Europ. J. Soil Biol.* 42: S61-S64.
- Römbke, J., Jänsch, S., Schallnaß, H-J. & Terytze, K. (2006b): Bodenwerte für den Pfad "Boden – Bodenorganismen" für 19 Chemikalien. *Bodenschutz* 11: 112-116.
- Römbke, J. (2009): Die Regenwürmer (Lumbricidae) des Naturwaldreservats Goldbachs- und Ziebachsrück (Hessen). Untersuchungszeitraum 1994-1996. In: Dorow, W.H.O., Blick, T. & Kopelke, J.-P.: Naturwaldreservate in Hessen. Band 11/2.1. Goldbachs- und Ziebachsrück. Zoologische Untersuchungen 1994-1996, Teil 1. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 45: 25-55.
- Rosch, C., Mergel, A. & Bothe, H. (2002): Biodiversity of Denitrifying and Dinitrogen-Fixing Bacteria in an Acid Forest Soil. *Applied and Environmental Microbiology* 68: 3818-3829.
- Rosenberg, R. (2009): Die Hundertfüßer. Die Neue Brehm-Bücherei, Westharp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 524 S.
- Roß-Nickoll, M. (2000): Biozöologische Gradientenanalyse von Wald-, Hecken- und Parkstandorten der Stadt Aachen. Verteilungsmuster von Phyto-, Carabido- und Araneozöosen. Dissertation RWTH Aachen, Shaker Verlag, 148 S.
- Roß-Nickoll, M., Fürste, A., Mause, R., Ottermanns, R., Theißen, B., Toschki, A., Ratte, H-T., Lennartz, G., Smolis, M. & Schäfer, S. (2004): Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushalts. UBA-Texte 10/04, 148 S.

- Rota, E., Matamoros, L. & Erseus, C. (2008): In search of *Marionina* (Clitellata, Enchytraeidae): A taxonomic history of the genus and re-description of the type species *Pachydrilus georgianus*. Italian J. Zool. 75: 417-436.
- Rovira, A.D., Smettem, K.R.J. & Lee, K.E. (1987): Effect of rotation and conservation tillage on earthworms in a red-brown earth under wheat. Austr. J. Agric. Res. 38: 829-834.
- Rüdel, H., Schröder, W., von der Trenck, K.T. & Wiesmüller, G.A. (2009): Substance-related environmental monitoring – Position Paper. Environ. Sci. Pollut. Res. 16: 486-498.
- Ruess, L. (1995): Nematode fauna in spruce forest soils: a qualitative/quantitative comparison. Nematologica 4: 1106-124.
- Ruf, A. (1997): Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben (Mesostigmata: Gamasina) und Charakterisierung von Böden. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, 69: 209-216.
- Ruf, A. (1998): A maturity index for predatory soil mites (Mesostigmata: Gamasina) as an indicator of environmental impacts on forest soils. Appl. Soil Ecol. 9: 447-452.
- Ruf, A. (2000): Die Raubmilbenfauna des Hardtwaldes bei Bruchsal - Beobachtungen an verschiedenen Experimentalflächen über zwei Jahre. Carolea, 58: 183-194.
- Ruf, A., Beck, L., Römbke, J. & Spelda, J. (2000): Standortsspezifische Erwartungswerte für die Gemeinschaftsstruktur ausgewählter Taxa der Bodenfauna als Bodenqualitätskriterium. Bericht naturwiss.-med. Verein Innsbruck 87: 365-379.
- Ruf, A., Beck, L., Dreher, P., Hund-Rinke, K., Römbke, J. & Spelda, J. (2003): A biological classification concept for the assessment of soil quality: „biological soil classification scheme“ (BBSK). Agriculture, Ecosystems Environment 98: 263-271.
- Ruf, A. & Beck, L. (2005): The use of predatory soil mites in ecological soil classification and assessment concepts, with perspectives for oribatid mites. Ecotoxicol. Environ. Safety 62: 290-299.
- Ruf, A., Beylich, A., Blick, T., Büchs, W., Glante, F., Höss, S., Roß-Nickoll, M., Rueß, L., Russell, D., Römbke, J., Seitz, H., Theißen, B., Toschki, A., Weimann, C. & Züghart, W. (2012): Bodenorganismen als ein wesentliches Element für ein Monitoring von Wirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Organismen Anforderungen – Methoden – Standardisierung. BioRisk (Special Issue) (im Druck).
- Ruiz, N. (2004): Mise au point d'un indice synthétique de la qualité du sol base sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés. Dissertation, University Paris-Bondy, 296 pp.
- Ruiz, N., Jerome, M., Celini, L., Rollard, C., Hommay, G., Iorio, E. & Lavelle, P. (2011): IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. Soil Biology Biochemistry 43: 2032-2045.
- Rutgers, M., Postma, J. & Faber, J. (2000): Basic approach for site specific, land-use specific ecological risk assessment of soil contamination in practice. Program Integrated Soil Research Report No. 29, PGBO, Wageningen.

- Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Bloem, J., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Faber, J.H., Van Ekeren, N., Smeding, F.W., Keidel, H., De Goede, R.G.M. & Brussaard, L. (2005): Typering van bodemecosystemen – Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit. Report 607604007, RIVM, Bilthoven (in Dutch).
- Rutgers, M., Kuiten, A.M.P. & Brussaard, L. (2007): Prestaties van de bodem in de Hoeksche Waard: nulmeting en toepassing van een referentie voor biologische bodemkwaliteit (RBB): Report 607020001, RIVM, Bilthoven (in Dutch).
- Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bloem, J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Brussaard, L., De Goede, R.G.M., Faber, J.H., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Keidel, H., Korthals, G.W., Smeding, F.W., Ter Berg, C. & Van Ekeren, N. (2008): Soil ecosystem profiling in the Netherlands with ten references for biological soil quality. RIVM-Report 607604009, 85 S.
- Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., Van Ekeren, N., De Goede, R.G.M., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Van der Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L. & Breure, A.M. (2009): Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. European J. Soil Science 60: 820–832.
- Rutgers, M., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Bloem, J., Schouten, A.J. & Breure, A.M. (2010): Priority areas in the Soil Framework Directive. The significance of soil biodiversity and ecosystem services. RIVM-Report 60737002, 62 S.
- Sachs, L. (1999): Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. 9. Auflage, Springer, Berlin.
- Sachsen Anhalt (2010) Kartieranleitung Lebensraumtypen Sachsen-Anhalt, Teil Offenland
- Zur Kartierung der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie, Land Sachsen Anhalt. Quelle: http://www.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Elementbibliothek/Bibliothek_Politik_und_Verwaltung/Bibliothek_LAU/Naturschutz/Natura2000/Kartierung_und_Bewertung/Dateien/Kartieranleitung-Offenland.pdf, zuletzt geöffnet 01.11.2011.
- Saito, M. (2003): Can soil biodiversity be used for an indicator of soil health? Proceedings of the OECD Expert Meeting on soil erosion and soil biodiversity indicators. Rom, Italy. Pp. 557-562.
- Satchell, J.E. (1955): Some Aspects of Earthworm Ecology. In: Soil Zoology (ed. D.K. Mc. E. Kevan). Butterwoth, London, pp. 180-201.
- Satchell, J.E. (1983): Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture. London: Chapman & Hall. 495 S.
- Sautter, K.D., Brown, G.G., James, S.W., Pasini, A., Nunes, D. H. & Benito, N.P. (2006): Present knowledge on earthworm biodiversity in the State of Paraná, Brazil. European Journal of Soil Biology 42: 296-300.

- Schaefer, M. & Tischler, W. (1983): Wörterbücher der Biologie. Ökologie. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 354 S.
- Schaefer, M. & Schauer mann, J. (1990): The soil fauna of beech forests: comparisons between a mull and a moder soil. *Pedobiologia* 34: 299-314.
- Schatz, H. & Behan-Pelletier, V. (2008): Freshwater animal diversity assessment. Global diversity of oribatids (Oribatida: Acari: Arachnida). *Hydrobiologia* 595: 323–328.
- Scheu, S. & Falca, M. (2000): The soil food web of two beech forests (*Fagus sylvatica*) of contrasting humus type: stable isotope analysis of a macro- and a mesofauna-dominated community. *Oecologia* 123: 285-296.
- Scheu, S., Schlitt, N., Tiunov, A.V., Newington, J.E., Jones, T.H. (2002): Effects of the presence and community composition of earthworms on microbial community functioning. *Oecologia* 133: 254-260.
- Schick, H. (1990): Collembolen als Bioindikatoren zur Beurteilung von Immissionswirkungen auf Waldökosysteme. Dissertation, Universität Heidelberg. 308 S.
- Schick, H. & Kreimes, K. (1996): Der Einsatz von Collembolen als Bioindikatoren. In: Ehrnsberger, R. Bodenmesofauna und Naturschutz. Inf. Natursch. Landschaftspfl. G. Runge, Cloppenburg, 309-323.
- Schlaghamersky, J. (1998): The enchytraeids of a beech forest on a basalt-limestone gradient. In Pižl, V. & K. Tajovský (eds), Soil Zoological Problems in Central Europe. Proceedings of the 4th Central European Workshop on Soil Zoology, České Budějovice, April 23-24, 1997, pp. 179-189.
- Schmalfuss, H. (1984): Eco-morphological strategies in terrestrial isopods. In: Sutton, S.L., Holdich, D.M. (Eds.), The Biology of Terrestrial Isopods. The Zoological Society of London. Clarendon Press, Oxford, pp. 49–63.
- Schmalfuss, H. (1989): Phylogenetics in Oniscoidea. In: Ferrara, F., Argano, R., Manicasteri, C., Schmalfus, H., Taiti, S. (Eds.), Proceedings of the Second Symposium on the Biology of Terrestrial Isopods. *Monitore Zoologico Italiano* 4, 3–27.
- Schmelz, R.M. (2003): Taxonomy of *Fridericia* (Oligochaeta, Enchytraeidae). Revision of species with morphological and biochemical methods. *Abh. des Naturwiss. Ver. Hamburg (NF)* 38. 415 S.
- Schmelz, R.M. & Collado, R. (2010): A Guide to European Terrestrial and Freshwater Species of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Soil Organisms* 82: 1-176.
- Schmied, B. (1997): Einsatz bodenbiologischer Methoden in der Bodenüberwachung - Literaturstudie. Berichte des Bau-Departments des Kantons Aargau, 35 + 47 S.
- Schmoelzer, K. (1965): Ordnung Isopoda. Akademie-Verlag Berlin, p. 468.
- Schneider, K., Migge, S., Norton, R.A., Scheu, S., Langel, R., Reineking, A. & Maraun, M. (2004): Trophic niche differentiation in oribatid mites (Oribatida, Acari): evidence from stable isotope ratios ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1769-1774.

- Schoenly, K. & Cohen, J.E. (1991): Temporal variation in food web structure: 16 empirical cases. *Ecol. Monogr.* 61: 267-298.
- Schöttle, M. & Rupp, J. (1989): Bodenbiologische Methoden zur Beurteilung und Prognose von Bodenbelastungen. Sachstandsbericht 3 zum Bodenschutz, LfU Baden-Württemberg, 16 S.
- Schouten, A.J., Brussaard, L., de Ruiter, P.C., Siepel, H. & van Straalen, N.M. (1997): An Indicator System for Life support functions of the soil in relation to biodiversity. RIVM Report 712910005. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven.
- Schouten, A.J., Breure, A.M., Bloem, J., Didden, W., De Ruiter, P.C. & Siepel, H. (1999): Life support functions of the soil: Operationalization for the policy. RIVM Report 607601003. National Institute of Public health and the Environment, Bilthoven, 55 S.
- Schouten, A.J., Bloem, J., Breure, A.M., Didden, W.A.M., Van Esbroek, M., De Rutier, P.C., Rutgers, M., Siepel, H. & Velvis, H. (2001): Pilotproject bodembioologische indicator voor life support functies van de bodem. RIVM Report 607604001.
- Schröder, B. (2008): Challenges of species distribution modeling belowground. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171: 325-337.
- Schröder, W., Fränzle, O., Daschkeit, A., Bartels, F., Kaske, A., Kerrinnes, A., Schmidt, G. & Stech, C. (1997): Organisation und Methodik für ein Bodenmonitoring. Forschungsbericht für das UBA (FKZ Nr. 1ß7 06 007), Universität Kiel, 35 S. + Anhang.
- Schröder, W. & Schmidt, G. (2000): Raumgliederung für die Ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 12: 237-243.
- Schubart, O. (1934): Tausendfüßler oder Myriapoda, I. Diplopoda. In: Dahl, F. (ed.): *Die Tierwelt Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 1934, 318 S.
- Schulz, H.J., Bretfeld, G. & Zimdars, B. (2003): Verzeichnis der Springschwänze (Collembola) Deutschlands. In: Klausnitzer, B. (ed.): *Entomofauna Germanica*. Entomologische Nachrichten und Berichte, Beih. 8, 144 S.
- Schuster, R. (1956): Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungs Vorgängen im Boden. *Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere.* 45:1-33.
- Schuster, R. (1960): Über die Ökologie und Verbreitung von Bodenmilben (Oribatei) am Alpen-Ostrand, insbesondere in der Steiermark. *Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark*, 90: 132-149.
- Siepel, H. & Van de Bund, C.F. (1988): The influence of management practises on the microarthropod community of grassland. *Pedobiologia* 31: 339-354.
- Sims, R.W. & Gerard, B.M. (1999): Earthworms. In: Kermack, D.M. & Barnes, R.S.K. (Hrsg.): *Synopses of the British Fauna (New Series) No. 31*. London: E. J. Brill / W. Backhuys. 171 S.

- Sinnige, N., Tamis, W. & Klijn, F. (1992): Indeling van Bodemfauna in ecologische Soortgroepen. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden Report No. 80.
- Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Vollmer, T. & Turian, G. (2002): Böden als Lebensraum für Organismen - Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63, 163 S.
- Souty-Grosset, C., Badenhauer, I., Reynolds, J.D., & Morel, A. (2005): Investigations on the potential of woodlice as bioindicators of grassland habitat quality. *European Journal of Soil Biology* 4: 109-116.
- Sousa, J.P., Da Gama, M.M., Pinto, C., Keating, A., Calhoa, F., Lemos, M., Castro, C., Luz, T., Leitao, P. & Dias, S. (2004): Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Pedobiologia* 48: 609-622.
- Sousa, J.P., Bolger, Th., Da Gama, M.M., Lukkari, T., Ponge, J-F., Simon, C., Traser, G., Vanbergen, A.J., Brennan, A., Dubs, F., Ivtis, E., Keating, A., Stofer, S. & Watt, A.D. (2006): Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan-European study. *Pedobiologia* 50: 147-156.
- Spelda, J. (1991): Zur Faunistik und Systematik der Tausendfüßler (Myriapoda) Südwestdeutschlands. Jahreshefte der Gesellschaft fuer Naturkunde in Wuerttemberg 146: 211-232.
- Spelda, J. (1999): The Centipedes and Millipedes (Myriapoda) of two forest reserves in Hessen (Central Germany). *Carolina* 57: 101-110.
- 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.
- Springett, J.A. (1970): The distribution and life histories of some moorland Enchytraeidae (Oligochaeta). *J. Anim. Ecol.* 39: 725-737.
- Spurgeon, D.J., Sandifer, R.D. & Hopkin, S.P. (1996): The use of macro-invertebrates for population and community monitoring of metal contamination - Indicator taxa, effect parameters and the need for a soil invertebrate prediction and classification scheme (SIVPACS). *Bioindicator Systems for Soil Pollution* 10: 96-110.
- Spurgeon, D.J. & Hopkin, S.P. (1996): Seasonal variation in the abundance, biomass and biodiversity of earthworms in soils contaminated with metal emissions from a primary smelting works. *J. Applied Ecology* 36: 173-183.
- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C. & Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). – Schriftenr. f. Landschaftspflege und Naturschutz 53, 560 S.
- Staley, J.T. (1985): Microorganisms in aquatic and terrestrial habitats. *Annual Review of Microbiology* 39: 321-346.

- Standen, V. (1973): The production and respiration of an enchytraeid population in blanked bog. *J. Anim. Ecol.* 42: 219-245.
- Standen, V. & Latter, P.M. (1977): Distribution of a population of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) in relation to microhabitats in a blanked bog. *J. Anim. Ecol.* 46: 216-229.
- Standen, V. (1979): Factors Affecting the Distribution of Lumbricids (Oligochaeta) in Associations at Peat and Mineral Sites in Northern England. *Oecologia* 42: 359-374.
- Steffens, L. (2011): Ökologische Charakterisierung der Regenwürmer Deutschlands im Rahmen der Bodenqualitätsbeurteilung. Diplomarbeit, Universität Frankfurt. 182 S.
- Stierhof, T. (2003): Collembolengemeinschaften in baden-württembergischen Waldböden. Dissertation, Universität Gießen. 376 S.
- Stop-Bøwitz, C. (1969): A contribution to our knowledge of the systematics and zoogeography of Norwegian earthworms. *Nytt Magasin for Zoology* 17: 169-280.
- Stork, N.E. & Eggleton, P. (1992): Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *Am. J. Altern. Agr.* 7: 38-47.
- Straub, H-P. & Lang, W. (1995): Käfer als Bioindikatoren. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 7
- Strenzke, K. (1952): Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. *Zoologica* 37: 1-172.
- Subias, L.S. (2010): Listado sistemático, sinónimo y biogeográfico de los Acaros Oribátidos (Acariformes: Oribatida) del mundo. (Publicado originalmente en *Graellsia*, 60 (número extraordinario): 3-305 (2004). Actualizado en junio de 2006, en abril de 2007, en mayo de 2008, en abril de 2009 y en julio de 2010) (www.ucm.es/Info/zoo/Arthropodos/Catalogo.pdf).
- Süss, B. (2009): Entwicklung eines Konzeptes zur bodenbiologischen Charakterisierung sächsischer Böden. Diplomarbeit Universität Dresden. 212 S.
- Sutton, S., Harding, P. & Burn, D. (1972): Key to British Woodlice. Ginn & Company London, UK, p. 106.
- Swartjes, F.A. (2011): Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application. Springer, Dordrecht. 1114 S.
- Szlavec, K. (1995): Diversity and spatial community structure of terrestrial isopods (Isopoda, Oniscidea) in a mosaic of plant assemblages, in: F.R. Schram (Ed.), *Crustacean Issues 9, Terrestrial Isopod Biology*, pp. 97–106.
- Ter Braak, C.J.F. (1986): Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (2002): CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Biometris, Wageningen.

- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (2009): CANOCO 4.5, Biometrics Plant Research International, Wageningen, The Netherlands.
- Thibaud, J.-M., Schulz, H. J. & da Gama, M. M. (2004): Synopses on Palearctic Collembola Part IV: Hypogastruridae. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 75: 1-287.
- Throbäck, I.N., Enwall, K., Jarvis, A. & Hallin, S. (2004): Reassessing PCR primers targeting nirS, nirK and nosZ genes for community surveys of denitrifying bacteria with DGGE. FEMS Microbiology Ecology 49: 401-417.
- Tischer, S. (2007): Erfassung und Bewertung von Lumbricidenvorkommen sowie deren Schwermetallgehalte auf BDF von Sachsen-Anhalt und Thüringen. UBA-Texte 34/07: 54-71.
- Tomlin, A.D. & Fox, C.A. (2003): Earthworms and agricultural systems: Status of knowledge and research in Canada. Can. J. Soil Sci. 83: 265-278.
- Torsvik, V. & Øvreås, L. (2002): Microbial diversity and function in soil: From genes to ecosystems. Curr. Opin. Microbiol. 5: 240-245.
- Toschki, A., Hothorn, L.A. & Roß-Nickoll, M. (2007): Effects of cultivation of genetically modified Bt maize on epigeic arthropods (Araneae; Carabidae). Environ. Entomol. 36: 966-980.
- 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 S.
- Turbé, A., De Toni, A., Benito, P., Lavelle, P., Ruiz, N., Van der Putten, W., Labouze, E. & Mudgal, S. (2010): Soil biodiversity: functions, threats, and tools for policy makers. BioIntelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment), Brussels, Belgium. 250 S.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2007): Bodenbiologische Bewertung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) anhand von Lumbriciden. Texte 34/07: 158 S.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development) (1992): Agenda 21. Convention on Biological Diversity (CBD), Rio de Janeiro.
- UVPG (Umweltverträglichkeitsgesetz) (1990): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. Juni 2005 (BGBl. I S. 1757, 2797), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 21. Dezember 2006 (BGBl. I S. 3316).
- Van Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. & Selvaradjou, S-K. (2004): Reports of the Technical Working Groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Vol. 1: Introduction and Executive Summary. EUR 21319 EN/1, 872 pp. Luxembourg.

- Van den Wollenberg, A.L. (1977): Redundancy analysis; an alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika*. 42: 207-219.
- Van der Meijden, R., Plate, C.L., Weeda, E.J., Van der Ham, R.W.J.M., Graafsmä, T., Quen -Boterenbrood, A.J., Sosef, M.S.M., Witte, J.P.M., Adema, F.A.C.B. (1989): Atlas van de Nederlandse flora. 3 – Minder zeldzame en algemene soorten. Rijksherbarium/Hortus Botanicus, Leiden / Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen, 264 pp.
- Van Elsas, J.D., Duarte, G.F., Keijzer-Wolters, A. & Smit, E. (2000): Analysis of the dynamics of fungal communities in soil via fungal-specific PCR of soil DNA followed by denaturing gradient gel electrophoresis. *J Microbiol Methods* 43: 133-151.
- Van Gestel, C.A.M., Kruidenier, M. & Berg, M.P. (2003): Suitability of wheat straw decomposition, cotton strip degradation and bait-lamina feeding tests to determine soil invertebrate activity. *Biol. Fert. Soils* 37: 115-123.
- Van Rhee, J.A. (1970): De Regenwormen van Nederland. *Ned. Nat. Hist. Ver. Wetens. Med.* 84: 1-23.
- Van Straalen, N.M. (1997): Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. In: *Biological Indicators of soil health*. Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. CAB Intl., Wallingford, UK. Pp. 235-264.
- Van Straalen, N.M. & Verhoef, H.A. (1997): The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preference. *J. Appl. Ecology* 34: 217-232.
- Van Straalen, N.M. (1998): Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Appl. Soil Ecol.* 9: 429-437.
- Van Wensem, J., Verhoef, H.A., & Van Straalen, N.M. (1993): Litter degradation stage as a prime factor for isopod interaction with mineralization processes. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1175-1183.
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (2011): Monitoring der Wirkungen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO): Wirkungen auf Bodenorganismen (Draft). VDI 4331-1, Düsseldorf.
- Velasquez, E., Lavelle, P. & Andrade, M. (2007): GIQS: a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 39: 3066-3080.
- Vogel, I., Tertyze, K., Römbke, J. & Jänsch, S. (2009): Methodologie der Ableitung von Vorsorgewerten unter besonderer Berücksichtigung der Bodenorganismen im Hinblick auf den Schutz der Lebensraumfunktion von Böden. *Handbuch des Bodenschutzes*. Rosenkranz, D. et al. (eds.), E. Schmidt Verlag, Berlin. 48. Lfg. IX/09, Nr. 3555: 1-18.
- Voigtländer, K (1992): Myriapoda. In: Stresemann, E. (Begr.); Hannemann, H.-J., B. Klausnitzer & K. Senglaub (Hrsg.), *Exkursionsfauna von Deutschland*. Bd. 1 Wirbellose (ohne Insekten). 8. Aufl. Volk und Wissen: 544-565.

- Voigtländer, K. (2005): Habitat preferences of selected Central European Centipedes. *Peckiana* 4: 163–179.
- Voigtländer, K. (2009a): Ökologie. In: Rosenberg, J. (ed.): *Die Hundertfüßer*. Neue Brehm-Buecherei, Westharp Wissenschaften, Hohenwarsleben, S. 385–409.
- Voigtländer, K. (2009b): Distribution of chilopods in Europe. In: Rosenberg, J. (ed.): *Die Hundertfüßer*. Neue Brehm-Buecherei, Westharp Wissenschaften, Hohenwarsleben, S. 430-450
- Voigtländer, K (im Druck): Myriapoda. In: Stresemann, E. (Begr.); Klausnitzer, B., H.-J. Hannemann & K. Senglaub (Hrsg.), *Exkursionsfauna von Deutschland*. Bd. 1 Wirbellose (ohne Insekten. 9. Aufl. Elsevier GmbH, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
- Volz, H. (1962): Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. *Pedobiol.* 1: 242 290.
- Von Törne, E. (1990): Assessing feeding activities of soil living animals. I. Bait lamina test. *Pedobiologia* 34: 89-101.
- VROM (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer) (2006): *Circulaire bodemsanierung 2006*. Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem. 41 pp.
- Wardle, D.A. & Ghani, A. (1995): A critique of the microbial metabolic quotient (qCO₂) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 1601-1610.
- Weeks, J.M., Hopkin, S.P., Wright, J.F., Black, H., Eversham, B.C., Roy, D. & Svendsen, C. (1997): A Demonstration of the Feasibility of SOILPACS. Final Report HMIP/CPR2/41/1/247. 180 pp.
- Weibull, A-C. & Östman, Ö. (2003): Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic Appl. Ecol.* 4: 349-361.
- Weidemann, G. (1990): Indikation, Beurteilung und Bewertung in der Ökotoxikologie. *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* 7/2: 577-581.
- Weigmann, G. (1973): Zur Ökologie der Collembolen und Oribatiden im Grenzbereich Land - Meer (Collembola, Insecta - Oribatei, Acari). *Zeitschr. wiss. Zoologie* 186: 295-391.
- Weigmann, G. & Kratz, W. (1981): Die deutschen Hornmilbenarten und ihre ökologische Charakteristik. *Zool. Beitr.* 27: 459-489.
- Weigmann, G. & Kratz, W. (1982): Die deutschen Hornmilbenarten und ihre ökologische Charakteristik. *Zool. Beitr. (N.F.)* 27: 459-489.
- Weigmann, G. (1984): Structure of Oribatid mite communities in the soils of urban areas. *Acarology* 6: 917-923.

- Weigmann, G. (1991): Oribatid Communities in Transects from Bogs to Forests in Berlin indicating the Biotope Qualities. In: Dusbabek, F., Bukva, V. (eds.) Modern Acarology SPB Academic Publishing, The Hague, S.359-364.
- Weigmann, G. (1993): Zur Bedeutung von Bodenarthropoden für die Funktion und die Kennzeichnung von Ökosystemen. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 8: 479-489.
- Weigmann, G. (1997): Bioindication by means of isovalent species groups. Abh. Ber. Naturkundemuseum Görlitz 69: 59-65.
- Weigmann, G. (2006): Hornmilben (Oribatida). In: Dahl, Tierwelt Deutschlands 76. Goecke & Evers, Keltern. 520 S.
- Weis-Fogh, T. (1947): Ecological investigations on mites and collembolids in the soil. Natura Jutlandica 1: 135-270.
- Werner, B. (ed.) (2002): Boden-Dauerbeobachtung in Deutschland. Ergebnisse aus den Ländern. UBA-Texte 66/02, 146 S.
- Whitman, W.B., Coleman, D.C. & Wiebe, W.J. (1998): Perspective Prokaryotes: The unseen majority. Natl. Acad. Sci. USA 95: 6578-6583.
- Wilke, B.-M., Pieper, S. & J. Römbke (2001): Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden – Bodenorganismen. Bodenschutz 3: 93 –100.
- Willius, N. (2010): Bodenökologische Untersuchungen zur Diversität und Artenzusammensetzung von Hornmilben (Oribatida, Acari) in Buchen- und Fichtenwäldern des Nationalparks Eifel. Diplomarbeit, RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung (Biologie V), AG Terrestrische Ökologie, 96 S.
- Wilson, M. & Kakouli-Duarte, T. (2009): Nematodes as Environmental Bioindicators. CABI, Wallingford, UK.
- Winder, J. (2003): Soil quality monitoring programs: A literature review. Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Wdmonton, Alberta. 71 S.
- Winding, A., Hund-Rinke, K. & Rutgers, M. (2005): The use of micro-organisms in Ecological Soil Classification and Assessment Concepts. Ecotoxicology and Environmental Safety 62: 230-248.
- Winter, K., Bogenschütz, H., Dorda, D., Dorow, W.H.O., Flechtner, G., Graefe, U., Köhler, F., Menke, N., Schauermaun, J., Schubert, H., Schulz, U. & Tauchert, J. (1999): Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern. IHW-Verlag, Eching. 61 S.
- Woas, S., Wunderle, I. & Beck, L. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden 12. Die Oribatiden. Verh. Ges. Ökol. 17: 117-123.
- Woas, S. (1998): Mosaikverteilung der Merkmale basaler Höherer Oribatiden - Die Gattungen Passalozetes und Scutovertex (Acari, Oribatei). In: Ebermann E (ed) Arthropod Biology: Contributions to Morphology, Ecology and Systematics Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, S.291-313.

- Wodarz, D., Aesch, E. & Foissner, W. (1992): A Weighted Coenotic Index (WCI): Description and application to soil animal assemblages. *Biol. Fert. Soils* 14: 5-13.
- Wolters, V. (Editor) (1997): Functional implications of biodiversity in soil. European Commission. Ecosystems research report 24, 133 p.
- Wolters, V. (2001): Biodiversity of soil animals and its function. *European Journal of Soil Biology* 37: 221-227.
- Woodman, J. D., Baker, G.H., Evans, T.A., Colloff, M.J. & Andersen A.N. (2008): Soil biodiversity and ecology. Canberra, Natural Heritage Trust: 127.
- Wright, J.F. (2000): An introduction to RIVPACS. In: Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M.T. (Eds.) Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK, p 1-24.
- Wright, J.F., Gunn, R.J.M., Blackburn, J.H., Grieve, N.J., Winder, J.M. & Bowker, D.J. (2000): Macroinvertebrate frequency data for the RIVPACS III sites in Northern Ireland and some comparisons with equivalent data for Great Britain. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 371-389.
- Wunderle, I. (1992): Die Oribatiden-Gemeinschaften (Acari) der verschiedenen Habitate eines Buchenwaldes. *Carolinea*, 50: 79-144.
- Wyss, E. & Glasstetter, M. (1992): Tillage treatments and earthworm distribution in a Swiss experimental corn field. *Soil Biol. Biochem.* 24: 1635-1640.
- Yeates, G.W., Bongers, T., de Goede, R.G.M., Freckman, D.W. & Georgieva, S.S. (1993): Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. *J. Nematology* 25: 3315-331.
- Yeates, G.W. & Bongers, T. (1999): Nematode diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 113-135.
- Yeates, G.W. (2003): Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. *Biol. Fertil. Soils* 37: 199-210.
- Yergeau, E., Kang, S., He, Z., Zhou, J. & Kowalchuk, G.A. (2007): Functional microarray analysis of nitrogen and carbon cycling genes across an Antarctic latitudinal transect. *The ISME Journal* 1: 163-179.
- Zaborski, E.R. (2003): Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellent for sampling earthworms. *Applied Soil Ecol.* 22: 87-95.
- Zaitsev, A.S. & Berg, M.P. (2000): Geography and oribatid mite diversity in Dutch forests. Free University Amsterdam, Report, 51 S.
- Zajonc I. (1970a): Dynamique saisonnière des synusies de lombrics (Lumbricidae) vivant dans les prairies de la Slovaquie méridionale; action des engrais azotes sur la composition de celles-ci. *Pedobiologia* 10: 286-304.

- Zajonc I. (1970b): Vplyv vysokých dávok dusíkatných hnojív na výskyt dážďoviek (Lumbricidae) v trávnych porostoch. *Polnohospodárstvo* 16: 397-406.
- Zapparoli, M. (2003): The present knowledge on the European fauna of Lithobiomorpha (Chilopoda). *Bulletin of the British Myriapod and Isopod Group* 19: 20-41.
- Zell, H. (1993). Taxonomie und Phylogenie von Nematoden. Die Gattung *Plectus* Bastian, 1865 sensu lato (Nematoda, Plectidae). *Andrias* 11, Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, 171 pp.
- Zhou, J., Bruns, M.A. & Tiedje, J.M. (1996): DNA recovery from soils of diverse composition. *Applied and Environmental Microbiology* 62: 316-322.
- Zicsi, A. (1959): Faunistisch-systematische und ökologische Studien über die Regenwürmer Ungarns I, II. *Acta Zoologica Hungarica* 5: 165-189; 401-447.
- Zicsi, A. (1978): Revision der Art *Dendrobaena platyura* (Oligochata: Lumbricidae). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 24: 439-449.
- Zicsi, A. (1982): Verzeichnis der bis 1971 beschriebenen und revidierten Taxa der Familie Lumbricidae. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 28: 421-454.
- Zimdars, B. & Dunger, W. (1994): Synopses on Palaearctic Collembola. 1: Tullbergiinae. *Abhandlungen und Berichte aus dem Naturkundemuseum Görlitz* 68: 1-71.