

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT
- Bodenschutz -

Forschungsbericht 297 74 006/01-02
UBA-FB 000033



Bodenbiologische Bodengüte-Klassen

von

Jörg Römbke¹⁾
Peter Dreher²⁾

unter Mitarbeit von

Ludwig Beck³⁾, **Wolfram Hammel**²⁾, **Kerstin Hund**²⁾,
Harald Knoche²⁾, **Werner Kördel**²⁾, **Werner Kratz**⁴⁾,
Thomas Moser¹⁾, **Silvia Pieper**⁴⁾, **Andrea Ruf**⁵⁾,
Jörg Spelda³⁾, **Steffen Woas**³⁾

¹⁾ ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim am Main

²⁾ Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie,
Schmallenberg

³⁾ Staatliches Museum für Naturkunde, Karlsruhe

⁴⁾ TerraProtecta GmbH, Berlin

⁵⁾ Universität Bremen, Bremen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von DM 20,-- (10,26 Euro)
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

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

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2235
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 5.1
Prof. Dr. Dr. Konstantin Terytze

Berlin, April 2000

Berichts – Kennblatt

Berichtsnummer 1. UBA-FB 000033	2.	3.
4. Titel des Berichts Bodenbiologische Bodengüte - Klassen		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) 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.	8. Abschlußdatum 31.07.1999	
	9. Veröffentlichungsdatum	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) ECT Oekotoxikologie GmbH Böttgerstr. 2-14; D-65439 Flörsheim am Main Fraunhofer–Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie Postfach 1260; D-57377 Schmallenberg	10. UFOPLAN - Nr. 29774006/1 und 2	
	11. Seitenzahl 276	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14191 Berlin	12. Literaturangaben 251	
	13. Tabellen und Diagramme 35	
	14. Abbildungen 23	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Ziel des F+E-Vorhabens war die Erarbeitung des Konzepts zur Bodenbiologischen Standort Klassifikation (BBSK) für die Bewertung der im BBodSchG aufgeführten Bodenfunktion „Lebensgrundlage und Lebensraum für Bodenorganismen“. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen: - Festlegung der bodenbiologisch wichtigsten Bodenfaktoren und deren Werteklassen; - Gliederung der Fläche der Bundesrepublik Deutschland in Standorttypen und deren sekundäre Aggregation; - Ableitung bzw. Verfeinerung von Erwartungswerten zum Vorkommen von 8 Organismengruppen mittels eigener Beprobungen und Literaturangaben; - Prüfung der Einbeziehung eines funktionalen Tests (Köderstreifen) in das BBSK; - Beprobung der 8 Organismengruppen an repräsentativ ausgewählten 15 Standorten (10 Wäldern, 4 Wiesen und 1 Acker) anhand standardisierten Methoden; - Vergleich von Erwartungs- mit Ist-Werten an den 15 Standorten, wobei je nach Tiergruppe verschiedene Auswertungsverfahren benutzt wurden (z.B. Zeigerarten, Maturity-Index); - Diskussion der Ergebnisse sowie Vorschläge zur Verbesserung des Konzepts, z.B.: - Verwendung der mittelfristig zur Verfügung stehenden nutzungsdifferenzierten Karten; - Einbeziehung von weiteren Tiergruppen, speziell den Nematoden und Collembolen; - Vereinfachung der BBSK-Anwendung durch ein mehrstufiges Vorgehen mit unterschiedlicher Komplexität bei der Erfassung der Biozönose.		
17. Schlagwörter Bodenbiologische Standortklassifikation, Bodenqualität, Standorttypen, Lebensraumfunktion, Bundesbodenschutzgesetz		
18. Preis	19.	20.

UBA-F+E-Berichtsmerkblatt (6.80)

Report - Data Sheet

1. Report No.: UBA-FB 000033	2.	3.
4. Report Title Soil Biological Classification of Soil Quality		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) 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.	8. Report Date 31.07.1999	
	9. Publication Date	
6. Performing Organisation (Name, Address) ECT Oekotoxikologie GmbH Böttgerstr. 2-14; D-65439 Flörsheim am Main Fraunhofer-Institut for Environmental Chemistry and Ecotoxicology Postfach 1260; D-57377 Schmallenberg	10. UFOPLAN – No. 29774006/1 und 2	
	11. No. of Pages 276	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14191 Berlin	12. No. of References 251	
	13. Tables and Diagrams 35	
	14. Figures 23	
15. Supplementary Notes		
16. Abstract Aim of the project was the preparation of the concept of soil biological site classification (BBSK) for the assessment of the soil function „Habitat for soil organisms“ as stated in the German Soil Protection Act. The results can be summarised as follows: <ul style="list-style-type: none"> - Determination of the most important soil biological site factors and their classes; - Classification of the area of the Bundesrepublik Deutschland in ecotopes and their secondary aggregation; - Derivation or improvement of the expected coenosis of eight organism groups by means of own sampling programs and literature data; - Investigation of the use of a functional test (bait-lamina) as part of the BBSK concept; - Sampling of eight organism groups at representatively selected 15 sites (10 forests, 4 meadows and 1 crop site) using standardised methods; - Comparison of the expected with the actually found coenosis at the 15 sites, using different assessment methods depending on the organisms group (e.g. indicator species, maturity-index); - Discussion of the results and suggestions for the improvement of the BBSK concept, e.g.: <ul style="list-style-type: none"> - utilisation of differentiated maps for the various land use forms when they are available; - Inclusion of more organism groups, especially nematodes and Collembola; - Simplification of the BBSK concept by using a tiered system of increasing complexity when determining the soil biocoenosis. 		
17. Key Words Soil biological site classification, soil quality, ecotopes, living space function, soil protection act		
18. Preis	19.	20.
UBA-F+E-Berichtsmerkblatt (6.80)		

Gliederung

	Seite
0. Vorwort	1
1. Einführung	2
1.1 Ziel des F+E-Vorhabens	2
1.1.1 Hintergrund (Gesetzliche Vorgaben)	2
1.1.2 Konzeption des F+E-Vorhabens	4
1.2 Organisation und Aufgaben der einzelnen Projektpartner	5
1.2.1 ECT Oekotoxikologie GmbH (Flörsheim)	6
1.2.2 Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (Schmallenberg)	7
1.2.3 Staatliches Museum für Naturkunde (Karlsruhe)	7
1.2.4 Zentrum für Umweltforschung und Technologie (UFT), Universität Bremen (Bremen)	7
1.2.5 <i>TerraProtecta</i> GmbH (Berlin)	8
2. Theoretischer Hintergrund	9
2.1 Generelle Überlegungen zur biologischen Bewertung von Böden	9
2.2 Bewertungskonzepte für Böden	11
2.3 Das BBSK-Konzept (Bodenbiologische Standortklassifikation)	16
2.3.1 Allgemeines Vorgehen	16
2.3.2 Detaillierte Beschreibung des BBSK-Konzepts	17
2.3.3 Überprüfung des BBSK-Konzepts	19
2.4 Spezielle Probleme	21
2.4.1 Ableitung von Erwartungswerten	21
2.4.2 Die Zielebene beim Einsatz biologischer Indikatoren	23
2.4.3 Verhältnis zwischen quantitativer und qualitativer Parametern	25
3. Standorttypisierung	27
3.1 Erarbeitung von Standorttypen	27
3.1.1 Begriffsdefinitionen zur Standorttypisierung	27
3.1.2 Ziel der Standorttypisierung	28
3.1.3 Anforderungen an die Standorttypisierung	28

3.1.4	Eignung von abiotischen Standortfaktoren für die Standorttypisierung	29
3.1.5	Datengrundlage	33
3.1.6	Auswahl von Standortfaktoren	36
3.1.7	Abgrenzung von Faktorklassen	39
3.1.8	Vorgehensweise bei der Standorttypisierung	46
3.1.9	Ableitung der Standorttypen	47
3.2	Aggregation ähnlicher Standorttypen	50
3.2.1	Zielsetzung	50
3.2.2	Vorgehensweise und methodische Problemlösungen	51
3.2.3	Ergebnis der Standorttypenclusterung	55
3.3	Zusammenfassende Diskussion zur Standorttypisierung	56
4.	Auswahl und Beschreibung von (15) Beispiels-Standorten	63
4.1	Auswahlkriterien	63
4.2	Charakterisierung der einzelnen Standorte	66
4.3	Zusammenfassende Darstellung und Zuordnung zu Standorttypen	82
4.4	Diskussion	85
5.	Bodenbiologische Methodik	89
5.1	Auswahl der verwendeten Organismengruppen	89
5.1.1	Mikroorganismen	89
5.1.2	Bodentiere	90
5.1.3	Ökosystemare Bodenfunktionen	91
5.2	Probennahme im Freiland und Weiterverarbeitung	92
5.2.1	Verwendete Methoden	92
5.2.2	Spezielle Probleme bei der Erfassung der Makrofauna	96
5.2.3	Organisation der Probennahme an den 15 Standorten	98
5.3	Diskussion der Probennahmemethodik	98
6.	Biologische Charakterisierung	101
6.1	Nematoden	101
6.1.1	Einleitung	101

6.1.2	Material und Methoden	103
6.1.3	Ableitung von Erwartungswerten	104
6.1.4	Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten	104
6.1.5	Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)	107
6.2	Oribatiden – Hornmilben	112
6.2.1	Einleitung	112
6.2.2	Material und Methoden	113
6.2.3	Ableitung von Erwartungswerten	115
6.2.4	Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten	117
6.2.5	Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)	124
6.3	Raubmilben – Gamasinen	130
6.3.1	Einleitung	130
6.3.2	Material und Methoden	131
6.3.3	Ableitung von Erwartungswerten	131
6.3.4	Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten	134
6.3.5	Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)	143
6.4	Enchytraeen	148
6.4.1	Einleitung	148
6.4.2	Material und Methoden	149
6.4.3	Ableitung von Erwartungswerten	149
6.4.4	Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten	154
6.4.5	Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)	157
6.5	Regenwürmer	173
6.5.1	Einleitung	173
6.5.2	Material und Methoden	174
6.5.3	Ableitung von Erwartungswerten	175
6.5.4	Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten	179
6.5.5	Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)	183
6.6	Makrofauna (Isopoden, Chilopoden, Asseln)	190
6.6.1	Einleitung	190
6.6.2	Material und Methoden	191
6.6.3	Ableitung von Erwartungswerten	191
6.6.4	Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten	193

6.6.5	Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)	201
6.7	Funktionstest: Köderstreifen	205
6.7.1	Einleitung	205
6.7.2	Material und Methoden	207
6.7.3	Ableitung von Erwartungswerten	208
6.7.4	Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten	208
6.7.5	Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)	217
6.8	Diskussion der biologischen Charakterisierung	229
6.8.1	Einleitung	229
6.8.2	Einzeldarstellung der Tiergruppen	230
6.8.3	Zusammenfassung	232
7.	Schlußfolgerungen	234
7.1	Standorttypisierung	235
7.2	Biologische Charakterisierung	238
8.	Empfehlungen	244
8.1	Bodenkundliche und bodenbiologische Untersuchungen	244
8.2	Offene Fragen	246
9.	Literatur	248
9.1	Zitierte Arbeiten	248
9.2	Vorstellungen des Projekts	265
10.	Glossar	267
10.1	Allgemeiner Bodenschutz	267
10.2	Begriffe zur Standortklassifikation	270
10.3	Begriffe aus der Ökotoxikologie	275

Verzeichnis der Tabellen

- 2-1 Zusammenhänge zwischen einzelnen bodenkundlichen Parametern von Waldstandorten und dem Vorkommen wichtiger Organismengruppen (nach EIJSACKERS & ZEHNDER 1990)
 - 2-2 Ausprägung von Standortfaktoren nach SINNIGE et al. (1992)
 - 2-3 Vergleich von vorhergesagter und gefundener Besiedlung mit Oligochaeten an 15 Waldstandorten Südwest-Deutschlands (Einzelheiten siehe Text)
 - 2-4 Vergleich von vorhergesagter und gefundener Besiedlung mit verschiedenen Invertebratengruppen an 11 Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg

 - 3-1 Standorttypen

 - 4-1 Praktisch zu beprobende Standorte
 - 4-2 Allgemeine Angaben zu den 15 beprobten "UBA-Standorten"
 - 4-3 Standortfaktoren und -typen der 15 beprobten "UBA-Standorte"
 - 4-4 Zuordnung der Standorte zu "Gruppen" von Standorttypen

 - 5-1 Übersicht über die gängigsten bodenzoologischen Methoden einschliesslich einer Empfehlung (+ = Geeignet für BBSK; - = weniger geeignet für BBSK)
 - 5-2 Durchführung der Probennahme an den 15 Standorten

 - 6.1-1 Charakteristika der Bodenproben in Bezug auf die Nematodenpopulation
 - 6.1-2 Nematodenpopulation in den Bodenproben vom Standort SBG (Anzahl/kg)
 - 6.1-3 Nematodenpopulation in den Bodenproben vom Standort SBA (Anzahl/kg)
 - 6.1-4 Nematodenpopulation in den Bodenproben vom Standort SBB (Anzahl/kg)
 - 6.3-1 Erwartungswerte für den Reife-Index für Raubmilben in Waldstandorten nach der Humusform, N gibt die Anzahl der ausgewerteten Artenlisten an.
 - 6.3-2 Korrelationen zwischen der Dominanz von Arten bzw. von Kennwerten der Zönose mit ausgewählten Bodeneigenschaften aus den Untersuchungen in Baden-Württemberg
 - 6.3-3 Dominanzen der Arten, die an mehr als einem Standort vorkamen.
 - 6.3-4 Kennzahlen und Beurteilung der untersuchten Waldstandorte anhand der Raubmilbenzönose
-

- 6.3-5 Kennzahlen und Beurteilung der untersuchten offenen Standorte (Grünland und ein Acker) anhand der Raubmilbenzönose
- 6.3-6 Vergleich der Ergebnisse der Beurteilung von Standorten an Hand der Gamasinezönose aus zwei Untersuchungen mit je 10 Wäldern.
- 6.4-1 Einteilung von Enchytraeenarten nach der Säuretoleranz (HEALY 1980, verändert)
- 6.4-2 Angaben zum ökologischen Verhalten, zur Lebensform und zur Häufigkeit ausgewählter Enchytraeenarten (F = Feuchtezahl, R = Reaktionszahl, S = Salzzahl, T = Vertikalverteilung, E = Ernährungstyp, G = Fortpflanzungsstrategie, HV = Häufigkeit) nach GRAEFE & SCHMELZ (1999)
- 6.4-3 Erwartungswerte für ausgewählte Enchytraeenspezies für den Faktor pH-Wert
- 6.4-4 Übersicht über die Fangergebnisse an den 15 Standorten (Mittelwerte pro Probe bzw. Art) sowie Gesamtfangzahl
- 6.4-5 Enchytraeidae: Vorläufige Beurteilung der 15 "UBA-Standorte" auf der Grundlage des Standortfaktors pH-Wert (P)
- 6.4-6 Beurteilung der 15 Beispiels-Standorte auf der Grundlage des Vorkommens von Zeigerarten bzw. der Abundanz der Enchytraeidae (Grundlage: Vergleich zu Literaturdaten)
- 6.5-1 Erwartungswerte für wichtige Regenwurmarten Mitteleuropas für die ausgewählten 5 Standortfaktoren (nicht ausgefüllte Zeilen: Datenlage ungenügend)
- 6.5-2 Übersicht über die Fangergebnisse an den 15 Standorten (Mittelwerte pro Probe bzw. Art) sowie Gesamtfangzahl
- 6.5-3 Abundanz, Artenzahl und Artenzusammensetzung der Regenwürmer an den 15 Standorten; Ohne Unterstreichung: Erwartet; Unterstrichen: Erwartet aber fehlend oder auftretend aber nicht erwartet
- 6.5-4 Vorläufige Beurteilung der 15 "UBA-Standorte" anhand des Vergleichs der Erwartungs- und Ist-Werte der 5 Standortfaktoren; Beurteilung: R = erwartet und gefunden; - = erwartet aber fehlend bzw. nicht erwartet und gefunden
- 6.6-1 Anzahl der LFU-Standorte in den einzelnen Faktorenklassen
- 6.6-2 Resultate der Quadratproben an den untersuchten Standorten.
- 6.6-3 Resultate der Handaufsammlungen an 3 der untersuchten Standorte.
- 6.6-4 relative Häufigkeit von Diplopoden in Kiefernwäldern der Umgebung Potsdams (nach SCHUBART 1957)
-

Verzeichnis der Abbildungen

- 3-1 Räumliche Verteilung ST 1
 - 3-2 Räumliche Verteilung ST 32
 - 3-3 Räumliche Verteilung ST 73
 - 3-4 Räumliche Verteilung ST 88
 - 3-5 Räumliche Verteilung der Standorttypencluster
 - 3-6 Räumliche Verteilung der pH-Wertklassen für die Nutzung Acker

 - 4-1 Verteilung der Standorte der Institute der fünf Projektpartner sowie der 15 Probennahmestandorte in den verschiedenen Regionen Deutschlands
 - 4-2 Standort Tannenbusch
 - 4-3 Überblick über die Fläche mit Blick auf die DBF-Einrichtungen

 - 5-1 Bodenstecher als Beispiel für die Mesofaunabeprobung
 - 5-2 Handauslese und Formolaustreibung für die Regenwurmerfassung
 - 5-3 Köderstreifenfeld im Schnee

 - 6.7-1 Frassprofile am Standort Schmallenberg, Vorversuch. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil (16 Köder).
 - 6.7-2 Frassprofile am Standort Schmallenberg, Vergleich Vorversuch- vs. Hauptversuchsexposition. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier Köder dar.
 - 6.7-3 Frassprofile an zwei Buchenstandorten. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier Köder dar.
 - 6.7-4 Frassprofile an zwei Buchenstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.
 - 6.7-5 Frassprofile an zwei Mischwaldstandorten. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier Köder dar.
 - 6.7-6 Frassprofile an zwei Mischwaldstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.
-

- 6.7-7 Frassprofile an zwei Kiefernstandorten. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier Köder dar.
- 6.7-8 Frassprofile an zwei Kiefernstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der Köder GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.
- 6.7-9 Frassprofile an drei Grünland- und einem Ackerstandort. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt der Mittelwert dreier Köder dar.
- 6.7-10 Frassprofile an zwei Grünlandstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.
- 6.7-11 Frassprofile an einem Grünland und einem Ackerstandort. Dargestellt sind die Anteile an der GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.
-

0. Vorwort

Ziel des Vorhabens war die Erarbeitung eines Konzeptes zur Bewertung der im Bundesbodenschutzgesetz aufgeführten natürlichen Bodenfunktion „Lebensgrundlage und Lebensraum für ... Bodenorganismen“. Der Schwerpunkt des Vorhabens lag dabei auf einer Typisierung der Standorte in Deutschland auf der Basis bodenbiologisch definierter Kriterien und einer exemplarischen Erfassung der Meso- und Makrofauna.

Vom Auftraggeber wurde in der Antragsphase Wert darauf gelegt, daß die Klassifizierung der Standorte nach Kriterien (im Text „Faktoren“ genannt) erfolgt, die Aussagen über die räumliche Verteilung und die flächenmäßige Bedeutung der definierten Standorttypen ermöglichen und daß das Ergebnis als thematische Karte in digitaler Form zur Verfügung gestellt wird. Somit konnten nur solche Parameter als Klassifikationsgrundlage herangezogen werden, die bereits als digital aufbereitetes Kartenmaterial mit einem entsprechenden Datenhintergrund vorlagen. Die einzig mögliche und erwünschte Grundlage für diese Zielstellung ist derzeit die in digitaler Form zur Verfügung stehende Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1 : 1.000.000 (BÜK 1000) in Verbindung mit der digitalen Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes. Auf dieser Basis wurden abgeleitete Karten hinsichtlich einzelner Parameter erstellt, miteinander verschnitten und verschiedene Verfahren zur Aggregation der erhaltenen Informationen angewendet. Ziel war die Schaffung einer handhabbaren Anzahl von Standorttypen und deren kartografische Darstellung. Ergebnis der Gesamtbearbeitung (Plausibilitätsprüfung) war jedoch, daß die angestrebte Standortklassifikation auf Grundlage der BÜK 1000 nicht zu dem erwünschten Ziel führte. Eine abschließende Darstellung eines Klassifikationssystems kann somit nicht erfolgen. In dem vorliegenden Bericht, der sich als ein Arbeitsreport versteht, werden die beschrittenen Wege detailliert aufgezeigt und die weitgehend bereits der Datengrundlage immanenten Schwachpunkte diskutiert, so daß er als Basis für zukünftige Arbeiten dienen kann.

Auf Seiten der biologischen Bearbeitung ausgewählter Standorte werden im vorliegenden Bericht Ergebnisse vorgestellt, die unabhängig von der Frage der Standorttypenklassifizierung schlüssig interpretierbar sind und die die vorhandene Daten- und Methodenbasis für weitere Entwicklungen in der bodenbiologischen Standorttypenklassifikation bilden werden.

1. Einführung

1.1 Ziel des F+E-Vorhabens

1.1.1 Hintergrund (Gesetzliche Vorgaben)

Aufgabe des F+E-Vorhabens war die Erarbeitung eines Konzepts zur Bewertung der im Bundes-Bodenschutzgesetzes vom 24.03.1998 aufgeführten natürlichen Bodenfunktion "Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen" (RÜCK 1998). Die Bewertung anderer im Gesetz aufgeführter Funktionen (z.B. Böden als Standort für die Pflanzenproduktion) scheint auf der Grundlage von Standorteigenschaften, die bei der Bodenkartierung im Freiland erfasst werden, möglich zu sein (LEHLE et al. 1995; WELLER 1998; BLUME & SCHLEUSS 1999). Auch werden gegenwärtig Ansätze diskutiert, Parameter wie die Nutzungsform, die Substratabfolge, Lagerungsdichtestufe, Versiegelungsgrad, Nährstoffzufuhr, Veränderungen des Wasserhaushalts oder die Schadstoffsituation zur Bewertung der Lebensraumfunktion für Bodenorganismen zu nutzen (GRÖNGRÖFT et al. 1998). Abgesehen davon, dass für viele Standorte die Schadstoffe (oder deren Mischung) gar nicht bekannt ist, erscheint es gewagt, ein biologisches Schutzziel anhand weitgehend abiotischer/bodenkundlicher Parameter zu bewerten.

Im Gegensatz dazu gehen wir davon aus, dass sich die Qualität eines Bodens hinsichtlich seiner Besiedlung mit Organismen nur konkret anhand biologischer Parameter standortspezifisch bewerten lässt. Selbst wenn alle Angaben über die die Verbreitung einer Zönose determinierenden Faktoren flächendeckend vorliegen würden, so sagt dies noch nichts darüber aus, ob an einem bestimmten Standort die entsprechende Zönose auch vorkommt. Dieses Problem, d.h. die Unmöglichkeit der Bewertung der Lebensraumfunktion für Bodenorganismen anhand vorhandener, primär bodenkundlicher Parameter, dürfte einer der wichtigsten Gründe dafür sein, dass der Schutz dieser Bodenfunktion bisher kaum in den gesetzlichen Vorschriften konkretisiert wurde.

Das in diesem F+E-Vorhaben zu bearbeitende Schutzziel ist die Leistungs- bzw. Funktionserfüllung der gesamten Bodenbiozönose, d.h. der natürlicherweise in Böden vorkommenden Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere. Dabei wird davon ausgegangen, dass bei Schutz der Struktur der Zönose (= Artenzusammensetzung) zugleich auch deren Funktionen (z.B. der Abbau organischen Materials) sichergestellt werden. Da sich nur in Böden mit hoher biologischer Qualität eine zukunftsorientierte und nachhaltige Nutzung durchführen lässt, ist die Entwicklung eines Konzepts zur biologischen Güte von Böden dringend notwendig (BACHMANN 1999). Aufgrund der

großen Heterogenität von Böden war das zu erarbeitende Konzept in Form von regionalspezifisch zu differenzierenden Bodengüteklassen zu formulieren.

Zugleich sollte dieses Konzept im Sinne einer "Screeningmethode" mittelfristig für die Erfassung und Bewertung von Beeinträchtigungen der Bodenqualität genutzt werden. Dies können sowohl physikalische (z.B. Bodenverdichtung) wie auch chemische (z.B. Schwermetalle) Belastungen sein, deren Zusammensetzung im Einzelfall oft unbekannt ist. Zwischen der Bewertung von einzelnen Chemikalien und der biologisch definierten Bodenqualität bestehen grundlegende Unterschiede, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

Einzelne Chemikalien:

- Teil eines prospektiven Registrierungs- oder Notifizierungsprozesses;
- Verwendung international standardisierter Tests (meist mit "single species") als Teil einer gestuften Teststrategie (Labor, Halbfreiland und Freiland)
- Bezug definierter Konzentrationen zu einer unbelasteten Kontrolle
- Selten: Monitoringstudien im Freiland
- Gesetzliche Basis: ChemG, PflSchG, EU-Richtlinien.

Bodenqualität:

- Teil einer retrospektiven Untersuchung an einem Standort unbekannter Belastung
- Freilandbeprobung verschiedener Organismengruppen bzw. Bodenfunktionen als Teil eines abgestuften Beurteilungskonzepts
- Meist: Keine Kontrolle verfügbar; daher bezug auf externen Standard nötig
- Nutzung von Labortests nur zur Kausalitätsprüfung
- Gesetzliche Basis: BBSchG.

Das hier beschriebene F+E-Vorhaben sollte also dazu dienen, die Grundlagen für eine praktikable Umsetzung der gesetzlichen Anforderungen zur Bewertung der Bodenqualität, speziell hinsichtlich der Lebensraumfunktion für Bodenorganismen, zu schaffen. Langfristig könnte der hier beschriebene Ansatz Teil eines umfassenden Bewertungssystems für Böden werden, in dem rückstandsanalytische Untersuchungen bekannter Schadstoffe wie auch Labortests zur Kausalitätsüberprüfung ihren Platz hätten (analog zum TRIAD-Ansatz für Sedimente; CHAPMAN et al. 1986; RUTGERS & NOTENBOOM 1998).

1.1.2 Konzeption des F+E-Vorhabens

Aufgrund der Vorarbeiten (primär in Baden-Württemberg) der einzelnen Projektpartner lag der Schwerpunkt des F+E-Vorhabens weniger auf der theoretischen Basis (vgl. Kap. 2) als auf der praktischen Umsetzung (speziell einer Typisierung der (Standort)- Böden der Bundesrepublik Deutschland). Insbesondere sollten die in Süddeutschland gemachten Erfahrungen auf die Bundesrepublik übertragen werden. Zugleich war wegen der beschränkten Ressourcen klar, dass eine Überprüfung im Freiland nur stichpunktartig erfolgen konnte.

Das F+E-Vorhaben wurde daher in drei Schritten bearbeitet:

Teil I: Definition von Standorttypen

Durchführung einer Studie zur Ableitung von bodenbiologisch definierten Standorttypen für die Bundesrepublik Deutschland (vgl. UBA 1994) und deren sekundärer Gliederung

Teil II: Erarbeitung eines Bewertungssystems

Definition der bodenbiologischen Struktur (Vorkommen bzw. Vielfalt von Bodenorganismen) für ausgewählte Standorttypen;

Teil III: Überprüfung des Bewertungskonzepts

Durchführung von praktischen Untersuchungen an 15 Standorten (biologische Klassifikation der Standorte inkl. Erwartungs-/Istwert-Vergleich).

Auf der Grundlage der gemachten Erfahrungen sollten Empfehlungen ausgesprochen werden, wie eine bodenbiologische Klassifikation von Böden in die Praxis umgesetzt werden kann.

Bei der Bearbeitung des F+E-Vorhabens wurde von zwei Voraussetzungen ausgegangen:

1. Aufgrund der großen Bandbreite der zu bearbeitenden Themen (z.B. Bodenbiologie, Bodenkunde, Datenverarbeitung) und der abzudeckenden Inhalte sowohl in taxonomischer wie bodenkundlicher Sicht sollten die Arbeiten von einer Gruppe von Fachleuten aus verschiedenen Regionen der Bundesrepublik durchgeführt werden.
2. Ausgangspunkt unserer Überlegungen über "Bodenbiologische Boden-Güteklassen" war das Konzept der Bodenbiologischen Standortklassifikation ("BBSK"; vgl. Kap. 2.3), das im Rahmen einer Literaturstudie im Auftrag der LfU Baden-Württemberg entwickelt wurde (RÖMBKE et al. 1997).

Der Schwerpunkt der geplanten Untersuchungen lag aufgrund eigener Erfahrungen sowie der Literaturlage auf Waldstandorten, auch wenn wegen der späteren Anwendung des Konzepts mehrere Wiesen- sowie ein Ackerstandort in die Untersuchung aufgenommen wurden.

Die zeitliche Organisation des F+E-Vorhabens sah wie folgt aus:

November 1997 – Januar 1998:

- Erarbeitung der Abhängigkeiten zwischen Bodenparametern und den verschiedenen Tiergruppen
- Festlegung der wichtigsten Bodenfaktoren und deren Werteklassen
- Vorstellung des Ansatzes auf der 1. Beiratssitzung (Januar 1998)

Februar 1998 – Juli 1998:

- Gliederung der Böden der Bundesrepublik Deutschland in 116 Standorttypen (ST's)
- Erarbeitung von bodenbiologischen Erwartungswerten
- Auswahl von 15 zu beprobenden Standorten
- Absprache über Standorttypen und Probennahme (2. Beiratssitzung August 1998)

August 1998 – Mai 1999:

- Beprobung der 15 ausgewählten Standorte mit verschiedenen biologischen Methoden und Bearbeitung des Materials (z.B. Bestimmung der Arten)
- Auswertung der Fangdaten (Vergleich Erwartungs- und Istwert)
- Diskussion der Projektergebnisse auf der 3. Beiratssitzung (Mai 1999)

Juni 1999 – Juli 1999:

- Erstellung des Endberichts.

1.2 Organisation und Aufgaben der einzelnen Projektpartner

Das F+E-Vorhaben wurde von 5 Projektpartnern bearbeitet, deren besondere Arbeitsschwerpunkte im folgenden aufgelistet werden. In gemeinsamer Diskussion sowie in enger Absprache mit dem Auftraggeber wurden die für eine Standorttypisierung notwendigen Faktoren sowie die praktisch zu beprobenden Standorte ausgewählt.

Projektbegleitend wurde vom Auftraggeber ein wissenschaftlicher Projektbeirat eingesetzt, der aus den folgenden Mitgliedern bestand:

Prof. Dr. K. Terytze (teilweise)	Umweltbundesamt, Berlin
Dr. F. Rück	Umweltbundesamt, Berlin
Dr. G. Bachmann (teilweise)	Umweltbundesamt, Berlin
Dr. D. von Borries (teilweise)	Bundesumweltministerium, Bonn
Dr. G. Labes (teilweise)	Bundesumweltministerium, Bonn
PD. Dr. K. Auerswald	Technische Universität, München
Prof. Dr. W. Dunger	Museum für Naturkunde, Görlitz
Dr. C. Kula	Biologische Bundesanstalt, Braunschweig
Dr. U. Necker	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen
Dr. H-P. Straub	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Der Beirat trat dreimal (Januar 1998, Schmalleben; August 1998, Hochheim; Mai 1999, Berlin) zusammen. Protokolle dieser Sitzungen einschliesslich der Kommentare und Empfehlungen der Beiratsmitglieder wurden in diesen Bericht eingearbeitet.

1.2.1 ECT Oekotoxikologie GmbH (Flörsheim)

Dr. J. Römbke, Dipl.-Biol. Th. Moser, Dr. B. Förster

- Koordination des F+E-Vorhabens sowie Erstellung des Gesamtberichts gemeinsam mit dem Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie.
- Mithilfe bei der Auswertung der Clusteranalyse bzw. der Zuordnung von Standorten zu den Standorttypen.
- Mitbeprobung von elf Standorten in Bayern (Scheyern (2)), Rheinland-Pfalz (Merzalben), Hessen (Niddahänge), Nordrhein-Westfalen (Tannenbusch, Schmalleben (3)), Niedersachsen (Breddewarden, Ehrhorn, Luess) für alle faunistischen Arbeitsgruppen (einschliesslich Erfassung der Standortparameter).
- Bestimmung und Auswertung der Enchytraeen und Regenwürmer aus den Bodenproben aller ausgewählten 15 Standorte (die Probennahme an den übrigen 4 Standorten erfolgte von den jeweiligen Vor-Ort Betreuern der Standorte) sowie die Erstellung des entsprechenden Teilberichts.

1.2.2 Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (Schmallenberg)

Dr. W. Kördel, Dr. P. Dreher, Dr. K. Hund, Dr. W. Hammel

- Koordination des F+E-Vorhabens sowie Erstellung des Gesamtberichts gemeinsam mit der ECT GmbH.
- Parametrisierung der biologisch definierten Standortfaktoren sowie Auswertung digitaler Karten der Bundesrepublik Deutschland zur Beschreibung und Auswahl von Standorttypen
- Tabellarische, graphische und textliche Darstellung der Standorttypen Deutschlands in einem eigenen Teilbericht.
- Mitbeprobung von drei Standorten in Nordrhein-Westfalen (Schmallenberg) für alle faunistischen Arbeitsgruppen (einschliesslich Erfassung der Standortparameter).
- Bestimmung und Auswertung der Nematoden aus den Bodenproben der drei Schmallenberger Standorte sowie die Erstellung des entsprechenden Teilberichts.

1.2.3 Staatliches Museum für Naturkunde (Karlsruhe)

Prof. Dr. L. Beck,; Dipl.-Biol. J. Spelda, Dr. S. Woas

- Beprobung eines Standorts in Baden-Württemberg (Crailsheim) sowie Mitbeprobung von acht weiteren Standorten in Bayern (Scheyern (2), Rheinland-Pfalz (Merzalben), Hessen (Niddahänge) und Nordrhein-Westfalen (Tannenbusch, Schmallenberg (3)) für alle faunistischen Arbeitsgruppen (einschliesslich Erfassung der Standortparameter). Versand der Boden- und Tierproben an die entsprechenden Bearbeiter.
- Bestimmung und Auswertung der Moosmilben sowie der Makrofauna (Chilopoden, Diplopoden und Isopoden) aus den Bodenproben aller ausgewählten 15 Standorte (die Probenahme an den übrigen 6 Standorten erfolgte von den jeweiligen Vor-Ort Betreuern der Standorte) sowie die Erstellung des entsprechenden Teilberichts.

1.2.4 Zentrum für Umweltforschung und Technologie (UFT), Universität Bremen (Bremen)

Dr. A. Ruf

- Beprobung zweier Standorte in Niedersachsen (Breddewarden, Aher Kämpe) Extraktion und Sortieren der Mikroarthropodenproben von BBG und BRG sowie Mitbeprobung zweier weiterer Standorte in der Lüneburger Heide für alle faunistischen Arbeitsgruppen

(einschliesslich Erfassung der Standortparameter). Versand der Boden- und Tierproben an die entsprechenden Bearbeiter.

- Bestimmung und Auswertung der Raubmilben aus den Bodenproben aller ausgewählten 15 Standorte (die Probenahme an den übrigen 11 Standorten erfolgte von den jeweiligen Vor-Ort Betreuern der Standorte) sowie die Erstellung des entsprechenden Teilberichts.

1.2.5 Terra Protecta GmbH (Berlin)

PD Dr. W. Kratz, Dipl.-Biol. S. Pieper

- Beprobung des Berliner sowie des Brandenburger Standortes und die Mitbeprobung der hessischen bzw. dreier nordrhein-westfälischer Standorte für alle faunistischen Arbeitsgruppen. Versand der Boden- und Tierproben an die entsprechenden Bearbeiter.
- Durchführung eines Vorversuches mit dem Köderstreifen-Testverfahren an ausgewählten Standorttypen zur Festlegung der notwendigen Expositionsdauer, da durch den verspäteten Projektbeginn frühwinterrelevante Expositionszeiten auszutesten waren. Die Exponierung und Einholung der Köderstreifen wurde von den jeweiligen Vor-Ort Betreuer der Standorte übernommen.
- Durchführung und Auswertung des Köderstreifen-Testverfahren an allen ausgewählten 15 Standorten sowie die Erstellung des entsprechenden Teilberichts. Auch hier wurde die Exponierung und Einholung der Köderstreifen von den jeweiligen Vor-Ort Betreuer der Standorte übernommen (Ausnahmen: Standorte in Berlin und Brandenburg).

2. Theoretischer Hintergrund

2.1 Überlegungen zur biologischen Bewertung von Böden

In einem hochindustrialisierten Land wie Deutschland ist der Boden vielfältigen Belastungen (z.B. Luftschadstoffe, Bodenbearbeitung, Chemikalien) ausgesetzt (BLUME 1990; AUERSWALD 1998). Zugleich ist über die natürliche Besiedlung vieler Böden noch wenig bekannt. Daher muß ein bodenbiologischer Ansatz für den Schutz der Böden zwei Komponenten enthalten:

- eine bodenbiologische Klassifikation basierend auf den natürlichen Standorteigenschaften (regional gegliedert nach Standorttypen);
- die Einschätzung des Einflusses anthropogener Faktoren auf die Struktur und Funktion von Bodenbiozöosen.

Die zunehmende Beanspruchung unserer Umwelt durch die verschiedenen Aktivitäten des Menschen rückt nicht nur die Frage nach dem Schutz natürlicher Lebensräume und ihres Artenbestandes in den Vordergrund (= Aufrechterhaltung der Struktur der Ökosysteme), sondern auch die Frage nach der nachhaltigen Sicherung der natürlichen Ressourcen, insbesondere der Böden (= Bewahrung seiner Funktion); d.h. der Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Bodenqualität (= soil quality). In allgemeiner Form kann Bodenqualität als "die Fähigkeit eines Bodens zu funktionieren" definiert werden (US Soil Science Society; KARLEN et al. 1997). In diesem Zusammenhang ist es von entscheidender Wichtigkeit, daß das Ziel aller Bemühungen sein muß, die natürliche standortspezifische Struktur und Funktion der Bodenbiozönose (Mikroorganismen, Pflanzen, Tiere und alle Interaktionen zwischen ihnen) zu erhalten.

Ein struktureller Parameter ist dabei z.B. die Artenzusammensetzung bestimmter Bodentiergruppen, während der Abbau organischen Materials oder die Frassrate von Organismen Beispiele für funktionelle Parameter darstellen. Über das Verhältnis dieser beiden Aspekte jedes Ökosystems wird seit langem intensiv diskutiert, denn je nach Priorität ist eine andere Strategie bei der Beurteilung der Bodenqualität notwendig. Generell gilt aber, daß bei einem Schutz der Struktur die Funktion der Zönose sozusagen "automatisch" ebenso geschützt wird. Umgekehrt gilt dieser Zusammenhang aber keineswegs: Bei einem Schutz der Funktion besteht nicht zwingend ein Schutz der Struktur, denn aufgrund der funktionellen Redundanz in vielen Ökosystemen ist auch eine stark belastete Zönose oftmals noch fähig, wichtige Funktionen wahrzunehmen. Jeder zusätzliche, natürliche wie anthropogene Stressfaktor kann dann das gesamte System zum Zusammenbruch bringen (DUNGER 1995).

Ein Beispiel aus der Literatur deutet an, wie man sich vielfältige Wirkungen auf ökosystemare Funktionen nach struktureller Beeinflussung der Bodenbiozönose vorstellen kann: Nach Applikation eines Fungizids (Benomyl) in Apfelplantagen kam es zu einem Rückgang von Regenwürmern (speziell der “Schlüsselart (= “ecosystem engineer”) *Lumbricus terrestris*), was wiederum eine Verzögerung des Streuabbaus nach sich zog. Dies führte dann zu einem Anstieg von Pilzkrankheiten, da sich auf den durch die Regenwürmer nicht gefressenen Blättern Sporen, z.B. des Apfelschorfs, gut entwickeln konnten (KENNEL & NIKLAS 1980). Ein anderes Beispiel ist die negative Wirkung von Kupfer auf Regenwürmer in Mikrokosmosversuchen, die sich in signifikanten Änderungen der Mineralisierungsrate und Stoffkreisläufen niederschlagen kann (FILSER ET AL. 1993).

Konzepte zur biologischen Klassifizierung und Beurteilung von Standorten werden seit vielen Jahren in der Vegetations- oder Pflanzensoziologie genutzt (z.B. BRAUN-BLANQUET 1964, ELLENBERG 1996), die wiederum teilweise auf Ansätze aus der Landschaftsplanung sowie der Landwirtschaft zurückgehen (BISCHOFF ET AL. 1975; WELLER 1996). Gerade für die Bodenfunktion „Standort für Kulturpflanzen“ ist eine Klassifikation anhand von Standortkarten (z.B. nach der Acker- und Grünlandzahl) weitgehend in der Praxis akzeptiert (LEHLE ET AL. 1975; WELLER 1998).

Auch für den Naturschutz ist die standardisierte Beschreibung und Bewertung von Biozönosen und Biotopen notwendig (KAULE 1986; RIECKEN et al. 1994; BÜCKING et al. 1995), wobei Artenreichtum und –zusammensetzung – trotz teilweise kontroverser Diskussion – die wichtigsten Parameter darstellen (HURLBERT 1971, WESTERN 1992). Dabei erfolgt die Bewertung konkreter Gebiete anhand von Bestandsaufnahmen ausgewählter Organismengruppen (meist Vögel und wenige, gut bearbeitbare Insektentaxa wie Laufkäfer und Schmetterlinge (RIECKEN 1992)), wobei die Spezifität der vorhandenen Arten, Artenzahlen oder Diversitätsindices dazu genutzt werden, den jeweiligen Standort in Kategorien von “ökologisch weniger wertvoll” bis “ökologisch sehr wertvoll” einzuordnen (PLACHTER 1991). Zur Optimierung und Objektivierung der Bewertung werden spezielle statistische Verfahren für die Beurteilung der Biodiversität verschiedener Standorte diskutiert (z.B. die Rarefaction-Methode; ACHTZIGER et al. 1992).

Generell ist darauf hinzuweisen, dass man je nach untersuchter Organismengruppe zu unterschiedlichen Schlüssen kommen kann, so beinhaltet z.B. die pflanzensoziologische Bewertung eines Standorts trotz der Abhängigkeit von Pflanzen von Standortfaktoren wie Nährstoffgehalt usw.

nicht "automatisch" zugleich eine Bewertung der Bodenqualität für Bodenorganismen (DUNGER & DUNGER 1983; GRAEFE 1997A). So kommen z.B. HAWKES et al. (1997) bei der Nutzung der Ellenberg'schen Zeigerwerte für Pflanzen zur Bodenqualitätsbeurteilung an Waldstandorten zu dem Schluss, dass "the use of indicator values assigned to plants when growing in Central Europe for predicting soil quality in Britain is clearly not ideal". Selbst bei einer Verbesserung des Ansatzes bleibt aber das Problem, dass die auf die beiden Organismengruppen wirkenden Faktoren in ihrer Gesamtheit unterschiedlich sind; d.h. wir haben es hier mit zwei unterschiedlichen Konzepten für zwei (sich partiell überschneidende) Teilkompartimente terrestrischer Ökosysteme zu tun.

Für die aquatische Ökotoxikologie bzw. Limnologie wurden Ansätze, die biologische Kriterien zur Beurteilung heranziehen, ebenfalls entwickelt (z.B. WRIGHT et al. 1989, 1994; REYNOLDSON et al. 1995), die gegenwärtig in verschiedenen Staaten, z.B. England, Kanada und Australien, routinemässig zur Beurteilung von Oberflächengewässern und Sedimenten eingesetzt werden. Im Gesetzesvollzug weit verbreitete Verfahren wie der Saprobienindex (BAY. LA WASSERWIRTSCHAFT (1996) oder die "Sedimenttriade" (CHAPMAN 1989) können ebenfalls als Teile bzw. Vorläufer eines solchen Beurteilungskonzepts angesehen werden. Eine Übersicht über die vielfältigen Konzepte für die ökologische Bewertung von Fliessgewässern ist BÖHMER et al. (1997) zu entnehmen. Die Einführung dieses Ansatzes auf der Grundlage der in der Europäischen Union diskutierten "Ökologierichtlinie" (Ratsdokument 8600/94) wurde von BRAUKMANN & PINTER (1997) vorgeschlagen und befindet sich gegenwärtig in der Evaluierungsphase.

2.2 Bewertungskonzepte für Böden

Auch in der Bodenbiologie sind Ideen zur Nutzung der Organismen zur Beurteilung der Böden - teils schon früh - mehrfach geäußert worden (z.B. GHILAROV 1965, DUNGER 1968, GHABBOUR 1991, STORK & EGGLETON 1992, BELOTTI 1993). Grundlage ist dabei die Beobachtung, dass das Vorkommen von Bodenorganismen mit bestimmten Bodenfaktoren korreliert ist (vgl. Tab. 2-1; EJSACKERS & ZEHNDER 1990, GRAEFE 1995). Schwer einschätzbar ist dabei die Situation in der Bodenmikrobiologie (vgl. Kap. 5.1.1): Obwohl seit kurzem vergleichbare Gedanken zur konzeptionellen Nutzung mikrobieller (speziell qualitativer) Parameter diskutiert werden (z.B. ZAK et al. 1994, HUND & KÖRDEL 1998), ist gegenwärtig eine konkrete Umsetzung aufgrund der hohen Variabilität des Vorkommens dieser Organismen und noch fehlender Standardisierung der verschiedenen Untersuchungsmethoden nicht absehbar.

Tab. 2-1: Zusammenhänge zwischen einzelnen bodenkundlichen Parametern von Waldstandorten und dem Vorkommen (Abundanz in Ind./m²) wichtiger Organismengruppen (nach EIJSACKERS & ZEHNDER 1990)

Rohhumus	Moder	Mullhafter Moder	Mull
pH (sauer) <=====>pH (neutral)			
pH 3.5 - 5.0			pH 5.0 - 7.0
CEC 80 - 120 [me%]			CEC 20 - 40 [me%]
Basensättigung 20 - 40 %			Basensättigung 40 - 100 %
C:N > 20			C:N < 15
Milben (400.000)	Milben,	Myriapoden und	Regenwürmer (200)
Collembolen (80.000)	Collembolen und	Isopoden	Isopoden (50)
Enchytraeen (50.000)	Insektenlarven		
Insektenlarven (80)	Myriapoden	Insektenlarven	Myriapoden (1.000)
Myriapoden (250)		und Regenwürmer	Insektenlarven (50)
Regenwürmer (20)	Regenwürmer und	Milben und	Milben (200.000)
	Isopoden	Collembolen	Collembolen (100.000)
Isopoden (20)			Enchytraeen (20.000)
Zunahme der Pilze	<=====>		Zunahme der Bakterien
Abnahme	Bildung von Ton-Humus-Komplexen		Zunahme

Auf der Ebene einzelner Tiergruppen gibt es diverse Arbeiten über die Nutzung von Bodenorganismen für eine bodenbiologische Klassifizierung von Standorten wie z.B.:

- Enchytraeen: HEALY 1980; STANDEN 1979, 1980;
- Regenwürmer: PHILLIPSON et al. 1976; Friedel et al. 1999;
- Moosmilben: STRENZKE 1952; WEIGMANN & KRATZ 1981;
- Raubmilben: KARG & FREIER 1995, RUF 1997
- Spinnen: MARTIN 1991, FRÜND et al. 1997.

Da aber mit keiner einzelnen Organismengruppe die grosse Vielfalt natürlicher Böden abgedeckt werden kann (egal wie verbreitet die Tiere im einzelnen sein mögen), hat sich keiner dieser Ansätze als routinemässig anwendbares Verfahren durchsetzen können. Interessanter sind daher die im folgenden aufgeführten Ansätze, in denen mehrere Gruppen oder die ganze Biozönose berücksichtigt werden.

Pedozoologische Standortslehre (VOLZ 1962)

- Charakterisierung von Waldstandorten mittels einer gravimetrischen Gruppenanalyse der Makrofauna (Regenwürmer, Schalenschnecken, Nacktschnecken, Käfer- und Dipterenlarven, Myriapoden, Asseln)
- Beispiel für eine Standortklassifizierung:
 - I. Areale mit teilweise semiterrestrischem Charakter
 - II. Feuchte, dunkelfarbige humusreiche Lockerböden
 - III. Gesellschaften frischer Auwaldböden
 - IV. Moderhumusgesellschaften in Wäldern
 - V. Montane Waldböden
- Analoge Einteilung der untersuchten Standorte auf Grund der Artenkombination der dort vorkommenden Regenwürmer
- Probleme des Ansatzes: Der Arbeitsaufwand für die Gruppenerfassung ist hoch; außerdem wird dabei die Mesofauna unterschätzt.

Nach unserer Kenntnis wurde dieser Vorschlag von der Wissenschaft ignoriert, wozu u.a. der fachfremde Hintergrund des Autors beigetragen haben mag. Vor allem aber fehlte Anfang der Sechziger Jahre jede Nachfrage nach einer Methode zur biologischen Bewertung terrestrischer Standorte, da der Boden als eigenständiges Umweltmedium noch nicht wahrgenommen wurde.

Ecotopes/Ecological species group (SINNIGE et al. 1992)

- Definition von Standorttypen (= ecotopes) und Identifikation ihrer "Soil Fauna Communities" analog zur vegetationskundlichen Klassifikation
- Die Ausprägung eines Standortfaktors wird in wenige (im Falle quantifizierbarer Meßwerte meist drei) Klassen unterteilt (Tab. 2-2)
- Betrachtete Tiergruppen: Diplopoden, Chilopoden, Ameisen, Enchytraeen, Collembolen und Regenwürmer
- Zuordnung erfolgt qualitativ (z.B. Artenspektrum), nicht quantitativ (z.B. Abundanz/m²)
- Unterscheidung von 136 Standorttypen (bezogen auf die Niederlande).

Auch dieser Ansatz beruht letztlich auf Analogieschlüssen zur Pflanzensoziologie (KLIJN 1991). Nach einigen Jahren der Diskussion (vor allem über die Frage, ob die vorhandenen Kenntnisse zur Taxonomie und Verbreitung von Bodenorganismen für ein solches Konzept ausreichen), wird dieser Ansatz gegenwärtig in den Niederlanden im Rahmen eines Programms zur Identifikation von "Life

Support Functions” wieder aufgegriffen (BREURE et al. 1999). Dazu werden an jeweils 20 Grasland- und Gartenbaustandorten neben diversen abiotischen Parametern und funktionalen Messgrößen auch die Nematoden, Enchytraeen, Regenwürmer, Milben und Bakterien erfasst.

Tab. 2-2: Ausprägung von Standortfaktoren nach SINNIGE et al. (1992)

Standortfaktor	Klasseneinteilung
Salinität	Salzig, Brackisch, Süß
Bodentextur	Sand, Andere
Bodenfeuchte - Verfügbarkeit	Nass, Feucht, Trocken
Acidität/Nährstoffversorgung	Sauer, Schwach sauer, Basisch
Vegetationsstruktur	Wald/Gebüsch, Wiesen u.ä., Pioniervegetation
Verschiedene Störungen	Störung, Pflügen, Sanddrift
Streuabbaubarkeit/Humus	Leicht, Mittel, Schlecht abbaubar

Zersetzergesellschaften (GRAEFE 1993a)

- Klassifikation von "Zersetzergesellschaften" (= typische, von Umweltbedingungen abhängige Artenkombination streuzersetzender Mikroorganismen und Tiere) nach dem Besatz an Regenwürmern und Enchytraeen
- Anlehnung in Gliederung und Benennung an die Pflanzensoziologie
- Einstufung der Arten relativ zu ihrem Vorkommen in Bezug zu:
 - Bodenfeuchte, pH-Wert und Kalkgehalt
 - Horizontbindung, Ernährung, Fortpflanzungsstrategie
 - Charakterarten auf verschiedenen Klassifizierungsebenen, Konstanz am Standort
- Definition von Werteklassen auf einer Skala (z.B. 1 - 9) für jeden Standortfaktor.

Dieses Verfahren wurde in den letzten Jahren regelmässig in Deutschland zur Bewertung von Standorten (z.B. Dauerbeobachtungsflächen Nordrhein-Westfalens oder Schleswig-Holsteins) eingesetzt (BEYLICH et al. 1994). Auch die Auswirkungen anthropogener Einflüsse (z.B. Emissionen eines Zementwerks) wurden so bewertet (GRAEFE 1993b). Gegenwärtig wird sowohl versucht, die Methode mit einer Klassifikation von Humusformen zu verbinden (GRAEFE 1994) als auch ihr theoretisches "Umfeld" zu verbessern (z.B. hinsichtlich des anzustrebenden Bewertungsziels; GRAEFE 1997b), um so zu einer umfassenden bodenbiologischen Diagnose zu kommen. Auf der anderen Seite ist die generelle Akzeptanz als Routinemethode, wahrscheinlich wegen des hohen taxonomischen Aufwands bei der Bestimmung von Enchytraeen, nicht absehbar.

SIVPACS/SOILPACS (SPURGEON et al. 1996, WEEKS et al. 1997)

Mit deutlichen Hinweisen auf die langjährige Verwendung ähnlicher Konzepte in der aquatischen Ökotoxikologie ("RIVPACS") wurde kürzlich in England das "SIVPACS" (= Soil Invertebrate Prediction and Classification System) vorgeschlagen (SPURGEON et al. 1996). Im Zuge einer ersten Validierungsstudie erfolgte eine Umbenennung in "Soil Prediction and Classification Scheme" (SOILPACS; WEEKS et al. 1997). Am Beispiel des Einflusses von Schwermetallen auf Bodenbiozöten im Umkreis einer Fabrikanlage in West-England wurde dargelegt, wie Vertreter verschiedener Organismengruppen (speziell Regenwürmer, aber auch Spinnen oder Asseln) für die Bewertung dieser Standorte genutzt werden können. Am Beispiel der für ein solches Konzept sehr gut geeigneten Collembolen wird dargelegt, wie unzuverlässig bzw. schlecht vergleichbar die aus der vorhandenen Literatur abgeleiteten Verbreitungsdaten sind, wofür methodische (unterschiedliche Erfassung) wie taxonomische Gründe verantwortlich sind. Zur Verbesserung dieser Situation werden landesweite Erhebungen mittels standardisierter Methoden vorgeschlagen, wie sie auch bei der Einführung des aquatischen RIVPACS-Konzepts durchgeführt wurden. Dieses Verfahren ähnelt sehr stark dem im Kap. 2.3 vorgestellten Ansatz.

Zudem diskutieren die Autoren intensiv das grundlegende Problem aller vergleichbaren Konzepte: Wie kann das Verhältnis zwischen Praktikabilität (z.B. schnelle Ergebnisse) und Aufwand (z.B. hohe taxonomische Auflösung) effizient gestaltet werden? Mögliche Antworten auf diese Frage beinhalten die Verwendung funktionell definierter Organismengruppen oder die Beschränkung auf "Key Species" bzw. "ecosystem engineers" (JONES et al. 1994; LAVALLE et al. 1997).

In diesem Zusammenhang ist kurz zu erwähnen, dass sich ein Konzept zur biologischen bzw. ökologischen Klassifikation nur aus für Bodenorganismen relevanten Bodeneigenschaften wie Bodenart, pH-Wert usw. ableiten lässt (vgl. auch Kap. 4.1); nicht aber aus – oftmals leichter zugänglichen – klimatischen, botanischen oder geographischen Faktoren (vgl. LEHLE ET AL. 1995; BARTELS et al. 1997). Auch die Definition von schutzwürdigen Böden – bei ausdrücklicher Einbeziehung der Lebensraumfunktion - anhand von Kriterien wie "besondere Bedeutung für die Biotopentwicklung unter extremen Wasser- und Nährstoffangeboten", hohe natürliche Ertragsfähigkeit oder "Seltenheit" sind bodenbiologisch nicht fundiert (SCHRAPS & SCHREY 1997). Sie mögen Hinweise auf Standorte geben, die vorrangig zu untersuchen sind, jedoch sind sie zur Beurteilung der Lebensraumfunktion eines Bodens nicht ausreichend.

Insgesamt belegen die im Rahmen der genannten Studien gemachten Erfahrungen und Kenntnisse sowie allgemeine Überlegungen (z.B. HORNING 1993; FRY 1994; DUNGER 1999) die Notwendigkeit eines regional differenzierten bodenbiologischen Klassifikationssystems.

2.3 Das BBSK-Konzept (Bodenbiologische Standortklassifikation)

2.3.1 Allgemeines Vorgehen

Die in den beiden vorherigen Teilkapiteln aufgeführten generellen Überlegungen zur biologischen Bewertung von Böden bzw. Bewertungskonzepte wurden in der Literaturstudie "Bodenfauna und Umwelt" aufgegriffen bzw. neu entwickelt und daraus folgende Hypothesen abgeleitet (RÖMBKE et al. 1995; 1997):

- Es gibt eine überschaubare Anzahl bestimmter Standorttypen mit charakteristischen Bodenbiozöosen, die durch wenige Standortfaktoren zu beschreiben sind.
- Die Beurteilung eines Standorts, z.B. hinsichtlich von Hinweisen auf eine anthropogene Belastung, ist durch die Erfassung dieser Zöosen und Vergleich mit den Erwartungswerten des jeweiligen Standorttyps möglich.

Das entwickelte Konzept der regional differenzierten **Bodenbiologischen Standort-Klassifikation (BBSK)** (Soil Biological Site Classification) orientiert sich an international akzeptierten Ideen des "Environmental Risk Assessment" (FURLOING 1995). Aufgrund der rechtlichen Vorgaben, speziell dem Bundesbodenschutzgesetzes, muß es die folgenden Kriterien erfüllen:

- ein praktikables System der Bodenklassifikation darstellen;
- als Basis für die Bewertung der Bodenqualität dienen können;
- ein "Screening" potentiell belasteter Böden erlauben.

Die zentrale Idee des BBSK-Konzepts ist, daß die Beurteilung eines Standorts durch einen Vergleich der vorhergesagten mit der real am Standort vorkommenden Biozönose ermöglicht wird, wobei verschiedene Auswertungsverfahren eingesetzt werden können. Voraussetzung ist dabei, daß das Vorkommen der jeweiligen Biozönose durch bekannte abiotische oder biotische Faktoren determiniert wird. Hinsichtlich der zu verwendenden Meßparameter werden qualitative Parameter bevorzugt, denn quantitative Parameter ergeben meist variabelere Ergebnisse (räumlich wie zeitlich); z.B. aufgrund von Witterungseinflüssen. Die Beurteilung eines Standorts erfolgt auf der Grundlage des Vorkommens oder Fehlens gleicher oder ökologisch vergleichbarer Arten innerhalb der

entsprechenden Zönosen; d.h. Maßstab ist letztlich die Biodiversität. Ein genereller Bezug wie in Tabelle 2-1 zwischen bestimmten Bodeneigenschaften oder Standortfaktoren und dem (grob quantitativen) Vorkommen ganzer Organismengruppen läßt sich im Rahmen des Konzepts ebenfalls erarbeiten, ist aber für eine praktikable Umsetzung nicht ausreichend differenziert.

2.3.2 Detaillierte Beschreibung des BBSK-Konzepts

Das BBSK-Konzept läßt sich in vier Schritte unterteilen, die bei der Beurteilung eines Standorts ganz oder teilweise zu durchlaufen sind. Wie erwähnt, beruht dieser Ansatz auf der Voraussetzung, daß das Vorkommen (und damit mittelbar auch die Funktion) von Bodenorganismen durch eine Reihe von - meßbaren - Standortfaktoren determiniert wird. Jeder Standort, und damit auch die dort vorkommende Biozönose, wird demnach durch eine Kombination dieser Faktoren in bestimmten Eigenschaften charakterisiert. Das Problem besteht darin, aus der Vielzahl von Faktorkombinationen eine überschaubare Anzahl von Standorttypen "herauszudestillieren". Diese Zahl sollte einerseits handhabbar (d.h. nicht zu groß) sein, andererseits muß sie differenziert genug sein, um überhaupt Abweichungen zwischen vorhergesagtem und real vorkommendem Zustand erkennen zu können. Grundlage jeder standortspezifischen Anwendung des BBSK-Konzepts ist dabei die Erarbeitung der folgenden vier Punkte:

- Beschreibung regional differenzierter und repräsentativer Standorttypen; vgl. Kap. 3
- Standardisierung von Beprobungsmethoden für Bodenorganismen; vgl. Kap. 5
- Identifizierung der "normalen" Biozönose an unbelasteten Standorten basierend auf Literaturdaten und zusätzlichen Untersuchungen; vgl. Kap. 6.
- Vorhandensein von handhabbaren Bestimmungsschlüsseln für die wichtigsten Organismengruppen (evtl. auf CD-ROM); vergl. Kapitel 2.4.2.

Standortspezifisch sind die folgenden Schritte zu durchlaufen:

I. Charakterisierung eines konkreten Standorts

- Bestimmung von natürlichen Standortfaktoren (z.B. Klima, Bodentyp, Humusform, Boden-pH, Vegetation); (überwiegend) anthropogene Faktoren (z.B. Schwermetalle, Pestizide, Bodenverdichtung) sind bei der Standortcharakterisierung mit zu berücksichtigen.
- Zuordnung des Standorts zu einem geeigneten Standorttyp aufgrund der natürlichen Faktoren.

IIa. Vorhersage der Biozönose (= Erwartungs-Wert)

- Je nach Standorttyp und spezieller Problemstellung: Auswahl geeigneter Organismengruppen, z.B. Araneae, Enchytraeidae, Lumbricidae, Oribatida, Gamasina, Chilopoda, Diplopoda, Isopoda, Carabidae, Collembola
- Schwierig zu verwendende Organismengruppen: Mikroorganismen, Formicidae, Diptera etc.
- Eventuell: Verwendung funktioneller Methoden

IIb. Erfassung der realen Biozönose (= Ist-Wert):

- Beprobung der ausgewählten Organismengruppen mittels standardisierter Methoden: z.B. Handauslese, Barberfallen, Nass/Trocken-Extraktionsverfahren
- Eventuell: Beprobung funktioneller Endpunkte: z.B. Mini-Container, Köderstreifen

III. Standortbeurteilung:

- Vergleich von Erwartungs- und Ist-Wert für die Biozönose am jeweiligen Standort
- Bewertung der Ergebnisse in standardisierter Form:, wobei zwischen den folgenden drei Szenarien zu differenzieren ist:
 - Keine Differenz zwischen Vorhersage und Realität:
 - ➔ Ende des Beurteilungsprozesses
 - Differenz zwischen Vorhersage und Realität:
 - ➔ Differenziertere Beurteilung; evtl. durch Verwendung weiterer Methoden und/oder Organismengruppen bzw. Modifizierung der Ergebnisse durch "Expertenwissen" (Plausibilitätsprüfung)
 - Bestätigung der Differenz nach weitergehender Untersuchung:
 - ➔ Untersuchung möglicher Ursachen, z.B. mittels Durchführung von Labortests nach standardisierten Richtlinien.

IV. Standortmanagement:

Im Fall der Bestätigung von Unterschieden zwischen Erwartungs- und Ist-Wert :

- Eventuell: Anordnung detaillierter Untersuchungen bzw. Ergreifung von Maßnahmen

Es ist darauf hinzuweisen, daß das Standortmanagement über die naturwissenschaftliche, in diesem Fall bodenbiologische Beurteilung eines Standorts hinausgeht, da hierbei z.B. sozio-ökonomische oder ethische Kriterien zur Anwendung kommen können.

2.3.3 Überprüfung des BBSK-Konzepts

Im Rahmen eines von der LfU Karlsruhe geförderten Projekts wurde das BBSK-Konzept an 15 Waldstandorten (11 aus dem Dauerbeobachtungsprogramm Baden-Württembergs sowie vier aus Baden bzw. Hessen) überprüft. Die zugehörigen abiotischen Daten entstammten primär den Jahresberichten der LfU Karlsruhe und eigenen Erhebungen (z.B. BECK et al. 1988). Als Standortfaktoren wurden sowohl natürliche Faktoren (z.B. Klima, Bodentyp, Bodenfeuchte; Bodentemperatur, pH-Wert, C- und N-Gehalt, Kationenaustauschkapazität, Vegetation) als auch anthropogene Faktoren (z.B. Schwermetalle, Pestizide, Umweltchemikalien, Bodenverdichtung) erfaßt. Die Angaben zu den einzelnen Faktoren wurden jeweils in eine von drei Klassen eingeordnet und kodiert. Aus der Vielzahl der Bodenorganismen wurden die Enchytraeidae, Lumbricidae, Oribatida, Gamasina, Chilopoda, Diplopoda, Isopoda und Carabidae verwendet, während für die Mikroflora und Formicidae nicht genügend Daten vorhanden waren. Alle Flächen wurden mindestens viermal beprobt, wobei etablierte bodenbiologische Methoden verwendet wurden (vgl. DUNGER & FIEDLER 1997).

Konkret wurde z.B. für die häufigsten Oligochaetenarten eine Matrix erarbeitet, in der jeder Spezies ihre speziellen ökologischen Standortansprüche (z.B. pH-Wert, Feuchte usw.) in Form eines Codes zugeordnet waren. Anschließend wurden an jedem der 15 Standorte die Regenwürmer durch Elektrofang und die Enchytraeen mittels Nassextraktion erfaßt und jeweils bis zur Art bestimmt. Die Beurteilung der Standorte erfolgte durch den Vergleich derjenigen Arten, die an den einzelnen Standorten aufgrund ihrer Standortfaktoren zu erwarten gewesen wären, mit den Arten, die real gefunden wurden (Erwartungs- und Ist-Wert-Vergleich).

In Tabelle 2-3 ist das Ergebnis der Standortklassifizierung anhand der Oligochaeten im LfU-Projekt aufgeführt. Angegeben ist jeweils die Abweichung des Ist-Werts vom Sollwert in Prozent der Gesamtzahl aller erwarteten plus gefangenen Arten sowie die daraus abgeleitete Beurteilung (+ = < 30 %; - = > 30 %; +/- = unklare Fälle). Der Wert von 30 % wurde in Analogie zur Beurteilung der Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nutzarthropoden ausgewählt (HASSAN 1992). Wenn diese Beurteilung durch weitere Informationen (z.B. zur ökologischen Rolle der einzelnen Arten) modifiziert wurde, so ist das ursprüngliche Symbol in Klammern aufgeführt. Drei der in Tabelle 2-3 aufgrund ihrer Lumbricidenbesiedlung als auffällig eingeschätzten Standorte (Zwiefalten, Ottenhöfen und Donaueschingen) wurden erneut beprobt. In allen Fällen konnte

nachgewiesen werden, daß die in Tabelle 2-3 ursprünglich aufgeführte Differenz von 50 - 75 % aufgrund methodischer Probleme vorgetäuscht wurde.

Tab. 2-3: Vergleich von vorhergesagter und gefundener Besiedlung mit Oligochaeten an 15 Waldstandorten Südwest-Deutschlands (Einzelheiten siehe Text)

Nummer	Standort	Enchytraen		Lumbriciden	
		%	Beurteilung	%	Beurteilung
130	Bad Urach	13	+	14	+
140	Zwiefalten	4	+	75	(-) +
290	Eppingen	8	+	20	+
310	Crailsheim	13	+	14	+
350	Schriesheim	38	-	43	-
380	Ottenhöfen	40	(-) +/-	50	(-) +
400	Donaueschingen	33	(-) +	50	(-) +
410	Schönau	16	+	43	(-) +/-
450	Breisach	71	(-) +/-	50	(-) +
470	Offenburg	18	+	14	+
520	Mannheim	33	-	100	-
1000	Schluttenbach	20	+	14	+
1010	Auwald	37	-	18	+
1040	Bruchsal	37	-	75	(-) +/-
1050	Bad Vilbel	14	+	7	+

In vergleichbarer Weise wurden die oben genannten Standorte auch anhand ihrer Besiedlung mit Oribatiden, Gamasinen, Carabiden, Chilopoden, Diplopoden und Isopoden beurteilt. Insgesamt ergab sich damit die folgende Übersicht (Tab. 2-4) über die Ergebnisse der Standortklassifizierung (4 Standorte wurden wegen unvollständiger Daten nicht aufgeführt). Einzelheiten dieses Vergleichs, z.B. zum Stand der jeweiligen Literaturlauswertung bzw. der verwendeten Methoden, sind der schon erwähnten LfU-Studie zu entnehmen (RÖMBKE et al. 1997).

An den meisten Standorten war die Abweichung vom Erwartungs-Wert gering. Klare Differenzen zwischen Erwartungs- und Ist-Wert gibt es vor allem am Standort Nr. 520 (einer Fläche am Stadtrand von Mannheim) sowie Nr. 350 (ein Wald auf der windseitigen Lage des Industriegebiets Ludwigshafen/Mannheim). Schwer einschätzbar ist der Standort Nr. 450, bei dem es keine Hinweise gibt, wie die festgestellte Abweichung zu erklären ist, so dass weitere Untersuchungen zu

empfehlen sind. Aus diesen Ergebnissen ist der Schluß zu ziehen, daß mit dem vorgestellten Konzept eine differenzierte Beurteilung von Standorten möglich ist.

Tab. 2-4: Vergleich von vorhergesagter und gefundener Besiedlung mit verschiedenen Invertebratengruppen an 11 Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg (Einzelheiten siehe Text)

Tiergruppe	Standortkürzel (vgl. Tab. 2-3)										
	130	140	292	310	350	380	400	410	450	470	520
Enchytraeen	+	+	+	+	-	+/-	+	+	+/-	+	-
Lumbricidae	+	+	+	+	-	+	+	+/-	+	+	-
Oribatida	+	+	+	+	-	+/-	+	+	+	+	-
Gamasina	+	+			-	+/-	+	+	+	-	-
Chilopoda		+		+	+	+	+	+	+	-	-
Diplopoda		+		+	+	+	-	+	+	+/-	-
Isopoda		+		+	+	+	+	+	+	+/-	-
Carabidae	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-

+ = Entspricht der Erwartung

+/- = Unklar

- = Entspricht nicht der Erwartung

2.4 Spezielle Probleme

2.4.1 Ableitung von Erwartungswerten

Die Definition von Erwartungswerten dient der Identifizierung der "normalen" oder, besser, potentiellen Bodenbiozönose an jedem Standorttyp; d.h. der Ermittlung der idealen Nutzung der vorhandenen Ressourcen durch die Bodenorganismen (DUNGER 1999). Dies kann, muss aber nicht die "natürliche" Besiedlung im Sinne der "potentiellen natürlichen Vegetation" sein, denn damit wäre die lange und umfassende anthropogene Nutzung der Böden nicht berücksichtigt. In jeden Fall ist dabei das aus langjährigen Untersuchungen bekannte „Grundrauschen“ der Populationsdynamik der Bodenfauna zu beachten (ELLENBERG ET AL. 1986).

Die Erwartungs-Werte sind nicht direkt der Literatur zu entnehmen, sondern müssen in Abhängigkeit von Standorttyp, Nutzung, Region und Organismengruppe erarbeitet werden; d.h. die Ansprüche einzelner Arten (oder funktionaler Gruppen) hinsichtlich der ausgewählten Standortfaktoren sind zu bestimmen. Dabei gibt es grundsätzlich zwei verschiedene Ansätze:

1. Indirekte Ableitung der Präferenz
 - Langzeiterfassungen verschiedener Organismengruppen an unbelasteten Freilanstandorten (z.B. Bodendauerbeobachtungsflächen der Länder (SAG 1993))
 - Literatúrauswertung (z.B. zum Vorkommen von Enchytraeen (HEALY 1980; GRAEFE 1993))
2. Ökophysiologische Untersuchungen
 - Laborversuche mit einzelnen Arten unter standardisierten Bedingungen; z.B. zur pH-Präferenz von Collembolen (VAN STRAALLEN & VERHOEF 1997).

Laboruntersuchungen haben den Nachteil, dass zwar sehr genaue Angaben für jede Art erarbeitet werden, doch ist eine Übertragung auf reale Freilandverhältnisse nicht immer möglich (DUNGER 1995). Die immense Artenzahl bei Bodentieren macht es unmöglich, jede Art auf ihre Präferenz für die wichtigsten Schlüsselfaktoren im Labor zu untersuchen. Zudem bleibt das Problem, daß im Labor nur die Ansprüche der Art an ihre Umwelt ermittelt werden können (potentielle Nische) und nicht die Bedingungen, unter denen sie in der Natur vorkommt (realisierte Nische). Der Unterschied zwischen potentieller und realisierter Nische liegt in biologischen Interaktionen begründet, wie z.B. das Vorkommen von konkurrenzstarken Arten, Freißfeinden oder Parasiten.

Auch die Ableitung von Erwartungswerten aus der Literatur ist vor allem bei älteren Arbeiten aus zwei Gründen mit Fehlern behaftet, wie z.B. WEEKS et al. (1997) am Beispiel der Collembolen Englands zeigen konnte:

- in bodenkundlichen Untersuchungen werden biologische Parameter – mit Ausnahme der in diesem Zusammenhang kaum nutzbaren Mikrobiologie – sehr selten aufgeführt;
- in bodenbiologischen Studien sind Angaben zur bodenkundlichen Charakterisierung des jeweiligen Standorts zu undifferenziert: Eine Zuordnung des Vorkommens einer Art zu bestimmten Standortfaktoren ist nicht möglich, wenn z.B. bei der Bodenart nur allgemein von "Ackerboden" die Rede ist oder bei quantitativen Angaben, z.B. zum pH-Wert, die Messmethodik nicht aufgeführt wird.

Erwartungswerte liegen inzwischen für mehrere Organismengruppen (z.B. Regenwürmer) insbesondere für Wälder und für bestimmte Regionen Deutschlands vor. Für Wiesen und speziell Ackerstandorte sowie Gruppen der Mikro- und Mesofauna (z.B. Nematoden) sind diese Kenntnisse noch nicht vorhanden. Alle Erwartungswerte sind nach Verwendung an konkreten Standorten permanent kritisch weiter zu entwickeln. Im Mittelpunkt des Interesses stehen dabei die Stetigkeit

des Vorkommens typischer Zönosen, die Erfassung der Variabilität sowie des notwendigen methodischen Aufwands.

Besonders problematisch ist die Erstellung von Erwartungs-Werten bei funktionalen Parametern (hier: Köderstreifentests). Die absoluten Frassraten sind -in ähnlicher Weise wie Abbaupotentiale von Streu- an den Standorten von Substratqualität und Klima abhängig. Diese Dekompositionsprozesse verlaufen in bestimmten und vorhersagbaren Amplituden. Es ist geplant, die absoluten Frassraten in Verbindung mit der Tiefenverteilung der Frassaktivität im Profil zu erfassen. Da das Köderstreifen-Testverfahren ein relativ neues ist, liegen allerdings bisher nur für wenige Standorttypen entsprechende Messdaten vor.

2.4.2 Die Zielebene beim Einsatz biologischer Indikatoren

Ein generelles Problem des Einsatzes biologischer Indikatoren ist die Identifikation der optimalen Ebene bei der Bestimmung der Organismen (GRAEFE 1997a). In anderen Worten: Ist es jeweils notwendig, die (wissenschaftlich am besten definierte) Artebene anzustreben? Im Gegensatz zu allen anderen höheren Ebenen, seien sie taxonomischer (z.B. Gattungen, Familien usw.) oder funktionaler (z.B. Gilden, trophische Gruppen) Natur, ist dies die einzige Ebene, bei der biologische Informationen zur Physiologie, Verhalten, Sensitivität gegenüber Stressfaktoren (theoretisch) eindeutig zuordbar sind. Daher wird bei "klassischen" biologischen Bewertungskonzepten in der Pflanzensoziologie oder der Limnologie auch die Artebene verwendet, wobei heute leicht vergessen wird, dass dem heutigen Kenntnisstand Jahrzehnte aufwendiger, regional differenzierter Forschung vorangegangen sind (BAY. LA WASSERWIRTSCHAFT 1996; ELLENBERG 1996). Zudem sind sowohl in der Limnologie als auch der Botanik die Artenzahlen, mit denen gearbeitet wird, um Größenordnungen niedriger.

Diesem hohen Anspruch steht beim Boden die Schwierigkeit entgegen, dass die Mehrheit aller dort lebenden Tiere Invertebraten sind, deren Taxonomie und Biologie selbst in Mitteleuropa als gering erforscht eingeschätzt werden kann. Mit Ausnahme relativ weniger artenarmer Gruppen der Makrofauna (speziell Regenwürmer, aber auch Asseln, Diplopoden oder Chilopoden) ist über die Lebensweise der meisten Arten wenig bekannt, ja selbst das Artenspektrum dürfte noch nicht vollständig erfaßt sein. Ausserdem fehlen aufgrund der Vernachlässigung der Taxonomie in Lehre und Forschung in den letzten drei Jahrzehnten sowohl aktuelle Bestimmungsschlüssel als auch

erfahrene Bearbeiter (DUNGER 1995). Trotzdem muss die Artebene die Zielebene jedes biologischen Klassifikationskonzepts sein und demzufolge müssen bei der Erarbeitung eines solchen Konzepts für eine bestimmte Region die Arten bestimmt werden (z.B. bei ihrer Zuordnung zu bestimmten Standorttypen). Auf der anderen Seite ist schon in dieser Phase zu bedenken, wie die Praktikabilität solcher Konzepte zu erhöhen ist.

Zwei – sich partiell überschneidende bzw. zu verbindende - Ansätze sind dabei denkbar:

- die Arten einer bestimmten taxonomischen Einheit können zu Gruppen zusammengefasst werden, von denen man annimmt (ein direkter Beleg ist schwer zu führen), dass sich die einzelnen Arten hinsichtlich ihrer ökologischen Ansprüche nicht “deutlich” unterscheiden. Diese Gruppen können sowohl taxonomisch (z.B. die Nicht-Differenzierung der Arten der Gattung *Fridericia* (Enchytraeidae) im Konzept der Zersetzergesellschaften; BEYLICH et al. 1994) oder funktional (z.B. die Zusammenfassung der bakteriophagen Nematoden nach YEATES et al. 1993) definiert sein. Gerade die Einteilung der immensen Zahl von Nematodenarten in nur 7 Frassgruppen hat diese Gruppe für bodenökologische Untersuchungen erst im grösseren Umfang verfügbar gemacht. Ein anderes Beispiel ist die Bildung “isovalenter” Artengruppen (WEIGMANN 1987). In jedem Fall wird bei diesem Vorgehen der Grad von taxonomischen Spezialwissens gegenüber einer Bestimmung bis zur Artebene deutlich heruntergesetzt.
- der Zugang zur Taxonomie von Bodentieren könnte durch Erarbeitung moderner Schlüssel klar verbessert werden. Besonders ist dabei an interaktive Computerprogramme zu denken, die, im Gegensatz zu klassischen Veröffentlichungen, sowohl leichter aktualisiert werden können als auch durch Einbeziehung von Fotos, Graphiken usw. einfacher zu handhaben wären. Beispiele sind das COMTESA-Programm, mit dem z.B. die Asseln weiter Teile Nordamerikas bestimmbar sind (MOLDENKE et al. 1991). Auch für andere Makrofaunagruppen gibt es solche – mehr oder weniger benutzerfreundliche – Programme, während die Mesofauna in dieser Hinsicht kaum bearbeitet ist.

Wie schon angedeutet, dürfte langfristig die beste Lösung eine Kombination beider Ansätze sein; d.h. es sind sowohl organismenspezifisch Ebenen zu definieren, die für einen erfolgreichen Einsatz der betreffenden Gruppe genügend Informationen liefern (kann, muss aber nicht die Artebene sein) und es müssen EDV-gestützte regionalspezifische Schlüssel entwickelt werden. Letztere sollten, wie das erwähnte COMTESA-Programm, sowohl die Ansprache ganzer Gruppen (und damit weiträumig) als auch einzelner Arten (speziell “ecosystem engineers”) erlauben.

2.4.3 Verhältnis zwischen quantitativen und qualitativen Parametern

Wie schon erwähnt, werden nicht nur beim BBSK-Konzept, sondern auch in vergleichbaren Bewertungskonzepten im allgemeinen qualitative gegenüber quantitativen Messparametern vorgezogen. Hintergrund ist die in vielen verschiedenen Biotopen bei Boden-Mikroorganismen und -Invertebraten oftmals beobachtete hohe räumliche wie zeitliche Variabilität der Individuenanzahl oder -biomasse. Beispiele sind z.B. die innerhalb von Tagen um Größenordnungen schwankende Biomasse von Mikroorganismen im Boden (DOMSCH et al. 1983) oder die Differenzen in der Mikrodistribution von Enchytraeen auf einer – scheinbar – homogenen Wiese (CHALUPSKY & LEPS 1985). DUNGER 1995 vermutet, daß die Reduktion der Artenzahl nicht als generelle, vielleicht nicht einmal eine häufige Folge von Immisionen ist.

Die Artenzusammensetzung einer Zönose wird dagegen von Witterungseinflüssen deutlich weniger beeinflusst. Eine Zwischenstellung nimmt der Parameter "Dominanz" ein, er wird oft als halbquantitativ bezeichnet. Da hier das Vorkommen einer Art auf die gesamte Siedlungsdichte bezogen wird, können Schwankungen nivelliert werden und man kommt der Bedeutung der Art in der Gemeinschaft näher. Auch die Auswirkungen von Stressfaktoren wie Chemikalien lassen sich gut anhand von Dominanzverschiebungen, z.B. bei Collembolen nach Applikation zweier Umweltchemikalien in einem Moderbuchenwald, nachweisen (BECK et al. 1988).

Auch von aquatischen Ökosystemen ist bekannt, dass Artenverschiebungen (inklusive dem Verschwinden sensibler Arten) erste Anzeichen für den Einfluss anthropogener Stressfaktoren sind, weniger dagegen die gesamte Artenzahl oder hoch-integrierende funktionale Parameter auf ökosystemarer Ebene (SCHINDLER 1984). Auf den ersten Blick gegenläufige Beispiele (z.B. Reduktion der Anzahl von verschiedenen Bodentieren, nicht aber Ausfall ganzer funktioneller Gruppen, nach Entfernung organischen Materials an einem Waldstandort; BENGTSSON et al. 1998) sind mit Vorsicht zu interpretieren: Da die Artebene in diesen Studien meist nicht erreicht wurde, kann nicht eingeschätzt werden, wieviel Information durch die Zusammenfassung vieler einzelner Arten zu funktionellen Gruppen verloren ging.

Trotz der Schwierigkeiten bei der Einbeziehung quantitativer Parameter fehlt es nicht an Versuchen, diese Information, die bei der Auswertung einer Probe meist "sowieso" anfällt, in die biologische Bodenbewertung zu integrieren. Hintergrund ist die Tatsache, dass es schwer verständlich ist, wenn bei einer rein qualitativen Bewertung der Fund eines Individuums genauso zählt wie die 90 % der

Probe, die alle zu einer Art gehören. BEYLICH et al. (1994) bzw. GRAEFE (1997a) kombinieren z.B. die qualitative Information des Vorkommens von Arten der "Zersetzergesellschaft" (d.h. Regenwürmer und Enchytraeen) mit der Häufigkeit, in der die einzelnen Arten vorkommen (Klassifikation in 4 Klassen als Ind/m²). Da sich diese Angaben aber auf eine einmalige Probennahme beziehen, bedarf es erheblicher Erfahrung in der zu beprobenden Region, um den Zeitpunkt im Jahr zu bestimmen, an dem diese Zahlen aufgrund klimatischer Einflüsse nicht viel zu hoch bzw. zu niedrig liegen. Eine recht verlässliche Basis wäre ein Jahresmittelwert auf der Grundlage von mindestens 4, besser 6 und im optimalen Fall 12 monatlich genommener Proben. Dieser Standard ist weder für einen Grossteil der Literatur (vgl. RÖMBKE et al. 1997) noch für eine Routineanwendung praktikabel.

Im Rahmen dieses F+E-Vorhabens wird daher auf der Grundlage einer Fall-zu-Fall-Gestaltung entschieden, ob die Kenntnisse hinsichtlich der Abundanz der Tiere an verschiedenen Standorten bzw. Standorttypen eine Einbeziehung dieses Messparameters erlauben oder nicht.

3. Standorttypisierung

3.1 Erarbeitung von Standorttypen

3.1.1 Begriffsdefinitionen zur Standorttypisierung

Begriffsdefinition „Standorttyp“

Unter dem Begriff „Standorttyp“ wird in diesem F+E-Vorhaben ein in zahlreiche, nicht zusammenhängende Einzelflächen zerteilter Naturraum bzw. Landschaftsausschnitt mit weitgehend homogener natürlicher Ausstattung und somit weitgehend vergleichbaren Entwicklungspotentialen für Bodenlebewesen verstanden (vgl. auch UBA 1994). Die Entwicklungspotentiale werden vorwiegend durch Boden- und Klimafaktoren und durch ähnliche Empfindlichkeiten („Pufferfunktion“) gegenüber anthropogenen stofflichen Veränderungen bedingt und kommen in einer standortspezifischen Bodenbiozönose zum Ausdruck. Standorttypen sind somit nach boden- und standortkundlichen Kriterien definierte Faktorenkombinationen.

Begriffsdefinition „Standorttypencluster“

Standorttypencluster sind nach statistischen Ähnlichkeitskriterien mit Hilfe der Clusteranalyse zusammengefaßte Standorttypen. Die Faktoren werden bei der Berechnung der Cluster gleich behandelt bzw. gewichtet. Die Bildung von Standorttypenclustern dient vor allem der vereinfachten kartographischen Darstellung bei Vorliegen einer großen Anzahl von Standorttypen. Das Ergebnis der Clusterbildung ist bei expliziter Vorgabe der verwendeten statistischen Methodik (Clusterverfahren, Standardisierung der Daten, Anzahl der Cluster) unabhängig von der ausführenden Person, beliebig reproduzierbar und damit formal objektiv.

Begriffsdefinition „Standorttypengruppe“

Standorttypengruppen sind nach nicht-statistischen Ähnlichkeitskriterien zusammengefaßte Standorttypen. Bei der Zusammenfassung werden die Faktorenkombinationen zunächst nach Gleichheit der als besonders relevant eingestuften Faktoren zusammengefaßt. In einem zweiten Schritt werden für die Zusammenfassung auch die als weniger wichtig eingestuften Faktoren und weitere Ähnlichkeitskriterien auf der Basis von “expert knowledge” berücksichtigt.

Das Ziel der Bildung von Standorttypengruppen ist die Strukturierung von Ergebnissen der Standorttypisierung für deren Interpretation. Der Vergleich von Gruppen und Clustern dient einerseits der Überprüfung der Plausibilität der Cluster (v.a. interne Homogenität der Cluster). Bei der Anwendung des Standorttypensystems auf konkrete (Untersuchungs-) Standorte kann

andererseits bei sonst nicht zuordenbaren Standorten dennoch eine Zuordnung nach Standorttypengruppen erfolgen. Hierbei spielt vor allem die Gewichtung von Faktoren eine Rolle (näheres hierzu siehe unten).

3.1.2 Ziel der Standorttypisierung

Die Standorttypisierung dient der Erarbeitung einer „Bodenbiologischen Standortklassifikation“ (BBSK). Grundlage hierfür ist die Zuordnung von Bodenbiozönosen und Standorttypen definiert über Kombinationen abiotischer Standortfaktoren.

Die Entwicklung eines BBSK-Konzeptes erfordert somit eine Standorttypisierung und die Vorhersage der standortspezifischen potentiellen Bodenbiozönose. Weiterhin notwendig sind standardisierte Methoden zur Erarbeitung von Ist-Werten sowie ein nachvollziehbares System zur Beurteilung von Abweichungen zwischen Ist- und Erwartungswerten.

3.1.3 Anforderungen an die Standorttypisierung

1. Die Standorttypisierung auf Grundlage von abiotischen Standortfaktoren soll einen Flächenbezug der Faktorenkombinationen (Standorttypen) herstellen. Anhand des Flächenbezuges lassen sich Aussagen zur Flächenrepräsentanz und der räumlichen Zuordnung der Einheiten ableiten. Hierzu ist es erforderlich, daß die ausgewählten Faktoren als digitale, flächendeckende Datengrundlage verfügbar sind. Die Verarbeitung digital vorliegender Daten ermöglicht zudem die Visualisierung der Standorttypen.
2. Eine weitere Anforderung war die Begrenzung der Anzahl an Standorttypen, da eine zu breite Auffächerung einerseits die Identifikation der Einheiten erschwert und da andererseits die Eindeutigkeit hinsichtlich der Zuordnung von ST und Bodenbiozönosen fraglich wird. Um eine begrenzte Anzahl an Standorttypen zu erreichen, mußte eine entsprechend sinnvoll begrenzte Anzahl von Faktoren (Beispiel für Faktor: pH-Wert) und Faktorausprägungen (Beispiel für Faktorausprägung: pH-Wertklassen, z.B. 4.5 – 5.5) festgelegt werden. Als Obergrenze wurde jeweils die Zahl 5 festgelegt. Die Kriterien, nach denen die Faktorklassen festgelegt wurden, sind auf den Seiten 38/39 definiert.

3. Die ST sind Eindeutigkeit hinsichtlich ihrer bodenkundlichen Charakteristik und der Unterscheidbarkeit gegenüber anderen Standorttypen zu untersuchen zu überprüfen. Hierzu kann beispielsweise die räumliche der Standorttypen und ihrer bodenkundlichen Charakteristik (entsprechend der Leitprofilzuordnung aus der BÜK 1000) diskutiert werden. Hieraus ergeben sich jedoch nur eher formale Hinweise. Eine abschließende boden- und standortkundliche Plausibilitätsprüfung erfordert letztendlich die praktische Erprobung des Standorttypensystems anhand zahlreicher konkreter Standortbeispiele.

4. Die relativ große Anzahl der sich aus den Faktorenkombinationen ergebenden Standorttypen mußten aus Gründen der Darstellbarkeit weiter zu Standorttypenclustern zusammengefaßt werden. Die hierfür gewählte Herangehensweise und die Ergebnisse werden in Kapitel 3.2 dargestellt.

3.1.4 Eignung von abiotischen Standortfaktoren für die Standorttypisierung

3.1.4.1 Biologische Aspekte

Die Standortfaktoren für die Standorttypisierung wurden auf Grundlage des Zusammenhanges zwischen abiotischen Faktoren und der Artenzusammensetzung von Tierarten im Oberboden anhand von Literaturnachweisen ausgewählt (primär der Studie „Bodenfauna und Umwelt“ (RÖMBKE et al. 1997)). Bei der Auswahl der Faktoren wurden vor allem die in Kap. 5 genannten Tiergruppen, besonders an Waldstandorten, betrachtet, da für diese die Datenlage am besten ist. Dabei ist zu beachten, daß je nach Tiergruppe die Auswahl und Wertigkeit der verschiedenen Faktoren unterschiedlich ist, wobei naturgemäss die endogäischen, d.h. im Boden selbst lebenden Tiere besonders von den Bodenfaktoren abhängen, während eher oberflächennah lebende Arten mehr von den klimatischen Bedingungen sowie der Vegetationsstruktur bzw. Nutzung abhängen.

So ist das Vorkommen der in engem Kontakt mit der Bodenlösung lebenden Oligochaeten (Regenwürmer und Enchytraeen) besonders vom pH-Wert abhängig, wobei die einzelnen Arten Präferenzen zwischen ca. 3 bis ca. 8 haben können (z.B. HEALY 1980; SATCHELL 1955; STANDEN 1980). Ebenso ist der Einfluss der Bodenfeuchte, der Bodenart sowie der Menge und Qualität des organischen Materials im Boden für diese Tiere gut belegt (Übersichtsangaben in: BOUCHE (1972); LEE (1985) & EDWARDS & BOHLEN (1996)). Bei anderen wichtigen Bodentiergruppen ist die Datenlage deutlich schlechter, so daß zwar relativ häufig Korrelationen zwischen einem Faktor und

dem Vorkommen einer Tierart oder –gruppe in einer bestimmten Regionen festgestellt wurden, ein kausaler Zusammenhang aber oft nicht herstellbar ist (zum Beispiel der Einfluss der Kationenaustauschkapazität auf die Verbreitung von Oribatiden an Waldstandorten Baden-Württembergs; Ruf, pers. Mittl.). Charakterarten für bestimmte Bodentypen (d.h. historische Entwicklungsf fauna von Böden) konnten bisher nicht nachgewiesen werden (in Fall von Bodenarthropoden: DUNGER 1996).

Neben der Vegetationsstruktur (bzw. der Nutzung) eines Standorts, die vor allem bei oberflächennah lebenden Organismen den Einfluss anderer Faktoren „überprägen“ kann, liessen sich die Bodenart, der pH-Wert, der organische Gehalt, das C/N-Verhältnis sowie die Bodenfeuchte als für die meisten Bodenorganismen wichtigen Faktoren identifizieren. Für einzelne Arten sind als „Nebenfaktoren“ noch Gründigkeit, Temperatur, Salinität und eine montane Lage wichtig. Obwohl nicht Aufgabe dieses F+E-Vorhabens bleibt festzuhalten, daß die Liste der entsprechenden Faktoren für die Streuauflage und die in ihre lebenden Organismen deutlich anders aussehen würde.

Weitere in der Anfangsphase der Projektbearbeitung sowie der ersten Beiratssitzung diskutierte Faktoren sind der folgenden Liste zu entnehmen. Der größte Teil dieser Faktoren wurde jedoch auf Grund der häufig nur geringen oder auf seltenen Fälle beschränkten Relevanz oder aus pragmatischen Gründen (fehlende Datengrundlage) nicht für die Standorttypendefinition verwendet.

Klimatische Parameter: (* = nur für Tage mit Temperaturen teilweise > 0°C)

- pF-Wert (Saugspannung) des Bodens *
- Sättigungsdefizit der Streuauflage *
- Niederschlag: Regen *
- Niederschlag: Tau + Nebel *
- Wärmesummen / Niederschlagssummen

Boden- und standortkundliche Parameter:

- hydromorphe Bodenmerkmale
- Erosion durch Wind oder Wasser (führt zu Störungen der Entwicklung und zu Austrocknung und direkte Regenexposition des Substrates)
- Steilheit des Klimaprofils von der Bodenoberfläche abwärts; evtl. zu erschließen aus (i) Angaben zu Frostgefährdung an der Oberfläche im

- Vergleich zur Gefährdung tieferer Lagen; (ii) Bodenfeuchte + Lückengröße (in feuchten Böden mit kleinen Lücken herrscht ein ausgeglicheneres Klimaprofil)
- horizontale Heterogenität der Bedingungen im Meter-Maßstab; ggf. zu erschließen aus der kleinräumigen Reliefdifferenzierung (homogenen Baumbestand vorausgesetzt)
 - phänologische Merkmale (Datum der Schneeglöckchenblüte, frostfreie Tage)
 - Kontinentalität anhand Zeigerpflanzen
 - Verteilung von Niederschlag und Temperatur zueinander (tendenziell eher sommertrocken oder sommerfeucht)
 - Variabilität von Niederschlag und Temperatur / Min/Max-Werte
 - Staunässe (=> schlechte Durchlüftung in tieferen Lagen)
 - Evaporation

Raumstruktur -Parameter

- Bodenverdichtung
- Lückengröße
- Oberfläche des Bodenlückensystems
- Streuzusammensetzung (Baumarten)

Eine Sonderstellung nimmt die Humusform ein, da diese sowohl als Standortfaktor (und damit das Vorkommen der Bodentiere determinierend) als auch als hoch-integrierender biologischer Parameter (und damit durch die Aktivität von Bodentieren, vor allem Regenwürmern, bestimmt; vgl. z.B. WAGNER ET AL. 1999) eingeschätzt werden kann. Aufgrund dieser speziellen Problematik sowie Schwierigkeiten bei der Ansprache der Humusform im Feld (vor allem für Nicht-Waldstandorte gibt es bisher kein praktikables, für Nicht-Spezialisten handhabbares System (BABEL 1996; WACHENDORF et al. 1996)) wurde auf eine Aufnahme der Humusform in die Liste der Standortfaktoren verzichtet. Bei der Charakterisierung von Waldstandorten für die Beprobung (vgl. Kap. 4) wurde dagegen das folgende System der Waldhumusformansprache verwendet (in Anlehnung an L. BECK & E. BELOTTI (unveröff.)).

Klasse	Name	Beschreibung
1	Rohhumus	Extreme Zersetzungshemmung; keine Einmischung in den Mineralboden
2	Moder	Langsame Zersetzung; mächtige Oh-Horizonte
3	Mullartiger Moder	Oh vorhanden, aber nicht deckend
4	F-Mull	Schwach gehemmte Zersetzung; oft Weissfäule; Of deckend vorhanden
5	L- Mull	Rasche bis extrem rasche Zersetzung

3.1.4.2 Bodenkundliche Aspekte

Aus Sicht der Bodenkunde ging es bei der Faktorenauswahl für die Standorttypisierung um die Verwendung flächendeckend für die gesamte Bundesrepublik Deutschland vorliegender Informationen sowie das Ziel, eine eindeutige Abgrenzung der damit definierten Standorttypen zu erreichen. Aus diesem Grund mußten die ausgewählten Faktoren:

1. digital vorliegen,
2. auf einem einheitlichen Erhebungsraster basieren und damit kombinierbar (Verschneiden von Daten) sein,
3. den Oberboden als überwiegenden Lebensraum von Bodenorganismen charakterisieren
4. und für die praktische Identifizierung von ST relativ einfach zu erfassen (schätzen, messen) sein.

Nicht verwendbar waren daher Faktoren, die:

1. wie der Bodentyp oder der Profilaufbau vorwiegend der genetischen Zuordnung oder der Erklärung von bodenbildenden Prozessen von Böden dienen. Obwohl spezielle Bodenbildungen Folge und Ausdruck von Klima, Geologie und sonstigen Standortfaktoren darstellen, ist der Bodentyp als primäres Merkmal für bodenbiologische Standorttypen ungeeignet. Der Bodentyp ist eine summarisch-deskriptive Einheit, deren diagnostische Merkmale (meist im Unterboden) von Prozessen abhängen, die häufig keine eindeutigen Rückschlüsse auf die Lebensbedingungen in den obersten Horizonten zulassen. Verschiedene klimatische Faktoren oder Faktorausprägungen lassen die Bildung gleicher Bodentypen zu. Beispiel: Podsolierung wird in Mittelgebirgen v.a auch durch kühl-humides Klima bedingt und gefördert. In der

Nordostdeutschen Tiefebene ist bei trockenem Klima die extrem geringe Pufferkapazität der Sanderflächen oder Dünen entscheidend, das Klima ist für Podsolierungsprozesse untypisch bzw. wenig förderlich. In beiden Fällen dürften bei gleichem Bodentyp klimabedingt deutlich verschiedene Feuchtigkeits- und Temperaturgänge im Oberboden über das Jahr vorliegen, die die Bodenbiozönose erheblich differenzieren können.

2. trotz eindeutiger Relevanz für die Problemstellung nicht in geeigneter Datenform verfügbar waren (Beispiele: Kenndaten der Streuauflage von Waldböden, Temperatur- und Feuchteverteilung im Jahresgang).

3.1.5 Datengrundlage

Im Laufe der Projektbearbeitung wurde eine Reihe unterschiedlicher Datenquellen hinsichtlich der Verwendbarkeit geprüft und ausführlich mit dem wissenschaftlichen Beirat des Projektes diskutiert. Als für die hier verfolgte Zielsetzung verwendbar stellte sich letztendlich die in digitaler Form zur Verfügung stehenden Daten der Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1 : 1.000.000 (BÜK 1000dig) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (HARTWICH ET AL., 1995 bzw. 1998 (Überarbeitung)) in Verbindung mit der digitalen Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes heraus. Die hierin zugrundeliegenden Daten sind nach Auffassung der Autoren und des wissenschaftlichen Beirates des Projektes grundsätzlich geeignet, die Lebensbedingungen für Bodenorganismen hinreichend zu beschreiben.

Für die Nutzung der enthaltenen Daten war eine Transformation der Datenstruktur erforderlich. Hierbei konnte auf entsprechende Vorarbeiten im Fraunhofer-IUCT im Rahmen eines inzwischen abgeschlossenen Projektes zurückgegriffen werden (KNOCHE et al. 1998). Hier sind die entsprechenden Bearbeitungsprozeduren beschrieben worden.

Die Landnutzungskarte

Ergänzend wurde zum Zweck der Darstellung und Prüfung der Ergebnisse der Standorttypisierung die „Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland“ (STATISTISCHES BUNDESAMT, 1997) verwendet. Die Aufarbeitung der Daten für die kartographische Darstellung erfolgte im Fraunhofer-IUCT im Rahmen eines inzwischen abgeschlossenen Projektes (KNOCHE et al., 1998).

Die Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes

Aus der digitalen Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes wurden für alle Rasterpunkte die mittleren Jahresniederschläge entnommen und dann den BÜK-Daten überlagert.

Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (BÜK 1000)

Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) gibt folgende Darstellung zur Struktur und Entstehung der BÜK 1000 (BGR 1998):

„Die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1 : 1.000.000 (BÜK 1000) zeigt die Verbreitung der Böden in der Bundesrepublik Deutschland auf dem Niveau der Leitbodenassoziationen (Aggregierungsstufe 4 gem. KA 4, AG BODEN, 1994). Darüber hinaus werden die Grenzen von 12 Bodenregionen (Aggregierungsstufe 7) dargestellt, die sich hinsichtlich Orographie und Lithogenese unterscheiden und charakteristische Vergesellschaftungen von Böden aufweisen. Die BÜK 1000 ist eine homogenisierte Zusammenführung der Bodenübersichtskarten aus der Bundesrepublik Deutschland und der ehemaligen DDR (Kartenformat 98 x 74 cm).

Die Kartenlegende der BÜK 1000 weist 72 Legendeneinheiten auf und faßt diese zu sieben Gruppen von Bodengesellschaften zusammen. Sie informiert über Leitbodentypen sowohl auf der Grundlage der deutschen Bodensystematik als auch in Anlehnung an die FAO-Legende. Im Erläuterungsband werden die Bodeneinheiten systematisch und mit Angaben zu Bodenarten, Gründigkeit, Wasserverhältnissen, Ausgangsgesteinen sowie Leit- und Begleitbodentypen beschrieben. Im Anhang ist für jede Legendeneinheit ein typisches Bodenprofil für eine der charakteristischen Leitbodenformen der BÜK 1000 mit Angaben zu wesentlichen Bodenparametern dokumentiert.

Als digitale Dateien stehen gegenwärtig die BÜK 1000dig (Leitbodenassoziationen der BÜK 1000) sowie die BRdig (Bodenregionen) nach einheitlichem Satzaufbau für die Sachdaten zur Verfügung. Die 72 Legendeneinheiten der BÜK 1000 stellen Leitbodenassoziationen (Leit- und Begleitböden) dar, die in der digitalen Version der BÜK 1000 durch jeweils einen flächenmäßig dominierenden Leitboden und ein entsprechendes Referenzprofil repräsentiert werden. Daher gelten für alle zu einer Legendeneinheit gehörenden Rasterpunkte die durch das Referenzprofil charakterisierten Faktoren. Nachfolgend findet sich eine Auflistung der die Leitbodenprofile beschreibenden Parameter:

Profildaten:

- Bodentyp
- Mächtigkeit des effektiven Wurzelraums (We)
- Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (FKWe)
- nutzbare Feldkapazität im eff. Wurzelraum (nFKWE)
- Luftkapazität im effektiven Wurzelraum (LKWe)
- Gesamtporenvolumen im eff. Wurzelraum (GPVWE)

Horizontdaten:

- Horizontabfolge (Nr., Bezeichnung)
- Tiefenlage der Horizonte (obere, untere Tiefe)
- Bodenart
- Ton-, Schluff-, Sandgehalt
- Skelettgehalt
- Humusgehalt
- Gesamtkohlenstoffgehalt (Ct)
- Gesamtstickstoffgehalt (Nt)
- C/N-Verhältnis
- Carbonatgehalt
- pH-Wert
- Trockenrohddichte (Wert, Klasse)
- Lagerungsdichte (Wert, Klasse)
- Feldkapazität (FK)
- nutzbare Feldkapazität (nFK)
- Luftkapazität (LK)
- Gesamtporenvolumen (GPV)

Mit der digitalen BÜK 1000 ist es möglich, abgeleitete Karten zu erzeugen. Diese können z.B. auf einer Datenauswahl hinsichtlich Parametern oder Horizonten beruhen oder weitere externe Daten (z.B. Klimadaten) berücksichtigen. Die unten näher beschriebene Methode der Standorttypisierung nutzt diese Möglichkeit.

3.1.6 Auswahl von Standortfaktoren

Auf Grundlage der oben erläuterten bodenbiologischen und boden-/ standortkundlichen Anforderungen sowie der Vorgabe, die Anzahl der verwendeten Faktoren auf 5 zu begrenzen, wurden die folgenden Faktoren zur Beschreibung und Abgrenzung von Standorttypen ausgewählt:

- Bodenart (A)
- pH-Wert (P)
- Potentielle Bodenfeuchte (F)
- C/N – Verhältnis (N)
- Organische Substanz (Gehalt) (O)

Diese Auswahl ist das Ergebnis einer fachlich begründeten (bodenbiologischer Einfluß, bodenkundliche Differenzierbarkeit von Standorttypen usw.), aber auch unter pragmatischen Gesichtspunkten (Datengrundlage, einfache Datenerhebung, begrenzte Anzahl an Faktoren) geführten Diskussion und Abwägung. Mit Ausnahme der „potentiellen Bodenfeuchte“ sind alle Faktoren direkt aus der BÜK 1000 zu entnehmen und beziehen sich ausschließlich auf den Oberboden (A-Horizont).

Faktor Bodenart (A):

Die Bedeutung des Standortfaktors Bodenart für die Standorttypisierung begründet sich einerseits durch die relativ gute Datenlage hinsichtlich des Zusammenhanges zwischen Bodenart und Bodenbiozönose. Andererseits prägt die Bodenart generell in hohem Maß die Charakteristik eines Standortbodens. Die Bodenart integriert wichtige bodenphysikalische Merkmale wie die Bodengefüge, Porengrößenverteilung, Wasserhaushalt (Pufferung von Wassergehaltsveränderungen bei Austrocknung und Befeuchtung, Ausmaß des kapillaren Wasseraufstiegs), Lufthaushalt (Gasaustausch), Wärmehaushalt (z.B. Geschwindigkeit der Bodenerwärmung im Frühjahr) sowie bodenchemische Eigenschaften mit zentraler Bedeutung z.B. für den Nährstoffhaushalt (Kationenaustauschkapazität, Pufferung, Sorption, Freisetzung, Verwitterung). Die Bodenart gehört zu den Basisparametern jeder Bodenuntersuchung und kann notfalls vor Ort abgeschätzt werden.

pH-Wert (P):

Die Berücksichtigung des pH-Wertes bei der Standorttypisierung gründet sich vor allem auf dessen zentrale Bedeutung für die Lebensbedingungen für Bodenorganismen. Auch dieser Parameter liegt

als bodenkundlicher Basisparameter für zahlreiche potentielle Untersuchungsstandorte vor oder läßt sich mit geringem Aufwand (ggf. vor Ort) bestimmen.

Potentielle Bodenfeuchte (F):

Von Seiten der Bodenbiologie wurde dem Faktor Bodenfeuchte generell ein relativ großer Einfluß auf die Lebensbedingungen für Bodenorganismen beigemessen. Die Handhabung dieses Faktors ist jedoch relativ problematisch, da es sich hierbei um keine Standortkonstante handelt. Die aktuelle Bodenfeuchte ist stark abhängig vom Niederschlagsgeschehen und weiteren Klimafaktoren. Weitere wichtige Einflußgrößen auf die Bodenfeuchte sind die bodenkundlichen (v.a. Textur, organische Substanz) und standortkundlichen (Grundwasserflurabstand, kapillarer Aufstieg, Relief (Hangzugwasser)) Charakteristika. Letztere kennzeichnen einen Standortboden hinsichtlich seiner Fähigkeit Wassergehaltsveränderungen zu puffern und damit bezogen auf ein gegebenes Klimaszenario den Wassergehalt des Bodens auszugleichen. Diese Eigenschaft läßt sich näherungsweise charakterisieren über die „nutzbare Feldkapazität im effektiven Durchwurzelungsraum“ (nFKWe), die Bestandteil des BÜK-Datensatzes ist.

Da sich die klima- und bodenseitigen Einflußgrößen auf die Bodenfeuchte nicht in einer einzelnen Maßzahl widerspiegeln lassen, wurde eine kombinierte Größe definiert. Die Kombination der Niederschlagsintensität eines Standortes mit dessen Fähigkeit zur Feuchtigkeitspufferung wurde als Faktor „potentielle Bodenfeuchte“ in die Standorttypisierung aufgenommen. Beide Größen können sich in ihrer Wirkung in begrenztem Umfang kompensieren. Ein Standort mit geringeren Niederschlägen kann beispielsweise durch eine relativ hohe nFKWe eine vergleichbare Feuchtigkeitssituation im Jahresgang aufweisen wie ein Standort mit hohen Niederschlägen und geringer nFKWe.

Die potentielle Bodenfeuchte leitet sich somit aus der Kombination der Bodeneigenschaft nFKWe entnommen aus dem Parametersatz der BÜK 1000 mit dem klimatischen Faktor „mittlerer Jahresniederschlag“ entnommen aus der digitalen Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes ab. Sie kennzeichnet als einziger Faktor eine Standort- und Profileigenschaft (im Gegensatz zu Oberbodeneigenschaften).

Für die Ermittlung der potentiellen Bodenfeuchte an einem konkreten (Untersuchungs-) Standort ist die mittlere jährliche Niederschlagssumme anhand lokaler Wetteraufzeichnungen festzustellen. Die nFKWe muß über das nachfolgend skizzierte zweistufige Verfahren geschätzt werden.

1. Schritt: Schätzung des „effektiven Durchwurzelungsraumes“ We [dm]:

- Zweck:

Die We gibt die potentielle Ausschöpftiefe von pflanzenverfügbarem Bodenwasser an. Für diese Bodentiefe wird im zweiten Schritt schichtenweise die nutzbare Feldkapazität unter Berücksichtigung der Horizontabfolge bzw. der damit verbundenen Merkmalsveränderungen berechnet. Die We hängt primär von der Bodenart und der Lagerungsdichte ab, sofern die gegebene Profiltiefe nicht begrenzend ist (Bsp. flachgründige Erosionsstandorte).

- Für die Schätzung der We-Werte können die Angaben der „bodenkundlichen Kartieranleitung“ (KA 4, Tabelle 68 „nFKWe in Abhängigkeit von Bodenart und Lagerungsdichte“, S. 313) verwendet werden.
- Die Bodenart muß hierfür bekannt sein oder im Gelände geschätzt werden.
- Die Lagerungsdichte sollte, wenn sie nicht bestimmt worden ist, geschätzt werden und anhand der Verschlüsselung der KA 4 (S. 127, Tabelle 19, Rohdichte trocken) eingeordnet (pt 1-5) werden. Für die Schätzung der Lagerungsdichte im Gelände (Bestimmungsschlüssel über Gefügeansprache) können die Vorgaben nach KA 4 (Tab. 17, 18) verwendet werden. Für Unterböden gibt es ein einfacheres Schätzverfahren nach dem „Bodenkundlichen Praktikum“ (SCHLICHTING et al. (1995), S. 37, Tabelle 3.5.4). Im Zweifelsfall kann man sich mit folgenden Orientierungswerten (aus ROWELL, 1997) behelfen:

	Lagerungsdichte [g/cm ³]	Klasse KA 4
Kultivierte Mineralböden, Ap-Horizonte:		
mittlere bis schwere Textur	0.8 - 1.4	pt 1/2
leichte Textur	1.4 - 1.7	pt 3
Grünland- und Waldböden, Ah-Horizonte	0,8 - 1,2	pt 1
Torfböden, Auflagehorizonte	0.1 - 0,3	pt 1
Unterböden, Ausgangsgesteine	1,5 - 1,8	pt 3/4

2. Schritt: Ermittlung der nFK in Abhängigkeit von Bodenart mit Zu- und Abschlügen für unterschiedliche Lagerungsdichte und Humosität

- Als Grundlage für die Schätzung der nFK können die Daten aus dem „Bodenkundlichen Praktikum“ (SCHLICHTING et al. 1995, S. 59 obere Hälfte) verwendet werden. Hiermit kann die nFK in Abhängigkeit von Bodenart mit Zu- und Abschlügen für unterschiedliche Lagerungsdichte (s.o.) und Humosität (Stufen nach KA 4, Tab.10) ermittelt werden.
- Für den Skelettgehalt wird hierbei ein Korrekturfaktor berücksichtigt (Bsp. 30 % Skelett → Faktor 0,7).
- Die Berechnung der nFK erfolgt dm-weise für die einzelnen Horizonte. Die Einzelwerte bis zur Tiefe der We (s.o.) oder ggf. zur Untergrenze des Profils werden zur nFKWe aufsummiert.
- Anmerkung: Die Berücksichtigung des Skelettgehaltes und der möglichen Begrenzung der Profiltiefe oberhalb der rechnerisch abschätzbaren We ist einerseits aus fachlichen Korrektheit und andererseits auch aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den BÜK-Daten, wo ebenfalls beides berücksichtigt wird, erforderlich.

C/N – Verhältnis (N) und Organische Substanz (O):

Beide Faktoren gemeinsam charakterisieren den Lebensraum Oberboden vor allem hinsichtlich der Nahrungsgrundlage für Bodentiere und wurden daher als Faktoren der Standorttypisierung aufgenommen. Die Berücksichtigung dieser Faktoren trägt dem Umstand Rechnung, daß derzeit keine flächendeckend digital aufbereiteten Daten zu Humusformen verfügbar sind. Letztere wären nach Einschätzung der Bodenbiologen für die Standorttypisierung sehr geeignete Parameter. Die ersatzweise Berücksichtigung von organischer Substanz und C/N – Verhältnis ist gleichzeitig (im Gegensatz zur Humusformenansprache) mit geringeren Anforderungen an die Fachkenntnisse bei der Standortcharakterisierung verbunden.

3.1.7 Abgrenzung von Faktorklassen

3.1.7.1 Vorgehensweise

Bei der Abgrenzung der Faktorklassen wurden folgende Kriterien zugrundegelegt. Die angegebene Reihenfolge kommt einer qualitativen Gewichtung der Kriterien gleich, wobei jeweils alle Kriterien erörtert und abgewogen wurden.

1. Ökologische Bedeutung:

Von den Autoren wurden auf Grundlage bodenkundlich-ökologischer Erfahrungswerte bzw. nach Plausibilitätskriterien Wertespanssen für die Klassifizierung der Faktorausprägungen (z.B. „gering“, „mittel“ oder „hoch“) festgelegt.

2. Relevanz hinsichtlich der Leitprofilaten der BÜK:

Es wurde bei der Festlegung von Klassen darauf geachtet, daß sich die entsprechenden Wertespanssen innerhalb der zugrundegelegten Datenbasis (BÜK 1000) wiederfinden. Wertespanssen außerhalb würden als Faktorklasse bei der Standorttypendefinition nicht vorkommen und sind damit sinnlos.

3. Orientierung an Häufigkeiten:

Bei der Festlegung von Klassengrenzen wurde versucht, die Häufigkeitsverteilung innerhalb einzelner Faktoren der Leitprofilaten sowie der Niederschlagsdaten zu berücksichtigen. Soweit dem keine fachlichen Kriterien (vgl. Punkt 1) entgegenstanden, wurde z.B. das 25ste, 50ste und 75ste Perzentil der vorkommenden Daten als Klassengrenzen (in diesem Fall dann 4 Klassen) gewählt.

4. Vorhandene Klassifikationen (v.a. KA 4):

Sofern vorhanden und für diese Fragestellung fachlich sinnvoll wurden die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung 4. Auflage (KA 4, AG BODEN, 1994) niedergelegten Klassengrenzen berücksichtigt.

5. Begrenzung auf maximal 5 Klassen:

Diese Vorgabe diente wie auch die Begrenzung der Faktorenanzahl der Begrenzung der letztendlich resultierenden Standorttypenanzahl. Die Begründung für diese Begrenzung ist bereits oben ausgeführt.

3.1.7.2 Klassifizierung Bodenart (A)

Bei der Klassifikation der Bodenart wurde auf das in der KA 4 (AG BODEN 1994, Tabelle 34, Seite 160) niedergelegte System der 4 Bodenartenhauptgruppen (siehe nachfolgende Darstellung) zurückgegriffen. Die Systematik der KA 4 ergibt eine auch unter bodenbiologischen

Gesichtspunkten plausible Differenzierung der (Ober)böden. Außerdem finden sich in der KA 4 auf Grundlage dieser Einteilung zahlreiche bodenkundliche Kenndaten, die die grundsätzliche Unterscheidbarkeit der vier Bodenartenhauptgruppen nach ökologischen Kriterien belegen (bei unvermeidlich vorhandenen Überschneidungen von Eigenschaften bei verschiedenen Bodenarten).

Die ursprüngliche Absicht, die Klassifikation anhand des Anteils bestimmter Kornfraktionen (z.B. Sand) vorzunehmen, wurde zugunsten dieser Vorgehensweise aufgegeben, da sich die texturbedingten Bodeneigenschaften über den relativen Anteil einer Korngrößenfraktion nicht mit ausreichender Trennschärfe charakterisieren lassen. Verwendet man beispielsweise den Sandgehalt als Klassifikationskriterium, so würden bei gleichem Sandgehalt bestimmte Lehm-, Schluff- und Tonböden trotz erheblich unterschiedlicher Eigenschaften der gleichen Klasse angehören.

Der Skelettgehalt wurde nicht in die Klassifikation mit einbezogen, da 1.) hierfür keine Beurteilungskriterien von Seiten der Biologie vorliegen, da 2.) eine Berücksichtigung nur in Verbindung mit nicht vorliegenden Detailinformationen (Größe und Form der Steine) sinnvoll wäre und da 3.) der Skelettgehalt im Oberboden auf einem großen Flächenanteil von geringer Bedeutung ist. Nur ein Zehntel der Oberbodenhorizonte weist Skelettanteile von mehr als 10 Vol.-% auf. Eine Einbeziehung des Skelettanteils in eine „Gesamtboden-Bodenart“ (im Ggs. zur üblichen Bodenart des Feinbodens) wäre nur mit einer sehr viel differenzierteren und praktisch nicht mehr handhabbaren Darstellung möglich gewesen. Die Berücksichtigung des Skelettanteils unter dem Aspekt seiner Bedeutung für die bodenhydrologischen Standorteigenschaften erfolgt bei der Berechnung des Faktors „potentielle Bodenfeuchte“ (siehe dort). In diesem Zusammenhang wird dann der Skelettgehalt des Gesamtprofils (und nicht nur des Oberbodens) verrechnet.

Organische Böden (Oberbodenhorizont als H-Horizont ausgebildet) wurden aufgrund ihrer besonderen Stellung auch hinsichtlich der Bodenlebewesen nicht in die Betrachtungen mit einbezogen.

Klassifizierung des Faktors Bodenart (A):

Bodenarten- Hauptgruppe	Bodenarten- hauptgruppe	Bodenarten- untergruppe	Klassifizierung
Sand	Schluffsande	Su3, Su4	(1)
	Lehmsande	St2, Su2, Sl2, Sl3	(1)
	Reinsande	Ss, mS, fS, gS	(1)
Schluff	Tonschluffe	Ut4, Lu	(2)
	Lehmschluffe	Ut2, Ut3, Uls	(2)
	Sandschluffe	Us, Uu	(2)
Lehm	Tonlehme	Lts, Ts3, Ts4	(3)
	Normallehme	Lt2, Ls2, Ls3, Ls4	(3)
	Sandlehme	Slu, Sl4, St3	(3)
Ton	Lehmtone	Tt, Tu2, Tl, Ts2	(4)
	Schlufftone	Tu3, Tu4, Lt3	(4)

3.1.7.3 Klassifizierung pH-Wert (P)

Die Klassifizierung des für die Bodenorganismen wichtigen Faktors „pH-Wert“ erfolgte im Gegensatz zu den übrigen Faktoren in 5 Stufen (sonst 4). Im gesamten schwach sauren bis sauren pH-Bereich wurde eine relativ starke Unterteilung vorgenommen, da hier der wesentliche Einfluß auf die Lebensbedingungen angenommen wird. Der neutrale bis alkalische Bereich (≥ 6.5) wird nicht mehr differenziert.

Klassifizierung des Faktors pH-Wert (P):

pH-Wert	Klassifizierung
$\leq 3,5$	sehr sauer (1)
$> 3,5 - 4,5$	sauer (2)
$> 4,5 - 5,5$	schwach sauer (3)
$> 5,5 - 6,5$	sehr schwach sauer (4)
$> 6,5$	neutral (5)

Bei der Einteilung der Faktorklassen für den pH-Wert stellte sich die Frage, inwieweit bei der häufig anzutreffenden ausgeprägten Azidität von Waldböden zwischen der „normalen“ pedogenetischen Versauerung und der immissionsbedingten anthropogenen Versauerung zu unterscheiden ist. Diese Frage ist insofern von Bedeutung, als daß das hier entwickelte Bewertungsinstrument (BBSK) anthropogene Belastungen bzw. die dadurch verursachten Veränderungen von Standorten und Biozönosen erfassen soll. Die Standorttypisierung sollte sich daher soweit wie möglich auf einen unbelasteten Zustand der Standorte beziehen. Um zur Frage der flächenmäßigen und regionalen Bedeutung der anthropogenen Säureeinträge eine zumindest grundsätzliche Beurteilung zu erreichen, wurde das von VEERHOFF et al. (1996) auf diese Frage angewandte Konzept der „Critical Loads“ für Säureeinträge herangezogen. Von erheblich durch anthropogene Einflüsse verursachter Versauerung wurde bei Überschreitung der Critical Loads ausgegangen. Aus der Darstellung der genannten Autoren geht hervor, daß für über 85 % der Waldflächen Deutschlands die berechneten Critical Loads für den Säureeintrag überschritten werden. Bei mehr als 50 % der Flächen liegt die Überschreitung in der Größenordnung von 3 kmol IÄ ha⁻¹ a⁻¹ (bezogen auf eine „Normalwertespanne“ von 0 bis 2 kmol IÄ ha⁻¹ a⁻¹ in der Bundesrepublik Deutschland). Für die gesamte Norddeutsche Tiefebene liegt die Spanne der Überschreitungen beispielsweise zwischen dem 3-fachen und dem 30-fachen. Bei den Gebieten, in denen die Critical Loads nicht überschritten werden handelt es sich um Waldböden aus überwiegend carbonathaltigen Ausgangsgesteinen. Allerdings sehen die Autoren auch hier eine tatsächliche Überschreitung der Critical Loads, die lediglich durch eine Überschätzung des Puffervermögens carbonathaltiger Waldböden „kaschiert“ wird. Aus diesen Ergebnissen ist abzuleiten, daß für die Differenzierung zwischen standorttypischen, natürlichen pH-Werten und durch anthropogene Versauerung verursachten pH-Werten keine fachlich begründete Trennlinie zu ziehen ist. Der tatsächliche pH-Wert ist somit bei der Erarbeitung eines BBSK auf Grundlage der Daten der BÜK 1000 als vorgegebener Standortfaktor zu betrachten. Bei der Verwendung der BBSK für die weitere Entwicklung ist es unumgänglich, bei der Standortcharakterisierung und -typisierung besondere Einflüsse wie extreme Säuredeposition (Beispiel Harz) oder waldbauliche Maßnahmen (Düngung, Kalkung) zu erfassen und bei der Einordnung zu berücksichtigen. Diese Vorgabe gilt allerdings nicht nur in Bezug auf den Faktor pH-Wert, sondern generell.

3.1.7.4 Klassifizierung potentielle Bodenfeuchte (F)

Die Klassifikation der Bodenfeuchte ist eine Kombination aus Niederschlag und nutzbarer Feldkapazität des effektiven Durchwurzelungsraumes (nFKWe). Geringe Niederschläge können bis zu einem gewissen Grade durch eine hohe Feldkapazität im Wurzelraum kompensiert werden. Beispielsweise Lößböden zeichnen sich dadurch aus, daß auch in niederschlagsarmen Gebieten durch gespeicherte Wasservorräte im Boden und durch Wassernachlieferung durch kapillaren Aufstieg aus dem Unterboden ein relativ ausgeglichener Wasserhaushalt vorliegt.

Für die Einteilung der Klassenbreiten für den Teilfaktor nFKWe wurden unterschiedliche Varianten getestet und anhand der kartographischen Darstellung auch des Kombinationsfaktors „potentielle Bodenfeuchte“ hinsichtlich ihrer Plausibilität überprüft. Die letztendlich gewählte Einteilung in nur zwei Klassen (≤ 110 mm, > 110 mm) auf Grundlage des 50er Perzentils (110 mm) aller Werte bezogen auf die Gesamtfläche führte zu einem Ergebnis, daß durch weitere Unterteilung nicht zu verbessern war.

Für den Teilfaktor Niederschlag sind die Daten der digitalen Niederschlagskarte flächenhaft ausgewertet worden und das 25er sowie das 75er Perzentil aller Werte bezogen auf die Gesamtfläche eingesetzt worden. Auf 25 % der Fläche der Bundesrepublik fallen danach weniger als ca. 625 mm Jahresniederschlag und ebenfalls auf 25 % der Fläche liegen die jährlichen Niederschläge oberhalb von ca. 840 mm.

Klassifizierung des Faktors potentielle Bodenfeuchte (F):

nFKWe (mm)	Niederschlag (mm)	Klassifizierung
≤ 110	≤ 625	sehr niedrig (1)
≤ 110	$> 625 - 840$	niedrig (2)
≤ 110	> 840	mittel (3)
> 110	≤ 625	niedrig (2)
> 110	$625 - 840$	mittel (3)
> 110	> 840	hoch (4)

3.1.7.5 Klassifizierung C/N – Verhältnis (N)

Die Klassifikation des C/N-Verhältnisses des Mineralbodenhumus wurde in Anlehnung an die Tabelle 88 der KA 4 (S. 340) vorgenommen. Werte größer als 20 wurden zusammengefasst, da nur 3 Leitböden im Oberbodenhorizont Werte zwischen 20 und 25 erreichen und nur 6 Oberbodenhorizonte noch höhere Werte aufweisen.

Klassifizierung des Faktors C/N-Verhältnis (N):

<u>C/N-Verhältnis</u>	<u>Klassifizierung</u>
≤ 10	sehr niedrig (1)
> 10 - 15	niedrig (2)
> 15 - 20	mittel (3)
> 20	hoch (4)

3.1.7.6 Klassifizierung organische Substanz (Gehalt) (O)

Bei der Klassifikation des Faktors organische Substanz wurde die Einstufung gemäß der KA 4 (AG BODEN, 1994) vorgenommen. Dabei wurde die Unterteilung unterhalb 2 % (0 % und < 1 %) sowie die obersten Klassen (15-30 %, >30 %) weggelassen, da letztere mit Ausnahme der Moorböden (nicht Bestandteil der Standorttypisierung) im Datensatz der BÜK praktisch nicht vertreten sind. Die geringe Repräsentanz sehr humusreicher Oberböden ist auf die Dominanz landwirtschaftlicher und damit mehrheitlich humusärmerer Böden innerhalb der BÜK zurückzuführen.

Klassifizierung des Faktors organische Substanz (O)

<u>Gehalt an o.S.</u>	<u>Klassifizierung</u>
≤ 2%	schwach humos (1)
> 2- 4%	mittel humos (2)
> 4 - 8 %	stark humos (3)
> 8 %	sehr stark humos (4)

3.1.8 Vorgehensweise bei der Standorttypisierung

Bei der Standorttypisierung ging es darum, die oben definierten Ordnungskriterien (Faktoren, Faktorklassen) auf den flächenhaft vorliegenden Datensatz der BÜK 1000 sowie der digitalen Niederschlagskarte anzuwenden bzw. zu übertragen. Die so definierten Standorttypen sind Kombinationen von Faktorausprägungen (Bodenart-Klasse 3, pH-Wertklasse 4, Feuchteklasse 2 usw.). Die digitale BÜK 1000 und die digitale Niederschlagskarte der Bundesrepublik wurden hierfür in Rasterpunkte der Größe 1 x 1 km mit Hilfe von ARC/INFO eingeteilt. Dabei wurden nur die Bodenparameter des jeweils obersten (mineralischen) Horizontes der Leitbodenprofile als der für die Lebensbedingungen der Bodenfauna entscheidende Raum berücksichtigt. Mit der oben beschriebenen Klassifikation der Bodenparameter (Faktoren und Faktorklassen) sind alle Rasterpunkte der Bodenkarte unter Zuhilfenahme der Niederschlagskarte auf ihre Zuordnung zu Leitprofilen der BÜK und den damit verbundenen Zahlenwerten hin analysiert und für jeden Faktor klassifiziert worden. Die relevanten Leitprofilaten (Bodenart, pH-Wert, potentielle Bodenfeuchte, organische Substanz und C/N – Verhältnis) wurden hierzu entsprechend den 5 Faktoren (5) und Faktorklassen (je 4 oder 5) eingeteilt. Jedes Leitbodenprofil läßt sich so durch eine Kombination von 5 (aus je 4 bis 5 möglichen) Zahlen charakterisieren.

Aus dieser Vorgehensweise ergibt sich eine flächendeckende Zuordnung von Rasterpunkten, Leitböden gemäß BÜK und Standorttypen (= Faktorenkombinationen). Im Ergebnis läßt sich so eine Aussage zur räumlichen Verteilung und zur flächenmäßigen Bedeutung der Standorttypen ableiten.

Theoretisch ergaben sich 1280 Faktorenkombinationen (4 x 4 x 4 x 4 x 5 Faktorausprägungen). Davon sind auf Grundlage von BÜK- und Niederschlagsdaten nur 122 Kombinationen real vertreten. Diese decken die gesamte Fläche der Bundesrepublik (357027 Rasterpunkte bzw. km²) ab.

Bei der Definition von Standorttypen wurden nur Standorte mit mineralischen Oberböden einschließlich Waldböden betrachtet. Alle Böden (v.a. Moorböden), die keiner mineralischen Bodenart zuzuordnen sind, wurden ausgeschlossen bzw. waren nicht zuzuordnen (Faktor Bodenart). Der nicht klassifizierte Flächenanteil ist 5,08 % der Gesamtfläche entsprechend 18142 Rasterpunkten bzw. 6 Faktorenkombinationen. Es ergeben sich somit 116 reale Faktorenkombinationen (= Standorttypen) an den (hier ausschließlich betrachteten) Standorten mit

mineralischen Oberböden, die eine Gesamtfläche von 94,92 % der Gesamtfläche (=>338885 Rasterpunkte) der Bundesrepublik Deutschland abdecken.

3.1.9 Ableitung der Standorttypen

In Tabelle 3-1 finden sich alle 116 definierten Standorttypen. Jedem Standorttyp sind die Faktorklassen bzw. die Faktorklassenkombination, der Flächenanteil, ausgedrückt in der Anzahl der Rasterpunkte (= Quadratkilometer) und als prozentualer Anteil an der Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland, zugeordnet. Die Standorttypen sind nach ihrer Zugehörigkeit zu Clustern (deren Herleitung im folgenden Kapitel dargestellt ist), der Bodenart und schließlich der Fläche geordnet und entsprechend mit laufenden Nummern versehen. Die in der Tabelle 3-1 durchgeführte Nummerierung ist für alle folgenden Anwendungen und Interpretationen verbindlich. (Anmerkung: Andere Clusterverfahren oder die Anordnung nach anderen Kriterien würden eine andere Reihenfolge und damit Numerierung ergeben.)

Die relativen Flächenanteile der Standorttypen variieren sehr stark von 0.01 % bis über 5 % der Flächenanteile, wobei die Standorttypen mit kleinen Flächen einen relativ großen Anteil einnehmen. Schließt man beispielsweise alle Standorttypen mit einem Flächenanteil von < 0.2 % aus, so verringert sich die Gesamtanzahl von 116 auf 74 (bei < 0.5 % auf 54) Standorttypen.

Ergänzend sind in Tabelle 3-1 diejenigen Leitbodenprofile der BÜK genannt, die der jeweiligen Faktorenkombination entsprechen. In vielen Fällen ist diese Zuordnung relativ eindeutig (ein oder zwei entsprechende Leitprofile), in anderen Fällen sind bis zu 4 (einmal 5) Leitböden der genannten Kombination zuzuordnen. Der Zuordnung zu Leitbodenprofilen kommt vor allem Bedeutung für die Beschreibung der Standorttypen sowie für die Plausibilitätsprüfung des Standorttypensystems zu. Hierauf wird in der Diskussion zu Kapitel 3 näher eingegangen.

Die Abbildungen 3-1- bis 3-4 im Anhang zu Kapitel 3 zeigen exemplarisch vier flächenmäßig relativ bedeutende Standorttypen aus dem Bereich der sandigen (ST 1), schluffigen (ST 32), lehmigen (ST 73) und tonigen (ST 88) Substrate bzw. Landschaften.

Tabelle 3-1: Standorttypen

Standort- typ	Cluster	Faktorklassen					Raster- punkte	Fläche %	zugehöriger Leitboden (BÜK)				
		Boden- art	pH	Boden- feuchte	C/N	Organ. Substanz			L1	L2	L3	L4	L5
Nr.	Nr.	A	P	F	N	O							
1	1	2	4	3	2	2	18369	5,14	42	0	0	0	0
2	1	2	5	2	1	3	6947	1,95	8	9	0	0	0
3	1	2	5	3	1	3	6000	1,68	8	9	0	0	0
4	1	2	5	3	2	1	5945	1,67	56	35	18	0	0
5	1	2	5	3	1	1	5845	1,64	46	40	13	0	0
6	1	2	4	4	2	2	5570	1,56	42	0	0	0	0
7	1	2	5	2	1	2	4841	1,36	36	37	44	39	0
8	1	2	5	2	1	1	4413	1,24	46	40	13	0	0
9	1	2	5	4	2	1	4232	1,19	56	35	18	0	0
10	1	2	4	3	1	3	3953	1,11	4	5	0	0	0
11	1	2	4	2	2	2	2812	0,79	42	0	0	0	0
12	1	2	4	3	1	2	2811	0,79	48	0	0	0	0
13	1	2	5	3	2	2	2042	0,57	3	38	0	0	0
14	1	2	5	2	2	1	1632	0,46	41	56	35	18	0
15	1	2	5	4	1	1	1545	0,43	46	40	13	0	0
16	1	2	5	3	1	2	1416	0,40	37	44	36	0	0
17	1	2	5	4	1	3	1118	0,31	8	9	0	0	0
18	1	2	2	3	2	1	1113	0,31	64	0	0	0	0
19	1	2	4	4	1	2	1008	0,28	48	0	0	0	0
20	1	2	5	2	2	2	1001	0,28	38	0	0	0	0
21	1	2	4	3	3	2	917	0,26	43	0	0	0	0
22	1	2	4	2	3	2	380	0,11	43	0	0	0	0
23	1	2	4	2	1	2	269	0,08	48	0	0	0	0
24	1	2	2	4	2	1	190	0,05	64	0	0	0	0
25	1	2	2	2	2	1	74	0,02	64	0	0	0	0
26	1	2	5	4	1	2	45	0,01	44	0	0	0	0
27	1	2	4	4	1	3	23	0,01	4	0	0	0	0
28	1	2	5	4	2	2	22	0,01	3	0	0	0	0
29	1	3	4	3	1	1	4343	1,22	11	0	0	0	0
30	1	3	4	3	1	2	2071	0,58	15	21	0	0	0
31	1	3	4	2	1	1	901	0,25	11	0	0	0	0
32	2	1	5	2	1	1	14135	3,96	71	27	29	26	34
33	2	1	5	1	3	2	7114	1,99	12	0	0	0	0
34	2	1	4	2	1	2	4611	1,29	32	0	0	0	0
35	2	1	5	1	1	1	1721	0,48	34	71	0	0	0
36	2	1	5	3	1	1	1151	0,32	27	26	29	0	0
37	2	1	5	2	3	2	578	0,16	12	0	0	0	0
38	2	1	5	2	2	1	472	0,13	20	0	0	0	0
39	2	1	4	3	1	2	328	0,09	32	0	0	0	0
40	2	1	5	3	2	2	244	0,07	62	0	0	0	0
41	2	1	5	2	2	2	3	0,00	62	0	0	0	0
42	2	3	5	2	2	2	3835	1,07	70	52	45	0	0
43	2	3	4	1	1	2	2174	0,61	23	0	0	0	0
44	2	3	4	2	1	2	1051	0,29	23	15	0	0	0
45	2	3	5	2	2	1	268	0,08	24	0	0	0	0
46	2	3	4	2	2	2	163	0,05	14	0	0	0	0
47	2	3	5	1	2	2	35	0,01	52	0	0	0	0
48	3	2	2	2	2	4	2948	0,83	16	0	0	0	0
49	3	2	2	1	2	4	577	0,16	16	0	0	0	0
50	3	2	2	3	2	4	316	0,09	16	0	0	0	0
51	3	3	2	2	1	2	9257	2,59	19	53	0	0	0
52	3	3	2	3	1	2	8390	2,35	19	53	30	0	0
53	3	3	2	2	1	3	6936	1,94	59	0	0	0	0
54	3	3	2	3	2	4	2379	0,67	58	0	0	0	0
55	3	3	2	2	2	4	1122	0,31	58	0	0	0	0
56	3	3	2	1	2	4	430	0,12	58	0	0	0	0
57	3	3	2	1	1	3	343	0,10	59	0	0	0	0
58	3	3	1	3	2	4	187	0,05	54	0	0	0	0
59	3	3	3	2	1	2	125	0,04	47	0	0	0	0
60	3	3	1	2	2	4	98	0,03	54	0	0	0	0
61	3	3	2	1	1	2	63	0,02	53	0	0	0	0
62	3	3	1	4	2	4	3	0,00	54	0	0	0	0
63	3	4	3	2	3	4	3956	1,11	50	0	0	0	0
64	3	4	3	3	3	4	3775	1,06	50	0	0	0	0
65	3	4	3	1	3	4	17	0,00	50	0	0	0	0

Tab. 3-1 (Forts.)

Standort- typ	Cluster	Faktorklassen					Raster- punkte	Fläche %	zugehöriger Leitboden (BÜK)				
		Boden- art	pH	Boden- feuchte	C/N	Organ. Substanz			L1	L2	L3	L4	L5
Nr.	Nr.	A	P	F	N	O							
66	4	1	2	2	4	3	11204	3,14	17	57	0	0	0
67	4	1	1	2	4	3	5791	1,62	63	60	0	0	0
68	4	1	2	1	4	3	4569	1,28	17	57	0	0	0
69	4	1	2	3	4	3	4014	1,12	17	57	0	0	0
70	4	1	1	3	4	3	3747	1,05	63	60	0	0	0
71	4	1	1	4	4	3	3664	1,03	60	0	0	0	0
72	4	1	1	1	4	3	239	0,07	63	0	0	0	0
73	4	3	1	3	4	4	12368	3,46	61	0	0	0	0
74	4	3	1	4	4	4	5796	1,62	61	0	0	0	0
75	4	3	1	2	4	4	981	0,27	61	0	0	0	0
76	5	1	3	3	3	4	7508	2,10	25	28	0	0	0
77	5	1	3	2	2	4	3420	0,96	10	0	0	0	0
78	5	1	3	2	3	4	1641	0,46	28	0	0	0	0
79	5	1	3	4	3	4	526	0,15	25	28	0	0	0
80	5	1	1	3	3	4	503	0,14	1	0	0	0	0
81	5	1	1	2	3	4	149	0,04	1	0	0	0	0
82	5	1	3	1	2	4	67	0,02	10	0	0	0	0
83	5	3	1	2	3	4	3813	1,07	55	0	0	0	0
84	5	3	1	1	3	4	254	0,07	55	0	0	0	0
85	6	3	5	2	2	4	8824	2,47	49	0	0	0	0
86	6	3	5	3	2	4	4809	1,35	49	69	0	0	0
87	6	3	5	1	2	4	971	0,27	49	0	0	0	0
88	6	4	5	2	2	4	10618	2,97	51	66	0	0	0
89	6	4	5	3	2	4	3315	0,93	66	51	0	0	0
90	6	4	5	1	2	4	1069	0,30	51	66	0	0	0
91	7	2	5	3	3	2	1273	0,36	65	0	0	0	0
92	7	2	5	2	3	2	460	0,13	65	0	0	0	0
93	7	2	5	2	4	2	78	0,02	67	0	0	0	0
94	7	2	5	1	3	2	25	0,01	65	0	0	0	0
95	7	2	5	1	4	2	1	0,00	67	0	0	0	0
96	7	3	5	3	4	3	1809	0,51	22	0	0	0	0
97	7	3	5	2	4	3	976	0,27	22	0	0	0	0
98	7	3	5	4	4	3	187	0,05	22	0	0	0	0
99	8	1	4	2	3	2	8294	2,32	31	0	0	0	0
100	8	1	4	1	3	2	6790	1,90	31	0	0	0	0
101	8	1	1	2	2	1	6192	1,73	33	0	0	0	0
102	8	1	4	3	3	2	596	0,17	31	0	0	0	0
103	8	1	1	3	2	1	286	0,08	33	0	0	0	0
104	8	1	1	1	2	1	125	0,04	33	0	0	0	0
105	9	1	5	4	2	2	127	0,04	62	0	0	0	0
106	9	3	2	3	1	3	9776	2,74	59	0	0	0	0
107	9	3	4	4	1	2	6836	1,91	15	21	0	0	0
108	9	3	5	3	2	2	6391	1,79	70	52	45	0	0
109	9	3	4	3	2	2	2631	0,74	14	0	0	0	0
110	9	3	2	4	1	2	2084	0,58	19	30	0	0	0
111	9	3	4	4	1	1	1810	0,51	11	0	0	0	0
112	9	3	3	3	1	2	797	0,22	47	0	0	0	0
113	9	3	5	4	2	2	472	0,13	70	45	0	0	0
114	10	1	3	3	2	4	309	0,09	10	0	0	0	0
115	10	3	1	3	3	4	7759	2,17	55	0	0	0	0
116	10	3	4	3	2	4	2288	0,64	68	0	0	0	0

3.2 Aggregation ähnlicher Standorttypen

3.2.1 Zielsetzung

Die zuvor beschriebene Einteilung der Standorte in 116 Einheiten ist mit der Problematik verbunden, daß diese hohe Anzahl Schwierigkeiten in der Weiterentwicklung und Verwendung eines BBSK mit sich bringt. Diese Schwierigkeiten werden insbesondere darin bestehen, daß

1. die Unterschiede zwischen den durch abiotischen Merkmale (Faktoren) charakterisierten Standorttypen in der Praxis, d.h. am konkreten Standort relativ schwer erkennbar sind,
2. die Formulierung von konkreten Erwartungswerten hinsichtlich der Zusammensetzung der Biozönose für 116 Standorttypen schwierig ist und
3. die Standorttypen mit extrem kleinem Flächenanteil in der künftigen Entwicklung eines BBSK kaum zu validieren sind (fehlende Relevanz und Wiederholbarkeit an Parallelstandorten).

Aus diesen Gründen wurde der Versuch unternommen, ähnliche Standorttypen zusammenzufassen und diesen gemeinsame bodenbiologische Erwartungswerte zuzuordnen. Für die Methodik und das Ergebnis der Zusammenfassung sind folgende Anforderungen und Ziele zu nennen:

1. Das Ergebnis soll unabhängig vom Bearbeiter reproduzierbar und so gesehen objektiv sein. Aus diesem Grund war die Verwendung eines statistischen Verfahrens angezeigt, dessen Ergebnis auch für die Weiterentwicklung des Systems nachvollziehbar bzw. später auch gezielt modifizierbar sein sollte.
2. Die zusammengefaßten Einheiten müssen in sich bodenkundlich ausreichend homogen und als ähnlich erkennbar sein.
3. Die Zuordnung einer gemeinsamen Biozönose (Erwartungswert) ist das zentrale Ziel, das aber erst längerfristig nach entsprechender Erprobung des Systems erreichbar ist.
4. Den zusammengefaßten Standorttypen sollten auf Grundlage der digitalen Flächenzuweisung (Rasterpunkte) eine räumliche Verteilung sowie eine Fläche zugeordnet werden können. Dies erschien erforderlich, um für die weitere Untersuchungsstrategie Anhaltspunkte für die flächenmäßige Bedeutung von Standorttypen zu erhalten.
5. Als Zielvorgabe wurden 10 bis 15 Einheiten gesetzt.

3.2.2 Vorgehensweise und methodische Problemlösungen

Als statistische, immer wieder reproduzierbare und mit jeder Datenerweiterung in gleicher, objektiver Weise anzuwendende Methode bietet sich das Klassifizierungsverfahren der hierarchischen Clusteranalyse an. In dieser Prozedur wird anhand von ausgewählten Merkmalen versucht, relativ homogene Fallgruppen oder Variablen zu identifizieren. Dabei wird ein Algorithmus eingesetzt, der für jeden Fall (oder jede Variable) einen separaten Cluster bildet und die Cluster kombiniert, bis nur noch einer übrigbleibt. Es können einfache oder transformierte (Standardisierung) Variablen analysiert werden.

Mit Hilfe der hierarchischen Clusteranalyse können Parameterkombinationen (ST) mit ähnlicher Ausprägung identifiziert und zugeordnet werden. Das Ergebnis der Clusterung hängt von der Vorgabe bezüglich der zu bildenden Clusteranzahl ab. Je geringer die Anzahl der vorgegebenen Cluster, desto inhomogener werden die einzelnen Cluster hinsichtlich ihrer Merkmale. Umgekehrt führt die Zielvorgabe einer relativ großen Anzahl an Clustern zu in sich homogeneren Clustern, die allerdings tendenziell sehr klein werden (teilweise einzelner Standorttyp = Cluster). Die Clusteranalyse ist daher versuchsweise in mehreren Varianten durchzuführen. Bei der Beurteilung der Ergebnisse und der Auswahl der letztendlich bevorzugten Variante ist vor allem das Ziel der kleinen Clusteranzahl gegen das Ziel der Clusterhomogenität abzuwägen.

Probleme bei der Clusteranalyse mit Ordinalzahlen:

Die Klassifizierung der Bodenparameter und die daraus resultierende Verwendung von ganzen Zahlen zur Beschreibung der Standortkombinationen mit jeweils gleichem numerischen Abstand zu den benachbarten Klassen bzw. Werten führt zu Problemen bei der Clusteranalyse. Diese Werte stellen praktisch eine Ordinalskala (Rangskala) dar, d. h., die Werte besitzen zwar eine Größer-Kleiner-Relation, weisen aber immer konstante Abstände auf. Grundsätzlich ist mit Ordinalzahlen zwar eine „formale“ Clusteranalyse möglich, sobald die Faktorenkombinationen jedoch in einer anderen Reihenfolge aufgelistet sind, resultiert daraus auch eine andere Zuordnung der Kombinationen zu den jeweiligen Clustern. Der Grund besteht darin, daß aufgrund der konstanten Abstände der verrechneten Werte zahlreiche „Grenzfälle“ entstehen, deren Zuordnung zu dem einen oder dem anderen Cluster dann von der Position in der Reihenfolge der Datensätze, nicht aber von der unterschiedlichen Qualität der Werte abhängt. Die Clusteranalyse ist somit bei Verwendung von Ordinalzahlen nicht beliebig reproduzierbar und nachvollziehbar.

Problemlösung:

Die bereits beschriebene Klassifizierung der Parameter wurde beibehalten, in einem zusätzlichen Schritt wurden jedoch die tatsächlichen numerischen Werte der Parameter von allen zu einem Standorttyp (Faktorenkombination) gehörigen Rasterpunkten herangezogen, um deren arithmetische Mittelwerte zu ermitteln.

Beispiel:

Folgende Faktorenkombination (Standorttyp 32) ist bei Auswertung der digitalen Karten auf insgesamt 14.135 Rasterpunkten vorzufinden:

Bodenart	pH-Wert	Potentielle Bodenfeuchte	C/N-Verhältnis	Organische Substanz
1	5	2	1	1

Von allen 14.135 Rasterpunkten wurden aus den tatsächlichen numerischen Werten im Folgenden die arithmetischen Mittelwerte errechnet. Für die Bodenart (kein numerischer Faktor) ist stellvertretend der Sandgehalt eingesetzt worden und für die Bodenfeuchte sowohl die Niederschlagshöhe als auch die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes, so daß sich die Zahlenwerte dieser Standortkombination nun wie folgt darstellen:

Sand (%)	pH-Wert	Niederschlag (mm)	nFKWe (mm)	C/N-Verhältnis	Organische Substanz
71,7	7,7	570	131	8,9	1,5

Die durch Faktoren und deren Kombination dargestellten Standorttypen werden so lediglich in einer veränderten Weise beschrieben. Die verrechenbaren Zahlen weisen so keine gleichen Abstände mehr auf. Die anschließende Clusteranalyse erbringt damit auch nach der Standardisierung der Werte (siehe folgender Abschnitt) unabhängig von der Reihenfolge der Datensätze reproduzierbare Ergebnisse, d. h., bestimmte Faktorkombinationen werden immer dem selben Cluster zugeordnet.

Problem der unterschiedlichen Werteskalen:

Die zuvor beschriebene Datentransformation erfordert die Standardisierung der numerischen Daten. Die Datenstandardisierung muß sehr häufig bei Clusteranalysen durchgeführt werden, um den Effekt von auf unterschiedlichen Skalen gemessenen Variablen anzugleichen. Im vorliegenden Beispiel hätte der Niederschlag mit der größten Spannweite der numerischen Werte (500 – 1200 mm) ohne Standardisierung den größten Einfluß auf das Ergebnis der Clusterung, der pH-Wert mit der niedrigsten Spannweite (3 – 8) wäre dagegen praktisch unbedeutend. Somit ergäbe sich eine unerwünschte Wichtung der Faktoren. Auch das Verändern der Einheit (Regen z. B. in Metern und nicht in Millimetern) würde entsprechend zu anderen Ergebnissen führen.

Problemlösung:

Die Werte können auf verschiedene Weise standardisiert werden, das übliche Verfahren ist eine Umformung in der Art, daß Mittelwert und Standardabweichung auf 1 gesetzt werden. Zu beachten ist dabei, daß verschiedene PC-Statistikprogramme je nach „Default-Einstellung“ die Standardisierung als Automatismus durchführen (z.B. WinStat), andere nicht (z.B. SPSS).

Problem der kleinen Flächen bzw. Extremwerte:

Je nach Vorgabe hinsichtlich der Anzahl (möglichst klein) der errechneten Cluster ergeben sich Cluster mit intern unterschiedlicher Homogenität, d.h. mit mehr oder weniger stark variierenden Zahlenwerten für einzelne Faktoren. Bei relativ großer Inhomogenität ist zu befürchten (derzeit jedoch nicht im einzelnen nachprüfbar), daß die darin zusammengefaßten (Standort-) Böden keinen eindeutigen standort- und bodenkundlichen Bezug mehr zueinander haben. Es bestand die Annahme, daß die Inhomogenität der Cluster durch Ausschluß von nach statistischen Kriterien ungewöhnlichen Faktorkombinationen (geringe Ähnlichkeit mit anderen) oder flächenmäßig besonders kleinen Faktorkombinationen zu verringern ist.

Ansätze zur Problemlösung:

1. Statistische Eliminierung „ungewöhnlicher Faktorkombinationen“ durch Koppelung verschiedener Clusterverfahren:

Eine Problemlösung wurde in einem ersten Schritt zunächst auf statistischer Ebene gesucht. Das nach seinen Fusionierungseigenschaften als kontrahierende Clustermethode (d. h., Neigung zur Bildung weniger großer Cluster) einzustufende „Einfach-Verfahren“ (Single-Linkage-Verfahren) eignet sich vor allem zur Identifizierung von Ausreißern in einem Objektraum (BACKHAUS et al.

1995, S. 297). Dieses Clusterverfahren wurde im ersten Schritt an den 116 Kombinationen angewandt, um schwer zuzuordnende Parameterkombinationen in einfach bzw. wenig belegten Clustern als Ausreißer zu identifizieren.

Nach der Ausreißereliminierung mit dem Einfach-Verfahren führt das nach seinen Fusionierungseigenschaften als dilatierende Clustermethode (d. h., Neigung zur Bildung etwa gleich großer Cluster) einzustufende „Ward-Verfahren“ in den meisten Fällen zu plausiblen, d.h. ausreichend homogenen Clustern (BACKHAUS et al. 1995, S. 298).

Das Problem besteht nun darin, daß die statistische Eliminierung zu weitgehend und ungleichmäßig erfolgt. Je höher die Anzahl der Cluster im Einfach-Verfahren vorgegeben wird, desto höher wird die Anzahl der einfach und zweifach besetzten Cluster, die somit als Ausreißer, d. h. am wenigsten vergleichbar mit anderen Clustern, identifiziert werden können. Dieses Vorgehen führt dazu, daß aus den weiteren Betrachtungen einige Parameterkombinationen zum Beispiel im Sauerland und im Alpenvorland völlig herausfallen, die aus bodenkundlicher Sicht nicht als außergewöhnlich oder selten zu betrachten wären. Ein Grund dafür ist in diesem Beispiel vermutlich der sehr hohe Niederschlagsmittelwert.

Da das Rechenverfahren nur Faktorkombinationen unabhängig von ihrer flächenmäßigen Bedeutung berücksichtigt, hinterlassen die herausfallenden Kombinationen u.U. größere „weiße Flecken“ (Lücken) auf der Clusterkarte. Verstärkt auch durch die räumliche Nachbarschaft einiger weiterer, auf diese Art als Extremkombinationen beschriebener Standorttypen führt dies zu großen Bereichen z.B. in Süddeutschland und im Sauerland, die aus der Betrachtung ausgeschlossen werden.

Trotz der im zweiten Schritt mit dem „Ward-Verfahren“ erreichten, grundsätzlich sinnvollen Ergebnisse, wurde wegen der entstehenden teils erheblichen Lücken in der Flächenabdeckung Abstand von der Extremwertidentifizierung über gekoppelte Clusterverfahren genommen.

2. Ausschluß kleiner Flächen:

Im zweiten Ansatz wurde wie nachfolgend gezeigt versucht, über den Ausschluß flächenmäßig unbedeutender Standorttypen zu homogeneren Clustern zu gelangen.

Variante 1: Der Ausschluß aller Kombinationen mit einem Flächenanteil von unter 0,5 % (62 Kombinationen) an der Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland (entsprechend 9,3 % der Gesamtfläche) reduziert die verbliebene, in die Clusterung einzubeziehende Gesamtfläche auf 85,7 %. Insbesondere in Rheinhessen und im Osten und Norden Deutschlands werden so auch durch die räumliche Nähe zu organischen (bereits vorab ausgeschlossenen) Böden relativ große, zusammenhängende Bereiche aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen.

Variante 2: Der Ausschluß aller Kombinationen mit einem Flächenanteil von unter 0,2 % (42 Kombinationen) an der Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland (entsprechend 2,7 % der Gesamtfläche) reduziert die verbliebene, in die Clusterung einzubeziehende Gesamtfläche auf 92,7 %. Die aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossenen Flächen erzeugen keine größeren Lücken in der Gesamtabdeckung der Fläche.

Diese Vorgehensweise wurde zwar als hinsichtlich der verbleibenden Flächenabdeckung geeignet angesehen, im Ergebnis blieb jedoch das Problem relativ inhomogener Cluster bestehen. Hinzu kam die Problematik der Einordnung der Untersuchungsstandorte (vgl. Kapitel 4). Nach Ausschluß der ST mit geringen Flächenanteilen fanden sich für verschiedene der beprobten Standorte keine passenden ST. Aus diesen Gründen wurde in der Clusteranalyse schließlich auf die Eliminierung kleiner oder „ungewöhnlicher“ Flächen verzichtet.

3.2.3 Ergebnis der Standorttypenclusterung

Auf Grundlage der zuvor erläuterten methodischen Überlegungen wurden zahlreiche Varianten der Clusteranalyse mit unterschiedlichen Vorgaben hinsichtlich der Anzahl der Cluster, der Eliminierung kleiner Flächen usw. ausprobiert. Die von den Autoren als plausibel eingestufte Variante wurde mit der Vorgabe von 10 Clustern durchgeführt. Bei einer höheren Anzahl (15) stieg die Homogenität der größeren Cluster nur geringfügig, während gleichzeitig mehrere ein- und zweifach besetzte, wenig plausible „Kleinstcluster“ entstanden.

Das Ergebnis der Standorttypenclusterung ist der Tabelle 3-1 (Kap. 3.1.9) sowie in graphischer Darstellung in Abbildung 3-5 im Anhang von Kapitel 3 zu entnehmen. Es zeigt sich, daß die zusammengefaßten Einheiten meist räumlich zusammenhängende Strukturen bilden und daß ähnliche Naturräume (Lößgebiete, Mittelgebirge etc.) häufig auch gleichen Clustern angehören. Die

entstandene Struktur läßt erwartungsgemäß in Grundzügen die Abstammung von der BÜK 1000 als Hauptdatenquelle erkennen. Deutliche Unterschiede gegenüber der BÜK bestehen vor allem in der stärkeren Aggregation (10 gegenüber 72 Einheiten), des Einflusses der Niederschläge und vor allem der Berücksichtigung von Oberbodeneigenschaften, die zu einer geringeren Differenzierung der Einheiten führt als die Berücksichtigung der Bodentypen (z.B. Zusammenfassung von Tertiärhügelland und Köln-Aachener Bucht).

3.3 Zusammenfassende Diskussion zur Standorttypisierung

Standorttypenklassifikation:

Im Ergebnis der Standorttypisierung spiegeln sich deutlich die vor der Erarbeitung festgelegten Rahmenbedingungen wieder. Neben der Anforderung, bodenbiologische Kriterien in den Mittelpunkt zu stellen, waren dies vor allem:

- Es waren kartographisch darstellbare Einheiten zu erzeugen,
- flächenmäßige Aussagen zu treffen,
- einfach erhebbare Daten zu verwenden und
- die Grundlage für die Flächenauswahl bei der schwerpunktmäßig auf Waldstandorte ausgerichteten bodenbiologischen Untersuchungen zu erstellen.

Auf Grund dieser Anforderungen lief die gesamte Konzeption mehr oder weniger zwingend auf die Verwendung der digitalen BÜK 1000 als zentrale Datengrundlage hinaus. Mit der Verwendung dieser Daten werden die Merkmale einer kleinmaßstäbigen, thematischen Übersichtskarte auf das im Projekt erarbeitete Informationsprodukt (Standorttypen mit regionaler Zuordnung und Flächenanteil einschließlich kartographischer Darstellung) übertragen. Die sich daraus ergebenden Charakteristika der Standorttypensystems definieren Möglichkeiten und Grenzen einer künftigen Weiterentwicklung und werden nachfolgend diskutiert.

1. Problem der fehlenden Flächenschärfe:

In der digitalen BÜK werden die verschiedenen Einheiten ausschließlich durch die jeweils flächenmäßig dominierenden Leitböden repräsentiert. Die ebenfalls ausgewiesenen Begleitböden sind in der digitalen BÜK nicht aufgenommen. Ein Leitboden kann die Vielfalt der in der jeweiligen Legendeneinheit vorkommenden Böden nicht beschreiben. Eine flächenscharfe Beschreibung konkreter Standorte (z.B. für die Auswahl von Untersuchungsflächen) ist auf dieser

Grundlage nicht möglich. Ebenso wenig flächenscharf ist entsprechend die Zuordnung der Eigenschaften, die über die Profildaten abgebildet werden. Die Definition der Standorttypen basiert im wesentlichen auf der Neukombination der oberbodenbezogenen Profildaten. Die Zuordnung von Eigenschaften und Flächen wurde dafür übernommen. Die Problematik der Flächenunschärfe gilt daher in gleicher Weise für die Standorttypen. In der Konsequenz muß für einen späteren Umgang mit dem Standorttypensystem auf die von der BGR beschriebenen, aber nicht digital verarbeiteten Begleitbodenformen zurückgegriffen werden. Diese müssen für künftige Weiterentwicklungen als ergänzende, beschreibende Information zur Verfügung stehen. Das Problem ist hierbei allerdings, daß der Zusammenhang zwischen Leit- und Begleitböden gemäß der Grundstruktur der BÜK 1000 primär auf bodensystematischen und somit im wesentlichen auf bodengenetischen Kriterien beruht. Damit ist im Einzelfall nicht unbedingt sichergestellt, daß die hier in Frage stehenden Oberbodeneigenschaften von Leit- und Begleitböden ebenfalls ähnlich im Sinne der hier relevanten Faktoren (A, P, F, N, O) sind. Es bleibt weiterhin auch das Problem bestehen, daß die Repräsentativität der Begleitprofildaten für die unterschiedlichen Begleitböden nicht sichergestellt ist.

Aus diesem Grund ist der Zweck und Nutzen einer räumlichen Zuordnung und kartographischen Darstellung von Standorttypen in einer orientierenden Information zu sehen. Bestimmten Standorttypen kann so eine hohe „Vorkommenswahrscheinlichkeit“ in dem entsprechenden Gebiet sowie eine ungefähre flächenmäßige Bedeutung bundesweit zugeordnet werden. Dies ist insbesondere für die Auswahl von Untersuchungsflächen oder bei der bodenökologischen Orientierung in einem Untersuchungsgebiet von Bedeutung. In jedem Fall setzt der Umgang mit dem Standorttypensystem jedoch boden- und standortkundlichen Sachverstand voraus.

2. Problem der vorherrschenden Nutzung in der BÜK:

Grundlage für die Auswahl und Beschreibung von Leitbodenprofilen in der BÜK sind die in einer bestimmten Legendeneinheit vorherrschenden Hauptnutzungsarten (Acker, Grünland, Wald). Entsprechend gelten die Leitböden und die zugehörigen Leitprofildaten jeweils für eine als vorherrschend angesehene Nutzung. Da sich die Charakteristika von Böden eines Standortes (gleiches Ausgangsgestein, Klima, Relief usw.) je nach Nutzung deutlich unterscheiden können, ist die Repräsentativität der Leitböden nutzungsabhängig, d.h., nur wenn der betrachtete Standort der gleichen Nutzung unterliegt, wie für die entsprechende BÜK-Legendeneinheit als vorherrschend unterstellt, ist der zugehörige Leitboden für den Standort repräsentativ. (Allerdings relativiert sich

letztere Aussage durch das zuvor zum Problem der geringen Flächenscharfe ausgesagte). Aus diesem Grund (Nutzungsbezug) plant die BGR eine Überarbeitung der BÜK, bei der die Beschreibung von Leitböden und künftig auch Begleitböden differenziert nach vorherrschenden Nutzungen auf digitaler Basis erfolgen wird.

Nach Aussagen von Fachleuten der BGR wurde bei der Erarbeitung bzw. bei der Festlegung und Beschreibung von Leitböden häufig von „Landwirtschaft“ (Ackerbau, Grünland) als vorherrschender Nutzung ausgegangen. Daraus ergibt sich eine Art „Landwirtschaftslastigkeit“ der BÜK 1000, d.h., daß die dahinter stehenden bodenkundlichen Profildaten eher die Eigenschaften landwirtschaftlich genutzter Böden repräsentieren.

Die Möglichkeiten einem beliebigen Standort aus dem Satz an Leitprofilen der BÜK einen passenden zuzuordnen zu können, sind aus diesem Grund bei landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich besser als bei Waldstandorten. Betrachtet man umgekehrt beispielsweise Waldstandorte in einem gegebenen, (aus Sicht der BÜK-Bearbeiter) vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Landschaftsausschnitt, so sind die entsprechenden Leitprofilmerkmale hierfür wenig repräsentativ. Dies gilt insbesondere für Faktordaten mit relativ großer bzw. direkter Nutzungsbeeinflussung im Oberboden (v.a. pH-Wert, organische Substanz, C/N-Verhältnis). Dabei ist den BÜK-Daten die unterstellte vorherrschende Nutzung bezogen auf eine bestimmte Legendeneinheit meist nicht zu entnehmen, so daß auch nur geringe Möglichkeiten zur Vermeidung oder Erklärung von Fehleinschätzungen gegeben sind. Anhand der Leitprofildaten ist zwar Ackernutzung anhand der Ausweisung eines Ap-Horizontes in der Regel von anderen vorherrschenden Nutzungen unterscheidbar. Die Differenzierung zwischen Grünland und Wald (Ah-Horizonte) ist hingegen u.a. auf Grund des Fehlens von Informationen zu Humusformen nicht möglich.

Der im Einzelfall u.U. erkennbare Zusammenhang zwischen Leitprofildaten und Nutzungen wird zusätzlich durch das Prozedere der Standorttypisierung aufgelöst, da hierbei Einheiten mit ähnlicher Charakteristik in Bezug auf die Ausprägung der 5 ausgewählten Faktoren (A, P, F, N, O) im Oberboden zusammengefaßt werden. (Aus diesem Grund sind den Standorttypen meist mehrere Leitböden zuzuordnen (vgl. Tabelle 3-1)). Der Zusammenhang zwischen Leitbodeneigenschaften und Nutzung ist, sofern im Einzelfall überhaupt erkennbar, somit nicht auf die Standorttypen übertragbar.

Der in der Vorhersage von Standorteigenschaften durch die Diskrepanz von in der BÜK unterstellter und am gegebenem Standort tatsächlich stattfindender Nutzung potentiell entstehende Fehler ist in unterschiedlichen Landschaftsausschnitten verschieden zu bewerten. In höheren Mittelgebirgslagen werden beispielsweise die Leitböden in der Regel für die Nutzungsart „Wald“ gelten. Landwirtschaftliche Nutzung ist selten und für den potentiellen Anwender ist die in der Landschaft dominierende und somit umgekehrt auch eine unübliche Nutzung offensichtlich. Abweichungen zwischen der jeweils in der BÜK unterstellten und der tatsächlichen Nutzung an konkreten Standorten sind dann gut erkennbar. In unterschiedlich genutzten Landschaften (alle außer Hochlagen, also eher der Regelfall) ist die Situation hingegen schwierig einzuschätzen. Bei der Auswahl von „typischen“ Waldstandorten in Gegenden mit nach BÜK 1000 vorherrschend landwirtschaftlicher Nutzung sind die Leitbodenprofile und die zugehörigen Daten nur eingeschränkt aussagekräftig. Die hierfür abgeleiteten Standorttypen werden häufig in ihren Eigenschaften (Faktorenkombination) von denjenigen des konkreten Standortbodens abweichen.

Ausgehend von der dargestellten Problematik des Nutzungsbezuges der Standorttypencharakteristik stellte sich die Frage, ob es möglich ist, den Nutzungsbezug der BÜK-Leitböden jeweils erkennbar zu machen. Dadurch ergäbe sich die Möglichkeit, die Eignung von Standorttypen für die Beschreibung bzw. Einordnung von konkreten Flächen zu prüfen. Betrachtet man beispielsweise Waldstandorte, sollten diese nur solchen Standorttypen zugeordnet werden, deren entsprechender Leitboden bzw. Leitböden auch mit der Nutzung „Wald“ verbunden ist. Aus diesem Grund wurden die flächenbezogenen Landnutzungsdaten des Statistischen Bundesamtes (STATISTISCHES BUNDESAMT 1997) mit solchen aus der BÜK übernommenen flächenbezogenen Faktordaten überlagert, die einer deutlichen Nutzungsbeeinflussung im Oberboden unterliegen (pH-Wert, organische Substanz, C/N-Verhältnis). Die in der BÜK für die einzelnen Legendeneinheiten unterstellte Nutzung ist danach offensichtlich nicht den vom Statistischen Bundesamt für die gleichen Flächeneinheiten ausgewiesenen Nutzungen gleichzusetzen. Bei der Verschneidung des Faktors pH-Wert mit der Nutzungsform „Acker“ zeigte sich beispielsweise, daß zahlreiche ackerbaulich ausgewiesene Flächen pH-Werte von $< 3,5$ und $3,5 - 4,5$ aufweisen (vgl. Abb. 3-6). Es kann mit großer Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, daß dies nicht der Realität entspricht. Die Erklärung ist darin zu sehen, daß auf den entsprechenden Einzelflächen der deutlich feiner aufgelösten Nutzungskarte des Statistischen Bundesamtes teilweise eine andere Nutzung (hier „Acker“) ausgewiesen wird, als in der stärker generalisierenden BÜK unterstellt. Ein ähnliches Bild

ergibt sich, wenn man andere Faktoren (z.B. organische Substanz) und verschiedene Nutzungen überlagert.

Die Vorgabe in diesem Projekt überwiegend Waldstandorte zu berücksichtigen, steht somit der Tatsache gegenüber, daß das Standorttypensystem entsprechend der BÜK 1000 auf Profilmerkmalen basiert, die eher charakteristisch für landwirtschaftliche Böden ist. Wie in Kapitel 4 näher beschrieben ist, sind aus diesem Grund die als typische Waldstandorte ausgewählten Untersuchungsstandorte in das System schwer einzuordnen. Sofern die Zuordnung erfolgen konnte, besitzen die entsprechenden Einheiten teilweise unplausibel geringe Flächenanteile (vgl. Tab. 3-1). Deutlich unterrepräsentiert sind im Standorttypensystem bezeichnenderweise walddtypische Faktorkombinationen. Wälder sind häufig gekennzeichnet durch relativ hohe potentielle Feuchte in Kombination mit geringen pH-Werten und hohen Gehalten an organischer Substanz und weiten C/N-Verhältnissen. Bei landwirtschaftlichen Böden ist die Kombination „feucht“, „sauer“, „humusreich“ hingegen untypisch.

Mit der Differenzierung der Nutzungsformen bereits auf der Ebene der Datengrundlage ergibt sich künftig die Möglichkeit, die verwendeten abiotischen Standortfaktoren erneut zu diskutieren und differenziert für unterschiedliche Nutzungen festzulegen. Im Falle der Klassifikation von Waldstandorten wäre eine Verwendung des künftig in der Wald-BÜK berücksichtigten Faktors „Humusform von Mineralboden und Auflage“ möglich. In Waldböden treten die für die Klassifikation von landwirtschaftlich genutzten Standorttypen herangezogenen bodenkundlich-geologischen Merkmale (z.B. Körnung, Substrat) in ihrer Bedeutung für die Standorttypenbeschreibung stärker zurück oder sie werden durch die jeweilige Humusform sozusagen integrativ widerspiegelt, da zwischen verschiedenen bodenkundlichen Parametern (vor allem Klima, pH, Vegetation) und der Humusform ein relativ enger Zusammenhang besteht. Die Humusform als Standortmerkmal oder -faktor integriert:

- pH
- Nährstoff/ Basenversorgung (Düngung, Kalkung)
- C/N-Verhältnis
- Nahrungsqualität (Zersetzbarkeit, Nährstoffgehalte der Streu)
- klimatische Faktoren (da die Humusform stark von der Vegetation abhängig ist und diese wiederum vom Klima (sogar Kleinklima, Nordhang vs. Südhang) und da die Humusform auch die Umsetzungsbedingungen im Boden und damit indirekt Klimabedingungen widerspiegelt)

- Bewirtschaftungsfaktoren (Nadelwald läßt sich mit relativ großer Sicherheit in Richtung Moder/Rohhumus einordnen, Laubwald in Richtung Mull/ Moder)

Ähnliche Humusformen können jedoch grundsätzlich auf sehr verschiedenen Substraten ausgebildet werden, so daß umgekehrt keine eindeutige Vorhersage der Humusform aus den aktuell der BÜK 1000 zugrundeliegenden Daten zu treffen ist. Die Entwicklung von Mineralboden und Auflage verläuft zwar unter wechselseitiger Beeinflussung, aber vielfach parallel ohne unmittelbaren Zusammenhang. Die Struktur der Auflage kann beispielsweise durch einen Nutzungswechsel in der jüngeren Geschichte (z.B. 500 Jahre) geprägt sein, während der darunterliegende Mineralboden Ergebnis eines deutlich längeren Entwicklungszeitraumes (z.B. 10000 Jahre) ist. Auf Grund der relativ geringen anthropogenen (mechanischen) Einwirkungen auf Waldböden, prägen sich klar differenzierbare Humusformen heraus, die für sich in Verbindung mit z.B. einem „Feuchtefaktor“ (Niederschlag und nFKWe) u.U. quasi als Standorttyp betrachtet werden können. In diesem Fall könnte auf die Berücksichtigung der Standortfaktoren „Bodenart“, „pH“, „Organische Substanz“ und „C/N-Verhältnis“ teilweise verzichtet werden. Unabhängig von der Möglichkeit eine Standortklassifikation integrativ über die Humusform als zentrale Information zu erarbeiten ist ihre Berücksichtigung als Faktor von wesentlicher Bedeutung für die Charakterisierung des Lebensraumes „Boden“. Ein Teil der in Frage stehenden Organismen (z.B. die meisten Arthropoden) leben vorwiegend in der Auflage.

Im Zusammenhang mit der Diskussion des möglichen Faktors „Humusform“ ist auf den ambivalenten Charakter dieses Faktors, aber auch der „verwandten“ Faktoren „Organische Substanz“ und „C/N-Verhältnis“ hinzuweisen. Für diese sehr stark durch biologische Prozesse geprägten Faktoren stellt sich grundsätzlich die Frage, inwieweit sie primär die Lebensbedingungen von Bodenorganismen bestimmen und inwieweit sie umgekehrt Ausdruck biologischer Prozesse und Aktivität sind (analog der Frage: Was existierte zuerst: Henne oder Ei?). Die Einbeziehung dieser Faktoren stellt insofern gewissermaßen einen Bruch gegenüber den übrigen abiotischen Einflußfaktoren dar, die zumindest weit überwiegend als die Lebensbedingungen der Bodenfauna prägende Faktoren gelten können. Die Beeinflussung der Bodenfauna durch Schadstoffe kann beispielsweise ihrerseits zu Veränderungen der Humusqualität führen, so daß diese nur bedingt als konstanter Faktor gesehen werden kann. Andererseits würde die Nichtberücksichtigung dieser Faktoren den Verlust wesentlicher Informationen für die Lebensbedingungen für Bodenorganismen bedeuten. Das Dilemma bezüglich dieser Faktoren läßt sich nicht vollständig auflösen. Dennoch

kann die Berücksichtigung der genannten Faktoren mit Blick auf die unterschiedlichen Zeitskalen der entsprechenden Prozesse begründet werden. Es ist davon auszugehen, daß eine Änderung der Bodenbiozönose naturgemäß der Änderung der Humusform vorausgeht. Die Humusform reagiert somit deutlich träger als die Biozönose und ist insofern doch als ein weitgehend konstanter Standortfaktor zu betrachten, zumal wenn man berücksichtigt, daß auch die übrigen abiotischen Faktoren sich in Zeiträumen von teilweise Jahrzehnten (z.B. pH-Wert) ändern können.

Standortkundliche Plausibilität der Standorttypencluster:

Letztendlich nicht vollständig befriedigend zu lösen blieb die Frage der Clusterhomogenität. Dies zeigt sich formal an der teilweise relativ weiten Spanne von Faktorausprägungen innerhalb der Cluster (vgl. Tabelle 3-1, Cluster 1: Faktor P = 2 bis 5). Betrachtet man die mit der Clusterbildung gleichzeitig zusammengefaßten Leitböden, so wird der Eindruck geringer standortkundlicher Homogenität augenscheinlich zunächst bestätigt, da die zusammengefaßten Leitböden sehr unterschiedlichen Naturräumen angehören. Als Beispiel kann der Cluster 1 angeführt werden, in dem vor allem schluffige Böden überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung (hoher pH, geringe C/N-Verhältnisse und geringe Gehalte an organischer Substanz) zusammengefaßt werden. Es finden sich hierin folgende Leitbodenformen:

- Marschböden (Leitprofil 4)
- Auen-, Moor- und Gleyböden (Leitprofil 11)
- Lößböden (Leitprofil 15)
- Moränenböden (Leitprofil 21)
- typische Lößböden (Tschernosem, Parabraunerden) (Leitprofil 35-48)
- lößbeeinflusste Mittelgebirgsböden (Leitprofil 64)

Einerseits macht es dem bodenkundlich geschulten Leser Schwierigkeiten, Marschböden und Löß-(Börde)-Böden in einem engen standortkundlichen Zusammenhang zu sehen. Andererseits ist es durchaus vorstellbar, daß die genannten Standorttypen auf Grund ähnlicher Oberbodeneigenschaften eine ähnliche Biozönose aufweisen. Dieses Beispiel macht deutlich, daß die abschließende Bewertung der mit Clusteranalyse gebildeten Einheiten erst mit einer praktischen bodenkundlichen und gleichzeitig bodenbiologischen Charakterisierung typischer Vertreter möglich sein wird.

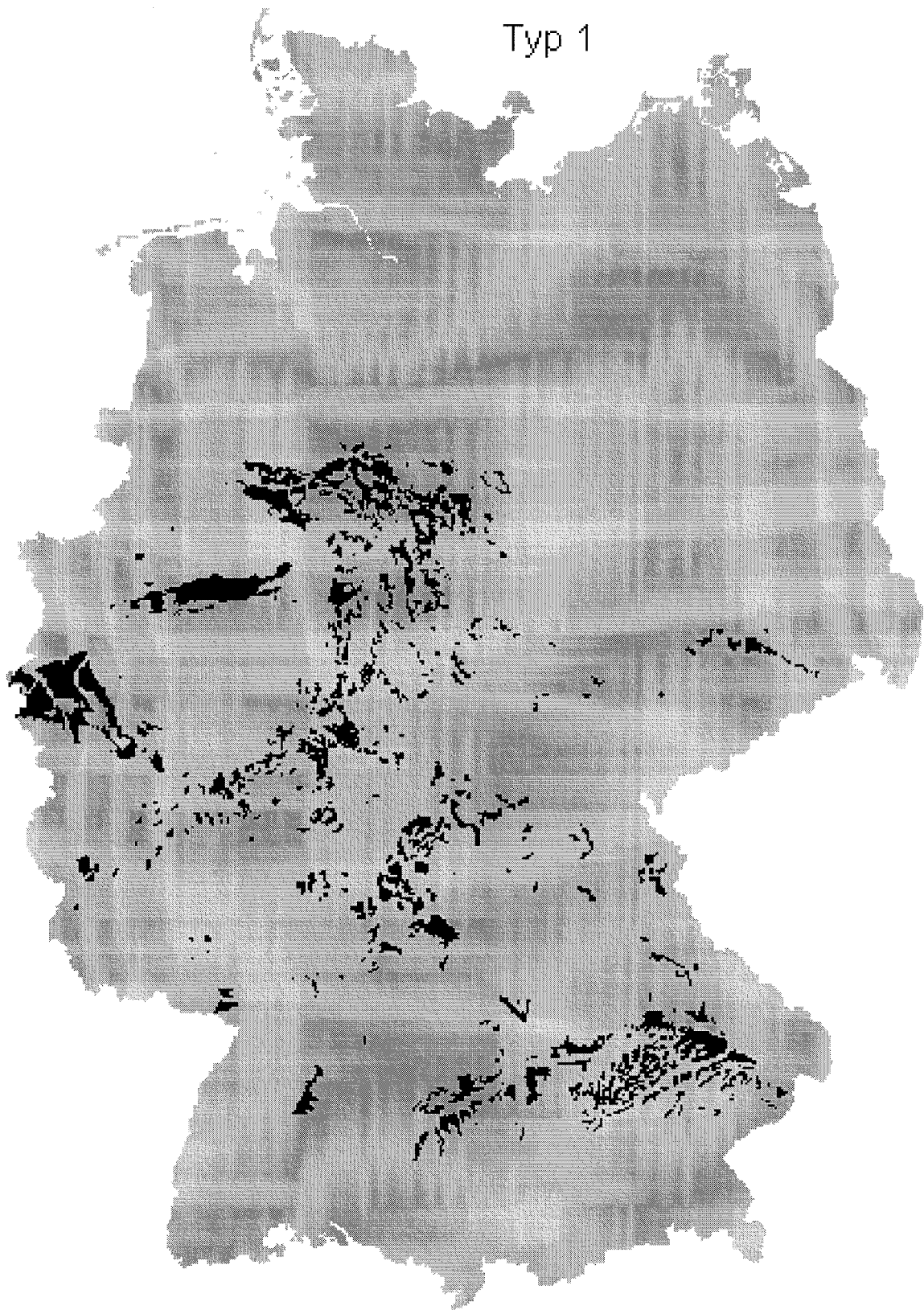


Abbildung 3-1: Räumliche Verteilung Standorttyp 1

Typ. 32

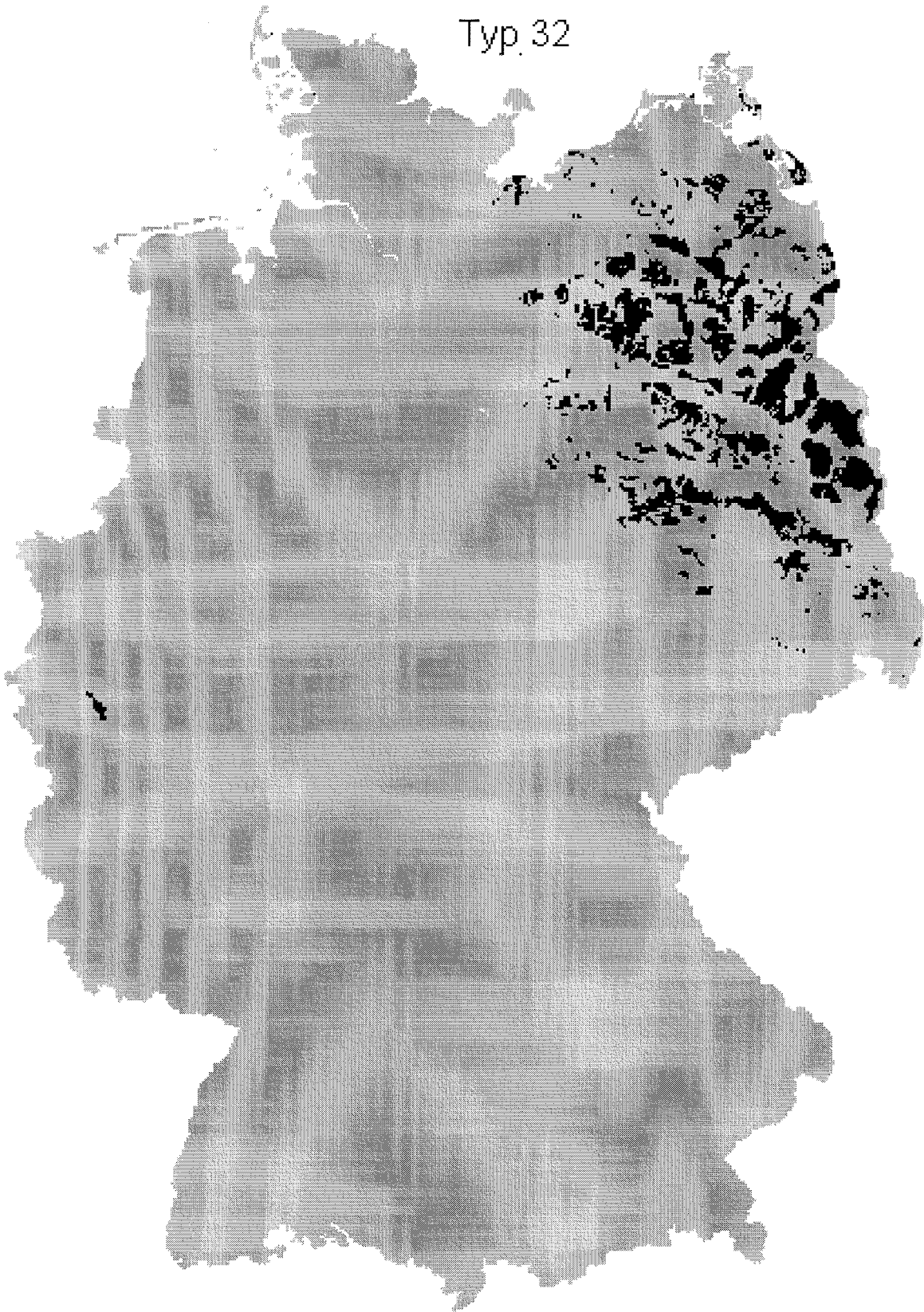


Abbildung 3-2: Räumliche Verteilung Standorttyp 32

Typ 73



Abbildung 3-3: Räumliche Verteilung Standorttyp 73

Typ 88



Abbildung 3-4: Räumliche Verteilung Standorttyp 88

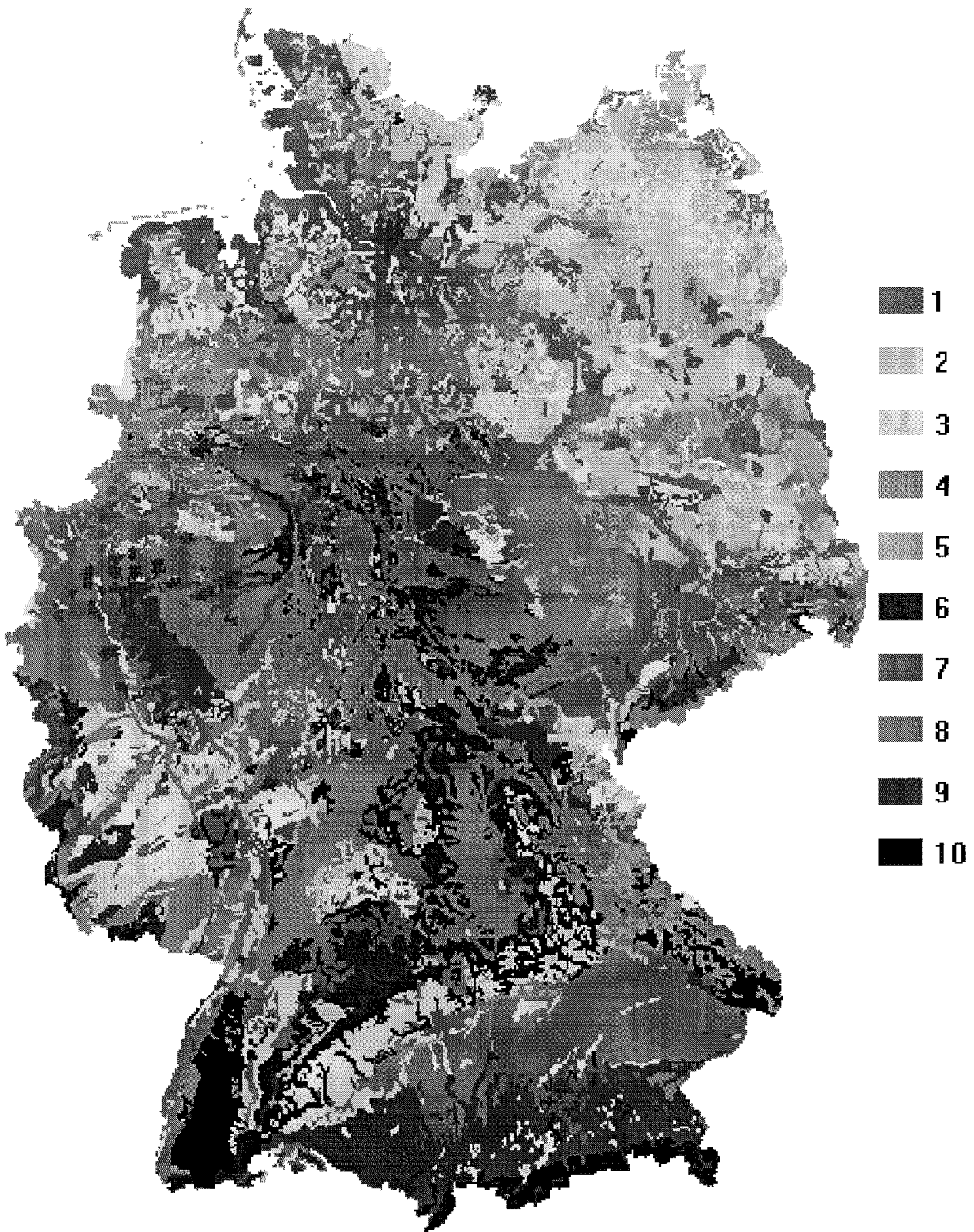


Abbildung 3-5: Räumliche Verteilung der Standorttypencluster

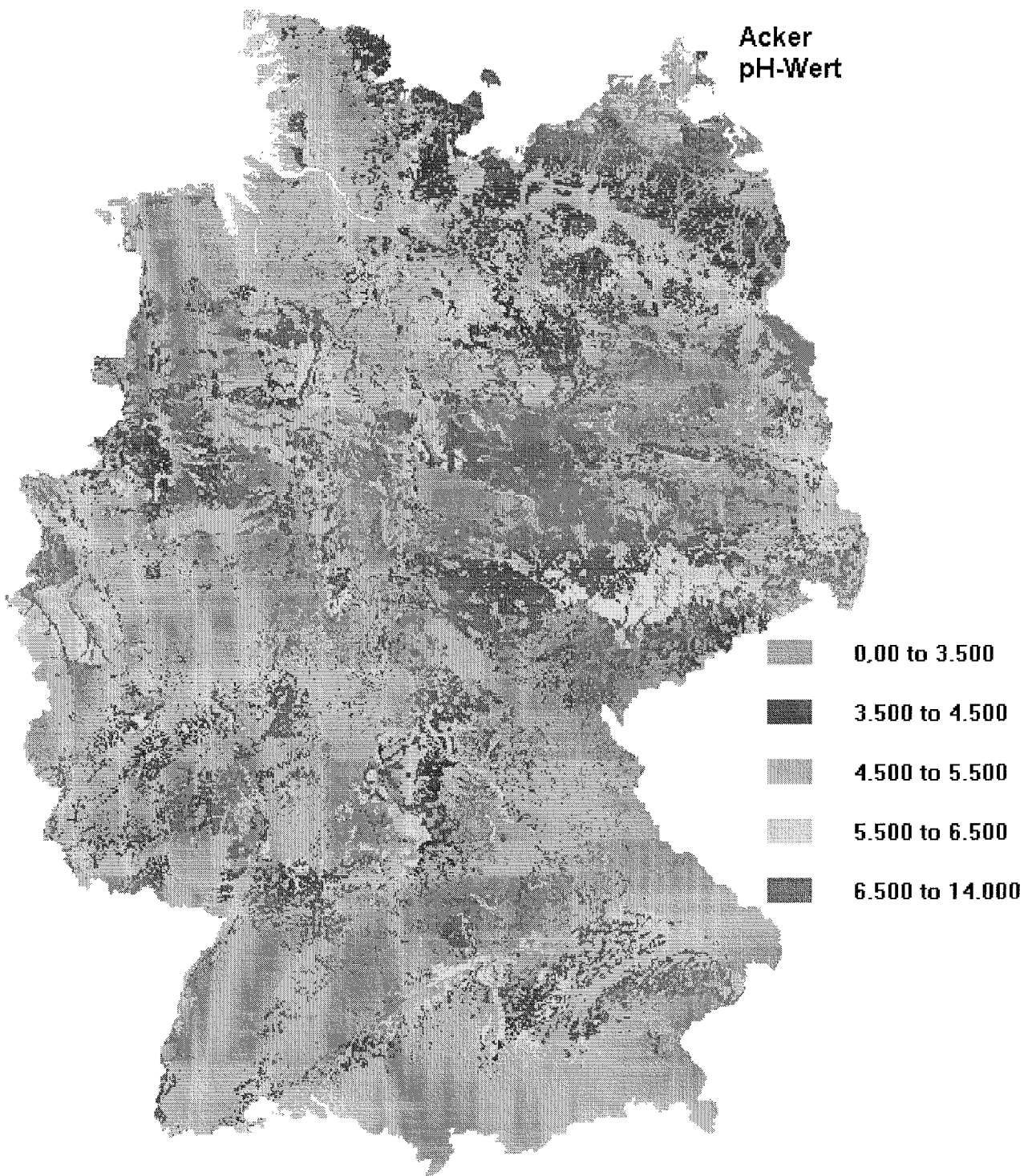


Abbildung 3-6: Räumliche Verteilung von pH-Wert-Klassen bezogen auf die Nutzung „Acker“

4. Auswahl und Beschreibung von (15) Beispiels-Standorten

4.1 Auswahlkriterien

Laut Projektantrag sollten in diesem Vorhaben insgesamt 15 Standorte beprobt werden. Insgesamt waren 11 – 12 Wälder, 2 – 3 Grünlandstandorte und 1 Acker zu identifizieren. In enger Abstimmung mit dem Auftraggeber bzw. dem wissenschaftlichen Beirat musste jeder Probennahmestandort die im Folgenden aufgeführten Kriterien erfüllen:

- Detaillierte und nach standardisierten Methoden erfolgte Charakterisierung des jeweiligen Standorts; insbesondere bodenkundlich (Minimum: Bodenart, pH-Wert, organischer Gehalt, C/N-Verhältnis und Angaben zur Feuchte), aber auch nach Lage, Klima, Nutzung usw.
- Rechtlich abgesicherter Status (z.B. als Dauerbeobachtungsfläche eines Bundeslands oder zur Umweltkontrolle in Wald (Level II)), um die Wiederfindung bei späteren Probenahmen zu erleichtern bzw. um die Vergleichbarkeit mit anderen Daten zu verbessern
- Wenn möglich, Abdeckung mehrerer deutscher Regionen (z.B. verschiedene Bundesländer), Vegetationsformen (z.B. sowohl Nadel- wie auch Laubwälder) und Böden (z.B. reine Sande und Braunerden)
- Bodenbiologische Kenndaten vorhanden; z.B. aus früheren (historische Dimension) oder räumlich benachbarten Aufsammlungen
- Praktikabilität der Probennahme; z.B. leichte Erreichbarkeit des Standorts
- Beprobung eines Standorts mit Wald- und Wiesenflächen in unmittelbarer Nachbarschaft möglich (d.h. gleiche Standorteigenschaften, aber unterschiedliche Nutzung)

Das ursprünglich mit in diese Liste aufgenommene Kriterium “hohe Repräsentativität für in Deutschland verbreitete Standorttypen”, abgeleitet aus der in Kapitel 3 beschriebenen Clusteranalyse, wurde aus terminlichen Gründen fallengelassen, da zum Zeitpunkt der Standortauswahl keine endgültige Aussage über Zahl und genaue Abgrenzung der einzelnen Standorttypen möglich war. Statt dessen wurde versucht, eine gewisse Repräsentativität aufgrund der persönlichen Erfahrungen der Projektpartner zu erreichen.

Darüber hinaus wurde diskutiert, ob in diesem Vorhaben 1 – 2 Standorte mit genau bekannter Belastung einbezogen werden sollten. Aufgrund der gegenüber Vorläuferprojekten relativ vielen Unbekannten bei dieser Untersuchung (insbesondere der Ausweitung auf Nicht-Waldstandorte) sowie der insgesamt auf die Verbesserung der Erwartungswerte ausgerichteten Strategie wurde auf die Einbeziehung von Standorten mit bekannter Belastung verzichtet.

Die Umsetzung erfolgte in zwei Stufen:

Ausser sechs Standorten, die aufgrund persönlicher Kontakte identifiziert werden konnten (Stufe I), wurden Ende August 1997 7 Länderbehörden und die GSF Neuherberg angeschrieben (Stufe II), von denen Berlin, Bayern, Brandenburg, Hessen, Rheinland-Pfalz, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sowie die GSF positiv geantwortet haben. Die Auswahl der angeschriebenen Ländervertreter erfolgte auf der Basis von bereits vorliegenden Interessensbekundungen zur Teilnahme am vorliegenden Projekt beim Umweltbundesamt sowie räumlicher Nähe zu einem Projektteilnehmer. Vor jeder Beprobung erfolgte eine detaillierte Abstimmung mit den jeweiligen vor Ort zuständigen Behördenvertretern.

Die Adressen der Kontaktstellen sind der folgenden Aufstellung zu entnehmen:

- BADEN-WÜRTTEMBERG: Dr. V. Schweikle, Hr. K. Kreimes
Landesanstalt für Umwelt BW; Griesbachstr. 3; D-76185 Karlsruhe
- BAYERN: Dr. Rippel
Bayerische LA für Bodenkultur und Pflanzenbau; Postfach 1641; D-85316 Freising
Dr. J. Filser
GSF – Institut für Bodenökologie; Ingolstädter Landstr. 1; D-85758 Oberschleißheim
- BERLIN: Dr. U. von Dewitz-Krebs
Senatsverwaltung für Stadtentwicklung; Am Kölnischen Park 3; D-10173 Berlin
- BRANDENBURG: Dr. W. Seyfarth, Dr. P. Lentzsch, Dr. M. Joschko
Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF); Eberswalder Str.
84; D-15374 Müncheberg
- HESSEN: Dr. R. Hocke
Hess. Landesamt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie (HLFWW);
Postfach 110544; D-35350 Giessen
- NIEDERSACHSEN: Dr. K.J. Meiwes, Dr. H. Meesenburg
Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt; Grätzelstr. 2; D-37079 Göttingen
Dr. B. Kleefisch
NLfB – Bodentechnologisches Institut; Friedrich-Mißler-Str. 46 – 48; D-28211 Bremen
- NORDRHEIN-WESTFALEN: Dr. U. Necker
LUA Nordrhein-Westfalen; Wallneyerstr. 6; D-45133 Essen
- RHEINLAND-PFALZ: Dr. Block, Dr. Schüler
Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz; Schloß; D-67705 Trippstadt

- SCHLESWIG-HOLSTEIN: Dr. D-C. Elsner
Landesamt für Natur und Umwelt; Abt. Geologie und Boden; Hamburger Chaussee 25; D-24220 Flintbeck.

Nach intensiver Diskussion (auch mit dem Auftraggeber und dem wissenschaftlichen Beirat) wurden die in der folgenden Tabelle aufgelisteten Standorte vorgeschlagen (zur regionalen Verteilung siehe Abb. 4-1):

Tab. 4-1: Praktisch zu beprobende Standorte

Nr.	Nutzungsform	Bundesland	Code und Name	Bemerkungen
1	Grünland (Brache)	NW	SBG Schmallenberg I	Phase I
2	Buchenwald	NW	SBB Schmallenberg II	Phase I
3	Acker	NW	SBA Schmallenberg III	Phase I
4	Buchenwald	NS	LUB Lüss	Phase I
5	Eichenwald	NS	EHE Ehrhorn	Phase I
6	Kiefernwald	BE	BEK GR63	Phase II
7	Eichen/Buchenwald	RP	MEM Merzalben	Phase II
8	Buchenwald	HE	NIB Niddahänge	Phase II
9	Marschwiese	NS	BRG Breddewarden	Phase II
10	Auenwiese	NS	AKG Aher Kämpe	Phase II
11	Buchen/Eichenwald	NW	TAM Tannenbusch	Phase II
12	Fichtenwald	BY	SCF Scheyern I	Phase II
13	Wiese	BY	SCG Scheyern II	Phase II
14	Kiefernwald	BB	BBK Beerenbusch	Phase II
15	Mischwald	BW	CRM Crailsheim	Phase I

Zusätzlich zu den hier aufgeführten Flächen liegen von verschiedenen Bundesländern (speziell Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Berlin und Rheinland-Pfalz) weitere Vorschläge vor, die aber, meist aufgrund praktischer Erwägungen, zu diesem Zeitpunkt nicht berücksichtigt werden konnten. Eine weitere, hier nicht aufgeführte Möglichkeit stellen zwei Standorte in einem Luxemburger Naturwaldreservat dar, die ebenfalls gut charakterisiert und langfristig verfügbar sind.

Zu Projektbeginn wurde kurz erwogen, die zu beprobenden Standorte einer Liste von 89 hinsichtlich "Ökoklassen", Bodentypen und Landnutzung repräsentativen Flächen zu entnehmen,

die von einer Arbeitsgruppe der Universität Kiel etwa zeitgleich mit dem Beginn dieses Vorhabens zusammengestellt wurde (BARTELS et al., 1997). Davon wurde jedoch abgesehen, da die Definition der "Ökoklassen" über die fünf Einzelmerkmale Potentielle natürliche Vegetation, orographische Höhe sowie Monatsmittelwerte von Sonnenscheindauer, Niederschlag und Temperatur ermittelt wurde. Der Zusammenhang der ausgewählten Merkmale mit der Verbreitung von Bodenorganismen erscheint als so indirekt, dass eine biologische Klassifikation von Böden daraus nicht abgeleitet werden kann. Zudem wurde bei der Einbeziehung von Bodeneigenschaften explizit auf Bodentypen zurückgegriffen, was ebenfalls keinen Rückschluss auf die Besiedlung von Böden zulässt: Bodentypen geben eine bestimmte historische Entstehung des Bodens wieder, nicht unbedingt aber deren aktuellen Eigenschaften (dafür ist z.B. die Bodenart weitaus besser geeignet).

4.2 Charakterisierung der einzelnen Standorte

Im folgenden werden die 15 Standorte einzeln vorgestellt (einschliesslich von Angaben zur Probennahme). Dabei ist zu beachten, dass sich alle bodenkundlichen Angaben auf den oberen Mineralboden beziehen (0 - 5 bzw. 10 cm; Daten zur Streulage wurden, da für die weitere Standorttypisierung nicht relevant, kaum berücksichtigt). Beispielhaft wird der Standort Tannenbusch (TAM) mit 2 Abbildungen vorgestellt (Abb. 4-2 und 4-3).

Kenndaten der "UBA-Standorte":**Nr. 1**

Code : SBG
Name und Bundesland: Schmallenberg I (Nordrhein-Westfalen)
Wuchsgebiet bzw. Region: Sauerland
Geographische Lage: R 3452000; H 5668500
Höhe [m ü. NN] und Exposition: 490; leichte Hanglage
Legal Status (inkl. Numerierung): Fläche des FhG-IUCT

Niederschlag [mm/a]: 940
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]: 8,7
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation): Wiese: Krautige Brache
Potentielle natürliche Vegetation: ?

Bodentyp: Braunerde aus Tonschiefer (skelettreich)
Bodenart: Lt2 (schwach toniger Lehm)
Humusform: -
PH-Wert: 5,7
NFKWe: 76
C/N-Verhältnis: 7,6
Organischer Gehalt [%]: 3,8

Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen: Keine bekannt

Datenquelle: Dreher (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme: 13.10.1998
Wetterbedingungen: Im Laufe des Tages zunehmender Regen, kalt
Bodenzustand: Mineralboden feucht-nass

Kommentar:

Die auf dem Institutsgelände gelegene Fläche wurde vor einigen Jahren im Rahmen der Waldschadensforschung untersucht. Eine weitergehende Beprobung ist möglich.

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 2
Code :	SBB
Name und Bundesland:	Schmallenberg II (Nordrhein-Westfalen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Sauerland
Geographische Lage:	R 3452000; H 5668500
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	520; Hanglage am Wilzenberg
Legal Status (inkl. Numerierung):	Fläche des FhG-IUCT
Niederschlag [mm/a]:	940
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	8,7
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Buchenwald
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Braunerde aus Tonschiefer (skelettreich)
Bodenart:	Lt2 (schwach toniger Lehm)
Humusform:	Moder
PH-Wert:	5,1
NFKWe:	93
C/N-Verhältnis:	25,7
Organischer Gehalt [%]:	21,7
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Kalkung vor einigen Jahren
Datenquelle:	Dreher (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	13.10.1998
Wetterbedingungen:	Im Laufe des Tages zunehmender Regen, kalt
Bodenzustand:	Mineralboden feucht-nass

Kommentar:

Die nahe dem Institutsgelände gelegene Fläche wurde vor einigen Jahren im Rahmen der Waldschadensforschung untersucht. Eine weitergehende Beprobung ist sichergestellt. Nähere Angaben zur Geschichte der Fläche (z.B. hinsichtlich der Kalkungsmenge) sind zur Beurteilung der faunistischen Erhebungen notwendig.

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 3
Code :	SBA
Name und Bundesland:	Schmallenberg III (Nordrhein-Westfalen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Sauerland
Geographische Lage:	R 3452000; H 5668500
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	410; sehr leichtes Gefälle
Legal Status (inkl. Numerierung):	Fläche vom FhG-IUCT gepachtet
Niederschlag [mm/a]:	940
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	8,7
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Acker; Fruchtfolge in den letzten 3 Jahren: Hafer, Trelikale, Gerste; Bearbeitung: pflügen und eggen
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Braunerde aus Tonschiefer (skelettreich)
Bodenart:	Ls2 (schwach toniger Lehm) (steinig)
Humusform:	-
PH-Wert:	5,4
NFKWe:	83
C/N-Verhältnis:	10,4
Organischer Gehalt [%]:	4,1
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Geringe Behandlung mit Wachstostoffmitteln: 2,5 L/ha Duplosan im Juni 1997
Datenquelle:	Dreher (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	13.10.1998
Wetterbedingungen:	Im Laufe des Tages zunehmender Regen, kalt
Bodenzustand:	Mineralboden feucht-nass
Kommentar:	Die in der Nähe des Institutsgeländes gelegene Fläche wurde vor einigen Jahren im Rahmen der Waldschadensforschung untersucht. Eine weitergehende Beprobung ist sichergestellt.

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 4
Code :	LUB
Name und Bundesland:	Lüss (Niedersachsen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Südliche Lüneburger Heide
Geographische Lage:	?
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	101 - 150; flach
Legal Status (inkl. Numerierung):	EU Level II (Nr. 301); BDF Niedersachsen (Nr. 002-F)
Niederschlag [mm/a]:	730
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	8.0
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Buchen-Traubeneichen-Mischwald
Potentielle natürliche Vegetation:	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)
Bodentyp:	Mässig podsolige Braunerde auf pleistozänen Sanden
Bodenart:	Sl3 (mittel lehmiger Sand)
Humusform:	Moder
PH-Wert:	2,8 - 3,0
NFKWe:	134
C/N-Verhältnis:	23,9
Organischer Gehalt [%]:	2,5
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Keine bekannt
Datenquelle:	BMELF (1997); Ruf (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	30.10.1998 (Mesofauna); 05.12.1998 (Regenwürmer)
Wetterbedingungen:	Milder Herbsttag (30.10.1998); sehr kalt; dünne Schneedecke (05.12.1998)
Bodenzustand:	Mineralboden feucht
Kommentar:	
Parallel zu den hier vorgestellten Untersuchungen wird auf der gleichen Fläche die Mesofauna in einer 2 jährigen Studie der Universität Bremen untersucht (Ruf, pers. Mittl.).	

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 5
Code :	EHE
Name und Bundesland:	Ehrhorn (Niedersachsen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Nördliche Lüneburger Heide
Geographische Lage:	?
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	109; flach
Legal Status (inkl. Numerierung):	BDF Niedersachsen (Nr. 003-F)
Niederschlag [mm/a]:	720
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	?
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Eichen-Wald
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Podsolige Braunerde auf pleistozänen Sanden
Bodenart:	Sl3 (mittel lehmiger Sand)
Humusform:	Moder/Rohhumus
PH-Wert:	3,1 – 3,2
NFKWe:	137
C/N-Verhältnis:	?
Organischer Gehalt [%]:	7,1
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Keine bekannt
Datenquelle:	FVA Göttingen, Meesenburg (pers. Mittl.), Ruf (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	30.10.1998 (Mesofauna); 05.12.1998 (Regenwürmer)
Wetterbedingungen:	Milder Herbsttag (30.10.1998); sehr kalt; dünne Schneedecke (05.12.1998)
Bodenzustand:	Mineralboden feucht
Kommentar:	
Parallel zu den hier vorgestellten Untersuchungen wird auf der gleichen Fläche die Mesofauna in einer 2 jährigen Studie der Universität Bremen untersucht (Ruf, pers. Mittl.).	

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 6
Code :	BEK
Name und Bundesland:	Berlin (GR 65) (Berlin)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Mark Brandenburg
Geographische Lage:	?
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	51 - 100; flach
Legal Status (inkl. Numerierung):	EU Level II (Nr. 1102)
Niederschlag [mm/a]:	596
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	8,8
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Kiefern-Wald mit Traubenkirschen (ca. 50-jährig)
Potentielle natürliche Vegetation:	Eichen-Kiefernwald

Bodentyp:	Braunerde auf pleistozänen Sanden
Bodenart:	Su3 (mittel schluffiger Sand)
Humusform:	Moder
PH-Wert:	3,2
NFKWe:	89
C/N-Verhältnis:	25,9
Organischer Gehalt [%]:	7,6 (12,0 ?)

Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen: Stadtnahe Lage (Grunewald, Avus)

Datenquelle:	BMELF (1997); Kratz (pers. Mittl.); Ruf (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	02.11.1998
Wetterbedingungen:	Kalt, Barfröste
Bodenzustand:	Mineralboden, feucht

Kommentar:

Der Teil des Grunewaldes, zu dem die Untersuchungsfläche gehört, wurde mehrere Jahre im Rahmen des BallWös-Programms des Berliner Senats untersucht (CORNELIUS et al., 1990). Dabei wurden eine Vielzahl bodenbiologischer bzw. bodenkundlicher Daten erfasst (z.B. über die Effekte von Bestandeskalkungen). Eine Beeinträchtigung der Bodenbiozönose durch Luftimmissionen und Schwermetalle ist aufgrund der stadtnahen Lage (z.B. zur Autobahn Avus) nicht auszuschliessen.

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 7
Code :	MEM
Name und Bundesland:	Merzalben (Rheinland-Pfalz)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Pfälzer Wald
Geographische Lage:	R 3413,6; H 5460,1
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	501 - 550; flach
Legal Status (inkl. Numerierung):	EU Level II (Nr. 705)
Niederschlag [mm/a]:	950
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	7.0 – 8.0
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Buchen-Eichen-Mischwald (100- – 200-jährig)
Potentielle natürliche Vegetation:	Hainsimsen-Traubeneichen/Buchenwald
Bodentyp:	Schwach podsolige Braunerde auf mittlerem Buntsandstein
Bodenart:	Su3 (mittel schluffiger Sand)
Humusform:	Of-Mull (Klasse 4 - 5; L: +++, F: +, H: -)
PH-Wert:	3,3 – 3,8
NFKWe:	171
C/N-Verhältnis:	19,0 ± 2
Organischer Gehalt [%]:	11,6 – 15,9
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Keine bekannt
Datenquelle:	BMELF (1997); Beck (pers. Mittl.); Block (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	27.10.1998
Wetterbedingungen:	Nach Regen nass-kalt (ca. 10 °C)
Bodenzustand:	Mineralboden feucht

Kommentar:

Die Fläche wird von der FVA Trippstadt intensiv betreut, so dass eine ausführliche bodenkundlich-forstwissenschaftliche Dokumentation vorliegt (Block pers. Mittl.). Ausserdem wurden die bodenökologischen Auswirkungen einer Kompensationskalkung auf einer nahegelegenen Teilfläche mit verschiedenen Methoden im Rahmen einer Diplomarbeit untersucht (MEVIUS, 1997).

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 8
Code :	NIB
Name und Bundesland:	Niddahänge (Hessen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Vogelsberg
Geographische Lage:	R 3514640; H 5598820
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	580; stark geneigt (18 – 27 %)
Legal Status (inkl. Numerierung):	Naturwaldreservat Hessen (Nr. 806)
Niederschlag [mm/a]:	1120
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	6,7
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Buchen-Wald (Zahnwurz – Waldschwingel) (130-jäh.)
Potentielle natürliche Vegetation:	Buchen-Wald
Bodentyp:	Parabraunerde auf Basalten
Bodenart:	Uls (sandig-lehmiger Schluff)
Humusform:	F-Mull
PH-Wert:	3,9
NFKWe:	255
C/N-Verhältnis:	14,4
Organischer Gehalt [%]:	11,5
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Erhöhte DDT-, PCB- und Benz(a)pyren-Werte durch Lufteintrag möglich (Kocke, pers. Mittl.)
Datenquelle:	HFA (1998)
Datum der Probennahme:	27.11.1998
Wetterbedingungen:	Sehr kalt; ca. 10 cm Schneedecke (kein Frost im Laub)
Bodenzustand:	Mineralboden feucht

Kommentar:

Seit mehreren Jahren wird der Standort im Rahmen des Naturwaldreservat-Programms des Landes Hessens untersucht, wobei nur wenige bodenbiologische Parameter erhoben werden (z.B. Regenwürmer; DOROW et al., 1992). Die Belastungssituation ist schwer einzuschätzen, da Hinweise auf Flugzeugimmissionen vorliegen (Wartezone Rhein-Main-Flughafen).

Kenndaten der "UBA-Standorte":**Nr. 9**

Code : BRG
Name und Bundesland: Breddewarden (Niedersachsen)
Wuchsgebiet bzw. Region: Sietland (Küstennähe)
Geographische Lage: ?
Höhe [m ü. NN] und Exposition: 2; flach
Legal Status (inkl. Numerierung): BDF Niedersachsen (Nr. 023-L)

Niederschlag [mm/a]: 828
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]: ?
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation): Grasland (Weide)
Potentielle natürliche Vegetation: ?

Bodentyp: Knickige Brackmarsch
Bodenart: Tu3 (mittel schluffiger Ton)
Humusform: -
PH-Wert: 4,6
NFKWe: 122
C/N-Verhältnis: 11,2
Organischer Gehalt [%]: 7,9

Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen: Keine bekannt

Datenquelle: NLFb, Höper (pers. Mittl.); Ruf (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme: 04.12.1998 (Mesofauna); 18.12.1998 (Regenwürmer)
Wetterbedingungen: Sehr kalt; sehr dünne Schneedecke
Bodenzustand: Mineralboden teils gefroren (obere 2 cm ?)

Kommentar:

Parallel zu den hier vorgestellten Untersuchungen werden auf der gleichen Fläche die Collembolen im Rahmen einer Diplomarbeit der Universität Bremen untersucht (Ruf, pers. Mittl.). Ausserdem können mikrobiologische Daten zur Verfügung gestellt werden (Höper, pers. Mittl.). Zu dieser Fläche existiert ein Vergleichsstandort mit sehr ähnlichen Bodeneigenschaften, aber hoher Immissionsbelastung.

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 11
Code :	TAM
Name und Bundesland:	Tannenbusch (Nordrhein-Westfalen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Niederrheinische Höhen (Gocher Plateau)
Geographische Lage:	R 2511870; H 5732810
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	27 - 32; flach
Legaler Status (inkl. Numerierung):	EU Level II (Nr. 502); BDF Nordrhein-Westfalen
Niederschlag [mm/a]:	750 - 800
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	9.0 – 9.5
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Eichen-Buchen-Mischwald
Potentielle natürliche Vegetation:	Traubeneichen-Buchenwald
Bodentyp:	Pseudogley-Braunerde auf kiesig-sandigem Löss-Substrat des Sanders der saalezeitlichen Stauchmoräne
Bodenart:	Us (sandiger Schluff)
Humusform:	Feinhumusarmiger Moder
PH-Wert:	3,0 - 3,3
NFKWe:	275
C/N-Verhältnis:	17,9
Organischer Gehalt [%]:	12,7 – 20,9
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Nähe zu Wohngebiet
Datenquelle:	BMELF (1997); Dickhof (1995); Beck (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	07.12.1998
Wetterbedingungen:	Sonnig aber kalt (Luft: 2,4 °C); dünne, ca. 2 cm mächtige Schneedecke, angefroren
Bodenzustand:	Mineralboden feucht; Temperatur 0,2 – 4,5 °C
Kommentar:	Die Fläche wurde intensiv bodenkundlich charakterisiert (DICKHOF, 1995). Aufgrund ihrer Nähe zu einem Wohngebiet sind anthropogene Störungen nicht auszuschliessen. In den Abb. 4-2 und 4-3 wird dieser Standort beispielhaft vorgestellt.

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 12
Code :	SCF
Name und Bundesland:	Scheyern I (Bayern)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Tertiäres Hügelland
Geographische Lage:	?
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	480; leichte Hanglage
Legal Status (inkl. Numerierung):	FAM-Fläche (Forschungsverbund Agrarökosysteme München)
Niederschlag [mm/a]:	833
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	7,4
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Fichten-Wald (Brombeer-Unterwuchs)
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Sand (mit Lössbeimischung über Moränenschutt)
Bodenart:	Lts (sandig-toniger Lehm)
Humusform:	Rohhumus (L+++ , F+++ , H+++ , Ah)
PH-Wert:	3,2 – 3,3
NFKWe:	139
C/N-Verhältnis:	19,1
Organischer Gehalt [%]:	12
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Keine bekannt
Datenquelle:	Beck (pers. Mittl.); Filser (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	17.12.1998
Wetterbedingungen:	Sonnig (6 – 8 °C); trocken
Bodenzustand:	Mineralboden feucht, Bodentemperatur ca. 2 – 3 °C

Kommentar:

Die Fläche liegt direkt am Rand eines seit ca. 10 Jahren intensiv untersuchten Mosaiks von unterschiedlich kultivierten Agrarflächen (z.B. AUERSWALD et al., 1996), wobei die Abhängigkeit des Vorkommens der Mikroorganismen und Mesofauna von der Bewirtschaftungsintensität im Mittelpunkt des Interesses stand (z.B. FROMM, 1998). Der Wald direkt wurde dabei nicht untersucht.

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 13
Code :	SCG
Name und Bundesland:	Scheyern II (Bayern)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Tertiäres Hügelland
Geographische Lage:	?
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	490; leichte Hanglage
Legal Status (inkl. Numerierung):	FAM-Fläche (Forschungsverbund Agrarökosysteme München)
Niederschlag [mm/a]:	833
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	7,4
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Grasland (Weide)
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Sand mit Lössbeimischung über Moränenschutt
Bodenart:	Sl4 (stark lehmiger Sand)
Humusform:	-
PH-Wert:	4,8 – 4,9
NFKWe:	191
C/N-Verhältnis:	10,6
Organischer Gehalt [%]:	8,9 – 9,4
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Keine bekannt
Datenquelle:	Beck (pers. Mittl.); Filser (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	17.12.1998
Wetterbedingungen:	Sonnig (6 – 8 °C); trocken
Bodenzustand:	Mineralboden feucht, Bodentemperatur ca. 2 – 3 °C

Kommentar:

Die Fläche gehört zu einem seit ca. 10 Jahren intensiv untersuchten Mosaik von unterschiedlich kultivierten Agrarflächen (z.B. AUERSWALD et al., 1996), wobei die Abhängigkeit des Vorkommens der Mikroorganismen und Mesofauna von der Bewirtschaftungsintensität im Mittelpunkt des Interesses stand (z.B. FROMM, 1998). Die Ackerzahlen schwanken von 25 – 65 Bodenpunkten.

Kenndaten der "UBA-Standorte":	Nr. 14
Code :	BBK
Name und Bundesland:	Beerenbusch (Brandenburg)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Mark Brandenburg
Geographische Lage:	?
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	75; flach
Legal Status (inkl. Numerierung):	EU Level II (Nr. 1202)
Niederschlag [mm/a]:	600
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	8,1
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Kiefern-Wald (teils mit Rotbuchen)
Potentielle natürliche Vegetation:	Flattergras-Buchenwald
Bodentyp:	Braunerde auf pleistozänen Sanden
Bodenart:	S (Sand)
Humusform:	Moder
PH-Wert:	3,4
NFKWe:	95
C/N-Verhältnis:	20,8
Organischer Gehalt [%]:	9,7
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Niedrige Schwermetallgehalte
Datenquelle:	BMELF (1997); Kratz (pers. Mittl.); Ruf (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	30.10.1998
Wetterbedingungen:	Kalt, Barfröste
Bodenzustand:	Feucht
Kommentar:	

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 15
Code :	CRM
Name und Bundesland:	Crailsheim (Baden-Württemberg)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Hohenloher Land
Geographische Lage:	?
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	420; flach
Legal Status (inkl. Numerierung):	Ökologisches Wirkungskataster des Landes (Nr. 310)
Niederschlag [mm/a]:	800
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	7.9
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Buchen-Mischwald (Esche, Eiche): Lathyro-Fagetum
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Pelosol, pseudovergleyt, (Mergel: Dolomit, Kalk, Sand)
Bodenart:	Lts (sandig-toniger Lehm)
Humusform:	Mull – Mullmoder (Klasse 5; L: +++, F: +, H: -)
PH-Wert:	5,9
NFKWe:	139
C/N-Verhältnis:	13,6
Organischer Gehalt [%]:	11,7 – 13,4
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Geringe Schwermetallbelastung (Cd, Pb, Zn)
Datenquelle:	LfU (1990, 1994); Beck (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	05.11.1998
Wetterbedingungen:	Nach Regen nass-kalt (5 – 6 °C)
Bodenzustand:	Mineralboden feucht-nass, Temperatur 6,4 – 9,0 °C

Kommentar:

Bei allen Meßwerten nimmt der Standort eine mittlere Position unter den Baden-Württemberger Waldstandorten des Ökologischen Wirkungskatasters ein. Die Fläche wurde in den letzten Jahren, mit etwas anderer Methodik, hinsichtlich mehrerer Organismengruppen untersucht (RÖMBKE et al., 1996). Ausserdem liegen in der Nähe der beprobten Waldfläche ein Nadelwald und eine Wiese, die im Rahmen des PAÖ-Programms des Landes Baden-Württemberg gegenwärtig beprobt wird.

4.3 Zusammenfassende Darstellung und Zuordnung zu Standorttypen

Auf den folgenden Seiten werden die wichtigsten Informationen zu den 15 beprobten Standorten zusammengefasst (Tab. 4-2 und 4-3). Im einzelnen handelt es sich um Angaben zur Lage, Region, Status, Datenquelle, Höhe, Vegetation, Nutzung, Humusform, Niederschlag, Bodenart, pH-Wert, nFKWe, C/N-Verhältnis und organischem Gehalt. Die letzten fünf Faktoren (abgekürzt als A, P, F, N, O) wurden anschliessend für die Zuordnung zu den Standorttypen (vgl. Kap. 3) herangezogen.

Lagen zu einem dieser fünf Standortfaktoren mehrere Angaben vor, wurde meist der Mittelwert oder, bei Vorlage entsprechender Hinweise, der wahrscheinlichere Wert für die Klassifikation der 15 Standorte herangezogen (Tab. 4-3). In der darauffolgenden Tabelle 4-4 werden die 15 Standorte anhand ihrer Klassifikation zu einem bestimmten Standorttyp (Numerierung zwischen 1 und 116) zugeordnet.

In einem weiteren Klassifikationsschritt wurden diese Standorte sekundär weiter zusammengefasst. Dies geschieht zum einen durch eine Aggregierung der Standorttypen anhand der Clusteranalyse (letzte Spalte von Tab. 4-4), wobei in einzelnen Fällen ein Faktor (ausser Bodenart und pH-Wert) um eine Klasse schwanken kann.

Parallel dazu erfolgte auf der Grundlage von "Expertenwissen" eine Zusammenfassung der 15 Standorte zu "Standortgruppen" nach folgenden Überlegungen:

- Versuch einer möglichst kleinen Zahl von "Gruppen"
- Hohe Wertigkeit von Bodenart (A) und pH-Wert (P): damit zwei Standorte zur gleichen "Gruppe" gehören, müssen diese beiden gleich sein;
- Geringere Wertigkeit von Feuchte (F) und C/N-Verhältnis (N): diese dürfen sich um eine Klasse unterscheiden;
- Kaum Berücksichtigung des organischen Gehalts (O), der sich um zwei Klassen unterscheiden kann.

Es muss betont werden, dass vor allem die zweite Zusammenfassung nicht als ein eigenständiges, abgeschlossenes System, sondern eher als eine Plausibilitätsüberprüfung der Ergebnisse der Clusteranalyse anzusehen ist.

Tabelle 4-2: Allgemeine Angaben zu den 15 beprobten "UBA-Standorten"

Code	Fläche	Region	Status	Vegetation	Höhe [m]	Humusform	Datenquelle
SBG	Schmallenberg I	Sauerland	-(IUCT-Fläche)	Krautige Brache	490	-	Dreher o.J.
SBB	Schmallenberg II	Sauerland	-(IUCT-Fläche)	Buchen	520	Moder	Dreher o.J.
SBA	Schmallenberg III	Sauerland	-(IUCT-Fläche)	(Winterweizen)	410	-	Dreher o.J.
LUB	Luess	Südheide	EU Level II	Buchen	115	Moder	BMELF 1997
EHE	Ehrhorn	Nordheide	Landes-DBF	Eichen	109	Moder/Rohhumus	Ruf o.J.
BEK	GR65 (Berlin)	Mark Brandenburg	EU Level II	Kiefern	75	Moder	BMELF 1997
MEM	Merzalben	Pfälzer Wald	EU Level II	Eichen/Buchen	550	F-Mull (-Moder)	BMELF 1997
NIB	Niddahänge	Vogelsberg	Naturwaldreservat	Buchen	580	F-Mull	Hess.FA 1998
BRG	Breddewarden	Sietland	Landes-DBF	Grasland	2	-	Ruf o.J.
AKG	Aher Kämpe	Weseraue	Landes-DBF	Auenwiese	66	-	Ruf o.J.
TAM	Tannenbusch	Niederrhein	EU Level II	Buchen/Eichen	30	Moder	GLA NRW 95
SCF	Scheyern I	Tertiär Hügelland	-(FAM-Fläche)	Fichte	480	Moder ?	Filser o.J.
SCG	Scheyern II	Tertiär Hügelland	-(FAM-Fläche)	Wiese	490	-	Filser o.J.
BBK	Beerenbusch	Mark Brandenburg	EU Level II	Kiefer	75	Rohhumus/Moder	BMELF 1997
CRM	Crailsheim	Hohenloher Land	Landes-DBF	Mischwald	420	Mullmoder	LfU BW 90, 94

Tabelle 4-3: Standortfaktoren und -typen der 15 beprobten "UBA-Standorte"

Code	Bodenart (inkl. Beschreibung)	pH-Wert	Niederschlag [mm]	nFKWe	C/N-Verh.	Organischer Gehalt [%]	A	P	F	N	O
SBG	Lt2	5,7	940	76	7,6	3,8	3	4	3	1	2
SBB	Lt2	5,1	940	93	25,7	21,7	3	3	3	4	4
SBA	Ls2	5,4	940	83	10,4	4,1	3	3	3	3	2
LUB	SI3	2,8	730	134	23,9	2,5	1	1	3	4	2
EHE	SI3	3,1	720	137	? (AR)	7,1	1	1	3	?	3
BEK	Su3	3,2	596	89	25,9	7,6	1	1	1	4	3
MEM	Su3	3,5	950	171	19 ± 2	14	1	1	4	3	4
NIB	UIs	3,9	1120	255	14,4	11,5	2	2	4	2	4
BRG	Tu3	4,6	828	122	11,2	7,9	4	3	3	2	3
AKG	Ut4	4,9	722	205	9,3	8,0	3	3	3	1	3
TAM	Us	3,1	784	257	17,9	17	2	1	3	3	4
SCF	Lts	3,2	833	139	? (LB)	12	2	1	3	?	4
SCG	SI4	4,8	833	191	10,1	9	3	3	3	2	4
BBK	S	3,4	600	95	20,8	9,7	1	1	1	4	4
CRM	Lts	5,9	800	139	13,6	12,5	3	4	3	2	4

Tab. 4-4: Zuordnung der Standorte zu "Gruppen" von Standorttypen

Code	Name	A	P	F	N	O	Gruppe	Cluster und Typ (falscher Faktor)	
BBK	Beerenbusch	1	1	1	4	4	I	4	72 (O)
BEK	GR65 (Berlin)	1	1	1	4	3	I	4	72
LUB	Luess	1	1	3	4	2	II	4	70 (O)
EHE	Ehrhorn	1	1	3	?	3	II	4	70 (N?)
MEM	Merzalben	1	1	4	3	4	II	4,5	71,80 (F)
NIB	Niddahaenge	2	2	4	2	4	III	3	50 (F)
TAM	Tannenbusch	2	1	3	3	4	IV	?	?
AKG	Aher Kämpe	2	3	3	1	3	V	?	?
SCF	Scheyern Fichte	3	1	3	3	4	VI	10	115
SCG	Scheyern Wiese	3	3	3	2	4	VII	9	112 (N,O)
SBA	Schmallenberg III	3	3	3	2	3	VII	9	112 (N)
SBG	Schmallenberg I	3	4	3	1	2	VIII	1	30
CRM	Crailsheim (310)	3	4	3	2	4	VIII	10	116
SBB	Schmallenberg II	3	3	3	4	4	IX	?	?
BRG	Breddewarden	4	3	3	2	3	X	3	64 (N,O)

4.4 Diskussion

In Kap. 1.1 wurde dargelegt, dass die praktische Beprobung an 15 Standorten als Teil einer Überprüfung des BBSK-Konzepts an 15 Standorten anzusehen ist. Insbesondere sollte die Datengrundlage hinsichtlich der Definition von Erwartungswerten verbessert werden. Dazu war eine sorgfältige Auswahl der zu beprobenden Standorte notwendig. Wie in diesem Kapitel bisher gezeigt wurde, liessen sich 15 Flächen, die alle erforderlichen Kriterien erfüllen, in Deutschland finden. Auch kann diese Auswahl – soweit dies bei einer Zahl von 15 Standorten für die Fläche der Bundesrepublik Deutschland überhaupt möglich ist – als repräsentativ gelten:

Regionale Verteilung:

Insgesamt sind acht Bundesländer vertreten. Das Fehlen von Flächen in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Bremen und Hamburg wird durch eine entsprechend höhere

Zahl in Niedersachsen ausgeglichen. Süddeutschland und Ostdeutschland sind dagegen unterrepräsentiert, doch ist dies aufgrund der Vorgeschichte des Projekts sowie praktischer Erwägungen (Entfernung) nicht zu vermeiden.

Nutzungsdifferenzierung:

Die Hauptnutzungsformen sind wie im Antrag geplant vertreten (10 Wälder (4 Laub-, 3 Misch- und 3 Nadelwälder), 4 Grünlandstandorte (sehr unterschiedlich) und 1 Acker).

Standortfaktoren:

- Bodenart: Von reinen Sanden bis hin zu Tonböden sind alle wichtigen Bodenarten vertreten.
- pH-Wert: Das gleiche gilt, wenn man von Böden mit einem pH-Wert $> 6,5$ absieht, auch für den pH-Wert. Eine Bevorzugung von Standorten mit sauren Böden (8 von 15 Standorten wurden in Klasse 1 bzw. 2 eingeordnet) ist durch den Schwerpunkt "Wälder" in diesem Vorhaben zu erklären.
- Potentielle Bodenfeuchte: Beim Faktor Feuchte ist die Verteilung allerdings sehr ungleichmässig: ausser zwei feuchten Standorten in der Pfalz und im Vogelsberg und den beiden trockenen nordostdeutschen Wäldern liegen alle anderen Standorte in der "mittleren" Klasse 3.
- C/N-Verhältnis: Ganz anders dagegen der Faktor C/N-Verhältnis: Beispielsstandorte für alle 4 Klassen sind vorhanden. Leider war es in einem Fall nicht möglich (EHE), einen verlässlichen C/N-Wert zu erhalten.
- Organischer Gehalt: Die Einbeziehung des Faktors organischer Gehalt erwies sich in mehrfacher Hinsicht als schwierig. Zum einen wurden fast alle Standorte als "mittel (= 4 – 8 %) oder "hoch" (> 8 %) eingestuft. Zum anderen schwankten die Originalmesswerte sehr stark, so dass "Sprünge" über mehr als eine Klasse bei Mehrfachmessung nicht selten waren. Grund für diese schwierige Einstufung war wahrscheinlich die problematische Abgrenzung des Oberbodens von der Streulage bzw. der Wurzelschicht: Schon eine geringe Differenz bei der Abgrenzung der beiden Schichten kann zu einem erheblichen Unterschied im prozentualen Anteil von organischer Substanz führen.

Rechtlicher Status:

Obwohl fast alle der 15 Standorte einen Status als DBF oder im Rahmen von Monitoringprogrammen langfristig untersucht werden, war die bodenkundliche

Charakterisierung für die Zwecke dieses Vorhabens in einigen Fällen nicht ausreichend. So wurden zwar auf den Waldstandorten mit Status als EU-Level II eine Vielzahl von forstwirtschaftlich bedeutsamen Faktoren, oft mit grosser Genauigkeit gemessen, doch fehlen Angaben zum C/N-Verhältnis im Oberboden; d.h. Proben wurden nur in der Streuschicht genommen. Mit einer Ausnahme wurden diese Angaben dann selbst nachgemessen.

Einige der ausgewählten Standorte bedürfen allerdings einer Erläuterung:

- Der Standort Schmallenberg mit seinen drei Teilflächen erfüllt die Anforderung, dass mindestens einmal auf gleichem Untergrund und bei gleichen klimatischen Bedingungen, aber mit unterschiedlicher Nutzungsform, Proben genommen werden sollen.
- Auch beim Standort Scheyern liessen sich zwei räumlich eng benachbarte Flächen unterschiedlicher Nutzung (Wald bzw. Wiese) identifizieren.
- Praktisch alle Standorte haben saure Oberböden, denn es war schwierig, Wälder mit der Humusform Mull bzw. mit einem pH-Wert > 5 zu finden (z.B. haben von den 89 deutschen Level II Flächen nur 5 einen pH > 5). Unter anderem aus diesem Grund wurde der Standort Crailsheim (Baden-Württemberg) mit aufgenommen. Aufgrund der geänderten Replikatzahl und Probenmethodik (vgl. Kap. 5) dient diese erneute Beprobung zusätzlich der Festlegung des für eine qualitative Einschätzung des Standorts notwendigen Aufwands.
- Durch Einbeziehung des Standort Crailsheim (Baden-Württemberg) wird es möglich, den Einfluss verschiedener Probenahmetechniken zu studieren, da diese Fläche in früheren Projekten mehrerer Projektpartner schon untersucht wurde.

Insgesamt wurde damit das Ziel, hinsichtlich der in Kap. 4.1 genannten Kriterien repräsentative Flächen auszuwählen, auch ohne Einbeziehung der Ergebnisse der Clusteranalyse erreicht.

In einem zweiten Schritt war zu prüfen, inwiefern die beprobten Standorte sich widerspruchsfrei den in Kap. 3 definierten Standorttypen zuordnen lassen. Das Ergebnis ist differenziert: 12 der 15 Standorte verteilten sich auf 7 Cluster; 3 Standorte waren nicht zuordbar, da deren Kombination nicht unter den 116 Standorttypen enthalten war (selbst bei Akzeptanz von kleineren Abweichungen bei einem der nachgeordneten Faktoren). Letzteres ist wahrscheinlich auf bei diesen Standorten auftretende Faktorenkomplexe zurückzuführen, die als "waldtypisch" anzusehen sind (z.B. niedrige pH-Werte (P1 – P3) bei anderen Bodenarten als Sand). Da die der Standorttypendefinition

zugrundeliegende BÜK 1000 nicht primär auf Waldstandorte ausgerichtet ist, können solche Kombinationen fehlen.

Die als Plausibilitätscheck durchgeführte Zuordnung der 15 Standorte zu “Gruppen” aufgrund von Expertenwissen ergab, dass diese im allgemeinen zu ähnlichen Ergebnissen wie die Klassifikation nach Standorttypen führte. Auffallend ist dabei, dass die Zusammenfassung der Standorte zu Gruppen eher der Ebene der Standorttypen als der der Cluster entsprach. Diese Beobachtung unterstützt die in Kapitel 3 genannte Einschätzung, dass die Clusteranalyse vorwiegend zur Vereinfachung der kartographischen Darstellung der Standorttypen herangezogen werden sollte.

Für die Weiterentwicklung des BBSK-Konzepts ist daher die routinemässige Erfassung der für die Bodenbiozönose wichtigen 5 Standortfaktoren bei der BDF-Beprobung zu empfehlen. Im Vergleich zum gesamten Messprogramm ist dieser zusätzliche Aufwand vernachlässigbar.



Abb. 4-1: Verteilung der Standorte der Institute der fünf Projektpartner (Dreiecke) sowie der 15 Probennahmestandorte (Sterne) in den verschiedenen Regionen Deutschlands



Abb. 4-2: Standort Tannenbusch



Abb. 4-3: Überblick über die Fläche mit Blick auf die DBF-Einrichtungen

5. Bodenbiologische Methodik

5.1 Auswahl der verwendeten Organismengruppen

5.1.1 Mikroorganismen

In den meisten Bodenökosystemen stellen Mikroorganismen den bei weitem grössten Anteil an der Biomasse und nehmen zentrale Rollen bei vielen wichtigen Bodenfunktionen wahr. Vor allem beim Abbau organischen Materials und speziell der Mineralisierung ist ihre Bedeutung kaum zu überschätzen. Daher werden in der Bodenökologie meist quantitative funktionale Messparameter zur Charakterisierung der Mikroorganismen an einem bestimmten Standort herangezogen. Gebräuchlich sind z.B. Methoden zur Erfassung der Respiration wie SIR, die Bestimmung der Biomasse oder Erfassungen der Enzymaktivität im Boden (speziell der Dehydrogenase).

Alle diese Parameter haben aber den Nachteil, dass sie in Raum und Zeit extrem variable Ergebnisse liefern, so dass eine Klassifikation aufgrund dieser Angaben nach jetziger Kenntnis nur mit erheblicher "Unschärfe" möglich ist (z.B. DOMSCH et al., 1983; GRIMM, 1997). Eine gegenwärtig in der Literatur stark diskutierte Lösungsmöglichkeit ist die Nutzung qualitativer Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Diversität wie z.B. (vgl. KENNEDY & GEWIN, 1997):

- Phospholipidspektren (ZELLES et al., 1994)
- PCR (Polymerase chain reaction) und vergleichbare Verfahren (ZHOU et al., 1996)
- BIOLOG-Ansatz (ZAK et al., 1994; GARLAND, 1997)
- Katabolische Diversität (DEGENS & HARRIS, 1997).

Einer Nutzung dieser Methoden steht aber entgegen, dass die bisherigen Erfahrungen für eine routinemässige Anwendung nicht ausreichen. Ein gravierender Nachteil ist auch, dass mit keiner Methode die Mehrheit oder gar alle Mikroorganismen eines Bodens erfasst werden können. Ausserdem soll es aufgrund des ubiquitären, aber oft "versteckten" Vorkommens vieler Mikroben einen grundsätzlichen Unterschied zur Diversität bei Tieren und Pflanzen geben; d.h. der Struktur der mikrobiellen Biozönose wird kein eigener Wert zugeordnet (FINLAY et al., 1997).

Dennoch ist aufgrund der zentralen Rolle der Mikroorganismen eine Weiterentwicklung dieser Ansätze zu empfehlen, um möglichst bald die Struktur der mikrobiellen Zönose zur bodenbiologischen Standortklassifikation nutzen zu können (HUND & KÖRDEL, 1998; KANDELER PERS. MITTL.). Erste Vorschläge für die Erstellung bodenmikrobiologischer Kennwerte kamen von NECKER (1996) für nordrhein-westfälische Standorte sowie von HÖPER (1999) für niedersächsische

Ackerstandorte. Letzterer verwendet als Messparameter die mikrobielle Biomasse, den metabolischen Quotient und den Anteil der mikrobiellen Biomasse am organischen Kohlenstoff sowie als Standortfaktoren den pH-Wert, N_T , C_{org} und die Korngrößenverteilung. Der Variabilität soll durch Beprobung zum gleichen Zeitpunkt (Frühjahr vor Vegetationsbeginn) und in 4 Parallelen Rechnung getragen werden. In nächster Zukunft sollte überprüft werden, ob eine Kombination dieser Ansätze mit dem BBSK-Konzept (es werden schon die gleichen Standortfaktoren genutzt) sowie eine Übertragung auf andere Regionen möglich ist.

5.1.2 Bodentiere

Im Boden leben Vertreter von mehr als 20 Stämmen des Tierreichs (WEIGMANN, 1998). Selbst im Boden eines sauren Hallenbuchenwalds, der durch das Fehlen von Unterwuchs einen äusserst homogenen Eindruck macht, können weit über 1000 Invertebratenspezies vorkommen (BECK et al., 1988). Diese verteilen sich auf 20-30 Tiergruppen, die taxonomisch mit als Ordnung zu klassifizieren sind. Trotz dieser großen Zahl möglicher „Kandidaten“ war es nicht sehr schwierig, Tiergruppen zu identifizieren, die als Teil einer Untersuchungsbatterie im Rahmen des BBSK-Konzepts genutzt werden können, denn nur wenige erfüllen die im folgenden aufgeführten Kriterien (vgl. auch DUNGER, 1996):

- ausreichend hohe Artenzahl pro Gruppe, um Standorttypen differenzieren zu können;
- gute taxonomische und ökologische Kenntnisse über die betreffende Gruppe und Vorhandensein von Experten, die dieses Wissen in die Praxis umsetzen können;
- wichtige ökologische Funktion im Ökosystem Boden;
- enge Anbindung an den Boden (d.h. Bewohner des Mineralbodens oder der Streuschicht)
- weite Verbreitung (hier: in Mitteleuropa);
- Vorhandensein standardisierter Erfassungsmethoden;
- Potential zum routinemässigen Einsatz; (insbesondere Möglichkeit zur Zusammenfassung von Arten zur Vereinfachung der Determination);
- Sensitivität gegenüber anthropogenen Stressfaktoren.

Im Rahmen der Literaturstudie “Bodenfauna und Umwelt” wurden diverse Bodentiergruppen anhand dieser Kriterien überprüft (RÖMBKE et al., 1997). Dabei wurde die Frage nicht abschliessend geklärt, ob einige Gruppen der Mesofauna (speziell Enchytraeen und Milben) auch auf einer höheren als der Artebene genutzt werden können. Unter diesem Vorbehalt wurden die folgenden

Tiergruppen als prinzipiell geeignet für das BBSK-Konzept eingeschätzt (mit Angabe der Bearbeiter im hier beschriebenen Vorhaben):

- | | |
|-------------------------------|------------------|
| - Nematoden (Nematoda) | W. Hammel |
| - Regenwürmer (Lumbricidae) | J. Römbke |
| - Enchytraeen (Enchytraeidae) | J. Römbke |
| - Moosmilben (Oribatida) | L. Beck, S. Woas |
| - Raubmilben (Gamasina) | A. Ruf |
| - Asseln (Isopoda) | J. Spelda |
| - Doppelfüßler (Diplopoda) | J. Spelda |
| - Hundertfüßler (Chilopoda) | J. Spelda |

Die aufgrund der genannten Faktoren prinzipiell als äusserst geeignet anzusehende artenreiche Gruppe der Springschwänze (Collembola) konnte aufgrund fehlender Arbeitskapazitäten in diesem Vorhaben leider nicht bearbeitet werden (HOPKIN, 1997). Dies ist besonders deshalb zu bedauern, weil die Abhängigkeit des Vorkommens dieser Tiere von Standortfaktoren relativ gut bearbeitet ist (FROMM, 1998). Ausserdem wurden wegen zu geringer Bindung an die bisher ausgewählten fünf Standortfaktoren mehrere Gruppen, deren Verbreitungsschwerpunkt primär in der obersten Streuschicht bzw. der Vegetation liegt (z.B. Laufkäfer (Carabidae)) im Rahmen dieses Vorhabens nicht berücksichtigt. Bei der – theoretisch möglichen - Einbeziehung weiterer Standortfaktoren sind aber auch diese Tiergruppen zur Standortcharakterisierung heranzuziehen (im Fall der Carabiden wären dies z.B. klimatische Faktoren oder die Vegetationsstruktur).

5.1.3 Ökosystemare Bodenfunktionen

Gegenwärtig gibt es nur relativ wenige Methoden, mit denen ökosystemare Funktionen des Bodens erfasst werden können (DUNGER & FIEDLER, 1997; nicht zu verwechseln mit den Bodenfunktionen laut Bundesbodenschutzgesetz (vgl. Kap. 1.1.1). Im einzelnen sind neben verschiedenen, primär mikrobiologisch orientierten Verfahren, Methoden zum Abbau organischen Materials sowie zur Erfassung von Lebensäusserungen der Tiere zu nennen:

- Abbau von Cellulose (LATTER & HOWSON, 1977, HARRISON et al., 1988)
Hochstandardisierter, aufgrund des artifiziellen Substrats aber häufig kritisierte Test zur Messung des Abbaus organischen Materials im Boden (z.B. HOWARD, 1988);

- Netzbeuteltests (BOCOCK & GILBERT, 1957; CROSSLEY & HOGLUND, 1962) sowie Streuabbaucontainer (KRATZ, 1991)
Seit mehr als 40 Jahren in der Bodenökologie eingesetztes Standardverfahren, das in vielen Varianten zur Untersuchung diverser Fragestellungen (einschliesslich möglicher Auswirkungen von Chemikalien (SIEDENTOP, 1993; PAULUS ET AL., 1999)) eingesetzt wird; gegenwärtig sind Bestrebungen im Gang, eine Richtlinie zu formulieren (KULA & RÖMBKE, 1997)
- Minicontainer-Verfahren (EISENBEIS, 1994):
Testverfahren auf der Grundlage miniaturisierter "Netzbeutel", von denen 8 – 16 in einem Plastikstab angeordnet sind; leicht standardisierbar, aber mit schwer beurteilbaren Ergebnissen, da die Makrofauna keinen Zugang hat und das (natürliche) Bodensubstrat zerkleinert werden muss.
- Mikro- bzw. makromorphologische Bodenuntersuchungen (BABEL, 1971; TOUTAIN, 1981):
Erfassung zoogener Aktivitäten (z.B. Regenwurmgänge, Exkreme) anhand von Bodenprofilen oder Dünnschliffen; schwer quantifizierbar und bewertbar.
- Köderstreifen-Test (VON TÖRNE, 1990a,b; KRATZ, 1998):
Exposition eines künstlichen Futtermischs in kleinen Plastikstäben; schnelle Messung der Frassaktivität von Bodentieren; einfach zu standardisierendes Screeningverfahren.

Insbesondere wegen seiner Einfachheit und Schnelligkeit wurde das letztgenannte Verfahren in die Rahmen dieses Vorhabens zu bearbeitende Methodenbatterie aufgenommen. Die Bearbeitung erfolgte in Berlin.

5.2 Probennahme im Freiland und Weiterverarbeitung

5.2.1 Verwendete Methoden

Auf der Grundlage der Erfahrungen der Projektpartner und der Literatur (vor allem DUNGER & FIEDLER, 1997) wurden in diesem Vorhaben die folgenden Methoden zur Probennahme im Freiland sowie zur Weiterverarbeitung der Proben verwendet:

- Regenwürmer:
Handauslese vor Ort von 50 * 50 cm Proben (Tiefe: ca. 25 cm; standortabhängig) mit anschliessender Formolaustreibung (0,2 %; 5 L pro Probenstelle; vgl. Abb. 5-1); bei mehreren Standorten (z.B. Lüss, Ehrhorn, Schmallenberg II, Breddewarden, Aher Kämpe) wurden Streulage und Oberboden ins Labor verbracht und erst dort ausgelesen, da es im

Freiland zu kalt und/oder zu dunkel war; Fixierung der Tiere zuerst in 70 % Alkohol, dann in 4 % Formol und schließlich zur Dauerlagerung wieder in 70 % Alkohol (HEIMBACH, 1991).

- Enchytraeen:

Stechbohrerproben (Durchmesser: 5,3 cm; vgl. Abb. 5-2) mit anschliessender Nassextraktion und Lebendbestimmung (alles in Flörsheim); mit Ausnahme einiger Belegexemplare keine Dauerlagerung (RÖMBKE, 1995).

- Moosmilben und Raubmilben:

Stechbohrerproben (Durchmesser: 5,3 cm; vgl. Abb. 5-2) mit anschliessender Trockenextraktion (Berlese) und Lagerung in 70 % Alkohol (alles in Karlsruhe bzw. Bremen); alle übrigen Tiergruppen in diesen Proben werden ohne weitere Bearbeitung aufbewahrt

- Nematoden:

Stechbohrerproben (Durchmesser: 5,3 cm; vgl. Abb. 5-2) mit Naßextraktion und Lagerung in Formalin (2,7%).

- Asseln, Doppelfüssler, Hundertfüssler:

Handauslese vor Ort von 50 * 50 cm Proben (Tiefe: ca. 25 cm; standortabhängig); zusätzlich qualitativ auszuwählende "Sonderstandorte" (z.B. Moospolster, vorrottendes Holz etc.); Fixierung der Tiere zuerst in 70 % Alkohol

- Köderstreifen:

Standardbeprobung von 4 Gruppen a 16 Köderstreifen pro Standort (vgl. Abb. 5-3) mit einer individuell festzulegenden Expositionszeit von x Tagen (KRATZ, 1998)

Mit Ausnahme der Regenwurmbeprobung war für jede Methode festzulegen, welche Tiefe zu beproben ist: Zur Auswahl standen entweder 0 – 4 bzw. 5 cm oder 2 Schichten; d.h. zusätzlich 4 – 8 oder 5 – 10 cm. Die Probennahme erfolgte schliesslich in zwei Schichten, wobei die obere Schicht meist die Streulage (im Wald) bzw. die Graswurzelschicht umfasste, während die untere Schicht den oberen Mineralboden (0-5 cm) abdeckte (Ausnahme: Acker SBA: insgesamt 10 cm des Mineralbodens).

Für alle Methoden stellte sich die Frage, wie viele Replikate an jedem Standort zu nehmen sind. In den bisherigen Freilandprojekten der Projektpartner (in denen die quantitative Erfassung jeweils einen hohen Stellenwert hatte) wurden je 3 – 4 Replikate an mehreren Zeitpunkten im Jahresverlauf

genommen. Für eine einmalige qualitative Erfassung wie in diesem Vorhaben sollte die Replikatzahl so hoch wie möglich sein, wobei die räumliche Heterogenität im Vorkommen der Organismen der begrenzende Faktor nach unten und der jeweils zu betreibende Aufwand der begrenzende Faktor nach oben sind.

In der SAG (1993) werden für ackerbaulich genutzte Standorte pro Viertel einer DBF (= 1 ha) 20 Proben vorgeschlagen, während an allen anderen Standorten 18 Proben in Form eines "X" zu nehmen sind. In Fällen, in denen diese Zahl arbeitstechnisch nicht zu bewältigen ist, sollen jeweils 6 Proben zu einer Mischprobe vereinigt werden – was zwar für abiotische und mikrobiologische Parameter, nicht aber für zoologische Untersuchungen machbar ist. Daher wurden in Anlehnung an DUNGER & FIEDLER (1997) folgende Replikatzahlen pro Standort genommen:

Regenwürmer (Lumbricidae)	6 Proben * 1 Schicht	= 6
- Enchytraeen (Enchytraeidae)	9 Proben * 2 Schichten	= 18
- Moosmilben (Oribatida)	9 Proben * 2 Schichten	= 18
- Raubmilben (Gamasina)	9 Proben * 2 Schichten	= 18
- Nematoden (Nematoda)	6 Proben * 1 Schicht	= 6
- Asseln, Doppel- und Hundertfüßer	Qualitativ; mind. 5 Stellen a 1/16 m ²	
- Köderstreifen	3 * 16 Streifen (insgesamt 768 Köder)	

BAUCHHENSS (1998) empfiehlt für Regenwürmer 10 Replikate pro Beprobung, verwendet routinemäßig aber nur die Formolinmethode. Trotz Beachtung von Winter- oder Sommerruhezeiten sowie der Möglichkeit selektiven Nachgrabens ist bei Verzicht auf Handauslese die Zönose nicht ausreichend erfasst. Hinsichtlich der zu verwendenden Messendpunkte wurde schon in Kapitel 2.4.3 darauf hingewiesen, dass bei einmaliger Probennahme meist quantitative Parameter weniger verlässlich sind als qualitative Parameter sind. Während bei vielen Bodentiergruppen die Abundanz und Biomasse im Jahresverlauf aufgrund klimatischer Faktoren sowie unterschiedlicher Nahrungsversorgung mehr oder weniger stark variieren, trifft dies auf die Artenzusammensetzung weniger zu. Bei einigen Gruppen sind die Kenntnisse über ihr Vorkommen in Mitteleuropa allerdings inzwischen so gut, dass zumindest auf der Basis einer groben Klasseneinteilung auch Abundanzangaben mit in die Beurteilung einfließen können. Im Ergebniskapitel wurden daher auch diese Angaben aufgenommen. Des weiteren wird versucht werden, das Vorkommen von Zeigerarten oder "Ecosystem Engineers" als qualitatives Beurteilungskriterium zu nutzen. Eine zusammenfassende Bewertung der Methoden gibt Tabelle 5-1.

Tab. 5-1: Übersicht über die gängigsten bodenzoologischen Methoden einschliesslich einer Empfehlung (+ = Geeignet für BBSK; - = weniger geeignet für BBSK)

Tiergruppe Methode	und	Vorteile	Nachteile	Fazit
Nematoden				
Dekantier-Absiebung		Auch für größere Bodenmengen	Relativ hoher Verlustanteil	+
Mod. Trichterverfahren		Bewährt zur Gewinnung kleinerer Nematoden (<1mm)	Schnelle Verarbeitung frischer Proben, große Verluste bei größeren Nematoden (> 1mm)	-
Zentrifugation		Bewährt, schnell	Für größere Bodenmengen (100-500 cm ³) arbeitsaufwendig	+
Regenwürmer				
Elektrofang		Einfach, „high-tech“, „sauber“	Teures Gerät, selektiver Fang, stark abhängig von Bodenfeuchte	-
Handauslese		Einfach, genau	Arbeitsintensiv, dreckig	+
Formol-Extraktion		Einfach, bewährt, schnell	Toxisch, hoher Wasserbedarf, nur in Kombination mit Handauslese sinnvoll	+
Enchytraeiden				
Nass-Extraktion		Einfach, bewährt	Arbeitsintensiv	+
Moos- und Raubmilben				
Trocken-Extraktion		Bewährt, rel. Genaue Erfassung	Apparatur notwendig	+
Makrofauna (Asseln, Myriapoden)				
Handauslese				
Frassrate				
Köderstreifen		Bewährt, schnell, einfach	Mind. zweimaliges Anfahren des Standortes nötig	+

5.2.2 Spezielle Probleme bei der Erfassung der Makrofauna

Im Gegensatz zu den Tiergruppen der Mesofauna treten die Arten der Makrofauna nur in sehr geringer Individuendichte auf. Um verlässliche Aussagen über die Artengemeinschaft treffen zu können ist daher eine Mindestanzahl (ca. 25) von Individuen nötig. Hierfür stehen mehrere Methoden zur Verfügung:

A. Handauslese der Streu- und der oberen Bodenschicht

Durchführung:

Auf einer vorgegebenen Fläche (im vorliegenden Fall 50 X 50 cm) wird die Streuschicht abgeräumt. Anschließend wird diese Probe im Labor oder im Gelände (auf einer Kunststoff-Plane) nach vorhandenen Tieren durchsucht. In gleicher Weise wird mit dem Oberboden verfahren. Wurden zu wenige Tiere gefangen, so wird der Vorgang so lange wiederholt bis die erforderliche Probengröße erreicht ist.

Vorteile:

- Die Fangmethode wird auch für Regenwürmer angewandt. Die übrige Makrofauna kann dabei mit erfaßt werden (nur geringer zusätzlicher Arbeitsaufwand).
- Flächenbezug möglich
- Auslese kann auch im Labor erfolgen

Nachteil:

- Menge der gefangenen Tiere ist vorab nicht abschätzbar: trotz großer Streumengen oft nur wenige Tiere in den Proben

B. Manuelle Aufsammlungen

Durchführung:

Der zu untersuchende Standort wird so lange besammelt, bis eine ausreichende Anzahl von Tieren (mindestens 25) der zu untersuchenden Tiergruppe gefangen ist. Dabei werden insbesondere Totholz und Steine umgedreht und die darunter auftretenden Tiere abgesammelt. Im Falle von Massenansammlungen werden maximal 5 Tiere eines Versteckplatzes entnommen. Außerdem wird die Streuschicht durchsucht. Das kann visuell oder durch Sieben erfolgen.

Vorteil:

- Es ist sofort erkennbar, ob eine ausreichend Anzahl von Tieren gefangen wurde.

Nachteile:

- Das gefangene Artenspektrum ist von der Erfahrung des Bearbeiters abhängig.

- In strukturarmen Biotopen (ohne Streuschicht, Totholz oder Steine) ist die Suche sehr zeitaufwendig. Das gilt insbesondere für Offenlandstandorte.

C. Bodenfallen

Durchführung:

Im Untersuchungsgebiet werden mindestens 6 Bodenfallen ausgebracht. Je nach Länge der Erfassung kann entweder die Zahl der Fallen erhöht werden (empfehlenswert ist ein Vielfaches von 6) oder die Fängigkeit der Fallen durch Leitsysteme (Trennwände) erhöht werden. Eigene Versuche (SPELDA et al., 1998) haben gezeigt, daß 6 Fallen mit Leitsystemen von 2m Länge über einen Zeitraum von 4 Wochen exponiert werden sollten, um eine optimale Individuenzahl bei geringem zeitlichen Aufwand zu erzielen.

Vorteile:

- Integration über einen größeren Zeitraum
- auch tageszeitlich unterschiedlich aktive Arten werden erfaßt
- es können auch sehr kleinräumige Unterschiede erfaßt werden

Nachteile:

- mindestens 2maliger Besuch des Standortes nötig
- hoher Zeitaufwand für Auf - und Abbau der Fallen
- hoher Personalaufwand bei der Auslese der Fallen

Empfehlungen für den Erfassungszeitpunkt

- Viele Diplopodenarten treten nur im Herbst und Frühjahr adult auf. Allgemein werden die Monate April und Oktober als besonders günstig für eine Erfassung angesehen.
- Frostperioden sollten vermieden werden
- Zeiten extrem trockener Witterung sollten vermieden werden.
- Zeiten extrem starker Niederschläge sollten vermieden werden.

Beprobung der 15 Standorte:

- Der finanzielle und zeitliche Rahmen erlaubte keinen Einsatz von Bodenfallen.
- Die Erfassung konnte nicht im optimalen Erfassungszeitraum erfolgen.

Es konnten nicht alle Standorte selbst besucht werden. Infolgedessen waren auch nur an drei Standorten (SBB, MEM, SCF) Handaufsammlungen möglich.

5.2.3 Organisation der Probennahme an den 15 Standorten

Die Probennahme wurde meist durch den jeweils nächstgelegenen Partner (meist mit Hilfe eines weiteren Partners) durchgeführt. Anschliessend wurden die Proben an den jeweiligen Bearbeiter verschickt, wobei auf eine ausreichende Kühlung während des Transports geachtet wurde. Mit Ausnahme der Nematoden (Probennahme nur an den drei Standorten bei Schmallenberg im Sauerland) wurden alle Messparameter an allen 15 Untersuchungsflächen erhoben. Im einzelnen sah die Probennahme wie folgt aus (Tab. 5-2):

Tab. 5-2: Durchführung der Probennahme an den 15 Standorten

Standort	Durchführung durch	Datum	Bemerkung
AKG	Uni HB, TP	21.12.1998	
BBK	TP	30.10.1998	
BEK	TP	02.11.1998	
BRG	Uni HB, ECT	04.12./18.12.1998	Mithilfe NfLB
CRM	SMNK	05.11.1998	
EHE	Uni HB, ECT	30.10./05.12.1998	Leichte Schneebedeckung
LUB	Uni HB, ECT	30.10./05.12.1998	Leichte Schneebedeckung
MEM	SMNK, ECT	27.20.1998	Mithilfe FVA Trippstadt
NIB	ECT, SMNK, TP	27.11.1998	Schneelage
SBA	Alle	13.10.1998	
SBB	Alle	13.10.1998	
SBG	Alle	13.10.1998	
SCF	SMNK, ECT	17.12.1998	
SCG	SMNK, ECT	17.12.1998	
TAM	SMNK, ECT	07.12.1998	Leichte Schneebedeckung

5.3 Diskussion der Probennahmemethodik

Ziel dieser Auswahl war die Festlegung einer "Standardmethodik" für die Erfassung und Bestimmung der faunistischen und funktionellen Parameter, deren Ziel primär die qualitative Bestimmung der verschiedenen Tiergruppen ist (d.h. eine Vollständigkeit wurde nicht und eine quantitative Genauigkeit nur sekundär angestrebt). Diese Empfehlungen stehen unter dem starken Vorbehalt einer effizienten Praktikabilität: Auch wenn im jetzigen Stadium des Projekts der

Aufwand höher sein konnte als bei einer möglichen späteren Routineanwendung, so ist doch schon die Begrenztheit der Ressourcen zu bedenken.

Generell wurde bei den Probennahmen festgestellt, daß:

- die Unterstützung und das Interesse der lokalen Betreuer und Behörden sehr hoch war (z.B. halfen sie an 4 Flächen beim Einholen und der Rücksendung der Köderstreifen);
- teilweise wurden die Probennahmestellen auf den Zentimeter genau zugeordnet, wodurch eine exakte Wiederfindung bei erneuter Probennahme möglich wird.
- die Größenordnung der Flächen und das Probedesign im allgemeinen angemessen waren;
- die Anzahl von 6 Replikaten bei der Makrofauna und von 9 Replikaten bei der Mesofauna erscheint ausreichend (vgl. Empfehlungen zur Beprobung von Naturwaldreservaten (DOROW et al., 1992); auch für das langfristige Biomonitoring von Waldstandorten werden nicht mehr als 6 Replikate für die Bodenfauna verlangt (THOMAS et al., 1995)).

Folgende Probleme traten bei der Probennahme auf:

- Nematoden: Bei Streuaufgaben ist eine Dichtezentrifugation nicht möglich, doch stellt diese methodische Einschränkung kein Problem dar, da die Information aus dem Oberboden ausreichend ist.
- Enchytraeen: Die Lebendbestimmung der Tiere wird schwierig, wenn viele individuenreiche Proben (gilt vor allem für saure Waldstandorte) gleichzeitig anfallen. Andererseits ist die Bearbeitung artenreicher Wiesenstandorte aufgrund der teilweise unbekanntem Spezies ebenfalls nicht einfach.
- Regenwürmer: Im Freiland wurden durch Behördenvertreter vor Ort mehrfach Vorbehalte gegenüber den verwendeten Methoden geäußert: Bei der Formolaustrübung betraf dies vor allem mögliche toxische Nebenwirkungen der Chemikalie und bei der Handauslese wurde der relativ grosse Flächenverbrauch kritisiert. Hinsichtlich der Formolproblematik ist eine entsprechende Information (d.h. über die sehr niedrige Konzentration und die geringe Persistenz im Boden) bereitzuhalten. Bei der Handauslese ist ein – im allgemeinen problemloses - Ausweichen an den Rand der jeweiligen Dauerbeobachtungsfläche zu empfehlen, um Nutzungskonflikte mit anderen Probenahmen zu vermeiden.
- Raubmilben: An mehreren Standorten wurden nur sehr geringe Gamasinenzahlen festgestellt, wodurch eine Klassifikation der Zönose schwierig wird. Daher sind zusätzliche,

qualitative Probennahmen bzw. eine Vergrößerung der Einzelprobe (speziell auf Ackerstandorten) zu empfehlen.

- Moosmilben: Wie bei den Raubmilben konnten auf anthropogen genutzten Flächen teils nur sehr geringe Individuenzahlen festgestellt werden.
- Makrofauna: Bei der Handauslese wurden oft nur wenig Tiere gefunden (bei Diplopoden teilweise durch die Kälte am Probenahmezeitpunkt bedingt). Daher wäre eine qualitative Aufsammlung durch Spezialisten (oder anhand einer sehr genauer Anleitung ?) bzw. durch Fallen (inklusive Leitschienen) besser geeignet. Eventuell könnten diese Methoden exemplarisch an wenigen Standorten (auch hinsichtlich des Aufwandes) ausprobiert werden. Auf Wiesen und Äckern sind wahrscheinlich häufig nicht genug Arten zur Differenzierung von gestörten bzw. ungestörten Flächen zu erwarten.
- Köderstreifen: Bei grosser Kälte und Barfrösten gab es Schwierigkeiten mit der entsprechend längeren Expositionszeit, denn bei Expositionszeiten von über 3 – 4 Wochen hinaus ist eine Unterscheidung von tierischen Frass-Spuren und mikrobiellem Abbau schwierig bis unmöglich.

Auf der Grundlage der bisherigen Erfahrungen können folgende Schlußfolgerungen gezogen werden:

- Bei jeder Beprobung sollten 1 kg Oberboden (möglichst luftgetrocknet, abgeseibt) kühl und trocken eingelagert werden, um spätere Nachmessungen einzelner Standortfaktoren zu ermöglichen.
- der Ansatz, die Proben dezentral zu nehmen und bei verschiedenen Spezialisten bearbeiten zu lassen, führte nicht zu Problemen;
- die Methoden zur Erfassung der Regenwürmer, Enchytraeen, Raub- und Moosmilben sowie die Köderstreifenbeprobung haben sich im allgemeinen bewährt;
- bei der Makrofauna und - teilweise - der Milben sind Verbesserungen hinsichtlich einer qualitativen Aufsammlung bzw. Modifikationen der verwendeten Methoden zu empfehlen, um zu niedrige Fangzahlen auszugleichen; entsprechende Anleitungen sind noch zu erstellen.
- die Einbeziehung der Gruppen der Nematoden und Collembolen in die für die weitere Entwicklung des BBSK-Konzepts zu empfehlende „Tiergruppen-Batterie“ ist notwendig.



Abb. 5-1: Bodenstecher als Beispiel für die Mesofaunabeprobung



Abb. 5-2: Handauslese und Formolaustreibung für die Regenwurmerfassung



Abb. 5-3: Köderstreifenfeld im Schnee

6. Biologische Charakterisierung

6.1 Nematoden

6.1.1 Einleitung

Nematoden weisen zahlreiche Vorzüge auf, so daß sie vielfach zur Qualitätsbeurteilung von Süßwasser sowie marinen und terrestrischen Ökosystemen herangezogen werden. Im Einzelnen werden folgende Vorteile genannt (BONGERS, 1990):

- hohe Diversität
- hohe Abundanzen
- leicht zu sammeln und zu identifizieren
- heterogene trophische Gruppe
- permeable Kutikula, daher direkter Kontakt mit Porenwasser
- auch in submersen Böden, wo die Makrofauna geringer vertreten ist (zahlreiche Arten - tolerieren anaerobe Bedingungen)
- große Besiedlungsfähigkeit
- Sammlung zu allen Jahreszeiten möglich
- Bestimmung auch durch nicht-Spezialisten

Die Zusammensetzung der Nematodenpopulation wird generell beeinflusst durch pH, Salinität, Redoxpotential, Bewuchs und die Wasserhaltekapazität. Des weiteren ist der Einfluß von Schadstoffen beschrieben (BONGERS, 1990).

Um Aussagen über den Bodenzustand im Hinblick auf die Lebensraumfunktion für Nematoden zu treffen, sind verschiedene Ansätze beschrieben. So können beispielsweise Qualitätsindizes wie der Maturity Index von BONGERS (1990) berechnet werden. Diese stellen ein Maß dar, ob der Boden stärker von sich stark vermehrenden „colonizers“ oder von eher persistenten Nematoden besiedelt ist. Für die Berechnung von Qualitätsindizes erfolgt eine Bestimmung der Nematodenpopulation bis auf Familienebene. Für die einzelnen Familien wurde ein c-p-Wert festgelegt. Dieser Wert, der ganzzahlig zwischen 1 und 5 liegt, stellt ein Maß dar, ob die Familie stärker zu den Kolonisten zählt (c-p = 1) oder als persistent gewertet werden sollte (c-p = 5). Damit erfolgt eine Wichtung der ermittelten Abundanzen. Innerhalb einer Familie erhalten alle Arten den gleichen c-p-Wert.

Der Maturity Index (MI) berechnet sich folgendermaßen:

$$MI = \sum v(i) * f(i)$$

$v(i)$ = c-p-Wert für die jeweilige Familie (i)

$f(i)$ = Häufigkeit der Familie (i) in der Probe

Die Berechnung des Maturity Index sollte nur auf der Basis der Nicht-Pflanzenparasiten erfolgen. Pflanzenparasiten reagieren beispielsweise auf Nährstoffeinträge umgekehrt proportional zu den übrigen Organismen, so daß bei einer gemeinsamen Erfassung somit Unterschiede nivelliert würden. Neben dem generellen MI kann analog für jeden Ernährungstyp getrennt ein Reifeindex berechnet werden (BONGERS et al., 1997), wodurch weitere Informationen erhalten werden.

Werden aufgrund von äußeren Störeinflüssen Ressourcen im Boden frei, werden diese zunächst durch r-Strategen (colonizers) genutzt. Bei der Berechnung des Maturity Index bedeutet dies, daß der Index infolge der niedrigen c-p-Werte für diese Organismengruppen sinkt. So zeigten beispielsweise ETTEMA & BONGERS (1993), daß der c-p-Wert nach Düngung innerhalb von 3 Wochen von 2,5 auf ca. 1,4 absank. Danach setzte eine Erholung in der Population ein, so daß nach ca. 40 Wochen wieder der Ausgangswert erreicht und schließlich überstiegen wurde (Werte entnommen aus Grafik).

Verschiebungen zwischen den einzelnen Ernährungstypen können noch deutlicher werden, indem die jeweiligen Reifeindizes aufeinander bezogen werden (BONGERS et al., 1997).

Die Anwendung des Maturity Index als Qualitätsindikator bzw. als Parameter, um anthropogene Einflüsse zu erkennen, ist vielfach beschrieben (z.B. KORTHALS, 1997; NEHER et al., 1995; TRAUNSPURGER et al., 1995; YEATES & KING, 1997).

Neben dem Maturity Index wird des Weiteren ein vereinfachtes Verfahren zur Standortcharakterisierung vorgeschlagen, das nur auf der Erfassung der Ernährungstypen und deren prozentualer Verteilung beruht (TRAUNSPURGER et al., 1995). Vorteil dieses Verfahrens ist, daß keine Familienkenntnisse notwendig sind, um die Bestimmung durchzuführen, sondern eine Zunordnung nur anhand morphologischer Merkmale der Mundhöhle sowie des Darminhalts erfolgt. Veränderung in der prozentualen Verteilung der Ernährungstypen bei verschiedenen Belastungssituationen konnten auch mit dieser Auswerteform gezeigt werden.

Aufgrund der zahlreichen Vorteile wurden die Nematoden als geeignet erachtet, ihren Beitrag zur Standortklassifikation zu leisten, so daß zusätzlich zu dem beantragten Projektumfang die Erfassung der Nematodenfauna in das Gesamtprojekt integriert wurde, wobei jedoch nur eine begrenzte Anzahl an Standorten beprobt werden konnte.

6.1.2 Material und Methoden

Probenahme und -lagerung:

Mit Stechzylindern (\varnothing 2 cm) wurden an 6 Stellen der Beprobungsflächen Säulen von 5 cm Länge entnommen. Die Lage der Beprobungsstellen entsprach denen der anderen Projektteilnehmer. Ausgewertet wurden von den 9 Probenahmestellen die Stellen Nummer 1 bis 5 sowie Nummer 7. Bis zur Aufarbeitung (max. 7 Tage) wurden die Proben in verschlossenen Gefriertüten bei 5 °C gelagert.

Probenaufarbeitung:

Die Proben wurden gesiebt (\leq 2 mm) und die Nematoden nach der von GOORIS & D'HERDE (1972) entwickelten und von NIEMANN (1996) modifizierten Methode extrahiert. Hierfür wurden die Proben mit ca. 75 ml Wasser und 4 g Kaolin aufgeschlämmt, anschließend abzentrifugiert (1800 g; 5 min) und der Überstand durch ein Sieb (Maschenweite 0,45 μ m) gegeben. Die Nematoden, die sich nun auf dem Sieb befanden, wurden mit Leitungswasser (50 – 70 ml) in einen Meßzylinder (250 ml) gespült. Das Pellet wurde zwei weitere Male in vergleichbarer Konzentration aufgeschlämmt (MgSO₄-Lösung: 360 g/l; Dichte 1,2), abzentrifugiert und der Überstand wiederum durch das Sieb gegeben und die Nematoden in den Meßzylinder überführt. Der Meßzylinder wurde bis zur Markierung mit Leitungswasser aufgefüllt. Das Absetzen der Nematoden erfolgte unter wiederholtem leichtem Schütteln über einen Zeitraum von mind. 1 h. Schwebende Bodenbestandteile und Wurzeln wurden von der Oberfläche entfernt und die Nematoden durch Absaugen der Flüssigkeit auf 10 ml eingengt. Nach Überführen der Restflüssigkeit in ein Rollrandglas (20 ml) und erneutem Absetzen der Tiere erfolgte eine Einengung auf 5 ml. Zur Fixierung der Tiere wurde 10 ml heiße (70 °C) Fixierlösung (4 %-ige Formalinlösung) zugegeben.

Probenauswertung:

Die Erfassung der Nematodenfauna erfolgte durch Auszählung eines Aliquots, wobei zwischen den trophischen Gruppen in Anlehnung an YEATES et al. (1993) bis zur Ebene der Familie unter

Verwendung des Bestimmungsschlüssels von BONGERS (1988) differenziert wurde. Es wurden mindestens 100 Nicht-Pflanzenparasiten ausgewertet.

Auswertung: Abundanzen incl. des jeweiligen prozentualen Anteils

Genereller Maturity Index ohne Berücksichtigung der Pflanzenparasiten sowie auf die einzelnen Ernährungstypen bezogen (BONGERS, 1990)

Verhältnis Fungivore/Bakterivore (TWINN, 1974)

6.1.3 Ableitung von Erwartungswerten

Wie bereits dargestellt, wurde die Berechnung von Reifeindizes bereits vielfach angewendet. In der Regel diente sie dem Vergleich von Standorten und zur Darstellung von anthropogenen Einflüssen. Dabei weisen auch die verwendeten Böden eine große Bandbreite auf. Für eine Brache werden beispielsweise für den MI in Abhängigkeit von der Jahreszeit von 2,0 – 2,4, für den PPI von 2,0 – 2,2 genannt (SCHMIDTFRERICK et al., 1996). Für Modellökosysteme mit gestörten Böden wird ein MI für die Kontrollansätze von ca. 1,8 – 2,1 (ETTEMA & BONGERS, 1993; Werte aus Grafik) bzw. 2,2 (TRAUNSPURGER et al., 1995) beschrieben. Für landwirtschaftlich genutzte Flächen wird ein MI von 2,3 (TRAUNSPURGER et al., 1995) und für Grünland von 3,0 (YEATES & KING, 1997) bzw. 2,0 – 3,1 (BONGERS, 1990) berichtet. Aus der Untersuchung von 19 extensiv bewirtschafteten Flächen ergab sich ein Mittelwert für MI von 1,9 und für 16 intensiv bewirtschaftete Flächen von 1,5 (BONGERS et al., 1997). Bei allen Untersuchungen wird in der Regel kaum auf chemisch-physikalische Bodenparameter eingegangen. Insgesamt erscheint die Datenlage noch zu gering, um in Abhängigkeit von Nutzung bzw. chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften definitive Erwartungswerte zu nennen.

6.1.4 Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten

Die Nematodenbestimmung wurde als freiwillige Leistung in das beantragte Projekt aufgenommen. Daher konnten jedoch nur 3 der 15 Standorte beprobt werden. Untersucht wurden die Standorte Schmallenberg, Grünland (SBG), Schmallenberg, Acker (SBA), Schmallenberg, Buchenwald (SBB). Es wurden an 9 Stellen Proben entnommen, von denen 6 bestimmt wurden. Diese entsprachen den Probenahmestellen 1 bis 5 und 7. Tabelle 6.1-1 stellt eine Zusammenfassung der Ergebnisse dar. Die Einzelergebnisse zu den Nematodenpopulationen sind im Anhang aufgeführt. Abbildung 6.1-1 zeigt die prozentuale Verteilung der Arten.

Werden die Standorte in absteigender Folge gereiht, ergibt sich in Abhängigkeit des Bewertungsparameters folgende Wichtung:

Anzahl an Familien (gesamt):	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
Anzahl an Familien: Mycophagen:	Grünland	>	Acker	=	Buchenw.
Anzahl an Familien: Bakteriophagen:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
Anzahl an Familien: Predatoren:	Grünland	=	Acker	>	Buchenwald
Anzahl an Familien: Pflanzenparasiten:	Buchenwald	=	Acker	>	Grünland
Prozentualer Anteil: Mycophagen:	Acker	>	Grünland	>	Buchenwald
Prozentualer Anteil: Bakteriophagen:	Grünland	>	Acker	>	Buchenwald
Prozentualer Anteil: Predatoren:	Grünland	=	Buchenw	>	Acker
Prozentualer Anteil: Pflanzenparasiten:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
Gesamtabundanz ohne Pflanzenparasiten:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
Gesamtabundanz mit Pflanzenparasiten:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
Gesamtabundanz: Mycophage:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
Gesamtabundanz :Bakteriophage:	Grünland	>	Buchenwald	>	Acker
Gesamtabundanz: Predatoren:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
Gesamtabundanz : Pflanzenparasiten:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
MI:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
PPI:	Acker	>	Grünland	>	Buchenwald
PPI/MI:	Acker	>	Grünland	>	Buchenwald
BaMI:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
FuMI:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker
BaMI/FuMI:	Acker	>	Grünland	>	Buchenwald
PrMI:	Buchenwald	>	Grünland	>	Acker

Tab. 6.1-1: Charakteristika der Bodenproben in Bezug auf die Nematodenpopulation

	SBG	SBA	SBB
Anzahl an Familien (gesamt)	21	19	22
Anzahl an Familien: Mycophagen	6	4	4
Anzahl an Familien: Bakteriophagen	7	6	10
Anzahl an Familien: Predatoren	4	4	3
Anzahl an Familien: Pflanzenparasiten	4	5	5
Gesamtabundanz pro kg ohne Pflanzenparasiten	31172 ± 7411	12884 ± 1436	34799 ± 10617
Gesamtabundanz pro kg mit Pflanzenparasiten	76013 ± 16733	30262 ± 9792	133992 ± 64178
Prozentualer Anteil: Mycophage	4	7	3
Prozentualer Anteil: Bakteriophage	30	29	16
Prozentualer Anteil: Predatoren	7	6	7
Prozentualer Anteil: Pflanzenparasiten	59	57	74
Gesamtabundanz pro kg: Mycophage	3214 ± 3013	2159 ± 740	4393 ± 5002
Gesamtabundanz pro kg: Bakteriophage	22914 ± 5952	8779 ± 1303	21553 ± 7229
Gesamtabundanz pro kg: Predatoren	5044 ± 2978	1946 ± 733	8853 ± 4590
Gesamtabundanz pro kg: Pflanzenparasiten	44841 ± 15501	17378 ± 9441	99193 ± 63611
Verhältnis Fungivore / Bakteriovore	0,14	0,25	0,20
MI	2,09	1,89	2,87
PPI	2,46	2,82	2,03
PPI/MI	1,18	1,49	0,71
BaMI	1,57	1,40	2,00
FuMI	2,28	2,00	3,29
FuMI / BaMI	1,46	1,42	1,65
PrMI	4,35	3,98	4,78

SBG: Standort Schmalleberg, Grünland

SBA: Standort Schmalleberg, Acker

SBB: Standort Schmalleberg, Buchenwald

MI: Maturity Index

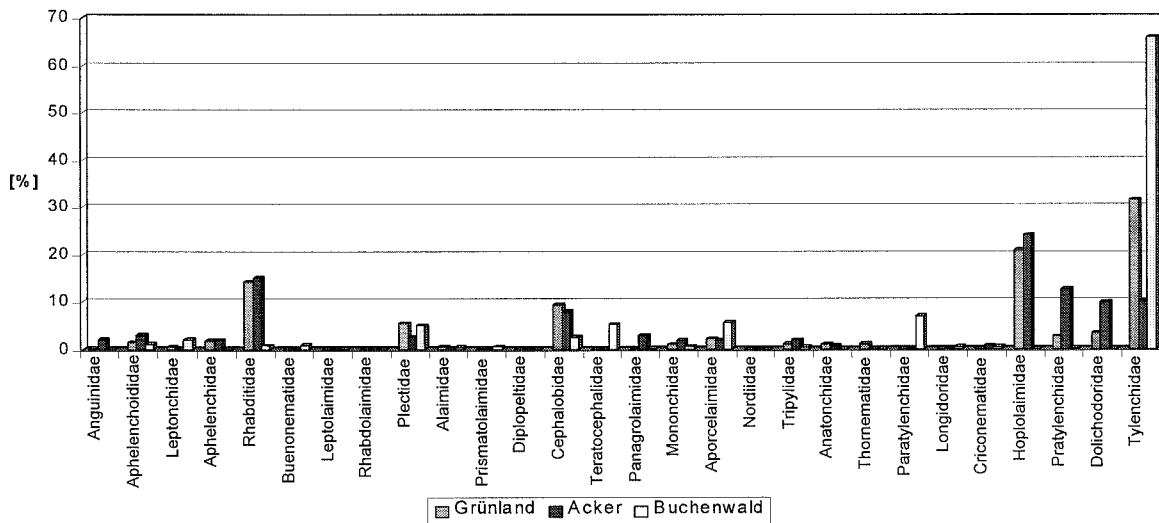
PPI: Maturity Index nur für Pflanzenparasiten

BaMI: Maturity Index nur für Bakteriophagen

FuMI: Maturity Index nur für Mycophagen

PrMI: Maturity Index nur für Predatoren

Abb. 1: Verteilung der Familien in den untersuchten Standorten



Die Ergebnisse zeigen, daß

- die Abundanz der Nematoden in den Böden deutlich variiert. So ergeben sich beispielsweise Unterschiede in der Gesamtabundanz ohne Pflanzenparasiten um den Faktor 1,1 - 2,7, in der Gesamtabundanz mit Pflanzenparasiten um sogar 1,8 - 4,4
- sich die Standorte/Nutzungen in der prozentualen Verteilung der Ernährungstypen unterscheiden und im Buchenwald die Pflanzenparasiten am stärksten vertreten sind
- sich die Standorte/Nutzungen in ihrer Familienverteilung unterscheiden. So dominieren am Buchenstandort deutlich die Tylenchidae (Pflanzenparasiten), wohingegen im Grünland und Acker eine größere Anzahl von Familien einen ähnlichen maximalen Prozentsatz aufweisen
- Unterschiede in den verschiedenen Reifeindizes zu verzeichnen sind. Die Unterschiede in den Indizes zwischen den Böden sind jedoch teilweise nicht so deutlich ausgeprägt wie die bei den Abundanzwerten. So differiert der MI beispielsweise um maximal 1,5, der PPI nur um 1,4.

6.1.5 Diskussion (insbesondere Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)

Ziel bei der Auswahl der Standorte für die Beprobung im Rahmen dieses Projektes war es, weitgehend anthropogen unbelastete Flächen zu untersuchen. Der Maturity Index für Acker (1,9) und Grünland (2,1) liegt im Bereich der in verschiedenen Literaturstellen genannten Werte. Der Maturity Index für Buchenwald von 2,9 kann noch nicht gewertet werden.

Im Gegensatz zu den anderen Tiergruppen, werden bei den Nematoden verbreitet bereits vereinfachte Auswerteverfahren auf der Basis der Ernährungstypen bzw. der Maturity Index angewandt, die geringere Spezialkenntnisse erfordern. Würde sich diese vereinfachte Auswerteform auch für die biologische Standortklassifikation eignen, wäre dies ein großer Vorteil für eine verbreitete Nutzung des Systems. Um einen ersten Eindruck in Bezug auf die Eignung der Nematoden auf der vereinfachten Basis als Qualitätsindikator im Rahmen des BBSK-Systems zu gewinnen, wurden auf freiwilliger Basis exemplarisch drei Proben untersucht. Eine endgültige Aussage kann aufgrund der geringen Probenanzahl nicht vorgenommen werden. Die bisherigen Ergebnisse incl. der Literaturstellen rechtfertigen jedoch eine weitere Verfolgung des Ansatzes. Ziel muß sein, die Datenbasis in Abhängigkeit von chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften und Nutzungsformen zu vergrößern, um Aussagen zu liefern, inwieweit diese Parameter sich im Maturity Index widerspiegeln. Des Weiteren sollte die Abhängigkeit der Ergebnisse von der Jahreszeit betrachtet werden.

Weitere Hinweise in Bezug auf die Eignung der Nematodenpopulation auf der Basis von MI bzw. Ernährungstypen zur Qualitätsbeurteilung von Böden kann die Untersuchung von belasteten Standorten im Vergleich zu unbelasteten Standorten liefern.

Anhang

Tab. 6.1-2: Nematodenpopulation in den Bodenproben vom Standort SBG (Anzahl/kg)

	1	2	3	4	5	6	Mittelw	Stabw	Anzahl *)	c-p-Wert
Mykophagen										
Anguinidae	0	150	582	0	0	0	122	233	2	2
Aphelenchoididae	1040	1051	727	660	1812	1682	1162	482	6	2
Leptonchidae	0	0	0	0	2718	0	453	1110	1	4
Aphelenchidae	3380	901	2618	1540	0	421	1477	1308	5	2
Gesamtsumme: Myc.	4420	2102	3927	2200	4531	2103	3214	3013		
Bakteriophagen										
Rhabditida										
Rhabditidae	8580	12914	4945	13639	10572	14299	10825	3579	6	1
Buenonematidae	260	0	0	0	0	0	43	106	1	1
Adenophorea										
Leptolaimidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Rhabdolaimidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Plectidae	5200	2703	2763	4180	9364	1051	4210	2894	6	2
Alaimidae	780	901	145	220	604	0	442	370	5	4
Prismatolaimidae	780	0	0	0	0	210	165	63	2	3
Diplopeltidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Cephalobina										
Cephalobidae	6760	9761	4799	8800	8759	3995	7146	2356	6	2
Teratocephalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Panagrolaimidae	0	0	291	0	0	210	84	132	2	1
Gesamtsumme Bact.	22359	26278	12944	26839	29299	19767	22914	5952		
Predatoren										
Mononchidae	1300	601	1309	220	1208	210	808	529	6	4
Aporcelaimidae	1560	1051	873	3520	2718	210	1655	1239	6	5
Nordiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Tripylidae	3120	450	0	440	604	421	839	1136	5	3
Anatonchidae	2600	0	727	220	302	1051	817	952	5	4
Thornematidae	1560	0	436	2200	302	1051	925	840	5	5
Gesamtsumme Pred.	10140	2102	3345	6600	5135	2944	5044	2978		
Pflanzenparasiten										
Paratylenchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Longidoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Criconematidae	520	450	291	0	302	0	261	220	4	3
Hoplolaimidae	35619	4655	22688	17819	8155	6729	15944	11909	6	3
Pratylenchidae	2340	1051	145	0	3927	4836	2050	2010	5	3
Dolichodoridae	9360	751	2182	660	302	2313	2595	3418	6	3
Tylenchidae	21059	17118	25742	17159	26278	36589	23991	7342	6	2
Gesamtsumme Pfl.	68898	24026	51049	35639	38965	50468	44841	15501		
Gesamtsumme ohne Pfl.	36919	30483	20216	35639	38965	24813	31172	7411		
Gesamtsumme	105817	54509	71264	71277	77929	75281	76013	16733		

*) Anzahl der Proben, in denen mehr als 0 Organismen gefunden wurden

Tab. 6.1-3: Nematodenpopulation in den Bodenproben vom Standort SBA (Anzahl/kg)

	1	2	3	4	5	7	Mittelw	Stabw	Anzahl *)	c-p-Wert
Mykophagen										
Anguinidae	2213	1394	0	86	107	0	633	944	4	2
Aphelenchoididae	0	1141	1887	1461	642	378	918	706	5	2
Leptonchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Aphelenchidae	0	0	666	1547	428	1007	608	603	4	2
Gesamtsumme Myk.	2213	2535	2553	3093	1176	1385	2159	740		
Bakteriophagen										
Rhabditida										
Rhabditidae	5808	4562	4329	4983	3315	4406	4567	820	6	1
Buenonematidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Adenophorea										
Leptolaimidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Rhabdolaimidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Plectidae	415	1141	1110	344	1069	755	806	359	6	2
Alaimidae	0	0	0	0	214	378	99	161	2	4
Prismatolaimidae	0	0	0	0	0	126	21	51	1	3
Diplopeltidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Cephalobina										
Cephalobidae	2351	2281	3219	1461	1604	3525	2407	833	6	2
Teratocephalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Panagrolaimidae	138	127	1443	172	2139	1259	880	856	6	1
Gesamtsumme Bak.	8712	8111	10100	6960	8341	10449	8779	1303		
Predatoren										
Mononchidae	553	1014	555	344	428	378	545	246	6	4
Aporcelaimidae	277	0	222	430	535	1888	559	677	5	5
Nordiidae	138	0	0	0	0	0	23	56	1	4
Tripylidae	830	1394	0	344	214	755	589	506	5	3
Anatonchidae	277	127	333	430	214	0	230	153	5	4
Thornematidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Gesamtsumme Pred.	2074	2535	1110	1547	1390	3021	1946	733		
Pflanzenparasiten										
Paratylenchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Longidoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Criconematidae	138	127	0	172	321	755	252	267	5	3
Hoplolaimidae	3872	3422	4107	8506	8020	15736	7277	4693	6	3
Pratylenchidae	4149	3802	1665	3866	2887	6546	3819	1616	6	3
Dolichodoridae	2213	2028	999	1632	5240	5791	2984	2012	6	3
Tylenchidae	968	887	1776	5585	4277	4784	3046	2077	6	2
Gesamtsumme Pfl.	11339	10265	8546	19762	20745	33613	17378	9441		
Gesamtsumme ohne Pfl.	12998	13180	13763	11599	10907	14855	12884	1436		
Gesamtsumme mit Pfl.	24338	23444	22309	31361	31652	48468	30262	9792		

*) Anzahl der Proben, in denen mehr als 0 Organismen gefunden wurden

Tab. 6.1-4: Nematodenpopulation in den Bodenproben vom Standort SBB (Anzahl/kg)

	1	2	3	4	5	7	Mittelw	Stabw	Anzahl *)	c-p-Wert
Mykophagen										
Anguinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Aphelenchoididae	229	1267	1490	5923	477	0	1564	2214	5	2
Leptonchidae	458	0	0	0	13365	3151	2829	5306	3	4
Aphelenchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Gesamtsumme Myk.	687	1267	1490	5923	13842	3151	4393	5002		
Bakteriophagen										
Rhabditida										
Rhabditidae	687	950	1064	987	2387	394	1078	687	6	1
Buenonematidae	2289	634	1064	1974	477	394	1139	809	6	1
Adenophorea										
Leptolaimidae	0	0	0	1974	0	0	329	329	1	3
Rhabdolaimidae	0	0	0	0	477	0	80	80	1	3
Plectidae	9614	3168	2554	8884	1432	14970	6770	6770	6	2
Alaimidae	916	317	0	1974	0	394	600	600	4	4
Prismatolaimidae	0	317	1064	987	0	2364	789	789	4	3
Diplopeltidae	229	0	0	0	0	0	38	38	1	3
Cephalobina										
Cephalobidae	3434	3485	1064	1974	5251	5121	3388	1666	6	2
Teratocephalidae	0	5702	7448	9872	12411	6697	7022	4207	5	2
Panagrolaimidae	458	0	0	987	477	0	320	399	3	1
Gesamtsumme Bak.	17626	14573	14258	29613	22912	30334	21553	7229		
Predatoren										
Mononchidae	1373	317	1277	0	1432	394	799	632	5	4
Aporcelaimidae	4349	11405	4895	6910	1909	15363	7472	5008	6	5
Nordiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Tripylidae	1373	1267	851	0	0	0	582	661	3	3
Anatonchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Thornematidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Gesamtsumme Pred.	7096	12989	7023	6910	3341	15757	8853	4590		
Pflanzenparasiten										
Paratylenchidae	0	20592	3831	31589	0	0	9335	13518	3	2
Longidoridae	0	2534	426	0	0	394	559	988	3	5
Criconematidae	0	1901	1702	0	0	0	601	932	2	3
Hoplolaimidae	0	0	213	0	0	0	35	87	1	3
Pratylenchidae	0	0	0	1974	0	0	329	806	1	3
Dolichodoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Tylenchidae	132997	104226	31496	161893	61576	37817	88334	53210	6	2
Gesamtsumme Pfl.	132997	129253	37668	195456	61576	38211	99193	63611		
Gesamtsumme ohne Pfl.	25409	28828	22771	42446	40095	49242	34799	10617		
Gesamtsumme mit Pfl.	158406	158081	60438	237902	101671	87453	133992	64178		

*) Anzahl der Proben, in denen mehr als 0 Organismen gefunden wurden

6.2 Oribatiden – Hornmilben

6.2.1 Einleitung

Oribatiden gehören wie einige andere Milbengruppen zur Bodenmesofauna und hier mit einer durchschnittlichen Körperlänge unter 1 mm zu den kleineren Formen, verglichen etwa mit Raubmilben oder Collembolen. Wie alle Bodenarthropoden leben sie in den luftgefüllten Hohlräumen des Bodens, vor allem aber in der Streuauflage. Sie ernähren sich überwiegend mykophag von den Hyphen saprophytischer Pilze, daneben auch makrosaprophag von in Zersetzung begriffenem Streu- und auch tierischem Substrat. In jedem Falle liegt ihre Funktion im Teilökosystem Boden im Bereich des Destruenten- oder Saprophagen-Nahrungsnetzes, das für den ersten Schritt des Streuabbaus verantwortlich ist.

Deshalb ist ihre Siedlungsdichte in weitem Rahmen mit der Mächtigkeit der Streuauflage korreliert: Je mächtiger diese, desto mehr Oribatiden leben auf einer Flächeneinheit. Dem entspricht auch, daß Oribatiden Grünlandböden in wesentlich geringeren Dichten und Ackerböden nur ausgesprochen spärlich besiedeln. In Waldböden aber sind sie meist die arten- und individuenreichste Gruppe zumindest aller Bodenarthropoden. Insgesamt ist in Mitteleuropa mit 550-600 Arten zu rechnen, von denen an den 15 Untersuchungs- und rund 27 Referenzstandorten dieser Studie rund 250 Arten auftraten.

Die Entwicklung einer Oribatide durchläuft 4 distinkte Jugendstadien vom Ei bis zum Adultus: Larve und 3 Nymphenstadien, Proto-, Deuto- und Tritonymphe. Im Rahmen von Routineuntersuchungen können nur die Adulten auf Artniveau identifiziert werden, die Juvenilstadien werden lediglich gemeinsam in toto erfaßt. Das Adultstadium lebt bei den meisten Oribatiden wesentlich länger als die gesamte Entwicklung mit allen 4 Juvenilstadien benötigt, so daß sich in Bestandsaufnahmen der Populationen stets ein deutliches Übergewicht der Adulten ergibt, das allerdings noch verstärkt wird durch die Tatsache, daß die Trockenextraktionsverfahren die empfindlicheren Jugendstadien unvollständiger erfassen als die Adulten.

Mit der Lebensweise als Angehörige des Destruenten-Nahrungsnetzes und des damit zusammenhängenden bevorzugten Aufenthaltes in der Streuauflage ist eine weniger strikte Bindung an Bodenfaktoren wie Bodenart, SOM, pH-Wert und C/N-Verhältnis des Mineralbodens, auch dessen oberster Schicht, verbunden. Dagegen ergeben sich gute Korrelationen mit allen möglichen

Parametern der Streuauflage, vor allem aber mit der Humusform, die wiederum stark von der Vegetation beeinflusst wird.

So liegen die Siedlungsdichten der Oribatiden in Moder-Rohhumusböden einheimischer Nadelwäldern häufig zwischen 100-200.000 Individuen pro m², wobei euedaphische Kleinformen unter 300 µm Körpergröße dominieren, die vor allem in der H-Schicht leben und auch in den Ah-Horizont vordringen. Die Artenzahlen liegen zwischen 50 und etwa 90, meist über 60. In dem breiten Spektrum der Humusformen zwischen Moder und Mull unserer Laubwälder sind die Oribatiden mit einem sehr variablen, vielfältigen Artenspektrum eu- und hemiedaphischer Formen aller Größenklassen bis zu den größten Arten um 1 mm Körpergröße vertreten, die Siedlungsdichte beträgt etwa 30-80.000, die Artenzahl 30-70, meist unter 60. In den echten Mullwäldern mit Auflageschichten, die nur 1-2 Streujahrgänge umfassen, gehen die Siedlungsdichten auf 5-30.000 zurück, die Artenzahlen kann aber immer noch 40-50 betragen, in einem Auwald mit extremem A-Mull beispielsweise 40 Arten bei <5.000 Individuen.

6.2.2 Material und Methoden

Die Oribatiden werden wie die übrige Meso-Arthropodenfauna, also alle Milben und Collembolen sowie die Kleinformen und Jungtiere anderer Arthropodengruppen mittels der in Kap. 5.2 dargestellten Methode gewonnen. Die Oribatiden werden unter dem Binokular bei schwacher bis mittlerer Vergrößerung mittels einer Pipette aus 70%igem Alkohol aussortiert, gezählt und unter dem Binokular nach Arten sortiert und bestimmt. Lediglich taxonomisch schwierige Gruppen wie Phthiracariden und Damaeiden, und die wegen ihrer Kleinheit nicht spontan erkennbaren Suctobelben und Brachychthonien müssen unter dem Mikroskop in Milchsäure bestimmt werden. Das bearbeitete Material wird ebenso wie die nicht bearbeiteten Gruppen in der Sammlung des SMNK aufbewahrt.

Die Individuenzahlen werden mit dem Faktor 50, errechnet aus einer Stechergrundfläche von 22 cm² · 9 Einzelproben, auf Siedlungsdichten (Ind./ m²) umgerechnet, um diesen häufig in der Literatur zu findenden Summenparameter mit verwenden zu können. Außerdem werden als Summenparameter die Artenzahl pro Standort und die prozentuale Verteilung sowohl der Arten als auch der Individuen der adulten Oribatiden auf Großgruppen verwendet (vgl. BECK et al., 1997). Diese erfordern keine exakte Artbestimmung, sondern nur eine Trennung nach präsumptiven Arten

und deren relativ leichte Zuordnung zu einer der 7 Großgruppen. Als Artenparameter, für die die genaue Determination der Arten Voraussetzung ist, werden die relative Häufigkeit der einzelnen Arten = Dominanz, herangezogen, der auf ihr aufbauende Diversitätsindex nach Shannon und die Evenness; als weitere Indizes werden die Artenidentität nach Sørensen und die Dominanzidentität nach Renkonen bestimmt. Alle genannten Indizes sind mit den entsprechenden Rechenverfahren bei MÜHLENBERG (1993) aufgeführt.

Diese Indizes können zusätzlich verschiedenen Cluster-Verfahren (single linkage und Ward) unterworfen werden, um Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Zönosen herauszuarbeiten. Schließlich können die in den Artenlisten repräsentierten Zönosen in einer Korrespondenzanalyse und alternativ einer Kanonischen Korrespondenzanalyse mit den Standortfaktoren verrechnet werden. Dabei läßt sich schrittweise die Stabilität der Ergebnisse der Korrespondenzanalysen prüfen durch sukzessives Einschränken auf Arten, die mindestens an 2, 3 oder mehr Standorten auftreten. Diese Analysen werden derzeit auf ihre Aussagekraft und Anwendbarkeit getestet, können aber noch nicht abschließend beurteilt werden.

In die abschließende Klassifikation eines Standorts mit der Festlegung der Erwartungswerte und die Beurteilung des aktuellen Zustandes auf Grund der Istwerte der Zönose sollte zusätzlich – wo möglich – Expertenwissen einfließen, mit dessen Hilfe die Artengemeinschaft auf Zeigerarten, Charakter- und Differentialarten hin geprüft werden kann. Im Stadium der Entwicklung der BBSK und der Schaffung der Datenbasis zur Umsetzung in die Praxis ist dies unerlässlich. Wenn das Expertenwissen in einer ausreichenden Datengrundlage kondensiert ist, wird die praktische Umsetzung das Expertenwissen nur in Sonderfällen bei der Interpretation der Ergebnisse benötigen. Die Anforderungen beschränken sich dann “nur” auf die Kenntnisse, die zur Trennung der Arten (Grobanalyse) und der anschließenden Determination der Arten (Feinanalyse), notwendig sind (siehe Kap.6.2.5).

Danksagung

An den Freilandarbeiten waren von seiten des SMNK Astrid Neßler und Dipl.Biol. Wolfgang Hohner maßgeblich beteiligt. Franziska Meyer hat auf der Basis ihrer langjährigen Erfahrung im Bearbeiten einheimischer Oribatidenproben die Oribatiden nach Arten sortiert, gezählt und weitgehend determiniert. Lediglich die nur mit dem Mikroskop zu bestimmenden Brachychthoniiden und Suctobelben, sowie die taxonomisch mangelhaft erschlossenen

Phthiracariden, Euphthiracariden, Belbiden und Damaciden wurden nachbestimmt. Bei der Dateneingabe und -bearbeitung halfen Sandra Kretzler und Sotiria Tsakiri. Die statistische Bearbeitung, insbesondere Cluster-, Korrespondenz- und Diskriminanzanalysen verdanken wir Dipl.Biol. Jörg Spelda. Allen sei für ihre engagierte Arbeit herzlich gedankt.

6.2.3 Ableitung von Erwartungswerten

Die Ableitung von Erwartungswerten ist bei der mit Abstand artenreichsten aller Gruppen, die zur vorliegenden Studie herangezogen wurden, noch in vollem Gange. Sie vollzieht sich auf zwei Ebenen, die durch die unterschiedliche Qualität und Brauchbarkeit des Datenmaterials bestimmt werden:

1. Literatur: Die Arbeiten sind von außerordentlich unterschiedlicher Qualität sowohl in Hinsicht auf die Determination der Oribatiden-Arten als auch auf die Charakterisierung der Standorte. Von den in allgemein zugänglichen Zeitschriften veröffentlichten Arbeiten, die wenigstens einige Standortparameter berücksichtigen, sind rund 200 nach Arten aufgeschlüsselt in einer Datei mit über 11.000 Datensätzen (= Artennennungen) erschlossen. Regionaler Schwerpunkt ist Mitteleuropa, mit erfaßt sind größere, wichtige Arten aus angrenzenden Regionen. Ergänzt wird diese "ökologische" Datei durch eine "taxonomisch-geographische" Datei, in der rund 600 Arbeiten mit wenig ökologischen Angaben, wohl aber geographisch gekennzeichneten Standorten aus Europa und den Neotropen, ebenfalls nach Arten aufgeschlüsselt, in über 33.000 Datensätzen erfaßt sind.
2. Eigene Aufsammlungen: Diese liefern absolut vergleichbare Daten, da die entsprechenden Standorte unter vergleichbaren Gesichtspunkten und nach den gleichen Methoden beprobt wurden, wie sie in dieser Studie angewandt werden. Es handelt sich um eine Serie von 11 Standorten aus dem ökologischen Wirkungskataster der LfU Baden-Württemberg, die nach dem in Kap. 6.2.5 als optimal geschilderten Verfahren beprobt wurden. Diese Standortauswahl wird ergänzt durch Probenserien von 8 weiteren baden-württembergischen Standorten, an denen teilweise umfangreiche Untersuchungen durchgeführt wurden, die auch eine methodenkritische Beurteilung ermöglichen werden. Hinzu kommen 6 Standorte aus dem Rhein-Main-Gebiet und 2 Standorte aus Luxemburg, zu denen allerdings noch nicht alle abiotischen Parameter vorliegen. Insgesamt verfügen wir damit derzeit bzw. in Kürze über 27 Referenzstandorte. Die vollständige Determination der rund 400.000 Tiere an den Referenzstandorten wird noch 2 - 3

Monate beanspruchen, zu erwarten sind derzeit rund 250 Arten, bei weiterer Ausdehnung der Auswahl an Standorttypen dürfte sich die Zahl der zu bearbeitenden Arten auf etwa 300 - 350 der insgesamt 550 - 600 mitteleuropäischen Arten erhöhen.

Zum jetzigen Zeitpunkt lassen sich Erwartungswerte für Summenparameter formulieren. Als Beispiel ist die Auswertung von 6 Nadelwäldern aus Südwestdeutschland aufgeführt (Tab. 6.2-1).

Tab. 6.2-1: Summenparameter der Oribatiden-Zönose für einige Nadelwälder (Referenzstandorte aus Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz).

Bod. Art	pH	Feuchte	C/N	Org. Geh	Hum form	A-Abu	I-Abu	Gruppendominanz (noch nicht vollständig ermittelt)	N
Nadelwälder, Nadelmischwald									
1-2	1	1-3	3-4	3-4	2-3	50-70	> 100.000	NB+OP = 60-80%, PB+PP < 20	3
1	2-3	1-2	?	?	3	60-70	> 100.000	NB+OP = 80-90%, PB+PP = <20%	2
1	4	2	?	?	4	65	60.000	NB+OP = 75%, PB+PP = <20%	1

A-Abu = Artenabundanz (Zahl der Arten), I-Abu = Individuenabundanz (Siedlungsdichte, Ind./m²), NB = basale Niedere Oribatiden, OP = oppiide Oribatiden, PB = basale Pterogasterina, PP = periphere Pterogasterina, N = Anzahl der Standorte.

Für Artenparameter sind Abschätzungen oder Trends mit entsprechenden Bandbreiten möglich, die aber noch keine präzise Einschätzung erlauben, wohl aber Tendenzen. So dominieren in Nadelwäldern, meist korreliert mit den mächtigen Auflagehorizonten der Moder- bis Rohhumusprofile, die euedaphischen Kleinformen aus den Gruppen der Brachychthonien, Oppiellen und Suctobelben. In lichten Laubwäldern mit der Humusform Mull, vor allem in seiner extremen Ausprägung als L- und A-Mull, sind Pterogasterina s. str. überproportional vertreten, die dann in Offenland-Standorten häufig Dominanzen von über 75% erreichen.

Das Vorkommen von Oribatiden wird vermutlich stärker vom Klima, speziell vom Mikroklima, beeinflusst als die abiotischen Bodenfaktoren, was die Korrelation zwischen den ausgewählten Bodenfaktoren und den Bodentivorkommen generell lockert und überlagert. So lassen sich Charakterarten montaner Lagen (z.B. *Oppiella falcata* mit Dominanzen bis 25%!) ausmachen, ebenso Artenspektren warmer Standorte mit Anteilen von *Licnodamaeus*, *Xenillus* und *Zetorchestes*. Eine erhöhte Dominanz von *Tectocephus*, der an den meisten Waldstandorten im Bereich unter 10%, meist unter 5% vertreten ist, ist als Auffälligkeit zu beurteilen. In

Belastungsexperimenten mit Chemikalien konnten Steigerungen seiner Dominanz bis über das Zehnfache beobachtet werden (BECK et al., 1988).

Die Artenparameter erlauben in ihren verschiedenen Kombinationsmöglichkeiten hinreichend differenzierte Aussagen sowohl zur Standortklassifikation allgemein als auch zur Bioindikation von Abweichungen und werden in der Folgezeit im Mittelpunkt der Arbeiten an der BBSK stehen.

6.2.4 Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiel-Standorten

Das Material der 15 Untersuchungsstandorte mit etwa 12.000 Tieren aus 132 Arten ist bereits vollständig determiniert. Die Summenparameter sind in Tab. 6.2-2, die vollständige Artenliste in den Tab. 6.2-3 und 6.2-4 dargestellt.

Tab. 6.2-2: Summenparameter der Oribatiden Zönose der 15 Untersuchungsstandorte. Die Standorte sind nach der Artenabundanz geordnet. Die angegebenen Kombinationen von Gruppendominanzen sind nur eine vorläufige Auswahl aus den 7 Gruppendominanzen.

Code	Ort	Nutzungsform		Art- Abu	Individ.- Abundanz	NB+ OP	PB+ PP	BA+ EU
SCF	BY, Scheyern	Wald	Fichte	65	135.000	75	14	5
BEK	BE, Berlin	Wald	Kiefer	56	142.000	80	24	7
BBK	BR, Beerenbusch	Wald	Kiefer	51	127.000	67	7	4
SBB	NW, Schmalleberg	Wald	Buche	41	27.000	68	14	15
TAM	NW, Tannenbusch	Wald	Buche/Eiche	39	31.000	54	7	5
MEM	RP, Merzalben	Wald	Eiche/Buche	36	26.000	72	15	4
NIB	HE, Vogelsberg	Wald	Buche	36	43.000	79	18	3
CRM	BW, Crailsheim	Wald	Buche/Esche	32	9.000	41	31	17
EHE	NS, Ehrhorn	Wald	Eiche/Buche	12	4.000	13	15	2
LUB	NS, Lüss	Wald	Buche	12	4.000	28	50	1
AKG	NS, Aher Kämpe	Grünland	Gras	10	2.200	79	21	0
SBG	NW, Schmalleberg	Grünland	kraut. Staud.	7	4.800	23	78	0
BRG	NS, Breddewarden	Grünland	Gras	4	300	50	25	0
SBA	NW, Schmalleberg	Acker	Weizensaat	3	150	0	100	0
SCG	BY, Scheyern	Grünland	Gras	2	3.800	0	100	0

Art-Abu = Artenabundanz (Zahl der Arten), Individuenabundanz (Siedlungsdichte, Ind./m²), NB = basale Nieder Oribatiden, OP = oppiide Oribatiden, PB = basale Pterogasterina, PP = periphere Pterogasterina, BA = basale Höhere Oribatiden, EU = eupheredermate Höhere Oribatiden.

Die Grobanalyse mittels Summenparametern ist in Tab. 6.2-2 dargestellt. Sie ergibt nach Arten- und Individuenzahl eine erste Trennung in Wald- und Offenland-Standorte obwohl die Grenze fließend erscheint. Sie ist aber in der vorliegenden Standortauswahl insofern eindeutig, als keine Überschneidung im Parameter Artenabundanz vorkommt. Dies entspricht der Erwartung. Innerhalb der Waldstandorte lassen sich drei Gruppen erkennen:

1. Nadelwälder (SCF, BEK, BBK): Die drei Nadelwaldstandorte heben sich deutlich von allen übrigen ab durch die mit deutlichem Abstand höchsten Arten- und Individuenzahlen. Daß dies primär eine Frage der Nutzungsform bzw. der Vegetation ist, geht aus der Tatsache hervor, daß beispielsweise der Fichtenwald in Scheyern und der Buchenmischwald in Tannenbusch nahezu identische Faktorenkombinationen aufweisen, sich aber in den Summenparametern der Oribatidenzönose und, wie ein Blick auf die Artenliste (Tab. 6.2-3) zeigt, auch in den Artenparametern deutlich von diesen unterscheiden.
2. Laubwälder im Gebiet der Lüneburger Heide (EHE, LUB): Die beiden Standorte sind extrem spärlich von Oribatiden besiedelt, was bisher ohne jede Parallele an den Referenzstandorten ist und wozu auch Hinweise aus der Literatur fehlen. Die Artenparameter, auch der Diversitätsindex, werden aber die Abweichung als nicht zufällig bestätigen, denn in beiden Wäldern dominiert eine höchst ungewöhnliche Artenkombination aus peripheren Niederen Oribatiden und aus Pterogasterinen, was tendenziell auf eher lichtere Wälder hindeutet.
3. Laubwälder im Mittelgebirgsbereich (SBB, TAM, MEM, NIB, CRM): Eine mit den Summenparametern nicht weiter zu differenzierende Gruppe von Buchen- und Buchenmischwäldern, bei denen lediglich der Standort Crailsheim mit einer außergewöhnlich niedrigen Siedlungsdichte an Oribatiden auffällt. Er steht in seiner Faktorenkombination am ehesten dem Buchenwald in Schmallebenberg nahe, offenbar aber nicht in seiner Oribatidenzönose. Crailsheim ist einer der von uns über mehrere Jahre hinweg untersuchten Standorte, so daß wir die Abweichung als zufällig ansehen können: Die Siedlungsdichte beträgt nur 1/3 der durchschnittlichen und die Artenzahl ist ebenfalls um 6-8 Arten höher zu erwarten. Dies zeigt die Problematik einer einmaligen Probennahme, die weiter unten diskutiert wird. Wenn allerdings der Forderung gefolgt wird, bei Auffälligkeiten weitere Beprobungen durchzuführen, dann würde sich der Sachverhalt im vorliegenden Fall mit hoher Wahrscheinlichkeit in Richtung "unauffällig" entwickeln. Damit rückt der Standort auch in den Summenparametern der Oribatidenzönose in die Nähe des Standorts Schmallebenberg, was durch die auffallende Dominanz basaler Höherer und eupheredermater Oribatiden bestätigt wird, die in mitteleuropäischen Wäldern normalerweise ausgesprochen spärlich vertreten sind (Tab. 6.2-2).

Insgesamt ergibt sich damit doch ein erstaunlich enger Rahmen der Summenparameter für Laubwälder in Mittelgebirgslagen mit einer Artenzahl zwischen 35 und 45 und einer Siedlungsdichte zwischen 25.000 und 45.000, der in ausgesprochenen Moderwäldern mit mächtigen Streuauflagen allerdings deutlich nach oben in Richtung Nadelwälder ausgeweitet werden muß.

Die Artenparameter sind an den 15 Untersuchungsstandorten vollständig erfaßt, während die Bearbeitung der 27 Referenzstandorte noch nicht abgeschlossen ist. Deshalb wurde das Artenspektrum aus den Untersuchungsstandorten zwar für Modellrechnungen genutzt, um die Brauchbarkeit der Analysen zu testen. Die Referenzstandorte lassen sich jederzeit einfügen und vergleichen.

Tab. 6.2-3: Vollständige Artenliste und Siedlungsdichten (Ind/m²) der Arten an den 10 untersuchten Waldstandorten.

			SCF	BEK	BBK	SBB	TAM	MEM	NIB	CHL	EHE	LUB
1 NB	Brachychoch..	Impressus	4.400									
1 NB	Brachychoch..	zelawaiensis	4.450	850	1.250							
1 NB	Brachychoch..	immaculatus	2.150		50				150			
1 NB	Brachychoch.	suecicus/cric.		1.350	600							
1 NB	Brachychoch.	jacoti		650	50							
1 NB	Brachychoch.	furcatus		1.850	650							
1 NB	Brachychoch.	phyllophorus		350								
1 NB	Brachychoch.	honestus		50								
1 NB	Brachychoch.	immaculatus		50								
1 NB	Brachychoch.	bimaculatus		100								
1 NB	Brachychthon.	sp.		350					100			
1 NB	Brachychthon.	cricoides	300	3.750	200			50				
1 NB	Brachychthon.	berlesei	150				1.350		150			
1 NB	Neobrachychth..	marginatus		250								
1 NB	Eobrachychth.	oudemansi	50									
1 NB	Liochthonius	brevis	4.200	1.500	2.000	100	50	150	750			
1 NB	Liochthonius	evansi	600	300	200							
1 NB	Liochthonius	simplex		50								
1 NB	Liochthonius	hystericinus				100						
1 NB	Paraliochthon.	globuliferus	2.450	2.100	100							
1 NB	Paraliochthon.	piluliferus		450								
1 NB	Mixochthon.	pilosetosus	400	550	100							
1 NB	Poecilochthon.	spiciger								100		
1 NB	Eniochthon.	minutissimus	10.400	11.350	2.550		400					
1 NB	Hypochthon.	rufulus	2.150		900	50	1.650		100		50	
2 NP	Eulohmannia	ribagai							50			
2 NP	Camisia	spinfer	50		100							
2 NP	Camisia	biurus		50								
2 NP	Nothrus	silvestris	250	150	650	400	50	300			100	150
2 NP	Platynothonus	peltifer	250	150	1.750		3.700			500	2.200	
2 NP	Nanhermannia	areolata	50	250	1.500	100		50	50		200	
2 NP	Phthiracarus	anonymus	200			150		50			100	
2 NP	Phthiracarus	stramineus	50									
2 NP	Phthiracarus	piger	100			50	150	150				
2 NP	Phthiracarus	crinitus	100									
2 NP	Phthiracarus	longulus	50					50				

Tab. 6.2-3: (Forts.)

2 NP	Phthiracarus	affinis			750	50	100	250		100		
2 NP	Steganacarus	applicatus	2.550							50		
2 NP	Steganacarus	ferugineus cf.	150		50					50		
2 NP	Steganacarus	Striculus	150									
2 NP	Steganacarus	magnus				50	50			50		
2 NP	Steganacarus	sp.								50		
2 NP	Rhysotritia	duplicata	1.050	50	400	50	1.650	1.000				300
2 NP	Microtritia	minima		4.350			3.450					450
2 NP	Hermannia	gibba	1.950									
3 BA	Hermanniella	granulata								50		
3 BA	Neoliodes	farinosus	100		2.100							
3 BA	Eremaeus	oblongus						50				
3 BA	Carabodes	labyrinthicus	200	800	250			150				
3 BA	Carabodes	coriaceus		50	50	50		100				
3 BA	Carabodes	forsslundi		600	650							
3 BA	Carabodes	femoralis					100				50	50
3 BA	Caleremaeus	monilipes	50									
3 BA	Banksinoma	lanceolata		50			50					
3 BA	Pantelozetes	paolii				50						
3 BA	Licneremaeus	lienophorus					50			100		
4 EU	Belba	corynopus	300									
4 EU	Metabelba	pulverulosa		150	350					100	50	
4 EU	Porobelba	spinosa	1.600	700	250	100						
4 EU	Damaeus	clavipes	100	50				50				
4 EU	Damaeus	geniculatus								100		
4 EU	Spatiodamae.	verticilipes		300			650	50		400		
4 EU	Hypodamaeus	riparius				400			200			
4 EU	Damaeobelba	minutissima	100									
4 EU	Cepheus	cepheiformis		100	150							
4 EU	Cepheus	dentatus							50			
4 EU	Amerus	polonicus								100		
4 EU	Adoristes	ovatus	1.750	1.650	5.250	100	300					
4 EU	Ceratoppia	quadridentata			50							
4 EU	Cultroribula	bicultrata	300		1.300		50	50	150			
4 EU	Liacarus	coracinus	50									
4 EU	Liacarus	xylariae	50			50		150	50			
4 EU	Liacarus	subterraneus						350				
4 EU	Gustavia	fusifera								50		
4 EU	Autogneta	longilamellata			50					50		
4 EU	Conchogneta	dalecarlica				2.300			500			
5 OP	Oppia	clavipectinata				50						
5 OP	Oppiella	nova	6.650	16.050	41.050	1.950	50	7.050	1.350	500	400	950
5 OP	Oppiella	ornata	900	1.150	13.305		350	2.950	6.000	1.000		
5 OP	Oppiella	subpectinata	6.100		4.900	350	50	650	4.350	400		
5 OP	Oppiella	minutissima	4.450	3.800	3.300		50	150		150		50
5 OP	Oppiella	bicarinata	2.300									
5 OP	Oppiella	sigma	750	2.500		300	50		3.950			
5 OP	Oppiella	splendens		2.500								
5 OP	Oppiella	obsoleta				300		100	100			
5 OP	Oppiella	falcata				5.000		300	1.350			
5 OP	Oppiella	keilbachi/unic.							50			
5 OP	Quadroppia	paolii	6.300			50						
5 OP	Quadroppia	quadricarin. a	300	950	650		50	50	600	100		
5 OP	Quadroppia	quadricarin. b					50					
5 OP	Suctobelba	subcornigera	11.150	7.900	7.650	1.050	850	2.150	1.800	150		
5 OP	Suctobelba	trigona	2.500			1.350		150	1.050			
5 OP	Suctobelba	acutidens	3.250	5.550	9.500	2.950	300	1.800	2.300			50
5 OP	Suctobelba	subtrigona	850	1.250	850	50	700	100	700			
5 OP	Suctobelba	hamata	1.300	150	1.400		5.450					50
5 OP	Suctobelba	similis	550	300	2.150		650		250			
5 OP	Suctobelba	falcata	550	100	5.750		1.450		800			

Tab. 6.2-3: (Forts.)

5 OP	Suctobelba	nasalis	250	750		1.150	250		750	250		
5 OP	Suctobelba	perforata	150	150	50				1.200			
5 OP	Suctobelba	alloenasuta			50				50			
5 OP	Suctobelba	vera		50								
5 OP	Suctobelba	tuberculata					650					
5 OP	Suctobelba	duplex							400			
5 OP	Suctobelba	sp.									50	
6 PB	Tectocepheus	velatus	3.900	19.350	250		100	2.500	2.350	50		
6 PB	Pelops	torulosus	100	300	1.400			50				
6 PB	Pelops	plicatus			50							
6 PB	Pelops	hirtus								50		
6 PB	Achipteria	coleoptrata	4.400			1.550		150	800	350		
6 PB	Parachipteria	punctata			50	100						
7 PP	Hemileius	initialis	450		2.300	400				100	150	
7 PP	Oribatula	tibialis	650	2.700	2.400	200	50	200	100	150		
7 PP	Zygoribatula	exilis				50						
7 PP	Scheloribates	latipes		200								
7 PP	Liebstadia	humerata						50				
7 PP	Dometorina	plantivaga								50		
7 PP	Chamobates	cuspidatus	250		2.950	350				450	250	400
7 PP	Chamobates	borealis	500	1.700		100	50					
7 PP	Chamobates	voigtsi	4.100						3.050	500		1.350
7 PP	Chamobates	pusillus						300				
7 PP	Ceratozetes	thienemanni										150
7 PP	Diapterobates	spec.	150									
7 PP	Fuscozetes	fuscipes ?	200									
7 PP	Trichoribates	incisellus				50						
7 PP	Euzetes	seminulum					250			200		
7 PP	Minunthozetes	semirufus					500					
7 PP	Punctoribates	punctum ?							100			
7 PP	Oribatella	quadricornuta	300				550					
7 PP	Oribatella	calcarata				50						
7 PP	Ophidiotrichus	connexus				50	50	150	50			
7 PP	Galumna	lanceata		150		100					150	100
7 PP	Acrogalumna	longipluma		800	100					150		
7 PP	Pergalumna	nervosa				50						

Tab. 6.2-4: Vollständige Artenliste und Siedlungsdichten (Ind/m²) der Arten an den 10 untersuchten Offenlandstandorten.

			AKG	SBG	BRG	SCB	SBA
1 NB	Brachychochthonius	immaculatus	250				
1 NB	Brachychochthonius	suecicus/cricoides	50				
1 NB	Brachychochthonius	berlesei		150			
1 NB	Liochthonius	brevis	150				
1 NB	Poecilochthonius	spiciger	50				
2 NP	Steganacarus	striculus			50		
5 OP	Oppiella	nova	450	750	100		
5 OP	Oppiella	ornata		50			
5 OP	Oppiella	minutissima	800		50		
5 OP	Suctobelba	subcornigera	100				
6 PB	Tectocepheus	velatus	50	50	50		50
6 PB	Tectocepheus	minor	50				
6 PB	Achipteria	coleoptrata				3.500	
7 PP	Hemileius	initialis		100			
7 PP	Chamobates	voigtsi				50	
7 PP	Ceratozetes	gracilis					50
7 PP	Punctoribates	punctum ?	200	3.250			50
7 PP	Acrogalumna	longipluma		50			

Eine umfassende Auswertung wurde nur für die 10 Waldstandorte vorgenommen, für die Offenlandstandorte ist die Datenbasis noch zu schmal. Die Daten wurden folgendermaßen ausgewertet:

1. Arten- und Dominanzidentität nach Sørensen bzw. Renkonen (Tab. 6.2-5): Der Sørensen-Index wertet nur das Vorkommen einer Art, nicht ihre Häufigkeit, und gibt im Prinzip an, wieviel Prozent der Arten zwei Standorten gemeinsam sind. Der Renkonen-Index besagt, zu wieviel Prozent die Dominanzen der Arten zweier Standorte übereinstimmen.

Tab. 6.2-5: Sørensen-Index (obere rechte Hälfte) und Renkonen-Index (untere linke Hälfte) der Oribatidenzönosen der 10 untersuchten Waldstandorte.

	SCF	BEK	BBK	SBB	TAM	MEM	NIB	CRM	EHE	LUB
SCF		53	64	40	52	48	46	33	21	21
BEK	47		67	33	48	41	35	27	18	27
BBK	37	45		37	47	46	39	36	25	22
SBB	27	25	30		45	49	52	27	30	23
TAM	17	17	21	9		48	48	42	20	28
MEM	33	45	65	32	14		50	32	13	21
NIB	31	30	37	33	14	44		27	13	13
CRM	29	20	36	26	18	31	43		23	17
EHE	8	11	19	16	16	13	4	25		42
LUB	15	22	30	14	21	31	14	24	24	

Die Oribatidenzönose zeigt ein hohes Maß an Übereinstimmung zwischen den 3 Nadelwaldstandorten (SCF, BEK, BBK), was insbesondere darin zum Ausdruck kommt, daß über die Hälfte bis zwei Drittel der Arten den Standorten gemeinsam sind. Dem schließt sich eine Gruppe mittlerer Ähnlichkeit an, die die Nadelwaldstandorte und die artenreicheren Laubwaldstandorte (TAM, MEM, NIB) umfaßt, mit Ausnahme von SBB. Auch CRM als relativ artenarmer Standort ist aus dieser Gruppe ausgeschlossen. Obwohl diese beiden letztgenannten Standorte sowohl nach der Zahl der übereinstimmenden Arten als auch deren Dominanzen eine unterdurchschnittliche, geringe Ähnlichkeit aufweisen, zeigt die genauere Analyse des Artenspektrums, daß sie in einem spezifischen Merkmal der Zönose, nämlich einem überproportionalen Anteil basaler Höherer und eupheredermater Arten, (Gruppe 3 und 4)

übereinstimmen, was erwartungsgemäß mit den weniger sauren, kalkreicheren Lehmböden korreliert.

Schließlich fallen wie schon bei den Summenparametern die beiden Heidewälder (EHE, LUB) völlig aus dem Ähnlichkeitsrahmen heraus, sie weisen nur untereinander eine mittlere Ähnlichkeit ihres Artenspektrums (Sørensen-Index 42%) aus, das aber unterschiedlich verteilt ist (Renkonen-Index 24%)

2. Der Diversitäts- oder Shannon-Index nach stellt eine relatives Maß für den Artenreichtum und die Ausgewogenheit einer Zönose dar, beides verschmolzen zu dem Diversitätsmaß H_s . Dieses ist um so höher, je artenreicher eine Zönose ist und je gleichmäßiger die Dominanzen der einzelnen Arten sind. Der Index erreicht dann seinen standortspezifischen Höchstwert (H_{max}), wenn alle Arten gleich häufig sind. Die Evenness gibt als Dezimalbruch an, wie weit H_s mit H_{max} übereinstimmt. Die Werte sind in Tab. 6.2-6 zusammengestellt.

Tab. 6.2-6: Diversitätsindex nach Shannon und Evenness der Oribatidenzönosen der 10 untersuchten Waldstandorte.

	SCF	BEK	BBK	SBB	TAM	MEM	NIB	CHL	EHE	LUB
Diversität	3,370	2,948	2,696	2,696	2,750	2,400	2,845	3,050	1,570	1,924
Evenness	0,807	0,732	0,686	0,726	0,751	0,670	0,794	0,880	0,632	0,774

Erwartungsgemäß weist die artenreichste Zönose (SCF) den höchsten Diversitätswert auf; aber schon der zweithöchste Wert kommt Crailsheim zu (CRM), das sich nach Arten- und vor allem Individuenzahl der Oribatidenzönose als "negativer Ausreißer" darstellte auf Grund unzureichender Beprobung und in der Rangfolge der Summenparameter direkt an die beiden artenärmsten Zönosen anschließt. Diese (EHE, LUB) heben sich allerdings mit den mit Abstand niedrigsten Diversitätswerten auch in diesem Parameter deutlich von allen übrigen Wäldern ab, die ansonsten kontinuierlich und ohne größeren Sprung in einer Reihenfolge an einander anschließen, die nicht der Reihenfolge der Artenabundanz folgt.

Die Evenness bewegt sich bei allen Waldstandorten in einem engen Bereich zwischen 63 und 88 %, wobei die beiden Extremwerte von ihrer Artenabundanz her "benachbarten" Standorten stammen. Evennesswerte oberhalb 75 % sind als hoch zu betrachten, d.h. die Zönosen sind in ihrem

Artenspektrum relativ ausgeglichen, wie es für die meisten nicht beeinträchtigten einheimischen Wälder charakteristisch ist. Von den untersuchten Standorten trifft dies für SCF, TAM, CRM und bemerkenswerter Weise auch für LUB zu. Werte unter 65 % kennzeichnen meist eine unausgeglichene Zönose mit Dominanz einer oder weniger Arten, die auf Disharmonie der typischen Lebensbedingungen mitteleuropäischen Wälder, dem “Ausbrechen” eines oder mehrerer Faktoren, schließen läßt; wie weit diese natürlichen Ursprungs sind oder anthropogene Schädigungen indizieren, muß im Einzelfall nachgeprüft werden. Im vorliegenden Untersuchungsmaterial trifft dies nur für EHE zu; verantwortlich für die niedrige Evenness ist die Dominanz einer einzigen *Platynothrus*-Art mit 59%. Die Evennesswerte der übrigen Standorte liegen zwischen 65 und 75% und damit im Schwankungsbereich normaler Zönosen einheimischer Wälder.

6.2.5 Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)

Aus dem Arbeitsablauf ergibt sich ein zweistufiges Vorgehen, das sich zunächst als eine Einteilung in Summenparameter und Artenparameter darstellt.

- Summenparameter
 1. Siedlungsdichte oder Individuen-Abundanz aller Oribatiden, hier bezogen auf 1 m²,
 2. Arten-Abundanz, ausgedrückt als Gesamtzahl der Arten pro Standort,
 3. Dominanz von 7 Großgruppen, in die die Oribatiden-Arten eingeteilt werden.
- Artenparameter
 1. Artenspektrum, d.h. Vorkommen der einzelnen Arten am Standort,
 2. Dominanz der Arten, d.h. die relative Häufigkeit der Arten.

Summenparameter sind relativ einfach zu ermitteln, Arten-Abundanz und die Einteilung in Großgruppen bedürfen zwar der Aufschlüsselung der Berleseproben nach Arten – im Extremfall bodensaurer Nadelwälder bis zu 60 - 70 Arten in einer Probe –, aber der arbeitsaufwendige Schritt der exakten Determination der Arten, d.h. der Festlegung, welche Art genau jeweils vorliegt, ist erst für die Artenparameter erforderlich. Die Ermittlung der Artendominanz ist prinzipiell auch ohne aufwendige Determination der einzelnen Arten möglich, sozusagen als “Nebeneffekt” der Ermittlung der Arten-Abundanz, aber alle nachfolgenden Berechnungen von Indizes – mit Ausnahme des Diversitätsindex – und Analysen bedürfen der der genauen Determination der Arten.

Aus der Abfolge der Arbeitsschritte läßt sich mühelos auch ein zweistufiges Verfahren der BBSK ableiten:

1. eine Grobanalyse mittels Summenparametern mit reduziertem Arbeitsaufwand, die unterscheidet zwischen
 - unauffällig, d.h. entspricht den zu erwartenden Verhältnissen, und
 - auffällig, d.h. weicht von diesen ab. Nur in diesem zweiten Fall ist
2. eine Feinanalyse mittels Artenparametern notwendig, die klärt,
 - ob die Auffälligkeit oder Abweichung mehr oder weniger natürlichen Ursprungs ist, d.h.. die Bandbreite der Erwartungswerte geändert werden muß, was bei der derzeitigen, noch sehr unvollständigen Datenlage durchaus wahrscheinlich ist, oder
 - ob sie auf eine Schädigung darstellt, die eine anthropogene Belastung indiziert.

Die bisher weitgehend bearbeiteten 27 Referenzstandorte können nur einen ersten Grundstock bilden, um ansatzweise der Eignung der Oribatiden zur Standortklassifikation zu prüfen. Dabei erfordert der große Bestand von rund 300 - 350 Arten, der insgesamt etwa an den häufigeren Standorttypen zu erwarten ist, sicherlich zunächst einen Arbeitsaufwand, der die Verwendung der Tiergruppe in Routineuntersuchungen in Frage stellt. Der Individuenreichtum andererseits ist als großer Vorteil anzusehen, garantiert er doch eine stets ausreichende Anzahl an "Merkmalsträgern" zur Anwendung der verschiedenen Indikationsmöglichkeiten, zumindest an Waldstandorten.

Allerdings ist auch bei einer Beschränkung auf die flächenmäßig häufigsten Standorttypen die Zahl an Referenzstandorten noch viel zu gering, um allen Anforderungen an eine zuverlässige Aussage über den Qualitätszustand des Bodens eines Standorts zu genügen. Denn die Erwartungswerte können sich nicht nur am "potentiellen natürlichen Zustand" der Bodenbiozönose orientieren – das ergäbe allenfalls noch für maximal 3% der Fläche der Bundesrepublik einen realistischen Maßstab – , sondern müssen sich auch, und für die landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen sogar in erster Linie, am "naturnahen Zustand" orientieren, der als das mögliche Optimum unter der betreffenden Nutzungsform zu definieren ist. Daraus ergibt sich letztlich eine außerordentliche Vielfalt an Modifikationen der Standorttypen, die nicht vernachlässigt werden kann.

Soll die BBSK praktikabel bleiben, wird es darauf ankommen, einige hauptsächliche Nutzungsformen für die jeweiligen Standorttypen auszuwählen und hierfür die Erwartungswerte zu

erarbeiten. Dabei können die Nutzungsformen Standort-übergreifend bearbeitet werden, so daß nicht für jeden Standorttyp alle Nutzungsformen getrennt berücksichtigt werden müssen.

In dem angegebenen Rahmen steht das Erreichen der erforderlichen Genauigkeit der Beurteilung eines Standorts nicht prinzipiell in Frage; es ist vielmehr eine Frage der Datenbasis und diese wird sich mit jedem weiteren, mit hinreichender Genauigkeit beprobten Standort verbessern. Für die Nutzungsform "Wald" dürfte eine erste, brauchbare Datenplattform mit einer Verdoppelung der gegenwärtig verfügbaren Referenzstandorte zu erreichen sein. D.h., wenn die Kenntnis der in der vorliegenden Studie untersuchten 10 Waldstandorte durch wenigstens eine weitere Beprobung auf das erforderliche Mindestniveau – siehe unten – gehoben wird, wäre schon die Hälfte bis zwei Drittel der Mindestdatenbasis von etwa 50 Standorten erreicht. Für Oribatiden, die in Artenzahl und Häufigkeit auf Offenland-Standorten erheblich zurückgehen, wäre die gleiche Standortzahl für Grünland- und Ackerflächen binnen zweier Jahre ebenfalls zu erreichen.

Mit den in der Diskussion genannten Einschränkungen sind die Waldstandorte ausreichend zu charakterisieren, die Grünland- und Ackerstandorte bedürfen einer erweiterten Probennahme, wobei bei den Grünlandstandorten ein größerer Probenumfang eine Beurteilung von der gleichen Qualität wie in den Waldstandorten erlaubt; für die Ackerstandorte wäre mindestens ein zusätzlicher Probenstermin während der Vegetationsperiode notwendig.

Die Beurteilung der Zönosen im Rahmen der vorliegenden Studie beruht jeweils auf einer einzigen Beprobung eines Standorts. Diese kann, bei prinzipiell ausreichendem Stichprobenumfang von 9 Replikaten, nur einen Ausschnitt aus dem vorhandenen Artenspektrum liefern, da das Auftreten adulter Tiere – nur diese lassen sich bestimmen – jahreszeitlich schwankt und seltenere Arten nur bei einem größeren Probenumfang zu finden sind.

Generelles Problem bei biologischen, insbesondere zoologischen Beprobungen ist die Tatsache, daß alle Organismen zeitlichen Veränderungen unterworfen sind, die sich auf der Ebene der Populationen vor allem in Fluktuationen des Entwicklungsstandes und der Häufigkeit der einzelnen Stadien, auf der Ebene der Zönose in der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung aller Populationen zum jeweiligen Zeitpunkt äußern. Daraus resultiert, daß ein einziger Probenstermin, wie er im Rahmen der vorliegenden Untersuchung vorgegeben war, nur einen unvollständigen Ausschnitt der Zönose zum entsprechenden Zeitpunkt erbringen kann. Aus der Erfahrung an

Standorten, die über längere Zeiträume und zu unterschiedlichen Jahreszeiten beprobt wurden, ergibt sich als ganz grobe Faustregel,

- daß der aktuelle Artenbestand mit einem einmaligen Probentermin zu etwa 2/3 erfaßt werden kann bei einem Probenumfang von etwa 1/50 m² (9 Einstiche im vorliegenden Fall); das ergibt eine Abweichung etwa um den Faktor 1,5 und
- daß die aktuelle Siedlungsdichte, ausgedrückt als Anzahl der Individuen/m², maximal etwa um den Faktor 3 von der durchschnittlichen jährlichen Siedlungsdichte, wie sie mit 4 - 6 gleichmäßig über das Jahr verteilten Probenterminen ermittelt wird, abweicht.

Daraus ergibt sich, daß eine einmalige Probennahme mit einigen Unsicherheiten behaftet ist. Sie fallen auf der qualitativen Seite, im Artenbestand, weniger ins Gewicht als auf der quantitativen Seite. Berücksichtigt man diese Unsicherheiten durch eine entsprechend großzügige Bemessung der Spannbreiten der einzelnen Parameter, dann

- ermöglicht ein einziger Probentermin zumindest eine erste Beurteilung eines Standorts nach den Kriterien "auffällig" versus "nicht auffällig".

Für eine genauere Analyse sind mindestens 2 saisonal verteilte Probentermine erforderlich, und jeweils 2 solcher Termine in 2 aufeinanderfolgenden Jahren stellen das wünschenswerte Optimum dar. Für die Übernahme eines Standorts in den Pool, aus dem die Erwartungswerte abgeleitet werden, sollte die letztgenannte Bedingung erfüllt sein.

Von den verwendeten Indizes sind der Sörensen- und Renkonen-Index, die die Zönosen zweier Standorte nach der Zahl der Arten und deren Dominanz vergleichen, von einigem Aussagewert, wenn es beispielsweise um den Vergleich eines Prüf- und eines Referenzstandortes geht. Ein Diversitätsmaß, wie sie der Shannon-Index liefert, sind dagegen nur vergleichbar, da sie zwei Parameter, nämlich Artenzahl und Dominanz, miteinander verrechnen; beide aber sind ökologisch unterschiedlich zu interpretieren, und es ist keineswegs belanglos, ob beispielsweise eine hoher Wert in erster Linie durch eine hohe Artenzahl oder eher durch eine gleichmäßige Dominanz erreicht wird. So weisen die völlig unterschiedlichen Standorte SCF und CRM ähnlich hohe Diversitätswerte auf, was im ersten Fall vorwiegend der hohen Artenzahl, im zweiten einer gleichmäßigeren Verteilung bei einer nur halb so großen Artenzahl zu verdanken ist. Dennoch können Diversität und Evenness bei der Interpretation der einzelnen Zönosen in Richtung Ausgewogenheit in Kombination mit dem Parameter Artenreichtum eine Hilfe sein.

Schwierig wird es mit den Diversitäts- und Evennesswerten innerhalb eines methodisch heterogeneren Materials, wie beim Vergleich mit den Referenzstandorten vorliegt. In jedem Falle bieten Artenzahl und Dominanzverteilung der Zönosen und die zugehörigen Sørensen- und Renkonen-Indizes wesentlich besser interpretierbare Informationen.

Zusammenfassende Beurteilung der Standorte:

In einer Grobanalyse auf der Basis der Summenparameter sind die Oribatidenzönosen der Standort SCF, BEK, BBK, SBB, TAM, MEM und NIB im großen und ganzen als unauffällig zu beurteilen. Individuen- und Arten-Abundanz entsprechen in etwa den Werten, die an solchen Standorten zu erwarten sind. Die Verteilung der Arten auf die 7 Großgruppen läßt auch nur wenige Auffälligkeiten erkennen, die mit einiger Wahrscheinlichkeit standorttypische Abweichungen darstellen, die wegen der mangelhaften Vergleichsbasis noch nicht zuverlässig eingeordnet werden können.

Auffällig ist zunächst die niedrige Individuen- und – in geringerem Maße – auch Artenzahl der CRM-Zönose. Diese dürfte aber, wie bereits geschildert, auf eine unzureichende Probenahme zurückzuführen sein. Aus parallelen Beprobungen im Rahmen anderer Projekte stellt sich der Standort als durchaus “normal” dar.

Nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens sind die beiden, in den Summenparametern ihrer Zönosen völlig abweichenden Heidestandorte EHE und LUB nicht zu beurteilen. Sie müssen – völlig neutral – zunächst als auffällig betrachtet werden, ohne irgendwelche Gründe dafür zu kennen.

Nimmt man Artenparameter hinzu, dann ergeben sich auch auf der noch unzureichenden Datenbasis bereits einige interessante Zusatzinformationen. So weisen die zunächst dramatisch auffälligen Heidewälder EHE und LUB eine durchaus vergleichbare und offenbar charakteristische Artenkombination aus peripheren Niederen und pterogasterinen Oribatiden auf, Charakterarten, die alternierend auftreten und insbesondere bei einem hohen Anteil an Pterogasterinen tendenziell lichte Wälder kennzeichnen. Sie erschwert zumindest eine auf Grund der Summenparameter naheliegende negative Beurteilung der Auffälligkeit.

Die schon angesprochene Verwandtschaft von CRM und SBB wird durch den beiden gemeinsamen, ungewöhnlich hohen Anteil an basalen und eupheredermaten Höheren Oribatiden unterstrichen.

Diese Artenkombination scheint feuchte, besser versorgte Laubwälder mit einem höheren pH, niedrigerem C/N und zu kennzeichnen.

In den Zönosen von SBB und NIB, die beiden über 500 m gelegenen, submontanen Mittelgebirgsstandorte mit hohen Niederschlägen und einem Jahresmittel der Temperatur unter 7°C, tritt als einzigen *Oppiella falcata* dominant oder sogar eudominant auf, eine Differentialart kühlfeuchter, montaner bis submontaner Lagen.

In den Zönosen der beiden norddeutschen Kiefernwälder BEK und BBK, die nach den Summenparametern absolut unauffällig sind, so daß die beiden Standorte den Oribatidenzönosen nach auf keinen Fall negativ beurteilt werden können, bietet der Blick auf die Artenliste doch eine interessante Differenzierung im Bereich der dominanten Charakterarten *Oppiella ornata* und *Tectocephus velatus*. *O. ornata* ist eine Art, die die frische Streu mit als erste besiedelt und besonders dann, wenn die in der Sukzession folgende *O. subpectinata* ebenfalls dominant oder subdominant auftritt, für einen ungestörten Streuabbau eines Moder- bis Rohhumusprofils spricht. Die ist in BBK der Fall. In BEK dagegen ist *O. ornata* nur spärlich vertreten, *O. subpectinata* fehlt gänzlich, und statt dessen tritt *T. velatus* eudominant auf, was als erster Hinweis auf eine Störung des Streuabbaus als eines der zentralen funktionellen Parameter eines Waldökosystems zu deuten ist.

Insgesamt lassen die Oribatidenzönosen mit Ausnahme der Heidestandorte, die mangels Vergleichsmöglichkeiten noch nicht zu beurteilen sind, in keinem der anderen Waldstandorte eindeutig negativ zu beurteilende Auffälligkeiten erkennen. Anzeichen hierfür in BEK werden offensichtlich in der artenreichen Zönose kompensiert, und in CRM dürfte es sich um ein Probenartefakt handeln. Die Offenlandstandorte sind nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht zu beurteilen und bedürfen wenigstens einer weiteren Beprobung.

6.3 Raubmilben – Gamasina

6.3.1 Einleitung

Raubmilben gehören zu der Bodenmesofauna und bewohnen den luftgefüllten Porenraum des Bodens. Sie sind relativ arten- und individuenreich in den meisten Böden vertreten und bewohnen hauptsächlich die oberen Bodenschichten. Die höchsten Siedlungsdichten treten dort auf, wo die Zersetzung von organischem Material stattfindet, aber auch in größeren Bodentiefen und im Mineralboden unter einer organischen Auflage finden sich Raubmilben noch zahlreicher als manch andere Gruppe der Mikroarthropoden. Wie der deutsche Name schon ausdrückt, sind sie räuberisch lebende Milben, die sich von anderen kleinen Bodentieren ernähren. Sie stehen damit auf einer hohen trophischen Ebene in dem komplexen Nahrungsnetz der Bodenbiozönose. Dadurch sind sie weniger von einzelnen Faktoren direkt abhängig, sondern integrieren über die Ansprüche ihrer Beuteorganismen. Über ihre Beute sind sie sowohl mit dem Destruenten-Nahrungsnetz als auch mit dem Mineralisierer-Nahrungsnetz verknüpft. Anders als Organismen auf niederen trophischen Ebenen können Raubmilben also Auskünfte über ein ganzes Beziehungsgefüge erteilen, das letztlich die Leistung und die Eigenschaften von Böden trägt (KARG & FREIER, 1995).

Trotzdem gibt es auch Arten oder ganze Artengruppen, die nur bei bestimmten Umweltbedingungen vorkommen. Es gibt eine Reihe von Arten, die hohe Bodenfeuchten bevorzugen oder sogar nur in tiefend nassen Substrat vorkommen (KARG, 1993). Des Weiteren gibt es ausgesprochene Pioniere, die nur in Biotopen in frühen Sukzessionsstadien gefunden werden können (KOEHLER, 1998). Der Faunenschnitt zwischen Wäldern und Grünland ist relativ scharf. Es gibt einige Arten, die in beiden Lebensraumtypen vorkommen aber die meisten sind doch spezifisch für einen der beiden. Die erwartete Artenzahl ist in etwa gleich, die Siedlungsdichte ist aber im Grünland meist geringer als in Wäldern (RUF in RÖMBKE et al., 1997). Auf Äckern überleben wenige Arten, die nur unter Sonderbedingungen hohe Siedlungsdichten erreichen.

Ein interessanter Aspekt der Biologie der Raubmilben ist ihre unterschiedliche Lebensgeschichte oder -strategie. So gibt es Arten, die nur im eigentlichen Boden vorkommen, dort ihren ganzen Lebenszyklus schließen können, wenige Eier legen und nur wenige Generationen pro Jahr hervorbringen. Auf der anderen Seite des Spektrums stehen Arten, die auch in Komposten vorkommen, d.h. in sich zersetzendem Pflanzenmaterial, die als Deutonymph oder Weibchen phoretisch sind, sehr viele Eier legen und sehr kurze Entwicklungszeiten haben können, so daß unter günstigen Bedingungen viele Generationen im Jahr entstehen können (RUF, 1995). Die

Kenntnis dieser Lebensgeschichte der Arten bietet ein weiteres wichtiges Merkmal zur Beschreibung und Beurteilung einer Zönose.

Unter dem Gesichtspunkt der Praktikabilität können folgende Vorteile der Raubmilben zur Qualitätsbeurteilung von Böden aufgeführt werden:

- Relativ hohe Diversität (ca. 800 Arten in Mitteleuropa) bei relativ geringer Abundanz an einem Standort (Arbeitsaufwand eher gering)
- Leicht zu sammeln (Standardmethode)
- Umfassender Bestimmungsschlüssel für Mitteleuropa liegt vor (KARG, 1993)
- Leicht von anderen Bodenarthropoden zu unterscheiden
- Individuen sind für Vertreter der Mesofauna relativ groß (300 – 2.000 μm)
- Juvenile sind meist auf Gattungsniveau oder sogar Artniveau zu bestimmen.

6.3.2 Material und Methoden

Die Probennahme erfolgte nach der Standardmethode für Bodenmikroarthropoden (DUNGER & FIEDLER, 1997). Die Raubmilben wurden aus dem Gesamtfang ausgelesen und in Alkohol überführt. Zum Bestimmen müssen mikroskopische Präparate angefertigt werden. Dazu wurden die Tiere in Milchsäure aufgeheilt, im Hohlschliffobjektträger unter dem Mikroskop bestimmt und wieder in Alkohol überführt. Das Material wird in der Sammlung an der Universität Bremen aufbewahrt. Zur Charakterisierung der Zönosen an einem Standort wurden die Abundanzen (Indiv. / m^2), die Dominanzen (Anteil der Art an der Zönose), die Diversität (Shannon-Wiener Index, wie in MÜHLENBERG, 1993) und der Reife-Index (RUF, 1987) bestimmt.

6.3.3 Ableitung von Erwartungswerten

Erwartungswerte wurden auf verschiedenen Niveaus formuliert, vier Ansätze kamen dabei zur Anwendung, wobei alle zunächst noch als vorläufig zu betrachten sind. Der Erste war der Vergleich der Reife-Indices der Zönosen mit dem Erwartungswert an einem Standort (RUF, 1997; RUF, 1998). Die Erwartungswerte für den Reife-Index wurden nach der Humusform des Standortes aus Literaturdaten abgeleitet (Tab. 6.3-1). Da in die Berechnung des Reife-Index nur die Arten unabhängig von ihrer Häufigkeit eingehen, ist er relativ empfindlich gegen eine sehr schlechte Erfassung des Artenspektrums.

Tab. 6.3-1: Erwartungswerte für den Reife-Index für Raubmilben in Waldstandorten nach der Humusform, N gibt die Anzahl der ausgewerteten Artenlisten an.

	min	median	max	N
Mull	0,58	0,69	0,74	7
Moder	0,73	0,81	0,88	5
Rohhumus	0,81	0,82	0,82	2

Ein zweiter Ansatz war die Ausarbeitung von Zeigerarten. Da dafür die Datenlage in der Literatur nicht sehr gut war, wurden die ausführlichen Untersuchungen aus 12 Wäldern in Baden Württemberg zu Grunde gelegt. Aus Korrelationsanalysen konnten 8 Arten benannt werden, die relativ eng mit einem bodenkundlichen Faktor korreliert waren, den wir auch zur Einteilung der Standorte verwendet haben (Tab. 6.3-2). Von diesen 8 Arten wurden in der jetzigen Untersuchung 6 gefunden, so daß eine Auswertung gut möglich war. Die Idee der Zeigerarten beruht auf dem Vergleich der Häufigkeiten bzw. Dominanzen an verschiedenen Standorten. Da jedoch nur so wenig Tiere gefunden wurden, habe ich mich auf eine rein qualitative Auswertung beschränkt. Zur Beurteilung wurden also keine Dominanzwerte herangezogen, sondern nur ob an einem Standort im Vergleich zu einem anderen mehr oder weniger der entsprechenden Zeigerart gefunden wurde.

Ein dritter Ansatz zur Bewertung war der Vergleich von Zeiger-Eigenschaften der Zönose, hier Artenzahl, Abundanz und Diversität. Auch für diese wurde aus dem Baden-Württemberger Material Korrelationen berechnet und diese wurden zum qualitativen Vergleich herangezogen. Der vierte Ansatz berücksichtigt wieder die Fortpflanzungsspektren der Zönose, aber dieses Mal unter Einschluß der Dominanz. Es wurde analog zu DE GOEDE (1993) für Nematoden ein r/K Dreieck gezeichnet, in dem die Zönosen aufgetragen werden können. In dem Dreieck lassen sich Literaturangaben berücksichtigen bzw. die Werte aus Baden-Württemberg (Abb.6.3-1).

Tab. 6.3-2: Korrelationen zwischen der Dominanz von Arten bzw. von Kennwerten der Zönose mit ausgewählten Bodeneigenschaften aus den Untersuchungen in Baden-Württemberg. "++" bedeutet höhere Dominanz als "-".

	pH-Wert		C/N		Bodenart		Feuchte		org. Gehalt	
	niedrig	hoch	eng	weit	Sand	Ton	wenig	viel	wenig	viel
<i>G. mandibularis</i>					-	++				
<i>L. granulata</i>	-	++								
<i>P. crassipes</i>			-	++						
<i>V. nemorensis</i>			-	++						
<i>L. bicolor</i>	-	++								
<i>R. aequalis</i>			++	-						
<i>P. suecicus</i>									-	++
<i>P. longisetis</i>			-	++			-	++		
Abundanz					++	-				
Artenzahl							++	-		
Diversität	-	++			-	++				

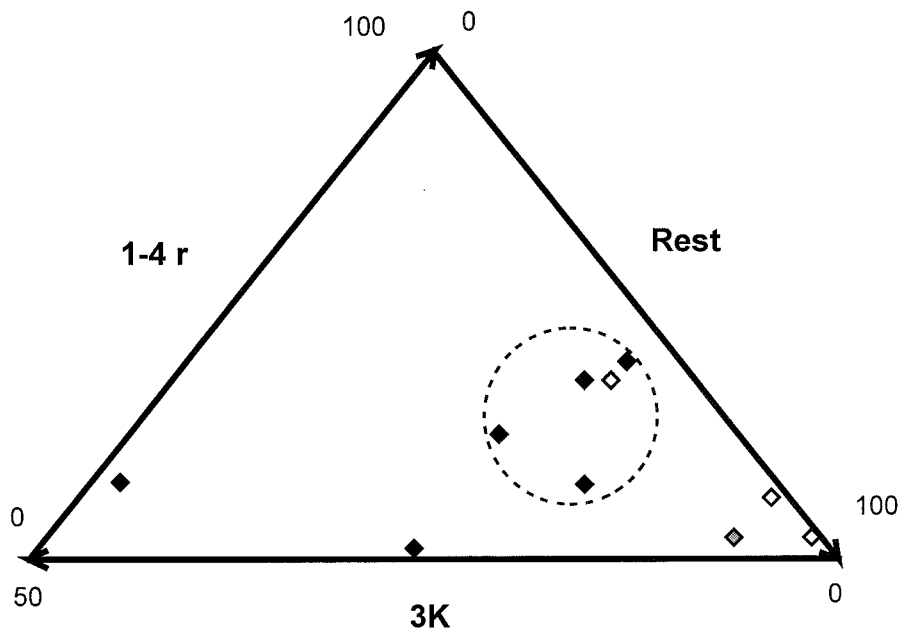


Abb.6.3-1: Die Lage der untersuchten Wälder in Baden Württemberg im r/K Dreieck nach den Dominanzen der Fortpflanzungstypen der Raubmilbenzönose. Die schwarzen Symbole kennzeichnen die unauffälligen Standorte, die weißen die, die von den Erwartungen abweichen, das graue steht für einen auffälligen Standort. Im Kreis liegen alle Mullwälder.

Erwartungswerte wurden auf folgenden Niveaus formuliert:

1. Reife-Index: Erwartungswert nach Humusform, Literaturwerte ergeben eine Spanne von Werten, eine Abweichung wird als negativ beurteilt
2. Zeigerarten: Die Standorte werden nach den 5 bodenkundlichen Faktoren angeordnet. Für jeden Faktor wird die Dominanz der Zeigerart oder Zeigerarten aufgetragen. Aus den (vermuteten) Ansprüchen der Zeigerarten ergibt sich eine Reihenfolge, in der die Dominanz abnehmen sollte. Fallen Standorte aus der zu erwartenden Reihenfolge heraus, werden sie als auffällig bezeichnet.
3. Zeigerwerte Das Vorgehen ist analog zu dem bei den Zeigerarten, es werden nur nicht die Dominanzen der Arten aufgetragen, sondern die Werte Artenzahl, Abundanz, Diversität.
4. r/K Dreieck Die Arten werden wie für die Berechnung des Reife-Index in Klassen nach ihrer Fortpflanzungsbiologie eingeteilt. Die Dominanzen aller Arten in einer Klasse werden aufsummiert und in einem r/K Dreieck aufgetragen. In dem Dreieck können aus Literaturwerten und aus den Untersuchungen aus Baden-Württemberg Bereiche definiert werden, in denen bestimmte Standorte liegen sollten. Hauptkriterium ist wieder die Humusform und die Art der Nutzung.

6.3.4 Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten

Insgesamt konnten 680 Tiere ausgewertet werden, das sind im Mittel lediglich 45 Individuen pro Standort. Das schränkt die Aussagemöglichkeit sehr ein, trotzdem ergeben sich relativ konsistente Muster. Die Tiere verteilen sich auf 77 Arten, von denen nur 31 an mehr als einem Standort vorkommen (Tab. 6.3-3). Mehr als die Hälfte der Arten wurden also nur an einem Standort gefunden. Diese Arten sind jedoch bis auf ganz wenige Ausnahmen keine Spezialisten für bestimmte Verhältnisse. Der hohe Grad an nur einmal gefundenen Arten weist vielmehr auf die mangelhafte Erfassung der Gamasinen-Zönose hin.

Der faunistische Vergleich weist innerhalb der Wälder drei Standortgruppen aus, die offenen Standorte weichen davon deutlich ab. Die Waldgruppen sind (A): EHE, SBB, NIB, SCF, LUB, BBK, (B): CRM und (C): MEM, BEK, TAM. Alle Wälder sind durch das Vorkommen von *V. nemorensis* und *P. conus* (außer B) charakterisiert, wobei in der Gruppe (A) *V. nemorensis* die deutlich häufigere Art ist. Typisch für Gruppe (A) scheint auch noch das Vorkommen von *P.*

runcatellus zu sein, der sonst auch noch auf zwei Grünlandstandorten vertreten ist. Die beiden Wälder in der Lüneburger Heide weichen von den anderen der Gruppe ab, ihnen fehlen *P. suecicus* und *G. mandibularis*. Die Wälder der Gruppe (C) sind durch die geringe Dominanz von *V. nemorensis* und durch *R. coronatus*, *P. vagabundus* und *P. lapponicus* zu charakterisieren. Die Grünlandstandorte sind untereinander nicht sehr einheitlich, *A. halleri* und *A. cetratus* könnten Zeigerarten sein. Die beiden feuchten Standorte (Aue und Marsch) sind durch die beiden Arten *M. carinatus* und *N. levis* gekennzeichnet, deren Präferenz für nasse Böden bekannt ist. Der Acker fällt durch seine Arten- und Individuenarmut auf. Die drei Arten, die gefunden wurden, sind jedoch keine typischen Ackerarten, sondern kommen auch noch an anderen Standorten vor.

Tab. 6.3-3: Dominanzen der Arten, die an mehr als einem Standort vorkamen.

Arten	BBK	SCF	NIB	SBB	EHE	LUB	CRL	TAM	BEK	MEM	BRG	AKG	SBG	SCG	SBA
<i>Veigaia nemorensis</i>	34	28	30	17	29	58	14		8	3					
<i>Pergamasus conus</i>	1	2		4	11	4		7	12	20			3		
<i>Pergamasus runcatellus</i>		25	15	8	21	11							13	27	50
<i>Pachylaelaps longisetis</i>	4		15	2		5		14							
<i>Pergamasus suecicus</i>	1	3	4	2			5						5		
<i>Geholaspis mandibularis</i>		2	6	2			6						2		
<i>Rhodacarus coronatus</i>	5			6				24	5	36				4	
<i>Pergamasus vagabundus</i>		2						7	29	1			3		
<i>Pergamasus lapponicus</i>		5					32	21		7			2		
<i>Pergamasus crassipes</i>						2	3	7				13	3	8	
<i>Alliphis halleri</i>												9	3		
<i>Arctoseius cetratus</i>												13		12	
<i>Macrocheles carinatus</i>												13	13		
<i>Neojordensia levis</i>												9	13		
<i>Veigaia exigua</i>	1			4			3		2				3		25
<i>Macrholaspis opacus</i>			11	2			3	3							
<i>Leioseius bicolor</i>	3				8		2		2						
<i>Parasitus kraepelini</i>	3					2	2		3						
<i>Geolaelaps aculeifer</i>		3	2						2						
<i>Zercon vagabundus</i>			2		3				18						
<i>Veigaia cerva</i>		2		4									3		
<i>Arctoseius magnanalis</i>			9	6											
<i>Prozercon trögardhi</i>		2		2											
<i>Pergamasus robustus</i>					13	2									
<i>Rhodacarus agrestis</i>	4							14					13		
<i>Veigaia kochi</i>					3			3							
<i>Pachyseius humeralis</i>				10			8								
<i>Eviphis ostrinus</i>	1												3		
<i>Pergamasus cornutus</i>							2						23		
<i>Rhodacarellus epigynialis</i>							5				9				
<i>Pergamasus parrunciger</i>	23														25

Beschreibung der Beispiels Standorte:

SBB: Mit 21 Arten der artenreichste Standort. Der Reife-Index ist zu hoch, es wurden nur 2 Arten gefunden, die in die r-Klassen fallen. Bei ausführlicherer Untersuchung wären allerdings noch mehr Arten zu erwarten. Meist sind die r selektierten Arten im Wald selten, so daß sich der Reife-Index erniedrigen würde und dann in den Sollbereich fallen könnte. Bei den

Zeigerarten ist der Standort auffällig, weil bei dem weiten C/N Verhältnis *Pergamasus crassipes* vorkommen sollte. Das ist jedoch eine große oberflächenaktive Art, die nie besonders häufig ist. Bei größerem Stichprobenumfang könnte sie durchaus noch gefangen werden. Bei dem relativ hohen pH-Wert sollte auch *Leioseius bicolor* häufiger vorkommen, sie konnte überhaupt nicht nachgewiesen werden und auch *Geholaspis mandibularis* sollte bei der eher feinkörnigen Bodenart häufiger sein. Auffällig war der Standort noch einmal bei dem C/N Verhältnis und der Bodenart. Auch sind die Abundanz und die Artenzahl zu hoch. Die Eigenschaften, die nicht zu der Zönose passen, sind also vor allem das C/N Verhältnis und pH-Wert, dann auch die Bodenart und die Feuchte. Die Zönose würde eher zu einem engeren C/N Verhältnis und einem niedrigeren pH-Wert passen. Die Abweichungen, die den pH-Wert betreffen, könnten mit der Kalkung an dem Standort zu erklären sein. Der pH wurde durch die Kalkung zwar erhöht, die Zönose hat aber (noch) nicht reagiert. Für das C/N Verhältnis liegen keine plausiblen Erklärungsmöglichkeiten vor. Bei den Faktoren Bodenart und Feuchte weicht die Abundanz im Vergleich zu den anderen Standorten nach oben ab. Das könnte mit dem relativ frühen Probennahmetermin in Schmallenberg zusammenhängen. Im r/K Dreieck liegt die Zönose in einem Bereich, in dem sich auch andere Moder-Humus Wälder befinden. Der Standort ist in so fern nicht auffällig. In der Zusammenschau über alle Indikationsmethoden ergibt sich eine mittlere Stellung für den Standort, **er wird als auffällig eingestuft.** ±

SBG Der als Grünland beprobte Standort ist eher eine Brache und das zeigt sich auch in der Gamasinen-Zönose. Es konnten viele Individuen und viele Arten nachgewiesen werden, sogar im Vergleich zu den Wäldern aber sehr auffallend im Vergleich zu den anderen Wiesen. Der Übergangscharakter wird im Artenspektrum deutlich, es werden auch Arten gefunden, die eher Waldarten sind sowie typische Offenland Arten. Das drückt sich auch in dem hohem Diversitätsindex aus. Außer der *Parasitus* Art und *Alliphis halleri* werden keine r-selektierten Arten gefunden, das ist für Grünland sehr untypisch. Im r/K Dreieck liegt der Standort bei den Moder-Wäldern. Indikatorarten oder –Werte liegen für Grünland nicht vor, können also auch nicht berücksichtigt werden. In der Zusammenschau läßt sich feststellen, daß es keine wirklich spezifischen Erwartungswerte für diesen Standorttypus gibt. Die Mischzönose sieht für eine Brache in der Sukzession ganz akzeptabel aus, nicht jedoch für ein Grünland. **Als Grünland wäre der Standort als abweichend vom Erwartungswert zu bezeichnen, als Brache als nicht auffällig.** - / ±

CRM Der Standort hat einen Reife-Index der der Humusform entspricht. Bei den Indikatorarten gibt es einige Auffälligkeiten, was die Feuchte, das C/N Verhältnis und den pH-Wert betrifft. Nach dem engen C/N Verhältnis wäre nicht so viel *P. crassipes* zu erwarten gewesen und nach der Feuchte das Vorkommen von *Pachylaelaps longisetis*. Bei dem relativ hohen pH-Wert sollte *Leioseius bicolor* häufiger sein. In allen Fällen sind die Abweichungen aber nicht so groß, als daß sie auf eine starke Beeinträchtigung schließen lassen würden. Ähnlich wie bei SBB ist die Artenzahl und die Abundanz im Vergleich zu den anderen Wäldern zu hoch. Befremdlich ist die Lage des Standortes im r/K Dreieck. Die Dominanzen der 3K Arten und der r Arten sind zu gering, so daß der Standort sehr weit nach rechts unten rückt. Das ist für einen Wald mit eher mulliger Auflage ungewöhnlich. Die Dominanzen lassen sich jedoch bei dem gewählten Stichprobenumfang nur mit relativ großem Fehler schätzen, so daß sich bei genauerer Untersuchung noch ein anderes Bild ergeben könnte. In der Zusammenschau **ist der Standort zunächst als auffällig zu bezeichnen.** ±

SCF Bei diesem Fichtenstandort gibt es keine bedeutenden Abweichungen von den Erwartungswerten. Der Reife-Index ist hoch, wie es für Rohhumus sein sollte. Bei den Indikatorarten gibt es nur eine kleine Abweichung, bei der relativ hohen Feuchte sollte *Pachylaelaps longisetis* vorkommen, konnte jedoch nicht nachgewiesen werden. Das kann aber auch ein Problem des Stichprobenumfangs bzw. der Probengröße sein. Leichte Abweichungen von der Erwartung gibt es bei der Abundanz, der Artenzahl und der Dominanz. Die Artenzahl ist für den relativ feuchten Standort im Vergleich zu den anderen zu hoch, ebenso die Abundanz (für die Bodenart) und die Diversität (für den niedrigen pH-Wert). Die Lage im r/K Dreieck läßt keine Auffälligkeiten erkennen. In der Zusammenschau **stimmt der Standort mit den Erwartungen überein.** +

BBK Für die trockenen schon kontinental geprägten Kiefernwälder scheint der Erwartungswert für den Reife-Index nicht derjenige für Rohhumus zu sein. Es liegen Untersuchungen aus Polen und Lettland vor, die in die gleiche Richtung weisen. Die Werte scheinen viel niedriger zu sein als sonst für Rohhumuswälder. Für den Reife-Index läßt sich also noch keine Beurteilung vornehmen. Bei dem sehr weiten C/N Verhältnis sollte *Pergamasus crassipes* an dem Standort vorkommen, wurde aber nicht nachgewiesen. Da diese Art aber immer eher selten vorkommt, läßt sie sich mit einer einmaligen Probennahme in diesem Umfang nicht

unbedingt fangen, auch wenn sie an dem Standort vorhanden wäre. Sonst gibt es bei keiner der Indikationsmethoden Auffälligkeiten zu beobachten, **der Standort ist als mit den Erwartungen übereinstimmend zu bezeichnen.** +

BEK Für den Reife-Index gilt das gleiche wie für BBK. Hier ist allerdings auffallend, daß die Diversität nicht so niedrig ist, wie es zu erwarten wäre. Das liegt vor allem daran, daß die dominante Art bei BBK *Veigaia nemorensis*, die in fast allen Wäldern dominant ist und ihren Teil zu einem unausgeglichenen Dominanzverhältnis beiträgt, hier nur mit 5 Individuen nachgewiesen werden konnte. Durch die Häufigkeit der Laelapide *Holostaspis procera* rutscht der Standort im r/K Dreieck weit nach oben, was für Wälder ungewöhnlich ist. **Der Standort zeigt einige Auffälligkeiten**, die aber nicht gravierend sind. ±

SCG Hier liegt der Reife-Index deutlich unter 0,5 wie das für Grünland zu erwarten ist. Für Grünland haben wir bisher noch keine Erwartungswerte auf Art- oder Gemeinschaftsebene. Die Lage im r/K Dreieck weit oben und links zeigt, daß die r-selektierten Arten auch die dominanten sind, so daß auch hier nichts Auffälliges zu erkennen ist. In der Zusammenschau **ist der Standort als unauffällig zu bezeichnen.** +

EHE Bei nur 11 nachgewiesenen Arten liegt der Reife-Index überraschend gut. Er ist zwar noch etwas zu hoch, könnte sich aber mit großer Wahrscheinlichkeit noch etwas nach unten bewegen, wenn noch mehr Arten gefunden werden. Ähnlich wie bei BBK und SBB gibt es hier das Problem mit *P. crassipes*, der nicht nachgewiesen werden konnte. Beim pH-Wert und dem Gehalt an org. Substanz gibt es zusätzlich noch zwei Arten (*Pergamasus suecicus*, *Leioseius bicolor*), die nicht ganz im Erwartungsbereich vorkommen. Die Zönose wurde eher zu einem Standort mit höherem pH-Wert, geringerem Gehalt an org. Substanz und einem engeren C/N Verhältnis passen. Die Lage im r/K Dreieck gibt jedoch keine Auskunft über eine Störung. In der Zusammenschau **ist der Standort zunächst als auffällig zu bezeichnen.** ±

NIB Mit nur 10 Arten ist die Artenzahl für einen Mullwald sehr gering. Der Reife-Index ist auch viel zu hoch, es wurden nur 2 r-selektierte Arten gefunden. Für das enge C/N Verhältnis kommen die Arten *Veigaia nemorensis* und *Pachylaelaps longisetis* zu häufig vor. Da insgesamt aber so wenig Tiere gefunden wurden, lassen sich die Dominanzen auch nur sehr ungenau schätzen. Die Indikatorwerte zeigen keine Auffälligkeiten. Im r/K Dreieck liegt der

Standort für einen Mullwald zu weit rechts, die r-Arten haben eine zu geringe Dominanz. In der Zusammenschau **ist der Standort zunächst als auffällig zu bezeichnen**, weist aber einige ernstere Abweichungen zu den Erwartungswerten auf. ± (-)

BRG Auf dieser Wiese wurden zusätzlich zu den 9 Einstichen noch weitere Proben genommen, da bei dem Probennahmetermin der Boden gefroren war und nur Viehtritte beprobt werden konnten. In diesen Proben wurden nur 3 Individuen gefunden. Zu Auswertung werden alle Tiere herangezogen. Der Reife-Index ist sehr niedrig, das ist für Grünland zu erwarten. In der Zönose konnten typische Feuchte- bis Nässezeiger gefunden werden, so daß der Charakter der Marschwiese auch hier widergespiegelt wird. Die Lage in r/K Dreieck ist in einem Bereich, der für Grünland zu erwarten ist. Insgesamt erbeben sich keine Hinweise auf eine Störung, **der Standort ist als unauffällig zu bezeichnen**. +

LUB Der Standort hat den niedrigsten pH-Wert in dieser Untersuchung, der Boden ist ein typischer Podsol mit einer Moderhumus Auflage. Dafür ist der Reife-Index zu niedrig. Sowohl Indikator Arten als auch Indikator Werte zeigen keine deutlichen Abweichungen von den Erwartungen. Zwei eher feuchteliebende Arten, die hier vorkommen sollten, wurden nicht nachgewiesen. Da beide Arten aber nicht sehr häufig sind, könnte es gut sein, daß sie bei weiterer Beprobung noch gefunden werden könnten. In der Zusammenschau **ist der Standort zunächst als unauffällig zu bezeichnen**. +

TAM Das Artenspektrum an diesem Standort ist auffällig, da keine r selektierten Arten nachgewiesen werden konnten. Der Reife-Index ist also zu hoch. Bei den Indikator Arten liegen ebenfalls einige Abweichungen von den Erwartungen vor. Mit *Veigaia nemorensis* und *Pergamasus suecicus* fehlen zwei Arten, die bei dem C/N Verhältnis und dem Gehalt an organischer Substanz an dem Standort häufig vorkommen sollten. *V. nemorensis* ist die häufigste Raubmilbe der ganzen Untersuchung und konnte bis auf TAM an jedem Waldstandort nachgewiesen werden. Auch in der Baden-Württemberg Untersuchung kommt diese Art an allen Standorten vor. Auch die Lage im r/K Dreieck ist untypisch. In der Zusammenschau **weicht der Standort deutlich von den Erwartungen ab**. -

MEM Mit nur 7 nachgewiesenen Arten ist dieser Standort der artenärmste Wald der ganzen Untersuchung. Wie bei TAM konnten keine r-selektierten Arten gefunden werden. Die

Häufigkeit von *Rhodacarus aequalis* paßt nicht zur Bodenart und die Seltenheit von *V. nemorensis* nicht zum C/N Verhältnis. Die beiden *Rhodacarus* Arten stellen gemeinsam 2/3 der gefundenen Individuen, das ist bei Wäldern sehr ungewöhnlich. Auch bei drei weiteren Arten liegen deutliche Abweichungen vom Erwartungswert vor. Da nur 2K Arten gefunden wurden, liegt der Standort im r/K Dreieck ganz in der Ecke, was für Wälder nicht üblich ist. In der Zusammenschau **weicht der Standort deutlich von den Erwartungen ab.** -

AKG Für diese Auenwiese gibt es wieder keine scharfen Erwartungswerte. Zudem wurden bei der Probennahme nur 8 Individuen gefangen, so daß die Interpretation auf nicht sehr sicheren Beinen steht. Der Reife-Index ist für Grünland zu hoch. Es konnten aber typische Feuchte- und Nässezeiger gefunden werden, die an dem Standort auch vorkommen sollten. Die Lage im r/K Dreieck ist noch akzeptabel. In der Zusammenschau **ist der Standort zunächst als unauffällig zu bezeichnen.** +

SBA Auf dem einzigen Acker, der untersucht wurde, konnten nur 4 Individuen nachgewiesen werden. Darunter waren keine r-selektierten Arten, die auf einem Acker eigentlich vorkommen sollten. Aufgrund der geringen Tierzahlen und der mangelnden Erwartungswerte kann der Standort **derzeit nicht beurteilt werden.** ?

Die Kennzahlen der untersuchten Standorte und die Abweichungen von den jeweiligen Erwartungswerten sind in den Tabellen 6.3-4 und 6.3-5 zusammengefasst.

Tab. 6.3-4: Kennzahlen und Beurteilung der untersuchten Waldstandorte anhand der Raubmilbenzönose

	SBB	CRM	SCF	BBK	BEK	EHE	NIB	LUB	TAM	MEM
Siedlungsdichte	2311	2933	2711	3511	2889	1520	2089	1800	1289	3289
Artenzahl	21	18	14	13	12	11	10	9	9	7
Diversität	2,75	2,39	1,99	1,91	2,00	2,03	2,03	1,45	2,00	1,49
RI	0,91	0,73	0,83	0,75	0,63	0,86	0,85	0,72	1,00	1,00
Humusform	Moder	Mull- moder		Roh- humus	Moder	Moder/ Rohh.	F-Mull	Moder	Moder	F-Mull
<u>Beurteilung</u>										
Reife-Index	+/-	+	+	(-)	(-)	+	-	+/-	-	-
Indikator-Arten	-	-	+/-	+/-	+	-	-	+	-	-
Ab., Art., Div.	+/-	+/-	+/-	+	+/-	-	+	+/-	+/-	+
r/K Dreieck	+	+/-	+	+	-	+	+/-	+	-	-
Zusammenfassung	4	4	6	(5), 7	(3), 5	4	3	6	2	2
	+/-	+/-	+	+	+/-	+/-	+/-	+	-	-

Tab. 6.3-5: Kennzahlen und Beurteilung der untersuchten offenen Standorte (Grünland und ein Acker) anhand der Raubmilbenzönose

	SBG	SCG	BRG	AKG	SBA
Siedlungsdichte	2667	1156	1022	355,6	177,8
Artenzahl	20	12	10	7	3
Diversität	2,573	2,247	2,261	1,906	1,04
RI	0,784	0,4	0,385	0,615	1
<u>Beurteilung</u>					
Reife-Index	+/-	+	+	+/-	(-)
Indikator-Arten	?	?	?	?	?
Ab., Art., Div.	?	?	?	?	?
r/K Dreieck	(-)	+	+	+	?
Zusammenfassung	?	? (8)	? (8)	? (6)	?

6.3.5 Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)

Die 10 untersuchten Wälder konnten auf Grund von vier verschiedenen Parametern beurteilt werden. Für jeden dieser Parameter wurden Erwartungswerte formuliert, an denen die tatsächliche Zönose gemessen wurde. Die Erwartungswerte wurden teils aus der Literatur abgeleitet, teils aus den Untersuchungen in Baden-Württemberg gewonnen. Zwei Wälder konnten als deutlich abweichend von den Erwartungswerten klassifiziert werden. Diese waren die Standorte TAM am Niederrhein und MEM im Pfälzer Wald, sehr auffällig war auch noch NIB am Vogelsberg. Weitere vier Standorte waren auffällig, SBB in Sauerland, CRM im Hohenloher Land, BEK in Berlin und EHE in der Nordheide. Nur drei Standorte konnten als unauffällig bezeichnet werden, dies waren SCF im Alpenvorland, BBK in Brandenburg und LUB in der Südheide. Die geographische Lage der Standorte weist darauf hin, daß die Erwartungswerte für die verschiedenen Parameter nicht spezifisch für Südwestdeutschland sind, die beiden südwestlichen Standorte (MEM und CRM) wurden als abweichend bzw. auffällig eingeordnet. Der Vergleich mit der Untersuchung in Baden-Württemberg zeigt, daß dort weniger Standorte Auffälligkeiten aufweisen (Tab. 6.3-6).

Tab. 6.3-6: Vergleich der Ergebnisse der Beurteilung von Standorten an Hand der Gamasinenzönose aus zwei Untersuchungen mit je 10 Wäldern.

	unauffällig	auffällig	abweichend
Ba-Wü	6	1	3
BRD	3	5	2

Die hohe Zahl an auffälligen Standorten bei der vorliegenden Untersuchung hängt sicherlich mit der mangelnden Erfassung der Zönose zusammen. Bei genauerer Untersuchung würden sich diese Standorte sicherlich noch eindeutiger zuordnen lassen. An dem Standort EHE läßt sich dies exemplarisch zeigen. Dieser Standort wird im Rahmen eines Forschungsvorhabens ausführlicher bearbeitet. Dazu werden größere Proben genommen und vier mal im Jahr beprobt. Zum Vergleich ausgewertet wurde jedoch zunächst nur ein Probennahmetermin. Die Siedlungsdichte steigt dabei von ca. 1.500 auf 12.000 Ind./m², die Artenzahl von 11 auf 14. Der Reife-Index sinkt bei mehr nachgewiesenen Arten, wie es erwartet worden war (von 0,86 auf 0,80). Die Auffälligkeiten bei den Zeigerarten reduzieren sich auf zwei Arten, die nur leichte Abweichungen aufweisen, bei den Kennzahlen entspricht der Standort den Erwartungen. Die Lage im r/K Dreieck verschiebt sich etwas in Richtung der Moder-Rohhumuswälder, was dem Standort sehr gut entspricht. Nimmt man

die Beurteilung des Standortes anhand des umfangreicheren Raubmilbenmaterials vor, kommt man zu dem Schluß, daß hier keine gravierenden Abweichungen von der Erwartung zu finden sind. In der zusammenfassenden Beurteilung würde der Standort mit 8 Punkten die höchste Zahl erreichen. Der Vergleich zeigt, daß die Siedlungsdichte bei einmaliger Probennahme mit relativ geringem Stichprobenumfang sehr schlecht erfaßt ist (Unterschiede um Faktor 10). Die integrierenden Parameter, für die Erwartungswerte bei bestimmten abiotischen Bedingungen formuliert wurden, sind konstanter (Unterschiede kleiner als 40%). Besonders der Reife-Index und die Lage im r/K Dreieck wiesen auch bei der weniger umfangreichen Untersuchung in die richtige Richtung. Die Dominanzen der einzelnen Arten wiederum war nicht so gut zu schätzen, so daß bei den Erwartungswerten für die Zeigerarten relativ häufig Abweichungen auftraten, die aber nach der besseren Erfassung der Zönose nicht mehr nachzuweisen waren. Ähnliches gilt für die Kennzahlen der Zönose wie Artenzahl und Diversität. Auch hier verschwanden die Auffälligkeiten durch den größeren Stichprobenumfang.

Die Möglichkeit, ein Grünland differenziert zu beurteilen, ist zur Zeit noch nicht gegeben. Um sich der Situation bei den Wäldern anzunähern, sind ausführliche, mehrjährige Untersuchungen an ausgewählten Grünlandstandorten notwendig. Nach dem bisherigen Kenntnisstand werden die Grünlandstandorte mit einer Ausnahme als nicht auffällig beurteilt. Die Ausnahme ist die Brachwiese im Sauerland (SBG), die sehr schön veranschaulicht, daß die Gamasinenzönose sehr wohl zwischen Brache und genutztem Grünland unterscheidet. Der Vergleich der vorliegenden Untersuchung mit der aus Baden-Württemberg macht deutlich, daß nur mit dem entsprechenden Tiermaterial und adaequater Untersuchungsintensität Erwartungswerte auf den verschiedenen Ebenen formuliert werden können. Ähnliches gilt für Acker Standorte. Hier ist die Situation in so fern anders, als daß hier mehr Informationen in der Literatur verfügbar sind, die bei anderer Schwerpunktsetzung noch mit zur Beurteilung herangezogen werden können. Jedoch müßte für die Gamasinen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen der Stichprobenumfang (am besten die Probengröße) vergrößert werden. Mit vier Tieren läßt sich keine fundierte Aussage treffen.

Zuordnung von Erwartungswerten zu Standorttypen

Die untersuchten Standorte repräsentieren 9 Standorttypen und 6 Cluster bzw. 10 Standortgruppen. Da die Erwartungswerte z.T. nach den Bodeneigenschaften formuliert wurden, hat jeder Standort eines Standorttyps die gleichen Erwartungswerte für die Raubmilbenzönose, die nur noch nach der Nutzung zu unterscheiden sind. Die beiden Standorte BBK und BEK gehören beide zum

Standorttyp 72 und haben die gleiche Nutzung. Dem entsprechend gelten für beide Standorte die gleichen Erwartungswerte. Die Raubmilbenzönose am Standort BBK entspricht diesen auch ganz gut, jedoch weicht BEK in einigen Eigenschaften davon ab (*V. nemorensis* zu selten, Diversität zu hoch, Dominanz von r-selektierten Arten zu hoch). Im faunistischen Vergleich fallen die Zönosen beider Standorte in verschiedene Gruppen, obwohl BBK und BEK von den Bodeneigenschaften sehr ähnlich sind. Ähnliche Standorte sind auch EHE und LUB, für beide gelten mit einer Ausnahme (Dominanz von *P. suecicus*) die gleichen Erwartungswerte. Für alle anderen Standorte werden verschiedene Erwartungswerte zu Grunde gelegt, auch wenn sie dem gleichen Standorttyp angehören, sich aber in der Nutzung unterscheiden. Für die Raubmilben kann also jedem Standorttyp bei der Nutzung Wald ein Erwartungswert zugeordnet werden. Für Grünland und Acker ist dies noch nicht möglich, weil nur für die Wälder gut begründete Korrelationen zwischen Bodeneigenschaften und Dominanzen bestimmter Arten bekannt sind. In der vorliegenden Untersuchung wurden die Erwartungswerte im direkten Vergleich der Standorte untereinander formuliert, es wurden keine absoluten Werte für bestimmte Standorttypen angegeben. Wenn die Datenlage ausführlicher wird und es der Umfang des Tiermaterials in den Proben zulässt, können sicher auch quantitative Angaben für die Dominanzen ausgewählter Arten für Wälder und für weitere Nutzungsformen getroffen werden. Das wäre das Ziel von weiteren Untersuchungen.

Anhang

Arten	SBB	SBG	CRM	SCF	BBK	BEK	SCG	EHE	NIB	BRG	LUB	TAM	MEM	AKG	SBA	Stetigkeit
Alliphis halleri		3,33								8,70						2
Amblyseius reductus				1,64												1
Arctoseius cetratus							11,5			13,0						2
Arctoseius magnanalis	5,77								8,51							2
Asca aphidioides					2,53											1
Dendrolaelaps rotundus	1,92															1
Eviphis ostrinus		3,33			1,27											2
Geholaspis mandibularis	1,92	1,67	6,06	1,64					6,38							5
Geolaelaps aculeifer				3,28		1,54			2,13							3
Holoparasitus stramenti			6,06													1
Holostaspis forcipata				1,64												1
Holostaspis procera						16,9										1
Leioseius bicolor			1,52		2,53	1,54		7,89								4
Macroholsaspis opacus	1,92		3,03						10,6			3,45				4
Macrocheles carinatus										13,0				12,5		2
Macrocheles sp.?		1,67														1
Neojordensia levis										8,70				12,5		2
Pachylaelaps fusciculiger				3,28												1
Pachylaelaps longisetis	1,92				3,80			5,26	14,9			13,8				5
Pachylaelaps m		1,67														1
Pachyseius humeralis	9,62		7,58													2
Parasitus cavernicolus		8,33														1
Parasitus furcatus			1,52													1
Parasitus kraepelini			1,52		2,53	3,08					2,22					4
Perg. homopodoides		1,67														1
Perg. septentrionalis						1,54							2,70			2
Pergamasus conus	3,85	3,33		1,64	1,27	12,3		10,5			4,44	6,90	20,3			9
Pergamasus cornutus		23,3	1,52													2
Pergamasus crassipes		3,33	3,03				7,69			13,0	2,22	6,90				6
Pergamasus cuneatus	5,77															1
Pergamasus hamatus	1,92															1
Pergamasus lapponicus		1,67	31,8	4,92								20,7	6,76			5
Pergamasus mirabilis		1,67														1
Pergamasus obesus				21,3												1
Pergamasus parrunciger					22,8										25,0	2
Pergamasus quisquiliarum		1,67														1
Pergamasus robustus								13,2			2,22					2
Pergamasus runcatellus	7,69	13,3		24,6			26,9	21,1	14,9		11,1				50,0	8
Pergamasus schweizeri ?	1,92															1
Pergamasus solitarius	13,5															1
Pergamasus suecicus	1,92	5,00	4,55	3,28	1,27				4,26							6
Pergamasus truncellus			6,06													1
Pergamasus vagabundus		3,33		1,64		29,2					6,90	1,35				5
Prozercon kochi					17,7											1
Prozercon trögardhi	1,92			1,64												2
Rhodacarellus epigynialis			4,55							8,70						2
Rhodacarus agrestis		13,3			3,80							13,8				3
Rhodacarus coronatus	5,77				5,06	4,62	3,85					24,1	36,5			6
Sejus togatus	1,92															1
Veigaia cerva	3,85	3,33		1,64												3
Veigaia exigua	3,85	3,33	3,03		1,27	1,54									25,0	6
Veigaia kochi								2,63				3,45				2
Veigaia nemorensis	17,3		13,6	27,9	34,2	7,69		29,0	29,8		57,8		2,70			9
Veigaia planicola		1,67														1
Zercon vagabundus						18,5		2,63	2,13							3

Arten	SBB	SBG	CRM	SCF	BBK	BEK	SCG	EHE	NIB	BRG	LUB	TAM	MEM	AKG	SBA	Stetigkeit
Amblyseius finlandicus								2,63								1
Amblyseius proresinae						1,54										1
Amblyseius soroculus							7,69									1
Ameroseius juv.										4,35						1
Arctoseius minutus							3,85									1
Cheiroseius juv.										8,70						1
Cheiroseius sp. ?							3,85									1
Dendrolaelaps sp.?							11,5									1
Hypoaspis nolli										8,70						1
Lasioseius sp.?							11,5									1
Leioseius insignis											2,22					1
Macrocheles insignitus											4,44					1
Pachylaelaps jurassicus										13,0						1
Pachylaelaps laeuchlii													12,5			1
Pachylaelaps vexillifer									6,38							1
Parasitus eta														12,5		1
Pergamasus misellus							3,85									1
Pergamasus truncus								2,63								1
Prozercon sellnicki											13,3					1
Rhodacarellus silesiacus														25,0		1
Rhodacarus aequalis													29,7			1

6.4 Enchytraeen

6.4.1 Einleitung

Enchytraeen kommen mit Ausnahme von sehr trockenen Böden weltweit in teils sehr hohen Dichten vor (Jahresmittelwerte können bei 100.000 Ind/m² liegen; z.B.: HECK & RÖMBKE, 1990). Wenn man anthropogen beeinflusste Standorte wie Klärschlamm oder Äcker ausschließt, so liegt die durchschnittliche Anzahl dieser Würmer in einem Bereich zwischen 20.000 und 60.000 Ind/m², wobei die große Schwankungsbreite aller Angaben auffällt (CURRY, 1994; RÖMBKE et al., 1997). Ungeachtet von Artunterschieden gehören die weitaus meisten Enchytraeen in ihrer Gesamtheit als Saprophage bzw. Mikrophytophage zur Mesofauna der Streuauflage und des Mineralbodens. Einige Arten haben zudem - ähnlich wie Regenwürmer - die Fähigkeit, weitgehend unzersetztes Laub direkt zu fressen. Durch die Fraßtätigkeit von Enchytraeen kommt es zur Ausbildung einer sehr feinkörnigen Krümelstruktur, deren Stabilität höher ist als die von unbearbeitetem Boden. Inwieweit dabei Ton-Humus-Komplexe entstehen ist noch umstritten (ZACHARIAE, 1965; DIDDEN, 1993).

Weltweit sind bisher ca. 900 Enchytraeenarten bekannt, wovon ca. die Hälfte in terrestrischen Biotopen vorkommen. In Europa waren bis 1959 bereits 112 Enchytraeenarten beschrieben worden, die sich auf 16 Gattungen verteilten (NIELSEN & CHRISTENSEN, 1959). Doch werden auch heute noch neue Arten beschrieben, so daß die Gesamtzahl in Mitteleuropa bei 200 - 300 liegen dürfte. Problematisch ist dabei, daß viele Arten morphologisch sehr schwer unterscheidbar sind, so dass z.B. bei kleinen Arten der Gattung *Enchytraeus* vermehrt enzymatische oder genetische Methoden eingesetzt werden (z.B. BROCKMEYER, 1991; WESTHEIDE & SCHMELZ, 1997). Zudem sind mehrere Enchytraeengattungen, insbesondere *Marionina* und *Fridericia*, dringend revisionsbedürftig.

Trotz dieser Schwierigkeiten (die teilweise durch Zusammenfassung von Arten zu ökologisch "einheitlichen" Gruppen umgangen werden können; vgl. Kap. 6.4.3) haben Enchytraeen aus den folgenden Gründen ein hohes Potential als Indikatorgruppe:

- relativ hohe Artenzahl an vielen Standorten (DIDDEN, 1993);
- seit den Achtziger Jahren (Saure Regen-Forschung) gute Kenntnisse zur Ökologie der Enchytraeen in Mittel- und Nordeuropa (primär an Waldstandorten; ELLENBERG et al., 1986);
- die Tiere leben in engem Kontakt zum Porenwasser des Bodens und nehmen beim Frass sowohl Mineral- als auch Streuteilchen auf;
- standardisierte Erfassungsmethoden liegen vor (DUNGER & FIEDLER, 1997);
- ihre Sensitivität gegenüber Chemikalien ist nachweisbar (RÖMBKE & MOSER, 1999).

Aufgrund dieser guten Eignung für die Klassifikation und Bewertung von Standorten wurden Enchytraeen sowohl in Holland (SINNIGE et al., 1992) als auch beim BBSK-Konzept in die Batterie geeigneter Organismengruppen aufgenommen. Beim Konzept der "Zersetzergesellschaften" stehen sie, zusammen mit den Regenwürmern, sogar im Zentrum des Interesses (BEYLICH et al., 1994).

6.4.2 Material und Methoden

Die Austreibung der Enchytraeen aus den Bodenproben erfolgte mittels einer Nassextraktionsmethode nach dem O'Connor-Prinzip (O'CONNOR, 1955; RÖMBKE, 1995). Dazu wurden die Proben in einem wassergefüllten Sieb für mehrere Tage (2 Tage Streu; 4 Tage Oberboden) extrahiert, wodurch die Würmer aus der Probe in die Auffangschale getrieben wurden. Das am Boden des Auffanggefäßes liegende Gemisch aus Mineral- und Debristeilchen sowie Enchytraeen und anderen kleinen Bodenorganismen wird mit etwas Wasser auf einige Petrischalen verteilt. Unmittelbar nach Extraktion wurden die Enchytraeen unter einem Binokular ausgelesen und dann lebend nach NIELSEN & CHRISTENSEN bestimmt (1959, 1961, 1963). Teilweise mußte neuere Literatur verwendet werden, (z.B. ABRAHAMSEN, 1969; O'CONNOR, 1963; ROTA, 1994), da mehrere Arten erst nach der Publikation dieses Kompendiums der europäischen Enchytraeen beschrieben wurden. Alle adulten Würmer wurden bis zur Artebene aufgeteilt und, soweit möglich, einer in der Literatur beschriebenen Art zugeordnet; alle juvenilen Tiere wurden mindestens auf Gattungsebene determiniert. Einige Enchytraeen konnten wegen weitgehender Zersetzung nicht bestimmt werden ("Unbestimmbarer Rest"). Aufgrund des sehr aufwendigen Färbeprozesses wurden keine Dauerpräparate angefertigt.

6.4.3 Ableitung von Erwartungswerten

Die Ableitung von Erwartungs-Werten mittels Dominanzverteilung oder durch eine Zuordnung anhand ihrer Fortpflanzungsstrategie (r/K-Kontinuum) bzw. anschließender Verrechnung zu einem Index sind bei Enchytraeen, primär aufgrund der Datenlage, (noch) nicht anwendbar. Daher wurde die Klassifikation der Standorte mit den folgenden drei Ansätzen durchgeführt:

- Vorkommen der Arten von den fünf ausgewählten Standortfaktoren;
- Identifikation von für ein bestimmtes Biotop "typischen" Zeigerarten;
- Vergleich der Abundanz der Tiere mit der bisher festgestellten durchschnittlichen Häufigkeit für den jeweiligen Biotoptyp (Literaturwerte).

Die Ergebnisse aller drei Ansätze sind als vorläufig anzusehen.

Abhängigkeit von fünf Standortfaktoren

Bei diesem Ansatz lag das Zielniveau bei der Ableitung von Erwartungswerten für ca. die Hälfte aller Spezies auf der Artebene. In taxonomisch schwierigen und (bisher ?) ökologisch nicht differenzierbaren (= isovalenten; WEIGMANN, 1987) Gruppen wie z.B. der Gattung *Fridericia* wurde das Gattungsniveau gewählt. Generell erfolgte dabei die Zuordnung der Arten bzw. Gattungen aufgrund von Literaturangaben, wobei zwei unterschiedliche Vorgehensweisen gewählt wurden (als Beispiel dient der Standortfaktor pH-Wert; STANDEN, 1980):

1. Zusammenstellung einer unterschiedlichen Zahl von Einzelangaben zu einem Gesamtbild, wobei die Datenlage extrem unterschiedlich ist (RÖMBKE et al., 1997): vgl. Tab. 6.4-1;

Tab. 6.4-1: Einteilung von Enchytraeenarten nach der Säuretoleranz (HEALY, 1980, verändert)

Säuretolerante Arten	Neutral-basentolerante Arten
<u>Immer bei pH < 5,5:</u>	<u>Immer bei pH > 5,0:</u>
<i>Achaeta aberrans</i>	<i>Fridericia aurita</i>
<i>Mesenchytraeus sanguineus</i>	<i>Fridericia bulbosa</i>
<i>Marionina clavata</i>	<i>Marionina communis</i>
<u>Vorwiegend bei pH < 5,5:</u>	<u>Immer bei pH > 6,0:</u>
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	<i>Fridericia connata</i>
<i>Cognettia cognettii</i>	<i>Marionina riparia</i>
<i>Achaeta affinis</i>	<u>Potentiell auch bei pH > 8,0:</u>
<u>Potentiell auch bei pH < 3,5:</u>	<i>Achaeta bohémica</i>
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	<i>Buchholzia fallax</i>
<i>Marionina clavata</i>	<i>Enchytraeus buchholzi</i>
<u>Limitiert von hohem pH:</u>	<i>Fridericia aurita</i>
<i>Cognettia glandulosa</i>	<i>Henlea ventriculosa</i>
<i>Marionina clavata</i>	<u>Limitiert von niedrigem pH:</u>
<i>Mesenchytraeus sanguineus</i>	<i>Buchholzia fallax</i>
<i>Marionina communis</i>	<i>Henlea ventriculosa</i>
<i>Enchytronia parva</i>	<i>Fridericia aurita</i>

2. Übernahme der vor allem von Graefe zusammengestellten Angaben zu ökologischen Ansprüchen (Feuchte-, Reaktions- und Salinitätszahl), zum Lebensformtyp bzw. zur (relativen) Häufigkeit. Diese Zahlen sind – in Anlehnung an Ellenberg'sche Zeigerwerte - relativ vage sind und in die entsprechenden Klassen der für das BBSK-Konzept ausgewählten Standortfaktoren erst "umgerechnet" werden müssen (GRAEFE & SCHMELZ, 1999): vgl. Tab. 6.4-2.

Tab. 6.4-2: Angaben zum ökologischen Verhalten, zur Lebensform und zur Häufigkeit ausgewählter Enchytraeenarten (F = Feuchtezahl, R = Reaktionszahl, S = Salzzahl, T = Vertikalverteilung, E = Ernährungstyp, G = Fortpflanzungsstrategie, HV = Häufigkeit) nach GRAEFE & SCHMELZ (1999)

Art	Ökol. Verhalten			Lebensform			Häufigkeit
	F	R	S	T	E	G	HV
<i>A. bohemica</i>	5	7	0	Sd	S	K	6
<i>A. brevivasa</i>	5	1	0	Hd	P	K	7
<i>A. camerani</i>	5	3	0	Hd	P	K	7
<i>C. cognettii</i>	-	4	0	Ld	Z	K	5
<i>C. sphagnetorum</i>	-	2	0	Ld	Z	f	9
<i>E. buchholzi</i>	-	7	-		O	r	9
<i>E. minutus</i>	-	7	-		O	r	9
<i>E. norvegicus</i>	5	5	0	Sd			5
<i>M. clavata</i>	5	1	0	Fd	P	K	8
<i>M. glandulosus</i>	5	5	0	Ld	B	w	6
<i>M. pelicensis</i>	5	3	0	Ld	Z	K	5
<i>O. (M.) cambrensis</i>	5	4	0			K	6

F5 = Mittelfeuchte Böden, in nassen Böden fehlend; S0 = nicht salzertragend; - = indifferent

R1 = Starksäurezeiger; R3 = Säurezeiger; R5 = Mässigensäurezeiger; R7 = Schwachsäurezeiger

TSd = humoser Mineralboden; THd = tiefere Horizonte von Moderprofilen; TLd =

Streuschichtbewohner; TFd = meist im mittleren und unteren Of-Horizont; ES = Substratfresser; EP

= Pilzhyphenweider; EB = Bakterienabweider; EZ = Streuzersetzer; O = eutraphent; GK = K-

Strategie; Gr = r-Strategie; Gf = Fragmentation; Gw = saisonaler Lebenszyklus

Zur Beurteilung der 15 beprobten Standorte wurde dann versucht, die auf beide Arten erhaltenen Informationen für jede Art bzw. jeden Standortfaktor zu einem Gesamtbild zusammen zustellen (Tab. 6.4-3). Dabei muss klar betont werden, dass diese Zuordnung noch vorläufigen Charakter hat und einer statistischen Untermauerung bedarf.

Tab. 6.4-3 Erwartungswerte für ausgewählte Enchytraeenspezies für den Faktor pH-Wert

Art bzw. Gattung	Standortfaktor P (pH-Wert)				
	1	2	3	4	5
<i>A. abulba</i>			█		
<i>A. bohemica</i>				█	
<i>A. brevivasa</i>	█				
<i>A. camerani</i>		█			
<i>A. eiseni</i>			█		
<i>A. microcosmi</i>			█		
<i>B. appendiculata</i>		█			
<i>C. atrata</i>		█			
<i>C. cognettii</i>		█			
<i>C. sphagnetorum</i>	█				
<i>E. buchholzi</i>			█		
<i>E. minutus</i>			█		
<i>E. lacteus</i>			█		
<i>E. norvegicus</i>	█				
<i>E. parva</i>				█	
<i>Fridericia sp.</i>		█			
<i>F. striata</i>		█			
<i>Henlea sp.</i>			█		
<i>M. clavata</i>	█				
<i>M. filiformis</i>		█			
<i>M. simillima</i>			█		
<i>M. vesiculata</i>			█		
<i>M. glandulosus</i>		█			
<i>O. cambrensis</i>	█				
<i>S. niveus</i>	█				

Zur Vorbereitung dieser umfassenden Auswertung werden gegenwärtig alle aus der Literatur bekannten Angaben in einer Datenbank getrennt für jede Enchytraeenart Mitteleuropas erfasst. Aufgrund der für die meisten Arten noch ausbaufähigen Datenlage ist zudem mit Verschiebungen im ökologischen Profil der einzelnen Spezies zu rechnen.

Die Zuordnung der an den 15 Standorten gefundenen Enchytraeenarten bzw. –artengruppen zu den jeweils 4 –5 Klassen für jeden der fünf Standortfaktoren ist noch in Arbeit, da die Datenlage bei den anderen Standortfaktoren schlechter als beim pH-Wert ist. Zudem ist die “Umrechnung” relativer (z.B. Vorkommen in “frischen” Böden) in die hier präferierten absolut definierten Klassen schwierig. Aufgrund dieser Situation wurde der Vergleich Erwartungs- versus Ist-Wert für die Enchytraeen primär auf der Grundlage der Ergebnisse zum Standortfaktor pH-Wert durchgeführt.

Identifikation von Zeigerarten

Unter den Enchytraeen gibt es nach gegenwärtigem Kenntnisstand keine Schlüsselarten oder “ecosystem engineers”; d.h. Spezies, die das Bodenökosystem so beeinflussen, dass durch ihre Tätigkeit die Verfügbarkeit von Ressourcen direkt oder indirekt modifiziert wird. Allerdings lassen sich aufgrund der Literatur Zeigerarten identifizieren. So sollten z.B. an mittel- und nordeuropäischen Waldstandorten mit sauren Böden immer die Arten *C. sphagnetorum*, *M. clavata* und mindestens eine Spezies der Gattung *Achaeta* vorkommen, während die Gattung *Fridericia* (mit Ausnahme von *F. striata*) dort fehlt. *Buchholzia appendiculata* und einige kleinere Arten der Gattung *Enchytraeus* (jeweils fragmentierende Spezies) können dagegen als typische Bewohner “gestörter”, d.h. anthropogen beeinflusster Böden wie Strassenränder oder aufgeschütteten Deponieflächen gelten. Die Arten bzw. Artengruppen an jedem Standort wurden daher auf das Vorkommen dieser Spezies hin überprüft.

Angaben zur Häufigkeit

Trotz aller Vorbehalten gegenüber quantitativen Daten von nur einem Fangzeitpunkt wurden die Fangzahlen hinsichtlich ihrer die Nutzung für die Standortklassifikation geprüft. Dabei wurde die Anzahl Würmer pro Quadratmeter (die aufgrund des Probennahmezeitpunkts tendenziell dem Jahresmaximalwert nahekommen dürfte) mit Durchschnittsangaben aus der Literatur vergleichen (RÖMBKE et al., 1997). Eine Differenz wurde dann konstatiert, wenn die Fangzahl ausserhalb des Mittelwerts \pm Standardabweichung der Literaturangaben lag. Abundanzklassen nach GRAEFE (1993a) wurden nicht verwendet, da deren Abgrenzung bisher nicht begründbar ist.

6.4.4 Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten

Bei der Beprobung der 15 Standorte wurden insgesamt 12033 Enchytraeen aus 46 Arten gefangen (eine Einzelaufschlüsselung aller Fangdaten ist dem Anhang zu entnehmen). Dabei kamen an den 10 Waldstandorten 10655 Tiere aus 34 Arten, auf den 4 Graslandflächen 1320 Würmer aus 24 Arten und an dem einen Ackerstandort noch 58 Individuen aus 6 Arten vor (gleichzeitig verändert sich das Artenspektrum, vgl. CHALUPSKY, 1994). Wie bei anderen untersuchten Bodentiergruppen nimmt damit die durchschnittliche Fangzahl mit zunehmender Nutzung des Standorts deutlich ab. Dennoch sollten selbst an relativ schlecht besiedelten Ackerstandorten genügend Tiere für eine Klassifikation gefunden werden. Zusätzlich zu den Enchytraeen wurden in geringer Zahl Aeolosomatiden (SBB), Tubificiden (BRG, CRM) sowie der terrestrische Polychaet *Hrabiella periglandulata* gefunden. Auf diese Tiere wird im weiteren nicht näher eingegangen werden. Im folgenden werden die Standorte weitgehend in der in Tab. 4-4 aufgeführten Reihenfolge vorgestellt, wobei eine Differenzierung nach Nutzungstypen (Wald, Grünland, Acker) vorgenommen wird.

Die beiden nordostdeutschen Nadelwälder BBK und BEK sind durch unterschiedliche Abundanz bei gleicher Artenzahl (jeweils 8) gekennzeichnet. In Brandenburg wurden 102.000 Ind/m², in Berlin dagegen nur 27.000 Ind/m² gefangen. Qualitativ ähneln sich beide Flächen sehr: Dominant sind jeweils verschiedene Spezies der Gattung *Achaeta* sowie die typischen Säurezeiger *M. clavata* und *C. sphagnetorum*. In Brandenburg wird durch das Vorkommen weniger Individuen von *A. bohemica* und *F. striata* angedeutet, dass – zumindest kleinräumig – der Boden eher schwachsauer ist. In Berlin könnte das Auftreten von *E. minutus* als Anzeichen für eine anthropogene Störung aufgefasst werden.

Die beiden Wälder in der Lüneburger Heide (LUB, EHE) ähneln sich quantitativ sehr (62.000 bzw. 55.000 Ind/m² und jeweils 5 Arten). Auch qualitativ unterscheiden sie sich kaum: Innerhalb der Gattung *Achaeta* ist jeweils eine andere Art (*A. brevivasa* bzw. *A. abulba*) dominant. In EHE kommt zudem eine eher schwach saure Bereiche anzeigende Art vor (*O. cambrensis*). Am Standort MEM, einem Buchenwald in der Pfalz, wurden mit 124.000 Ind/m² die höchste Abundanz aller 15 Standorte gefunden. Die Artenzahl ist mit 6 relativ niedrig, wobei hochdominant *C. sphagnetorum* und *O. cambrensis* sowie, neben 2 *Achaeta*-Arten, *M. clavata* vorkommen. Dieses Dominanzverhältnis sowie das Auftreten einzelner Individuen des grosskörperigen Streuschichtbewohners *M. glandulosus* deuten auf ein Mosaik mit unterschiedlichen pH-Werten hin.

Tab. 6.4-4: Übersicht über die Fangergebnisse an den 15 Standorten (Mittelwerte pro Probe bzw. Art) sowie Gesamtfangzahl

Standort	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
Achaeta sp.	8.1	11.9		35.3	3.1	8.8	22.7	40.3	6.0		6.4	5.7		19.9	0.8
Achaeta DKL				0.4	0.3	0.6	1.3							0.2	
A. abulba					24.9	0.1		23.1						5.6	
A. cf affinoides		5.0		2.6		15.6	18.2	10.4				5.4		10.8	0.4
A. bibulba					10.7										
A. bohemica	2.1	0.8												0.9	0.1
A. brevivasa				26.4							2.2				
A. camerani								0.3			0.7				
A. cf. eiseni								5.7							
A. microcosmi	0.8								0.3						
A. urbana						1.7								2.4	
Bryodrilus sp.		0.8													0.4
B. ehlersi		0.1													
B. appendiculata		6.8													1.7
Cernosvitoviella															3.7
Cernosvitov. DKL															0.7
C. cf atrata															0.1
C. cognetti		1.1						3.8							
C. sphagnetorum		1.9		21.3	45.9	13.8	110.6	55.3			19.2	10.9		46.3	0.3
Enchytraeus sp.	15.4	10.7	1.7			0.3			0.8	1.3			0.8		0.7
E. bigeminus													0.1		
E. cf buchholzi	3.9	1.8	0.3							0.6	0.2				0.2
E. lacteus	0.8									0.6			0.1		0.2
E. minutus	2.6	2.4	0.3			0.3			0.1	0.3					
E. norvegicus	1.6	0.1	0.8										0.1		3.0
E. parva	0.1	0.1						0.8							
Fridericia sp. gr	8.3	3.2								2.0	0.2		4.2		9.6
Fridericia sp. kl	19.3	9.0	1.3						2.1	2.7			3.9		11.1
Fridericia 4-2	5.0	0.1								0.7					
F. cf alata													2.3		
F. bisetosa	0.4	3.8								0.3			0.1		1.4
F. bulboides	0.2		0.1						0.4	0.1			0.2		
F. cf. caprensis															0.6
F. galba	3.4	0.1								0.6			0.8		5.7
F. leidigy															1.7
F. maculata	2.1		0.2										0.1		
F. paroniana	4.9	3.7	0.1						0.1	0.2			0.9		0.6
F. PB													0.3		
F. perrieri															0.3
F. ratzeli	0.8												0.1		0.1
F. striata											0.4	0.2		0.1	0.1
F. sylvatica									0.9	0.8					
Henlea sp.	1.0								0.8	0.8			0.1		
H. nasuta	0.3														
H. perpusilla									0.6				0.1		
H. ventriculosa	0.1								0.2	0.7					
Marionina sp.	0.7	0.4	0.4						1.4	1.0			0.1		1.9
M. argentea									0.2	0.4					
M. clavata				29.0	10.9	9.1	16.7	12.0			7.7			10.9	
M. filiformis		0.1								0.7					
M. simillina										0.1					
M. cf vesiculata									1.9	0.1					
M. glandulosus		1.7					0.3	1.0			0.7				
O. cambrensis		2.6			3.7	1.0	60.4	50.9							
S. niveus								6.7							10.7
REST	11.9	11.4	1.1	8.2	9.7	3.3	17.6	20.6	3.8	1.6	3.9	3.8	2.6	8.9	7.0

Summe 845 730 58 1110 984 491 2230 2090 180 142 375 234 153 1836 575

Der ebenfalls sehr feuchte Buchenwald im Vogelsberg (NIB) beherbergt ebenfalls eine sehr hohe Zahl von Enchytraeen (116.000 Ind/m^2), wobei die Artenzahl fast doppelt so hoch ist wie an den anderen vergleichbaren untersuchten Waldstandorten. Neben den schon bekannten Säurezeigern *C. sphagnetorum*, *M. clavata* (mit relativ geringem Anteil), *O. cambrensis* und mehreren *Achaeta*-Arten treten in ihren pH-Präferenzen eher indifferente Spezies wie *E. parva* oder *C. cognettii* auf. Auch *M. glandulosus* sowie die durch ihren jahreszeitlichen Wechsel der Bodenschicht (Adulti im Oberboden, juvenile Tiere in der Streu) bemerkenswerte Spezies *S. niveus* kommen vor, ohne dass ein Grund dafür angegeben werden könnte.

Im Niederrheiner Buchenwald (TAM) liegt die Abundanz mit 21.000 Ind/m^2 sehr niedrig, während die Artenzahl (6) derjeniger anderer saurer Waldstandorte entspricht. Das (geringe) Auftreten einer Art aus dem *E. buchholzi*-Komplex deutet auf (anthropogene ?) Störungen an diesem Standort hin.

Der bayrische Fichtenstandort (SCF) ist sowohl hinsichtlich seiner Abundanz (13.000 Ind/m^2) als auch der Artenzahl (3) als sehr niedrig einzustufen. Auffallend ist vor allem, dass trotz niedrigem pH keine Individuen des Säurezeigers *M. clavata* gefunden wurde (statt dessen kam *F. striata* vor).

Das genaue Gegenteil dazu stellen die beiden letzten Waldstandorte, ein Mischwald (CRM) sowie ein Buchenwald (SBB), dar, die für Waldstandorte mit leicht sauren ($\text{pH} > 5$) Bodeneigenschaften normale Dichten (32.000 bzw. 41.000 Ind/m^2) und eine sehr hohe Artenzahl (18 bzw. 17) zeigen. Qualitativ unterscheiden sich beide Flächen aber deutlich, auch wenn bei beiden die Säurezeiger natürlich nur selten vorkommen und Arten der Gattung *Fridericia* dominieren. Ansonsten sind dies die beiden einzigen Standorte, an denen die oft mit Moosvorkommen in Verbindung gebrachte Art *B. ehlersi* nachgewiesen werden konnte. Auf der anderen Seite unterscheiden sich beide Flächen im Auftreten einiger auffälliger Arten wie z.B. *S. niveus* bzw. *Cernosvitoviella* sp. (nur CRM) oder *M. glandulosus* bzw. *C. cognettii* (nur SBB), besonders aber im Anteil der Störungsanzeiger *B. appendiculata* bzw. verschiedener *Enchytraeus*-Spezies: Diese sind in SBB deutlich häufiger als in CRM. Umgekehrt verhält es sich mit der mineralschichtbewohnenden Art *E. norvegicus*: Sie ist in CRM häufig, in SBB dagegen selten. Beim Standort CRM besteht die Möglichkeit, das Ergebnis der einmaligen Beprobung im Herbst 1998 mit einer vielfachen Beprobung (insgesamt 12 Einzelproben) auf der gleichen Fläche in den Jahren 1992-1993 zu vergleichen (RÖMBKE ET AL., 1997). Da sich, soweit bekannt, die abiotischen Eigenschaften dieses Standorts nicht verändert haben, sollte auch die Enchytraeenbesiedlung weitgehend ähnlich sein. Von den bei der früheren

Probe gefundenen 19 Arten stimmen 12 mit den 1998 identifizierten Spezies überein. Die Differenz ist vor allem durch das Auftreten von jeweils wenigen Individuen von Arten der Gattung *Fridericia* zu erklären. Daher ist die Klassifikation des Standorts, unabhängig von der Verwendung des jeweiligen Datensatzes, ähnlich, da – mit Ausnahme von *F. striata* – alle Spezies dieser Gattung als Einheit betrachtet werden. Die Abundanz bei diesen 4 Probennahmen (jeweils 2 im Frühjahr bzw. Herbst) lag mit $17.700 \pm 8.000 \text{ Ind/m}^2$ etwas niedriger als im Herbst 1998, aber doch in der gleichen Größenordnung.

Bei den vier untersuchten Grünlandstandorten gibt es kein einheitliches Bild. Drei von ihnen (SCG, AKG und BRG) zeigen eine fast identische, relativ niedrige, für solche Flächen aber nicht unübliche Besiedlungsdichte von $8.000 - 10.000 \text{ Ind/m}^2$. Auf der eher als Brache einzustufende Fläche im Sauerland (SBG) wurden dagegen 47.000 Ind/m^2 gefunden. Bei den Artenzahlen fällt mit der küstennahe Standort BRG im Vergleich zu den hohen Zahlen der anderen drei etwas heraus (9 bzw. 12 – 16). Qualitativ deuten sich dagegen Ähnlichkeiten zwischen AKG und SCG auf der einen bzw. SBG und BRG auf der anderen Seite an: z.B. fehlen bei ersteren Arten der Gattung *Achaeta* vollständig, während sie bei letzteren relevante Dominanzanteile erreichen. Arten der Gattung *Fridericia* sind auf allen Flächen häufig vertreten (am wenigsten in BRG). Auffallend ist der hohe Anteil an *Enchytraeus*-Individuen auf SBG (wodurch teilweise dessen hohe Dichte erklärt wird).

Der einzige Ackerstandort SBA ist hinsichtlich niedriger Abundanz (3.000 Ind/m^2) und mittlerer Artenzahl (6) als degradiertes Wiesenstandort aufzufassen. Vor allem grosskörperige *Fridericia* sp. sowie Arten der Gattung *Henlea* (neben *Achaeta*) fehlen, doch primär ist die Dichte herabgesetzt. Ackerspezifische Arten treten nicht auf.

6.4.5 Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)

In Tab. 6.4-5 ist die pH-Präferenz derjenigen Enchytraeenarten, deren Verhalten hinsichtlich dieses Standortfaktors eingeschätzt werden kann, mit den Fangzahlen an den 15 Beispiels-Standorten verglichen worden. In den meisten Fällen entspricht ihr Vorkommen der Erwartung. Nicht beurteilt wurde dabei das Fehlen einer Art an einem bestimmten Standort. Nur in einem Fall (*A. abulba*) passten Vorkommen und Erwartungshaltung überhaupt nicht zusammen, so dass hier der Verdacht einer Artverwechslung bzw. das Auftreten von morphologisch schwer unterscheidbaren Spezies mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen naheliegt.

Tab. 6.4-5: Enchytraeidae: Vorläufige Beurteilung der 15 "UBA-Standorte" auf der Grundlage des Standortfaktors pH-Wert (P)

+ = vorhanden und erwartet;

- = vorhanden und nicht erwartet

Art bzw. Wiesen- und Ackerstandorte sowie schwach saure Waldstandorte

Gattung AKG SCG SBA SBG BRG CRM SBB

Art bzw. Gattung	AKG	SCG	SBA	SBG	BRG	CRM	SBB
<i>A. abulba</i>							
<i>A. bohémica</i>				+		+	+
<i>A. brevivasa</i>							
<i>A. camerani</i>							
<i>A. eiseni</i>							
<i>A. microcosmi</i>				+	+		
<i>B. appendiculata</i>						+	+
<i>C. atrata</i>						+	
<i>C. cognettii</i>							+
<i>C. sphagnetorum</i>						-	-
<i>E. cf. buchholzi</i>	+		+	+		+	+
<i>E. lacteus</i>	+	+		+		+	
<i>E. minutus</i>	+		+	+	+		+
<i>E. norvegicus</i>		+	+	-		-	
<i>E. parva</i>				+			
<i>Fridericia sp.</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>F. striata</i>						-	
<i>Henlea sp.</i>	+	+		+	+		
<i>M. clavata</i>							
<i>M. filiformis</i>	+						+
<i>M. simillima</i>	+						
<i>M. vesiculata</i>	+				+		
<i>M. glandulosus</i>							+
<i>O. cambrensis</i>							-
<i>S. niveus</i>						-	

Tab. 6.4-5 (Forts.): Enchytraeidae: Vorläufige Beurteilung der 15 "UBA-Standorte" auf der Grundlage des Standortfaktors pH-Wert (P)

† = vorhanden und erwartet; - = vorhanden und nicht erwartet

Art bzw. Gattung	Saure Waldstandorte (sandig bzw. schluffig)								
	BBK	BEK	LUB	EHE	MEM	NIB	TAM	SCF	
<i>A. abulba</i>	-	-		-		-			
<i>A. bohemica</i>	-								
<i>A. brevivasa</i>			+					+	
<i>A. camerani</i>						+	+		
<i>A. eiseni</i>						-			
<i>A. microcosmi</i>									
<i>B. appendiculata</i>									
<i>C. atrata</i>									
<i>C. cognettii</i>						+			
<i>C. sphagnetorum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>E. buchholzi</i>							+		
<i>E. lacteus</i>									
<i>E. minutus</i>		-							
<i>E. norvegicus</i>									
<i>E. parva</i>						-			
<i>Fridericia sp.</i>									
<i>F. striata</i>	+							+	+
<i>Henlea sp.</i>									
<i>M. clavata</i>	+	+	+	+	+	+	+		
<i>M. filiformis</i>									
<i>M. simillima</i>									
<i>M. vesiculata</i>									
<i>M. glandulosus</i>					+	+	+		
<i>O. cambrensis</i>		+		+	+	+			
<i>S. niveus</i>						+			

Umgekehrt gibt es nur wenige Anzeichen für Differenzen zwischen Erwartungs- und Ist-Wert bezogen auf den einzelnen Standort. An 8 Standorten gibt es überhaupt keine Differenz, an zweien gab es nur eine Art, deren Auftreten nicht erwartet wurde, an drei weiteren waren es zwei Arten und nur in NIB (3) und CRM (4) wurden erhebliche Abweichungen beobachtet. Da dies jedoch auch

Standorte mit hohen (11) bzw. sehr hohen (18) Artenzahlen waren, wurde in keinem Fall eine Differenz von mehr als 30 % erreicht, die in einem Vorläuferprojekt (vgl. Kap. 2.3.3) als – weitgehend artifizielle – Grenze für das Auftreten einer Auffälligkeit gesetzt wurde. Nach dem Kriterium “Vergleich von Erwartungs- und Ist-Wert auf der Basis der pH-Präferenz” ist damit keiner der untersuchten Standorte als auffällig oder gar abweichend einzuschätzen. Gegenwärtig ist noch nicht abzusehen, ob bzw. wie sich diese Beurteilung bei Einbeziehung der anderen Standortfaktoren ändern würde.

In der Tab. 6.4-6 sind die Ergebnisse der beiden anderen Klassifikationsansätze zusammengetragen. Hinsichtlich der Zeigerarten wurde das “dominante” Vorkommen (vage definiert; d.h. das blosse Auftreten einiger weniger Individuen reichte nicht aus) einer Art bzw. Artengruppe als auffällig eingeschätzt. Dabei wurden aufgrund der noch nicht abgeschlossenen Literaturlauswertung nur klare Beispiele herangezogen: Demnach fällt auf, dass in SCF der Starksäureanzeiger *M. clavata* und in SBA Arten der Gattung *Henlea* fehlen. An beiden Standorten ist zudem die Dichte sehr niedrig, doch ist dies beim Ackerstandort als nutzungsbedingt anzusehen. Ausser diesen beiden Beispielen sollte noch der Standort SBB wegen des häufigen Vorkommens von “Störungsanzeigern” genauer untersucht werden.

Insgesamt ergibt die Untersuchung der Enchytraeenzönose an den 15 Beispiels-Standorten das folgende Fazit:

- die Standorte lassen sich, zumindest auf der Ebene der “Standortgruppen” hinsichtlich ihrer Enchytraeenbesiedlung differenzieren;
- nach bisheriger Auswertung scheint es bei drei Standorten (SCF, SBA, SBB) eine auffällige Differenz zwischen Erwartungs- und Ist-Wert zu geben; Hinweise auf eine Abweichung fehlen.

Es ist allerdings nicht auszuschliessen, dass sich dieses Bild bei weitergehender Auswertung, insbesondere hinsichtlich der Abhängigkeit des Vorkommens von den vier anderen Standortfaktoren, noch verschieben kann.

Tab. 6.4-6: Beurteilung der 15 Beispiels-Standorte auf der Grundlage des Vorkommens von Zeigerarten bzw. der Abundanz der Enchytraeidae (Grundlage: Vergleich zu Literaturdaten)

Beurteilung:	Nicht auffällig	<u>Auffällig</u>	
Standort	Ind/m ²	Artenzahl	Dominante Zeigerarten
BBK	102.000	8	C. sphagnetorum, M. clavata, A. cf. affinoides
BEK	27.000	8	C. sphagnetorum, M. clavata, A. cf. affinoides
LUB	62.000	5	C. sphagnetorum, M. clavata, A. brevivasa
EHE	55.000	5	C. sphagnetorum, M. clavata, A. abulba
MEM	124.000	5	C. sphagnetorum, M. clavata, A. cf. affinoides
NIB	116.000	11	C. sphagnetorum, M. clavata, O. cambrensis, A. abulba, A. cf. affinoides
TAM	21.000	6	C. sphagnetorum, M. clavata, Achaeta sp.
AKG	8.000	14	Fridericia sp., Enchytraeus sp., Henlea sp.,
SCF	<u>13.000</u>	3	C. sphagnetorum, <u>M. clavata</u> , A. cf. affinoides
SCG	9.000	12	Fridericia sp., Enchytraeus sp.
SBA	3.000	6	Fridericia sp., Enchytraeus sp., <u>Henlea sp.</u>
SBG	47.000	16	Fridericia sp., Achaeta sp., Enchytraeus sp.
CRM	32.000	18	Fridericia sp., Enchytraeus sp., S. niveus
SBB	41.000	17	Fridericia sp., <u>Enchytraeus sp.</u> , O. cambrensis, <u>B. appendiculata</u>
BRG	10.000	9	Fridericia sp., Henlea sp., Achaeta sp.

Anhang

Probennahme Herbst 1998

Achaeta sp

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	1	0	74	2	1	16	16	0	0	1	0	0	8	0
2	2	2	0	51	0	7	19	60	0	0	4	0	0	4	1
3	10	24	0	32	8	5	32	12	3	0	11	2	0	5	3
4	20	15	0	0	4	6	16	0	15	0	0	0	0	0	0
5	1	3	0	32	3	0	41	38	0	0	1	0	0	51	0
6	4	8	0	33	3	0	7	11	0	0	23	0	0	13	0
7	5	17	0	18	0	46	24	47	1	0	4	1	0	20	0
8	14	11	0	63	5	12	22	53	33	0	7	45	0	9	1
9	17	26	0	15	3	2	27	126	2	0	7	3	0	69	2
Mean	8.1	11.9	0.0	35.3	3.1	8.8	22.7	40.3	6.0	0.0	6.4	5.7	0.0	19.9	0.8
SD	7.4	9.3	0.0	23.7	2.5	14.5	9.9	38.4	11.2	0.0	7.1	14.8	0.0	23.9	1.1

Achaeta DKL

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	2	0
6	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.4	0.3	0.6	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	1.3	1.0	1.3	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0

A. abulba

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	26	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	95	0	0	89	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	2	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
8	0	0	0	0	19	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	49	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	24.9	0.1	0.0	23.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.6	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	36.4	0.3	0.0	37.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.3	0.0

A. cf affinoides

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	3	0	5	24	3	0	0	0	4	0	0	0
2	0	0	0	1	0	2	36	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	12	0	0	0	7	23	4	0	0	0	2	0	0	0
4	0	1	0	0	0	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	3	0	0	28	6	0	0	0	0	0	50	0
6	0	8	0	5	0	0	18	0	0	0	0	0	0	7	0
7	0	6	0	11	0	112	12	33	0	0	0	0	0	7	1
8	0	3	0	0	0	4	10	38	0	0	0	41	0	3	0
9	0	15	0	0	0	2	9	10	0	0	0	2	0	30	3
Mean	0.0	5.0	0.0	2.6	0.0	15.6	18.2	10.4	0.0	0.0	0.0	5.4	0.0	10.8	0.4
SD	0.0	5.6	0.0	3.6	0.0	36.3	10.4	14.6	0.0	0.0	0.0	13.4	0.0	17.5	1.0

A. bibulba

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	96	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	10.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	32.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

A. bohemica

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
4	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
6	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1
8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	2.1	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.1
SD	1.8	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.3

A. brevivasa

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	74	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
2	0	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
6	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
8	0	0	0	81	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	26.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	32.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0

A. camerani

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0

A. cf eiseni

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

A. microcosmi

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
9	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Mean	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

A. urbana

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	0.0

Bryodrilus sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4
SD	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0

B. appendiculata

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
2	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
6	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
7	0	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	6.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
SD	0.0	10.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7

B. ehlersi

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Cernosvitoviella sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	0	3
2	0	0	0	0	0	0	279	0	0	0	0	0	0	0	6
3	0	0	0	0	0	0	141	0	0	0	0	0	0	0	11
4	0	0	0	0	0	0	82	0	0	0	0	0	0	0	6
5	0	0	0	0	0	0	146	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	121	0	0	0	0	0	0	0	7
7	0	0	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	56	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	110.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.7
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	74.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0

Cernosvitoviella DKL

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7

C. cf atrata

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3

Cognettia cognetii

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

C. sphagnetorum

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	19	49	59	0	61	0	0	7	7	0	86	1
2	0	3	0	15	42	7	0	35	0	0	3	6	0	18	2
3	0	4	0	40	55	0	0	24	0	0	7	0	0	23	0
4	0	0	0	28	16	10	0	69	0	0	18	9	0	19	0
5	0	0	0	23	29	3	0	80	0	0	49	26	0	21	0
6	0	0	0	30	17	28	0	62	0	0	11	10	0	67	0
7	0	2	0	20	68	10	0	59	0	0	22	23	0	63	0
8	0	0	0	6	91	7	0	12	0	0	24	7	0	79	0
9	0	8	0	11	46	0	0	96	0	0	32	10	0	41	0
Mean	0.0	1.9	0.0	21.3	45.9	13.8	0.0	55.3	0.0	0.0	19.2	10.9	0.0	46.3	0.3
SD	0.0	2.8	0.0	10.4	24.1	18.9	0.0	27.0	0.0	0.0	14.6	8.3	0.0	27.6	0.7

Enchytraeus sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	2	8	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	2	0	0
2	0	14	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
3	2	6	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1
4	8	6	4	0	0	0	0	0	1	2	0	0	2	0	0
5	102	12	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
6	7	7	2	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
7	5	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	3	12	1	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
9	10	16	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mean	15.4	10.7	1.7	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.8	1.3	0.0	0.0	0.8	0.0	0.7
SD	32.6	4.0	1.3	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	2.0	2.3	0.0	0.0	1.0	0.0	1.7

E. bigeminus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0

E. cf buchholzi

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
5	19	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
6	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	6	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
9	3	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	3.9	1.8	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
SD	6.9	2.1	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7

E. lacteus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Mean	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2
SD	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.3	0.0	0.7

E. minutus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
2	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
4	2	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	18	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
8	0	4	1	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0
9	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	2.6	2.4	0.3	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	5.9	2.0	0.5	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.3	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

E. norvegicus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
9	6	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mean	1.6	0.1	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	3.0
SD	3.1	0.3	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	2.5

E. parva

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Fridericia sp. groß

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	3	3	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	2	0	4
2	14	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	13
3	7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	14
4	13	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7	0	14
5	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	6
6	1	7	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	7	0	15
7	2	7	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	4	0	6
8	7	3	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0	6
9	5	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	0	8
Mean	8.3	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.2	0.0	4.2	0.0	9.6
SD	7.1	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.4	0.0	1.9	0.0	4.4

Fridericia sp. klein

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	3	7	0	0	0	0	0	0	2	6	0	0	4	0	7
2	12	15	0	0	0	0	0	0	8	4	0	0	2	0	19
3	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	3	0	15
4	29	27	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	23
5	37	6	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0
6	13	16	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	7	0	11
7	11	3	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	1	0	19
8	23	6	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3
9	46	0	4	0	0	0	0	0	1	3	0	0	11	0	3
Mean	19.3	9.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	2.7	0.0	0.0	3.9	0.0	11.1
SD	15.5	8.7	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	2.6	0.0	0.0	3.4	0.0	8.3

Fridericia 4-2

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
7	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
9	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	5.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	10.7	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

F. cf alata

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0

F. bisetosa

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
7	0	14	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0
8	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Mean	0.4	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	1.4
SD	1.3	4.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.3	0.0	2.2

F. bulboides

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0
3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
SD	0.7	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0

F. cf. capensis

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1

F. galba

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	6
3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	8
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
7	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5
9	14	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3
Mean	3.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.8	0.0	5.7
SD	4.5	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	1.4	0.0	3.8

F. leidigy

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0

F. maculata

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
4	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	2.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
SD	3.3	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0

F. paroniana

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	4
2	10	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	12	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
7	2	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
8	2	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mean	4.9	3.7	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	0.9	0.0	0.6
SD	5.3	4.4	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.7	0.0	0.0	1.4	0.0	1.3

F. PB

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0

F. perrieri

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5

F. ratzeli

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
SD	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.3

F. striata

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.2	0.0	0.1	0.1
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.7	0.0	0.3	0.3

F. sylvatica

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Henlea sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
3	5	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0
4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.8	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
SD	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0

H. nasuta

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

H. perpusilla

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0

H. ventriculosa

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Marionina sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	4
2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	9
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
5	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
6	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
7	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
8	0	0	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0
9	0	4	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Mean	0.7	0.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	1.1	0.0	0.0	0.1	0.0	1.9
SD	1.3	1.3	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	1.6	0.0	0.0	0.3	0.0	3.2

M. argentea

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

M. clavata

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	3	0	24	5	9	0	0	3	0	0	196	0
2	0	0	0	1	0	6	27	12	0	0	0	0	0	6	0
3	0	0	0	18	22	13	5	18	0	0	2	0	0	35	0
4	0	0	0	31	7	4	0	8	0	0	5	0	0	484	0
5	0	0	0	46	9	14	21	0	0	0	34	0	0	0	0
6	0	0	0	80	0	0	10	18	0	0	19	0	0	172	0
7	0	0	0	59	16	0	60	0	0	0	0	0	0	44	0
8	0	0	0	0	38	14	0	0	0	0	1	0	0	17	0
9	0	0	0	23	6	7	22	43	0	0	5	0	0	26	0
Mean	0.0	0.0	0.0	29.0	10.9	9.1	16.7	12.0	0.0	0.0	7.7	0.0	0.0	108.9	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	28.0	12.7	7.8	19.1	13.6	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	158.0	0.0

M. filiformis

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

M. simillina

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

M. cf vesiculata

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

M. glandulosus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	6	0	0	0	0
8	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	1.6	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0

O. cambrensis

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	28	33	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	100	26	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	25	29	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	2	15	137	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	4	137	16	0	0	0	0	0	0	0
6	0	20	0	0	0	0	86	64	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	46	55	0	0	0	0	0	0	0
8	0	2	0	0	22	3	28	10	0	0	0	0	0	0	0
9	0	1	0	0	11	0	79	88	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0.0	2.6	0.0	0.0	3.7	1.0	60.4	50.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	6.6	0.0	0.0	7.8	1.6	41.9	40.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

S. niveus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	3
3	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	39
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
5	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	14
7	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	19
8	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	6
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.7
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.3

6.5 Regenwürmer

6.5.1 Einleitung

Seit den Anfängen der Bodenbiologie sind Regenwürmer für viele Standorte Mitteleuropas als die wichtigsten Bodentiere bekannt. Diese Feststellung beruht nicht nur auf ihrer Biomasse, sondern vor allem auf den wichtigen Funktionen, die sie im Bodenökosystem wahrnehmen: 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 seien beispielhaft genannt (ZACHARIAE, 1965; SWIFT et al., 1979; PETERSEN & LUXTON, 1982; CURRY, 1994; EDWARDS, 1998). Dabei ist zu beachten, daß diese im allgemeinen als positiv angesehenen Funktionen meist nur von wenigen Schlüsselarten („ecosystem engineers“) wie *Lumbricus terrestris* bewirkt werden (LAVELLE et al., 1997). Allerdings können verschiedene Regenwurmspezies das Vorkommen anderer Bodenorganismen (speziell Mikroben) – positiv wie negativ - beeinflussen (BROWN, 1995; MARAUN et al., 1999).

Die Unterschiede in der Ökologie der verschiedenen Arten wurden, unabhängig voneinander, von LEE (1959, zitiert in LEE, 1985) und BOUCHE (1977) wie folgt systematisiert:

Mineralschichtbewohner (= Endogeos): Leben in horizontalen Gängen im Boden, fressen Erde und nutzen deren organischen Gehalt, nicht pigmentiert, schwache Grabmuskulatur.

Vertikalbohrer (= Aneciques): Graben vertikale Gänge (bis 3 m tief) mit Öffnung zur Oberfläche, nehmen Blätter an der Oberfläche auf und fressen sie tief im Boden, zumindest dorsal meist rot pigmentiert, starke Grabmuskulatur.

Streuschichtbewohner (= Epigeos): Keine Gänge im Boden, teilweise sogar an Bäumen lebend, fressen Streuteile und/oder die daran lebende Mikroflora, stark gefärbt, oft als Tarntracht, sehr starke Muskulatur für schnelle Bewegungen, nicht grabend.

Diese Klassifizierung ist inzwischen, hauptsächlich aufgrund der Erfahrungen mit tropischen Regenwürmern, verfeinert worden. So nennt LAVELLE (1988) diejenigen Epigeos, die an Bäumen oder Stubben leben, Rindenbewohner (Corticoles). SACHELL (1983) interpretierte aufgrund der Unterschiede in Verhalten, Morphologie und Physiologie die beiden Gruppen Streuschicht- (z.B. *D. rubidus*, *D. octaedra*, *E. fetida*, *E. tetraeda*, *L. castaneus*) bzw. Mineralschichtbewohner (*A. caliginosa*, *A. longa*, *L. terrestris*) als Repräsentanten zweier Evolutionslinien: r-Selektion versus K-Selektion. Gegenwärtig schwer einschätzbar sind Spezies wie *A. chlorotica*, *A. rosea* und *L. rubellus*.

Von GRAFF (1953) werden für Deutschland 23 Regenwurm-Arten (Lumbricidae) als regelmässig vorkommend angegeben (darunter *O. tyrtaeum*). Zusätzlich werden weitere 12 Arten als sehr selten

oder eingeschleppt erwähnt. Im flächenmässig etwa vergleichbaren England wurden bisher 26 Lumbricidenarten nachgewiesen (SIMS & GERARD, 1985), während in südlicheren, außerhalb der Gletscherzone der Eiszeiten liegenden Gebieten wie Frankreich oder dem Balkan mindestens die fünffache Artenzahl vorkommt (STØP-BOWITZ, 1969; BOUCHE, 1972). Zur Vereinfachung der Determination schlagen BRAUCKMANN et al. (1997) vor, die mitteleuropäischen Lumbriciden in vier Gattungsgruppen zu unterteilen, doch erscheint ein solches Vorgehen aufgrund der bei den meisten Arten einfachen Bestimmung adulter Tiere sowie der dabei entstehenden Vernachlässigung ökologischer Unterschiede (z.B. Zusammenfassung von epigäischen und anözischen Arten in der *Lumbricus* sp. Gruppe) nur für Jungtiere gerechtfertigt.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass aufgrund ihrer hohen (und differenzierten) ökologischen Wertigkeit in vielen, wenn auch nicht allen, Böden Mitteleuropas sowie ihrer leichten – wenn auch teils arbeitsaufwendigen (Handauslese!) - Erfassbarkeit im Freiland und der im Vergleich zu allen anderen Invertebratengruppen des Bodens einfachen Artbestimmung Regenwürmer die wichtigste Indikatorgruppe sind (z.B. STORK & EGGLETON, 1992). Darüberhinaus sind sie standorttreu, ausserhalb der Sommer- bzw. Winterruhe relativ unabhängig von kurzzeitigen Witterungsereignissen, langlebig sowie unmittelbarer als z.B. räuberische Tiere von Bodenfaktoren abhängig (BAUCHHENS, 1998). Aus diesen Gründen fehlen sie in keinem der bisher veröffentlichten Beurteilungskonzepte für das Kompartiment Boden (vgl. Kap. 2.2). Als Nachteil ist die relativ geringe Artenzahl zu nennen, die die Möglichkeit einer Differenzierung zwischen verschiedenen Standorttypen einschränkt. Daher ist trotz ihrer überragenden Wertigkeit eine Klassifikation von Standorten nur anhand der Regenwürmer nicht möglich (MUYS & GRANVAL, 1997).

6.5.2 Material und Methoden

Das an den 15 Standorten gefangene Regenwurmmaterial wurde nach GRAFF (1953) und STØP-BOWITZ (1969) bestimmt. In Zweifelsfällen wurde BOUCHE (1972) konsultiert, doch da dieser Autor Artgrenzen sehr eng definiert und daher eine Vielzahl neuer Unterarten beschrieben hat, folgt die verwendete Nomenklatur SIMS & GERARD (1985). Alle Regenwürmer wurden zuerst für einige Stunden in Alkohol (70 %) und dann für ca. 14 Tage in Formol (4 %) fixiert. Anschliessend erfolgte die Lagerung in 70 % Alkohol. Die meisten Tiere waren gut erhalten, doch traten an fast allen Standorten auch unbestimmbare Reste auf (meist Hinterteile von beim Ausgraben zerteilten Individuen).

6.5.3 Ableitung von Erwartungswerten

Wie im vorigen Kapitel für die Enchytraeen beschrieben wurden Erwartungswerte für Regenwürmer nach drei verschiedenen Methoden erarbeitet. Neben der Identifikation von „typischen“ Zeigerarten (Vorkommen: ja oder nein) sowie dem Vergleich der an den 15 Standorten gefundenen Individuendichten mit aus der Literatur bekannten Abundanzwerten liegt der Schwerpunkt auf der Abhängigkeit des Vorkommens der Arten von den fünf ausgewählten Standortfaktoren. Trotz – oder besser, wegen - der grossen Menge an Literaturdaten, die für den letztgenannten und wichtigsten Ansatz über Regenwürmer zur Verfügung stehen, sind die im folgenden aufgeführten Angaben als vorläufig anzusehen. Während bisher, z.B. in früheren Arbeiten zum BBSK-Konzept (RÖMBKE et al., 1997), die Auswertung dieser Daten „per Hand“ erfolgte, ist gegenwärtig eine statistische Auswertung der in einer Datenbank zusammengestellten Angaben zur Abhängigkeit des Vorkommens von Regenwürmern von Standortfaktoren in Arbeit.

Eine Klassifikation anhand der in Kap. 6.5.1 vorgestellten Verteilung auf die drei ökologischen Gruppen sowie die Einbeziehung der Dominanz sind weitere Auswertungsmöglichkeiten, deren Aussagekraft noch zu überprüfen ist (VOLLMER et al., 1999). Auch die Einteilung anhand der Verteilung der Arten im r-K-Spektrum wäre möglich (KÜHLE, 1986) und wird später auf der Basis der schon erwähnten Datenbankauswertung erfolgen.

Abhängigkeit von den fünf Standortfaktoren

Das Zielniveau für die Ableitung von Erwartungswerten lag in allen Fällen auf der Artebene. Die in Tab. 6.5-1 zusammengestellten Erwartungswerte für die wichtigsten 16 Lumbricidenarten Mitteleuropas basieren auf einer Vielzahl von Literaturangaben, von denen im folgenden nur die wichtigsten genannt werden (vgl. RÖMBKE et al., 1997):

Deutschland: AUERSWALD et al., 1996; BAUCHHENS, 1997; BRAUCKMANN et al., 1996; BRAUCKMANN et al., 1997; BROLL & BRAUCKMANN, 1994; EHRMANN & VOLLMER, 1995; KEPLIN et al. 1995; KEPLIN & BROLL, 1997; KÜHLE, 1986; NAGEL, 1996; PHILIPP, 1990; VOLLMER et al., 1999

Belgien: MUYS & GRANVAL, 1997;

Frankreich: BONO, 1984; BOUCHE, 1972; PONGE & DELHAYE, 1995.

Wie bei den Enchytraeen (vgl. Kap. 6.4.1) erwies es sich als sehr schwierig, analog zu vegetationssoziologisch definierten Angaben Relativwerte zur Feuchte- oder pH-Präferenz in die Werteklassen der 5 Standortfaktoren umzurechnen. Zudem fällt auf, dass bei dieser Art der

Darstellung viele Arten hinsichtlich ihres Präferenzbereichs als indifferent eingeschätzt werden (GRAEFE, 1993a; MUYS & GRANVAL, 1997).

Angaben zu den gleichen Arten aus Gebieten ausserhalb Mitteleuropas nördlich der Alpen wurden im jetzigen Stadium nicht in die Auswertung aufgenommen (z.B. GLASSTETTER, 1991; POP, 1997), obwohl speziell in Spanien die Abhängigkeit der Verbreitung der Regenwürmer von verschiedenen Standortfaktoren intensiv bearbeitet wurde (BRIONES et al., 1995, SANCHEZ et al., 1997). Erwähnenswert ist noch, dass an zwei tropischen Standorten weder kleinräumig (Martinique) noch beim Vergleich verschiedener Nutzungsformen in einer grösseren Region (Western Ghats, Indien) eine Korrelation zwischen Standortfaktoren und Regenwurmbesiedlung gefunden wurde (BLANCHART & JULKA, 1997; ROSSI et al., 1997). Da sich diese Aussagen aber primär auf quantitative Parameter wie Abundanz und Biomasse bzw. die Alterszusammensetzung der Populationen beziehen und zudem die Bodenwerte nicht angegeben wurden, sind diese Arbeiten für die Beurteilung einer bodenbiologischen Standortklassifikation nicht direkt verwendbar.

Trotz generell guter Datenlage unterscheiden sich die Erwartungswerte der fünf Standortfaktoren hinsichtlich ihrer Belastbarkeit erheblich. Speziell für den pH-Wert stehen sowohl Labor- als auch Freilanddaten in ausreichender Zahl und Qualität zur Verfügung (z.B. SATCHELL, 1955; BOUCHE, 1972; NORDSTRÖM & RUNDGREN, 1974). Auch die Präferenz hinsichtlich von C/N-Werten kann als relativ gut untersucht gelten (z.B. BOUCHE, 1972; KÜHLE, 1986). Dies trifft weniger auf die Korrelation zwischen dem Vorkommen von Regenwurmarten und dem Gehalt an organischer Substanz zu, was zumindest teilweise auf das Problem zurückzuführen ist, die für diesen Vergleich relevante Schicht (Oberboden oder Streuauflage ?) zu identifizieren.

Besonders bei der Bodenfeuchte ist die Feststellung der Präferenz der einzelnen Spezies schwierig. Der Feuchtefaktor, der in dieser Arbeit gewählt wurde (NFKWe plus Niederschlag) kommt den ökologischen Gegebenheiten unserer Meinung nach zwar sehr nahe, er taucht in der Literatur jedoch nicht auf. Daher ist es nicht möglich, Erwartungswerte für den hier verwandten Feuchtefaktor für Regenwurmarten aus der Literatur abzuleiten (für eine erste Abschätzung vgl. Tab. 6.5-1). Zudem sind die Angaben zu den Feuchtepräferenzen einzelner Arten widersprüchlich, z.B.: DOUBE & STYAN (1996) fanden in Laborversuchen, dass *Aporrectodea trapezoides* (entspricht *A. caliginosa*) je nach Bodenart (speziell dem Tongehalt) sehr verschieden auf den Feuchtegehalt eines Bodens reagierte, während für die nah verwandte Spezies *Aporrectodea rosea* nicht der Wassergehalt, sondern die Wasserspannung eines Bodens entscheidend ist. Die Schwierigkeit der

Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf Freilandverhältnisse wird durch die Beobachtung illustriert, dass die Verbreitung von *A. rosea* an zwei kanadischen Standorten offenbar primär durch den Wassergehalt determiniert wird (THOMSON & DAVIES, 1974).

Auch die Abhängigkeit des Vorkommens der verschiedenen Arten von der Bodenart ist gegenwärtig schwer zu klassifizieren, da bisher in der Literatur meist nur Korrelationen zwischen diesem Faktor und der Abundanz bzw. Biomasse einer Art, nicht aber deren Auftreten selbst, untersucht wurden. Generell fand NAGEL (1996) in Ackerböden eine positive Korrelation der Individuendichte mit dem Tongehalt (bis 25 %), doch dürfte dies zumindest teilweise auf die in solchen Böden vorkommende höhere Bodenfeuchte bzw. C_{org}-Gehalte zurückzuführen sein. Dabei ist naturgemäss die Abhängigkeit von der Bodenart bei epigäischen Spezies (z.B. *Dendrobaena* sp.) geringer als bei anözischen oder endogäischen Arten.

Tab. 6.5-1: Erwartungswerte für wichtige Regenwurmartens Mitteleuropas für die ausgewählten 5 Standortfaktoren (nicht ausgefüllte Zeilen: Datenlage ungenügend)

Spezies	A	P	F	N	O
<i>A. caliginosa</i>	1-4	3-5	1-3	1-4	1-3
<i>A. chlorotica</i>		3-5	3-4	2-4	3-4
<i>A. limicola</i>	3	2-4	4	2-3	1-3
<i>A. longa</i>	2-4	4-5	2-3	1-3	2-4
<i>A. rosea</i>	2-4	3-5	2-3	1-3	2-4
<i>D. attemsi</i>		2-3	2-3		
<i>D. octaedra</i>	1-4	1-2	2-3	1-4	4
<i>D. rubidus</i>	1-3	1-2	2-3	1-3	3-4
<i>E. fetida</i> *	2	3-5	2-3	2-3	4
<i>E. tetraeda</i> *		3-5	4	2-3	
<i>L. castaneus</i>	2-4	2-5	2-3	2-4	3-4
<i>L. eiseni</i> *		1-2	2-3	2-3	3-4
<i>L. rubellus</i>	1-4	1-5	2-4	2-4	4
<i>L. terrestris</i>	2-4	3-5	2-3	2-4	3-4
<i>M. minuscula</i>		4-5	2-3		
<i>O. cyaneum</i>	3	2-4	3-4	1-4	1-3
<i>O. tyrtaeum</i>	3-4	3-5	3-4	1-3	2-3

* Überwiegend in speziellen Biotopen (Kompost, Baumstubben, Uferbereiche)

Die weitere Auswertung wird sich darauf konzentrieren, zwischen dem Präferenzbereich einer Art und demjenigen Bereich, an dem ein Vorkommen gerade noch möglich ist, zu unterscheiden, um den Einsatz der Lumbriciden bei der Standortklassifikation zu verbessern.

Identifikation von Zeigerarten bzw. -gruppen

Seit langem ist das Vorkommen von Regenwurmarten bei bestimmten Faktorenkombinationen als typisch erkannt worden. So können zum Beispiel in mitteleuropäischen Buchenwäldern zwei Assoziationen unterschieden werden (BORNEBUSCH, 1930, SATCHELL, 1983):

- eine Mullassoziaton mit den Arten *L. terrestris*, *A. caliginosa* und *A. rosea*; oft noch *A. longa* und *O. cyaneum*, d.h. meist großen Mineralschichtbewohnern und Tiefgräbern;
- eine Moderassoziaton mit den Arten *D. rubidus*, *D. octaedra* und *L. rubellus*; zusätzlich noch *L. eiseni*, d.h. meist kleinen, roten Streuschichtbewohnern.

Aufgrund der Untersuchung von 110 bayrischen Grünland- bzw. Acker-Dauerbeobachtungsflächen definierte BAUCHHENS (1997) ebenfalls zwei typische Artengruppen, die beide der oben genannten Mullassoziaton ähneln:

- Acker: *L. terrestris*, *A. rosea*; oft noch *A. caliginosa* und *O. tyrtaeum*;
- Grünland: *L. terrestris*, *L. rubellus*, *A. caliginosa*, *A. rosea*, *O. tyrtaeum*, *L. castaneus*.

Darüberhinaus gelten einige Spezies als Indikatoren für spezielle Standortfaktoren bzw. Biotope:

E. fetida bzw. *E. andrei*: Ansammlungen organischen Materials, speziell Komposthaufen;

A. chlorotica, *E. tetraeda*: Hohe Feuchtigkeit bis hin zu limnischen Bedingungen

L. eiseni: Baumstubben oder –rinde (oft mehr als 1 m über dem Boden).

L. terrestris: Leicht saure bis neutrale, tiefgründige Böden mit relativ niedrigem Sandanteil; „klassischer“ Indikator für Mullböden

Im Gegensatz zu den Enchytraeen gibt es, mit Ausnahme der beiden Kompostbewohner, keine Indikatoren für anthropogene Störungen.

Angaben zur Häufigkeit

Die Frage, welche Standortfaktoren die Abundanz der Lumbriciden determinieren, wird kontrovers diskutiert: Nach KEPLIN (1995) ist es an den von ihr untersuchten Grünlandstandorten hauptsächlich das Nahrungsangebot (Menge und Qualität), während PHILIPP (1990) auf Brachflächen Bodenfaktoren (speziell die Textur bzw. das Feuchteregime) für ausschlaggebend hält (vgl. auch AUERSWALD et al., 1996). Trotz starkem Vorbehalt wegen der in jedem Fall grossen Variabilität der Regenwurmabundanz im Jahresverlauf sowie zwischen verschiedenen Jahren wurden die an den

15 Standorten festgestellten Fangzahlen (Ind/m²) mit relativ groben Durchschnittsangaben (bezogen auf Biotoptypen) aus der Literatur verglichen (RÖMBKE et al., 1997). Eine Differenz wurde dann konstatiert, wenn die Fangzahl ausserhalb der bekannten Minimal- bzw. Maximalwerte lag. Die Idee der Verwendung von Abundanzklassen (GRAEFE, 1993a) wurde dagegen nicht aufgegriffen, da deren Abgrenzung nicht begründet wird.

6.5.4 Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten

Bei der Beprobung der 15 Standorte wurden insgesamt 1218 Regenwürmer aus 16 Arten gefangen (eine Einzelaufschlüsselung aller Fangdaten ist dem Anhang zu entnehmen). Dabei kamen an den 10 Waldstandorten 342 Tiere aus 14 Arten, auf den 4 Grünlandflächen 708 Würmer aus 8 Arten und an dem einen Ackerstandort noch 168 Individuen aus 5 Arten vor. Im Gegensatz zu anderen untersuchten Bodentiergruppen liegt damit keine direkte Korrelation zwischen durchschnittlicher Fangzahl und der Intensität der Nutzung eines Standorts vor. Auffallend ist, dass selbst an dem Ackerstandort genügend Tiere für eine Klassifikation gefunden wurden – eine Beobachtung, die keinesfalls als typisch anzusehen ist, denn auf vielen Ackerflächen fehlen Regenwürmer weitgehend (z.B. fand BAUCHHENS (1997) bei der Beprobung von 110 bayrischen Ackerstandorten durchschnittlich nur 9 Ind/m²).

Tab. 6.5-2: Übersicht über die Fangergebnisse an den 15 Standorten (Mittelwerte pro Probe bzw. Art) sowie Gesamtfangzahl

Standort	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
Aporrectodea sp.	7,0		14,5				0,2		3,3	12,0			17,8		8,7
A. caliginosa	10,3		7,8						1,2	2,2			7,2		6,2
A. limicola			0,2										0,3		
A. longa										0,3					0,2
A. rosea	0,5		0,5						1,3	1,3			1,8		1,3
Dendrobaena sp.		5,2		0,3	1,0		0,5	0,2			0,3	0,2		0,3	
D. attemsi		0,5													
D. octaedra		0,2						0,2			0,2	0,2		0,2	
D. rubidus		0,8		0,3											0,2
E. fetida											0,2				
E. tetraeda															0,5
Lumbricus sp.	5,3	0,8				0,3	13,5		4,5	8,0	0,7		4,5	0,2	
L. castaneus	2,0								0,5	0,2	0,3				1,0
L. eiseni							0,2				0,5				
L. rubellus	0,2	1,2				0,7	1,2	1,3	2,8	0,2	0,2		0,3	0,2	
L. terrestris	1,7		0,2						1,0	3,0			0,5		
M. minuscula															0,3
Octolasion sp.			0,3						0,3				0,2		1,3
O. cyaneum			0,3												0,2
O. tyrtaeum	0,2								0,2						0,2
Rest	4,5	1,0	4,5				0,8		0,5	4,0			6,8		2,7
Summe	31,7	9,7	28,3	0,6	1,0	1,0	16,4	1,7	15,6	31,2	2,4	0,4	39,4	0,9	22,8

Im weiteren werden die 15 Standorte differenziert nach Nutzungstypen (Wald, Grünland, Acker) vorgestellt (Tab. 6.5-3).

Tab. 6.5-3: Abundanz, Artenzahl und Artenzusammensetzung der Regenwürmer an den 15 Standorten; Ohne Unterstreichung: Erwartet; Unterstrichen: Erwartet aber fehlend oder auftretend aber nicht erwartet

Standort	Abundanz (Ind/m ²)	Artenzahl	Artenzusammensetzung
BBK	4	2	<i>D. octaedra</i> , <u><i>D. rubidus</i></u> , <i>L. rubellus</i>
BEK	4	1	<u><i>D. octaedra</i></u> , <u><i>D. rubidus</i></u> , <i>L. rubellus</i>
LUB	2	1	<u><i>D. octaedra</i></u> , <i>D. rubidus</i> , <u><i>L. rubellus</i></u>
EHE	4	1	<u><i>D. octaedra</i></u> , <u><i>D. rubidus</i></u> , (<i>Dendrobaena</i> sp.), <u><i>L. rubellus</i></u>
MEM	66	4	<u><i>D. octaedra</i></u> , <u><i>D. rubidus</i></u> , (<i>Dendrobaena</i> sp.), <i>L. rubellus</i> , <i>L. eiseni</i> , <u><i>Aporrectodea</i> sp.</u>
NIB	7	2	<i>D. octaedra</i> , <u><i>D. rubidus</i></u> , <i>L. rubellus</i>
TAM	10	5	<i>D. octaedra</i> , <u><i>D. rubidus</i></u> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. eiseni</i> , <u><i>L. castaneus</i></u> , <u><i>E. fetida</i></u>
AKG	125	6	<i>L. terrestris</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <u><i>A. longa</i></u>
SCF	2	1	<i>D. octaedra</i> , <u><i>D. rubidus</i></u> , <u><i>L. rubellus</i></u>
SCG	158	6	<i>L. terrestris</i> , <i>L. rubellus</i> , <u><i>L. castaneus</i></u> , <i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <u><i>A. limicola</i></u> , <u><i>O. cyaneum</i></u> , <u><i>O. tyrtaeum</i></u> , (<i>Octolasion</i> sp.)
SBA	113	5	<i>L. terrestris</i> , <u><i>L. rubellus</i></u> , <u><i>L. castaneus</i></u> , <i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <u><i>A. limicola</i></u> , <u><i>O. cyaneum</i></u> , <u><i>O. tyrtaeum</i></u>
SBG	127	6	<i>L. terrestris</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <u><i>O. cyaneum</i></u> , <u><i>O. tyrtaeum</i></u>
CRM	91	9	<u><i>D. rubidus</i></u> , <u><i>L. terrestris</i></u> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>A. caliginosa</i> , <i>A. longa</i> , <i>A. rosea</i> , <u><i>O. cyaneum</i></u> , <u><i>O. tyrtaeum</i></u> , <u><i>E. tetraeda</i></u> , <u><i>M. minuscula</i></u>
SBB	39	4	<u><i>L. terrestris</i></u> , <i>L. rubellus</i> , <u><i>L. castaneus</i></u> , <i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <u><i>O. cyaneum</i></u> , <u><i>O. tyrtaeum</i></u> , <u><i>D. octaedra</i></u> , <u><i>D. rubidus</i></u> , <u><i>D. attemsi</i></u>
BRG	62	6	<i>L. terrestris</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <u><i>O. cyaneum</i></u> , <u><i>O. tyrtaeum</i></u>

Alle vier norddeutschen Waldstandorte (BBK, BEK, LUB, EHE) und zwei der mittel- und süddeutschen Wälder (SCF, NIB) sind hinsichtlich ihrer Regenwurmbesiedlung kaum unterscheidbar: Sowohl Abundanz (2 – 7 Ind/m²) wie Artenzahl (1 – 2) als auch Artenzusammensetzung sind praktisch gleich, denn mit *L. rubellus* und ein bis zwei Spezies der Gattungen *Dendrobaena* bzw. *Dendrodrilus* kommen nur epigäische Starksäureanzeiger vor. Dabei dürfte es weitgehend Zufall sein, dass die eine oder andere dieser drei Arten bei der einmaligen Probennahme und der generell sehr geringen Dichte fehlt.

Demgegenüber zeigen die ebenfalls sauren Wald-Standorte TAM und MEM trotz einer deutlichen Dominanz epigäischer Lumbriciden einige Besonderheiten: Im Pfälzer Wald fällt die für solche Standorte erhöhte Dichte (66 Ind/m²) auf, was wahrscheinlich mit der hohen Bodenfeuchte zusammenhängt. Die beim ähnlich feuchten Standort NIB geringe Dichte könnte auf die bei der Probennahme herrschende Witterung (Schneelage), d.h. die schwierigere Erfassung, zurückzuführen sein. Sowohl in MEM als auch TAM ist die Artenzahl mit 4 – 5 etwa doppelt so hoch wie bei den anderen 6 Waldstandorten. Dabei ist die Art *L. eiseni* aufgrund ihrer Präferenz für Baumstubben u.ä. „Sonderflächen“ oft schwer aufzufinden, aber keine Besonderheit für saure Waldstandorte. Sie dürfte weitaus häufiger verbreitet sein als z.B. noch von GRAFF (1953) angenommen. Dagegen ist das Auftreten eines Individuums der endogäischen Gattung *Aporrectodea* in MEM und besonders der Nachweis des Kompostwurms *E. fetida* in TAM überraschend. Vor allem letzteres ist als anthropogene Störung aufzufassen, denn diese Art kann unter mitteleuropäischen Umweltbedingungen in natürlichen Böden nicht dauerhaft überleben. Die Bedeutung des Funds von *L. castaneus* in TAM ist gegenwärtig nicht einzuschätzen.

Trotz völlig anderer Standortfaktoren (z.B. relativ hoher pH-Wert von 5,1) wurde im Schmallenberger Buchenwald SBB eine Lumbricidenzönose gefunden, die bei etwas höherer Abundanz (39 Ind/m²) weitgehend derjenigen entspricht, die an den bisher vorgestellten sauren Standorten gefangen wurde. Das zusätzliche Auftreten der ebenfalls epigäischen, acidophilen Spezies *D. attemsi* ist biogeographisch interessant, da sie bis vor kurzem hauptsächlich aus Südeuropa und Frankreich bekannt war. Durch den Nachweis an mehreren deutschen Standorten sowie in Skandinavien deutet sich an, dass diese – auf den ersten Blick mit *D. octaedra* zu verwechselnde - Art wahrscheinlich ein „normaler“ Bewohner saurer Standorte ist (ROTA & ERSEUS, 1997). Nicht bei der normalen Probennahme, sondern bei einer Handaufsammlung in einer Entfernung von wenigen Metern nahe der Zufahrtsstrasse zur SBB-Fläche wurde die Spezies *O. cyaneum* gefangen, deren Vorkommen den Standortfaktoren sehr gut entspricht.

Der einzige Waldstandort mit einem recht hohen pH-Wert, CRM, beherbergt eine deutlich andere Zönose als die bisher diskutierten Flächen. Zudem liegen mit gleicher Erfassungsmethodik erarbeitete Vergleichswerte (1992 – 1993) für diesen Standort vor. Demnach ähneln sich die durchschnittliche Abundanz von diesen vier Probenahmen (111 Ind/m²) und die Anzahl vom Herbst 1998 (91 Ind/m²) stark. Qualitativ wurden 1992/1993 7 und 1998 9 Arten gefunden, von denen 5 gleich waren. Das Ergebnis der früheren Beprobung war eine typische Mullzönose, doch 1998 zeigte sich statt dessen eine Mischung von mehreren endogäischen, eher acidophoben bzw. – neutralen Spezies (z.B. mehrere *Aporrectodea*- bzw. *Octolasion*-Arten), sowie von wenigen Exemplaren dreier Arten, die aus verschiedenen Gründen nicht zu erwarten waren: *M. minuscula* (eher selten und leicht zu verwechseln), *D. rubidus* (für saure Standorte typisch) sowie *E. tetraeda* (eine limnische Standorte präferierende Art). Überraschend fehlten bei der einmaligen, nicht aber den früheren Probenahmen zwei grosskörperige *Lumbricus*-Spezies (*L. terrestris*, *L. rubellus*), während statt dessen die für einen solchen Standort zu erwartende Art *A. longa* früher fehlte, jetzt aber nachgewiesen werden konnte. Das Auftreten der beiden Spezies *D. rubidus* und *E. tetraeda* spricht für eine Änderung der Standortfaktoren. Alternativ dazu ist zu prüfen, ob die 1998 genommenen Proben (evtl. aufgrund der höheren Replikatzahl (6 zu 3)) eher am Rand der Probenfläche lagen, wo nahe eines Nadelwalds bzw. eines Weges andere Standorteigenschaften wie z.B. ein niedrigerer pH-Wert auftreten. Eine erneute Beprobung ist zu empfehlen.

Die vier Grünlandstandorte (AKG, SCG, SBG, BRG) weisen hinsichtlich Artenzahl (alle 6) und Abundanz (125 – 158 Ind/m²) eine weitgehend ähnliche Regenwurmzönose auf. Nur am recht tonreichen Küstenstandort BRG, der allerdings auch zu einem sehr späten Winterzeitpunkt beprobt wurde, wurden mit 62 Ind/m² relativ wenige Tiere gefangen. Die Artenzusammensetzung ähnelt sich sehr: an allen vier Standorten wurde die Zeigerarten einer Mullassoziaton gefangen: *L. terrestris*, *L. rubellus*, *L. castaneus* (fehlt in SCG), *A. caliginosa*, *A. rosea*, *O. tyrtaeum* (fehlt in AKG und eventuell in SCG (nur *Octolasion* sp.)). Zusätzlich wurde *A. longa* in AKG und *A. limicola* in SCG gefunden. Es ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht entscheidbar, ob die wenigen Unterschiede in der Artenzusammensetzung auf Zufall beruhen oder nicht.

Der einzige Ackerstandort (SBA) unterscheidet sich trotz erheblicher anthropogener Eingriffe kaum von den Grünlandflächen. Artenzahl (5) und Abundanz (113 Ind/m²) liegen in der gleichen Grössenordnung. Nur das Fehlen der einzigen weitgehend epigäischen Art *L. rubellus*, die auf allen Wiesen vorkam, kann als Hinweis auf die mechanische Beeinträchtigung des Oberbodens interpretiert werden.

6.5.5 Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)

In Tabelle 6.5-4 ist die vorläufige Beurteilung der 15 beprobten Standorte anhand des Vergleichs von Erwartungs- und Ist-Werten auf der Grundlage der 5 Standortfaktoren (vgl. Tab. 6.5-1) aufgeführt. Aufgrund der nicht abgeschlossenen Auswertung und der u.a. daraus resultierenden Unschärfe (d.h. des oft breiten Präferenzbereichs) sowie einiger fehlender Werte und daraus folgendem Ausschluss der betreffenden Art ist die Differenzierung der Standorte relativ grob. Ausserdem ist zu beachten, dass die auf Gattungsebene erfassten Jungtiere nicht in die Beurteilung eingingen. Aufgrund der unterschiedlich guten Datenlage wurden die einzelnen Faktoren unterschiedlich gewichtet: Bodenart und pH-Wert mussten gleich sein, während die übrigen Faktoren um eine Klasse schwanken durften. Daher wurde auch die Art *A. limicola* auch bei der Beurteilung nicht berücksichtigt, da deren Auftreten hauptsächlich durch den Faktor Feuchte determiniert wird, der aber noch nicht belastungsfähig ist.

Tab. 6.5-4: Vorläufige Beurteilung der 15 "UBA-Standorte" anhand des Vergleichs der Erwartungs- und Ist-Werte der 5 Standortfaktoren; Beurteilung: R = erwartet und gefunden; F = erwartet aber fehlend bzw. nicht erwartet und gefunden

Standort	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
<i>A. caliginosa</i>	R	F	R						R	R			R		R
<i>A. longa</i>	F									F					R
<i>A. rosea</i>	R	F	R						R	R			R		R
<i>D. octaedra</i>		F		F	F	F	F	R			R	R		R	
<i>D. rubidus</i>		F		R	F	F	F	F			F	F		F	F
<i>L. castaneus</i>	R	F					F	F	R	R	F		F		R
<i>L. rubellus</i>	R	R	F	F	F	R	R	R	R	R	R	F	R	R	F
<i>L. terrestris</i>	R	F	R						R	R			R		F
<i>O. cyaneum</i>	F	F	R										F		R
<i>O. tyrtaeum</i>	R		F						R				F		R

Die Ergebnisse zeigen einerseits die noch bestehenden Schwierigkeiten bei der Nutzung von Regenwürmern bei der biologischen Standortklassifikation. In einem ersten Versuch der Interpretation der Artenverteilung wird davon ausgegangen, dass die Klassifikation der jeweiligen Art überprüft werden muss, wenn an vielen Standorten eine Differenz zwischen Erwartungs- und Ist-Wert auftrat. Unproblematisch erscheint demnach die Klassifikation von *A. caliginosa*, *A. rosea*, *L. rubellus* und *L. terrestris*. Der Eindruck bei *D. rubidus* und *D. octaedra* bzw. *O. cyaneum* und *O. tyrtaeum* wird dadurch verzerrt, dass an einigen Standorten nur Jungtiere der betreffenden Gattung gefunden wurden, so dass eine eindeutige Identifikation nicht möglich war. Unklar ist die Situation bei *A. longa* und *L. castaneus*.

Betrachtet man andererseits die 15 Standorte, so fällt auf, dass alle vier Grünlandflächen, der Acker sowie der einzige Mullwald keine Auffälligkeit zeigen. Trotz des bestensfalls ausgeglichenen Verhältnis zwischen Erwartungs- und Ist-Wert an den sauren Waldstandorten sind diese Flächen ebenfalls nicht als auffällig einzustufen; teils, weil nur Jungtiere der betreffenden Art auftraten, teils, weil die beiden Arten *D. rubidus* und *D. octaedra* zwar die gleichen Standortpräferenzen zeigen, aber aus unbekanntem Gründen nur selten zusammen an einem Standort vorkommen. Ausserdem ist bei den sehr niedrigen Artenzahlen bzw. Abundanzen ein Zufallseinfluss wahrscheinlich. Dies gilt selbst im Fall von EHE, wo von drei erwarteten Arten keine eindeutig nachgewiesen wurde. Damit zeigt nur der Buchenwald SBB mit einem Verhältnis von 1 : 7 zwischen Erwartungs- und Ist-Wert eine deutliche Auffälligkeit (vgl. zur Diskussion möglicher Ursachen Kap. 6.83).

Beim Vergleich der erwarteten mit den vorgefundenen Zeigerarten wird die vorhergehende Beurteilung der 15 Standorte weitgehend bestätigt (vgl. Tab. 6.5-3). Bei den sauren Waldstandorten wurde schon darauf hingewiesen, dass bei Fangzahlen von < 10 Individuen pro Standort bzw. 1 – 3 erwarteten Arten das Fehlen von *D. octaedra*, *D. rubidus* oder *L. rubellus*, vor allem bei Auftreten von Jungtieren der entsprechenden Gattungen, nicht überinterpretiert werden sollte. Dies gilt auch für ein Exemplar von *Aporrectodea* sp. am Standort MEM, so dass als einzige Auffälligkeit der Fang des Kompostwurms *E. fetida* in TAM festzuhalten bleibt.

Beim Vergleich der Fangzahlen vom Herbst 1998 mit Literaturwerten fällt auf, dass an keinem Standort mehr Tiere gefangen wurden als erwartet werden konnte. An den beiden nordostdeutschen Nadelwaldstandorten BEK und BBK sowie dem Scheyerner Fichtenwald lag die Fangzahl niedriger als der Literaturminimalwert von 14 Ind/m². Da jedoch nur 3 gefangene Individuen ausreichen würden, um den Minimalwert pro m² zu erreichen, ist diese Differenz höchstens als Hinweis auf eine Auffälligkeit aufzufassen. Die relativ niedrige Fangzahl am Standort BRG liegt zwar deutlich unter dem Literaturwert von 94 Ind/m², doch basiert dieser Vergleich zwischen Grünlandstandorten im Inland und einer küstennahen Marschfläche. Die bisherige Datenlage reicht nicht aus, um entscheiden zu können, ob solche Standorte generell niedrigerere Regenwurmdichten zeigen. Dafür könnten eventuell Salzeinflüsse oder der hohe Tongehalt (30 – 45 %) verantwortlich sein.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Regenwürmer einerseits für die biologische Standortklassifikation gut geeignet sind, andererseits aber noch erheblicher Auswertungsbedarf besteht: Insbesondere ist die Aussageschärfe bei ihrer Verwendung durch Differenzierung zwischen durchschnittlicher Präferenz einer Art und Zufallsfunden einzelner Individuen zu unterscheiden.

Anhang:

Probennahme Herbst 1998

Aporrectodea sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	12	0	24	0	0	0	0	0	4	11	0	0	0	0	12
2	9	0	28	0	0	0	0	0	4	18	0	0	17	0	11
3	4	0	4	0	0	0	1	0	1	9	0	0	2	0	1
4	5	0	8	0	0	0	0	0	2	17	0	0	24	0	9
5	5	0	7	0	0	0	0	0	3	5	0	0	23	0	11
6	7	0	16	0	0	0	0	0	6	12	0	0	23	0	8
Sonderfang			2												
Mean	7.0	0.0	14.5	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	3.3	12.0	0.0	0.0	17.8	0.0	8.7
SD	3.0	0.0	9.8	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	1.8	4.9	0.0	0.0	9.3	0.0	4.0

A. caliginosa

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	20	0	11	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1	0	5
2	11	0	7	0	0	0	0	0	3	0	0	0	12	0	7
3	9	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	0	3
4	7	0	13	0	0	0	0	0	0	6	0	0	1	0	12
5	8	0	8	0	0	0	0	0	1	3	0	0	13	0	7
6	7	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	12	0	3
Sonderfang	1		1												
Mean	10.3	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	2.2	0.0	0.0	7.2	0.0	6.2
SD	5.0	0.0	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	2.2	0.0	0.0	5.8	0.0	3.4

A. limicola

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0

A. longa

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4

A. rosea

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	1	0	3	0	0	0	0	0	1	1	0	0		0	3
2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0
4	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	6	0	2
6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0.5	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.3	0.0	0.0	1.8	0.0	1.3
SD	0.5	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	1.2	0.0	0.0	2.5	0.0	1.5

Dendrobaena sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
2	0	9	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
3	0	2	0	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	12	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
6	0	7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Sonderfang															
Mean	0.0	5.2	0.0	0.3	1.0	0.0	0.5	0.2	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.3	0.0
SD	0.0	4.9	0.0	0.5	0.6	0.0	0.8	0.4	0.0	0.0	0.5	0.4	0.0	0.5	0.0

D. attemsi

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

D. octaedra

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.2	0.0	0.2	0.0
SD	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.4	0.4	0.0	0.4	0.0

D. rubidus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sonderfang								1							
Mean	0.0	0.8	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
SD	0.0	1.2	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4

E. fetida

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0

E. tetraeda

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sonderfang		0													
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5

Lumbricus sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	1	0	0	0	0	1	9	0	8	7	2	0	2	0	0
2	5	0	0	0	0	0	14	0	4	5	0	0	7	1	0
3	8	0	0	0	0	0	13	0	1	18	0	0	3	0	0
4	10	0	0	0	0	0	10	0	1	6	0	0	8	0	0
5	4	2	0	0	0	0	28	0	2	6	0	0	6	0	0
6	4	3	0	0	0	1	7	0	11	6	2	0	1	0	0
Sonderfang	1	1					6								
Mean	5.3	0.8	0.0	0.0	0.0	0.3	13.5	0.0	4.5	8.0	0.7	0.0	4.5	0.2	0.0
SD	3.2	1.3	0.0	0.0	0.0	0.5	7.6	0.0	4.1	4.9	1.0	0.0	2.9	0.4	0.0

L. castaneus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1
2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
6	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	1
Sonderfang															
Mean	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.2	0.3	0.0	0.0	0.0	1.0
SD	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.4	0.8	0.0	0.0	0.0	1.1

L. eiseni

Replik	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Sonderfang							1								
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0

L. rubellus

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0
2	1	0	0	0	0	0	0	2	6	0	1	0	0	1	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	4	1	1	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	2	4	2	1	0	0	1	0	0
6	0	7	0	0	0	2	1	1	5	0	0	0	1	0	0
Sonderfang							2								
Mean	0.2	1.2	0.0	0.0	0.0	0.7	1.2	1.3	2.8	0.2	0.2	0.0	0.3	0.2	0.0
SD	0.4	2.9	0.0	0.0	0.0	1.0	1.6	1.5	2.1	0.4	0.4	0.0	0.5	0.4	0.0

L. terrestris

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	3	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0
2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	1	0	0
3	2	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	1	0	0
4	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0
5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sonderfang			1												
Mean	1.7	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	3.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0
SD	1.4	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	2.4	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0

M. minuscula

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
SD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5

Octolasion sp.

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Sonderfang															
Mean	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	1.3
SD	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	1.2

O. cyaneum

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sonderfang		1													
Mean	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
SD	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4

O. tyrtaeum

Rep.	SBG	SBB	SBA	LUB	EHE	BEK	MEM	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	BBK	CRM
1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
SD	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4

6.6 Makrofauna (Isopoden, Chilopoden, Asseln)

6.6.1 Einleitung

Die Tiergruppen der Makrofauna sind aufgrund ihrer Größe nur in begrenztem Maße in der Lage das Hohlraumgefüge der Böden zu besiedeln und leben daher überwiegend epigäisch. Aus diesem Grund ist ihr Auftreten in stärkerem Maße von nicht-edaphischen Faktoren wie Temperatur und Vegetation geprägt. Stellvertretend wurden drei Tierklassen bearbeitet, die eine etwas stärkere Abhängigkeit von Bodenfaktoren erwarten ließen:

1. Asseln (*Isopoda*)
2. Tausendfüßer (*Diplopoda*)
3. Hundertfüßer (*Chilopoda*)

Ogleich die Asseln und Tausendfüßer nur sehr entfernt miteinander verwandt sind, bestehen funktionell viele Gemeinsamkeiten. Beide Gruppen besitzen ein kalkhaltiges Außenskelett und sind daher in ihrem Auftreten von chemischen Bodenfaktoren (Bodenart, pH) abhängig. Als Streuzersetzer tragen sie zum Aufschluß des Bestandesabfalls, seiner Humifizierung und Mineralisierung bei und spielen so eine bedeutende Rolle beim Abbau des Bestandesabfalls. Ihre Lebensweise ist überwiegend epigäisch. Nur wenige Gattungen (*Isopoda*: *Haplophthalmus*; *Diplopoda*: *Geoglomeris*) leben euedaphisch. Beide Gruppen neigen zur Bildung von Aggregationen: Besonders in der Ruhezeit (Hochsommer, Winter) kann es daher schwierig sein, die Tiere mit flächenbezogenen Erfassungsmethoden repräsentativ nachzuweisen. Die Feuchte spielt vor allem für die Zönose der Asseln eine Schlüsselrolle (GRUNER, 1966). Außerdem dominieren Asseln an gestörten Standorten in stärkerem Maße. Dies betrifft vor allem die Familie *Porcellionidae*. Die Tausendfüßer (*Diplopoda*) sind demgegenüber anspruchsvoller. Sie sind vor allem in strukturreichen Waldbiotopen in hoher Arten- und Individuenzahl vertreten.

Die Hundertfüßer (*Chilopoda*) ernähren sich räuberisch. Sie stehen somit auf einer hohen trophischen Ebene und sind sowohl durch ihren Lebenszyklus als auch durch ihre Stellung im Nahrungsnetz besonders umfassend in das Regelsystem des Bodens eingefügt. Dabei integrieren sie die Ansprüche ihrer Beuteorganismen, deren Abgängigkeit von Bodenfaktoren indirekt auf die Hundertfüßer zurückwirkt. Eine Ordnung der Hundertfüßer, die Erdläufer (*Geophilida*) leben überwiegend euedaphisch. Dies läßt erwarten, daß ihr Auftreten in stärkerem Maße von Standortfaktoren des Bodens beeinflußt wird, als dies bei anderen zoophagen Arthropoden (Spinnen, Laufkäfer, Kurzflügler) der Fall ist.

Bei allen drei Tiergruppen besiedelt die Mehrzahl der Arten Wälder. Offenland- und Waldbiotope weisen in ihrer Artenzusammensetzung kaum Gemeinsamkeiten auf.

6.6.2 Material und Methoden

Die Tiere wurden in einem Gemisch aus 60% Ethanol und 5% Glycerin (Kiefer'sche Lösung) abgetötet und konserviert. Die Determination erfolgte unter einem Binokular. Für die Isopoden wurde im wesentlichen GRUNER (1966) herangezogen. Für die Hundert- und Tausendfüßer findet sich die relevante Literatur bei SPELDA (1991) und VOIGTLÄNDER et al. (1994, 1997). Die Nomenklatur richtet sich nach SPELDA (1999a).

6.6.3 Ableitung von Erwartungswerten

Grundlage der Erwartungswerte ist im wesentlichen die Auswertung der Wald-Dauerbeobachtungsflächen der Landesanstalt für Umweltschutz in Baden Württemberg (LFU). Davon wurden 10 Standorte intensiver beprobt (RÖMBKE et al., 1997). Von allen Standorten wurden je 30 Standorte in den Jahren 1993 und 1994 simultan beprobt (Bodenfallen). Dabei wurden aber oft nur geringe Individuenzahlen erzielt. Trotz einer seit mehreren Jahren erfolgten Erfassung der Makrofauna der baden-württembergischen Wald-Dauerbeobachtungsflächen ist die Datenlage für die untersuchten Tiergruppen an vielen Standorten noch immer mangelhaft. Insbesondere fehlen Daten zu flächenbezogenen Erfassungsmethoden. Um allein verlässliche Erwartungswerte für baden-württembergische Waldbiotope zu erhalten, wäre eine mehrjährige, gründliche Erfassung, wie sie seit 1988 am Standort Crailsheim erfolgt, wünschenswert. Da die Präzision der Erwartungswerte jedoch im wesentlichen von den schwächsten Gliedern beeinflusst wird, mussten zur Beurteilung von Erwartungswerten weitere Standorte herangezogen werden. Diese sind zwar zoologisch besser untersucht, die erforderlichen Standortfaktoren wurden jedoch zumeist nicht gemessen und sind bestenfalls grob abschätzbar.

Zur Beurteilung der Standorte auf Abweichungen wurde daher zusätzlich die Übereinstimmung mit typischen Biotopen in vergleichbarer Lage herangezogen. Dabei mußten die Standortfaktoren jedoch sehr grob geschätzt werden.

Besonders zoogeographisch bedingte Unterschiede ließen sich anhand von eigenen und der Literatur entnommenen Untersuchungen in denselben oder benachbarten Naturräumen herausarbeiten, sofern solche Vergleichsdaten verfügbar waren.

An den 60 Standorten der LFU verteilten sich die Faktorenstufen entsprechend der Darstellung in Tab. 6.6-1.

Tab. 6.6-1: Anzahl der LFU-Standorte in den einzelnen Faktorenklassen

Faktor / Stufe	1	2	3	4	5
Bodenart (A)	11	15	19	15	-
Bodenfeuchte (F)	0	20	29	11	-
C/N-Verhältnis Boden (N)	18	24	10	8	-
organische Substanz (O)	3	22	5	30	-
Boden-pH (P)	15	20	15	4	6

- Bei der **Bodenart** verteilen sich die Standorte der LFU relativ gleichmäßig auf die Klassen (gute Datenlage).
- Bei der **Bodenfeuchte** fehlen sehr trockene Standorte, ebenso sind sehr feuchte Standorte unterrepräsentiert. Abgesehen vom Fehlen sehr trockener Böden in Baden-Württemberg wird die Datenlage als befriedigend betrachtet.
- Bei den **C/N-Werten** konzentrieren sich die Werte auf niedrige Verhältnisse. Mittlere und hohe Werte sind deutlich unterrepräsentiert. Die Datenlage kann als ausreichend betrachtet werden.
- Die ungleichen Gruppengrößen bei der **organischen Substanz** sind u.a. auf abweichende Skalierungen der LFU und der BÜK zurückzuführen. Streng genommen existiert Stufe 3 bei der LFU-Erhebung nicht. Standorte mit wenig organischer Substanz sind stark unterrepräsentiert. Dies verwundert jedoch bei Waldstandorten nicht. Die Datenlage ist als ausreichend bis mangelhaft zu betrachten.
- Standorte mit sauren Böden sind überrepräsentiert, Standorte mit neutralen Böden deutlich unterrepräsentiert. Da der **pH-Wert** als einziger Faktor fünfstufig skaliert wurde, wäre eventuell eine Zusammenfassung der Klassen 4 und 5 zu empfehlen. Dann ist die Datenlage als befriedigend zu betrachten.

Diese Situation stützt das Konzept einer hohen Bewertung der Faktoren „Bodenart“

Probleme:

- Die Erwartungswerte wurden größtenteils mit einer **anderem Methode** (Bodenfallen) erarbeitet als die hier durchgeführte Beprobung (Handauslese von Streu- und Bodenproben)
- Die untersuchten Tiergruppen treten **räumlich beschränkt** auf.
- Standortfaktoren und faunistische Resultate liegen in Kombination **nur für Waldflächen** vor

Räumliche Beschränkung

Chilopoda, *Diplopoda* und *Isopoda* besitzen als Tiere geringer Ausbreitungstendenz je nach Art mehr oder minder räumlich beschränkte Areale. Werden die in Baden-Württemberg erarbeiteten Erwartungswerte auf andere Gebiete übertragen, so ist zu beachten, ob wichtige zoogeographische Grenzen überschritten werden. Eine der wichtigsten zoogeographischen Schranken in Deutschland ist die Harz-Regensburg-Inn-Linie (VERHOEFF, 1917). Infolgedessen wäre an den Standorten Berlins und Brandenburgs eine tendenziell eher osteuropäische Fauna zu erwarten.

Die Übertragung von Erwartungswerten Baden-Württembergs auf andere Gebiete ist um so kritischer zu betrachten, je weiter diese Gebiete entfernt liegen. Die Standorte in Berlin und Brandenburg sind von Baden-Württemberg ebenso weit entfernt wie die italienische Mittelmeerküste. Es ist offensichtlich, daß Erwartungswerte Baden-Württembergs nicht auf das Mittelmeergebiet angewandt werden können.

Auch die Standorte des norddeutschen Flachlandes können nur in eingeschränktem Maße beurteilt werden. Am Standort Scheyern (SCB) ist bereits ein präalpiner Einfluß denkbar. Relativ unproblematisch sind hingegen die Standorte westdeutscher Mittelgebirgslagen (SBB, NIB, MEM). Abweichungen in anderen Gebieten dürfen infolgedessen nicht zur Widerlegung des BBSK-Konzeptes herangezogen werden.

Offenlandstandorte

Ebenso wie bei anderen Tiergruppen (z. B. *Oribatida*) ist die Artenzahl bei den untersuchten Tiergruppen der Makrofauna (*Chilopoda*, *Diplopoda*, *Isopoda*) gering. Sollen differenzierte Aussagen erfolgen, so muß daher eine größere Zahl von Tieren vorliegen. Bodenfallenfänge könnten hier Abhilfe schaffen.

6.6.4 Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispielsstandorten

Probleme bei den 15 beprobten Standorten

1. pH-Wert

Die 15 Standorte wiesen mehr oder weniger saure Bodenverhältnisse auf. Standorte neutraler Bodenverhältnisse fehlten. Dies erleichtert jedoch die Beurteilung anhand der LFU-Standorte, die in der Mehrzahl ebenfalls eine eher saure Bodenreaktion aufwiesen.

2. Bodenfeuchte

Zwei Standorte (BBK, BEK) wiesen sehr trockene Böden auf, für die es keine Entsprechung in Baden-Württemberg gibt. Standorte mit trockenen Böden fehlten dort.

3. Artengemeinschaft

Die Standorte Norddeutschlands wiesen eine sehr spezifische Artengemeinschaft auf, wie sie in Baden-Württemberg nur im Oberrheintal auftritt. So entsprechen die Standorte TAM, EHE und LUB weitgehend dem LFU-Standort 520 (Mannheim). An den meisten Offenlandstandorten (SBA, BRG, AKG, SCG) konnten **keine Angehörigen** der zu untersuchenden Tiergruppen **der Makrofauna** erfaßt werden. Als Ursachen können unzureichende Erfassungsmethoden, unzureichende Probengrößen und ungünstige Jahreszeiten angeführt werden.

Als wesentliches Hindernis bei der Beurteilung der untersuchten Standorte ist zunächst der geringe Umfang des Beprobungsergebnisses (Tab. 6.6-2) hervorzuheben. So liegen die Artenzahlen weit unterhalb des erwarteten Sättigungsbereiches.

Tab. 6.6-2: Resultate der Quadratproben an den untersuchten Standorten.

Art	BBK	CRM	EHE	LUB	MEM	NIB	SBB	SBG	TAM
<i>Brachygeophilus truncorum</i>			1						
<i>Cryptops sp.</i>									1
<i>Geophilus electricus</i>		3							
<i>Geophilus insculptus</i>		1					1	3	
<i>G. studeri</i>					2				
<i>Lithobius agilis</i>				2					
<i>L. calcaratus</i>			4						
<i>L. crassipes</i>		8				1			
<i>L. curtipes</i>						2	1		
<i>L. dentatus</i>			2	2					1
<i>L. forficatus</i>	1								
<i>L. macilentus</i>		1			1				
<i>L. mutabilis</i>		9			8	38			
<i>L. muticus</i>								1	
<i>L. piceus</i>		6							
<i>L. subtilis</i>					1				

Tab. 6.6-2 (Forts.): Resultate der Quadratproben an den untersuchten Standorten.

Art	BBK	CRM	EHE	LUB	MEM	NIB	SBB	SBG	TAM
<i>L. tricuspis</i>		2							
<i>L. sp.</i> (Jungtiere)		12	2	4	17	24			
<i>Necrophloeophagus flavus</i>		14							
<i>Schendyla nemorensis</i>		1	1						
<i>Strigamia acuminata</i>		2				2			
Arten	1	10	10	2	4	4	2	2	2
Individuen	1	59	10	8	29	67	2	4	2
<i>Allaiulus nitidus</i>		4					2		
<i>Craspedosoma rawlinsii</i>		2							7
<i>Cylindroiulus punctatus</i>			11	1	4				19
<i>Glomeris conspersa</i>		1							
div. <i>Julidae</i> (Jungtiere)								2	1
<i>Julus scandinavicus</i>	2	2			2				2
<i>Ophiulus pilosus</i>								2	
<i>Polydesmus testaceus</i>								4	
<i>Polydesmus sp.</i> (Jungtiere)	2								16
<i>Tachypodoiulus niger</i>		2							
Arten	2	5	1	1	2		1	2	4
Individuen	4	11	11	1	6		2	8	45
<i>Armadillidium pictum</i>		1							
<i>Ligidium hypnorum</i>		1							
<i>Oniscus asellus</i>					1				12
<i>Philoscia affinis</i>									3
<i>Porcellium conspersum</i>		10					1		
<i>Porcellio scaber</i>									6
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>		1							
<i>Trichoniscus pusillus</i>		10		6					
Arten		5		1	1		1		3
Individuen		23		6	1		1		21

An drei der untersuchten Standorte (MEM, SBB, SCF) konnten Handaufsammlungen durchgeführt werden (Tab. 6.6-3). Allerdings lag die Ausbeute lediglich am Standort MEM im erforderlichen Bereich. Da die Beprobung am Standort SBB zu einer günstigen Jahreszeit stattfand, muß das geringe Beprobungsresultat als Auffälligkeit betrachtet werden. Die Beprobung des Standortes SCF erfolgte nach einer längeren Frostperiode. Die Tiere mußten dabei an ihren Winterquartieren aufgespürt werden.

Tab. 6.6-3: Resultate der Handaufsammlungen an 3 der untersuchten Standorte.

Art	MEM	SBB	SCF
<i>Lithobius crassipes</i>			5
<i>L. curtipes</i>		1	
<i>L. forficatus</i>	8		
<i>L. macilentus</i>		1	1
<i>L. mutabilis</i>	10	9	1
<i>L. muticus</i>		1	
<i>L. piceus</i>		1	
<i>L. subtilis</i>	5		
<i>L. tenebrosus</i>	1		
<i>L. tricuspis</i>	5		8
<i>L. valesiacus</i>	3		
<i>L. sp. (juvenile)</i>	3	1	
<i>Strigamia acuminata</i>	1		
Arten	7	5	4
Individuen	36	14	15
<i>Allaiulus nitidus</i>		5	
<i>Craspedosoma rawlinsii</i>			
<i>Cylindroiulus punctatus</i>	3		
<i>Glomeris hexasticha</i>		3	2
<i>G. intermedia</i>	1		
<i>G. marginata</i>	15	4	
div. <i>Julidae</i> (Jungtiere)			1
<i>Julus scandinavicus</i>	4		5
<i>Mycogona germanica</i>	6		
<i>Polydesmus angustus</i>	1		
<i>Tachypodoiulus niger</i>			4
Arten	6	3	3
Individuen	30	12	12
<i>Ligidium hypnorum</i>			1
<i>Lepidoniscus minutus</i>			1
<i>Oniscus asellus</i>	12		
Arten	1		2
Individuen	12		2

Waldstandorte:

SBB Angesichts des günstigen Erfassungszeitraumes ist das geringe Beprobungsergebnis auffällig. Es kann entweder auf die Wetterverhältnisse zum Probenahmezeitpunkt (starker Regen, Auslese im Gelände unter schlechten Lichtverhältnissen) oder auf Veränderungen des Standortes (Kalkung) zurückgeführt werden. Die ebenfalls unzureichenden Befunde der Handfänge, auch in benachbarten Arealen, sprechen jedoch eher für einen wetterbedingten Effekt. Es kann angenommen werden, dass der starke Regen dazu führte, dass sich die Tiere in unzugängliche Schlupfwinkel zurückgezogen hatten.

MEM Die verhältnismäßig hohe Arten- und Individuenzahl ist sicher überwiegend auf den günstigen Erfassungszeitpunkt zurückzuführen.

SCF Die Probenahme erfolgte nach einer längeren Frostperiode. Das Resultat kann als absolut unzureichend bezeichnet werden. Gezieltes Besammeln der Versteckplätze führte jedoch zu einem befriedigenden Probenumfang. Selbiges wurde auch bei den Regenwürmern festgestellt. Die Artenzusammensetzung der Handaufsammlung entsprach bei den Tausendfüßern der typischen Artengemeinschaft voralpiner Wälder.

BBK Am Standort BBK wurden nur vier Tausendfüßer und ein Hundertfüßer gefangen. Obgleich diese Datenbasis viel zu gering für eine Beurteilung ist, erscheint ein Vergleich mit den Befunden von SCHUBART (1957), welcher die Diplopoden der Mark Brandenburg gründlich untersucht hat interessant.

Für die Kiefernwälder der Umgebung Potsdams gibt SCHUBART (1957) als häufigste Art *Julus scandinavicus* an. Dies entspricht dem ermittelten Befund. Als zweithäufigste Art folgt *Ommatoiulus sabulosus*, der jedoch sommeraktiv ist und dementsprechend folgerichtig in den herbstlichen Proben fehlt. An dritter Stelle folgen *Polydesmus complanatus* und *Proteroiulus fuscus*. Während letztgenannte Art nicht gefangen wurde, dürften die juvenilen *Polydesmus*-Individuen zu *P. complanatus* gehören. SCHUBART (1957) betont ausdrücklich die ungünstigen Standortverhältnisse und die entsprechend geringen Fangzahlen bei den Diplopoden. Somit entsprechen die Verhältnisse am Standort BBK vollkommen der Erwartung.

Tab. 6.6-3: Relative Häufigkeit von Diplopoden in Kiefernwäldern der Umgebung Potsdams (nach SCHUBART, 1957).

<i>Julus scandinavicus</i>	13	<i>Polydesmus angustus</i>	1
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>	6	<i>Polydesmus denticulatus</i>	1
<i>Polydesmus complanatus</i>	3	<i>Cylindroiulus latestriatus</i>	1
<i>Proteroiulus fuscus</i>	3	<i>Leptoiulus proximus</i>	1
<i>Cylindroiulus punctatus</i>	2		

In anderen reinen Kiefernwäldern der Mark Brandenburg ist das Artenspektrum ähnlich, es können aber auch *Craspedosoma rawlinsii*, *Cylindroiulus occultus* und *C. latestriatus* häufiger auftreten.

BEK Am Standort BEK wurden keine Tiere der Makrofauna gefangen. Da der Standort nicht vom Bearbeiter besucht wurde, ist keine Aussage über die Ursachen dieses Defizits möglich. Es ist jedoch naheliegend anzunehmen, daß die von SCHUBART (1957) für Diplopoden genannten ungünstigen Standortfaktoren (sandiger Boden, niedriger pH-Wert, sehr geringe Feuchte) für dieses Ergebnis verantwortlich sind.

NIB Die Probenahme erfolgte zum Zeitpunkt einer höheren Schneebedeckung. Auffällig war das Fehlen jeglicher Tausendfüßer, obgleich Beprobungen (Bodenfallen) aus früheren Jahren an diesem Standort durchaus ein reichhaltiges Auftreten dieser Tiergruppe belegen. Hingegen können die zahlreichen Hundertfüßer als durchaus charakteristisches Beprobungsergebnis gewertet werden. Die Dominanz von *Lithobius mutabilis* charakterisiert den Standort als einen typischen mitteleuropäischen (bis kontinentalen) Buchenwald. Das Auftreten von *L. curtipes* konstatiert eine erhöhte Bodenfeuchte (SPELDA, 1999b). Letzteres wird durch den entsprechenden Standortfaktor bestätigt.

TAM Die Probenahme erfolgte zum Zeitpunkt einer leichten Schneebedeckung. Aus diesem Grund war wie am Standort NIB keine Handaufsammlung an Sonderstandorten möglich. Für die Wetterverhältnisse war das Beprobungsergebnis der Boden- und Streuproben erstaunlich hoch. Mit 68 insgesamt nachgewiesenen Individuen handelt es sich streng genommen um den einzigen Standort für den eine einigermaßen verlässliche Beurteilung möglich ist.

Ebenso wie bei den Standorten LUB und EHE müßte jedoch überprüft werden, ob sich das Beprobungsergebnis zu einem optimalen Zeitpunkt (April oder Oktober) noch verbessern läßt. Trotz

der relativ befriedigende Datenlage sind die Aussagemöglichkeiten für alle drei Standorte daher noch vorläufig. Eine erneute Beprobung ist dringend anzuraten.

Auffällig ist am Standort TAM die geringe Anzahl nachgewiesener Hundertfüßer. Dies ist um bemerkenswerter, als andere Standorte unter vergleichbaren Witterungsbedingungen verhältnismäßig hohe Chilopodendichten aufwiesen (NIB, EHE, LUB). Diese Unterschiede sind jedoch statistisch kaum signifikant, so daß eine Zufälligkeit der Befunde nicht ganz ausgeschlossen werden kann.

Die starke Dominanz der Asseln aus den Familien *Porcellionidae* und *Oniscidae* signalisiert eine (anthropogene) Veränderung des Standortes TAM.

Die Diplopodenfauna stimmt im wesentlichen mit derjenigen eines baden-württembergischen Oberrheintal-Waldes (520 Mannheim) überein. Dies entspricht aufgrund der vergleichbaren Lage des Standortes (Niederrhein) absolut der Erwartung. Da sich der Standort TAM jedoch in seiner Bodenart von den Standorten EHE und LUB wie auch dem faunistischen baden-württembergischen Vergleichsstandort 520 unterscheidet kann angenommen werden, daß das Auftreten der dominierenden Diplopodenart *C. punctatus* von anderen als den untersuchten Faktoren bestimmt wird.

EHE und LUB

Die Standorte EHE und LUB weisen aufgrund ihres Makrofauna-Besatzes große Gemeinsamkeiten untereinander wie auch mit dem Standort TAM auf. An allen drei Standorten dominierte *Cylindroiulus punctatus*, an den Standorten EHE und LUB handelte es sich um die einzige gefangene Art.

Bei den Chilopoden stimmten alle drei Standorte ebenfalls im Auftreten von *Lithobius dentatus* überein. Das Auftreten von *Lithobius calcaratus* am Standort EHE diagnostiziert einen offeneren Charakter bzw. höhere Wärme und geringere Feuchte (SPELDA 1999b). Demgegenüber diagnostiziert das Auftreten der Assel *Trichoniscus pusillus* am Standort LUB eine erhöhte Bodenfeuchte.

CRM Die Probenahme erfolgte bereits in einer ungünstigen Jahreszeit. Dies zeigt sich an den geringen Individuendichten bei den Diplopoden. Trotzdem sind noch charakteristische Eigenheiten

einer Diplopodengesellschaft höherer pH-Werte erkennbar, so die ausgeglichenen Dominanzverhältnisse zwischen *Tachypodoiulus niger* und *Julus scandinavicus* und das Auftreten von *Glomeris conspersa*. Die Isopodengesellschaft weist auf einen mesohygen Standort (*Porcellium conspersum*) mit Tendenz zu feuchteren Abschnitten (*Ligidium hypnorum*, Dominanz von *Trichoniscus pusillus*) hin. Ausgesprochene Störungszeiger fehlen. Die Chilopoden weisen einen besonders hohen Artenreichtum auf. Besonders auffällig ist die starke Dominanz der Erdläufer (*Geophilida*) die im allgemeinen in Einklang mit einem guten Regenwurmbesatz steht.

Grünland

AKG Auf der Auenwiese wurden keine Tiere der Makrofauna gefangen. Da der Standort nicht vom Bearbeiter besucht wurde, ist keine Aussage über die Ursachen dieses Defizits möglich.

BRG Auch auf der Marschwiese wurden keine Tiere der Makrofauna gefangen. Da der Standort vom Bearbeiter gleichfalls nicht besucht wurde, ist ebenfalls keine Aussage über die Ursachen dieses Defizits möglich.

SBG Der Fang von Tausendfüßern in den Bodenproben dieses Standortes ist im Vergleich mit den anderen Grünlandflächen eher bemerkenswert. Möglicherweise ist die Ursache darin zu suchen, daß die Auslese im Labor, und somit mit größerer Gründlichkeit erfolgte. Auch der günstige Erfassungszeitpunkt mag eine Rolle gespielt haben.

SCG Die Probenahme erfolgte nach einer längeren Frostperiode. In Analogie zum Standort SCF muß angenommen werden, daß sich die Makrofauna zum Zeitpunkt der Probenahme in geschützte Winterquartiere zurückgezogen hat. Eine Beurteilung des Standortes ist somit nicht möglich.

Äcker

SBA Auf dem einzigen untersuchten Acker wurden keine Tiere der untersuchten Makrofauna-Gruppen gefangen.

6.6.5 Diskussion und zusammenfassende Betrachtung

Werden die Tiergruppen jeweils isoliert betrachtet und eine Individuenzahl von 25 als Untergrenze für eine Beurteilung als notwendig erachtet, so ist für die Hundertfüßer nur die Beurteilung von drei Standorten möglich (CRM, MEM und NIB). Das Überwiegen juveniler Individuen schränkt jedoch auch hier die Aussagemöglichkeiten ein. Diplopoden wurden nur am Standort TAM in ausreichender Anzahl gefangen. Desgleichen traten dort die meisten Asseln auf, wenngleich ihre Individuenzahl knapp unter der geforderten Mindestmenge lag. Die Tatsache, daß der einzige Standort, für den ein ausreichender Probenumfang vorlag, genau der Erwartung entsprach, legt nahe daß bei ausreichender Datenlage auch für die anderen Standorte eine korrekte Beurteilung möglich gewesen wäre. Deutlich zeichnet sich ab, wie wichtig die Wahl des richtigen Probenahmezeitpunktes bei einer Bearbeitung der Makrofauna ist.

Aufgrund verschiedener Einflußfaktoren (Erfassungszeitraum, Probengröße) waren die Beprobungsergebnisse der Makrofauna zu gering für eine isolierte Beurteilung. Unter der Voraussetzung eines vergleichbaren Probenumfangs sind Aussagen vergleichbarer Präzision wie bei den Tiergruppen der Mesofauna zu erwarten. Die Befunde der Makrofauna dürfen daher nicht isoliert betrachtet werden. In Kombination mit den anderen untersuchten Tiergruppen können sie jedoch wesentlich zu einer korrekten Beurteilung der Standorte beitragen. Eine Differenzierung der Standorte nach Bodenfaktoren dürfte unter Beibehaltung der Erfassungsmethodik jedoch nur für Waldstandorte möglich sein.

Trotz aller Einschränkungen läßt sich zusammenfassend feststellen, daß zwei der untersuchten Standorte Auffälligkeiten aufweisen (Tab. 6.6-5). Der Standort SBB weist einen viel zu geringen Tierbesatz und der Standort TAM Anthropogenitätszeiger auf. Von den anderen Standorten entsprechen CRM, MEM und NIB im wesentlichen der Erwartung, wobei sich das Urteil bei MEM auf die Handaufsammlung und bei NIB allein auf die Chilopodenfauna stützt. In eingeschränktem Maße (geringe Datenbasis) können auch die Standorte BBK, EHE, LUB und SCF als höchstwahrscheinlich ungestört angesehen werden. Für die Offenlandstandorte ist in keinem Fall eine Einschätzung möglich.

Tab. 6.6-5: Beurteilung der beprobten Standorte anhand der Makrofauna

Standort	Einschätzung
BBK	Vermutlich unauffällig
BEK	Derzeit keine Einschätzung möglich
CRM	Unauffällig
EHE	Vermutlich unauffällig, offener Charakter
LUB	Vermutlich unauffällig, offener Charakter
MEM	Unauffällig
SCF	Vermutlich unauffällig
NIB	Unauffällig
SBB	Auffällig, Arten- und Individuendefizit
TAM	Auffällig, anthropogener Einfluß
AKG	Derzeit keine Einschätzung möglich
BRG	Derzeit keine Einschätzung möglich
SBG	Derzeit keine Einschätzung möglich
SCG	Derzeit keine Einschätzung möglich
SBA	Derzeit keine Einschätzung möglich

6.7 Funktionstest: Köderstreifen

6.7.1 Einleitung

Der Boden ist nicht nur der Lebensraum für Menschen, höhere Tiere und Pflanzen, sondern auch Lebensraum für Bodenorganismen. Die Bodenorganismen haben durch ihre Stoffumsatz-Aktivität maßgeblichen Anteil an den pedogenen und geogenen Umsetzungsprozessen. Eine dieser Leistungskomponenten der Bodentiere ist die Zersetzung von komplexer organischer Substanz (Dekomposition). Diese wird mit der im FuE-Vorhaben angewandten Methode dem Köderstreifen-Test annähernd simuliert, indem Naturstoffe (u.a. Cellulose, Stärke, Glucose, Proteine) im Boden zum Frass bzw. Abbau angeboten werden. Nach einer Expositionszeit werden die Frass- resp. Abbauverluste an dem Ködermaterial bonitiert. Ganz allgemein kann man den Ködermatrixverlust mit den Abbau von natürlicher toter organischer Substanz vergleichen.

Die Durchführung der Köderstreifen-Methode an naturnahen und möglichst unbelasteten Standorten als Referenzstandorte ist ein erster Schritt bei der Erstellung von standortspezifischen Frassprofilen. Diese müssen dann in mehrfachen Wiederholungen an den gleichen Standorten in ihren zeitlichen Dynamik, die stark von der biotischen Aktivität bzw. den abiotischen Bodenfaktoren abhängig sind, in ihrer Amplitude und in ihrem standorttypischen Tiefenverteilungsmuster erfasst werden (Eichung der Methode für einen Standorttyp und Erwartungs-Wert Definierung). Erst dann können Aussagen zu eventuellen Veränderungen der Frassprofile durch Nutzung, Intensität der Nutzung bzw. Schadstoffwirkung am jeweiligen Standort gemacht werden (Ist-Wert Definierung).

Geschichte des Köderstreifen-Tests

Der Köderstreifen-Test, damals noch Miniköderlamellentest genannt, wurde zum ersten Mal von E. v. TÖRNE 1990 beschrieben. 1994 fand ein erster Workshop zum Testsystem im Zoologischen Institut der TU Braunschweig statt, dessen Ziel es war, dem Informationsaustausch unter den Anwendern zu fördern. Während des Workshops wurde auch der Name für das Testsystem mit "Köderstreifen-Test" durch die Anwesenden festgelegt. In der Nachfolgezeit fand das Testsystem eine immer größer werdende Anwendergruppe, vor allem in bodenbiologisch arbeitenden Institutionen. Heute arbeiten ca. 70 nationale und internationale Gruppen mit dem Köderstreifen-Testsystem. Bisher sind ca. 65 Publikationen sowohl in deutscher als auch in englischer Sprache zum Köderstreifen-Testsystem vorgelegt worden.

Der Köderstreifen-Test wird in unterschiedlichen Anwendungsbereichen durchgeführt:

- In ökotoxikologischen Laborversuchen und bei Fragestellungen bezüglich sanierter Böden und der Wiederbesiedlung.
- In Waldökosystemen wird der Köderstreifen-Test in Umweltmonitoringstationen, entlang von Depositionsbelastungsgradienten (Autobahn, Wald), sowie nach Ausbringung von Pestiziden und Waldkalkungen eingesetzt. Sowohl kleinräumige Standortunterschiede (Streu, Gras, Chemie etc.) als auch Einflüsse großflächiger Bewirtschaftungsmaßnahmen können bzgl. der Frassaktivität mit dem Köderstreifen-Testverfahren erfaßt werden.
- In Agrarökosystemen wird der Einfluß unterschiedlicher Fruchtarten auf die bodenbiologische Aktivität untersucht, sowie der Einfluß von Bodenverbesserungsmaßnahmen (Komposte, Düngung etc.), Bodenbearbeitungsmaßnahmen, Verdichtung und Fungizidanwendung.
- In Stadtökosystemen sind Fragestellungen bezüglich Gartenbödenqualität, Depositionsbelastungsgradienten (Straßen, Stadtwälder etc.) und schadstoffbelasteten Böden (Industrieflächen, Rieselfelder) beim Einsatz des Köderstreifen-Tests von Bedeutung.
- Auch im Bereich der Moorökosystemforschung (Nutzung, Renaturierung), Extremraumforschung, Forschung zu nachwachsenden Rohstoffen (u.a. *Miscanthus*), Naturschutz-Fragestellungen (u.a. Auenlandschaften) und in Forschungsansätzen zum globalen Klimawandel wird der Köderstreifen-Test eingesetzt.

Vor- und Nachteile des Köderstreifen-Testverfahrens

Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung sind sehr einfach und können schnell und ohne großen Aufwand und damit kostengünstig durchgeführt werden. Auch ist ein Spezialwissen in Form taxonomischer Kenntnisse nicht erforderlich.

In kurzer Zeit können mit dem Köderstreifen-Testsystem große Mengen biometrisch auswertbarer Daten gewonnen werden, die einen hohen Standardisierungsgrad aufweisen (GLP-, DIN- und ISO-kompatibel).

Im Vergleich zu bekannten Verfahren zur Ermittlung des Dekompositionspotential an einem Standort bringt der Köderstreifen-Test einige weitere Vorteile. So können Versuchsfehler experimentell und mit geringem Arbeitsaufwand fehlerkritisch ermittelt werden. Durch das einfache Versuchsdesign wird die Vegetation und der Boden nicht wesentlich gestört.

Es gibt vielfältige Möglichkeiten der Auswahl und der Modifikation von Ködersubstanzen sowie der Versuchsdauer. Jeder Test ergibt zwei fehlerkritisch auswertbare Befunde, einen über örtlich bedingte und einen über schichtbedingte Verteilungsunterschiede der Ereigniswerte. Über einen längeren Zeitraum können auch saisonale Veränderungen der Fraßaktivität aufgezeigt werden.

Als wesentliche Nachteile gelten, daß nur pulverisierte Substanzen als Ködermaterial geeignet sind und daß die verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur Rationalisierung zeitraubender Arbeitsgänge (u.a. Füllung von Teststäbchen) bei der Herstellung der Köderstreifen beschränkt sind.

6.7.2 Material und Methoden

Mit dem Köderstreifen-Test (englisch: bait-lamina-test) ist es möglich, die Frass- resp. Abbauaktivitäten von Bodenorganismen (primär Bodentiere) zu erfassen. Neben Frassleistungen der Bodenorganismen am Ködermaterial kann auch z. B. der Einfluß von Chemikalien auf das Abbaugeschehen im Oberboden abgeschätzt werden. Darüberhinaus ist es mit Hilfe des Tests möglich, Fragen zu den Leistungen der Bodenfauna im Verbund mit den Bodenmikroorganismen in Bezug auf die ökosystemaren Stoffumsätzen zu beantworten (Substratqualität).

Es werden kleine Köderportionen (Cellulose, Stärke, Glucose, Proteine, Lipide, Vitamine A, B, E, diverse Salze) mit Hilfe von gelochten Teststäbchen den biogenen Abbauprozessen im Oberboden ausgesetzt. Bodentiere und Bodenmikroorganismen zersetzen die in das Bodensubstrat eingebrachten Köder, die in den Trägerstreifen aus Kunststoff durch entsprechende Lochgestaltung fixiert sind. Dabei wird angenommen, daß Tiere den sichtbaren Massenschwund bewirken und mikrobielle Prozesse und mikrobiogener Metabolismus die tierische Fresstätigkeit maßgeblich beeinflussen.

Allgemeine Anforderungen an das Ködermaterial sind das Verwenden von Stoffgemischen (Pulvern), die auch von Bodentieren gefressen werden und hinreichend konsistent, elastisch und reibungsfest sind, um auch in feuchte, fein- und grobkörnige Böden eingebracht zu werden. Von Törne schlug 1990 eine Mischung aus Cellulose, Weizenkleie und Aktivkohle vor. Die vom Braunschweig-Workshop (LARINK & KRAZ, 1994) vorgeschlagene Ködermischung enthält Cellulose, Weizenkleie, Agar-Agar und Bentonit. Standörtliche Ködersubstrate wie Pulver von *Calamagrostis epigejos*- und *Urtica dioica*-Blättern werden auch bereits eingesetzt. Die von Törne-Ködermischung bietet zum einen die Sicherheit der hohen Köderstabilität und zum anderen bietet sie die Möglichkeit des Datenvergleichs zwischen bereits durchgeführter Untersuchungen und Standorteichungen mit neueren Untersuchungen.

Zur statistischen Absicherung der Versuchsergebnisse sind 3 Basisgruppen von je 16 Köderstreifen pro Versuchsplot notwendig. Daraus ergeben sich $3 \times 16 \times 16 = 768$ Informationseinheiten pro Versuchsplot.

6.7.3 Ableitung von Erwartungswerten

Wie schon in der Einleitung ausgeführt, können z.Z. mit dem Köderstreifen-Testverfahren für die einzelnen Standorte keine Erwartungswerte abgeleitet werden. Das Köderstreifen-Testverfahren, als bodenökologischer Funktionstest, benötigt eine standorttypische Vorlaufphase für die Einschätzung der jeweiligen Frassraten. Allgemein kann allerdings an jedem Standort bei gegebener bodenbiologischer Aktivität von einer entsprechenden Frassrate im Gesamtprofil bzw. von einem der Bodenbearbeitung entsprechenden Frassprofil ausgegangen werden,

Sind direkt vergleichende Untersuchungen an einem Standort aufgrund der Fragestellung nicht geplant und wird, wie in diesem Vorhaben, die Struktur naturbelassener Standorte untersucht, so erscheint die Möglichkeit, die Frassraten an verschiedenen Standorten zu "normieren", einen Ausweg aus der saisonalen Abhängigkeit der Ergebnisse von Funktionstests zu bieten. Hierzu dient die Verteilung der Frassaktivität im erfassten Profil bezogen auf die Gesamtfrassrate, die auf 100% gesetzt wird. Aufgrund der noch sehr lückenhaften Aufnahme von typischen Frassprofilen an verschiedenen Standorten, soll dies die in Abb. 6.7-14 des Anhang dargestellte Tiefenverteilung der Frassaktivitäten nur beispielhaft verdeutlichen.

Auch hier, wie bei der Betrachtung der Frassaktivität in den Böden der "Schmallenberger" bzw. "Scheyerner" Standorte, zeigen die Grünlandstandorte eine mäßige Staffelung der Frassaktivität im Profil, mit hohen Frassraten in den obersten Zentimetern und eine anschließende gleichmäßige Aktivität, die mit der Tiefe nicht weiter abnimmt. Auf eine statistische Absicherung möglicher Abweichungen zu anderen Profiltypen wurde jedoch verzichtet. Die Anzahl der untersuchten Standorte erlaubt noch nicht, "typische" von "untypische" Strukturen mit Sicherheit zu unterscheiden, so daß aufgrund möglicher Ausreißer die Variabilität in den Datensätzen recht hoch ist, besonders in den Ergebnissen aus Böden unter Waldnutzung.

6.7.4 Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten

In Tabelle 1 (Anhang 1) sind die Standorte, die Expositionszeiten der Köderstreifen und die ermittelten Frassraten aufgeführt.

Vorversuche

Im Oktober 1998 wurden erste Vorversuche sowohl an den Schmallenberger Standorten (SBA Acker, SBB Buche und SBG Grünland) als auch an den niedersächsischen LUB (Buchenwald) und EHE (Eichenwald) durchgeführt. Ziel der Vorversuche war es, die geeignete Expositionszeit zu ermitteln und den Vergleich zwischen zwei Expositionszeiträume an einem Standort zu ermöglichen.

Die in Abb. 6.7-1 dargestellten Frassaktivitäten an den Köderstreifen für die Standorte in Schmallenberg zeigen für den Acker- (SBA) und den Buchenwaldboden (SBB) auswertbare Frassaktivitätsprofile nach einer Woche Exposition. Das Tiefenprofil am Standort SBG Grünland dagegen weist in den obersten Zentimetern eine 100% Frassrate an den Ködern auf, die keine Aussage über die tatsächliche Tiefenverteilung ermöglicht. Hier war die Expositionszeit zu lang.

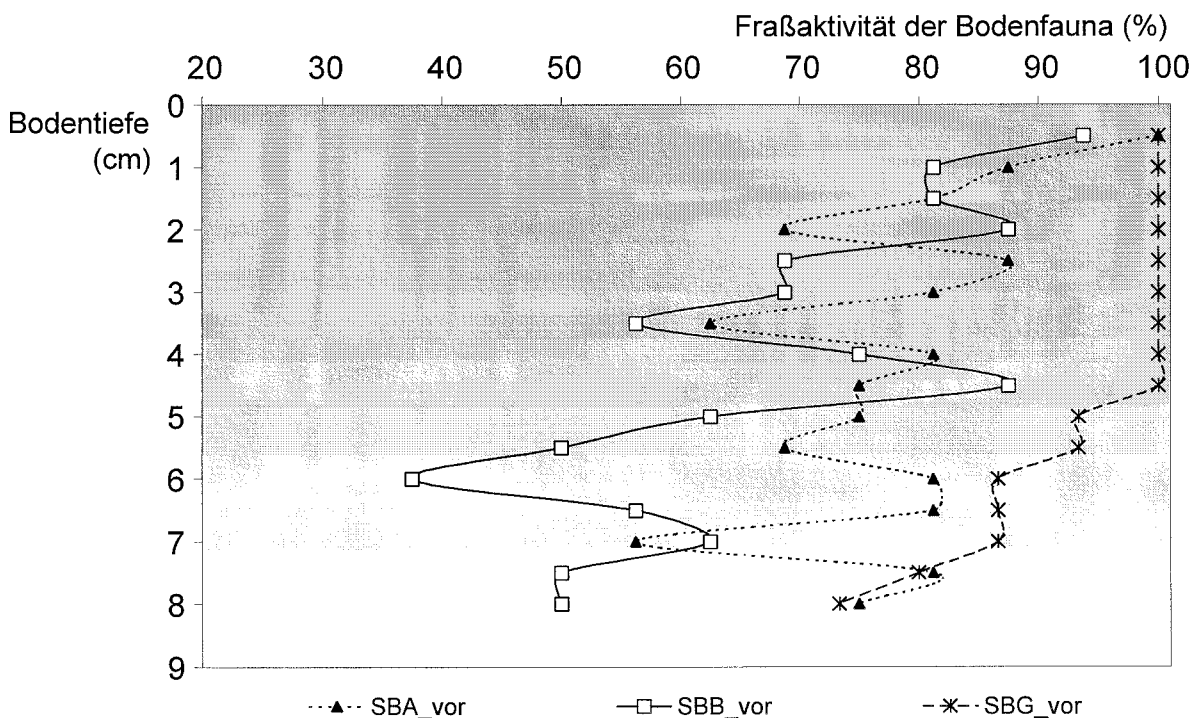


Abb. 6.7-1: Frassprofile am Standort Schmallenberg, Vorversuch. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil (16 Köder).

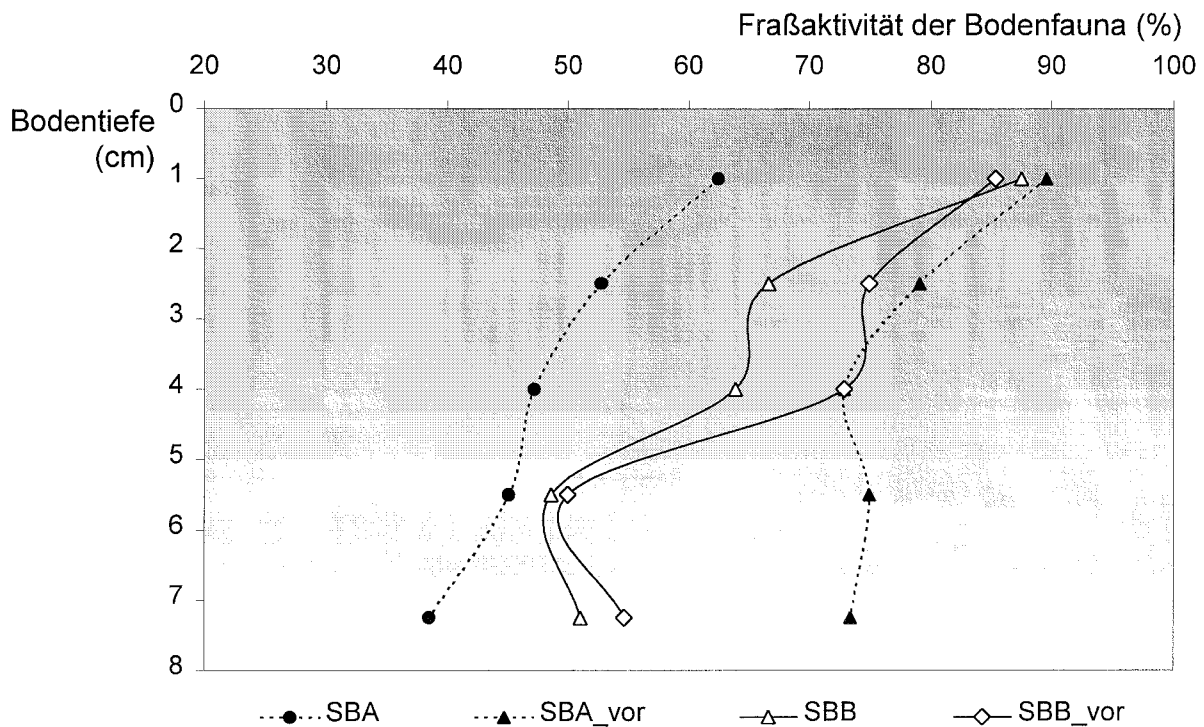


Abb. 6.7-2: Frassprofile am Standort Schmallenberg, Vergleich Vorversuch- vs. Hauptversuchsexposition. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier Köder dar.

Vergleich der Ergebnisse des Vorversuches mit denen des Hauptversuches

Obwohl der Hauptversuch wenige Wochen später begonnen wurde, wurde die Expositionszeit für den Grünlandstandort auf wenige Tage festgesetzt. In Abb. 6.7-2 werden die Ergebnisse des Vorversuches mit denen des Hauptversuches für die Standorte SBB und SBA gegenübergestellt - ohne den Grünlandstandort SBG. Die Kurven der Frassaktivitäten wurden zum besseren Vergleich stark vereinfacht, indem fünf Punkte (die Mittelwerte jeweils von 3 aufeinanderfolgenden Frassködern) schematisch die Tiefenverteilung wiedergeben.

Vergleicht man die Frassraten an einem Standort, so wird deutlich, daß - vor allem im Acker - der spätere Expositionszeitraum im Hauptversuch eine geringere Frassaktivität zu Folge hatte, obwohl die Köderstreifen jeweils eine Woche im Feld waren. Die geringere Frassaktivität während der Exposition im Hauptversuch ist wahrscheinlich auf die tieferen Temperaturen und die dadurch bedingte geringere Aktivität der Bodenfauna zurückzuführen.

Trotz des unterschiedlich intensiven Gesamtfrass an den Frassködern an den zwei aufeinander folgenden Terminen im Vor- und Hauptversuch ist jedoch die sehr ähnliche Tiefenverteilung der

Frassaktivitäten an einem Standort deutlich zu erkennen. Zeigt das Frassprofil am Ackerstandort eine mäßige Staffelung der prozentual gefressenen Köder vom obersten Horizont bis in 8 cm Tiefe, mit nicht mehr als 20% Unterschied, so sind die stark abnehmenden Kurven der Frassraten im Boden des Buchenwaldes auffällig. Hier beträgt der Unterschied zwischen Auflage und Oh-Horizont circa 40%.

Hauptversuche

In Abb. 6.7-3 sind die Frassaktivitäten im Boden von zwei Buchenwäldern dargestellt (SBB und LUB). Obwohl die absoluten Frassraten - im Gegensatz zu den Ergebnissen anderer Standorte - hier sehr ähnlich ausfallen, wurde eine zusätzliche Darstellungsweise gewählt, die auch den Vergleich von Frassaktivitätsprofilen unterschiedlicher Standorte zu unterschiedlichen Jahreszeiten ermöglichen soll (Abb. 6.7-4). Wird die Gesamtfressaktivität pro Profilstufe auf 100% gesetzt und prozentual hierzu aufgezeichnet, in welcher Tiefe anteilig die Köder gefressen wurden, so wird nur der Verlauf des Tiefenprofils, unabhängig von der absoluten Frassrate am Standort, betrachtet.

In den zwei dargestellten Buchenwaldböden nimmt die Frassaktivität in den ersten Zentimetern stark ab, von 90% gefressene Köder in 1 cm Tiefe bis zu 35-40% in 6 cm Tiefe (Abb. 6.7-3). Die Charakteristik dieser Tiefenverteilung ist auch in Abb. 6.7-4 zu sehen: Zwischen 25-30% der überhaupt gefressenen Köder wurden in den obersten Zentimetern gefressen (0,5-1,5 cm). In den Tiefenstufen 5-6 cm und 6,5 bis 7,5 cm wurden anteilig jeweils zwischen 10 und 15% der Köder gefressen. Diese Ergebnisse spiegeln die sehr unterschiedliche Frassaktivität in den Horizonten der Bodenaufgabe wider.

Obwohl zur gleichen Zeit exponiert, unterscheiden sich die Ergebnisse der Standorte LUB (Buche) in der Südheide und EHE (Eiche) in der Nähe von Ehrhorn in der Nordheide (s. Abb. 6.7-5). Zusammen mit dem Profil der Frassaktivität in EHE wurde in Abb. 6.7-5 das vom Standort CRM (Mischwald) im Hohenloher Land in der Nähe von Crailsheim dargestellt. Auch hier, wie in den weiter oben dargestellten Buchenwaldstandorten, werden ca. 25% der insgesamt gefressenen Köder in den ersten Zentimetern des Profils gefressen (Abb. 6.7-6). Insgesamt werden jedoch in dieser Schicht nur bis zu 80% der Köder gefressen (Abb. 6.7-5). Die geringsten Frassaktivitäten werden in ca. 4 cm Tiefe registriert, tiefer steigen die gemessenen Frassraten wieder deutlich an. Diese Form der Tiefenverteilung der Frassraten ist auch am Berliner Standort BEK zu finden (Abb. 6.7-8) und in den Grünlandstandorten SBG (Schmallenberg) und BRG (Breddewarden) (Abb. 6.7-10). Naheliegender wäre es, die einbrechende Kälte des Frühwinters für eine Tiefenwanderung der

Bodentiere und eine entsprechende Veränderung des Frassprofils verantwortlich zu machen, wären nicht die Expositionszeiträume teilweise identisch. Hierzu müssen noch die lokalen Klimadaten ausgewertet werden -soweit diese vorliegen.

Deutlich abweichend von den Aktivitäten aller anderen Standorten sind die in den Kiefernwaldböden gemessenen Frassraten. Über eine extrem kalte Winterperiode exponiert, mußten die Köderstreifen ca. 45 Tage im Gelände belassen werden. Dies führte zu einem angemessen hohen (auswertbaren) Befrass an den Ködern, der aber normiert auf die Standardexpositionszeit von 1 Woche, die in Abb. 6.7-7 dargestellten Kurven ergab. Die Aufzeichnung des prozentualen Anteils am Gesamtfrass in den verschiedenen Profiltiefen (Abb. 6.7-8) zeigt jedoch die Unterschiede zwischen den zwei Standorten auf: Ähnelt die Tiefenverteilung am Standort BEK (Berlin) die der untersuchten Mischwaldstandorte, so fällt die gleichmäßig über das Profil verteilte Frassaktivität am Standort BBK (Beerenbusch, Brandenburg) auf. Diese Tiefenverteilung wäre an Standorten zu erwarten gewesen, wo der oberster Horizont durch eine regelmäßige Bearbeitung umgebrochen und vermischt wird. In Beerenbusch ist ein solches Frassprofil jedoch auf die ungünstige Jahreszeit der Exposition zurückzuführen, und wir erwarten, daß trotz der sehr homogen aufgebauten Auflage (Rohhumus) im Frühjahr oder Herbst ein typischeres "Waldprofil" auch hier zu finden wäre.

Die ermittelten Aktivitäten in den Böden der Grünland- und Ackerstandorte sind in Abb. 6.7-9 bis 6.7-11 dargestellt. Auch hier sind durch die deutlich unterschiedlichen Expositionsperioden die absoluten Höhen der Frassaktivitäten verschieden (Abb. 6.7-9). Auf die GesamtFrassaktivität jedoch normiert (Abb. 6.7-10 und 6.7-11) zeigen sich zwei Profiltypen ab. Nehmen in den Standorten SBG (Schmallenberger Grünland) und BRG (Breddewarden) die Frassaktivitäten in der Tiefe wieder zu, so ist im Acker (SBA, Schmallenberg) und in der Auenwiese AKG eine kontinuierliche Abnahme des Frasses an den Ködern vom obersten zum untersten Tiefenbereich zu verzeichnen.

Nach Exposition der Köderstreifen in der Frühwinter-Wintersituation ist es nun wichtig zur Eichung des Verfahrens an den ausgewählten Standorten eine 2. Durchführung des Köderstreifen-Testverfahrens, möglichst im Frühjahr bzw. im Herbst, anzustreben. Hierdurch ist es dann möglich, die jahreszeitliche Amplitude für den jeweiligen Standort sowie die charakteristische Form des Frassaktivitäten-Tiefenprofils aufzuzeigen.

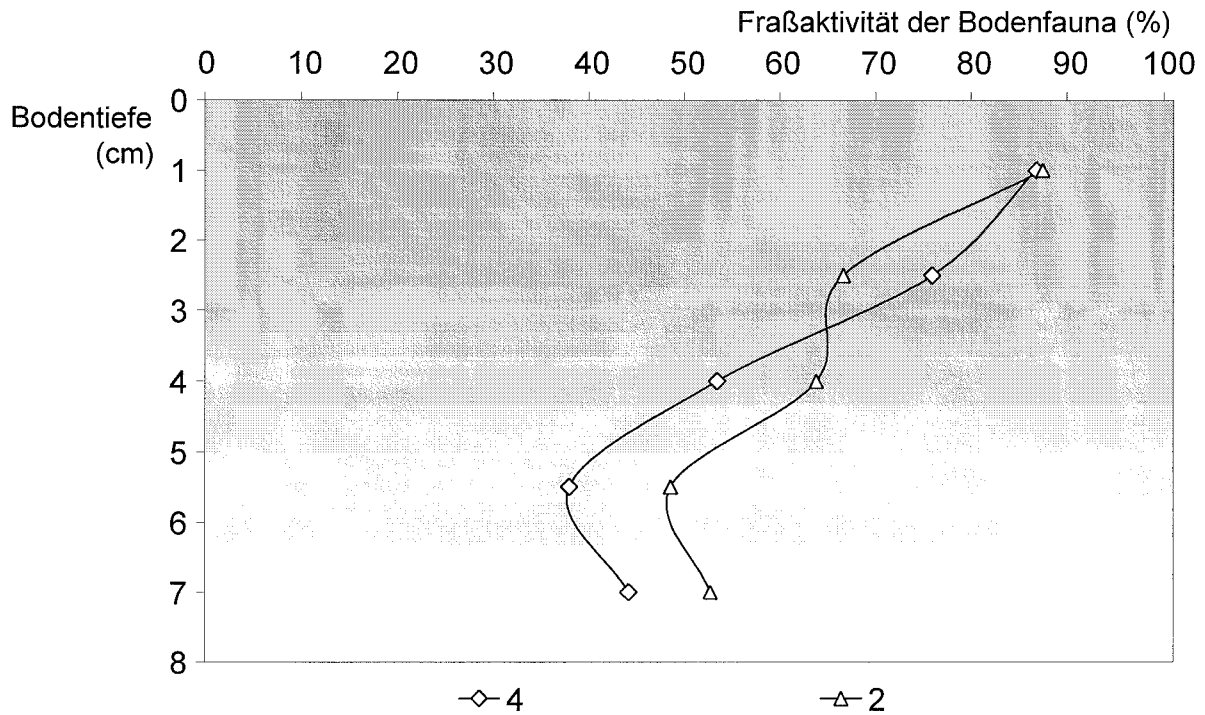


Abb. 6.7-3: Frassprofile an zwei Buchenstandorten. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier Köder dar.

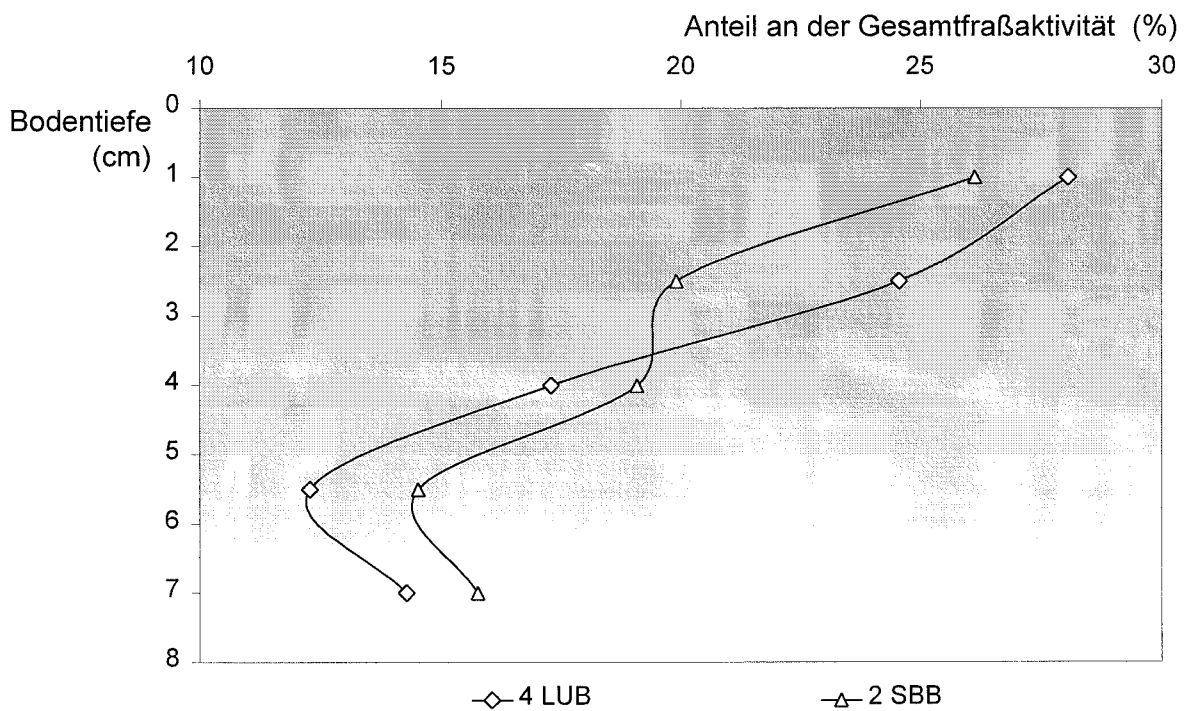


Abb. 6.7-4: Frassprofile an zwei Buchenstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.

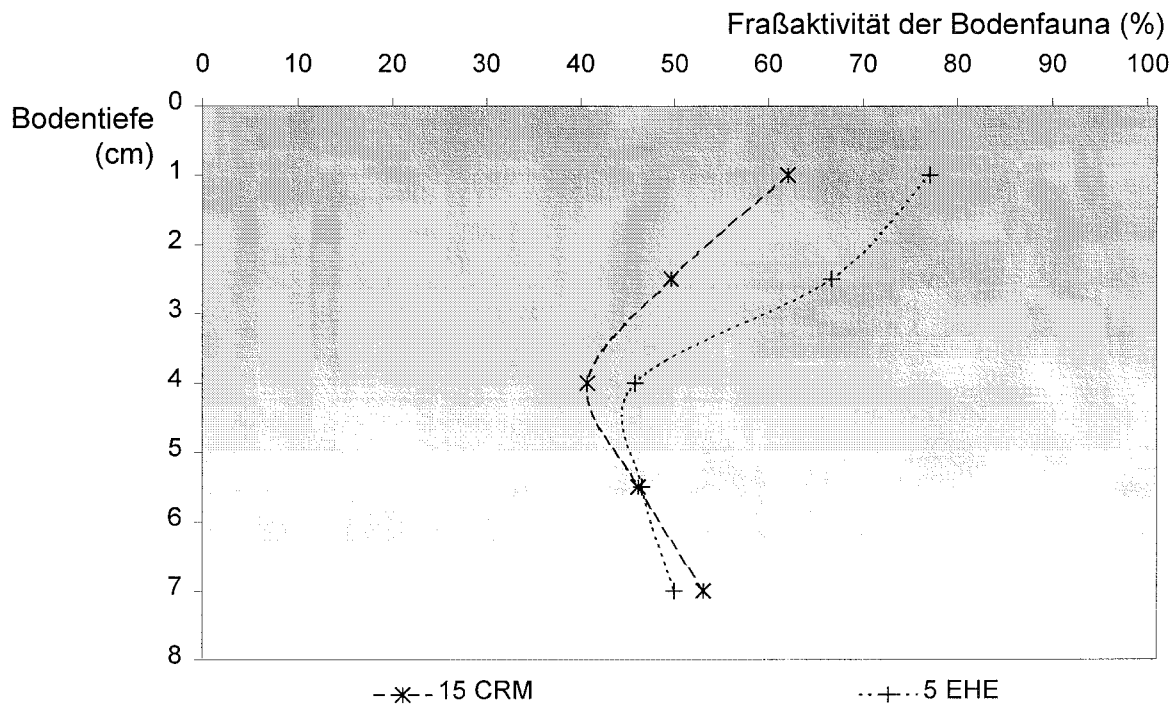


Abb. 6.7-5: Frassprofile an zwei Mischwaldstandorten. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier Köder dar.

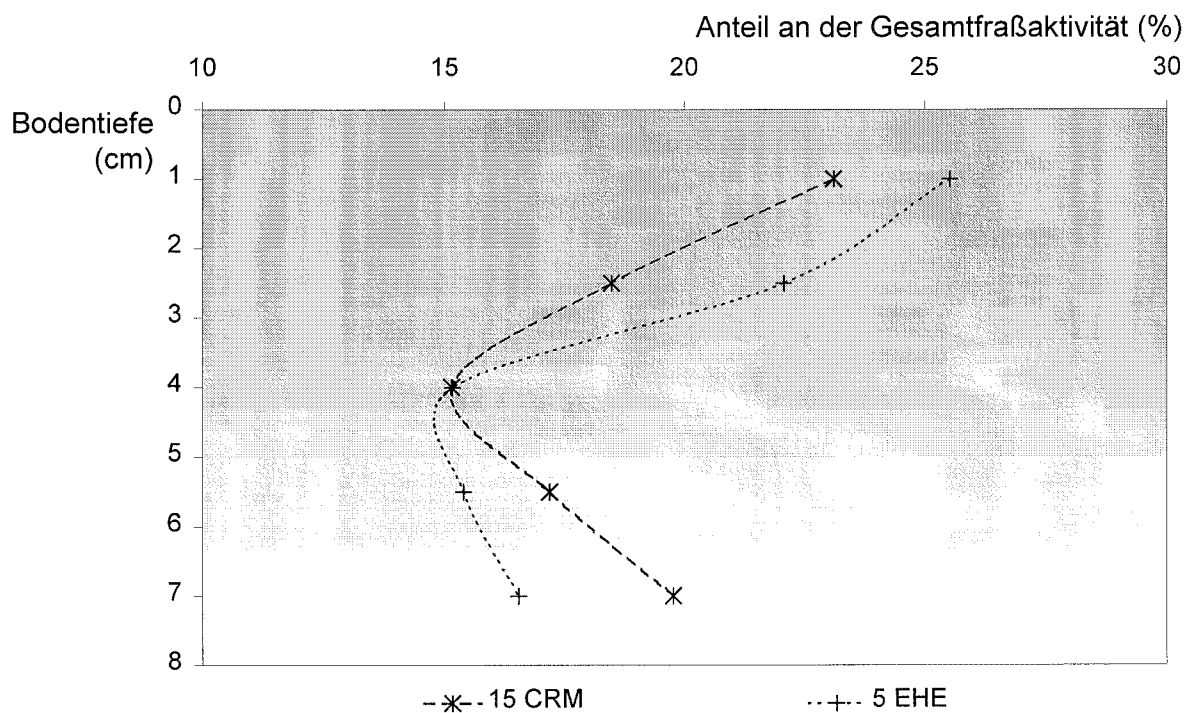


Abb. 6.7-6: Frassprofile an zwei Mischwaldstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.

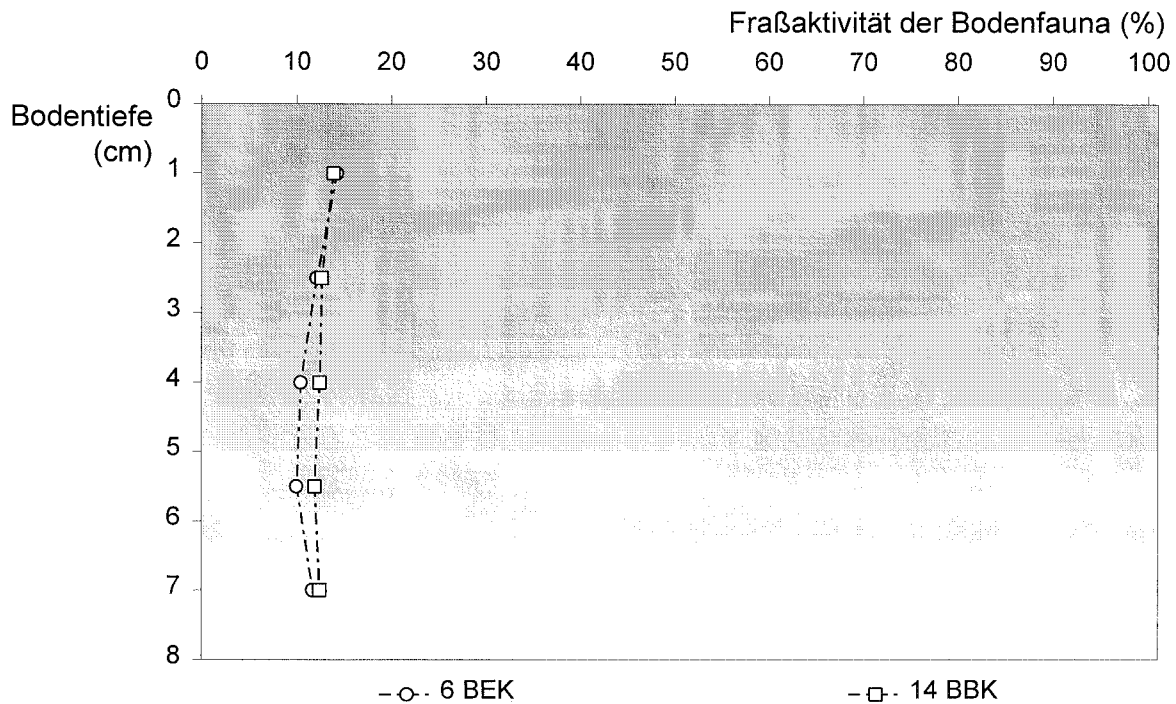


Abb. 6.7-7: Frassprofile an zwei Kiefernstandorten. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier Köder dar.

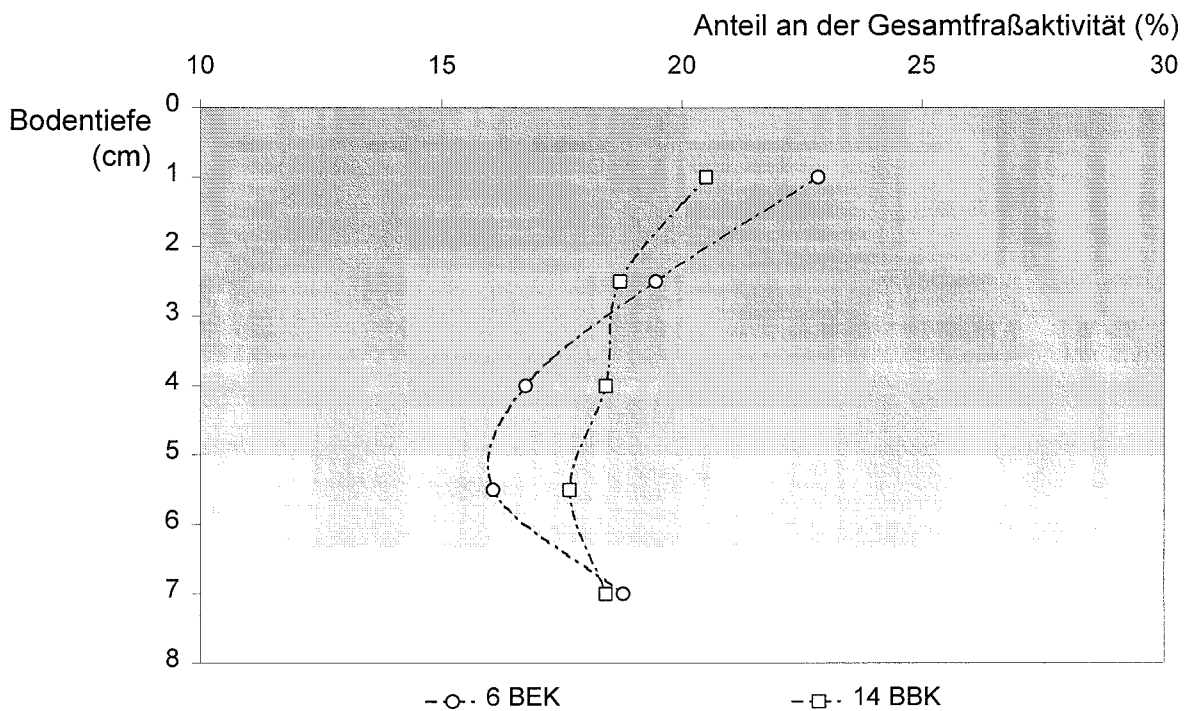


Abb. 6.7-8: Frassprofile an zwei Kiefernstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der Köder GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier dar.

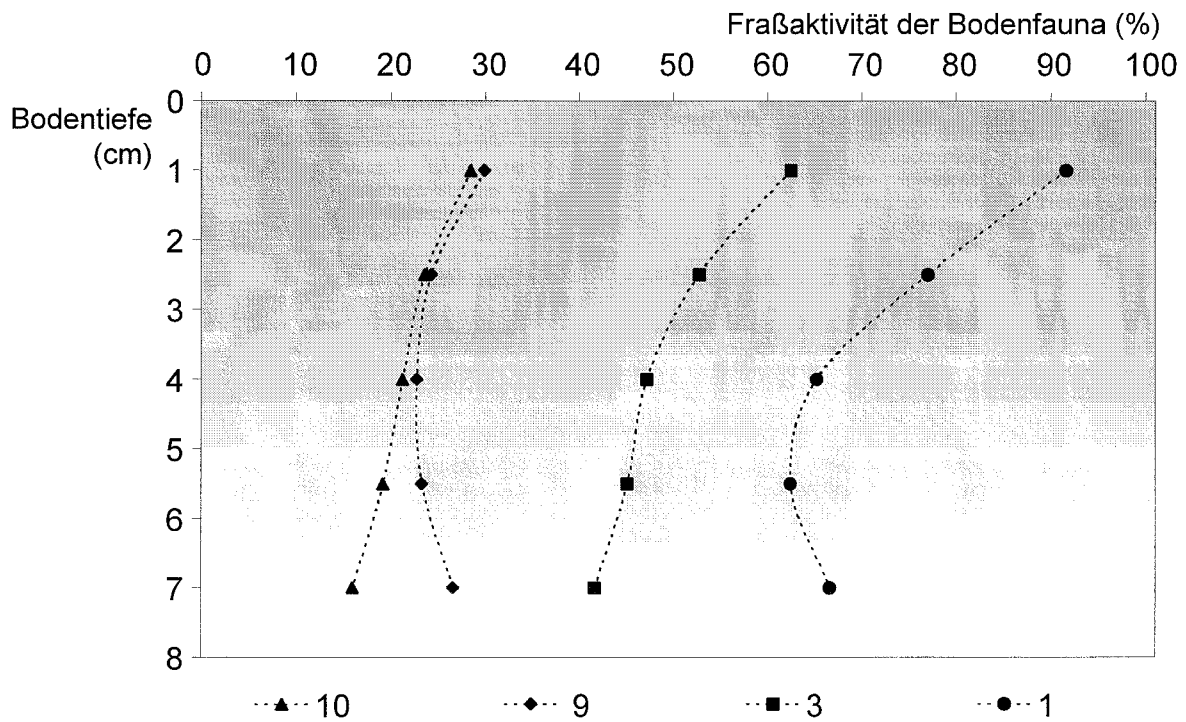


Abb. 6.7-9: Frassprofile an drei Grünland- und einem Ackerstandort. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Frassaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt der Mittelwert dreier Köder dar.

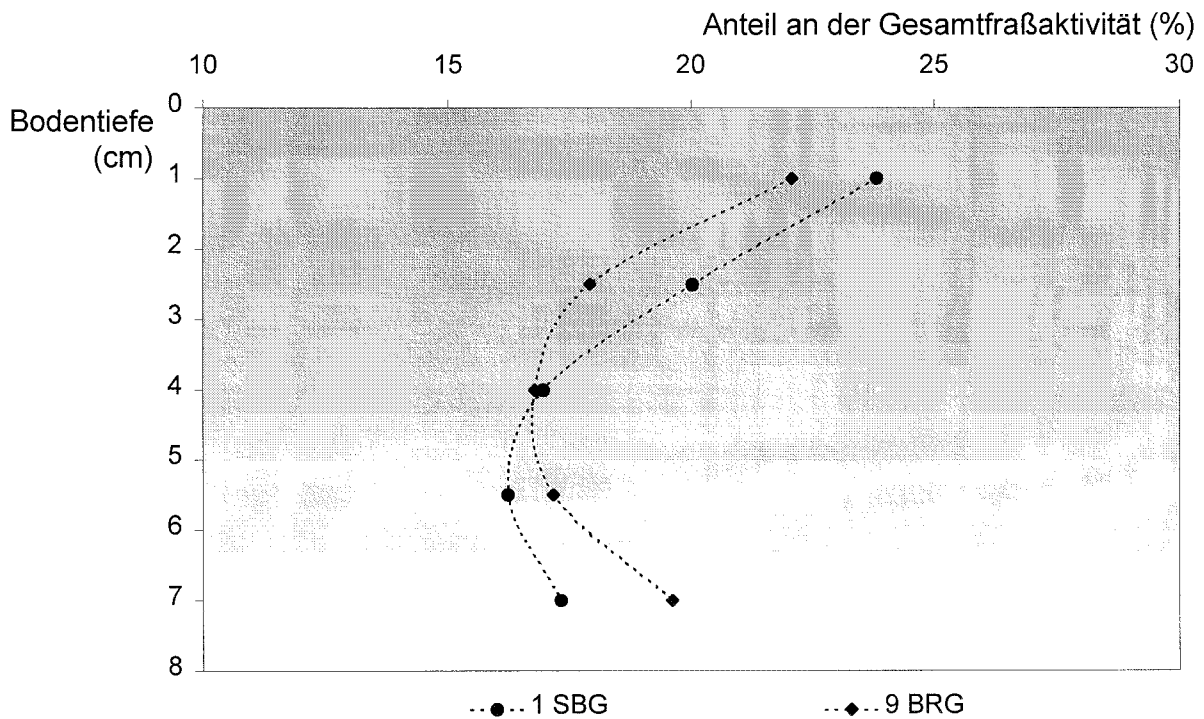


Abb. 6.7-10: Frassprofile an zwei Grünlandstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.

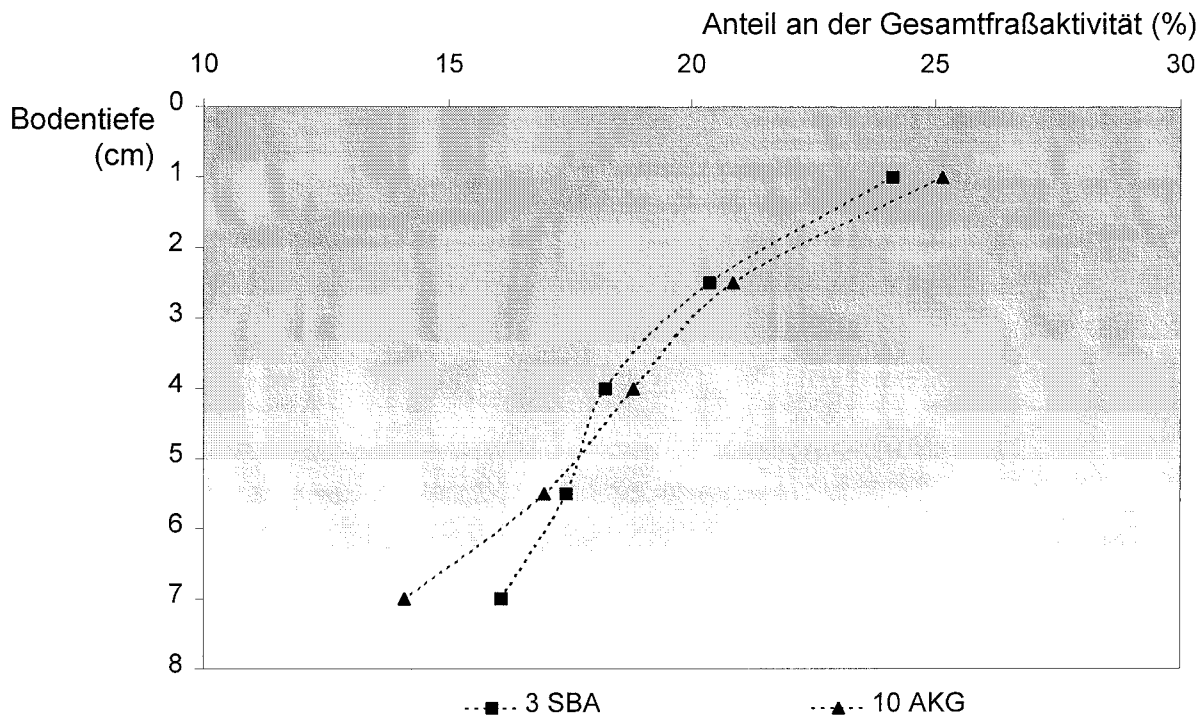


Abb. 6.7-11: Frassprofile an einem Grünland und einem Ackerstandort. Dargestellt sind die Anteile an der GesamtFrassaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier Köder dar.

6.7.5 Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten)

Beispiele für eine statistische Auswertung der Frassraten

Die Frassraten an den Köderstreifen können mit dem U-Test nach Mann and Whitney auf statistische Unterschiede hin überprüft werden. Der direkte Vergleich ist jedoch nur möglich, wenn zwei Flächen untersucht werden, die sich in nur einem wichtigen Parameter unterscheiden. Es sind keine Aussagen zu den in diesem Projekt adressierten Fragen zu erwarten, wenn die absoluten Frassaktivitäten im Bodens eines Grünlandstandortes mit denen eines Buchenwaldes verglichen werden und diese zu unterschiedlichen Zeiten untersucht wurden. Es ist jedoch möglich, durch die im Projekt zweimalige zeitgleiche Exposition von Köderstreifen an Standorten mit gleichem Boden-Ausgangssubstrat aber unterschiedlicher Bewirtschaftung (Schmallenberg und Scheyern), die Tiefenverteilung der Frassaktivität an den Köderstreifen unter verschiedenen Nutzungen zu untersuchen. Es soll geprüft werden, ob die zwischen den Standorten in Schmallenberg (Grünland, Acker und Buchenwald) bestehenden Unterschiede in der Frassaktivität prinzipiell auch an den Standorten in Scheyern (Grünland, Fichtenwald) wiederzufinden sind.

Hierzu wurden die GesamtFrassraten und die prozentualen Frassraten in den Tiefenstufen 0,5-1,5, 2,0-3,0, 3,5-4,5, 5,0-6,0 und 6,5-7,5 cm betrachtet. Wurden die prozentualen Frassraten verglichen, so gingen in die Berechnungen jeweils die Frassraten von einer Tiefenstufe an den verschiedenen

Profilen der Standorte ein. Die Darstellung der ausgewählten Profilen ist in Abb. 6.7-12 und 6.7-13 im Anhang zu finden. Sowohl an den Standorten in Schmallebenberg als auch in Scheyern weist der Boden unter Grünlandnutzung eine höhere GesamtFrassaktivität im Vergleich zur Waldnutzung auf. Statistisch signifikante Unterschiede in den GesamtFrassraten bestehen zwischen Grünland- und Fichtenwaldstandort in Scheyern (SCF vs SCG: $p = 0,05$ U-Test), nicht jedoch zwischen Grünland- und Buchenwaldstandort in Schmallebenberg (SBG vs SBB: $p > 0,05$ U-Test).

Die höhere Frassaktivität am Grünlandstandort in Schmallebenberg SBG im Vergleich zum Buchenwald SBB ist statistisch nur für die letzte betrachtete Tiefenstufe des Profils absicherbar ($p = 0,05$, s. Tab. 6.7-2 im Anhang). Betrachtet man die Tiefenverteilung der Frassaktivitäten in den Böden der zwei unterschiedlich bewirtschafteten Standorte in Scheyern, so sind die Frassaktivitäten in fast allen Tiefenstufen – mit Ausnahme einer - im Fichtenforst signifikant geringer als unter Grünlandnutzung (Tab. 6.7-5 im Anhang). Sowohl die Tiefenverteilung im Grünlandstandort in Schmallebenberg (SBG) als auch diejenige, die am Grünlandstandort SCG verzeichnet wurde, zeigt eine gleichmäßige Frassaktivität in der untersten Profilhälfte. Nur die obersten Zentimetern der Köderstreifen weisen einen höhere Frass auf, im Gegensatz zu den deutlich strukturierteren Waldprofilen. Mit der Tiefe abnehmend sind auch die Frassaktivitäten im Ackerboden in Schmallebenberg (SBA), jedoch deutlich niedriger als an den anderen zwei Standorten SBG und SBB. Dies ist besonders bei den obersten Profilschichten zu beobachten (s. Tab. 6.7-3 für SBG vs. SBA und Tab. 6.7-4 für SBB vs. SBA).

Generelle Beurteilung

Prinzipiell ist zu den Ergebnissen mit dem Köderstreifen-Testverfahren anzumerken, daß, trotz Bodenfrostd und z.T. hohen Schneelagen während der Exposition, das Testsystem seine Einsatzfähigkeit auch bei extremen Klimaten unter Beweis gestellt hat. Nachteilig hat sich das extreme Klima auf die Expositionsduer (normalerweise im Frühjahr und Herbst 7-10 Tage) ausgewirkt, die teilweise auf 3 - 4 Wochen verlängert werden mußte. Dadurch wurden auch Mehrfachbegehungen der Standorte notwendig, da die Köderstreifen erst aus dem Boden entnommen werden können, wenn ein Frass an mehr als 40% der Köder stattgefunden hat. Bei 3 - 4 Wochen Expositionszeit wird bei der Auswertung auch eine Unterscheidung zwischen mikrobiellem Abbau und tierischen Frassspuren an den Ködern schwierig.

Der Anstieg der Frassaktivität in den untersten Zentimetern der Köderstreifen an einigen Standorten (z.B. CRM, EHE) ist wahrscheinlich dadurch zu erklären, da zum einen frostbedingt die

köderstreifenrelevanten Tiergruppen tiefer in den Boden eindringen und zum anderen durch die lange Expositionszeit der mikrobielle Köderabbau stärker zum Ausdruck kommt als bei kürzeren Expositionszeiten. Auch die mikrobiellen Aktivitätsbereiche sind temperaturabhängig und laufen verstärkt bei Bodenfrost in tieferen Bodenbereichen ab. Ohne dass uns die Daten der Mesofaunabesiedlung z.Z. vorliegen nehmen wir doch an, dass die Verteilung der Mesofaunakomplexe einem ähnlichen Tiefenverteilungsmuster folgen wie die Frassaktivitäten der Köderstreifen. Sollte dies nicht der Fall sein, ist auch vorstellbar, da die Bodentiere zur Kältestarre fähig sind, dass sie in den oberen Bodenschichten zwar inaktiv gefunden wurden aber erst durch die hohen Temperaturen in den Extraktionsgeräten im Labor wieder in eine negativ thermo- und hygrotaktische Wanderung übergegangen sind.

An dieser Stelle sollte auch noch mal deutlich zum Ausdruck gebracht werden, dass das Köderstreifen-Testverfahren keine statischen Erwartungs- versus Istwerte für die Standorttypen liefern wird. Frassraten sind ein Ausdruck für die bodenbiologische Abbauaktivität und unterliegen saisonalen Schwankungen wie alle Bodenprozesse (Enzymaktivitäten, Streuabbauraten etc.), in Abhängigkeit vom Aktivitätsstatus der Bodenorganismen und dem Optima deren ökologischer Faktoren (Klima, Konkurrenten, Nahrungsressourcen etc.), die in einem bestimmten Amplitudenbereich oszillieren. Artenzahlen von Bodenorganismen sind hier mehr statisch, liefern jedoch keine Informationen zu den jeweiligen Beiträgen der Organismen an den ökosystemaren Leistungen.

Mit einer Erweiterung der noch recht spärlichen Datengrundlage zum Einsatz des Köderstreifen-Testverfahrens in natürlichen Ökosystemen wird jedoch die Beschreibung einer charakteristischen räumlichen Verteilung der Abbauaktivität von Bodenorganismen im Profil von Böden verschiedener Standorttypen – wie sie hier definiert worden sind- vielleicht erreichbar sein. In der Gesamtbewertungsphilosophie zum Status der Standorttypen laut BBoSchG bietet das Köderstreifen-Testverfahren dennoch ein wertvolles Instrument zur Messung der zootischen Freilandfrassaktivität in Ergänzung zu den faunistischen Arterhebungen. Für den nachhaltigen Bodenschutz ist gerade die Stoffumsetzungsfunktion in den Böden von großer Bedeutung (s.a. BBoSchG § 2 (2)). Das Köderstreifen-Testverfahren zielt als einziger Versuchsansatz im FuE-Vorhaben auf die Aktivität der Bodenfauna ab.

Das Köderstreifen-Testverfahren kann in jedem Fall für die Auswertung der faunistischen Untersuchungen Interpretations- bzw. Bewertungshilfe bieten:

- Bei geringen Störungen der faunistischen Parametern (z.B. geringe Erwartungs-Wert Abweichung bei der Artenzahl) aber keiner Auffälligkeit bei den Frassraten der Köderstreifen ist zu schliessen, dass man sich bei dem Standort noch im "Vorsorgebereich" befindet, d.h. größere Wirkungen auf Dekompositionsprozesse im Gesamtsystem sind noch nicht zu befürchten.
- Bei Störungen der faunistischen Parametern und den Frassraten an den Köderstreifen ist zu schliessen, dass man den "Vorsorgebereich" am jeweiligen Standort bereits verlassen hat und größere Wirkungen auf das strukturelle biotische System sowie auf wichtige bodenökologische Prozesse schon auftreten können. Es ist dringender Nachuntersuchungsbedarf anzumelden.

Durch dieses Bewertungsinstrumentarium unter Einbindung von sowohl struktureller als auch funktioneller Parameter hat man eine Methodenbatterie zur Verfügung, die potentielle Störungen im bodenbiologischen Aktionsgeschehen eindeutig indiziert.

Ausblick zum Köderstreifen-Testverfahren

Zur Bestimmung des potentiellen Einflusses von z.B. Chemikalien auf Bodenökosysteme sollten zunehmend dynamische Bodenprozesse ausgewählt werden, die eine wichtige Funktion im Ökosystem einnehmen. Die Beobachtung dieser Prozesse bzw. ihre Beeinflussung durch Umweltchemikalien sollte Daten liefern, die einfach im Hinblick auf ihre Interpretation für das jeweilige Umweltkompartiment sind. Als Resultat sollten Prozesse ausgewählt werden wie die Abbaurate der organischer Matrix, die Bodenatmung, die mikrobielle Biomasse und der mikrobielle Umsatz, die Bodenzymaktivität, die Rate der Nährstoffveränderung sowie die Frassaktivität der Bodenfauna mit dem Köderstreifentest.

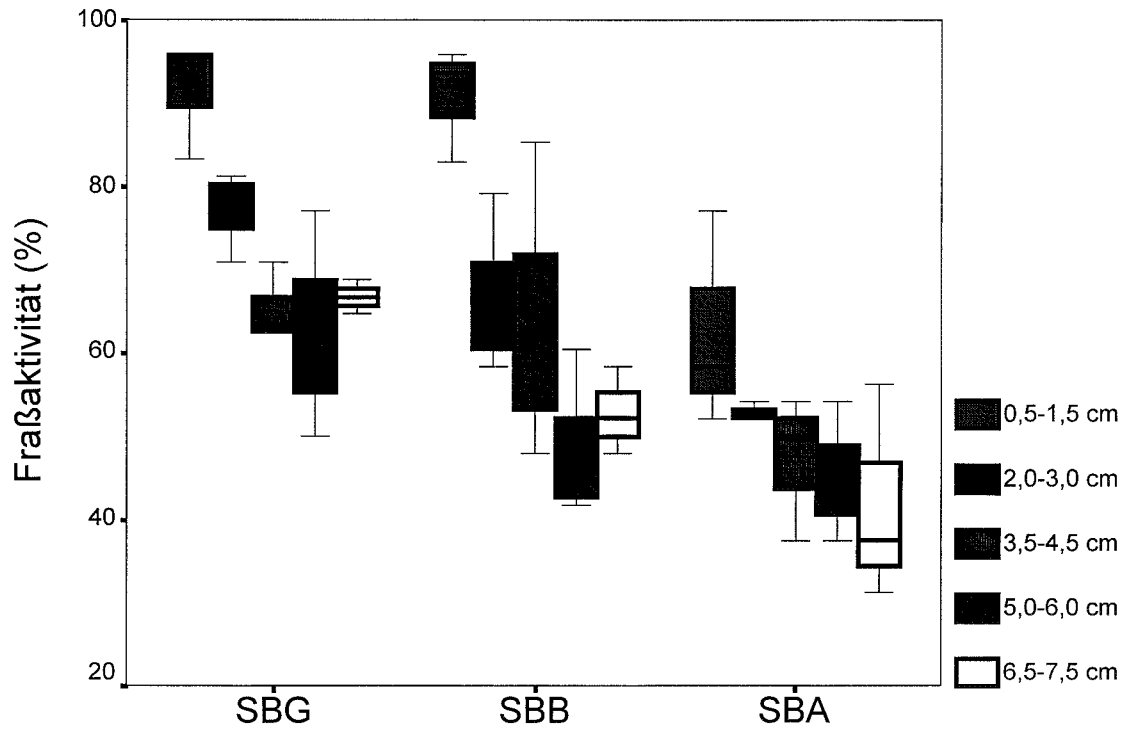


Abb. 6.7-12: Fraßaktivitäten in den Böden der Standorte in Schmallenberg mit unterschiedlicher Nutzung. Dargestellt sind die mittleren prozentualen Fraßraten für die jeweils angegebenen Tiefenstufen im Profil.
SBG Grünland; SBB Buchenwald; SBA Acker

Tab. 6.7-2: Mann-Whitney-Teststatistik für die Standorte SBG Grünland und SBB Buche in Schmallenberg

Statistik für Test ^a					
	% 0,5-1,5	% 2,0-3,0	% 3,5-4,5	% 5,0-6,0	% 6,5-7,5
Mann-Whitney-U	3,000	1,500	3,000	1,500	,000
Wilcoxon-W	9,000	7,500	9,000	7,500	6,000
Z	-,696	-1,328	-,664	-1,328	-1,964
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,487	,184	,507	,184	,050

b. Gruppenvariable: STAND

Tab. 6.7-3: Mann-Whitney-Teststatistik für die Standorte SBG Grünland und SBA Acker in Schmallerberg

Statistik für Test^D					
	% 0,5-1,5	% 2,0-3,0	% 3,5-4,5	% 5,0-6,0	% 6,5-7,5
Mann-Whitney-U	,000	,000	,000	1,000	,000
Wilcoxon-W	6,000	6,000	6,000	7,000	6,000
Z	-1,993	-1,993	-1,993	-1,528	-1,964
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,046	,046	,046	,127	,050

b. Gruppenvariable: STAND

Tab. 6.7-4: Mann-Whitney-Teststatistik für die Standorte SBB Buche und SBA Acker in Schmallerberg

Statistik für Test^D					
	% 0,5-1,5	% 2,0-3,0	% 3,5-4,5	% 5,0-6,0	% 6,5-7,5
Mann-Whitney-U	,000	,000	2,000	3,500	2,000
Wilcoxon-W	6,000	6,000	8,000	9,500	8,000
Z	-1,964	-1,993	-1,091	-,443	-1,091
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,050	,046	,275	,658	,275

b. Gruppenvariable: STAND

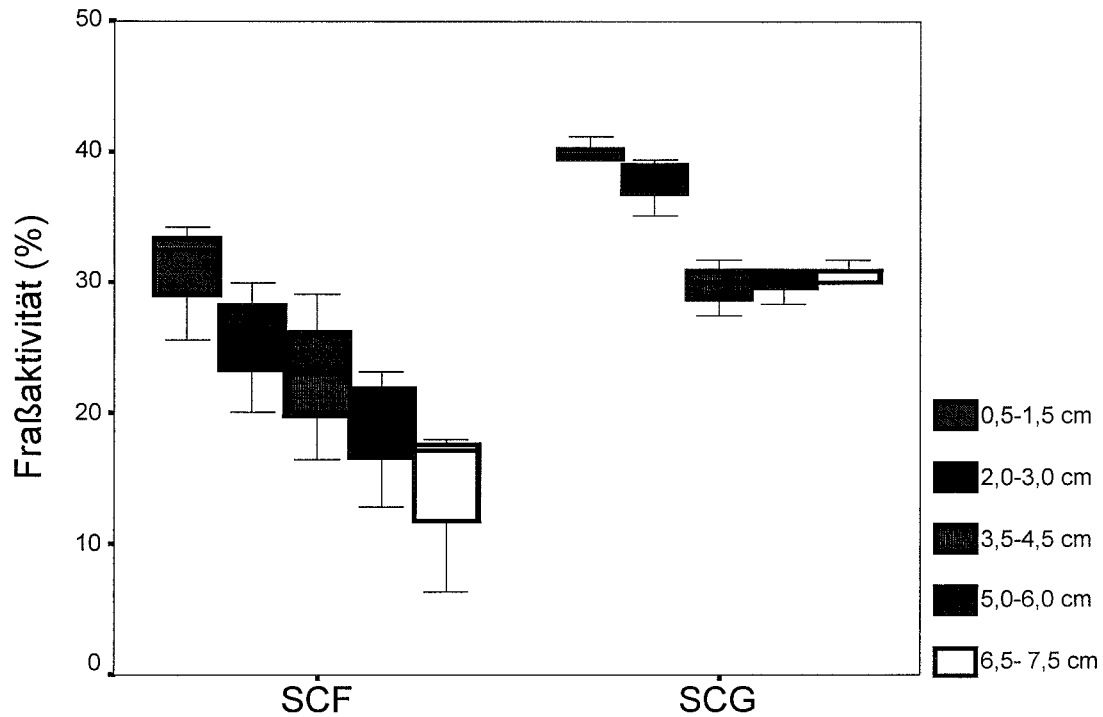


Abb. 6.7-13: Fraßaktivitäten in den Böden der Standorte in Scheyern mit unterschiedlicher Nutzung. Dargestellt sind die mittleren prozentualen Fraßraten für die jeweils angegebenen Tiefenstufen im Profil.
SCF Fichtenwald; SCG Grünland

Tab. 6.7-5: Mann-Whitney-Teststatistik für die Standorte SCF Fichte und SCG Grünland in Scheyern

Statistik für Test ^b					
	% 0,5-1,5	% 2,0-3,0	% 3,5-4,5	% 5,0-6,0	% 6,5-7,5
Mann-Whitney-U	,000	,000	1,000	,000	,000
Wilcoxon-W	6,000	6,000	7,000	6,000	6,000
Z	-1,993	-1,964	-1,528	-1,993	-1,993
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,046	,050	,127	,046	,046

b. Gruppenvariable: STAND

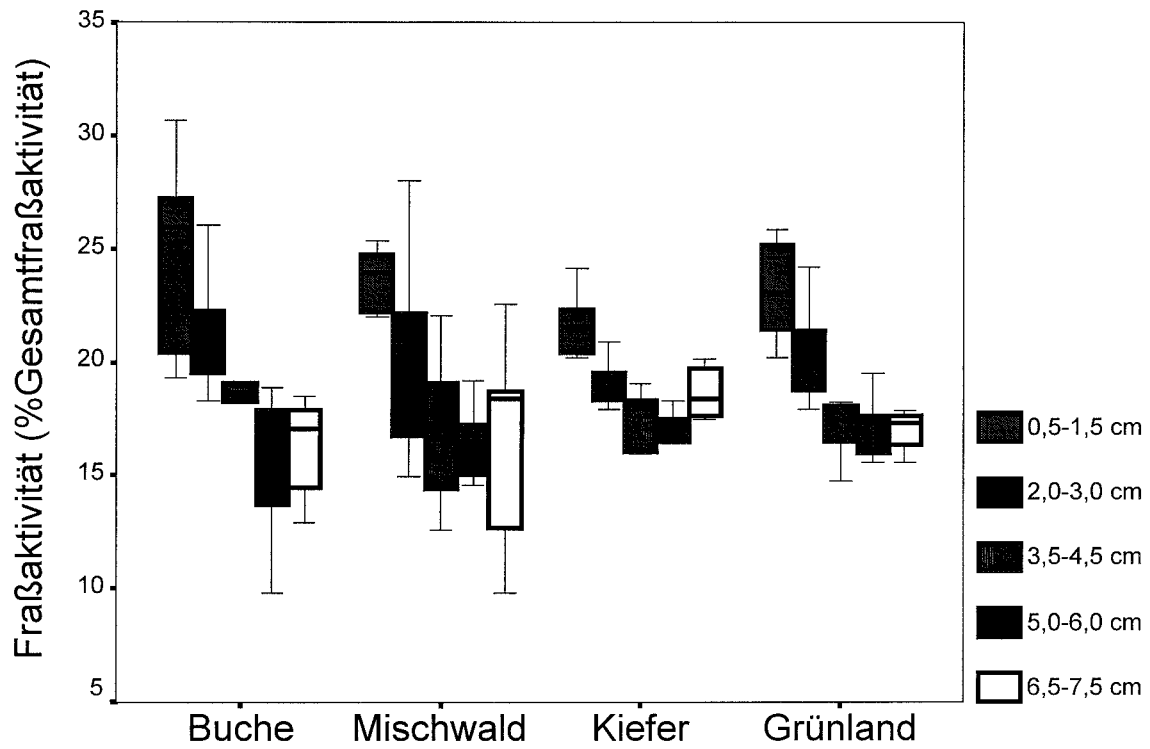


Abb. 6.7-14: Fraßaktivitäten in den Böden verschiedener Standorte, gruppiert nach der Nutzung. Dargestellt sind die mittleren prozentualen Fraßraten für die jeweils angegebenen Tiefenstufen im Profil, normiert auf die Gesamtfraßrate (= 100%)
 Buche SBB, LUB, NIB;
 Mischwald CRM, MEM, TAM;
 Kiefer BEK, BBK;
 Grünland BRG, SBG, AKG u. SCG

6.8 Diskussion der biologischen Charakterisierung

6.8.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird versucht, die Beurteilung der 15 beprobten Standorte durch die 6 untersuchten Tiergruppen zusammenzufassen. Zudem wird der Beitrag des Funktionsparameters „Köderstreifen“ zur Gesamteinschätzung kurz diskutiert werden. Aufgrund der Erfahrungen in Baden-Württemberg sowie aufgrund theoretischer Überlegungen (vgl. Kap. 2.3.2) ist die Beurteilung eines Standorts nur allein durch eine Tiergruppe nicht möglich. Daher sind die in den Kapiteln 6.1 bis 6.6 aufgeführten tiergruppenspezifischen Beurteilungen als erste Hinweise aufzufassen. Erst wenn mindestens bei zwei Tiergruppen eine Auffälligkeit konstatiert wird, sollte in Übereinstimmung mit dem in Kapitel 2.3.1 vorgestellten Vorgehen beim BBSK-Konzept diese Auffälligkeit überprüft werden (im allgemeinen durch eine weitere Beprobung; evtl. in Anlehnung an das im Kapitel 6.2 für die Oribatiden beschriebene Verfahren).

Bevor die Ergebnisse für die einzelnen Tiergruppen aufgeführt werden, ist daran zu erinnern, dass die 15 Standorte primär für die Verbesserung der Datengrundlage bei der Erstellung von Erwartungswerten ausgewählt wurden. Daher war ein Kriterium bei der Standortauswahl (vgl. Kap. 4.1), keinen Standort mit bekannter Belastung in die Beprobung aufzunehmen. Bei den im folgenden konstatierten Auffälligkeiten steht somit, neben einer grundsätzlich nie auszuschliessenden (anthropogen verursachten) Abweichung zwischen Erwartungs- und Istwert, primär die Qualität der Erstellung des Erwartungswerts im Mittelpunkt des Interesses.

Die Vortäuschung einer Auffälligkeit durch Probleme bei der Istwarterstellung, d.h. der Beprobung selbst, ist im gegenwärtigen Stadium ebenfalls nicht völlig auszuschliessen (vgl. Kap. 5.3). Insbesondere der Zeitpunkt der Beprobung, die einmalige Probennahme und, bei der Makrofauna, die Frage der Methodik sind dabei zu nennen. Davon unabhängig sind die einzelnen Tiergruppen je nach Nutzung eines Standorts unterschiedlich geeignet: An Grünlandstandorten sowie noch deutlicher bei Äckern sind Tiergruppen, deren Verbreitungsschwerpunkt an der Bodenoberfläche oder in der Auflageschicht liegt, häufig zu selten, um eine differenzierte Beurteilung zu erlauben.

In diesem Kapitel wird nicht näher auf das Problem eingegangen, dass bei den verschiedenen Tiergruppen unterschiedliche Auswertungsverfahren angewandt wurden. Erst die weitere Bearbeitung des vorhandenen Materials (vor allem aus eigenen Beprobungen an den 15 Standorten sowie ca. 20 Referenzstandorten, meist Süddeutschlands) wird zu genaueren Empfehlungen führen.

6.8.2 Einzeldarstellung der Tiergruppen

Nematoden

Die Nematoden konnten nur an den drei Sauerländer Standorten SBG, SBB und SBA beprobt werden. Dazu kommt, dass die Nutzung dieser Tiergruppe im Rahmen des BBSK-Konzepts gerade erst begonnen hat. Die bisherigen Ergebnisse sowie die Literatur rechtfertigen jedoch die Einbeziehung der Nematoden in die Weiterentwicklung des Konzepts. Konkret ergab die Beprobung der drei Standorte, dass auf der Grundlage des Maturity Index der Acker (SBA) und der Grünlandstandort (SBG) nicht auffällig waren, während der Buchenwald (SBB) nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht beurteilt werden kann.

Oribatiden

In einer Grobanalyse auf der Basis der Summenparameter sind die Oribatidenzönosen der Standorte SCF, BEK, BBK, SBB, TAM, MEM und NIB als unauffällig zu beurteilen. Individuen- und Arten-Abundanz entsprechen in etwa den Werten, die an solchen Standorten zu erwarten sind. Die Verteilung der Arten auf die 7 Großgruppen läßt auch nur wenige Auffälligkeiten erkennen, die mit einiger Wahrscheinlichkeit standorttypische Abweichungen darstellen, die wegen der mangelhaften Vergleichsbasis noch nicht zuverlässig eingeordnet werden können.

Auffällig ist zunächst die niedrige Individuen- und – in geringerem Maße – auch Artenzahl der CRM-Zönose. Diese dürfte aber auf eine unzureichende Probennahme zurückzuführen sein. In früheren Beprobungen im Rahmen anderer Projekte stellte sich der Standort als durchaus “normal” dar. Nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens sind die beiden, in den Summenparametern ihrer Zönosen völlig abweichenden Heidestandorte EHE und LUB nicht zu beurteilen. Sie müssen – beurteilungsneutral – als auffällig betrachtet werden, ohne irgendwelche Gründe dafür zu kennen.

Die fünf Offenlandstandorte sind nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht beurteilbar; nicht zuletzt, weil die Siedlungsdichte der Oribatiden an diesen Standorten (insbesondere dem SBA) sehr niedrig ist.

Gamasinen

Das Verhältnis zwischen Erwartungs- und Istwert bei den Raubmilben wurde mit vier verschiedenen Verfahren untersucht: dem Reife-Index (auf der Basis der Humusform), Zeigerarten (Anordnung nach dem Verhältnis von Dominanz und den 5 bodenkundlichen Faktoren), Zeigerwerten (Vorgehen wie bei den Zeigerarten, aber auf der Basis von Artenzahl, Abundanz, Diversität) sowie der Anordnung der Arten im r/K Dreieck. Die in Kap. 6.3 vorgestellte, relativ feine Beurteilung der

15 Standorte wurde in Hinsicht auf eine konsistente Darstellung in diesem Kapitel dahingehend modifiziert, dass nur noch zwischen auffällig, nicht auffällig und nicht beurteilbar unterschieden wurde (d.h. die in Kap. 6.3 verwendete Klasse „±“ wurde, je nach den Hinweisen im Text, entweder zu „+“ oder „-“ transformiert). Unter Einbeziehung der Ergebnisse der vier Verfahren sind demnach die Waldstandorte MEM, TAM, NIB und SBB als mehr oder weniger auffällig zu beurteilen. Alle anderen Wälder sowie, trotz aller Vorbehalte hinsichtlich niedriger Fangzahlen, alle vier Grünlandstandorte (SBG nur bei Beachtung seines Brachecharakters) zeigen dagegen keine Auffälligkeiten. Nur der Ackerstandort ist nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht beurteilbar.

Enchytraeen

Trotz aller Schwierigkeiten bei der Ableitung der Erwartungswerte für Enchytraeen ist nach gegenwärtigem Kenntnisstand keiner der Standorte als auffällig zu betrachten, wenn man die pH-Präferenz der Tiere mit den jeweiligen Standortfaktoren vergleicht. Bei Einbeziehung der Auswertungsansätze „Zeigerarten“ bzw. „Häufigkeit“ fehlen im bayrischen Nadelwald SCF bzw. am Ackerstandort SBA charakteristische Arten. Zudem ist SCF durch eine für einen solchen sauren Standort deutlich zu geringe Dichte und Artenzahl gekennzeichnet. Ausser diesen beiden Flächen sollte noch der Standort SBB wegen des häufigen Vorkommens von „Störungsanzeigern“ genauer untersucht werden. Der weiteren Auswertung, z.B. hinsichtlich der Dominanzverteilung, r-K-Strategie oder der Einbeziehung weiterer Standortfaktoren, muss es vorbehalten werden, inwieweit sich diese erste Beurteilung bestätigen lässt.

Regenwürmer

Bei den Regenwürmern lässt sich, auf einer deutlich besseren Datenbasis, das Verhältnis zwischen Erwartungs- und Istwert nach den gleichen Verfahren wie bei den Enchytraeen beurteilen (Abhängigkeit von Standortfaktoren, Vorkommen von Zeigerarten und Häufigkeit). Demnach ist eindeutig nur der Buchenwaldstandort SBB als auffällig zu kennzeichnen. Beim Standort TAM fällt das Vorkommen des Kompostwurms *E. fetida* auf, der unter mitteleuropäischen Bedingungen an Waldstandorten nicht dauerhaft überleben kann. Nur als Hinweis ist die Differenz zwischen erwarteter und aktueller Fangzahl am küstennahen Standort BRG aufzufassen.

Die hohe Wertigkeit der Überprüfung der Plausibilität der Ergebnisse eines Vergleichs von Erwartungs- und Istwerten kann am Beispiel der sauren Waldstandorte verdeutlicht werden. An mehreren von ihnen (z.B. BEK, EHE) fehlte der eindeutige Nachweis von 1 – 3 Arten, die dort eigentlich vorkommen sollten. Zugleich liegt die festgestellte Abundanz am unteren Ende oder gar

unter dem, was aus der Literatur bekannt ist. Dennoch werden alle diese Flächen nicht als auffällig eingestuft, weil das Konzept bei Erwartungswerten von ca. 3 (Artenzahl) bzw. 20 Ind/m² (Abundanz) an seine Grenzen stösst: Wenige Individuen mehr pro Probennahme oder das Vorkommen von adulten Würmern anstatt von Jungtieren würden ausreichen, um all diese Flächen als unauffällig zu kennzeichnen.

Makrofauna

Die drei Gruppen der Makrofauna (Asseln, Chilopoden, Diplopoden) wurden an den meisten Standorten in so geringer Anzahl gefunden, dass die Beurteilung insgesamt als vorläufig anzusehen ist. Besonders an den Grünlandflächen und dem Acker ist eine Beurteilung mit dieser Tiergruppe zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich. Trotz aller Einschränkungen läßt sich zusammenfassend feststellen, daß 2 der untersuchten Standorte Auffälligkeiten aufweisen. Der Standort SBB weist einen viel zu geringen Tierbesatz und der Standort TAM Anthropogenitätszeiger auf. Von den anderen Standorten entsprechen CRM, MEM und NIB im wesentlichen der Erwartung, wobei sich das Urteil bei MEM auf die Handaufsammlung und bei NIB allein auf die Chilopodenfauna stützt. In eingeschränktem Maße (geringe Datenbasis) können auch die Standorte BBK, LUB und EHE als höchstwahrscheinlich unauffällig angesehen werden.

6.8.3 Zusammenfassung

Wie zum ersten Mal bei der 3. Beiratssitzung in Berlin im Mai 1999 versucht, wird in Tab. 6.8-1 die biologische Beurteilung der 15 beprobten Standorten zusammengefasst. Die Reihenfolge orientiert sich an der von Tab. 4-4, in der die Standorte nach Standorttypen bzw. -gruppen klassifiziert wurden. Zusätzlich wird in Tab. 6.8-1 eine Nutzungsdifferenzierung (Wald, Grünland, Acker) eingeführt. Das Ergebnis der Beurteilung ist eine dreiteilige Klassifikation, wobei zwischen „auffällig (-)“, „nicht auffällig (+)“ und „unklar (?)“ unterschieden wird. Zur besseren Übersichtlichkeit wird bei den einzelnen Tiergruppen nur die vom jeweiligen Bearbeiter formulierte Gesamtbeurteilung aufgeführt; d.h. wenn z.B. bei den Gamasinen vier verschiedene Verfahren zum Erwartungs- Istwert-Vergleich verwendet wurden, so taucht in diesem Kapitel nur deren Zusammenfassung auf.

Aufgrund der Vorläufigkeit der Ergebnisse sowie der bisher nicht gegebenen Möglichkeit, Auffälligkeiten an einzelnen Standorten durch Mehrfachbeprobung oder Einbeziehung weiterer Messparameter (= Tiergruppen) zu überprüfen, wird in diesem Bericht darauf verzichtet, Abweichungen (d.h. eindeutige, sicherbare Differenzen Erwartungs- und Istwert) zu konstatieren.

Tab. 6.8-1: Zusammenfassung der biologischen Beurteilung der 15 „UBA-Standorte“ (Nematoden wurden nur an drei Standorten beprobt; alle anderen: n.b. = nicht beprobt); Beurteilung: + = nicht auffällig; ? = unklar; - = auffällig
* = Numerierte Anmerkungen (siehe Fussnoten zur Tabelle)

Code	NEMAT	ORIBA	GAMAS	ENCHY	REGEN	MAKRO
BBK	n.b.	+	+	+	+	+
BEK	n.b.	+* ¹	+	+	+* ⁵	?
LUB	n.b.	-	+	+	+* ⁵	+
EHE	n.b.	-	+	+	+* ⁵	+
MEM	n.b.	+	-	+	+* ⁵	+
NIB	n.b.	+	-	+	+	+
TAM	n.b.	+	-	+	_* ³	_* ³
SCF	n.b.	+	+	-	+* ⁵	+
SBB	?	+	-	_* ³	-	-
CRM	n.b.	+* ²	+	+	+	+
AKG	n.b.	?	+	+	+	?
SCG	n.b.	?	+	+	+	?
SBG	+	?	+* ⁴	+	+	?
BRG	n.b.	?	+	+	?	?
SBA	+	?	?	-	+	?

Anmerkungen:

1. Aufgrund des Artenspektrums Hinweise auf eine mögliche anthropogene Störung
2. Bei einmaliger Probenahme auffällig; aufgrund von anderen Beprobungen am gleichen Standort ist dies als Probenahmeartefakt einzuschätzen.
3. Auffälligkeit aufgrund des Auftretens von Störungsanzeigern
4. Bei Einschätzung des Standorts als Brache nicht auffällig, wohl aber als Wiese
5. Obwohl nach Abundanz und Zeigerarten auffällig, entsprechen diese Standorte bei Einbeziehung der natürlicherweise sehr niedrigen Absolutwerte für diese Parameter den Erwartungswerten.

Die in Tabelle 6.8-1 zusammengefassten Ergebnisse lassen eine erste Beurteilung der 15 Standorte zu. Dabei wird davon ausgegangen, dass der Erwartungs- versus Istwertvergleich bei mindestens zwei Tiergruppen eine Auffälligkeit gezeigt haben muss, um den Standort insgesamt als auffällig zu

kennzeichnen (das heisst nicht, dass, wie von einzelnen Bearbeitern in den jeweiligen Kapiteln vorgeschlagen, eine erneute Beprobung einer Tiergruppe an ausgewählten Standorten nicht sinnvoll wäre).

Nach diesem Kriterium sind bei den Wäldern der Buchenwaldstandort SBB eindeutig (laut Gamasinen, Enchytraeen, Regenwürmer, Makrofauna) und der Buchen-/Eichen-Mischwald TAM (laut Gamasinen, Regenwürmer, Makrofauna) als auffällig zu kennzeichnen. Bei SBB könnte diese Auffälligkeit im Zusammenhang stehen mit einer früheren Kalkung des Waldes, denn bei allen drei auffälligen Gruppen indizieren die gefundenen Arten einen deutlich niedrigeren pH-Wert als er aktuell gemessen wurde. Die Zeit seit der Kalkung hat offenbar noch nicht ausgereicht für die Einwanderung eher basophiler Arten, so dass auch die Humusform (noch ?) einem Moder entspricht.

Der Standort TAM ist durch ein ungewöhnliches Artenspektrum gekennzeichnet; charakteristische Waldarten fehlen (Gamasinen) bzw. anthropogene Störungszeiger (Enchytraeen, Regenwürmer, Asseln) tauchen auf. Dieses Ergebnis ist eventuell durch die Nähe zu einem Wohngebiet zu erklären.

Bei allen anderen Waldstandorten sind zwar bei einzelnen Tiergruppen Hinweise auf eine Auffälligkeit gegeben, doch sind diese entweder erklärbar (z.B. methodische Probleme bei der Probenahme) oder die Qualität der Erwartungswerte ist wegen schlechter Datenlage nicht ausreichend für eine eindeutige Beurteilung.

Letzteres trifft auch bei mehreren Tiergruppen (z.B. Oribatiden) für alle Grünlandstandorte zu, wo gegenwärtig erst die Referenzstandorte beprobt werden, die letztlich eine Ableitung von Erwartungswerten erlauben. Zudem erschwert bei einigen Gruppen (z.B. Makrofauna) die nutzungsbedingt niedrige Abundanz bzw. Artenzahl die Beurteilung dieser Flächen. Trotz dieser Einschränkungen ist nach gegenwärtigem Kenntnisstand keiner der Grünlandstandorte als auffällig zu beurteilen. Diese Aussage gilt, etwas überraschend, auch für den einzigen Ackerstandort, wobei darauf hinzuweisen ist, dass aufgrund fehlender Daten bzw. zu niedriger Fangzahlen nur die beiden endogäischen Oligochaetengruppen eine Aussage erlauben.

Insgesamt belegen die Ergebnisse für die verschiedenen faunistischen Parameter bzw. Tiergruppen, dass eine differenzierte Beurteilung der Bodenqualität mit diesem Konzept möglich ist. Weitere Untersuchungen sind notwendig, die Belastbarkeit der Standortbeurteilung zu überprüfen. Ausserdem hat sich gezeigt, dass, wie erwartet, der Einsatz mehrerer Tiergruppen notwendig ist, um beim

gegenwärtigen Stand der Kenntnisse aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten. Allerdings würden bei einer späteren Routineverwendung des BBSK-Konzepts von vornherein diejenigen Tiergruppen ausgewählt, bei denen in Abhängigkeit von Nutzung und Standorttyp die beste Beurteilung zu erwarten ist. Im Stadium der Erwartungswernerstellung ist dagegen ein möglichst breites Vorgehen notwendig.

Im Kapitel 6.7 wurde darauf hingewiesen, dass analog zur Auswertung der Tiergruppenbeprobung ein direkter Erwartungs- Istwertvergleich mit Köderstreifen nicht möglich ist. Allerdings können die Ergebnisse dieses funktionellen Tests für eine weitergehende Interpretation der Beurteilung herangezogen werden. Bei geringer Auffälligkeit der faunistischen Parameter, nicht aber bei den Frassraten der Köderstreifen, ist zu schliessen, dass man sich bei dem Standort noch im "Vorsorgebereich" befindet, d.h. Wirkungen auf ökosystemare Prozesse im Gesamtsystem sind noch nicht zu befürchten. Bei deutlicher Auffälligkeit der faunistischen Parameter und den Frassraten an den Köderstreifen liegt dagegen nahe, dass man den "Vorsorgebereich" am jeweiligen Standort bereits verlassen hat und Wirkungen auf das strukturelle biotische System sowie auf wichtige bodenökologische Prozesse schon auftreten können. Es ist dringender Nachuntersuchungsbedarf anzumelden. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt reichen die von den 15 Standorten vorliegenden Daten nicht aus, um diese Unterscheidung mittels Köderstreifentest durchführen zu können.

7. **Schlußfolgerung und Ausblick**

Ziel des F+E-Vorhabens war die Erarbeitung eines Konzeptes zur Bewertung der im BBodSchG vom 24.03.98 aufgeführten Bodenfunktion „Lebensgrundlage und Lebensraum für ... Bodenorganismen“. Der Begriff der „Bodenbiologischen Bodengüte“ wird im Sinne dieser Studie gleichgesetzt mit dem Begriff der Bodenqualität (engl. soil quality). Im Gegensatz zu anderen Konzepten, die auf dem Prinzip der ökotoxikologischen Testung der zu beurteilenden Böden mit Hilfe von Stellvertreterorganismen in Labortests beruhen, ist die zentrale Idee der hier vorgestellten BBSK (Bodenbiologische Standortklassifikation), daß die Beurteilung eines Standorts durch einen Vergleich von einer erwarteten mit einer real am Standort vorkommenden Biozönose ermöglicht wird. Dabei wird davon ausgegangen, daß die jeweiligen Biozönosen massgeblich durch abiotische Faktoren (z.B. Bodeneigenschaften, Klima, Nutzung) determiniert werden. Hinsichtlich der zu verwendenden Meßparameter werden qualitative Parameter (z.B.: Familien-, Artenspektrum) bevorzugt, da quantitative Parameter (Abundanzen) häufig kurzfristigen Einflüssen (z.B.: Witterung) unterliegen. Der Beurteilungsmaßstab ist somit die Biodiversität. Voraussetzung für eine spätere routinemäßige Anwendbarkeit eines derartigen Systems ist die kartographische Darstellung der erwarteten Biozönose in Abhängigkeit der bodenbiologisch relevanten abiotischen Faktoren. Auf der Grundlage dieser Faktoren kann eine Einteilung der Fläche der Bundesrepublik Deutschland in bodenbiologisch vergleichbare Umweltausschnitte (Standorttypen) erfolgen.

Das F+E-Vorhaben bestand aus mehreren Arbeitspaketen:

I. Definition von Standorttypen

Ziel: tabellarische und kartographische Einteilung der Fläche der Bundesrepublik Deutschland in Standorttypen und deren sekundäre Gliederung in Gruppen ähnlicher Standorttypen. Im einzelnen gehörten hierzu folgende Arbeitsschritte:

- Erarbeitung der Grundlagen von Abhängigkeiten zwischen Bodenparametern und verschiedenen Tiergruppen
- Festlegung der wichtigsten Bodenfaktoren und deren Werteklassen in Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG BODEN 1994)
- Gliederung der Fläche der Bundesrepublik Deutschland in Standorttypen, Aggregation der Standorttypen primär nach statistischen Methoden

II. Ableitung von Erwartungswerten für ausgewählte Gruppen der Bodenfauna

Diese Ableitung erfolgte anhand von Literaturdaten bzw. eigenen Untersuchungen mit Schwerpunkt an Standorten in Baden-Württemberg

III. Exemplarische Beprobung von 15 Standorten

Die Beprobung erfolgte an 10 Wäldern, 4 Grünlandstandorten sowie einem Acker. Erfasst wurden von den Bodentieren die Nematoden (exemplarisch an drei Standorten), die Regenwürmer, Enchytraeen, Moosmilben, Raubmilben, Asseln, Doppelfüßer und Hundertfüßer. Diese Tiergruppen hatten sich anhand verschiedener Kriterien im Rahmen der Literaturstudie „Bodenfauna und Umwelt“ (RÖMBKE et al., 1997) als geeignet erwiesen. Zusätzlich wurde mit dem Köderstreifentest ein Funktionsparameter in die Untersuchung einbezogen.

IV. Vergleich von Erwartungswerten mit Ist-Werten

Auf der Grundlage der ermittelten Biozönosen (Arten, Familien) wurden mit tiergruppenspezifischen Auswertungsverfahren die Ist-Werte (z.B. Zeigerarten, Reife-, Diversitäts-, Artenidentitäts- und Dominanzidentitätsindizes) formuliert und mit den Erwartungswerten verglichen, soweit diese angegeben werden konnten.

Aus den erhaltenen Ergebnissen lassen sich im Hinblick auf eine Weiterentwicklung des BBSK-Konzeptes folgende Schlußfolgerungen ziehen:

7.1 Standorttypisierung

Die in der Diskussion zu Kapitel 3 bereits ausführlich behandelte Frage bei der Umsetzung des Standorttypensystems ist die der Punktschärfe der hinter den Standorttypen stehenden Informationen. Die Standorttypen mit ihrer zugewiesenen räumlichen Verbreitung und Fläche stellen nach dem aktuellen Stand der Erarbeitung quasi virtuelle Einheiten dar. Sie dienen der Orientierung von Anwendern des BBSK beispielsweise bei der Auswahl von Untersuchungsstandorten und liefern Hinweise und Argumente für die Interpretation und Generalisierung von Untersuchungsdaten. Für eine verlässliche Charakterisierung von Einzelstandorten an beliebigen Punkten der Landschaft oder der Landkarte ist das System nicht geeignet.

Der zweite kritische Punkt ist der Nutzungsbezug der Leitprofilaten. Wie oben bereits dargestellt (Kap. 3) sind Leitböden und Leitbodendaten nur für die der jeweiligen Legendeneinheit in der BÜK 1000 unterstellte Nutzung repräsentativ und nicht für Böden mit anderer Nutzung.

Die genannten Schwachpunkte des Systems haben ihre wesentliche Ursache in der verwendeten Datengrundlage. Hinsichtlich der Punktschärfeproblematik wäre eine deutliche Verbesserung des Systems voraussichtlich dann zu erreichen, wenn in der künftigen Weiterentwicklung der digitalen BÜK durch die BGR neben den Leitbodenformen zusätzlich Begleitböden mit entsprechender Charakterisierung durch Profildaten berücksichtigt werden. Die Nutzbarkeit dieser Weiterentwicklung für die BBSK wird allerdings unter anderem davon abhängen, wie sich der Zusammenhang zwischen Leit- und Begleitböden hinsichtlich bodenkundlicher Kenndaten (Faktoren) darstellt. Sollte der Zusammenhang primär in der bodensystematischen Zuordnung ohne ausreichende Ähnlichkeit der Oberbodenkenndaten bestehen, könnte sich bei der Weiterentwicklung der BBSK das Problem eines stark erweiterten Bestandes an untergeordneten Legendeneinheiten in Form der Begleitböden und damit auch an Daten ergeben, die zu ordnen bzw. für die Klassifikation zu verwenden u.U. eine gegenüber der hier beschriebenen veränderte Herangehensweise erfordert.

Hinsichtlich der Problematik des Nutzungsbezuges würden sich Verbesserungsmöglichkeiten ergeben, wenn

- Daten mit einem klar definierten Nutzungsbezug zur Verfügung stünden und
- darauf aufbauend je nach Nutzung ein entsprechend angepaßter Satz an Standortfaktoren definiert werden könnte.

Daten mit einem stärkeren Nutzungsbezug werden mittelfristig (?) von Seiten der BGR in Aussicht gestellt (BGR, 1998). Als erstes Karten- und Datenwerk wird derzeit eine sogenannte „Wald-BÜK“ in Zusammenarbeit von BfH (Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft) und BGR entwickelt. Als Grundlage hierfür dienen die Daten der BZE (Bodenzustandserhebung im Wald) in Kombination mit der digitalen BÜK. Nach den hierzu vorliegenden Informationen erscheint dieses Werk für die Erarbeitung eines waldspezifischen Standorttypensystems als geeignet. Eine Verwendung im Rahmen des BBSK-Konzepts ist damit künftig möglich.

Ein zentraler Vorteil dieser Grundlage wäre neben dem eindeutigen Nutzungsbezug die Berücksichtigung von Humusformen der Auflagen. Die hiermit verbundenen Möglichkeiten wurden in Kapitel 3.3 bereits ausführlich diskutiert. Als konkrete Vorgehensweise ist zum Beispiel vorstellbar, 5 Humusformen (in Anlehnung an L. Beck und E. Belotti (unveröff.)) mit z.B. 3 Bestockungsarten (Nadel/ Laub/ Mischwald) zu kombinieren. Im weiteren wird dann die

Übereinstimmung der so erhaltenen Standort- oder besser Standort-Humustypen in unterschiedlichen Regionen (Mittelgebirge, Hügelland, Flachland, verschiedene Substrate) hinsichtlich des zugehörigen Organismenbesatzes zu prüfen sein. Die Vorgehensweise wird hier entweder in einer kartographischen und flächenhaften Auswertung resultieren, oder es können Musterstandorte bzw. Referenzstandorte (z.B. Rohhumus unter Fichte auf Mittelgebirgsstandort auf Granitgrus-Podsol) beschrieben und für die Zuordnung von Untersuchungsstandorten herangezogen werden. Die abschließende Beurteilung der sich aus der Verwendung der Wald-BÜK ergebenden Möglichkeiten setzt jedoch eine intensive Auseinandersetzung mit ihrer Struktur und Datengrundlage voraus.

Aus der Diskussion der Ergebnisse der Standorttypisierung und ihrer Anwendung auf die Untersuchungsstandorte (Kapitel 3 und 4) wird deutlich, dass bei der praktischen Anwendung und Validierung der BBSK in jedem Fall eine Beurteilung des jeweiligen Standortes durch qualifiziertes Personal zu erfolgen hat. Bei der Standortbeurteilung ist kritisch zu hinterfragen, ob eine typische Situation vorliegt oder nicht. Die BBSK sollte nicht oder nur nach sorgfältiger Überprüfung der vorliegenden Verhältnisse angewendet werden, insbesondere wenn z.B.:

- der Boden sehr skelettreich ist,
- der Standort hinsichtlich Relief (z.B. Steilhang) oder Exposition extrem ist und wenn
- außergewöhnliche und intensive Beeinflussungen des jeweiligen Standorts durch einen Faktor, der durch die routinemässig erfassten fünf Faktoren nicht erfasst wird (z.B. regelmässige Überflutung, jüngere Kalkungs- oder Düngungsmaßnahmen, Windbruch) stattgefunden haben.

Als Eckpunkte für die Weiterentwicklung der BBSK lassen sich aus dem Blickwinkel der Standorttypisierung folgende zentrale Fragen formulieren, deren Beantwortung überwiegend die Untersuchung von repräsentativen Standorten voraussetzt:

- Entspricht der konkrete Standort tatsächlich dem ausgewiesenen Standorttyp?
- Ist die Situation (Faktoren, Standorttypen) zumindest für fachkundiges Personal eindeutig zuzuordnen?
- Wie sieht der Vergleich zwischen „expert judgement“ vor Ort und dem Ergebnis der Standorttypisierung für die betreffende Fläche oder Region aus?
- Lässt sich in Anbetracht der weitreichenden Ermessensspielräume eine Art Qualitätsmanagement-System entwickeln?

- Wie kann eine Schulung und „Standorteichung“ von künftigen Anwendern gestaltet werden?
- Wie lassen sich die für die Standorttypisierung relevanten Parameter in Routinemessprogramme (z.B. BDF) integrieren?

7.2 Biologische Charakterisierung

A. Organismenauswahl

Umfassend beprobt wurden Oribatiden, Gamasinen, Enchytraeen, Regenwürmer, Isopoden, Chilopoden und Diplopoden. An drei Standorten wurden zusätzlich Nematoden mit einbezogen. Für weitere Untersuchungen wird aufgrund ihrer Häufigkeit, des Lebensraums und der Lebensweise empfohlen, die Nematoden sowie die Collembolen mit einzubeziehen. Bei diesen Tiergruppen handelt es sich um Vertreter der Mikro- und Mesofauna. Eine Einbeziehung der bodenbiologisch wichtigen Mikroorganismen ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich, da die vorhandenen Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Diversität für eine routinemässige Anwendung noch nicht ausgereift genug sind.

B. Charakterisierung der Bodenbiozöosen

Die Beprobung der Standorte führte zunächst zu umfassenden Organismen-, im Regelfall Artenlisten. Im Rahmen der Auswertung war es notwendig, diese Informationen zusammenzufassen bzw. Korrelationen zu Standortparametern zu ermitteln. Um die Bodenfauna der beprobten Standorte untereinander bzw. mit Erwartungswerten (d.h. einer „virtuellen“ standorttypischen Bodentiergemeinschaft mit ihren Arten und anderen Eigenschaften, z.B. Diversität) vergleichen zu können, wurden in Abhängigkeit von der Organismengruppe verschiedene Ansätze gewählt. Zum einen kamen zur Ermittlung von Zeigerwerten statistische Verfahren zum Tragen (Gamasinen). Eine weitere Möglichkeit beinhaltete die Berechnung von Reifeindizes (Nematoden, Gamasinen), die Klassifizierung gemäß r/K-Dreieck (Gamasinen), die Ermittlung von Arten- und Dominanzidentität (Oribatiden), Diversitätsindex (Gamasinen, Oribatiden) sowie der direkte Vergleich von ermittelten und erwarteten Arten (Enchytraeen, Regenwürmer). Darüberhinaus wurde versucht, das Auftreten von Zeigerarten (Gamasinen, Enchytraeen, Regenwürmer) sowie die Abundanz der jeweiligen Tiergruppe im Vergleich zu aus der Literatur bekannten Durchschnittswerten für einen Erwartungs-/Ist-Wert-Vergleich zu nutzen.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist noch nicht entscheidbar, welche Methode der Aufarbeitung für die jeweils beprobte Tiergruppe routinemässig empfohlen werden kann. Auf der Grundlage der Untersuchung von Bodenarthropoden-Gemeinschaften kommt VAN STRAALEN (1998) zu dem Ergebnis, dass von 9 in der Literatur diskutierten Ansätzen wahrscheinlich eine Kombination einer ökophysiologischen Klassifikation (z.B. anhand der pH-Präferenz) und multivariater Statistik für eine Klassifikation von Bodenorganismen am besten geeignet sind. Ähnlich wurde die Ableitung der Erwartungswerte für mehrere Tiergruppen vorgenommen. Die in einem zweiten Schritt auch in diesem Vorhaben angewandte Zusammenfassung der Information über eine Tiergruppe an einem bestimmten Standort zu einem Index ist mit Vorsicht anzuwenden. Während die Verwendung einfacher Indizes (z.B. Sørensen, Renkonen) für den Vergleich zweier Standorte (bzw. von Erwartungs- und Ist-Wert) sowie evtl. auch Ähnlichkeitsanalysen (ENGELS & RATTE, 1992) geeignet sind, sollten Diversitätsindizes (stellvertretend für eine kaum überschaubare Zahl: Shannon-Wiener-Index; MÜHLENBERG, 1993) allenfalls ergänzend im Rahmen des „expert knowledge“ eingesetzt werden, da durch die starke Informationsverdichtung die Beurteilung eher erschwert und zudem oft die Höhe des jeweiligen Indexwerts mit einer Bewertung gleichgesetzt wird. Im Rahmen künftiger Arbeiten sollte eine Vereinheitlichung der Auswertungsmethodik für die einzelnen Tiergruppen angestrebt werden.

C. Nutzungsspezifische Zusammenstellung einer Batterie von zu bestimmenden Tiergruppen

Im vorliegenden F+E-Vorhaben wurden alle Tiergruppen an allen ausgewählten Standorten erfaßt (Ausnahme: Nematoden). Dabei zeigte es sich, daß die Empfehlung der gleichen, starren Batterie von zu bestimmenden Tiergruppen für jeden Standort nicht sinnvoll erscheint. So wird das Vorkommen einzelner Organismengruppen stark durch die Nutzung bestimmt (z.B.: bei landwirtschaftlicher Nutzung kaum Vertreter der Oribatiden, in Wäldern dagegen eine der artenreichsten Tiergruppen). Primäres Kriterium bei der Organismenauswahl für die Beprobung eines Standortes sollte daher dessen Nutzung darstellen. Daraus ergibt sich in etwa eine Dreigliederung der Tiergruppenbatterien: Euedaphische Tiere (z. B. viele Enchytraeen, Regenwürmer, Collembolen) weisen eine hohe Korrelation zu den abiotischen Faktoren des Oberbodens auf, die unserer Standorttypisierung zu Grunde liegen. Sie sind daher zur Charakterisierung aller drei Hauptnutzungsformen Wald, Grünland und Acker geeignet. Hemiedaphische Tiere (z. B. viele Collembolen, die meisten Oribatiden und Gamasinen, viele Myriapoden) sind auf ein größeres Lückensystem angewiesen, als es der Oberboden im Regelfalle

bietet, d.h. ihr Lebensraum ist vor allem die Streuauflage. Sie eignen sich daher vor allem zur Charakterisierung von Wald- und – mit Einschränkung – Grünlandstandorten, zumindest die Oribatiden aber kaum für Äcker. Epedaphische Tiere (die meisten Carabiden, manche Myriapoden, generell viele Tiere der Makrofauna) sind grundsätzlich weniger an die abiotischen Faktoren des Oberbodens gebunden, sondern indizieren in ihrem Vorkommen viel mehr klimatische, vegetationsbedingte Faktoren und häufig auch biogeographische Bezüge.

Auf der Basis der vorliegenden Ergebnisse kann die folgende vorläufige Empfehlung gegeben werden:

Organismengruppe	Nutzung		
	Wald	Grünland	Acker
Nematoden	+	+	+
Oribatiden	+	+	-
Gamasinen	+	+	(+)
Enchytraeen	+	+	+
Regenwürmer	+	+	+
Isopoden	+	(+)	-
Chilopoden	+	(+)	-
Diplopoden	+	(+)	-

+: geeignet; (+): bedingt geeignet; -: nicht geeignet

D. Bestimmungsebenen

Zur Erstellung von Klassifikationssystemen ist die Bestimmung der Tiergruppen zunächst, wie in diesem F+E-Vorhaben erfolgt, bis auf Art- bzw. Familienebene notwendig, um entsprechende Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und Biozönose mit ausreichender Genauigkeit zu ermitteln. Ziel des BBSK-Konzeptes ist es, künftig eine Anwendung durch eine große Anzahl von Einrichtungen zu ermöglichen und Ergebnisse in überschaubaren, praxisrelevanten Zeiträumen zu liefern.

Es bietet sich daher eine mehrstufige Vorgehensweise an. Zunächst sollte eine orientierende Analyse (aggregierte Information) erfolgen, wobei die Biozönose auf einer vergleichsweise hohen Ebene erfaßt wird (z.B.: Abundanzen, Ernährungstypen). Dabei richtet sich die jeweilige Bestimmungsebene nach der Organismengruppe. Die dafür notwendigen Kenntnisse können

vergleichsweise einfach erworben werden. Werden auf dieser Stufe Auffälligkeiten festgestellt, sollte in einem zweiten Schritt eine detailliertere Untersuchung des Standortes erfolgen (Detailanalyse). Dabei ist die notwendige Tiefe wiederum abhängig von der jeweiligen Tiergruppe. Für diese Bestimmung sind umfassendere Kenntnisse notwendig, was ggfs. die Einbeziehung von Spezialisten erforderlich macht.

Ziel künftiger Arbeiten muß die Entwicklung entsprechender Stufensysteme in Abhängigkeit von der Tiergruppe darstellen. Darüberhinaus ist zu prüfen, ob durch Erstellen aktueller Bestimmungsschlüssel (möglichst in elektronischer Form) die Determination von Bodenorganismen (egal auf welcher Ebene) vereinfacht werden kann, da viele der verfügbaren Schlüssel veraltet und zudem nicht für die Verwendung im Rahmen eines bodenbiologischen Klassifikationskonzepts konzipiert sind (z.B. durch Beschränkung auf die Gattungs- oder Familienebene).

E. Funktionsparameter

Im vorliegenden F+E-Vorhaben wurde neben der Erfassung der Biodiversität auf der Basis verschiedener Tiergruppen als Funktionsparameter der Köderstreifentest einbezogen. Vorteil ist die einfache Anwendbarkeit und der Erhalt von Informationen über die Aktivität der Organismen. Aufgrund der Witterungsabhängigkeit der Testergebnisse (Wanderung der Organismen bei ungünstigen Lebensbedingungen in tiefere Bodenschichten und damit die Veränderung von Fraßprofilen, Bildung von Ruhestadien) sollte dieser Test nur als Zusatzinformation zu den strukturellen Parametern herangezogen werden, indem die Wichtung von Auffälligkeiten im Hinblick auf eine Gesamtbeurteilung eines Standortes unterstützt wird. Ergeben sich Auffälligkeiten sowohl bei Tiergruppen als auch bei dem Funktionsparameter ist die Beeinträchtigung dieses Standortes höher zu bewerten als bei dem Auftreten von Auffälligkeiten bei nur einem Messparameter.

F. Verbreiterung der Datenbasis

Die Festlegung von validen biologischen Qualitätskriterien für Standorttypen setzt das Vorliegen einer umfassenden Datenbasis inklusive geeigneter Bodenparameter voraus. Hier kann die künftig vertiefte Zusammenarbeit mit Betreibern von BDFs, die sich in dem vorliegenden F+E-Vorhaben bereits als sehr positiv dargestellt hat, eine wesentliche Grundlage bilden. Dabei sollte in einem ersten Schritt zunächst dargelegt werden, welche Parameter, auch über die veröffentlichten hinaus, im Rahmen der BDF-Programme bereits in Bezug auf die Bodenfauna bzw. auf chemisch-

physikalische Kenngrößen und das Klima erhoben werden. Darauf aufbauend sollten in einem zweiten Schritt Empfehlungen gegeben werden, welche Zusatzparameter erfaßt werden sollten, um die bereits vorhandenen Daten auch für die Erstellung der BBSK zu nutzen.

Schwerpunktmäßig wurden im vorliegenden F+E-Vorhaben alle in den Proben vorkommenden Tiere bestimmt, wobei für jede Fläche zwischen 6 und 9 Proben pro Tiefe untersucht wurden. Im Rahmen der Verbreiterung der Datenbasis ist auch zu überprüfen, ob die Verwendung von Misch- und Teilproben, wie es im Rahmen von mikrobiologischen Untersuchungen bereits etabliert ist, zumindest für die Vertreter der Mesofauna ohne Informationsverlust möglich ist. Dies würde zu einer erheblichen Reduktion des auszuwertenden Probenumfangs und damit der Kosten beitragen. Bevor eine derartige Vereinfachung standardmäßig empfohlen wird, ist jedoch die Streubreite der Ergebnisse pro Fläche, die sich aus der Untersuchung der Einzelproben ergebenden Mittelwerte sowie die Ergebnisse bei der Untersuchung nur einer Mischprobe zu ermitteln. Es ist sicherzustellen, daß die Unterscheidung einzelner Standorttypen bzw. -gruppen auch auf der vereinfachten Basis möglich ist. Des weiteren muß sichergestellt sein, daß keine biologische Unterscheidung von Standorttypen infolge einer in die Ergebnisse hineininterpretierten Schärfe erfolgt, indem die Streubreite der Ergebnisse, über die bei der Bearbeitung von Mischproben keine Informationen für den jeweiligen Standort erhalten wird, unberücksichtigt bleibt. In diesem Fall muß sie über Erfahrungswerte einbezogen werden.

Bei der Verbreiterung der Datenbasis ist ferner zu berücksichtigen, daß die Datenlage für die verschiedenen Nutzungsformen sowie regional sehr unterschiedlich ist. So wurden bislang schwerpunktmäßig Wälder beprobt, wohingegen die Erfassung der Bodenorganismen in Äckern und Grünland vergleichsweise selten durchgeführt wurde. Des weiteren liegen zahlreiche Untersuchungen für Süddeutschland vor, während in den neuen Bundesländern deutlich weniger Informationen ausgewertet wurden. In zukünftigen Untersuchungen sollte daher angestrebt werden, eine einheitlichere Datenlage zu gewinnen. Es muß auch zur Kenntnis genommen werden, daß mit einer einmaligen Probennahme die Datenbasis zur genaueren Festlegung von Erwartungswerten nur in den seltensten Fällen solide genug ist. Hierfür ist eine mehrmalige Beprobung unumgänglich.

G. Qualitätssicherung

Voraussetzung für die Anwendung des BBSK-Konzeptes durch eine Vielzahl von Bearbeitern, ist eine umfassende Qualitätssicherung. Es muß sichergestellt sein, daß alle erhobenen Daten eine

vergleichbare Validität aufweisen. Dies kann durch eine zentrale Schulung entsprechender Personen und die Aufstellung umfassender Arbeitsanweisungen erfolgen.

H. Belastungssituationen

Zunächst dient die „Bodenbiologische Standortklassifikation“ der Charakterisierung und Klassifizierung von Standorten anhand von Biozönosen. Sie ist Grundlage einer Datenbank, die abiotische und biotische Parameter vereint und nach und nach die flächenmäßig bedeutenderen Standorttypen in der Bandbreite ihrer Standortfaktoren, auch der Nutzungsformen, erfaßt, kennzeichnet und klassifiziert. Diese BBSK-Datenbank erfüllt insofern bereits Ansprüche von seiten der Praxis des Vollzugs der Bodenschutzverordnung, als sie hilft, Flächen bodenbiologisch zu beurteilen als Voraussetzung zur Bewertung im Rahmen von Flächennutzungsplänen, der Ausweisung von Naturschutzgebieten, der Festlegung von Ausgleichsmaßnahmen etc.

Die Klassifikation eines Standorts kann durch den Vergleich der daraus abzuleitenden Erwartungswerte mit den vorliegenden Ist-Werten zur Indikation von Abweichungen oder Beeinträchtigungen des Standorts dienen. Dabei wird zunächst beurteilungsneutral festgestellt, ob eine Auffälligkeit vorliegt. Im nächsten Schritt wird dann diese Auffälligkeit daraufhin geprüft, ob sie eine natürliche Standortausstattung kennzeichnet und die Erwartungswerte angepaßt werden müssen – ein Fall, der beim derzeitigen Stand des Wissens noch relativ häufig auftreten dürfte –, oder ob die Auffälligkeit eine Abweichung indiziert, sei sie natürlichen Ursprungs wie eine zurückliegende Schadereignis (Starkregen, Windbruch, Brand) oder anthropogenen Ursprungs.

Dies setzt voraus, daß bekannt ist, ab wann eine Abweichung als signifikant bezeichnet werden kann. In zukünftigen Arbeiten sollte daher neben der Beprobung von unbelasteten Standorten zur Erweiterung der Datengrundlage und zur Ableitung bzw. Überprüfung von Erwartungswerten auch belastete Standorte untersucht werden. Für die Bearbeitung des Problemfeldes „Unterscheidung von belasteten und unbelasteten Standorten“ sind Standortpaare auszuwählen, die sich in allen bodenbiologisch relevanten Parametern gleichen und nur in der Belastungssituation unterscheiden.

8. Empfehlungen

8.1 Bodenkundliche und bodenbiologische Untersuchungen

Ziel des F+E-Vorhabens war die Weiterentwicklung eines Konzeptes zur Bewertung der im BBodSchG vom 24.03.98 aufgeführten Bodenfunktion „Lebensgrundlage und Lebensraum für ... Bodenorganismen“. Dazu wurde das ursprünglich an Waldstandorten in Baden-Württemberg erarbeitete Konzept der Bodenbiologischen Standortklassifikation (BBSK) an 15, über die Bundesrepublik Deutschland verteilten Standorten überprüft. Schon im Rahmen der Antragstellung war Auftraggeber wie Auftragnehmern klar, dass die Erarbeitung der Datenbasis für einen solch umfassenden Ansatz (räumlich wie konzeptionell) einer erheblichen, die Möglichkeiten einer einzelnen Behörde übersteigenden Erweiterung bedarf. Daher lässt sich das Ziel des F+E-Vorhabens in – unter anderem - die folgenden Teilziele unterteilen:

- Nachweis der Anwendbarkeit des BBSK-Konzepts (z.B. in Hinsicht auf andere Nutzungsformen als Wald);
- Verbreiterung der Datenbasis bezüglich des Vorkommens von Bodenorganismen an bestimmten Standort und demnach Standorttypen;
- Empfehlungen zur Methodik für bodenökologische Untersuchungen, um so mittelfristig die für belastbare Aussagen notwendigen, differenzierten Daten zu erhalten.

Nachdem in den vorigen Kapiteln dargestellt wurde, dass bzw. wie die beiden ersten hier genannten Teilziele erreicht wurden, sollen im Folgenden die an verschiedenen Stellen im Bericht genannten methodischen Empfehlungen zusammengefasst werden. Dabei werden abschliessend offene Fragen nochmals referiert.

A. Bodenkundliche Charakterisierung

Obwohl im Verlauf der Auswahl der zu untersuchenden Standorte nur solche in Betracht gezogen wurden, deren Status (z.B. als Dauerbeobachtungsfläche eines Bundeslands oder als EU-Level II Fläche) eine ausführliche bodenkundliche Charakterisierung erwarten liess, gab es mehrfach Schwierigkeiten bei der Beschaffung der für die bodenbiologische Standortklassifikation notwendigen Daten (z.B. fehlten an mehreren Waldstandorten Angaben zum C/N-Verhältnis im Oberboden). In Anbetracht der oftmals sehr grossen Zahl gemessener Parameter (z.B. zur Nährstoffsituation aufgrund forst- oder landwirtschaftlicher Vorgaben) sollte es kein Problem darstellen, die folgenden Empfehlungen für die bodenkundliche Charakterisierung von Dauerbeobachtungsflächen u.ä. aufzunehmen. Die jeweilige Methodik (speziell nach DIN und ISO)

ist der Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (SAG (1993) zu entnehmen:

- Standortbeschreibung; d.h. obligatorische Feld- bzw. Schlagkarteidaten;
- Alle Daten sind schichtspezifisch differenziert anzugeben (Streu, Oberboden);
- pH-Wert (CaCl₂);
- Gehalt an organischen Kohlenstoff;
- Gesamtstickstoffgehalt;
- Von den beiden Stoffmessungen abgeleitet: C/N-Verhältnis;
- Korngrössenzusammensetzung (Bodenart);
- Zur Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Durchwurzelungsraums (Angaben können teilweise in Anlehnung an AG Boden (1994) abgeschätzt werden):
 - Horizontierung des Profils;
 - Lagerungsdichte;
 - Humosität;
 - jährlicher Niederschlag;
- Bei Waldstandorten: Humusform.

B. Biologische Charakterisierung:

Für eine bodenbiologische Standortklassifikation sind grundsätzlich die im Folgenden aufgeführten Tiergruppen (einschliesslich der zu ihrer Erfassung anzuwendenden Methoden) geeignet. Mit Ausnahme der Collembolen, deren Eignung aufgrund von Literaturangaben eingeschätzt wird, beruhen alle Empfehlungen auf Erfahrungen in diesem F+E-Vorhaben bzw. Vorläuferprojekten. Die jeweilige Auswahl der zu beprobenden Tiergruppen hängt stark von der Nutzungsform (vgl. Kap. 7.2) des zu beurteilenden Standorts sowie von seiner Lage (z.B. biogeographische Region) ab. Im Gegensatz zu den Empfehlungen der SAG (1993) kann eine Einbeziehung der Mikroorganismen aufgrund des Fehlens standardisierter qualitativer Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Diversität zum jetzigen Zeitpunkt nicht unterstützt werden. Dies gilt analog für funktionale Methoden, obwohl sie für die Interpretation eventuell festgestellter Auffälligkeiten relevant sein können. Als Erfassungsebene wird für die Gruppen der Makro- und Mesofauna jeweils die Artebene und für die Nematoden zunächst noch die Familienebene empfohlen (vgl. Kap. 8.2). Zudem ist für die letztgenannte Tiergruppe zu überprüfen, ob die Bestimmungsebene der trophischen Gruppe ausreichend ist.

Die für alle drei Nutzungsformen (zumindest in Mitteleuropa) verwendbaren Organismen sind die gleichen Gruppen, die laut SAG (1993) obligatorisch bzw. ergänzend für die bodenbiologische Untersuchung von Dauerbeobachtungsflächen empfohlen werden. Gruppen, die nur im Wald, teilweise auch im Grünland vorkommen, dienen der weitergehenden Charakterisierung.

Tiergruppe

Erfassungsmethodik

Alle Nutzungsformen:

Regenwürmer	Handauslese kombiniert mit Formalinaustreibung
Collembolen	Stechbohrerbeprobung mit nachfolgender Trockenextraktion
Nematoden	Stechbohrerbeprobung mit nachfolgender Abzentrifugation
Enchytraeen	Stechbohrerbeprobung mit nachfolgender Nassextraktion

Einzelne Nutzungsformen:

Moosmilben	Stechbohrerbeprobung mit nachfolgender Trockenextraktion
Raubmilben	Stechbohrerbeprobung mit nachfolgender Trockenextraktion
Asseln, Doppel-, Hundertfüssler	Handauslese mit manueller Absuchung von Sonderstandorten

Details zur Beprobung sind DUNGER & FIEDLER (1997) bzw. den Kapiteln 5 und 6 zu entnehmen.

Das Probedesign an dem zu beurteilenden Standort sollte wie folgt aussehen: In zwei sich kreuzförmig schneidenden Transekten von jeweils 20 m Länge werden insgesamt sechs Handauslese- (50 * 50 cm) und 9 Bodenstecherproben genommen und zur Weiterverarbeitung ins Labor transportiert (bei entsprechender Witterung kann die Handauslese auch „vor Ort“ im Freiland erfolgen). Die Bodenstecherproben sollten zweigeteilt werden: im Wald Streulage und Oberboden (0 – 5 cm); ansonsten 0 – 5 cm und 5 – 10 cm Tiefe des Oberbodens. Unter Einbeziehung der jeweiligen regionalen Bedingungen sollte die Probenahme zu einer Jahreszeit erfolgen, in der die Bodenorganismen aktiv sind: In Mitteleuropa sind dies Frühjahr (ca. März bis Mai) und Herbst (ca. September bis November). Aufgrund des recht grossen Flächenbedarfs sind die Probennahmen nicht im Kernbereich von Dauerbeobachtungsflächen durchzuführen.

8.2 Offene Fragen

Im Rahmen des vorliegenden F+E-Vorhabens konnten verschiedene, für die Weiterentwicklung des BBSK-Konzepts wichtige Fragen nicht abschliessend geklärt werden. Im Folgenden werden diese Punkte (einschliesslich von Anregungen zum weiteren Vorgehen) zusammengefasst.

A. Auswertung der bodenbiologischen Daten:

Die grosse Zahl der gegenwärtig bei den verschiedenen Tiergruppen angewandten Auswertungsmethoden (z.B. multivariate Statistik; Identifikation von Zeigerarten, Berechnung von Reife- bzw. Diversitätsindizes und direkte Vergleiche von Erwartungs- und Ist-Werten) erscheint verwirrend. Das Ziel der weitergehenden Auswertung vorhandenen Datenmaterials kann nicht die Vereinheitlichung dieser verschiedenen Ansätze „um jeden Preis“ sein (jedes Verfahren hat seine Vor- und Nachteile), sondern sollte der Definition von Auswahlkriterien dienen.

B. Vorgehensweise bei der Analyse der Bodenbiozönose

Bisher war aufgrund der schlechten Datenlage nicht entscheidbar, welche Erfassungs- bzw. Bestimmungsebene bei der jeweiligen Tiergruppe für die bodenbiologische Standortklassifikation am effizientesten ist. Mittelfristig ist zu untersuchen, ob ein zweistufiges Vorgehen (erst Erfassung der Biozönose auf einer hohen Ebene (z.B. Abundanzen, Ernährungstypen); dann Detailanalyse auf Artebene) praktikabel ist. Durch Erstellung aktueller Bestimmungsschlüssel ist die Determination von Bodenorganismen zu vereinfachen, da viele der verfügbaren Schlüssel veraltet sind.

C. Verwendung von Mischproben

Es ist zu überprüfen, ob die Verwendung von Mischproben, wie im Rahmen von mikrobiologischen Untersuchungen etabliert, für die Vertreter der Mesofauna ohne Informationsverlust möglich ist. Dies würde zu einer erheblichen Reduktion des Probenumfangs und damit der Kosten beitragen.

D. Verbreiterung der Datenbasis (Regionen, Nutzungsformen)

Bislang wurden schwerpunktmäßig Wälder beprobt, so dass die Erfassung der Bodenorganismen in Äckern und Grünland deutlich zu verstärken ist (besonders in Nord- und Ostdeutschland). Für die Ermittlung der Erwartungswerte ist dabei eine mehrmalige Beprobung unumgänglich.

E. Qualitätssicherung

Voraussetzung für die Anwendung des BBSK-Konzeptes ist eine umfassende Qualitätssicherung bei Datenerhebung und -auswertung. Dies kann durch eine zentrale Schulung entsprechender Personen und die Aufstellung umfassender Arbeitsanweisungen erfolgen (z.B. in Analogie zu den von der AG Qualitätssicherung durchgeführten taxonomischen Trainingsworkshops im Rahmen des Bund/Länder-Messprogramms Nord- und Ostsee; vgl. UBA Jahresbericht 1998, S. 111), die dann durch Bodensachverständige bzw. Bodenbiologen/Bodenkundler umgesetzt werden.

9. Literatur

9.1 Zitierte Arbeiten

- ABRAHAMSEN, G. (1969): *Enchytraeus norvegicus* sp.n.: A new species of Enchytraeidae (Oligochaeta) from Norway. *Nytt Mag. Zool.* 17: 161-164.
- ACHTZIGER, R., NIGMANN, U. & ZWÖLFER, H. (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 1: 89-105.
- AG BODEN (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. Auflage. BGR, Hannover.
- ALDAG, R., KELLER, E., KLEIN, M., KÖRDEL, W., KUHN, G., MÜLLER-WEGENER, U., SCHEUNERT, I. & TERYTZE, K. (1993): Begriffsdefinitionen zum Bodenschutz. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 5: 149-154.
- AUERSWALD, K., KAINZ, M., SCHWERTMANN, U., BEESE, F. & PFADENHAUER, J. (1996): Standards im Bodenschutz bei landwirtschaftlicher Nutzung – Das Fallbeispiel Scheyern. *Verh. Ges. Ökol.* 26: 663-670.
- AUERSWALD, K., WEIGAND, S., KAINZ, M. & PHILIPP, C. (1996): Influence of soil properties on the population and activity of geophagous earthworms after five years of bare fallow. *Biol. Fert. Soils* 23: 382-387.
- AUERSWALD, K. (1998): Funktionen der Böden im Landschaftshaushalt. . In: *Das Schutzgut Boden in der Naturschutz- und Umweltplanung*. JESSEL, B. (ed.) *Laufener Seminarbeiträge* 5/98. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), S. 13-22.
- BABEL, U. (1971): Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleuropäischen Wäldern. *Geoderma* 5: 297-324.
- BABEL, U. (1996): Zum Stand unseres Nicht-Wissens über Humusformen. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 80: 201-204.
- BACHMANN, G. (1999): Zukünftig noch Aufgaben in Bodenschutz und Altlastensanierung? *Bodenschutz* 2/99: 71-73.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W.; WEIBER, R. (1995): *Multivariate Analysenmethoden*. 8. Auflage. Springer Verlag.
- BARTELS, F., DASCHKEIT, A., FRÄNZLE, O., KASKE, A., KERRINNES, A., SCHMIDT, G., SCHRÖDER, W. & STECH, C. (1997): *Organisation und Methodik für ein Bodenmonitoring*. Bericht für das UBA Nr. 207 06 007, Geographisches Institut und Ökologie-Zentrum der Universität Kiel, 35 S. Anhänge.

- BAUCHHENSS, J. (1998): Methodik und Relevanz von Regenwurmuntersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF). *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 87: 347-350.
- BAY. LA WASSERWIRTSCHAFT (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. *Informationsbericht des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft* 4/96: 1-543.
- 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. & HORAK, F. (1997): Taxonomische Ebenen als Basis der Bioindikation – Fallbeispiele aus der Gruppe der Oribatiden (Acari). *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 69: 67-85.
- BELOTTI, E. (1993): Ein generalisiertes Konzept der Lebensformtypen wirbelloser Bodentiere als Hilfsmittel für den Bodenschutz. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 72: 491-494.
- BENGTSSON, J., LUNDKVIST, H., SAETRE, P., SOHLENIUS, B. & SOLBRECK, B. (1998): Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory. *Appl. Soil Ecol.* 9: 137-143.
- BEYLICH, A., FRÜND, H-C. & GRAEFE, U. (1994): Ökosystemare Umweltbeobachtung und Bioindikation mit Zersetzergesellschaften. *ECOINFORMA '94*: 389-401.
- BISCHOFF, TH., WELLER, F. & GEKLE, L. (1975): Verbesserte Beurteilung landwirtschaftlicher Flächen in der Agrar- und Landschaftsplanung. *Berichte über Landwirtschaft* 52: 547-557.
- BLANCHART, E. & JULKA, J.M. (1997): Influence of forest disturbance on earthworm (Oligochaeta) communities in the Western Ghats (South India). *Soil Biol. Biochem.* 29: 303-306.
- BLUME, H-P. (1990): *Handbuch des Bodenschutzes*. Ecomed Verlag, Landsberg. 686 S.
- BLUME, H-P. & SCHLEUSS, U. (1999): Grundlagen zur Bewertung von Böden anthropogener Substrate an ausgewählten Parametern. *Bodenschutz* 4: 12- 14.
- BMELF (1997): *Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald. Level II. Datenband*. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- BOCOCK, K.L. & GILBERT, O.J. (1957): The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant + Soil* 9: 179-185.
- BÖHMER, J., KAPPUS, B., RAWER-JOST, C. & BRATICH, T. (1997): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern. *Handbuch Wasser* 2, Band 37. LfU Baden-Württemberg Karlsruhe. 61 S.
- BONGERS T. (1988): *De Nematoden van Nederland*. Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV, Utrecht.

- BONGERS T. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14–19.
- BONGERS, T., VAN DER MEULEN, H. & KORTHALS, G. (1997): Inverse relationship between the nematode maturity index and plant parasite index under enriched nutrient conditions. *Appl Soil Ecology* 6: 195-199.
- BONO, R. (1984): Regenwurmgesellschaften im Sundgau (Elsass, Frankreich): Aspekte ihrer Struktur und Verbreitung. *Verh. Ges. Ökol.* 12: 545-552.
- BORNEBUSCH, C.H. (1930): The fauna of forest soil. Det forstlike Forsogsverhandling Danmark, Kopenhagen.
- BOUCHE, M.B. (1972): Lombriciens de France. Institut National de Recherche Agronomique, Paris. 671 S.
- BOUCHE, M. (1972): Lombriciens de France. *Ecologie et Systematique*. Paris, France: INRA Publ. 72-2, Institut National de Recherches Agriculterelles. 671 S.
- BOUCHE, M. (1977): Strategies lombriciennes. *Ecological Bulletin* 25: 122-132.
- BRAUCKMANN, H-J., FAHRENDORF, K. & BROLL, G. (1996): Regenwurmzönosen extensiv gepflegten Grünlandes unter dem Einfluss des Kontrollierten Brennens. *Arb. Institut Landschaftsökologie Münster* 2: 317-330.
- BRAUCKMANN, H-J., HEMKER, M., KAISER, M., SCHÖNING, O., BROLL, G. & Schreiber, K-F. (1996): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflä#chen in Baden-Württemberg. *Berichte Umweltforsch. Baden-Württemberg* 27: 1-158.
- BRAUCKMANN, U. & PINTER, I. (1997): Concept for an Integrated Ecological Evaluation of Running Waters – Integrierte ökologische Fliessgewässerbewertung – Strategiepapier. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 25: 113-127.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien, New York.
- BREURE, A.M.I., BLOEM, J., DIDDEN, W., RUTGERS, M., SIEPEL, H. & SCHOUTEN, A.J. (1999): The biological indicator for soil quality: results of the first pilot project. Abstract, SETAC-Europe Tagung, Leipzig, Mai 1999. S. 138.
- BGR (1998): Digitale Bodenübersichtskarten der Bundesrepublik Deutschland. Information Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
- BRIONES, M.J.I., MASCATO, R. & MATO, S. (1995): Autecological study of some earthworm species (*Oligochaeta*) by means of ecological profiles. *Pedobiol.* 39: 97-106.
- BROCKMEYER, V. (1991): Isozymes and general protein patterns for use in discrimination and identification of *Enchytraeus*-species. *Z. Zool. Syst. Evolutionsforsch.* 29: 343-361.

- BROLL, G. & BRAUCKMANN, H.-J. (1994): Humusformen und Regenwurmfauna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 74: 49-52.
- BROWN, G.G. (1995): How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? *Plant & Soil* 170: 209-231.
- BÜCKING, W., MOOSMAYER, H.-U. & MÜHLHÄUSSER, G. (1995): Ansätze für eine Regionale Biotop- und Biozönosenkunde von Baden-Württemberg. *Mittl. FVA Baden-Württemberg.* 166 S.
- CHALUPSKY, J. & LEPS, J. (1985): The spatial pattern of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Oecologia* 68: 153-157.
- CHALUPSKY, J. (1994): Enchytraeids (Annelida, Enchytraeidae) in a secondary plant succession on a brown soil. *Eur. J. Soil Biol.* 30: 169-175.
- CHAPMAN, P.M. (1986): Sediment quality criteria from the sediment quality TRIAD. *Envir. Toxicol. Chem.* 5: 957-964.
- CHAPMAN, P.M. (1989): Current approaches to developing sediment quality criteria. *Envir. Toxicol. Chem.* 8: 589-599.
- CORNELIUS, R., VON DEWITZ, U., FAENSEN-THIEBES, A., GERSTENBERG, J., KRATZ, W., MARSCHNER, B. & SCHNEIDER, M. (1990). Ballungsraumnahe Waldökosysteme. Abschlussbericht Nr. 10803046/30. Umweltbundesamt, Berlin. 248 S.
- CROSSLEY, D.A. & HOGLUND, M.P. (1962): A litter-bag method for the study of micro-arthropods inhabiting leaf litter. *Ecology* 43: 571-574.
- CURRY, J.P. (1994): *Grassland Invertebrates.* Chapman & Hall, London.
- DEGENS, B.P. & HARRIS, J.A. (1997): Development of a physiological approach to measuring the catabolic diversity of soil microbial communities. *Soil Biology Biochem.* 29: 1309-1320.
- DE GOEDE, R.G.M. (1993): Graphical representation and interpretation of nematode community structure: C-P triangles. *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent* 58: 743-730.
- DICKHOF, A. (1995): *Bodenkarte 1 : 1000 der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Goch-Tannenbusch.* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- DIDDEN, W. (1993): Ecology of terrestrial Enchytraeidae. *Pedobiol.* 37: 2-29.
- DIEZ, T. & MÜLLER, C. (1997): *Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF). Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985 – 1995. Teil III: Boden: Gefüge, Organische Substanz, Bodenorganismen, Vegetation.* Schriftenreihe Bay. LA f. Bodenkultur u. Pflanzenbau 6/97: 191-253.
- DOMSCH, K.-H., JAGNOW, G. & ANDERSON, T.M. (1983): An ecological concept for the assessment of side-effects of agro-chemicals on soil micro-organisms. *Residue Review* 86: 65-105.

- DOROW, W. H. O., FLECHTNER, G. & KOPELKE, J.-P. (1992): Naturwaldreservate in Hessen No. 3. Zoologische Untersuchungen – Konzept. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 26: 159 S.
- DOUBE, B.M. & STYAN, C. (1996): The response of *Aporrectodea rosea* and *Aporrectodea trapezoides* to moisture gradients in three soil types in the laboratory. Biol. Fert. Soils 23: 166-172.
- DREHER, P.; KÖRDEL, W.; KNOCH, H. (1999): Grundlagen für die Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. Mitteilg. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., Mitteilg. Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 89, 173-176.
- DUNGER, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohletagebaues. Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 43: 1-256.
- DUNGER, W. & DUNGER, I. (1983): Zur Kongruenz von Phytozönosen und Collembolen-Synusien. Verh. SIEEC X. Budapest. S. 32-34.
- DUNGER, W. (1995): Zur Reaktion von Bodentieren auf Fremdstoffbelastungen. Beitr. Z. Ökologie 1: 67-81.
- DUNGER, W. (1996): Sind Bodenarthropoden schützbar und schutzwürdig? Verh. 14. Intl. Symp. Entomofaunistik (SIEEC), 99-115.
- DUNGER, W. & FIEDLER, H.J. (1997): Methoden der Bodenbiologie. Fischer Verl., Stuttgart. 539 S.
- DUNGER, W. (1999): Was sind biologische Bodenwerte? Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 89: 169-172.
- EDWARDS, C.A. & BOHLEN, P.J. (1996): Biology and Ecology of Earthworms. Chapman & Hall, London 426 S.
- EDWARDS, C.A. (1998): Earthworm Ecology. CRC Press, Boca Raton. 389 S.
- EHRMANN, O. & VOLLMER, T. (1997): Regenwürmer im Hegau – Vorkommen und Wirkungen auf das Bodengefüge. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 85 II: 489-492.
- EIJSACKERS, H. & ZEHNDER, A.J.B. (1990): Litter decomposition: a Russian matryoshka doll. Biogeochemistry 11: 153-174.
- EISENBEIS, G. (1994): Die biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. Braunschweig. naturkd. Schr. 4: 653-658.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling-Projekts. Verlag Ulmer, Stuttgart. 507 S.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer Verlag, Stuttgart. 1096 S.

- ENGELS, M. & RATTE, H.T. (1992): Randomisierte Ähnlichkeitsanalyse von Lebensgemeinschaften am Beispiel von Mesokosmosversuchen in der Ökotoxikologie. Verh. Ges. f. Ökol. 21: 303-308.
- ETTEMA, C. H. & BONGERS T. (1993): Characterization of nematode colonization and succession in disturbed soil using the maturity index. Biol. Fertil. Soil 16: 79-85.
- EU (EUROPÄISCHE UNION) (1994): Richtlinie des Rates über die ökologische Qualität von Gewässern. Ratsdokument 8600/94, Brüssel.
- FILSER, J., FROMM, H., NAGEL, R.F. & WINTER, K. (1995): Effects of previous intensive agricultural management on microorganisms and the biodiversity of soil fauna. In: The significance and regulation of soil biodiversity. COLLINS, H.P., ROBERTSON, G.P. & KLUG, M.J. (eds.). Kluwer Acad. Publ., Amsterdam. 123-129.
- FINLAY, B.J., MABERLY, S.C. & COOPER, J.I. (1997): Microbial diversity and ecosystem function. Oikos 80: 209-213.
- FRIEDEL, J.K., SOMMER, M. & EHRMANN, O. (1999): Bewertung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Organismen am Beispiel von Mikroorganismen und Regenwürmern. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 89: 233-236.
- FROMM, H. (1998): "Standortparameter" von Collembolen in Agrarökosystemen. Verh. Ges. Ökol. 26: 663-670.
- FRY, P. (1994): Stand der Anwendung bodenbiologischer Methoden im Bodenschutz. Bull. BGS 18: 15-20.
- FURLOING, J. (1995): EC approach to environmental risk assessment of new substances. The Science of the Total Environment 171: 275-279.
- GARLAND, J.L. (1997): Analysis and interpretation of community-level physiological profiles in microbial ecology. FEMS Microbiology Ecology 24: 289-300.
- GHABBOUR, S.I. (1991): Towards a zoosociology of soil fauna. Rev. Ecol. Biol. Sol 28: 77-90.
- GHILAROV, M. (1965): Zoologische Methoden der Bodendiagnostik. Nauka, Moskau.
- GLASSTETTER, M. (1991): Die Bodenfauna und ihre Beziehungen zum Nährstoffhaushalt in Geosystemen des Tafel- und Faltenjura (Nordwestschweiz). Physiogeographica 15:
- GOORIS J. & D'HERDE (1972): A method for quantitative extraction of eggs and second stage juvenile of *Meloidogyne spp.* from soil. Min. Agric., Agric. Res. Adm., State Agricultural Centr, Ghent, 1-36.
- GRAEFE, U. (1993a): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mittl. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 69: 95-98.

- GRAEFE, U. (1993b): Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerks. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 72: 531-534.
- GRAEFE, U. (1994): Humusformengliederung aus bodenzoologischer Sicht. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 74: 41-44.
- GRAEFE, U. (1995): Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften? *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 75: 11-14.
- GRAEFE, U. (1997a): Bodenorganismen als Indikatoren des biologischen Bodenzustands. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 85: 687-690.
- GRAEFE, U. (1997b): Von der Spezies zum Ökosystem: der Bewertungsschritt bei der bodenbiologischen Diagnose. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 69: 45-53.
- GRAEFE, U. & SCHMELZ, R. (1999): Tabellarische Zusammenstellung der ökologischen Ansprüche und Lebensformtypen terrestrischer Enchytraeenarten. *Newsletter on Enchytraeidae* 6: 59-68.
- GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. *Schriftenreihe Forschungsinstitut Landwirtschaft* 7: 1-70.
- GRIMM, J. (1997): Zur Stabilität der mikrobiellen Biomasse des 1923 von OPITZ in Berlin-Dahlem angelegten Statischen Versuches Bodennutzung. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 84: 381-384.
- GRÖNGRÖFT, A., HOCHFELD, B. & MIEHLICH, G. (1998): Funktionale Bewertung von Böden bei grossmassstäbigen Planungsprozessen.. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 87: 7-10.
- GRUNER, H.E. (1966): Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda. 2. Lieferung. In: *Die Tierwelt Deutschlands*. DAHL, F. (ed.), 53: 1.
- HARRISON, A.F., LATTER, P.M. AND WALTON, D.W.H. (1988): Cotton strip assay - an index of decomposition in soils. *ITE Symposium, No. 24*. Institute of Terrestrial Ecology, Grange-over-Sands, Cumbria.
- HARTWICH, R.; BEHRENS, J.; ECKELMANN, W.; HAASE, G.; RICHTER, A.; ROESCHMANN, G.; SCHMIDT, R. (1995, 1998): *Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000*. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- HASSAN, S.A. (1992): Guidelines for testing the effects of pesticides on beneficial organisms: Description of test methods. *Bull. IOBC/WPRS Bull.* 15: 1-186.
- HAWKES, J.C., PYATT, D.G. & WHITE, I.M.S. (1997): Using Ellenberg indicator values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: a pilot study. *J. Applied Ecology* 34: 375-387.

- HEALY, B. (1980): Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. *Pedobiol.* 20: 159-175.
- HECK, M. & RÖMBKE, J. (1990): Enchytraeiden-Gemeinschaften Berliner Forststandorte. *Zool. Beitr. N.F.* 33: 433-458.
- HEIMBACH, F. (1991): Beeinflussung der Regenwurm-Fauna einer Graslandfläche durch Schneckenkorn Mesuro. *Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer* 43: 140-150.
- HFA (1998): Standortbeschreibung 806 NWR Niddahaenge. Waldboden-Informationssystem der Hessischen Forsteinrichtungsanstalt (Abt. Waldökologie). Archiv-Nr. 602.
- HÖPER, H. (1999): Die Bedeutung abiotischer Bodeneigenschaften für bodenmikrobiologische Kennwerte. Ergebnisse aus der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 89: 253-256.
- HOPKIN, S.P. (1997): *Biology of Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press, Oxford. 330 S.
- HORNUNG, M. (1993): Defining soil quality for ecosystems and ecosystem functioning. In: *Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection*. EIJSACKERS, H.J.P. & HAMERS, T. (eds.). Kluwer Acad. Publ., Amsterdam. 201-211.
- HOWARD, P.J.A. (1988): A critical evaluation of the cotton strip assay. In: Harrison, A.F., Latter, P.M. and Walton, D.W.H. (eds) *ITE Symposium, No. 24. Cotton strip assay - an index of decomposition in soils*. Institute of Terrestrial Ecology, Grange-over-Sands, Cumbria, pp. 34-42.
- HUND K. & KÖRDEL, W. (1999): Möglichkeiten zur Ableitung von "Regelungswerten" im Bundesbodenschutzgesetz auf Grundlage mikrobiologischer Untersuchungen (Stoffumwandlungsfunktion). Eingereicht.
- HURLBERT, S.H. (1971): The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.
- JONES, C.G., LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- JOSCHKO, M. & PACHOLSKI, A. (1997): Enchytraeendichten und organische Bodensubstanz – ein geostatistischer Ansatz. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 85: 513-516.
- KARG, W. & FREIER, B. (1995): Parasitiforme Milben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. *Mitt BBA Berlin Dahlem* 308: 96 S.
- 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.

- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Ulmer-Verlag, Stuttgart. 461 S.
- KENNEDY, A.C. & GEWIN, V.L. (1997): Soil microbial diversity: Present and future considerations. *Soil Science* 162: 607-617.
- KENNEL, W. & NIKLAS, J. (1980): Vorkommen und Bedeutung von Regenwürmern in Obstanlagen. *Erwerbsobstbau* 22: 217-221.
- KEPLIN, B. (1995): Untersuchungen zur Bodenfauna städtischer Grünflächen unter dem Einfluss verschiedener Pflegemaßnahmen. *Mittl. Landschaftsökologischen Forschungsstelle Bremen* 16: 1-138.
- KEPLIN, B., HOFFMANN, U. & BROLL, G. (1995): Extensivierung einer Pufferzone zum Schutz eines Hochmoorrestes – Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Lumbricidenzönose. *Mitt. Deut. Bodenkundl. Ges.* 76 II: 819-822.
- KEPLIN, B. & BROLL, G. (1997): Lumbricidenzönosen ausgewählter Stadtbiopten nach Nutzungsänderung *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 29: 310-313.
- KLIJN, F. (1991): Hierarchical classification of ecosystems: A tool for susceptibility analysis and quality evaluation for environmental policy. In: *Terrestrial and aquatic ecosystems. Perturbation and recovery.* RAVERA, O. (ed.). Ellis Horwood, New York. S. 80-89.
- KNOCHE, H.; KLEIN, M.; LEPPER, P.; HERRCHEN, M.; KÖHLER, C.; STORM, U. (1998): Entwicklung von Kriterien und Verfahren zum Vergleich und zur Übertragbarkeit regionaler Umweltbedingungen innerhalb der EU-Mitgliedsstaaten. Abschlußbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, UFOPLAN - Nr. 126 05 113.
- KOEHLER, H.H. (1999): Gamasina in a succession of thirteen years. In BRUIN, J., VAN DER GEEST, L.P.S & M.W. SABELIS (eds.): *Ecology and evolution of the acari.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: 531-539.
- KORTHALS, G. (1997): Pollutant induced changes in terrestrial nematode communities. *Promotionsschrift, Wageningen.*
- KRATZ, W. (1991): Streuabbaubehälter – Ein Instrument der modernen Bodenbiologie. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 66: 547-549.
- KRATZ, W. (1998): The bait-lamina test – general aspects, applications and perspectives. *ESPR – Environ. Sci. & Poll. Res.* 5: 94-96.
- KÜHLE, J.C. (1986): Modelluntersuchungen zur strukturellen und ökotoxikologischen Belastung von Regenwürmern in Weinbergen Mitteleuropas (Oligochaeta: Lumbricidae). Dissertation Universität Bonn.

- KULA, C. & RÖMBKE, J. (1998): Testing organic matter decomposition within risk assessment of plant protection products. *ESPR-Environ.Sci. & Pollut. Res.* 5: 55-60.
- KUTSCHEID, E. (1982): Öffentliches Immissionsschutzrecht. In: *Grundzüge des Umweltrechts*. SALZWEDEL, J. (ed.). E. Schmidt Verlag, Berlin.
- LARINK, O. & KRATZ, W. (1994): Köderstreifen- Workshop in Braunschweig – Ein Resümee. *Braunsch. naturkd. Schr.* 4: 647-652.
- LATTER, P.M., HOWSON, G. (1977): The use of cotton strips to indicate cellulose decomposition in the field. *Pedobiologia* 17: 145-155.
- LAVELLE, P. (1988): Earthworms and the soil system. *Biol. Fert. Soils* 6: 237-251.
- LAVELLE, P., BIGNELL, D. & LEPAGE, M. (1997): Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* 33: 159-193.
- LEE; K.E. (1985): *Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press, Sydney. 411 S.
- LEHLE, M., BLEY, J., MAYER, U., VEIT-MEYA, R. & VOGL, W. (1995): *Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren*. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1990): *Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1989*. Karlsruhe 198 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1994): *Methoden zu Wirkungserhebungen - Ein Methodenhandbuch*. Karlsruhe 78 S.
- MARAUN, M, ALPHEI, J., BONKOWSKI, M., BURYN, R., MIGGE, S., PETERS, M., SCHAEFER, M & S. SCHEU (1999): Middens of the earthworm *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae): microhabitats for micro- and mesofauna in forest soil. *Pedobiol.* 43: 276-287.
- MARTIN, D. (1991): Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae). I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. *Arachnol. Mitt.* 1: 1-14.
- MEVIUS, W. (1997): *Bodenökologische Untersuchungen zur Auswirkung einer Kompensationskalkung in einem pfälzischen Eichenwald*. Diplomarbeit, Universität Mainz.
- MOLDENKE, A., SHAW, C. & BOYLE, J.R. (1991): Computer-driven image-based soil fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 34: 177-185.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie*, 3. Auflage, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 512 S.

- MUYS, B. & GRANVAL, P. (1997): Earthworms as bioindicators of forest site quality. *Soil Biol. Biochem.* 29: 323-328.
- NAGEL, R.F. (1996): Die Bedeutung von Regenwürmern für den C- und N-Umsatz in einer heterogenen Agrarlandschaft. Dissertation Universität München.
- NECKER, U. (1996): Bodenqualitätsziele aus der Sicht der Bodenmikrobiologie. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 88: 149-152.
- NEHER, D. A.; PECK, S.L.; RAWLINGS, J.O. & CAMPBELL, C.L. (1995): Measures of nematode community structure and sources of variability among and within agricultural fields. *Plant and Soil* 170: 167-181.
- NIELSEN, C.O. & CHRISTENSEN, B. (1959): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. *Natura Jutlandica* 8-9: 1-160.
- NIELSEN, C.O. & CHRISTENSEN, B. (1961): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. Supplement 1. *Natura Jutlandica* 10: 1-23.
- NIELSEN, C.O. & CHRISTENSEN, B. (1963): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. Supplement 2. *Natura Jutlandica* 10: 1-19.
- NIEMANN, R. (1996): Ökotoxikologische Beurteilung kontaminierter Böden durch die Erfassung der Nematodenfauna. Dissertation Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- NORDSTROM, S. & RUNDGREN, S. (1974): Environmental factors and lumbricid associations in Southern Sweden. *Pedobiol.* 13: 301-326.
- O'CONNOR, F.B. (1955): Extraction of enchytraeid worms from a coniferous forest soil. *Nature* 175: 815-816.
- O'CONNOR, F.B. (1963): *Marionina cambrensis* sp.n.: a new enchytraeid worm (Oligochaeta) from North Wales. *Ann. Mag. Nat. Hist.* 6: 761-766.
- PAULUS, R., RÖMBKE, J., RUF, A. & BECK, L. (1999): Vergleich der Netzbeutel-, Minicontainer- und Köderstreifenmethode in einem ökotoxikologischen Freilandexperiment mit Dimilin und Btk. *Pedobiol.* 43: 120-133.
- PETERSEN, H. & LUXTON, M. (1-982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* 39: 287-388.
- PHILIPP, C. (1990): Einfluss von Bodeneigenschaften auf die Regenwurmabundanz in 32 verschiedenen Böden Bayerns. Seminararbeit TU München/Weihenstephan.
- PHILLIPSON, J., ABEL, R., STEEL, J. & WOODDELL, S.R.J. (1976): Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood. *Pedobiol.* 16: 258-285.
- PLACHTER, H. (1991): *Naturschutz*. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 463 S.

- PONGE, J.F. & DELHAYE, L. (1995): The heterogeneity of humus profiles and earthworm communities in a virgin beech forest. *Biol. Fert. Soils* 20: 24-32.
- POP, V. (1997): Earthworm – Vegetation – Soil Relationships in the Romanian Carpathians. *Soil Biol. Biochem.* 29: 223-229.
- REYNOLDSON, T.B., BAILEY, R.C., DAY, K.E. & NORRIS, R.H. (1995): Biological guidelines for freshwater sediment based on **BE**nthic **A**ssessment of **S**edimen**T** (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Austr. J. Ecol.* 20: 198-219.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. *Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 36, 1-187.
- RIECKEN, U. RIES, U. & SYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Kilda-Verlag, Bad Godesberg. 184 pp.
- RÖMBKE, J. (1995): Enchytraeen (Oligochaeta) als Bioindikator. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 7: 246-249.
- RÖMBKE, J., BECK, L., FÖRSTER, B., SCHEURIG, M. & HORAK, F. (1995): Ergebnisse einer Literaturstudie zum Komplex Bodenfauna und Umwelt. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 75: 111-114.
- RÖMBKE, J., BECK, L., FÖRSTER, B., FRÜND, C-H., HORAK, F., RUF, A., ROSCICZEWSKI, 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). 390 S.
- RÖMBKE, J. & MOSER, T. (1999): Organisation and Performance of an International Ringtest for the Validation of the Enchytraeid Reproduction Test. Vol. I and II. *UBA-Texte* 4/99, 373 S.
- ROSSI, J-P., LAVELLE, P. & ALBRECHT, A. (1997): Relationships between spatial pattern of the endogeic earthworm *Polypheretima elongata* and soil heterogeneity. *Soil Biol. Biochem.* 29: 485-488.
- ROTA, E. (1994): Enchytraeidae (Oligochaeta) of Western Anatolia: Taxonomy and faunistics. *Boll. Zool.* 61: 241-260.
- ROTA, E. & ERSEUS, C. (1997): First record of *Dendrobaena attemsi* (Oligochaeta, Lumbricidae) in Scandinavia, with a critical review of its morphological variation, taxonomic relationships and geographical range. *Ann. Zool. Fennici* 34: 89-104.
- ROWELL, D.L. (1997): *Bodenkunde*. Springer Verlag Berlin, 614 S

- RÜCK, F. (1998): Fachliche Massstäbe zur Ableitung von Bodenqualitätsziele. In: Das Schutzgut Boden in der Naturschutz- und Umweltplanung. JESSEL, B. (ed.) Laufener Seminarbeiträge 5/98. Bayrischer Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), S. 81-86.
- RUF, A., (1996): Life-history patterns in soil-inhabiting mesostigmatid mites. In: MITCHELL, R., D.J. HORN, G.L. NEEDHAM & W.C. WELBOURN (eds.): Proc. IXth Internat. Congr. Acarol. 1994, Columbus, Ohio, Vol. 1: 621-628
- RUF, A., (1997): Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben und Charakterisierung von Böden - Ein Konzept zur Indikation von Belastungszuständen von Böden -. Abh.Ber.Naturkundemus. Görlitz 69: 209-216.
- RUF, A., (1998): A maturity index for predatory soil mites (Mesostigmata: Gamasina) as indicator of environmental impacts of pollution on forest soils. Appl. Soil. Ecol. 9: 447-452.
- RUTGERS, M. & NOTENBOOM, J. (1998): Site specific risk assessment for ecosystems. In Contaminated Soil '98 (Edinburgh). Th. Telford Ltd, London. 781-782.
- SAG (1993): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: Handbuch des Bodenschutzes. ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. & HARRESS, H-M. (eds.) E. Schmidt Verlag, Berlin. 13. Lfg., VI/93, Teil 9401, S. 1-50.
- SANCHEZ, E.G., MUNOZ, B., GARVIN, M.H., JESUS, J.B. & DIAZ COSIN, D.J. (1997): Ecological preferences of some earthworm species in southwest Spain. Soil Biol. Biochem. 29: 313-316.
- SATCHELL, J.E. (1955): Some aspects of earthworm ecology. In: Soil Zoology. Mc.E. KEVAN, D.K. (ed.). Butterworths, London. S. 180-201.
- SATCHELL, J.E. (1983): Earthworm ecology in forest soils. In: SATCHELL, J.E. (Hrsg.): Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture. 495 S. London: Chapman & Hall S. 161-170.
- SCHAEFER, M. & TISCHLER, W. (1983): Wörterbücher der Biologie. Ökologie. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 354 S.
- SCHINDLER, D.W. (1987): Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 6-25.
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.-P.; STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Auflage, Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin, Wien.
- SCHMIDTFRERICK, K.; BRAUCKMANN, H.-J., BROLL, G. & STURHAN, D. (1996): Untersuchungen zur Nematodenfauna einer Grünlandbrache in Baden-Württemberg. Mitt. Deut. Bodenkund. Ges. 81: 241-244.

- SCHRAPS, W.G. & SCHREY, H.P. (1997): Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen – Bodenkundliche Kriterien für eine flächendeckende Karte zum Bodenschutz. Z. Pflanzenern. Bodenk. 160: 407-412.
- SCHUBART, O. (1957): Die Diplopoden der Mark Brandenburg. Mitt. Zool. Mus. Berlin 33: 4-94.
- SIEDENTOP, S. (1993): Entwicklung eines Streuabbautests zur Prüfung von Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf die Bodenmesofauna. Dissertation Universität Braunschweig.
- SIMS, R.W. & GERARD, B.M. (1985): Earthworms. In: KERMACK, D.M. & BARNES, R.S.K. (Hrsg.): Synopses of the British Fauna (New Series) No. 31. 171 S. London: E.J. Brill/Dr. W. Backhuys.
- SINNIGE, N., TAMIS, W. & KLIJN, F. (1992): Indeling van Bodemfauna in ecologische Soortgroepen. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden Report No. 80.
- SPELDA, J. (1991): Zur Faunistik und Systematik der Tausendfüßler (*Myriapoda*) Südwestdeutschlands. - Jh. Ges. Naturkde. Württemberg 146: 211-232. Stuttgart.
- SPELDA, J. (1999a): Vorschlag für eine Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Hundert- und Tausendfüßer (*Myriapoda*: Chilopoda, Diplopoda). Stand: August 1997 - In: KÖPPEL, C., RENNWALD, E. & HIRNEISEN, N. (Hrsg.): Rote Listen auf CD-ROM. 52 S.
- SPELDA, J. (1999b): Ökologische Differenzierung südwestdeutscher Steinläufer (*Chilopoda*: *Lithobiida*). Verh. Ges. Ökol. 29: 60-68 (in press).
- SPELDA, J., MÜLLER, K.-H. & FUNKE, W. (1998): 5.3 Makrofauna - Saprophage der Streu und der Bodenoberfläche. In: Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. FISCHER, A. (Hrsg.): ecomed Verlag, Landsberg. 249-258.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1997): Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland. CD-ROM.
- STØP-BOWITZ, C. (1969): A contribution to our knowledge of the systematics and zoogeography of Norwegian earthworms. Nytt Magazin Zoologie 17: 169-280.
- STREIT, B. (1991): Lexikon Ökotoxikologie. Verlag Chemie, Weinheim 731 S.
- 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). In: Bioindicator Systems for Soil Pollution. Van Straalen, N.M. & Krivolutsky, D.J. (eds.). Kluwer Acad. Publ., 95-110.

- STANDEN, V. (1979): Factors Affecting the Distribution of Lumbricids (Oligochaeta) in Associations at Peat and Mineral Sites in Northern England. *Oecologia* 42: 359-374.
- STANDEN, V. (1980): Factors affecting the distribution of Enchytraeidae (Oligochaeta) in associations at peat and mineral sites. *Bull. Ecol.* 11: 599-608.
- STORK, N.E. & EGGLETON, P. (1992): Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *Am. J. Alternative Agriculture* 7: 38-47.
- STRENZKE, K. (1952): Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. *Zoologica* 37: 1-172.
- SWIFT, M.J., HEAL, O.W., & ANDERSON, J.M. (1979): Decomposition in terrestrial ecosystems. *Studies in Ecology* 5. Blackwell Publications, Oxford. 372 pp.
- THOMAS, A., MROTZEK, R. & SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. *Angew. Landschaftsökologie* 6. Bundesamt f. Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 150 S.
- THOMSON, A.J. & DAVIES, D.M. (1974): Mapping methods for studying soil factors and earthworm distribution. *Oikos* 25: 199-203.
- TOUTAIN, F. (1981): Les Humus Forestiers. Structures et modes de fonctionnement. *Rev. Forest. France* 33: 449-477.
- TRAUNSPURGER, W.; STEINBERG C. & BONGERS, T. (1995): Nematoden in der ökotoxikologischen Forschung.. *UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox.* 7: 74-83.
- TWINN D.C. (1974): Nematodes. In: DICKINSON C.H. & PUGH G.J.F. (Hrsg.) *Biology of Plant Litter Decomposition*. Academic Press, London, 421 – 465.
- UBA (1994): Workshop Bodenbiologie und Schadstoffe - Ableitung von Bodenwerten. Protokoll herausgegeben von der Fraunhofer-Gesellschaft, (Schmallenberg).
- VAN STRAALLEN, N.M. & VERHOEFF, H.A. (1997): The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *J. Applied Ecology* 34: 217-232.
- VAN STRAALLEN, N.M. (1998): Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology* 9: 429-437.
- VERHOEFF, H. (1917): Zur Kenntnis der Zoogeographie Deutschlands, zugleich über Diplopoden namentlich Mitteldeutschlands und Beiträge für die biologische Beurteilung der Eiszeiten. *Nova Acta Leopoldina* 103: 57-63.
- VEERHOFF, M.; ROSCHER, S.; BRÜMMER, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. Umweltbundesamt (Hrsg.). ESV, Berlin.
- VOIGTLÄNDER, K., SPELDA, J., ZULKA, K. P. (1994): Hundertfüßer (Chilopoda) aus dem weststeirischen Raum (Österreich). *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 131: 163-

184. VOIGTLÄNDER, K., SPELDA, J. ZULKA, K.-P., TADLER, A. (1997): Diplopoden und terrestrische Isopoden aus der Umgebung von Eckberg bei Gamlitz (Weststeiermark, Österreich). Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, 84: 307-314.
- VOLLMER, T., SOMMER, M. & EHRMANN, O. (1999): Die Regenwürmer südwestdeutscher Wälder – Vorkommen und Abhängigkeit von Standortfaktoren. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 89: 289-292.
- VON TÖRNE, E. (1990a): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina tests. Pedobiol.: 89-101.
- VON TÖRNE, E. (1990b): Schätzungen von Fraßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Tests. Pedobiologia 34: 269-279.
- VOLZ, H. (1962): Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. Pedobiol. 1: 242-290.
- WACHENDORF, C., WEBER, N. & BLUME, H-P. (1996): Humuskörper unter landwirtschaftlicher Nutzung – Vergleich eines Acker- und eines Grünlandstandorts. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 80: 193-196.
- WAGNER, C., BRAUCKMANN, H. & BROLL, G. (1999): Humusformen und Lumbriciden-Taxozönosen in Abhängigkeit vom Relief in einem Buchenaltbestand einer naturwaldzelle. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 89: 297-301.
- WEEKS, J.M., HOPKIN, S.P., WRIGHT, J.F., BLACK, H., EVERSAM, B.C., ROY, D. & SVENDSEN, C. (1997): A Demonstration of the Feasibility of SOILPACS. Final Report HMIP/CPR2/41/1/247. 180 pp.
- WEIDEMANN, G. (1990): Indikation, Beurteilung und Bewertung in der Ökotoxikologie. Mittl. Deut. Ges. Allg. Angew. Entomol. 7: 577-581.
- WEIGMANN, G. & KRATZ, W. (1981): Die deutschen Hornmilbenarten und ihre ökologische Charakteristik. Zool. Beitr. 27: 459-489.
- WEIGMANN, G. (1987): Fragen der Auswertung und Bewertung faunistischer Artenlisten. Mittl. BBA Berlin-Dahlem 234: 23-33.
- WEIGMANN, G. (1998): Bodenfauna. In: handbuch der Bodenkunde. BLUME, H-P. et al. (eds.). ecomde Verlag, Landshut. 5. Erg.Lfg. 1-20.
- WELLER, F. (1996): Development of an agro-ecological information system and its application in landscape ecology. Ekologia (Bratislava) 15: 53-69.
- WELLER, F. (1998): Beispiele für die Schutzbedürftigkeit und Erhaltenswürdigkeit von Böden. In: Das Schutzgut Boden in der Naturschutz- und Umweltplanung. JESSEL, B. (ed.) Laufener

- Seminarbeiträge 5/98. Bayrischer Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), S. 27-46.
- WESTERN, R. (1992): The biodiversity crisis: a challenge for biology. *Oikos* 63: 29-38.
- WESTHEIDE, W. & SCHMELZ, R. (1997): Zur Anwendung nicht-konventioneller Methoden bei der taxonomischen Untersuchung terrestrischer Enchytraeidae (Annelida, Oligochaeta). *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 69: 97-113.
- WODARZ, D., AESCHT, E. & FOISSNER, W. (1992): A weighed coenotic index (WCI): Description and application to soil animal assemblages. *Biol. Fert. Soils* 14: 5-13.
- WRIGHT, J.F., ARMITAGE, P.D. & FURSE, M.T. (1989): Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Reg. Rivers Res. Manage.* 4: 147-155.
- WRIGHT, J.F., FURSE, M.T. & ARMITAGE, P.D. (1994): Use of macroinvertebrate communities to detect environmental stress in running waters. In: *Water Quality and Stress Indicators in marine and freshwater Ecosystems: Linking levels of organisation*. SUTCLIFFE, D.W. (ed.). FBA, 15-34.
- YEATES G.W., BONGERS, T., DE GOEDE, R.G.M., FRECKMAN D.W. & GEORGIEVA S.S. (1993): Feeding habitats in soil nematode families and genera -an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* 25: 315 – 331.
- YEATES, G.W. & KING, K.L. (1997): Soil nematodes as indicators of the effect of management on grasslands in the New England Tabelands (NSW): comparison of native and improved grasslands. *Pedobiologica* 41: 526-536
- ZACHARIAE, G. (1965): Spuren tierischer Tätigkeit im Boden des Buchenwalds. *Forstwiss. Forschung* 20: 1-68.
- ZAK, J.C., WILLIG, M.R., MOORHEAD, D.L., & WILDMAN, H.G. (1994): Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1101-1108.
- ZELLES, L., GAI, Q-Y., MA, R.X., RACKWITZ, R., WINTER, K. & BEESE, F. (1994): Microbial biomass, metabolic activity and nutritional status determined from fatty acid patterns and poly-hydroxybutyrate in agriculturally-managed soils. *Soil Biol. Biochem.* 26: 439-446.
- ZHOU, J.M., BRUNS, A. & TIEDJE, J.M. (1996): DNA recovery from soils of diverse composition. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 316-322.

9.2 Vorstellungen des F+E-Vorhabens

Veröffentlichungen:

- DREHER, P., KÖRDEL, W. & KNOCH, H. (1999): Grundlagen zur Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion "Lebensraum für Bodenorganismen". Teil I: Definition und räumliche Zuordnung von bodenbiologischen/bodenkundlichen Standorttypen. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 89: 173-176.
- KRATZ, W. & PIEPER, S. (1999a): Erste Ergebnisse zum Köderstreifen-Testverfahren im Bodengüte-Forschungsvorhaben des UBA. Protokoll des 15. Jahrestreffens der AG Bodenmesofauna (Braunschweig).
- KRATZ, W. & PIEPER, S. (1999b): Der Beitrag des Köderstreifentests bei der Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen nach dem Bundes-Bodenschutzgesetzes. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. (im Druck).
- PIEPER, S. & KRATZ, W. (1999): Ableitungsstrategien für bodenbiologische Vorsorge- und Prüfwerte zum untergesetzlichen Regelwerk des Bundesbodenschutzgesetzes. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. (im Druck)
- RÖMBKE, J., BECK, L., FÖRSTER, B. & RUF, A. (1998): Aspekte der Untersuchung und Bewertung bodenzoologischer Zustandsparameter. In: Das Schutzgut Boden in der Naturschutz- und Umweltplanung. JESSEL, B. (ed.) Laufener Seminarbeiträge 5/98. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), S. 63-70.
- RUF, A., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KRATZ, W., RÖMBKE, J. & SPELDA, J. (1999): Grundlagen zur Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion "Lebensraum für Bodenorganismen". Teil II: Erste Ergebnisse zur Anwendung von bodenkundlich/bodenbiologisch definierten Standorttypen in Süddeutschland. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 89: 177-180.
- RUF, A. & RÖMBKE, J. (1999): Beurteilung von Bodenqualität mit Hilfe von Bodentieren. In: Koehler, H., Mathes, K. & Breckling, B. (Hrsg.): Bodenökologie interdisziplinär. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 119-132.

Vorträge:

- RÖMBKE, J. (1998): Beispiele für die biologische Klassifikation von Standorttypen. Vortrag beim Umweltsymposium der GDCh, Karlsruhe.

- RUF, A. (1998): Aspekte zur Bodenbeurteilung durch Bodentiere. Vortrag bei der Fachtagung "Fragen des Bodenschutzes unter besonderer Berücksichtigung bodenbiologischer Aspekte" der ANL, 11.-12.11.1998.
- RUF, A., RÖMBKE, J. & BECK, L. (1999): The soil biological site classification concept – theory and application. Vortrag, SETAC-Europe, Leipzig, Germany.

10. Glossar

Die im folgenden aufgelisteten Begriffe orientieren sich meist an den “Begriffsdefinitionen zum Bodenschutz (ALDAG et al., 1993)”, erarbeitet vom Arbeitskreis “Bodenchemie und Bodenökologie” innerhalb der Fachgruppe “Umweltchemie und Ökotoxikologie” der GDCh. Ausserdem werden die Begriffsbestimmungen des Bundes-Bodenschutzgesetzes vom 17.03.1998 übernommen. Soweit nötig, sind die dort aufgeführten Definitionen und Erläuterungen projektspezifisch ergänzt oder verändert worden.

10.1 Allgemeiner Bodenschutz:

Ökosystem(kompartiment) Boden (ecosystem compartment soil)

Räumlich abgegrenzter, vegetations- und bodenkundlich sowie faunistisch einheitlicher Landschaftsausschnitt. Die räumliche Abgrenzung von benachbarten Teil-Ökosystemen des terrestrischen Mediums ist durch die unterschiedliche Zusammensetzung der Pflanzen- und Tiergesellschaft sowie des Bodens gegeben bzw. wird nach der Fragestellung der Untersuchung festgelegt. Ökosysteme stellen eine funktionale Einheit aus Biozönose und Biotop dar.

Natürliche Ökosysteme (natural ecosystems)

Natürliche Ökosysteme im strengen Sinn entstehen unter Ausschluß anthropogener Einflüsse. Mit Einschränkung sind sie heute noch nur in emittententfernen, schwach besiedelten Gebieten zu finden. In Mitteleuropa gibt es sie fast nicht mehr.

Naturnahe Ökosysteme (ecosystems close to nature)

Diese werden zwar anthropogen, z.B. durch Bewirtschaftung, beeinflusst, jedoch nur in einem Ausmass, das entweder die ursprüngliche Struktur und Funktion des Systems weitgehend unbeeinflusst lässt oder das ursprüngliche Ökosystem durch ein anderes ersetzt, dieses aber, bis auf Pflegemassnahmen, der Selbstregulation überlässt.

Forstwirtschaftliche Ökosysteme (cultivated forest ecosystems)

Sie dienen der nachhaltigen Erzeugung von Holz und anderen forstwirtschaftlichen Produkten. Je extensiver die Nutzung, desto mehr treten die Regelungs- und Lebensraumfunktion gegenüber der Produktionsfunktion in den Vordergrund.

Landwirtschaftliche Ökosysteme (agricultural ecosystems)

Sie dienen entsprechend ihrer Produktionsfunktion in erster Linie der nachhaltigen Erzeugung von Biomasse. Regelungs- und Lebensraumfunktion werden bewusst zur Steigerung der Produktionsfunktion eingeschränkt.

Urbane Ökosysteme (urban ecosystems)

Dies sind künstliche Systeme, bei denen die anthropogen bedingten Wirkungsfaktoren und ein häufig schneller Wandel der Flächennutzungsintensität und –belastung die Einflüsse von Naturfaktoren lokal völlig überlagern können.

Boden (soil)

Boden ist der Durchdringungsraum von Lithosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre und Biosphäre. Als Raum-Zeit-Struktur ist der Boden ein vierdimensionales System. Generell lässt sich der Boden als Naturkörper nach stofflichen, physiko-chemischen, ökologischen oder räumlichen Kriterien definieren.

Boden im Sinne des Gesetzes ist die obere Schicht der Erdkruste, soweit sie Träger der natürlichen wie Nutzungsfunktionen ist, einschliesslich der flüssigen Bestandteile (Bodenlösung) und der gasförmigen Bestandteile (Bodenluft), ohne Grundwasser und Gewässerbetten.

Bodenart (Körnung) (soil class (grain size))

Von der Zusammensetzung und dem Verwitterungsgrad abhängige Differenzierung des Mineralkörpers von Böden nach Partikelgrösse. Die einzelnen Korngrössenfraktionen können dabei unterschiedlich differenziert angegeben werden (z.B. nach Sand-, Schluff- und Tonanteilen).

Bodentyp (soil type)

Zusammenfassung von Böden mit gleichartigen pedogenen Merkmalen, die sich in charakteristischer Weise von Böden anderen Entwicklungszustandes unterscheiden. Weltweit existiert eine Fülle verschiedenster Klassifikationssysteme, deren Klassenbildungen nie vollständig kompatibel sind.

Bodengefüge (soil structure)

Art der räumlichen Anordnung der festen Bodenbestandteile. Dabei stellen die Bodenporen die

Hohlräume zwischen den festen Bodenbestandteilen dar. Die Lagerungsdichte gibt den Anteil der festen Bestandteile an einem definierten Bodenvolumen an.

Bodenwasser (soil water)

Das Bodenwasser befindet und bewegt sich im Porensystem des Bodens. Wesentliche Begriffe zur Charakterisierung sind z.B. Kapillarwasser, Sickerwasser, Feldkapazität, maximale Wasserkapazität und permanenter Welkepunkt.

Bodenorganismen (soil organisms)

Die Gesamtheit der im Boden lebenden Organismen (auch als Edaphon bezeichnet) wird in die Mikroflora (z.B. Bakterien, Pilze, Aktinomyzeten), Flora (z.B. Algen) und Fauna (Mikro-, Meso-, Makro- und Megafauna) unterteilt.

Organische Substanz oder “Humus” (organic matter or “humus”)

Gesamtheit aller in und auf dem Boden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie deren organische Umwandlungsprodukte. Dabei ist klar, dass eine exakte Trennung zwischen lebendem und totem organischen Material im Boden sehr schwierig bzw. in Hinblick auf Mikroorganismen nicht möglich ist.

Bodenhorizont (soil horizon)

Annähernd parallel zur Bodenoberfläche verlaufender, durch die Bodenentwicklung entstandener und weitgehend einheitlich ausgebildeter Bereich des Bodens.

Bodenprofil (soil profile)

Die vertikale Abfolge der Bodenhorizonte.

Bodenfunktionen (soil functions)

Böden im Sinne des Gesetzes haben natürliche (= ökologische) sowie Nutzungsfunktionen. Im einzelnen sind dies:

1. Natürliche Funktionen:
 - 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
2. Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte
3. Nutzungsfunktionen als:
- a) Rohstofflagerstätte,
 - b) Fläche für Siedlung und Erholung,
 - c) Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung,
 - d) Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung.

Bodenbeschaffenheit, Bodenqualität (soil quality)

Gesamtheit der gegenwärtigen positiven und negativen Eigenschaften des Bodens im Hinblick auf Nutzungen und Bodenfunktionen. Etwas konkreter definiert die "Soil Science Society of America" (KARLEN et al., 1997) die Bodenqualität als die Fähigkeit eines Bodens zu funktionieren. Meist werden nutzungsbezogene Grenzwerte für bestimmte Stoffe als Kriterien für Bodenqualität angegeben, doch sind auch biologische Kriterien möglich.

Nutzung (utilization)

Allgemein: Die Inanspruchnahme von Gegebenheiten der Umwelt (insbesondere deren Ressourcen); hier verstanden als Verfügung des Menschen über den Boden an einem konkreten Standort. Meist unterscheidet man zwischen den Hauptnutzungsformen Wald, Grasland und Acker sowie dem "Rest" (sowohl stark anthropogen geprägte Böden, z.B. in Städten, als auch natürliche oder naturnahe "Sonderstandorte" wie Moore).

10.2 Begriffe zur Standortklassifikation

In diesem Abschnitt sollen sukzessive alle Begriffe aus vorliegenden Berichten und Publikationen zur bodenbiologischen Standortklassifikation (inkl. den in der Vergangenheit vorgeschlagenen Konzepten, die Teilaspekte abdecken) einschließlich einiger Kernbegriffe der strukturell verwandten Pflanzensoziologie aufgenommen werden.

Standort (site)

Allgemein wird in der Ökologie unter diesem Begriff die Gesamtheit aller auf einen Organismus einwirkenden Umweltfaktoren verstanden (SCHAEFER & TISCHLER, 1983). Werden nicht Organismen einer Art gemeint, sondern die gesamte Zönose, spricht man auch von Biotop. Im Zusammenhang der Standortklassifikation wird der Begriff aber meist im geographischen Sinne von "Fundort" gebraucht.

Standorttyp (ecotope)

In diesem Vorhaben wird darunter ein in zahlreiche, nicht zusammenhängende Standorte zerteilter Naturraum bzw. Landschaftsausschnitt mit weitgehend homogener natürlicher Ausstattung und somit weitgehend vergleichbaren Entwicklungspotentialen für Bodenlebewesen verstanden. Die Entwicklungspotentiale werden vorwiegend durch Boden- und Klimafaktoren und durch ähnliche Empfindlichkeiten ("Pufferfunktion") gegenüber anthropogenen stofflichen Veränderungen bedingt und kommen in einer standortspezifischen Bodenbiozönose zum Ausdruck. Standorttypen sind somit nach boden- und standortkundlichen Kriterien definierte Faktorenkombinationen.

Standorttypencluster

Standorttypencluster sind nach statistischen Ähnlichkeitskriterien mit Hilfe der Clusteranalyse zusammengefaßte Standorttypen. Die Faktoren werden bei der Berechnung der Cluster gleich behandelt bzw. gewichtet. Die Bildung von Standorttypenclustern dient vor allem der vereinfachten kartographischen Darstellung bei Vorliegen einer großen Anzahl von Standorttypen. Das Ergebnis der Clusterbildung ist bei expliziter Vorgabe der verwendeten statistischen Methodik (Clusterverfahren, Standardisierung der Daten, Anzahl der Cluster) unabhängig von der ausführenden Person, beliebig reproduzierbar und damit formal objektiv.

"Standorttypengruppe"

Standorttypengruppen sind nach nicht-statistischen Ähnlichkeitskriterien zusammengefaßte Standorttypen. Bei der Zusammenfassung werden die Faktorenkombinationen zunächst nach Gleichheit der als besonders relevant eingestuften Faktoren zusammengefaßt. In einem zweiten Schritt werden für die Zusammenfassung auch die als weniger wichtig eingestuften Faktoren und weitere Ähnlichkeitskriterien auf der Basis von "expert knowledge" berücksichtigt.

Standortfaktoren (site factors)

Ausgewählte Faktoren, die in Hinsicht auf die bodenbiologische Fragestellung einen bestimmten Standort umfassend beschreiben. Dazu gehören neben den Bodeneigenschaften (=> Bodencharakterisierung) auch klimatische, geographische und anthropogene Faktoren.

Humusform (forms of humus)

Organische Substanz mit charakteristischer Struktur, die je nach den Zersetzungsbedingungen eines Standorts in verschiedener Form ausgebildet sein kann. Bisher gibt es nur für Waldstandorte (grob: Rohhumus, Moder, Mull) ein akzeptiertes Konzept der Gliederung von Humusformen. Sie wird durch die Qualität der organischen Substanz und die Tätigkeit der Bodenzönose bestimmt und ist somit nicht nur ein Standortfaktor, sondern auch ein Produkt der Biozönose an einem Standort.

Lebensraum oder Biotop (habitat, biotope)

Der von einer Lebensgemeinschaft (= Biozönose) bewohnte Raum.

Biologische Bodengüteklasse (biological soil quality class)

Klassifikation des Bodens an einem konkreten Standort nach dessen biologischen Zustand (wie auch immer dieser im einzelnen gemessen wird) in einer Weise, dass eine Aussage über die Qualität (= Güte ?) dieses Standorts möglich wird. Die Anzahl der Klassen muss gross genug sein, um eine differenzierte Aussage zu ermöglichen, darf aber nicht so hoch sein, dass diese Klassifikation nicht mehr handhabbar wird (vgl. biologische Gewässergütebestimmung).

Erwartungswert (predicted coenosis)

Im Zusammenhang der Bodenbiologischen Standortklassifikation ist damit für einen Standorttyp diejenige Biozönose (Artenzusammensetzung) gemeint, die dort aufgrund der charakteristischen Standortfaktoren leben sollte – solange keine weiteren Faktoren die Artenzusammensetzung beeinflussen. Auf der Grundlage von Literaturdaten zu zahlreichen anthropogen wenig belasteten Standorten sollte ein Erwartungswert, differenziert nach Organismengruppe, für jeden Standorttyp bestimmbar sein.

Istwert (realised coenosis)

Im Zusammenhang der Bodenbiologischen Standortklassifikation ist damit für einen konkreten Standort diejenige Biozönose (Artenzusammensetzung) gemeint, die anhand einer mit standardisierten Methoden durchgeführten Beprobung vorgefunden wurde.

Bodencharakterisierung (soil characterisation)

Umfassende Beschreibung der (abiotischen) Eigenschaften eines bestimmten Bodens durch quantitative Angaben zu den wichtigsten Standortfaktoren. Im Zusammenhang mit bodenbiologischen Fragestellungen sollten insbesondere die Bodenart, der pH-Wert, der organische Gehalt, das C/N-Verhältnis sowie die maximale Wasserkapazität (oder eine andere Art der Feuchteinschätzung) angegeben werden.

Bodenfeuchte (soil moisture)

Potentieller oder aktueller Wassergehalt des Bodens. Unter den für die Bodenbiologie wichtigen abiotischen Standortfaktoren ist das Wasserregime der wohl am schwersten zu erfassende Parameter, da die Feuchte räumlich wie zeitlich sehr variabel ist und zudem die Verfügbarkeit des vorhandenen Wassers je nach Situation und Organismus stark schwanken kann.

Struktur der Bodenbiozönose (structure of the soil biocoenosis)

Gefüge von Verbindungen zwischen den Bestandteilen eines (Öko)-Systems. Hier konkret die Ausstattung eines bestimmten Standorts oder Standorttyps mit Arten (Mikroorganismen, Tiere, Pflanzen). Der Beurteilungsendpunkt ist dann die Biodiversität und der Messendpunkt die Artenzusammensetzung (potentiell inklusive Dominanzanteilen und Populationsdynamik).

Funktion der Bodenbiozönose (function of the soil biocoenosis)

Tätigkeiten der Bodenorganismen mit Bedeutung für das gesamte Ökosystem Boden. Beurteilungsendpunkte sind dann z.B. die Biomasseproduktion oder die Dekomposition und ein Messendpunkt ist die Abbaurate. Nicht zu verwechseln mit der allgemeineren Bedeutung im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes!

Charakterart (characteristic species)

Art, die in der Dominanzliste einen der vorderen Plätze belegt. Häufig weitverbreitete Arten, die größere Standorteinheiten wie "Wälder" oder "Nadelwälder" kennzeichnen.

Differentialart (differential species)

Art, die an beliebiger, oft untergeordneter Stelle der Dominanzliste, steht und die enger umschriebene Standorteinheiten wie “bodensauere Moderbuchenwälder” oder “montane Laubwälder” oder einzelne Standorte kennzeichnet.

Zeigerart (index organisms)

Art, die einen engen Toleranzbereich gegenüber einem einzelnen Faktor aufweist, beispielsweise gegenüber pH oder Licht.

Schlüsselorganismen (key species)

Arten, die in einer Biozönose eine so wichtige Funktion haben, dass sich bei ihrem Ausfall das gesamte System ändern würde. In der Terminologie von JONES et al. (1994) werden solche Arten wie z.B. der tiefgrabende Regenwurm *Lumbricus terrestris* als “ecosystem engineer” bezeichnet.

Zeigerwert (indicator value)

Formalisierte Angaben zu bestimmten Standorteigenschaften (z.B. Feuchte, pH-Wert), die ursprünglich durch an einem konkreten Standort lebende Organismen indiziert werden (Aufteilung einer graduellen Folge in diskrete Abschnitte). Bekanntestes Beispiel sind die Zeigerwerte (z.B. Reaktionszahlen als Angabe der pH-Präferenz) für Pflanzen nach ELLENBERG (1996).

Zersetzergesellschaft (decomposer community)

Typische, von Umweltbedingungen abhängige Artenkombination streuzersetzender Mikroorganismen und Tiere, die aufeinander angewiesen sind und miteinander konkurrieren (GRAEFE, 1993a).

Pflanzengesellschaft oder Assoziation (plant community, association)

Floristisch definierte Einheit der Vegetationsgliederung. Eine Assoziation ist gekennzeichnet durch ihre Artenzusammensetzung, vor allem durch bestimmte, ihr allein oder vorzugsweise eigene Charakterarten oder durch mehr oder weniger zahlreiche Differentialarten.

Potentiell natürliche Vegetation (potential natural vegetation)

Zustand der Vegetation, der in einem Gebiet unter den gegenwärtigen Umweltbedingungen vorherrschen würde, wenn anthropogene Eingriffe unterblieben und sich die Vegetation bis zu ihrem Klimaxstadium entwickeln könnte (in Mitteleuropa z.B. meist Buchenwald).

10.3 Begriffe aus der Ökotoxikologie

Einige in diesem F+E-Vorhaben häufig auftretende Begriffe entstammen der allgemeinen Ökotoxikologie. Sie sollen im folgenden kurz definiert werden, wobei teils auf das Lexikon Ökotoxikologie (STREIT, 1991), teils auf verschiedene Publikationen des Umweltbundesamts zurückgegriffen wurde.

Gefährdungspotential (hazard potential)

Die Fähigkeit von Substanzen, toxische Wirkungen hervorzurufen. Diese wird sowohl durch stoffimmanente physikalisch-chemische Eigenschaften als auch durch deren Konzentration und Verfügbarkeit in einem bestimmten Umweltkompartiment determiniert.

Gefährdungsabschätzung oder Risikoabschätzung (risk assessment)

In der Ökotoxikologie meist als ein formalisiertes Verfahren verstanden, in dem die Wahrscheinlichkeit des Eintritts der Wirkung einer Substanz abgeschätzt wird. Dazu wird eine (gemessene oder geschätzte) Umweltkonzentration mit einer (auf Messwerten basierenden) Wirkkonzentration verglichen.

Schutzgut

Im Zusammenhang mit der Biologischen Standortklassifikation sind laut Bundesbodenschutzgesetz die (ökologischen) Bodenfunktionen Schutzgüter.

Bodenqualitätsziele (soil quality criteria)

Normsetzende Bewertungen und Zielvorgaben zur Beschaffenheit von Böden und Bodenfunktionen. Im einzelnen können darunter chemische, physikalische und biologische Bodeneigenschaften oder bodenbiologische Funktionsparameter verstanden werden.

Grenzwert (threshold value, critical concentration)

Mengen- oder Konzentrationsangaben für Chemikalien, unterhalb derer keine schädlichen Wirkungen auf Lebewesen auftreten sollen (z.B. der Grenzwert für Pestizide im Trinkwasser)

Schaden (damage)

Ursprünglich im engeren Sinne der Nachteil, den eine Person an einem ihrer Rechtsgüter (z.B. Gesundheit, Vermögen) erleidet. Laut Bundes-Bodenschutzgesetz werden unter schädlichen Bodenveränderungen "Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen" verstanden.

Gefahr (hazard, risk)

Eine Gefahr ist die objektive Möglichkeit eines Schadenseintritts, die nicht nur theoretisch denkbar, sondern hinreichend wahrscheinlich ist. Dabei sind die Anforderungen an die Höhe der Wahrscheinlichkeit um so geringer, je grösser der mögliche Schaden ist (nach KUTSCHEID, 1982).

Belastung (pollution, critical load)

Chemische (oder sonstige) anthropogene Einwirkung auf ein Ökosystem oder Teile davon, die über das "normale" Mass hinausgehen. Wo die genaue Grenze zwischen einer "Normal-" und einer Belastungssituation verläuft, hängt von einer Vielzahl von Einzelfaktoren ab.

Klassifizierung (classification)

Hier: Systematische Gliederung von Standorttypen anhand ihrer Bodenbiozöosen. Man unterscheidet hierarchische Klassifizierungen wie z.B. in der Pflanzensoziologie und typologische Klassifizierungen (z.B. Gruppierung von Zöosen nach Ähnlichkeitsindizes).

Beurteilung (assessment)

Hier: Einschätzung eines Sachverhalts aufgrund von naturwissenschaftlichen Kriterien; im Sprachgebrauch oft nicht von Bewertung unterschieden (vgl. WEIDEMANN, 1990)

Bewertung (assessment)

Einschätzung eines Sachverhalts aufgrund von soziokulturellen und/oder ökonomischen Kriterien; im Sprachgebrauch oft nicht von Beurteilung unterschieden (vgl. WEIDEMANN, 1990)