

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 299 74 294
UBA-FB 000268



Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte

von

**Jörg Römbke
Peter Dreher
Ludwig Beck
Kerstin Hund-Rinke
Stephan Jänsch
Werner Kratz
Silvia Pieper
Andrea Ruf
Jörg Spelda
Steffen Woas**

ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim am Main

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei

Vorauszahlung von 10,00 €

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 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

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

Berlin, Mai 2002

Berichts – Kennblatt

Berichtsnummer 1. UBA-FB 000268	2.	3.
4. Titel des Berichts Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HUND-RINKE, K., JÄNSCH, S., KRATZ, W., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J., WOAS, S.	8. Abschlußdatum 30.08.2001	
	9. Veröffentlichungsdatum	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) ECT Oekotoxikologie GmbH, □ Böttgerstr. 2-14; D-65439 Flörsheim am Main	10. UFOPLAN - Nr. 299 74 294	
	11. Seitenzahl: 273	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14191 Berlin	12. Literaturangaben: 161	
	13. Tabellen und Diagramme: 54	
	14. Abbildungen: 43	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung <p>Ziel des F+E-Vorhabens war die Weiterentwicklung des Konzepts der Bodenbiologischen Standort Klassifikation (BBSK) für Acker- und Grünlandstandorte. Grundlage der Anwendung dieses Konzepts ist die Notwendigkeit der Bewertung der im BBodSchG aufgeführten Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. Die Ergebnisse des Vorhabens lassen sich wie folgt zusammenfassen:</p> <p><i>Überprüfung der im Vorläufervorhaben „BBSK I“ vorgeschlagenen Gliederung der Fläche der Bundesrepublik Deutschland in Standorttypen und deren sekundäre Aggregation:</i> Aufgrund der verwendeten Datenquelle (BÜK 1000) war dieser Ansatz nicht zielführend, so dass Ansätze für eine hierarchisch nach Nutzung und Standortparametern gegliederte Alternative erarbeitet wurden.</p> <p><i>Verfeinerung von Erwartungswerten zum Vorkommen von 8 Organismengruppen mittels Literaturangaben und Beprobungen:</i> diese Gruppen wurden an 4 Äckern, 7 Grünlandstandorten und 2 Wäldern (gruppenspezifisch unterschiedlich wurden einige Standorte des Vorläufervorhabens zusätzlich beprobt) mit standardisierten Methoden gesammelt. Speziell wurde die Reproduzierbarkeit, der Einfluss der Nutzung sowie Wirkungen einer Schadstoffbelastung untersucht.</p> <p><i>Vergleich von Erwartungs- mit Ist-Werten an den beprobten Standorten:</i> ausser tiergruppenspezifischen Methoden wurde ein zönotischer Vergleich mit multivariaten Verfahren (Korrespondenz- (CANOCO) und Cluster-Analyse (TWINSPAN)) durchgeführt. Die Ergebnisse belegen, dass eine Klassifizierung und Beurteilung der Standorte am besten mit einem zönotischen Ansatz (mehrere Tiergruppen zusammen) möglich ist.</p> <p>Darüberhinaus wurde die Einbeziehung eines funktionalen Tests (Köderstreifen) in das BBSK geprüft (speziell in Hinsicht für die Beurteilung von mittels Tiergruppen festgestellten Auffälligkeiten).</p> <p>Trotz eines immer noch sehr geringen Datensatzes liess sich in diesem Vorhaben zeigen, dass die Beurteilung der Lebensraumfunktion von Böden mit diesem Konzept bei vertretbarem Aufwand machbar ist. Weitere Verbesserungen betreffen vor allem die effiziente Bearbeitung des Tiermaterials, die Einbeziehung der Mikrobiologie sowie die Festlegung von Beurteilungskriterien.</p>		
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 000268	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., HUND-RINKE, K., JÄNSCH, S., KRATZ, W., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J., WOAS, S.	8. Report Date 30.08.2001	
	9. Publication Date	
6. Performing Organisation (Name, Address) ECT Oekotoxikologie GmbH Böttgerstr. 2-14; D-65439 Flörsheim am Main	10. UFOPLAN – No. 299 74 294	
	11. No. of Pages: 273	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) □ Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14191 Berlin	12. No. of References: 161	
	13. Tables and Diagrams: 54	
	14. Figures: 43	
15. Supplementary Notes		
<p>16. Abstract</p> <p>Aim of the R + D-project was the improvement of the concept of soil biological site classification (BBSK) for crop and meadow sites. The use of this concept is based on 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:</p> <p><i>Examination of the classification of the area of the Bundesrepublik Deutschland in ecotopes and their secondary aggregation as proposed in the former project BBSK I:</i> Due to the available data set (BÜK 1000) this approach was not successful. Therefore, first ideas of an alternative hierarchical concept have been developed which are based on use types and site parameters.</p> <p><i>Improvement of the expected values for eight organism groups by means of literature data and sampling:</i> these groups have been sampled at 4 crop sites, 7 meadows and two forests using standardised methods (some more sites were sampled by individual partners). Especially, the number of samplings per year, the influence of use types and effects of pollutants were studied.</p> <p><i>Comparison of the expected with the actually found coenosis at the sampled sites:</i> in addition to group-specific methods, a multivariate (CANOCO) and a cluster-method (TWINSPAN) have been used. The results prove that a coenotic approach (i.e. all animal groups together) is most appropriate for the classification and assessment of these sites.</p> <p>In addition, the use of a functional test (bait-lamina) as part of the BBSK concept was investigated (especially as part of the assessment process when a site has been classified as conspicuous).</p> <p>Despite the fact that the total data set is still very small it could be shown in this project that the assessment of the habitat function of the soil is possible with reasonable efforts by using the BBSK concept. Further improvements are necessary for the efficient determination of sampled animals, the implementation of microbiological parameters and the fixing of assessment criteria.</p>		
<p>17. Key Words</p> <p>Soil biological site classification, soil quality, ecotopes, living space function, soil protection act</p>		
18. Preis	19.	20.

UBA-F+E-Berichtsmerkblatt (6.80)

Gliederung

1.	EINLEITUNG	15
1.1	ZIELE, HINTERGRUND UND KONZEPTION DES VORHABENS	15
1.2	ORGANISATION UND AUFGABEN DER EINZELNEN PROJEKTPARTNER	17
2.	THEORETISCHER HINTERGRUND	19
2.1	ÜBERLEGUNGEN ZUR BIOLOGISCHEN BEWERTUNG VON UMWELTKOMPARTIMENTEN ..	19
2.2	BEWERTUNGSKONZEPTE FÜR BÖDEN	20
2.3	DAS BBSK-KONZEPT (BODENBIOLOGISCHE STANDORTKLASSIFIKATION)	21
3.	STANDORTTYPISIERUNG AUF GRÜNLAND- UND ACKERSTANDORTEN ..	23
3.1	METHODISCHER HINTERGRUND UND ZIELSETZUNG	23
3.1.1	Vorgehensweise bei der Standorttypisierung im Projekt „Bodenbiologische Bodengüteklassen“ („BBSK I“)	23
3.1.2	Methodische Schwierigkeiten der BÜK-basierten Standorttypisierung	26
3.2	ÜBERPRÜFUNG DER STANDORTTYPISIERUNG FÜR ACKER- UND GRÜNLANDSTANDORTE	27
3.2.1	Vorgehensweise	28
3.2.2	Ergebnis	28
3.3	IDEEN FÜR EIN NEUES KONZEPT	30
4.	AUSWAHL UND BESCHREIBUNG VON (15) BEISPIELS-STANDORTEN	31
4.1	AUSWAHLKRITERIEN	31
4.2	ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG UND ZUORDNUNG ZU STANDORTTYPEN	47
5.	BODENBIOLOGISCHE METHODIK	52
5.1	AUSWAHL DER VERWENDETEN ORGANISMENGRUPPEN	52
5.2	PROBENNAHME IM FREILAND UND WEITERVERARBEITUNG	53
5.3	ORGANISATION DER PROBENNAHME AN DEN 15 STANDORTEN	54
5.4	DISKUSSION DER PROBENNAHMEMETHODIK	55
5.5	AUSWERTUNGSMETHODEN	56
6.	BIOLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG	60
6.1	NEMATODEN	60
6.1.1	Einleitung	60

6.1.2	Material und Methoden	61
6.1.3	Ableitung von Erwartungswerten	61
6.1.4	Ergebnisse	63
6.1.5	Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000	67
6.1.6	Vergleich des Einflusses der Nutzung	71
6.1.7	Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte	71
6.1.8	Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten	72
6.2	ORIBATIDEN – HORN MILBEN.....	77
6.2.1	Einleitung.....	77
6.2.2	Material und Methoden	78
6.2.3	Ableitung von Erwartungswerten	80
6.2.4	Ergebnisse	84
6.2.5	Diskussion.....	94
6.3	GAMASINEN (RAUBMILBEN)	102
6.3.1	Einleitung.....	102
6.3.2	Material und Methoden	103
6.3.3	Ableitung von Erwartungswerten	103
6.3.4	Ergebnisse aus den 13 Beispiels-Standorten.....	104
6.3.5	Vergleich der beiden Probennahmen 1998 und 2000 (Reproduzierbarkeit der Ergebnisse).....	107
6.3.6	Vergleich des Einflusses der Nutzung	110
6.3.7	Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte	113
6.3.8	Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten an allen Standorten, mit Schwerpunkt auf den „Nicht-Wald-Standorten“	116
6.3.9	Zusammenfassung und Beurteilung der Standorte.....	122
6.4	ENCHYTRAEEEN	124
6.4.1	Einleitung.....	124
6.4.2	Material und Methoden	125
6.4.3	Ableitung von Erwartungswerten	125
6.4.4	Ergebnisse	129
6.4.5	Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000	134
6.4.6	Vergleich des Einflusses der Nutzung	138
6.4.7	Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte.....	139

6.4.8	Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten	141
6.5	REGENWÜRMER	148
6.5.1	Einleitung	148
6.5.2	Material und Methoden	148
6.5.3	Ableitung von Erwartungswerten	149
6.5.4	Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten.....	153
6.5.5	Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000	155
6.5.6	Vergleich der Standorte mit unterschiedlicher Nutzung	157
6.5.7	Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte	161
6.5.8	Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten	163
6.6	MAKROFAUNA	169
6.6.1	Einleitung	169
6.6.2	Material und Methoden	169
6.6.3	Ableitung von Erwartungswerten	169
6.6.4	Ergebnisse der Beprobung an den 23 Beispielstandorten	170
6.6.5	Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000	172
6.6.6	Vergleich des Einflusses der Nutzung	172
6.6.7	Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte	173
6.6.8	Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten	173
6.7	KÖDERSTREIFEN.....	175
6.7.1	Einleitung	175
6.7.2	Material und Methoden	175
6.7.3	Ableitung von Erwartungswerten	176
6.7.4	Ergebnisse der Beprobung an den Beispiels-Standorten.....	176
6.7.5	Diskussion (insbes. Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten).....	185
7.	ZÖNOTISCHE AUSWERTUNG.....	187
7.1	CANOCO	187
7.2	TWINSPAN	191
8.	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	195
8.1	VORSCHLAG FÜR EIN NEUES SYSTEM DER STANDORTTYPISIERUNG.....	195
8.2	BIOLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG VON STANDORTEN	198
8.2.1	Erfassung der Organismen	198

8.2.2	Organismenauswahl und -bearbeitung	199
8.2.3	Häufigkeit der Beprobung von Bodenbiozönosen	200
8.2.4	Einfluss der Nutzung auf die Bodenbiozönose	202
8.2.5	Identifikation einer Belastungssituation.....	204
8.2.6	Auswertungsverfahren	205
8.2.7	Funktionsparameter.....	207
8.2.8	Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten („Auffälligkeit“)	207
8.3	EMPFEHLUNGEN FÜR DAS WEITERE VORGEHEN.....	210
9.	LITERATUR.....	212
10.	ANHANG.....	219

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 4-1: Praktisch zu beprobende Standorte

Tab. 4-2: Allgemeine Angaben zu den 21 beprobten "UBA-Standorten"

Tab. 4-3: Standortmerkmale und -typen der 21 beprobten „UBA-Standorte“

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

Tab. 4-5: Neu-Zuordnung der Standorte zu den Standorttypen nach der Nutzung sowie einer unterschiedlichen Kombination von Parametern (die Nutzungsebene entfällt hier, da diese schon durch die Nummer gegeben ist: (A = Acker, G = Grünland, W = Wald))

Tab. 5-1: Durchführung der Probennahme an den 15 Standorten

Tab. 6.1-1: Parameter zur Beschreibung der Nematodenbiozönose an einem Standort (Auswahl)

Tab. 6.1-2: Kenndaten der Nematodenpopulationen an den Grünlandstandorten, Probenahme Frühjahr 2000

Tab. 6.1-3: Kenndaten der Nematodenpopulationen an den Acker- und Waldstandorten, Probenahme Frühjahr 2000

Tab. 6.1-4: Kenndaten - Probenahme Herbst 1998 und Frühjahr 2000; Standort: SBG

Tab. 6.1-5: Kenndaten - Probenahme Herbst 1998 und Frühjahr 2000; Standort: SBA

Tab. 6.1-6: Kenndaten - Probenahme Herbst 1998 und Frühjahr 2000; Standort: SBB

Tab. 6.1-7: Klassifizierung der Standorte auf der Basis der Nematodenbiozönose mit dem Programm TWINSPAN unter Berücksichtigung aller Familien

Tab. 6.1-8: Klassifizierung der Standorte auf der Basis der Nematodenbiozönose mit dem Programm TWINSPAN unter Berücksichtigung aller Familien, jedoch ohne Phytophage

Tab. 6.1-9: Klassifizierung der Standorte auf der Basis der Nematodenbiozönose mit dem Programm TWINSPAN auf Basis der Ernährungstypen

Tab. 6.2-1: Standorte und Kenndaten der Oribatiden Zönose von 18 Waldstandorten aus Baden-Württemberg, die im Rahmen früherer Untersuchungen bearbeitet wurden.

Tab. 6.2-2: Standorte und Kenndaten der Oribatiden Zönose aller 23 Untersuchungsstandorte, die in der vorliegenden Studie ausgewertet wurden. Die Standorte sind nach Nutzungsform Wald, Grünland und Acker sowie der Artenzahl geordnet.

Tab. 6.2-3: Artenidentität nach Sørensen (oben-rechts) und Dominanzidentität nach Renkonen (unten-links) der Oribatiden Zönose aller 23 Untersuchungsstandorte, die in der vorliegenden Studie ausgewertet wurden. Die Standorte sind nach Nutzungsform Acker, Grünland und Wald geordnet.

Tab. 6.2-4: Artenzahl und Siedlungsdichte der Oribatiden in jeweils einer Beprobung 1998 und

2000. Daneben ist angegeben die kumulierte Artenzahl bzw. das Mittel zwischen beiden Siedlungsdichten sowie die jeweilige Zunahme der kumulierten Gesamtartenzahl bzw. des Mittels der Siedlungsdichte gegenüber dem jeweiligen Ausgangswert 1998.

Tab. 6.2-5: Vergleich der relativen Artenzahlen der Oribatiden mit zunehmender Zahl der Probenentnahme. Grundlage sind die in Tab. 6.2-1 und Tab. 6.2-2 aufgeführten Standorte.

Tab. 6.2-6: Korrelationskoeffizienten der Dimensionen der Korrespondenzanalyse nach Pearson. Signifikante Werte ($p < 0.05$) sind fett gedruckt.

Tab. 6.2-7: Kenndaten der Oribatidenzönose des Laubmischwaldes am Standort Crailsheim, (Auszug aus Tab. 6.2-1 und Tab. 6.2-2).

Tab. 6.2-8: Beurteilung der Standorte nach den Kenndaten ihrer Oribatidenzönose mit folgender Klassifizierung: Auffälligkeit gegeben: -, nicht gegeben: +; zu vermuten oder unklar: +/-

Tab. 6.3-1: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaften an den 13 Standorten, die 2000 beprobt wurden.

Tab. 6.3-2: Abweichungen in den verschiedenen Indizes zwischen den beiden Probennahmen 1998 und 2000 in % des jeweils höchsten Wertes. Fett gedruckt sind die Werte $< 10\%$

Tab. 6.3-3: Ähnlichkeiten der Raubmilbenzönose auf Teilflächen unterschiedlicher Nutzung am gleichen Standort. Die Klammern fassen ähnlich Gemeinschaften zusammen, der Abstand zwischen den Wörtern ist ein Maß für die Unterschiedlichkeit.

Tab. 6.3-4: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft an zwei Standortpaaren mit jeweils einem durch Schadstoffe belasteten Standort. Die belasteten Standorte sind GOG und NOG.

Tab. 6.3-5: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaften aus allen Probennahmen aus Acker und Grünlandstandorten.

Tab. 6.3-6: Ergebnisse des U-Tests für die Unterschiede in den Kennzahlen der Raubmilbengemeinschaft zwischen Äckern und Grünland. Gekennzeichnet sind die Signifikanzwerte $< 0,05$.

Tab. 6.3-7: Ergebnisse des U-Tests für die Unterschiede in den Kennzahlen der Raubmilbengemeinschaft zwischen den Standortgruppen A IV und G III. Gekennzeichnet sind die Signifikanzwerte $< 0,05$.

Tab. 6.3-8: Zugehörigkeit von Raubmilbenarten zu einer bestimmten Standortgruppe. Nur die Arten, die grau unterlegt sind, zeigen signifikante Unterschiede in ihrer Dominanz zwischen den Standortgruppen. (ANOVA mit Standorttypen als Faktor)

Tab. 6.3-9: Erwartungswerte für die Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft für landwirtschaftlich genutzte Flächen

- Tab. 6.3-10: Erwartungswerte für das Vorkommen von Raubmilben-Arten an Standorten, die zu einem bestimmten Standorttype gehören.
- Tab. 6.3-11: Abschließende Beurteilung der Standorte nach Kennzahlen und Zusammensetzung der Zönose und dem Vorkommen von typischen Arten mit folgender Klassifikation: Auffälligkeit gegeben: -; nicht gegeben: +; unklar: +/-
- Tab. 6.4-1: Übersicht über die ökologischen Präferenzen ausgewählter Enchytraeenarten nach JÄNSCH (2001)
- Tab. 6.4-2: Ökologische Charakterisierung ausgewählter mitteleuropäischer, terrestrischer Enchytraeenarten (M = Feuchtezahl, R = Reaktionszahl, S = Salzzahl, S-type = Fortpflanzungsstrategie, H-type = Lebensformtyp bezüglich Humusform und Bodenhorizont) nach GRAEFE & SCHMELZ (1999)
- Tab. 6.4-3: Kenndaten der Enchytraeenpopulationen an den 23 untersuchten Beispiel-Standorten
- Tab. 6.4-4: Enchytraeidae: Vorläufige Beurteilung der 15 "UBA II-Standorte" auf der Grundlage der Nutzungsform und des pH-Wertes (P)
- Tab. 6.4-5: Klassifizierung von 23 Standorten (Probenahmen getrennt) auf Basis der Dominanzanteile der Enchytraeenpopulation mit dem Programm TWINSpan
- Tab. 6.4-6: Klassifizierung von 13 Standorten auf Basis der Dominanzanteile der Enchytraeenpopulation mit dem Programm TWINSpan
- Tab. 6.4-7: Übersicht über die Beurteilung der 23 untersuchten Standorte hinsichtlich ihrer Auffälligkeit anhand verschiedener Kriterien mit folgender Klassifikation: Auffälligkeit gegeben: -; nicht gegeben: +; unklar: +/-
- Tab. 6.5-1: Erwartungswerte für wichtige Regenwurmartens Mitteleuropas für die ausgewählten 5 Standortparametern (nicht ausgefüllte Zeilen: Datenlage ungenügend)
- Tab. 6.5-2: Neu-Zuordnung der Regenwurmartens zu den neu definierten Standorttypen (A = Acker, G = Grünland, W = Wald)
- Tab. 6.5-3: Kenndaten: Abundanz, Artenzahl und Artenzusammensetzung der Regenwürmer an den 15 Standorten, geordnet nach Nutzung (inkl. Sonderfängen)
- Tab. 6.5-4: Abundanz und Artenzahl der Regenwürmer an den 9 Standorten, geordnet nach Nutzung (inkl. Sonderfängen); an allen Standorten außer SCF und SCG (jeweils im Herbst) fand die Beprobung 1998 im Herbst und 2000 im Frühjahr statt
- Tab. 6.5-5: Vergleich des Nutzungseinflusses auf die Regenwurmbesiedlung an den vier Standorten. * In Crailsheim wurde als Wald ein Fichtenstandort gewählt, der er näher am

Grünland bzw. Acker lag als der im Jahr 1998 beprobte Mischwald (CRM).

Tab. 6.5-6: Qualitativer Vergleich der Artenzusammensetzung auf den beprobten Standorten unterschiedlicher Nutzung mittels Renkonenindex (grau: Nutzungsunterschiede)

Tab. 6.5-7: Qualitativer Vergleich der Artenzusammensetzung auf den beprobten Standorten mittels TWINSPAN (13 Standorte)

Tab. 6.5-8: Qualitativer Vergleich der Artenzusammensetzung auf den beprobten Standorten mittels TWINSPAN (23 Standorte mit getrennter Probennahme)

Tab. 6.5-9: Neu-Zuordnung der beprobten Standorte zu Standorttypen (vgl. Tab. 4-5) mit folgender Klassifikation: Auffälligkeit gegeben: -; nicht gegeben: +; unklar: +/-

Tab. 6.6-1: Beurteilung der beprobten Standorte anhand der Makrofauna

Tab. 7.2-1: Aufteilung der Standorte auf der Basis aller Tiergruppen (unter Elimination von 17 Organismen bzw. Organismengruppen sowie ohne Makrofauna, Kap. 6.6)

Tab. 7.2-2: Aufteilung der Standorte auf der Basis aller Tiergruppen (unter Elimination von 107 Organismen bzw. Organismengruppen sowie ohne Makrofauna, Kap. 6.6)

Tab. 8-1: Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der Beurteilung aller untersuchten Standorte bezüglich ihrer Auffälligkeit auf der Ebene der einzelnen Tiergruppen mit folgender Klassifikation: Auffälligkeit gegeben: -; nicht gegeben: +; unklar: +/-; Leerstellen: derzeit keine Einschätzung möglich

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 2-1: Schematische Darstellung des BBSK-Konzepts

Abb. 4-1: Standort Scheyern

Abb. 6.1-1: Zusammensetzung der Biozönose an den einzelnen Standorten auf der Basis der unterschiedlichen Ernährungstypen, Probenahme Frühjahr 2000

Abb. 6.1-2: Korrespondenzanalyse – CANOCO mit allen Nematoden

Abb. 6.1-3: Korrespondenzanalyse – CANOCO ohne phytophage Nematoden

Abb. 6.1-4: Korrespondenzanalyse – CANOCO auf trophischer Ebene

Abb. 6.2-1: Korrespondenzanalyse aller Untersuchungsstandorte anhand ihrer Oribatidenzönosen

Abb. 6.2-2: Korrespondenzanalyse aller Untersuchungsstandorte anhand ihrer Oribatidenzönosen ohne HAG

Abb. 6.2-3: Korrespondenzanalyse der Verteilung der Oribatidenarten innerhalb der Zönosen aller Untersuchungsstandorte

Abb. 6.2-4: Korrespondenzanalyse der Verteilung der Oribatidenarten innerhalb der Zönosen aller Untersuchungsstandorte ohne HAG

Abb. 6.2-5: Korrespondenzanalyse der Waldstandorte anhand ihrer Oribatidenzönosen. Die beiden Achsen entsprechen der 1. und 2. Dimension. In die Berechnung sind alle Standorte der Tab. 6.2-1 und Tab. 6.2-2 eingegangen mit Ausnahme der Standorte Auwald bei Au am Rhein (Code 1010) und Winterlindenwald im Kaiserstuhl (Code 1020).

Abb. 6.2-6: Korrespondenzanalyse der Waldstandorte anhand ihrer Oribatidenzönosen. Die beiden Achsen entsprechen der 1. und 3. Standorte wie in Abb. 6.2-5.

Abb. 6.3-1: Ergebnis einer Korrespondenz-Analyse der Raubmilbenzönose aus den Standorten, die 2000 beprobt wurden.

Abb. 6.3-2: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft im Vergleich der beiden Probennahmen 1998 und 2000. Die schwarzen Säulen stellen die Werte für das Jahr 1998 dar, die weißen Säulen diejenigen für 2000.

Abb. 6.3-3: Ergebnis der Korrespondenz-Analyse der Raubmilbengemeinschaft für alle Standorte. Dargestellt sind jedoch nur die Standorte, für die Wiederholungsbeprobungen vorhanden waren. Die Endung „00“ stellt die Ergebnisse für 2000 dar, „98“ für 1998.

Abb. 6.3-4: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft bei verschiedenen Nutzungen am gleichen Standort.

Abb. 6.3-5: Ergebnis der Korrespondenz-Analyse der Raubmilbengemeinschaft für alle Standorte. Dargestellt sind jedoch nur die Standorte, für die sowohl Acker, Grünland und Wald

(Ausnahme Harheim: ohne Wald) untersucht wurde.

Abb. 6.3-6: Dominanzrangkurven für die Raubmilbengemeinschaften auf den Niedersächsischen Grünlandflächen. Dargestellt sind die belasteten und unbelasteten Vergleichsstandorte, die dunklen Säulen repräsentieren jeweils den unbelastete Standort, die hellen den belasteten.

Abb. 6.3-7: Dominanz von *Arctoseius cetratus* auf den belasteten (GOG, NOG) und unbelasteten (AKG 98+00, BRG 98+00) Standorten im Vergleich.

Abb. 6.3-8: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaften der landwirtschaftlich genutzten Standorte für die verschiedenen Standortgruppen. Angegeben sind die Median-Werte, die Quartile und die Extremwerte (Box and Whisker-Plot)

Abb. 6.3-9: Dominanz ausgewählter Arten in den unterschiedenen Standortgruppen.

Abb. 6.4-1: Dominanzrangkurve für den belasteten Standort Nordenham (NOG)

Abb. 6.4-2: Dominanzrangkurve für den belasteten Standort Gorleben (GOG)

Abb. 6.4-3: Dominanzrangkurve für den unbelasteten Standort Aher Kämpe (AKG)

Abb. 6.4-4: Korrespondenzanalyse - CANOCO mit Enchytraeen

Abb. 6.5-1: Arten- und Dominanzspektrum der Regenwürmer an den vier Wiesenstandorten BRG und AKG (unbelastet) bzw. NOG und GOG (belastet) auf der Grundlage der Frühjahrsbeprobung 2000.

Abb. 6.5-3: Korrespondenzanalyse – CANOCO mit Regenwürmern

Abb. 6.7-1: Fraßprofile für die Standortnutzung "Wald" am Standort Schmallenberg und Scheyern. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier baits dar.

Abb. 6.7-2: Fraßprofile für die Standortnutzung "Wald" am Standort Schmallenberg und Scheyern. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier baits dar.

Abb. 6.7-3: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" für die beprobten nicht überflutungsbeeinflussten Standorte. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil.

Abb. 6.7-4: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" für die beprobten durch Überflutung/Staunässe beeinflussten Standorte. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil.

Abb. 6.7-5: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" für die beprobten nicht überflutungsbeeinflussten Standorte. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil

- Abb. 6.7-6: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" für die beprobten überflutungsbeeinflusster Standorte. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil
- Abb. 6.7-7: Fraßprofile für die Standortnutzung "Acker" der beprobten Standorte. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil
- Abb. 6.7-8: Fraßprofile für die Standortnutzung "Acker" der beprobten Standorte. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil
- Abb. 6.7-9: Fraßprofile für die belasteten und unbelasteten Standorte unter Grünlandnutzung. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil
- Abb. 6.7-10: Fraßprofile für die belasteten und unbelasteten Standorte unter Grünlandnutzung. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil
- Abb. 6.7-11: Fraßprofile für die Standortnutzung "Wald" in Schmallingenberg an zwei aufeinander folgenden Jahre bestimmt. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil
- Abb. 6.7-12: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" in Breddewarden in zwei aufeinander folgenden Jahre bestimmt. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil
- Abb. 7.1-1: Ergebnis der Korrespondenz-Analyse mit allen Tierdaten für 13 Standorte. Deutlich zu erkennen ist die Trennung in landwirtschaftlich genutzte Standorte (rot und hellgrün) und die Wälder (dunkelgrün) und die Gruppierung nach Standorttypen (blaue Beschriftung).
- Abb. 7.1-2: Ergebnis der Korrespondenz Analyse mit den Regenwürmern und den Makroarthropoden an 13 Standorten.
- Abb. 7.1-3: Ergebnis der Korrespondenz Analyse mit den Regenwürmern und den Enchytraeen aus 13 Standorten.
- Abb. 7.1-4: Ergebnis der Korrespondenz Analyse mit allen Tiergruppen außer Nematoden für 23 Standorte. eingekreist sind die Standorte eines Standorttyps (dunkelgrün: Wälder, hellgrün: Grünländer, rot: Äcker)

1. Einleitung

1.1 Ziele, Hintergrund und Konzeption des Vorhabens

Das Ziel des Vorläufervorhabens „Bodenbiologische Bodengüteklassen“ (RÖMBKE et al. 2000) war die Erarbeitung eines Konzeptes zur Bewertung der im Bundes-Bodenschutzgesetz vom 24.03.1998 aufgeführten natürlichen Bodenfunktion „Lebensgrundlage und Lebensraum für ... Bodenorganismen“ (RÜCK 1998). Das 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. 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. Aufgrund der Datenlage sowie der Erfahrung der durchführenden Institutionen wurden insbesondere Waldstandorte beprobt. Im hier vorgestellten Nachfolgevorhaben wurde auf der Grundlage der 1997 – 1999 gemachten Erfahrungen vor allem Grünland- und Ackerstandorte untersucht. Langfristig könnte das beiden Vorhaben zugrundeliegende Konzept der Bodenbiologischen Standortklassifikation (BBSK) 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).

In diesem Bewertungskonzept gehen wir davon aus, dass sich die Qualität eines Bodens hinsichtlich seiner Besiedlung mit Organismen nur anhand biologischer Parameter standortspezifisch bewerten lässt. Selbst wenn alle Angaben über die Verbreitung einer Zönose determinierenden Parametern 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 direkten Bewertung der Lebensraumfunktion anhand vorhandener, primär bodenkundlicher Parameter ohne Beprobung des Standorts, 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 ist das zu erarbeitende Konzept in Form von regionalspezifisch zu differenzierenden Bodengüteklassen zu formulieren.

Ausgangspunkt für die Arbeiten zur Standorttypisierung von Acker- und Grünlandflächen war die Methodik, die im Projekt „Bodenbiologische Bodengüteklassen BBSK I“ (RÖMBKE et al. 2000) entwickelt und für verschiedene Standorte (meist Wald) angewendet wurde. Die kritische Auseinandersetzung mit den Ergebnissen der Standorttypisierung des Vorgängerprojektes brachte deutlich zu Tage, dass ein erneuter Versuch einer Standorttypisierung auf Grundlage der BÜK 1000, in diesem Fall für Acker- und Grünlandflächen, nur begrenzte Erfolgsaussichten besitzt, da die aus der Verwendung der BÜK 1000 resultierenden Schwierigkeiten grundsätzlicher Natur sind bzw. unabhängig von der betrachteten Nutzungsform gelten. Dennoch stellte sich die Frage, ob eine erneute Überprüfung der definierten Standorttypen anhand der neuen für die biologische Untersuchung aufgenommenen landwirtschaftlichen Standortböden plausiblere Ergebnisse erbringt als bei den bisher untersuchten Waldstandorten. Von diesen Ergebnissen ausgehend soll im vorliegenden Projekt geklärt werden, ob die künftige Weiterentwicklung und Anpassung der bisherigen Methodik der Standorttypisierung fortzuführen ist oder ob es aussichtsreicher erscheint, ein Konzept mit einer anderen Datengrundlage als die BÜK 1000 zu entwickeln. Erste Ideen für ein neues Konzept werden in Kapitel 3 vorgestellt und in Kapitel 4 am Beispiel der beprobten Standorte konkretisiert. Eine ausführliche Begründung erfolgt in Kapitel 8.

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 Daten- und Methodenbasis für weitere Entwicklungen in der bodenbiologischen Standorttypenklassifikation bilden werden.

Im Vorläufervorhaben (und dementsprechend auch im Bericht (RÖMBKE et al. 2000)) lag der Schwerpunkt auf folgenden Aspekten:

- Darstellung des theoretischen Hintergrunds des BBSK-Konzepts, speziell einer Typisierung der (Standort)-Böden der Bundesrepublik Deutschland, um die große Heterogenität natürlicher Böden handhabbar zu machen;
- Übertragung der in Süddeutschland gemachten Erfahrungen auf die Bundesrepublik, wobei aufgrund der beschränkten Ressourcen eine praktische Überprüfung im Freiland nur

stichpunktartig erfolgen konnte.

- Konzentration der praktischen Arbeiten auf Waldstandorte (insgesamt wurden 10 Wälder, vier Grünlandstandorte und ein Acker beprobt).

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

Ausgehend von diesen Erfahrungen wurde im hier vorgestellten Vorhaben die praktische Überprüfung mit dem Schwerpunkt Grünlandstandorte und Äcker ausgeweitet, um die Anwendung des BBSK-Konzepts auf Standorte mit starker anthropogener Nutzung (und gleichzeitig einer im Vergleich zu Wäldern deutlich schlechteren Datenlage) überprüfen zu können. Des weiteren wurde die Auswertung weitgehend harmonisiert: neben den schon im Vorläufervorhaben angewandten tiergruppenspezifischen Verfahren wurden die Daten der neu beprobten Standorte (13) sowie alle bisher untersuchten Flächen (23) parallel mit zwei statistischen Verfahren (CANOCO, TWINSPAN) ausgewertet.

1.2 Organisation und Aufgaben der einzelnen Projektpartner

Das F+E-Vorhaben wurde von den folgenden 5 Projektpartnern bearbeitet:

ECT Oekotoxikologie GmbH (Flörsheim)

Dr. J. Römbke, Dipl.-Ing. S. Jänsch

- Koordination des F+E-Vorhabens sowie Erstellung des Gesamtberichts
- Mithilfe bei der Zuordnung von Standorten zu den Standorttypen.
- Mitbeprobung von elf Standorten in Baden-Württemberg (Crailsheim), Bayern (Scheyern (3)), Hessen (Niddahänge, Frankfurt-Harheim (2)), Nordrhein-Westfalen (Tannenbusch, Schmallenberg (3)) einschließlich Erfassung der Standortparameter.
- Bestimmung und Auswertung der Enchytraeen und Regenwürmer aus den Bodenproben aller 15 Standorte sowie die Erstellung des Teilberichts.

Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (Schmallenberg)

Dr. P. Dreher, Dr. K. Hund-Rinke

- Zuordnung der 21 im vorliegenden Projekt untersuchten Standorte zu einem der 116 Standorttypen nach dem System „BBSK I“ anhand der Parameter A, P, F, N, O
- Vergleich von Legendeneinheiten der BÜK 1000 bzw. der 72 BÜK-1000-Leitbodentypen

mit der realen bodenkundlichen Charakterisierung und der Standortsituation (Lage, Geologie) der neuen Beprobungsstandorte

- Überprüfung der Frage, inwieweit das BÜK-basierte System „BBSK I“ bei den neuen Untersuchungsflächen zu einer realistischeren Klassifikation führt. Dies war insbesondere für die im vorliegenden Projekt neu aufgenommenen Agrarflächenböden neu zu ermitteln.
- Entwurf eines neuen Konzeptes, dass nicht auf der Datengrundlage der BÜK 1000 aufbaut
- Erstellung eines Teilberichts zur Standorttypisierung
- Bestimmung und Auswertung der Nematoden sowie die Erstellung des Teilberichts.
- Auswertung aller Tiergruppen mit TWINSPAN.

Staatliches Museum für Naturkunde (Karlsruhe)

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

- Mitbeprobung von neun Standorten in Baden-Württemberg (Crailsheim), Bayern (Scheyern (3), Hessen (Niddahänge) und Nordrhein-Westfalen (Tannenbusch, Schmallenberg (3)) einschließlich Erfassung der Standortparameter.
- Bestimmung und Auswertung der Oribatiden und der Makrofauna (Chilopoden, Diplopoden, Isopoden) aus den Bodenproben aller 15 Standorte sowie die Erstellung des Teilberichts.

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

Dr. A. Ruf

- Beprobung von vier Standorten in Niedersachsen (Breddewarden, Aher Kämpe, Nordenham, Gorleben) einschließlich Erfassung der Standortparameter.
- Bestimmung und Auswertung der Raubmilben aus den Bodenproben aller 15 Standorte sowie die Erstellung des entsprechenden Teilberichts.
- Auswertung aller Tiergruppen mit CANOCO.

Terra Protecta GmbH (Berlin)

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

- Durchführung und Auswertung des Köderstreifen-Testverfahrens an allen 15 Standorten sowie die Erstellung des entsprechenden Teilberichts. Die Exponierung und Einholung der Köderstreifen erfolgte von den jeweiligen Vor-Ort Betreuern der Standorte.

2. Theoretischer Hintergrund

2.1 Überlegungen zur biologischen Bewertung von Umweltkompartimenten

Im Bericht zum Vorläufervorhaben wurden die theoretischen Überlegungen zum Einsatz bodenbiologischer Verfahren bei der Klassifikation von Standorten detailliert vorgestellt. Diese Diskussion soll an dieser Stelle nicht wiederholt werden. Statt dessen werden im Folgenden neue Entwicklungen aus den letzten beiden Jahren vorgestellt.

Die Nutzung biologischer Klassifikationsverfahren für aquatische (insbesondere limnische) Standorte hat sich quantitativ wie qualitativ intensiviert. Neben einer zunehmenden Vor-Ort-Anwendung, speziell in Kanada (aufbauend auf dem BEAST-Ansatz; REYNOLDSON et al. 1995), ist die Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (BÖHMER et al. 1997; BRAUKMANN & PINTER 1997) besonders hervorzuheben. In dieser Vorschrift wird Wasser „als ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss“ bezeichnet. Ziel ist u.a. „die Erhaltung und die Verbesserung der aquatischen Umwelt in der Gemeinschaft, wobei der Schwerpunkt auf der Güte der betreffenden Gewässer liegt“. Neben chemischen Parametern (z.B. der Konzentration von Schadstoffen) werden als Indikatoren für die ökologische Güte eines Gewässers explizit die „Zusammensetzung und Abundanz der benthischen Fauna“ genannt. Wie im Anhang V ausgeführt erfolgt die Beurteilung der Güte durch den Vergleich mit einem unbelasteten Zustand des gleichen Gewässertyps: „Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist“. Diese bisher in der EU-Gesetzgebung nicht bekannte Einbeziehung qualitativer biologischer Parameter hat dazu geführt, von einem Paradigmenwechsel in der europäischen Umweltpolitik zu sprechen (Prof. Klein, pers. Mittl.). Auch bei der Beurteilung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Oberflächengewässer werden seit kurzem biologische Klassifikationsverfahren (SCHÄFERS 1999) in der BRD angewandt.

Im Bodенbereich sind auf der Forschungsebene vor allem die Aktivitäten des „National Institute of Public Health and the Environment (RIVM)“ in Holland hervorzuheben, in denen speziell die Bodenqualität von Grünland und Äckern unter Verwendung mikrobieller wie zoologischer Parameter untersucht wird (BREURE et al. 1999; SCHOUTEN et al. 2000). Als weitere Veröffentlichungen im Bereich der Nutzung biologischer Parameter seien genannt: DIDDEN (2001), GRAEFE (1999), HOEPER (2001), RUF et al. (2000), ZAITSEV & BERG (2000).

Unter dem Gesichtspunkt einer routinemäßigen Anwendung sind zwei weitere Aktivitäten erwähnenswert: zum Einen werden biologische Klassifikationssysteme (z.B. nach Graefe bzw. das BBSK-Konzept) in entsprechende Programme einzelner Bundesländer aufgenommen (z.B. Schleswig-Holstein oder Brandenburg). Zum Anderen wurde auf einem Fachgespräch des Bundesministeriums für Umwelt (BMU) im April 2000 die Umsetzung solcher Konzepte diskutiert (RÖMBKE & KALSCH 2000). Eine konkrete Empfehlung war, die zu verwendenden Freilandmethoden zu standardisieren. Dementsprechend hat die deutsche Delegation auf der letzten Tagung des „Technical Committee Soil“ der „International Standardisation Organisation“ (ISO) einen Antrag zur Standardisierung der Beprobung von Bodentieren eingebracht.

2.2 Bewertungskonzepte für Böden

In der Bodenbiologie sind Ideen zur Nutzung der Organismen zur Beurteilung der Böden - teils schon früh - mehrfach geäußert worden (Zusammenstellung der historischen Entwicklung: RÖMBKE et al. 2000). Grundlage ist dabei die Beobachtung, dass das Vorkommen von Bodenorganismen mit bestimmten Bodeneigenschaften korreliert ist (z.B. Gisin 1943; GRAEFE 1995). Da mit keiner einzelnen Organismengruppe die große Vielfalt natürlicher Böden abgedeckt werden kann (egal wie verbreitet die Tiere im einzelnen sein mögen), ist für den routinemäßigen Einsatz nur ein Konzept sinnvoll, in denen mehrere Gruppen oder die ganze Biozönose berücksichtigt werden (z.B. VOLZ 1962; SINNIGE et al. 1992; GRAEFE 1993a; HEEB & VETTER 1995; SPURGEON et al. 1996, WEEKS et al. 1997). Dabei indiziert die Bodenbiozönose nicht einzelne Parameter (diese können einfacher direkt gemessen werden), sondern erlauben die Beurteilung umfassender Bodeneigenschaften (z.B. multiple Belastungen), d.h. letztlich die Bodenqualität (FILSER 2000).

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; nicht aber aus – oftmals leichter zugänglichen – klimatischen, botanischen oder geographischen Parametern (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. DUNGER 1999) die Notwendigkeit eines regional differenzierten bodenbiologischen Klassifikationssystems.

2.3 Das BBSK-Konzept (Bodenbiologische Standortklassifikation)

Obwohl das Konzept der regional differenzierten **Bodenbiologischen Standort-Klassifikation (BBSK)** (Soil Biological Site Classification) im Bericht des Vorläufervorhabens ausführlich dargestellt worden ist soll es als theoretische Grundlage auch der hier vorgestellten Arbeiten kurz repetiert werden. Zwei Grundannahmen determinieren das Konzept:

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

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 Parameter determiniert wird. Hinsichtlich der zu verwendenden Messparameter werden qualitative Parameter bevorzugt, denn quantitative Parameter ergeben meist variablere Ergebnisse (räumlich wie zeitlich); z.B. aufgrund von Klimaeinflüssen (FRÜND 1995; FILSER 2001). 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.

Das BBSK-Konzept lässt sich in vier Schritte unterteilen, die bei der Beurteilung eines Standorts ganz oder teilweise zu durchlaufen sind (Abb. 2-1). Wie erwähnt, beruht dieser Ansatz auf der Voraussetzung, dass das Vorkommen (und damit mittelbar auch die Funktion) von Bodenorganismen durch eine Reihe von - messbaren - Standortparametern determiniert wird. Jeder Standort, und damit auch die dort vorkommende Biozönose, wird demnach durch eine Kombination dieser Parameter in bestimmten Eigenschaften charakterisiert. Das Problem besteht darin, aus der Vielzahl von Merkmalskombinationen 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 und 4)
- Standardisierung von Beprobungsmethoden für Bodenorganismen (vgl. Kap. 5)
- Identifizierung der “normalen” Biozönose an unbelasteten Standorten basierend auf Literaturdaten und zusätzlichen Untersuchungen
- Vorhandensein von handhabbaren Bestimmungsschlüsseln für die wichtigsten Organismengruppen (evtl. auf CD-ROM)

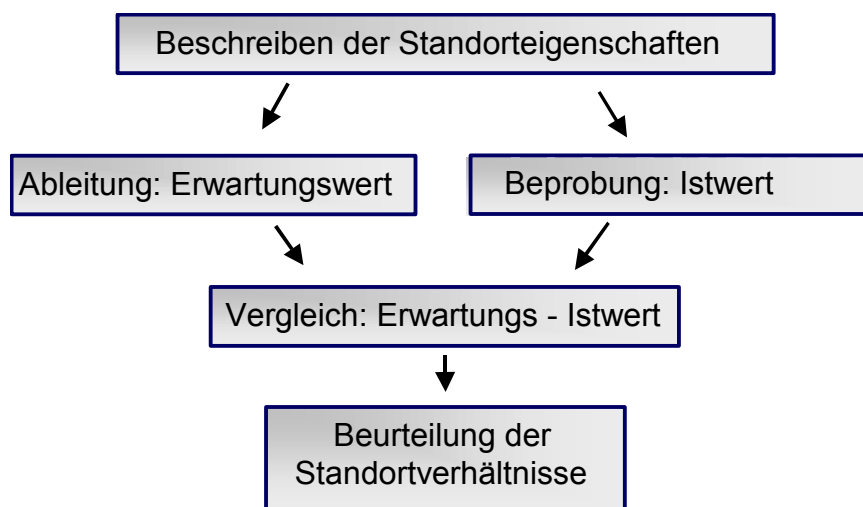


Abb. 2-1: Schematische Darstellung des BBSK-Konzepts

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.

Das BBSK-Konzept wurde im Rahmen mehrerer Vorhaben in Baden-Württemberg praktisch erprobt (z.B. RÖMBKE et al. 1997; RUF et al. 2000; BECK et al. 2001). Aufgrund dieser Erfahrungen zieht SCHWEIKLE (2001) den Schluss, dass im Vergleich zur Untersuchung einer einzelnen Tiergruppe (Auswirkung von Kupfer auf Regenwürmer) „die Bodenbiologische Standortklassifikation von Beck und Römbke, die standorttypische Biozönosen definiert und einmalig erstellt werden muss, danach doch der Erfolg versprechendere Ansatz für die Beurteilung des Zustandes der Bodentiere in Böden und deren Nutzung zu sein scheint“.

3. Standorttypisierung auf Grünland- und Ackerstandorten

3.1 Methodischer Hintergrund und Zielsetzung

Im Rahmen des Projektes „Bodenbiologische Bodengüteklassen“ (UBA, FKZ 207 05 006) wurde eine Standortklassifizierung entwickelt, auf dessen methodischen Ansätzen die vorliegende Ausarbeitung aufbaut. Der Bezug zum genannten Projekt wird nachfolgend mit der Abkürzung „BBSK I“ (RÖMBKE et al., 2000) zitiert. Ziel dieser vorherigen Arbeiten war die Definition von Standorttypen auf Grundlage von Standort- und Bodeneigenschaften mit wesentlichem Bezug zu den Lebensbedingungen für Bodentiere. Die so definierten Standorttypen sollten gemäß dem Wunsch des Auftraggebers, neben der Anforderung bodenbiologische Kriterien in den Mittelpunkt zu stellen, folgende Anforderungen erfüllen:

- Es waren kartographisch darstellbare Einheiten zu erzeugen,
- flächenmäßige Aussagen für die Bundesrepublik 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 zentraler Datengrundlage hinaus. Mit der Verwendung dieser Daten wurden die Merkmale einer kleinmaßstäbigen, thematischen Übersichtskarte auf das im Projekt erarbeitete Informationsprodukt (Standorttypen mit regionaler Zuordnung und Flächenanteil einschließlich kartographischer Darstellung) übertragen. Nachfolgend wird die damalige Vorgehensweise kurz skizziert. Eine ausführliche Beschreibung der Standorttypenableitung, die Charakteristika der Standorttypen sowie die Möglichkeiten und Grenzen einer künftigen Weiterentwicklung wurden im entsprechenden Projektbericht „BBSK I“ (RÖMBKE et al., 2000) dargestellt und diskutiert.

3.1.1 Vorgehensweise bei der Standorttypisierung im Projekt „Bodenbiologische Bodengüteklassen“ („BBSK I“)

1. Schritt: Auswahl von Boden-/ Standortmerkmalen

Bei der Auswahl von wurden folgende Kriterien zugrunde gelegt:

- bodenbiologische Relevanz
- Hauptaugenmerk auf Oberbodeneigenschaften

- flächenhaft (BRD) digital vorliegende Daten verfügbar
- Vorgabe: maximal 5

Die ausgewählten Merkmale sind den folgenden Tabellen zu entnehmen.

2. Schritt: Festlegung der Klassenbreiten der ausgewählten Eigenschaften/Merkmale

Bei der Festlegung der Klassenbreiten wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

- Erfahrungswerte hinsichtlich der ökologischen Einstufung (“gering”, “mittel”, “hoch”)
- Orientierung an Häufigkeiten in den verwendeten Datensätzen (z.B. 33er; 66er Perzentil)
- Literatur - wenn möglich Orientierung an Einteilungen in der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA4 (AG Boden, 1994)
- Vorgabe: maximal 5 Klassen

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

potenzielle Bodenfeuchte (F)

<u>nFKWe (mm)</u>	<u>Niederschlag (mm)</u>	<u>Klasse</u>	
< 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)

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

<u>Gehalt an organischer Substanz (O)</u>		<u>Klasse</u>
= 2%	niedrig	(1)
> 2- 4 %	mittel	(2)
> 4 - 8 %	mittel bis hoch	(3)
> 8 %	hoch	(4)

<u>Boden-pH (P)</u>		<u>Klasse</u>
sehr sauer ($\leq 3,5$)		(1)
sauer ($> 3,5 - 4,5$)		(2)
schwach sauer ($> 4,5 - 5,5$)		(3)
sehr schwach sauer ($> 5,5 - 6,5$)		(4)
neutral ($> 6,5$)		(5)

3. Schritt: Darstellung der Merkmalskombinationen

Als Datengrundlage wurden die die Legendeneinheiten der BÜK 1000 charakterisierenden 72 Leitprofil Datensätze verwendet. Nach Einteilung der entsprechenden Oberbodendaten in die oben wiedergegebenen Klassen wurden die sich ergebenden Merkmalskombinationen tabellarisch dargestellt. Lediglich im Falle der “nutzbaren Feldkapazität des effektiven Durchwurzelungsraumes” (nFKWe) wurde ein Profilkennwert (sonst nur Oberbodendaten) aufgenommen und dieser wurde mit den Daten aus der Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes zum Produkt “potenzielle Bodenfeuchte” kombiniert. Von den sich so ergebenden theoretisch ca. 1000 Merkmalskombinationen fanden nur 116 eine reale Entsprechung in den BÜK-Leitprofilen. Diese 116 Kombinationen stellen die Standorttypen dar. Diesen konnte numerisch und kartographisch eine flächenmäßige Ausdehnung, ihre räumliche Verteilung sowie die ein bis fünf BÜK-Leitprofile mit entsprechenden Eigenschaften (gleiche Merkmalsausprägung) zugeordnet werden.

4. Schritt: Bildung von Gruppen ähnlicher Standorttypen

Mit dem Ziel einer Reduzierung der Anzahl der definierten Einheiten von 116 auf ca. 10-15 wurde eine Clusteranalyse (Kombination der Cluster-Verfahren “einfach” und “ward”) mit den 116 reellen Merkmalskombinationen durchgeführt. Die so entstandenen Gruppen ähnlicher Standorttypen konnten (wie die verschiedenen Standorttypen selbst) mit einem GIS räumlich zugeordnet, visualisiert und mit Flächenanteilen versehen werden.

3.1.2 Methodische Schwierigkeiten der BÜK-basierten Standorttypisierung

Dem abgeleiteten Standorttypensystem wurden BÜK-spezifische Eigenschaften “vererbt”, die im Projektbericht in ihrer Auswirkung auf die Standorttypisierung kritisch diskutiert wurden. Zu den in diesem Zusammenhang problematischen Eigenschaften der BÜK gehören kurz zusammengefasst folgende zentrale Punkte:

1. Das 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. Die Definition der Standorttypen basiert im wesentlichen auf der Neukombination der oberbodenbezogenen Profildaten. Die Zuordnung von Eigenschaften und Flächen wurde dafür übernommen. Ebenso wenig flächenscharf ist entsprechend die Zuordnung der Eigenschaften, die über die Profildaten abgebildet werden. Die Problematik der Flächenunschärfe gilt daher in gleicher Weise für die Standorttypen.

2. Problem der unsicheren Vorhersagbarkeit von Bodeneigenschaften aus der Bodenform (BÜK-Legendeneinheit):

Das System der Standorttypisierung auf Grundlage der BÜK 1000 setzt voraus, dass die zu den BÜK-Leitböden gehörenden Leitprofildaten repräsentativ für die betreffende Bodenform (= Legendeneinheit (dargestellte Einheiten) der BÜK 1000) ist. Bei Zutreffen dieser Annahme könnte davon ausgegangen werden, dass ein durch die Aufnahme in die Leitprofildaten für diese Legendeneinheit als „typisch“ gekennzeichnete Wert (z.B. pH-Wert) in Standortböden dieser Legendeneinheit (Bodenform) mit geringer Abweichung immer oder in der Regel zu finden ist. Diese Annahme ist jedoch nur sehr eingeschränkt und gleichzeitig für unterschiedliche Legendeneinheiten (Bodenformen) in

unterschiedlichem Ausmaß zutreffend. Während beispielsweise für Bodenformen von Lösslandschaften mit relativ hoher Sicherheit ein relativ enges Texturspektrum vorgehersagt werden kann, kann eine saure Braunerde (z.B. gemäß BÜK-Legendeneinheit 53) nach bodenkundlicher Erfahrung eine sehr unterschiedliche und vom zugehörigen Leitbodenprofil stark abweichende Textur besitzen. Für andere Parameter gilt das Gleiche. Der dargestellte Sachverhalt stellt keine Kritik an der BÜK 1000 dar. Die Leitprofildaten dienen hier der Beschreibung der Legendeneinheiten und sind nicht primär für eine mathematische Verarbeitung unter dem Aspekt der Flächenrepräsentativität vorgesehen.

3. Problem der vorherrschenden Flächennutzung:

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 (z.B. C_{org}-Gehalt) eines Standortes (gleiches Ausgangsgestein, Klima, Relief usw.) je nach Nutzung deutlich unterscheiden können, ist die Repräsentativität der Leitböden nutzungsabhängig. Das heißt, nur wenn der betrachtete Standort der gleichen Nutzung unterliegt wie seitens der BGR für die entsprechende BÜK-Legendeneinheit als vorherrschend angenommen, ist der zugehörige Leitboden für den Standort repräsentativ. (Allerdings relativiert sich letztere Aussage durch das zuvor zum Problem der geringen Flächenschärfe ausgesagte). 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. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass sich auch bei Verwendung der gegenwärtig erarbeiteten „Wald-BÜK“ die Grundproblematik (siehe Punkt 2) dieses Vorgehens nicht ändern würde.

3.2 Überprüfung der Standorttypisierung für Acker- und Grünlandstandorte

Die kritische Auseinandersetzung mit den Ergebnissen der Standorttypisierung des Vorgängerprojektes brachte deutlich zu Tage, dass ein erneuter Versuch einer Standorttypisierung auf Grundlage der BÜK, in diesem Fall für Acker- und Grünlandflächen, nur begrenzte Erfolgsaussichten besitzt, da die zuvor genannten, aus der Verwendung der BÜK 1000 resultierenden Schwierigkeiten grundsätzlicher Natur sind bzw. unabhängig von der betrachteten Nutzungsform gelten. Dennoch stellte sich die Frage, ob eine erneute Überprüfung der definierten Standorttypen anhand der neuen für die biologische Untersuchung aufgenommenen

landwirtschaftlichen Standortböden plausible Ergebnisse erbringt als bei den bisher untersuchten Waldstandorten. Von diesen Ergebnissen ausgehend soll im vorliegenden Projekt geklärt werden, ob die künftige Weiterentwicklung und Anpassung der bisherigen Methodik der Standorttypisierung fortzuführen ist oder ob es aussichtsreicher erscheint, ein Konzept mit einer anderen Datengrundlage als die der BÜK 1000 zu entwickeln.

3.2.1 Vorgehensweise

Für die angesprochene Plausibilitätsprüfung des bisherigen Systems der Standorttypisierung für Agrarflächen wurde ein Vergleich von Legendeneinheiten der BÜK mit der realen bodenkundlichen Charakterisierung der konkreten Beprobungsstandorte folgendermaßen vorgenommen: Alle 21 im vorliegenden Projekt bodenbiologisch untersuchten und bodenkundlich charakterisierten Standorte wurden nach dem System „BBSK I“ anhand der Merkmale A, P, F, N und O einem der 116 Standorttypen zugeordnet. Jeder Standorttyp ist wiederum einem oder mehreren der 72 BÜK-1000-Leitbodentypen zuzuordnen, da die Standorttypen sowie deren räumliche Zuordnung im Projekt „Bodenbiologische Bodengüteklassen“ auf Grundlage der BÜK-Legendeneinheiten bzw. der hinter jedem Leitbodenprofil stehenden Daten definiert wurden. Der nachfolgend durchgeführte Vergleich der realen bodenkundlichen Charakterisierung (Geländeansprache) mit diesen möglichen Leitböden soll erkennen lassen, inwieweit das BÜK-basierte System zu einer realistischen Klassifikation führt. Dies war insbesondere zu ermitteln für die im vorliegenden Projekt neu aufgenommenen Freiflächenböden.

3.2.2 Ergebnis

Im Folgenden wurde die Übereinstimmung von einerseits den nach der Standorttypisierung gemäß „BBSK I“ festgelegten Standortmerkmalen und andererseits den im Rahmen der Untersuchungsflächencharakterisierung erhobenen Standortmerkmalen betrachtet. Dabei kamen für die ausgewählten Untersuchungsflächen ein oder maximal zwei BÜK-Leitböden zum Vergleich in Betracht (vgl. Tab. A-10). Die Übereinstimmung war hinsichtlich beider Kriterien „Bodentyp, -eigenschaften“ und „naturräumliche Zuordnung“ in keinem Fall hoch, d.h. die Bewertung „++“ trat nicht auf. In 9 von 18 Vergleichen ergab sich zumindest eine geringe Übereinstimmung („+“) in einem oder beiden Kriterien „Bodentyp, -eigenschaften“ und/ oder „naturräumliche Zuordnung“ (z.B. BBK und LUB für Leitbodentyp 63). In ebenfalls 9 von 18 Vergleichen (z.B. BRG) war keinerlei Zusammenhang erkennbar. Die Berücksichtigung der in den Erläuterungen der BÜK 1000 ausgewiesenen Begleitbodenformen ergab keine höhere Übereinstimmung bzw. plausible

Zuordnung. Das Spektrum der Begleitbodenformen ist einerseits überwiegend so weit gefasst, dass nahezu jede Zuordnung stimmen würde. Andererseits ist die naturräumliche und substratbezogene Zuordnung meist so grundlegend unzutreffend, dass auch eine eventuelle Übereinstimmung des Bodentyps keine Bedeutung hätte. Hierzu zwei Beispiele, die anhand der Tabelle nachzuvollziehen sind:

Beispiel 1: Vergleich mit geringer bis keiner Übereinstimmung:

Dem Standort SCF mit der Bodenform „Braunerde aus Tertiärsanden“ wurde die Legendeneinheit 55 mit der Leitbodenform „Braunerden aus sauren magmatischen und metamorphen (Fest)gesteinen“ und je nach Geländesituation und Ausgangsgestein auch den Begleitbodenformen Podsol-Braunerden, Ranker, Löss-Parabraunerden, Pseudogleye, Kolluvien, Gleye und Niedermoore zugeordnet. Die Tabelle lässt erkennen, dass weder das Ausgangsgestein (Festgestein) noch die räumliche Zuordnung (Mittelgebirgslage) zutreffend sind.

Beispiel 2: Vergleich mit relativ guter Übereinstimmung:

Dem Standort CRA mit der Bodenform „Pelosol aus carbonathaltigen Lockermaterial“ wurde die Legendeneinheit 51 mit der Leitbodenform „Braunerde-Pelosol aus lössvermischem Verwitterungsmaterial“ und je nach Geländesituation und Ausgangsgestein auch den Begleitbodenformen Pelosol-Braunerden, Pelosole, Mergel-Renzinen, Pelosol-Pseudogleye, Kalkbraunerden, Pseudogley-Parabraunerden, Pseudogleye, Vertisole, Gleye, Gley-Pseudogleye und Niedermoore zugeordnet. Hier findet sich in beiden Kriterien eine gewisse Übereinstimmung, wenngleich die Merkmale „Mittelgebirgslage“ und „Festgestein“ der Legendeneinheit 51 auf den Untersuchungsstandort nicht zutreffen.

Diese vergleichende Betrachtung war für einige Standorte nicht durchführbar, da diese keinem der im „BBSK I“-Vorhaben definierten Standorttypen zuzuordnen waren. Unerwarteter weise entsprachen insbesondere die landwirtschaftlich genutzten Standorte der zweiten Beprobungsserie (vorliegendes Projekt) in 5 von 6 Fällen keinem der 116 Standorttypen gemäß „BBSK I“. Damit wird die bisherige Annahme nicht gestützt, wonach die nur sehr eingeschränkte Vorhersagbarkeit von Standorteigenschaften nach der Standorttypisierung unter anderem eine Folge der Tatsache ist, dass die BÜK 1000 überwiegend Freiflächenböden bzw. landwirtschaftlich genutzte Böden als Leitbodentypen ausweist. Die Schlussfolgerungen aus diesen Ergebnissen werden zusammen mit einem methodischen Ausblick in Kapitel 8 gezogen.

3.3 Ideen für ein neues Konzept

Ausgehend von den bisher beschriebenen Erfahrungen und unter Bezug auf die in Kapitel 8 vorgeschlagene neue Vorgehensweise erfolgt die Standorttypisierung in einem mehrstufigen Prozess, der zum jetzigen Zeitpunkt nur in vereinfachter Form umgesetzt werden kann:

1. Ausschluss von „Extremstandorten“ wie z.B. Hochgebirge (betrifft die beprobten Standorte nicht).
2. Differenzierung nach den drei Nutzungstypen Acker, Grünland, Wald.
3. Da für die Umsetzung der laut Kapitel 8 notwendigen regional-klimatischen sowie Substrat-Differenzierung die Zeit nicht mehr ausreicht, wird nachfolgend eine Typisierung nach Standortparametern vorgenommen (Anmerkung: Auch die Substratdifferenzierung ist Teil der Anwendung von Standortparametern (hier: Bodenart A), wird aber wegen der im Vergleich zu den anderen Parametern besseren Datenlage (vgl. Kap. 8) hervorgehoben).
4. Bei der Verwendung der Standortparameter wird auf der Grundlage der Erfahrungen des BBSK I Projekts eine Hierarchisierung eingeführt, wobei sich die einzelnen Parameter und deren Klassenbreite je nach Nutzungstyp unterscheiden.
5. Die hier vorgeschlagene Standorttypisierung wird in Kapitel 4.3 auf die in diesem Vorhaben beprobten Standorte angewendet. Dabei ist zu beachten, dass aufgrund der immer noch sehr kleinen Zahl von beprobten Standorten nicht alle Typen repräsentiert sind. Zudem wurden diejenigen Standorttypen nicht markiert, die realiter gar nicht vorkommen können.
6. Die im Vorläufervorhaben vorgeschlagenen Standortparameter C/N und Gehalt an organischer Substanz werden wegen zu geringer Differenzierung in diesem Stadium der Weiterentwicklung des Konzepts nicht verwendet.
7. Die Standorttypen werden, getrennt nach Nutzung, durch römische Ziffern identifiziert.

Tab. 3-1: Hierarchische Ableitung von Standorttypen nach der Nutzung sowie einer unterschiedlichen Abfolge von Standortparametern (Differenzierung nach pH-Wert, Feuchte und Bodenart)

Differenzierung	Standorttypen		
1. Ebene: Nutzung	Acker	Grünland	Wald
2. Ebene:	Bodenart: Sand --- Anders	Überflutung/Staunässe Ja --- Nein	PH- Wert: < 4,5 --- > 4,5
3. Ebene:	PH- Wert: < 5,0 --- > 5,0	PH- Wert: < 5,0 --- > 5,0	Bodenart Sand/Schluff/Lehm/Ton
4. Ebene (teils nicht ausformuliert)	?	Bodenart Sand --- Anders	Feuchte nass ---- trocken
Anzahl Standorttypen:	4: A I – IV	8: G I - VIII	16: W I – VIII

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

4.1 Auswahlkriterien

Laut Projektantrag sollten in diesem Vorhaben sechs Standorte beprobt werden. Darüber hinaus sollten diejenigen Standorte des Vorläufervorhabens „Bodenbiologische Bodengüte-Klassen“ (F+E-Vorhaben 207 05 006), für die keine eindeutige Beurteilung möglich war, überprüft werden. Im Vergleich zum Vorläufervorhaben sollten Acker- und Grünlandstandorte deutlich in den Vordergrund gestellt werden. Dabei wurde versucht, durch räumliche Konzentration sowohl die Auswertung der Ergebnisse als auch die Praktikabilität der Probenahme zu verbessern. Insgesamt wurden sieben Grünlandstandorte, vier Äcker und vier Wälder identifiziert. Von diesen Standorten wurden neun bereits im Vorläufervorhaben untersucht und für das vorliegende Vorhaben erneut beprobt. Analog zum Vorläufervorhaben musste jeder Probenahmestandort 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 Bundeslandes), 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) bzw. Klimazonen, Vegetationsformen (z.B. Brache, Auenwiese) und Böden (z.B. reine Sande und Braunerden)
- Bodenbiologische Kenndaten vorhanden; z.B. aus früheren (historische Dimension) oder räumlich benachbarten Aufsammlungen
- Praktikabilität der Probenahme; z.B. leichte Erreichbarkeit des Standorts
- Möglichst in enger Nachbarschaft zu bereits beprobten Standorten (z.B. gleiche Standorteigenschaften, aber unterschiedliche Nutzung)
- Einbeziehung (weniger) belasteter Standorte.

Im Vergleich zum Vorläufervorhaben wurden zwei Kriterien insbesondere aufgenommen:

- Präferenz für Grünland- und Ackerstandorte
- Auffälligkeit beim Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten bei der 1998 Beprobung.

Zusätzlich wurde darauf geachtet, Ackerflächen mit einem möglichst hohen Anteil organischer

Substanz zu identifizieren, um die Vergleichbarkeit mit den übrigen Flächen zu verbessern.

Die Adressen der Kontaktstellen sind der folgenden Aufstellung zu entnehmen:

- BADEN-WÜRTTEMBERG: Dr. V. Schweikle
Landesanstalt für Umwelt BW; Griesbachstr. 3; D-76185 Karlsruhe
- BAYERN: Dipl.-Ing. M. Kainz
GSF – Institut für Bodenökologie; Ingolstädter Landstr. 1; D-85758 Oberschleißheim
- HESSEN: Dr. R. Hocke
Hess. LA für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie (HLFWW); Postfach 110544; D-35350 Giessen
- NIEDERSACHSEN: Dr. B. Kleefisch, Dr. H. Höper
NLfB – Bodentechnologisches Institut; Friedrich-Mißler-Str. 46 – 48; D-28211 Bremen

Nach intensiver Diskussion mit dem Auftraggeber wurden die folgenden Standorte vorgeschlagen:

Tab. 4-1: Praktisch zu beprobende Standorte (13)

Nr.	Nutzungsform	Bundesland	Code und Name	Bemerkung
1	Grünland (Brache)	NW	SBG Schmallenberg I	Erneute Beprobung
2	Buchenwald	NW	SBB Schmallenberg II	Erneute Beprobung
3	Acker	NW	SBA Schmallenberg III	Erneute Beprobung
4	Marschwiese	NS	BRG Breddewarden	Erneute Beprobung
5	Auenwiese	NS	AKG Aher Kämpe	Erneute Beprobung
6	Fichtenwald	BY	SCF Scheyern I	Erneute Beprobung
7	Wiese	BY	SCG Scheyern II	Erneute Beprobung
8	Acker	BY	SCA Scheyern III	Neubeprobung
9	Grünland	NS	NOG Nordenham	Neubeprobung
10	Grünland	NS	GOG Gorleben	Neubeprobung
11.	Acker	BW	CRA Crailsheim	Neubeprobung
12	Acker	HE	HAA Frankfurt-Harheim	Neubeprobung
13	Grünland	HE	HAG Frankfurt-Harheim	Neubeprobung

Darüber hinaus wurden tiergruppenspezifisch weitere Flächen beprobt; z.B. als Wiederholung die Waldstandorte Niddahänge (NIB) und Tannenbusch (TAM). Die Beprobung weiterer Standorte, vor allem aus ostdeutschen Regionen, ist in möglichen Nachfolgevorhaben geplant.

Charakterisierung der einzelnen Standorte

Im Folgenden werden die 13 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 Scheyern mit 2 Abbildungen vorgestellt (Abb. 4-1).



Abb. 4-1: Standort Scheyern

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. Nummerierung):	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:	14.03.2000
Wetterbedingungen:	Regnerisch, windig und kalt
Bodenzustand:	Mineralboden feucht-nass

Kommentar:

Die auf dem Institutsgelände gelegene Fläche wurde vor einigen Jahren im Rahmen der Waldschadensforschung untersucht. Eine erste Beprobung erfolgte im Oktober 1998. 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. Nummerierung):	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:	14.03.2000
Wetterbedingungen:	Regnerisch, windig und kalt
Bodenzustand:	Mineralboden feucht-nass

Kommentar:

Die nahe dem Institutsgelände gelegene Fläche wurde vor einigen Jahren im Rahmen der Waldschadensforschung untersucht. Eine erste Beprobung erfolgte im Oktober 1998. 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. Nummerierung):	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, Tretikale, 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:	14.03.2000
Wetterbedingungen:	Regnerisch, windig und kalt
Bodenzustand:	Mineralboden feucht-nass
Kommentar:	
Die in der Nähe des Institutsgeländes gelegene Fläche wurde vor einigen Jahren im Rahmen der Waldschadensforschung untersucht. Eine erste Beprobung erfolgte im Oktober 1998. Eine weitergehende Beprobung ist sichergestellt.	

Kenndaten der “UBA-Standorte”: **Nr. 4**

Code : BRG
Name und Bundesland: Breddewarden (Niedersachsen)
Wuchsgebiet bzw. Region: Sietland (Küstennähe)
Geographische Lage: R: 34377, H: 59395
Höhe [m ü. NN] und Exposition: 2; flach
Legal Status (inkl. Nummerierung): BDF Niedersachsen (Nr. 023-L)

Niederschlag [mm/a]: 828
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]: 9,2
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation): Grasland (*Alopecuretum pratensis*)
Potentielle natürliche Vegetation: ?

Bodentyp: typ. Brackmarsch
Bodenart: Tu3 (mittel schluffiger Ton)
Humusform: -
PH-Wert: 4,6
NFKWe: 62
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: 22.05.2000
Wetterbedingungen: Sonnig, warm
Bodenzustand: Mineralboden teils gefroren (obere 2 cm ?), Mai: feucht

Kommentar:

Parallel zu den hier vorgestellten Untersuchungen werden auf der gleichen Fläche die Collembolen im Rahmen einer Diplomarbeit der Universität Bremen untersucht (ZUK 1999). Außerdem können mikrobiologische Daten zur Verfügung gestellt werden (Höper, pers. Mittl.). Eine erste Beprobung erfolgte im Dezember 1998.

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 5
Code :	AKG
Name und Bundesland:	Aher Kämpe (Niedersachsen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Weseraue, Mittelweser
Geographische Lage:	R: 35688, H: 57834
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	66; flach
Legal Status (inkl. Nummerierung):	BDF Niedersachsen (Nr. 061-L)
Niederschlag [mm/a]:	722
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	?
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Auenwiese (<i>Alopecuretum pratensis</i>)
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Gley-Auenboden
Bodenart:	Tu3 (mittel schluffiger Ton)
Humusform:	-
PH-Wert:	5,4
NFKWe:	156
C/N-Verhältnis:	9,3
Organischer Gehalt [%]:	8,0
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Keine bekannt
Datenquelle:	NLfB, Höper (pers. Mittl.); Ruf (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	05.06.2000
Wetterbedingungen:	feucht, regnerisch
Bodenzustand:	Kalt, feucht

Kommentar:

Parallel zu den hier vorgestellten Untersuchungen werden auf der gleichen Fläche die Collembolen im Rahmen einer Diplomarbeit der Universität Bremen untersucht (ZUK 1999). Außerdem können mikrobiologische Daten zur Verfügung gestellt werden (Höper, pers. Mittl.). Eine erste Probennahme erfolgte im Dezember 1998.

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 6
Code :	SCF
Name und Bundesland:	Scheyern I (Bayern)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Tertiäres Hügelland
Geographische Lage:	R: 44588, H: 53728
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	480; leichte Hanglage
Legal Status (inkl. Nummerierung):	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:	Kiefern-Eichenwald (Pino-Quercetum) oder Waldmeister-Buchenwald (Galio odorati-Fagetum)
Bodentyp:	Braunerde aus Tertiärsanden (OSM) mit Lösslehmdeckschicht
Bodenart:	Ls3 (mittel-sandiger Lehm) (1998: Lts)
Humusform:	Rohhumus (L+++, F+++, H+++, Ah)
PH-Wert:	3,0 (1998: 3,2)
NFKWe:	139
C/N-Verhältnis:	23,7 (1998: 19,1)
Organischer Gehalt [%]:	13,8 (1998: 12,0)
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Keine bekannt
Datenquelle:	Beck (pers. Mittl.); Filser (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	08.11.2000
Wetterbedingungen:	Sonnig, trocken (Lufttemperatur: 10 – 12°C)
Bodenzustand:	Temperatur des Mineralbodens: 0 cm = 8,1°C, 5 cm = 8,7°C, 10 cm = 9,0°C

Kommentar:

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

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 7
Code :	SCG
Name und Bundesland:	Scheyern II (Bayern)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Tertiäres Hügelland
Geographische Lage:	R: 44590, H: 53727 (11,444 O; 48,491 N)
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	490; leichte Hanglage
Naturraum:	Donau-Isar-Hügelland
Legal Status (inkl. Nummerierung):	FAM-Fläche
Niederschlag [mm/a]:	833
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	7,4
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Grünland (Weide)
Potentielle natürliche Vegetation:	Kiefern-Eichenwald (Pino-Quercetum) oder Waldmeister-Buchenwald (Galio odorati-Fagetum)
Bodentyp:	Braunerde aus Tertiärsanden (OSM) mit Lösslehmdeckschicht
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:	08.11.2000
Wetterbedingungen:	Sonnig (8 – 9 °C); trocken
Bodenzustand:	Temperatur des Mineralbodens: 0 cm = 8,2 – 9,6°C, 5 cm = 8,6 – 9,1°C, 10 cm = 8,5 – 9,0°C

Kommentar:

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

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 8
Code :	SCA
Name und Bundesland:	Scheyern III (Bayern)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Tertiäres Hügelland
Geographische Lage:	R: 44590, H: 53727 (11,444 O; 48,491 N)
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	500; flach
Naturraum:	Donau-Isar-Hügelland
Legal Status (inkl. Nummerierung):	FAM-Fläche
Niederschlag [mm/a]:	833
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	7,4
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Acker
Potentielle natürliche Vegetation:	Kiefern-Eichenwald (Pino-Quercetum) oder Waldmeister-Buchenwald (Galio odorati-Fagetum)
Bodentyp:	Braunerde (Pseudogley) aus lehmiger Deckschicht über tonig-lehmigem Tertiärmaterial (OSM)
Bodenart:	Lt3 (mittel-toniger Lehm)
Humusform:	-
PH-Wert:	5,9
NFKWe:	141
C/N-Verhältnis:	20,3
Organischer Gehalt [%]:	5,9
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Keine bekannt
Datenquelle:	Fa. Geocomp
Datum der Probennahme:	08.11.2000
Wetterbedingungen:	Sonnig (8 – 9 °C); trocken
Bodenzustand:	Temperatur des Mineralbodens: 0 cm = 8,0 – 8,2°C, 5 cm = 8,1 – 10,3°C, 10 cm = 7,4 – 7,7°C

Kommentar:

Die Fläche gehört zu einem seit ca. 10 Jahren intensiv untersuchten Mosaik von unterschiedlich kultivierten Agrarflächen (AUERSWALD et al., 1996), wobei die Abhängigkeit des Vorkommens der Mikroorganismen und Mesofauna von der Bewirtschaftungsintensität im Mittelpunkt des Interesses stand (FROMM, 1998). Die Ackerzahlen schwanken von 25 – 65 Bodenpunkten. Die Probenfläche ist FAM-intern kodiert als RP 280080. Sie wurde bisher nicht beprobt.

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 9
Code :	NOG
Name und Bundesland:	Nordenham (Niedersachsen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Sietland (Küstennähe)
Geographische Lage:	R: 34670, H: 59325
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	4; flach
Legal Status (inkl. Nummerierung):	BDF Niedersachsen (Nr. 034-L)
Niederschlag [mm/a]:	821
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	9,2
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Wiese (Molinio arrhenatheretea)
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp: typ. Brackmarsch	
Bodenart:	Tu3 (mittel schluffiger Ton)
Humusform:	-
PH-Wert:	5,3
NFKWe:	50
C/N-Verhältnis:	10,3
Organischer Gehalt [%]:	11,5
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Hohe Belastung des Bodens, vor allem mit Blei (Pb: 340 mg/kg; Cu: 150 mg/kg, Dioxine ca. 45 ng/kg)
Datenquelle:	NLfB, Höper (pers. Mittl.); Ruf (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	23.05.2000
Wetterbedingungen:	sonnig, warm, trocken
Bodenzustand:	eher trocken
Kommentar:	Parallel zu den hier vorgestellten Untersuchungen werden auf der gleichen Fläche die Collembolen (ZUK 1999) sowie die Mikrobiologie (Höper, pers. Mittl.) untersucht. Zu dieser Fläche existiert ein Vergleichsstandort mit ähnlichen Bodeneigenschaften, aber ohne Belastung (Breddewarden). Die Schwermetallgehalte liegen jeweils um den Faktor 3 über den Vorsorgewerten der BBodSchV (1999) und um den Faktor 2 (Blei) bzw. 3 (Kupfer) über den für den Pfad Boden-Bodenorganismen vorgeschlagenen Prüfwerten (Wilke, pers. Mitl.).

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 10
Code :	GOG
Name und Bundesland:	Gorleben (Niedersachsen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Wendland
Geographische Lage:	R: 36577, H: 58826
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	15; flach
Legal Status (inkl. Nummerierung):	BDF Niedersachsen (Nr. 048-L)
Niederschlag [mm/a]:	546
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	8,6
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Wiese (<i>Phalaridetum arundinaceae</i>)
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Gley-Auenboden
Bodenart:	Tu3 (mittel schluffiger Ton)
Humusform:	-
PH-Wert:	5,5
NFKWe:	138
C/N-Verhältnis:	13,4
Organischer Gehalt [%]:	16,3
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Hohe Gehalte an Dioxinen und Schwermetallen (Dioxine: 280 ng/kg, Pb: 320 mg/kg, Cu: 360 mg/kg)
Datenquelle:	NLfB, Höper (pers. Mittl.); Ruf (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	02.06.2000
Wetterbedingungen:	sonnig, trocken
Bodenzustand:	trocken
Kommentar:	Parallel zu den hier vorgestellten Untersuchungen werden auf der gleichen Fläche die Collembolen (ZUK 1999) sowie die Mikrobiologie (Höper, pers. Mittl.) untersucht. Zu dieser Fläche existiert ein Vergleichsstandort mit ähnlichen Bodeneigenschaften, aber ohne Belastung (Breddewarden). Die Schwermetallgehalte liegen jeweils um den Faktor 3 (Blei) bzw. 6 (Kupfer) über den Vorsorgewerten der BBodSchV (1999) und um den Faktor 1,5 (Blei) bzw. 6 (Kupfer) über den für den Pfad Boden-Bodenorganismen vorgeschlagenen Prüfwerten (Wilke, pers. Mitl.).

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 11
Code :	CRA
Name und Bundesland:	Crailsheim (Baden-Württemberg)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Hohenloher Land
Geographische Lage:	R: 35704, H: 54541 (9,968 O; 49,221 N)
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	410; flach
Naturraum:	Hohenloher-Haller Ebene
Legal Status (inkl. Nummerierung):	Privatfläche
Niederschlag [mm/a]:	800
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	7,9
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Acker
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Pelosol, pseudovergleyt, (Mergel: Dolomit, Kalk, Sand)
Bodenart:	Lt3 (mittel-toniger Lehm)
Humusform:	-
PH-Wert:	7,1
NFKWe:	154
C/N-Verhältnis:	21,7
Organischer Gehalt [%]:	12,7
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Nicht bekannt
Datenquelle:	Beck (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	08.05.2000
Wetterbedingungen:	Sonnig, trocken
Bodenzustand:	Keine Angaben

Kommentar:

In der Nähe der beprobten Ackerfläche liegen mehrfach beprobte Flächen (ein Mischwald, ein Nadelwald und eine Wiese), die im Rahmen des PAÖ-Programms des Landes Baden-Württemberg untersucht wurden. Außerdem wurde ein benachbarter Mischwald im November 1998 im Vorläufervorhaben beprobt. Der hohe Anteil organischer Substanz kann – zumindest teilweise - durch den Untergrund (kalkreiche Mergel) erklärt werden.

Kenndaten der “UBA-Standorte”:	Nr. 12
Code :	HAA
Name und Bundesland:	Frankfurt-Harheim (Hessen)
Wuchsgebiet bzw. Region:	Wetterau
Geographische Lage:	R 347760; H 556180
Höhe [m ü. NN] und Exposition:	105 m; flach
Legal Status (inkl. Nummerierung):	Privatfläche
Niederschlag [mm/a]:	650 mm
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]:	9,5 °C
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation):	Acker (Weizen)
Potentielle natürliche Vegetation:	?
Bodentyp:	Braunerde (Fluvisol)
Bodenart:	Lu (schluffiger Lehm)
Humusform:	-
PH-Wert:	4,5
NFKWe:	270
C/N-Verhältnis:	16,8
Organischer Gehalt [%]:	5,7
Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen:	Düngung 1999: 200 kg/ha NPK Pflanzenschutzmittelausbringung: 2 L/ha Stomp (Wirkstoff: Pendimethalin) und 1 L/ha IPU (Wirkstoff: Isoproturon)
Datenquelle:	Herr Quirin, Herr Förster (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme:	27.04.2000
Wetterbedingungen:	Sonnig, trocken (ca. 20°C)
Bodenzustand:	Mäßig trocken
Kommentar:	In der Nähe der beprobten Ackerfläche liegt eine Wiese (HAG), die 1998/99 im Rahmen eines EU-Projekts bodenbiologisch beprobt wurde (FÖRSTER et al., 1999).

Kenndaten der “UBA-Standorte”:**Nr. 13**

Code : HAG
Name und Bundesland: Frankfurt-Harheim (Hessen)
Wuchsgebiet bzw. Region: Wetterau
Geographische Lage: R 347760; H 556180
Höhe [m ü. NN] und Exposition: 105 m; flach
Legal Status (inkl. Nummerierung): Privatfläche

Niederschlag [mm/a]: 650 mm
Mittlere Lufttemperatur [°C/a]: 9,5 °C
Aktuelle Vegetation (inkl. Assoziation): Grünland
Potentielle natürliche Vegetation: ?

Bodentyp: Braunerde (Fluvisol)
Bodenart: Lu (schluffiger Lehm)
Humusform: -
PH-Wert: 5,4
NFKWe: 270
C/N-Verhältnis: 10,9
Organischer Gehalt [%]: 7,8

Maßnahmen, Besonderheiten, Belastungen: Keine bekannt

Datenquelle: Förster (pers. Mittl.)
Datum der Probennahme: 27.04.2000
Wetterbedingungen: Sonnig, trocken, warm (20°C)
Bodenzustand: Temperatur des Mineralbodens: 0 cm = 9,6 – 21°C,
5 cm = 15,0°C, 10 cm = 13,5 - 9,0°C

Kommentar:

Die beprobte Wiesenfläche wurde 1998/99 im Rahmen eines EU-Projekts bodenbiologisch beprobt (FÖRSTER et al., 1999).

4.2 Zusammenfassende Darstellung und Zuordnung zu Standorttypen

Auf den folgenden Seiten werden die wichtigsten Informationen zu den 21 im Zuge beider Vorhaben beprobten Standorten zusammengefasst (Tab. 4-2 und Tab. 4-3). Die Standorte sind hier nach ihrer Nutzungsform Acker, Grünland oder Wald geordnet aufgeführt. 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 Parameter (abgekürzt als A, P, F, N, O) wurden anschließend für die Zuordnung zu den Standorttypen (vgl. Kap. 3) herangezogen. In Fällen veränderter Standortcharakteristika der erneut beprobten Standorte finden sich die 1998er Messwerte in Klammern hinter den im Jahre 2000 ermittelten Daten. Nur in fünf Fällen änderten sich Messwerte (meist bei der Bodenfeuchte), was aber nur zweimal zu einer Neu-Einstufung bei der Klassifikation führte. Lagen zu einem dieser fünf Standortparametern mehrere Angaben vor, wurde meist der Mittelwert oder, bei Vorlage entsprechender Hinweise, der wahrscheinlichere Wert für die Klassifikation der 21 Standorte herangezogen (Tab. 4-3). In der Tab. 4-4 werden die 21 Standorte anhand ihrer Klassifikation zu einem bestimmten Standorttyp (Nummerierung zwischen 1 und 116) zugeordnet. In einem weiteren Klassifikationsschritt wurden diese Standorte sekundär weiter zusammengefasst. Dies geschieht zum einen durch eine Aggregation der Standorttypen anhand der Clusteranalyse (letzte Spalte von Tab. 4-4), wobei in einzelnen Fällen ein Parameter (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 an 20 der 23 beprobten Standorte in den Klassen 3 oder 4 lag; d.h. die Differenzierung anhand dieses Parameter erbrachte nur wenig neue Information.

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.

Tab. 4-2: Allgemeine Angaben zu den 21 beprobten "UBA-Standorten"

Code	Fläche	Region	Status	Vegetation	Höhe [m]	Humusform	Datenquelle
SBA	Schmallenberg III	Sauerland	- (IUCT-Fläche)	Acker	410	-	Dreher o.J.
SCA	Scheyern III	Tertiär Hügelland	- (FAM-Fläche)	Acker	500	-	Fa. Geocomp
CRA	Crailsheim	Hohenloher Land	Privatfläche	Acker	410	-	Beck o.J.
HAA	Frankfurt-Harheim	Wetterau	Privatfläche	Acker	105	-	Förster o.J.
BRG	Breddewarden	Sietland	Landes-DBF	Grasland	2	-	Ruf o.J.
AKG	Aher Kämpfe	Weseraue	Landes-DBF	Auenwiese	66	-	Ruf o.J.
SBG	Schmallenberg I	Sauerland	- (IUCT-Fläche)	Krautige Brache	490	-	Dreher o.J.
SCG	Scheyern II	Tertiär Hügelland	- (FAM-Fläche)	Weide	490	-	Filser o.J.
NOG	Nordenham	Sietland	Landes-DBF	Wiese	4	-	Ruf o.J.
GOG	Gorleben	Wendland	Landes-DBF	Wiese	15	-	Ruf o.J.
HAG	Frankfurt-Harheim	Wetterau	Privatfläche	Grünland	105	-	Förster o.J.
CRG	Crailsheim	Hohenloher Land	Privatfläche	Grünland	400	-	Beck et al. 2001
SBB	Schmallenberg II	Sauerland	- (IUCT-Fläche)	Buchen	520	Moder	Dreher o.J.
LUB	Luess	Südheide	EU Level II	Buchen/Eichen	115	rohhumusart. Moder	BMELF 1997
EHE	Ehrhorn	Nordheide	Landes-DBF	Eichen	109	Moder	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	525	Of-Mull	BMELF 1997
NIB	Niddahänge	Vogelsberg	Naturwaldreservat	Buchen	580	F-Mull	Hess. FA 1998
TAM	Tannenbusch	Niederrhein	EU Level II	Buchen/Eichen	30	Moder	BMELF 1997
SCF	Scheyern I	Tertiär Hügelland	- (FAM-Fläche)	Fichte	480	Rohhumus	Filser o.J.
BBK	Beerenbusch	Mark Brandenburg	EU Level II	Kiefer	75	Moder	BMELF 1997
CRM	Crailsheim	Hohenloher Land	Landes-DBF	Mischwald	420	Mull/Mullmoder	LfU BW 90, 94
CRF	Crailsheim	Hohenloher Land	Privatfläche	Fichte	420	L-Mull	Beck et al. 2001

Tab. 4-3: Standortmerkmale und –typen der 21 beprobten „UBA-Standorte“

Code	Bodenart	pH-Wert	Niederschlag [mm]	nFKWe	C/N-Verh.	Geh. an org. Substanz [%]				
						A	P	F	N	O
SBA	Ls2	5,4	940	83	10,4	4,1	3	3	3	2
SCA	Lt3	5,9	833	141	20,3	5,9	4	4	3	3
CRA	Lt3	7,1	800	154	21,7	12,7	4	5	3	4
HAA	Lu	4,5	650	270	16,8	5,7	2	3	3	3
BRG	Tu3	4,6	828	62 (122)	11,2	7,9	4	3	2 (3)	3
AKG	Ut4	5,4	722	156 (205)	9,3	8,0	4	3	3	3
SBG	Lt2	5,7	940	76	7,6	3,8	3	4	3	1
SCG	Sl4	4,8	833	191	10,1	9,2	3	3	3	2
NOG	Tu3	5,3	821	50	10,3	7,2	4	3	2	4
GOG	Tu3	5,5	546	138	13,4	9,3	4	3	2	4
HAG	Lu	5,4	650	270	10,9	7,8	2	3	3	3
CRG	Lts	6,8	800	?	11,6	20,6	3	5	?	4
SBB	Lt2	5,1	940	93	25,7	21,7	3	3	3	4
LUB	Sl3	2,9	730	134	23,9	2,5	1	1	3	2
EHE	Sl3	3,1	720	137	16,2	7,1	1	1	3	3
BEK	Su3	3,2	596	89	25,9	7,6	1	1	1	3
MEM	Su3	3,5	950	171	19,0	13,8	1	1	4	4
NIB	Uls	3,9	1120	255	14,4	11,5	2	2	4	4
TAM	Us	3,1	775	275 (257)	17,9	16,8	2	1	3	4
SCF	Ls3	3,0	833	139	23,7 (19,2)	13,8 (12,0)	3	1	3	4 (3)
BBK	S	3,4	600	95	20,8	9,7	1	1	1	4
CRM	Lts	5,9	800	139	13,6	12,5	3	4	3	4
CRF	Lts	6,2	800	?	16,9	22,0	3	4	?	4

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

Code	Name	A	P	F	N	O	Gruppe	Cluster und Typ (falscher Param.)	
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	3	II	4	70 (N?)
MEM	Merzalben	1	1	4	3	4	II	4,5	71,80 (F)
NIB	Niddahänge	2	2	4	2	4	III	3	50 (F)
TAM	Tannenbusch	2	1	3	3	4	IV	?	?
AKG	Aher Kämpe	4	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	2	2	3	X	3	64 (N,O)
SCA	Scheyern III	4	4	3	4	3	XI	?	?
NOG	Nordenham	4	3	2	2	4	XII	?	?
GOG	Gorleben	4	3	2	2	4	XII	?	?
CRA	Crailsheim	4	5	3	4	4	XIII	6	89 (N)
HAA	Frankfurt-Harheim	2	3	3	3	3	XIV	?	?
HAG	Frankfurt-Harheim	2	3	3	2	3	V	?	?

Die Zuordnung von Standort zu Standorttypen nach den Vorgaben des Vorläufervorhabens ist sowohl auf der Ebene des einzelnen Typs als auch auf der der Cluster (jeweils rechte Spalte in Tab. 4-4) nicht sinnvoll: Von den sechs neu beprobten, nach eigener voriger Einschätzung anhand Bodeneigenschaften und –bearbeitung repräsentativen Acker- und Grünland-Standorten konnte nur eine Fläche einem Typus bzw. Cluster zugeordnet werden. Auch die Definition von nach „Expertenwissen“ zusammen gestellten „Gruppen“ hilft nicht wesentlich weiter, da neben dem Fehlen einer standardisierten, generell nachvollziehbaren Grundlage die Zuordnung als sehr fein erscheint: für vier der sechs Standorte musste eine neue Gruppe eingerichtet werden.

Daher wurde nach dem in Kapitel 8 vorgeschlagenen Konzept und den in Kapitel 3.3 beschriebenen ersten Ideen zur Umsetzung des Konzepts eine Neu-Zuordnung aller beprobten Standorte vorgenommenen (Tab. 4-5).

Tab. 4-5: Neu-Zuordnung der Standorte zu den Standorttypen nach der Nutzung sowie einer unterschiedlichen Kombination von Parametern (die Nutzungsebene entfällt hier, da diese schon durch die Nummer gegeben ist: (A = Acker, G = Grünland, W = Wald))

Standorttyp	Bodenart	PH-Wert	Entfällt	Probeflächen
A I	Sand	< 5	-	-
A II	Sand	> 5	-	-
A III	Anders	< 5	-	HAA
A IV	Anders	> 5	-	CRA, SBA, SCA

Standorttyp	Überflutung/Staunässe	PH-Wert	Bodenart	Probeflächen
G I	Ja	< 5	Sand	-
G II	Ja	> 5	Sand	-
G III	Ja	< 5	Anders	BRG
G IV	Ja	> 5	Anders	AKG, GOG, NOG
G V	Nein	< 5	Sand	-
G VI	Nein	> 5	Sand	-
G VII	Nein	< 5	Anders	SCG
G VIII	Nein	> 5	Anders	CRG, HAG, SBG

Standorttyp	PH-Wert	Bodenart	Feuchte	Probeflächen
W I	< 4,5	Sand	Feucht	EHE, LUB, MEM
W II	< 4,5	Schluff	Feucht	NIB, TAM
W III	< 4,5	Lehm	Feucht	SCF
W IV	< 4,5	Ton	Feucht	-
W V	< 4,5	Sand	Trocken	BBK, BEK
W VI	< 4,5	Schluff	Trocken	-
W VII	< 4,5	Lehm	Trocken	-
W VIII	< 4,5	Ton	Trocken	-
W IX	> 4,5	Sand	Feucht	-
W X	> 4,5	Schluff	Feucht	-
W XI	> 4,5	Lehm	Feucht	CRF, CRM, SBB
W XII	> 4,5	Ton	Feucht	-
W XIII	> 4,5	Sand	Trocken	-
W XIV	> 4,5	Schluff	Trocken	-
W XV	> 4,5	Lehm	Trocken	-
W XVI	> 4,5	Ton	Trocken	-

Von 28 möglichen Standorttypen sind demnach 11 durch die Probeflächen repräsentiert. Diese Zuordnung bildet die Grundlage für die Diskussion der biologischen Ergebnisse (Kap. 6).

5. Bodenbiologische Methodik

5.1 Auswahl der verwendeten Organismengruppen

Im Vergleich zum Vorläufervorhaben wurden keine Änderungen hinsichtlich der beprobten Organismengruppen vorgenommen. So gibt es zum Beispiel seit 1999 keine gravierenden Änderungen, die eine Aufnahme der Mikroorganismen – trotz ihrer unbezweifelbaren ökologischen Wertigkeit – rechtfertigen würden, denn es stehen immer noch keine standardisierten Methoden zur Verfügung, mit denen die Mikroben im Routinebetrieb qualitativ erfasst werden könnten. Ebenso konnte bisher das Problem nicht gelöst werden, dass mit keiner Methode die Mehrheit oder gar alle Mikroorganismen eines Bodens erfasst werden können. 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. Gegenwärtig wird intensiv diskutiert, ob eine Kombination vorhandener Ansätze (z.B. HÖPER 1999; MULDER 2001) mit dem BBSK-Konzept möglich ist (RÖMBKE & KALSCH 2000).

Aufgrund der Literaturstudie “Bodenfauna und Umwelt” (RÖMBKE et al., 1997) sowie den Erfahrungen beim Einsatz vergleichbarer Konzepte in der terrestrischen Ökotoxikologie werden die folgenden Tiergruppen als prinzipiell geeignet für das BBSK-Konzept eingeschätzt (mit Angabe der Bearbeiter im hier beschriebenen Vorhaben):

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

Wie schon im Vorläufervorhaben konnte die prinzipiell als äußerst geeignet anzusehende artenreiche Gruppe der Springschwänze (Collembola) aufgrund fehlender Arbeitskapazitäten in diesem Vorhaben leider nicht bearbeitet werden (HOPKIN, 1997). Allerdings konnte in diesem Vorhaben die Nematodenfauna an allen Standorten erfasst werden. Ebenso wurde an allen Untersuchungsstandorten der Köderstreifen-Test (VON TÖRNE, 1990a,b; KRATZ, 1998) als Vertreter der Methoden zur Erfassung ökosystemarer Funktionen (hier: der Fraßrate) eingesetzt.

5.2 Probennahme im Freiland und Weiterverarbeitung

Auf der Grundlage der Erfahrungen im Vorläufervorhaben und der Literatur (DUNGER & FIEDLER, 1997) wurden folgende Methoden zur Probennahme sowie zur Proben-Verarbeitung verwendet:

- Regenwürmer:
Handauslese vor Ort von 50 * 50 cm Proben (Tiefe: ca. 25 cm; standortabhängig) mit anschließender Formolaustreibung (0,2 %; 5 L pro Probenstelle); Fixierung der Tiere zuerst in 70 % Alkohol, dann in 4 % Formol und dann zur Dauerlagerung wieder in 70 % Alkohol.
- Enchytraeen:
Stechbohrerproben (Durchmesser: 5,3 cm) mit anschließender Nassextraktion und Lebendbestimmung; mit Ausnahme einiger Belegexemplare keine Dauerlagerung (RÖMBKE, 1995).
- Moosmilben und Raubmilben:
Stechbohrerproben (Durchmesser: 5,3 cm) mit anschließender Trockenextraktion (Berlese) und Lagerung in 70 % Alkohol; alle übrigen Tiergruppen in diesen Proben werden ohne weitere Bearbeitung aufbewahrt
- Nematoden:
Stechbohrerproben (Durchmesser: 5,3 cm) 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, verrottendes Holz etc.); Fixierung der Tiere zuerst in 70 % Alkohol
- Köderstreifen:
Standardbeprobung von 4 Gruppen a 16 Köderstreifen pro Standort mit einer individuell festzulegenden Expositionszeit von x Tagen (KRATZ, 1998)

Mit Ausnahme der Regenwurmbeprobung erfolgte jede Probennahme 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: Äcker: insgesamt 10 cm des Mineralbodens). Da für eine einmalige qualitative Erfassung die zu verwendende Replikatzahl so hoch wie möglich sein sollte, stellt die räumliche Heterogenität des Organismenvorkommens den begrenzenden Parameter nach unten und der jeweils zu betreibende Aufwand den begrenzenden Parameter nach oben dar. Ausgehend von diesen Vorüberlegungen wurden in Anlehnung an DUNGER & FIEDLER (1997) die folgenden 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)	9 Proben * 1 Schicht	= 9
-	Asseln, Doppel- und Hundertfüsser	Qualitativ; mind. 5 Stellen a 1/16 m ²	
-	Köderstreifen	3 * 16 Streifen (insgesamt 768 Köder)	

Da bei einmaliger Probennahme quantitative Parameter meist weniger verlässlich sind als qualitative Parameter wird bei der Auswertung primär die Artenzusammensetzung verwendet (bei den Nematoden auch die Aufteilung in trophische Gruppen). Bei einigen Tiergruppen wie den Regenwürmern 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 verwendeten Methoden ist dem Bericht des Vorläufervorhabens zu entnehmen.

Im Gegensatz zu den Tiergruppen der Mesofauna treten die Arten der Makrofauna (speziell Asseln, Doppelfüßer, Hundertfüßler) nur in sehr geringer Individuendichte auf. Dieses Problem ist besonders an Grünland- und Ackerstandorten evident, wo aufgrund der menschlichen Nutzung die normale Abundanz und Artenzahl sehr niedrig ist. Um verlässliche Aussagen über die Artengemeinschaft treffen zu können ist daher eine Mindestanzahl (ca. 25) von Individuen nötig, wofür mehrere Methoden zur Verfügung stehen (z.B. die Handauslese, manuelle Aufsammlungen oder Bodenfallen). Eine Gegenüberstellung der Vor- bzw. Nachteile dieser drei Verfahren ist dem Bericht des Vorläufervorhabens zu entnehmen.

5.3 Organisation der Probennahme an den 15 Standorten

Die Probennahme wurde durch den jeweils nächstgelegenen Partner durchgeführt. Anschließend wurden die Proben an die verschiedenen Bearbeiter verschickt, wobei auf eine ausreichende Kühlung während des Transports geachtet wurde. Alle Messparameter wurden an allen 15 Untersuchungsflächen erhoben. Im einzelnen sah die Probennahme wie folgt aus (Tab. 5-1):

Tab. 5-1: Durchführung der Probennahme an den 15 Standorten

Standort	Durchführung durch	Datum	Bemerkung
AKG	Uni HB	05.06.2000	
NOG	Uni HB	23.05.2000	
GOG	Uni HB	02.06.2000	
BRG	Uni HB	22.05.2000	
CRA	SMNK, ECT	08.05.2000	
HAA	SMNK, ECT	27.04.2000	Makrofauna: 9 Proben
HAG	SMNK, ECT	27.04.2000	Makrofauna: 9 Proben
NIB	SMNK	26.04.2000	
SBA	Alle	14.03.2000	Regnerischer Tag
SBB	Alle	14.03.2000	Regnerischer Tag
SBG	Alle	14.03.2000	Regnerischer Tag
SCA	SMNK, ECT	08.11.2000	
SCF	SMNK, ECT	08.11.2000	
SCG	SMNK, ECT	08.11.2000	
TAM	SMNK, ECT	14.04.2000	

5.4 Diskussion der Probennahmemethodik

Ziel der 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, d.h. die Begrenztheit der Ressourcen ist zu bedenken.

Generell wurden bei den Probennahmen die positiven Erfahrungen des Vorläufervorhabens bestätigt. Insbesondere ist hervorzuheben, dass

- die Unterstützung und das Interesse der lokalen Betreuer und Behörden hoch war (z.B. halfen sie an 3 Flächen beim Einholen und der Rücksendung der Köderstreifen);
- die Größenordnung der Flächen und das Probendesign im allgemeinen angemessen waren;
- 6 Replikate (Makrofauna) und 9 Replikate (Mesofauna) erscheinen ausreichend.

Auch für das langfristige Biomonitoring von Waldstandorten werden nicht mehr als 6 Replikate für die Bodenfauna verlangt (THOMAS et al., 1995), während in der neuesten Fassung der LABO zur Beprobung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (vgl. BARTH et al., 2000) etwas andere Empfehlungen gegeben werden. Die Replikatanzahl pro Fläche ist für Anneliden durchgehend zehn; (hier 9 für die Enchytraeen und 6 für die Regenwürmer). Für letztere wird zudem zusätzlich zur Handauslese und der Formalinaustreibung eine Kempsonextraktion von 500 cm² ausgestochenen Boden empfohlen, mit der vor allem sehr kleine, d.h. meist juvenile Individuen erfasst werden können. Für den Einsatz in der Bodenklassifikation ist dies nicht unbedingt erforderlich, weil die qualitative Erfassung durch diese Fangergebnisse kaum verändert werden.

Probleme konnten bei der Probennahme nicht festgestellt werden. Aufgrund der Nutzung der meisten Untersuchungsstandorte (Grünland bzw. Äcker) waren die Individuenzahlen bei einigen der beprobten Tiergruppen allerdings – wie erwartet – so niedrig, dass wahrscheinlich nicht genug Arten zur Differenzierung von gestörten bzw. ungestörten Flächen auftraten. Die im Endbericht des Vorläufervorhabens genannten Schlussfolgerungen sind daher nur leicht zu modifizieren:

- Bei jeder Beprobung sollten 1 kg Oberboden (möglichst luftgetrocknet, abgesiebt) kühl und trocken gelagert werden, um Nachmessungen einzelner Standortparameter 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 bewährt (die Makrofauna ist für genutzte Standorte nicht zu empfehlen);
- die Einbeziehung der Gruppen der Nematoden und Collembolen in die für die weitere Entwicklung des BBSK-Konzepts zu empfehlende „Tiergruppen-Batterie“ ist notwendig.

5.5 Auswertungsmethoden

Basis der Auswertung ist jedem Fall die qualitative Zusammensetzung der jeweiligen Tiergruppe. Das heißt die Tiere wurden bis zu einem taxonomischen Niveau identifiziert, das eine ökologische Aussage ermöglicht. Bei Nematoden sind dies sog. „trophische Gruppen“, bei den übrigen Tiergruppen im Prinzip Arten. Die Arten lassen sich „rückschreitend“ ebenfalls gruppieren, wobei die Gesichtspunkte je nach Tiergruppe unterschiedlich sein können. Bei den Regenwürmern beispielsweise wird die Zusammenfassung der Arten nach drei Gilden vor allem vom Aufenthaltsort und Grabverhalten bestimmt: Humusbewohner, Mineralbodenbewohner und Tiefgräber (BOUCHE

1977). Bei Oribatiden geschieht die Zusammenfassung in 7 Gruppen nach phylogenetisch-systematischen Gesichtspunkten, die durchaus eine ökologische Charakteristik implizieren.

Eine präzise Analyse der Zönose als Grundlage eine Bodenbiologischen Standort-Klassifikation ist in der Regel jedoch die Determination der einzelnen Arten. Schließlich ist die Art, in ihrer Definition als potentielle Reproduktionsgemeinschaft, bzw. die Population als ihr real existierendes Korrelat, der Träger aller biologischer und ökologischer Informationen, die ihren Lebensraum – in unserem Sinne den Standort – charakterisieren können. Die Aussage über das rein qualitative Artenspektrum wird jedoch für nahezu alle Auswertungen, seien es Indices oder statistische Analysen, durch einen „semiquantitativen“ Parameter, die Dominanz, ergänzt. Während die Abundanz oder Siedlungsdichte, also ein rein quantitativer Parameter, sehr stark von Jahreszeit und Wetterverlauf abhängig ist, schwankt die relative Häufigkeit, eben die Dominanz, wesentlich geringer. Auf der anderen Seite ergänzt die Dominanz aber die rein qualitative Aussage, ob eine Art vorkommt oder nicht, um die Aussage, dass sie bei Vorkommen an einem Standort in der Regel dominant oder rezedent oder nur in wenigen einzelnen Individuen vorkommt.

Ökologische Indizes:

- Diversitätsindex nach Shannon und die Evenness: Grundlage ist die Dominanz der Arten einer Zönose und charakterisiert diese nach dem Gesichtspunkt der Vielfalt einerseits und ihrer Ausgeglichenheit andererseits. Hierbei spielt es keine Rolle, welche Arten vorkommen, es ist ein Maß für die α -Diversität; qualitative Beziehungen zu Standortmerkmalen können nicht festgestellt werden, Vergleiche mit anderen Zönosen bzw. Standorten nur auf der quantitativen Ebene. Bei der Bewertung mit Hilfe dieses Index ist jedoch – auch im Vergleich von Zönosen untereinander – Vorsicht geboten, da größte Artenvielfalt und Gleichverteilung der Arten, die einen hohen Indexwert ergeben, nicht automatisch als standortadäquat oder nachhaltig interpretiert werden dürfen, wie umgekehrt Artenarmut und hohe Dominanz einer oder weniger Arten nicht automatisch eine wie auch immer geartete Störung eines Standorts anzeigen. Daher ist die Berechnung von Diversitätsindices wegen der „Verschleierung von Primärdaten“ für eine Standortbewertung in der Regel ungeeignet (FRÜND 1994).
- Einen Vergleich zwischen zwei Zönosen und damit auch eine erste Annäherung an Vergleiche zwischen einem erwarteten und einem vorgefundenen Artenspektrum erlaubt der Artenidentitäts- oder Sørensen-Index, der ein Maß für die Übereinstimmung zweier „Artenlisten“ darstellt und damit ein Maß für die β -Diversität ist. Er liegt zwischen den Werten

0 und 1 bzw. 0 und 100 %, je höher, desto größer ist die Übereinstimmung zwischen dem Artenspektrum beider Zönosen. Berücksichtigt wird dabei lediglich das Vorkommen oder Fehlen einer Art.

- Der Dominanzidentitäts- oder Renkonen- Index vergleicht darüber hinaus die relative Häufigkeit, die Dominanz der Arten zweier Zönosen. Von jedem „Paar“ gleicher Arten wird der niedrigere Dominanzwert genommen, der sozusagen den beiden Standorten gemeinsamen Anteil repräsentiert. Die Addition dieser jeweils niedrigeren Dominanzen ergibt ebenfalls einen Wert zwischen 0 und 1 bzw. 0 und 100 %; letztes bedeutet völlige Übereinstimmung sowohl des Artenspektrums, als auch der relativen Häufigkeit der Arten beider Zönosen. Sowohl bei der Arten- wie Dominanzidentität kann der 100%-Wert nur erreicht werden, wenn die beiden verglichenen „Artenlisten“ gleich viele Arten umfassen. Alle genannten Indizes sind mit den entsprechenden Rechenverfahren bei MÜHLENBERG (1993) aufgeführt.

Statistische Auswertungsverfahren:

Korrespondenzanalyse: Die nachfolgenden Erläuterungen entstammen überwiegend der Hilfefunktion des Programms STATISTICA (STATSOFT INC., 1999), in welches die Korrespondenzanalyse integriert ist. Die Korrespondenzanalyse ist ein deskriptives bzw. exploratives Verfahren zur Analyse zwei- oder mehrdimensionaler Tabellen, welche in irgendeiner Form ein Maß für die Korrespondenz zwischen den Zeilen und Spalten enthalten. Die dabei gelieferten Ergebnisse sind denen der Faktorenanalyse ähnlich. Sie ermöglichen die Interpretation der in der Tabelle kategorialer Variablen enthaltenen Struktur. Das Ziel einer typischen Korrespondenzanalyse lässt sich wie folgt umschreiben: Man versucht, die Einträge in einer (m Zeilen, n Spalten) Tabelle von relativen Häufigkeiten mit Hilfe von Distanzen zwischen einzelnen Zeilen und/oder Spalten in einem Raum niedriger Dimension darzustellen. Man kann sich hierbei die n Spaltenwerte in jeder Zeile der Tabelle als Koordinaten in einem n-dimensionalen Raum vorstellen und die Distanzen zwischen den m Zeilenpunkten in diesem Raum berechnen. Die Distanzen zwischen den Punkten im n-dimensionalen Raum fassen dann sämtliche Informationen über Ähnlichkeiten zwischen den Zeilen in der Tabelle zusammen. Es sei nun angenommen, dass ein Raum niedrigerer Dimension existiert, in dem die Zeilenpunkte so angeordnet werden können, dass sämtliche – oder nahezu sämtliche – Informationen über die Differenzen zwischen den Zahlen erhalten bleiben. Man kann dann sämtliche Informationen über die Ähnlichkeiten zwischen den Zeilen in einer einfachen 1-, 2- oder 3-dimensionalen Grafik darstellen. Dabei steigt die Sicherheit der Aussagen von ökologischen Erfassungen mit dem Umfang des untersuchten Artenspektrums (FRÜND 1995).

TWINSpan bildet die Grundlage des Ansatzes "RIVPACS" (**R**iver **I**nvertebrate **P**rediction and **C**lassifikation **S**ystem; WRIGHT et al. 1989; WRIGHT et al. 1994). Hierbei wird eine biologische Klassifizierung nicht verschmutzter Gewässerabschnitte mit dem Ziel angestrebt, ein Referenzsystem zu schaffen, nach dem Vorhersagemodelle für die Makroinvertebraten-Fauna an zu überwachenden Standorten aufgestellt werden können. Dabei werden Kausalitäten zwischen diversen Umweltfaktoren (einzelne Kenngrößen der Standorte) und der beobachteten Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft ermittelt. Abweichungen beobachteter Lebensgemeinschaften belasteter Fließgewässer von der erwarteten Zusammensetzung können festgestellt und bewertet werden. Aufgrund der vergleichbaren Fragestellung im BBSK-Ansatz wurde diese Vorgehensweise auf die vorliegenden Standorte und Biozönosen erprobend angewandt. Die Auswertung basiert darauf, dass zunächst die Standorte und Biozönosen zwei-dimensional in Tabellen gruppiert werden. Dabei wird die Beziehung zwischen beiden so klar wie möglich dargestellt. Je vergleichbarer die Standorte sind, desto näher liegen sie zusammen. Es erfolgt schrittweise eine Gruppenbildung. Im vorliegenden Fall wurden entstehende Standortgruppierungen solange weiter aufgetrennt, bis sich Gruppen von maximal fünf Standorten gebildet hatten. Die Aufsplittung auf unterschiedlichen Ebenen (Levels) ist dabei ein Indikator für die Ähnlichkeit der Standorte. Standorte, die bereits auf Level 1 voneinander getrennt werden, weisen beispielsweise eine größere Differenz auf als Standorte, die erst auf Level 2 in unterschiedliche Gruppen fallen. Mit einer nachgeschalteten multiplen Diskriminanzanalyse kann des Weiteren die Beziehung zu den einzelnen Umweltparametern hergestellt werden. Bei einer zusätzlich durchgeführten Kreuzvalidierung wird schließlich nacheinander jeweils ein Standort aus der Grundgesamtheit herausgenommen und überprüft, mit welcher Wahrscheinlichkeit dieser Standort wieder korrekt in die Grundgesamtheit eingegliedert werden würde. Im vorliegenden Vorhaben wurde nur der erste Auswertungsschritt durchgeführt.

Bei allen statistischen Auswertungsverfahren ist zu beachten, dass immer die biologisch fachbezogene Interpretation das entscheidende Kriterium für die Qualität der Datenauswertung ist (FRÜND 1995). Diese Interpretation wird erheblich erleichtert, wenn die oft großen und unübersichtlichen Datenmengen (siehe z.B. den Anhang dieses Berichts) visualisiert werden. Dabei muss die Nachvollziehbarkeit, d.h. ein enges Verhältnis zwischen Rohdaten und Darstellung bzw. Auswertung, gegeben sein.

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 auf die Struktur der Nematodenzönose nachgewiesen (BONGERS, 1990).

Im Gegensatz zu den weiteren Tiergruppen, die in diesem Projekt bearbeitet wurden, wurden die Nematoden bislang nicht systematisch in derartige Untersuchungen einbezogen. Aufgrund der zahlreichen Vorteile werden sie jedoch 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.

6.1.2 Material und Methoden

Von den neun Probenahmestellen wurden jeweils drei vereinigt (Probe 1: Stellen 1/4/7 bzw. 1/3/7; Probe 2: Stellen 2/5/8 bzw. 2/4/8; Probe 3: Stellen 3/6/9 bzw. 5/6/9), gut durchmischt und zur Bestimmung ein Aliquot entnommen. Für die Auswertung wurden die Ergebnisse der drei Einzelproben gemittelt. Für die Berechnung der verschiedenen Indizes wurde von den Mittelwerten ausgegangen.

Zur Extraktionsmethodik der Nematoden, die in dem Vorläuferprojekt beschrieben wurde, ergaben sich geringfügige Änderungen, so dass im Folgenden die Vorgehensweise nochmals beschrieben wird. Die Proben wurden mit ca. 75 ml Wasser und 4 g Kaolin aufgeschlämmt, anschließend abzentrifugiert (1.800 g; 5 min) und der Überstand durch ein Sieb (Maschenweite 0,45 µm) gegeben. Das Pellet wurde zwei weitere Male mit MgSO₄-Lösung (Dichte 1,2) aufgeschlämmt, abzentrifugiert und der Überstand abfiltriert. Die Überstände, in denen sich die Nematoden befanden, wurden vereinigt. Das Absetzen der Nematoden erfolgte unter wiederholtem leichtem Schütteln über einen Zeitraum von 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 konisch zulaufendes Gefäß und erneutem Absetzen der Tiere erfolgte eine Einengung auf < 5 ml. Zur Fixierung der Tiere wurde 10 ml heiße (80 °C) Fixierlösung (88 ml H₂Odest + 11 ml Formalin 37 %-ig + 1 ml Propionsäure) zugegeben. Anschließend wurde das Volumen in ein Rollrandglas (20 ml) überführt, wobei das konisch zulaufende Gefäß mit Fixiermittel ausgespült wurde.

Die Erfassung der Nematodenfauna erfolgte durch 3-maliges Auszählen eines Aliquots. Die Zuordnung der Familien zu Ernährungstypen basierte auf BONGERS (1994), HUNT (1993) und SIDDIGI (2000), die CP-Klassifizierung auf YEATES et al. (1993) sowie BONGERS & BONGERS (1998).

6.1.3 Ableitung von Erwartungswerten

Zur Charakterisierung der Nematodenbiozönose als Indikator für den Bodenzustand werden verschiedene Qualitätsindizes berechnet. Ein sehr häufig angewandter Parameter ist der Maturity Index von BONGERS (1990). Dieser stellt ein Maß dar, ob der Boden stärker von sich stark vermehrenden „colonizers“ oder

von eher persistenten Nematoden besiedelt ist. Ein großer Anteil an „colonizers“ deutet auf eine akute Störung der Population hin. Für die Berechnung 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. Deutliche Veränderungen innerhalb dieses Index ergeben sich beispielsweise bei einem Standort, dessen Population durch Düngung oder Begasung gestört wurde (ETTEMA & BONGERS, 1993). Die Berechnung des Maturity Index sollte nur auf der Basis der Nicht-Phytophagen erfolgen. Phytophage Organismen reagieren beispielsweise auf Nährstoffeinträge umgekehrt proportional zu den übrigen Organismen. Bei einer gemeinsamen Erfassung würden somit Unterschiede nivelliert. Neben dem PPI für Phytophagen kann analog zum MI für jeden Ernährungstyp getrennt ein Reifeindex berechnet werden (BONGERS et al., 1997), wodurch weitere Informationen erhalten werden.

In Tab. 6.1-1 sind weitere häufig angewandte Parameter zur Charakterisierung der Nematodenbiozönose und ihre Aussage aufgeführt.

Die Indizes sind in der Literatur schwerpunktmäßig im Rahmen von Untersuchungen beschrieben, in denen unterschiedliche Anbaubedingungen oder Nutzungen verglichen werden bzw. eine Nutzungsänderung zeitlich verfolgt wird. Für den MI liegt ein Beurteilungsmaß vor. So sind nach BONGERS & FERRIS (1999) Werte von < 2 bei nährstoffreichen, gestörten Standorten und Werte bis zu 4 bei ungestörten, stabilen Böden zu erwarten.

Tab. 6.1-1: Parameter zur Beschreibung der Nematodenbiozönose an einem Standort (Auswahl)

Parameter	Interpretation	Literaturstelle
Abundanz	Art-/Familien-/Populationsdichte	
Trophische Struktur	Populationsdichte und Produktivität, gekoppelt mit Nahrungsquellen	
Anteil der Organismen mit CP 1	Indikator für Nährstoffeintrag	Bongers & Ferris, 1999
Anteil der Organismen mit CP 2	Allgemeine Opportunisten; Anstieg als Stressindikator	
Anteil der Organismen mit CP 3-5	Indikator für Stabilität des Standorts	
Maturity Index MI	Indikator für die Stabilität eines Standortes; je größer die Anzahl an persistenten Familien, desto höher der Wert	Bongers, 1990
Maturity Index MI (2-5)	MI unter Elimination der Nematoden, die Nährstoffeintrag anzeigen, zur Erhöhung der Indikatorfunktion für Schadstoffbelastung	Bongers & Ferris, 1990
Plant Parasite Index	Analog zu MI, jedoch auf Phytophage bezogen; je höher der Wert, desto höher die Pflanzenproduktion	Bongers, 1990
F/B	Indikator für Dekomposition (höherer Index, niedrigere Abbau-/Umbaurate)	Twinn, 1974
(F+B)/P	Indikator für Dekomposition (höherer Index, jüngere Böden, stärkeres Pflanzenwachstum)	McSorley & Frederick, 1996
Shannon Diversity Index	Diversität: wichtet seltene Taxa höher (höherer Index, größere Diversität)	Shannon & Weaver, 1949, Pielou, 1977
Simpson 's Diversity Index	Diversität: wichtet allgemeine Taxa höher (höherer Index, größere Diversität)	Pielou, 1977

6.1.4 Ergebnisse

Die Zusammensetzung der Biozönose auf Familienebene ist im Anhang Tabelle A-2 und A-3 zu

entnehmen. In Abb. 6.1-1 ist die Verteilung der Ernährungstypen dargestellt. Tab. 6.1-2 und Tab. 6.1-3 geben eine Zusammenfassung der Resultate sowie die Berechnung verschiedener Indizes wieder.

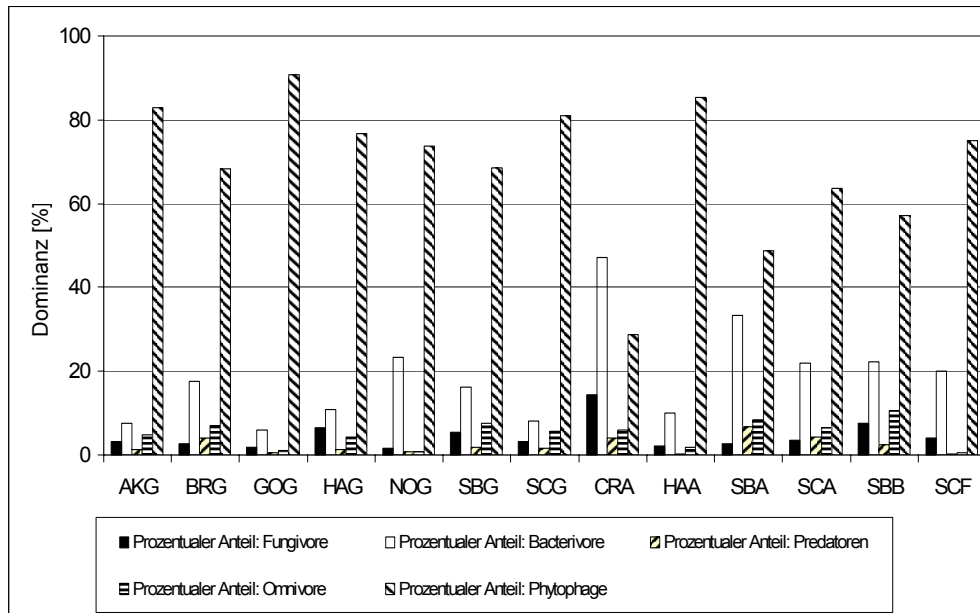


Abb. 6.1-1: Zusammensetzung der Biozönose an den einzelnen Standorten auf der Basis der unterschiedlichen Ernährungstypen, Probenahme Frühjahr 2000

Die Ergebnisse zeigen, dass die Abundanz der Nematoden und Familienverteilung in den Böden deutlich variiert. Auch in der prozentualen Verteilung der Ernährungstypen unterscheiden sich die Standorte, wobei jedoch mit Ausnahme des Standortes CRA generell nach den Phytophagen, unabhängig von der Nutzung, bacterivore Organismen die am stärksten vertretene Gruppe darstellen. Die weiteren Ernährungstypen (Fungivore, Predatoren, Omnivore) zeigen eine unterschiedliche Reihung, wobei die Predatoren jedoch nie an erster Stelle stehen. Deutliche Unterschiede sind in den verschiedenen Reifeindizes zu verzeichnen. So reicht beispielsweise der Maturity Index von 1,73 bis 3,25.

Tab. 6.1-2: Kenndaten der Nematodenpopulationen an den Grünlandstandorten, Probenahme Frühjahr 2000

		AKG	BRG	GOG	HAG	NOG	SBG	SCG
Anzahl an Familien (gesamt)		22	25	21	25	20	19	27
Anzahl an Familien: Fungivore		3	3	4	3	2	3	4
Anzahl an Familien: Bacterivore		6	7	7	7	6	7	9
Anzahl an Familien: Predatoren		2	3	2	3	2	2	3
Anzahl an Familien: Omnivore		4	6	2	5	2	3	4
Anzahl an Familien: Phytophage		7	6	6	7	8	4	7
Gesamtabundanz ohne Phytophagen (Anzahl / kg TM)	Mittelw.	10075	20189	11772	16315	29210	7465	16463
	Stabw	2211	5321	1838	1021	14604	1103	552
Gesamtabundanz mit Phytophage (Anzahl / kg TM)	Mittelw.	59441	63879	126759	70263	110558	23841	87349
	Stabw	2881	15985	17735	11602	9911	4904	19139
Gesamtabundanz: Fungivore (Anzahl / kg TM)	Mittelw.	1873	1785	2323	4639	1860	1302	2892
	Stabw	1628	802	912	2817	1062	171	811
Gesamtabundanz: Bacterivore (Anzahl / kg TM)	Mittelw.	4524	11178	7537	7634	25646	3867	7081
	Stabw	2040	3448	1490	1188	12570	1176	1009
Gesamtabundanz: Predatoren (Anzahl / kg TM)	Mittelw.	810	2654	610	933	781	472	1432
	Stabw	328	1644	360	290	746	397	233
Gesamtabundanz: Omnivore (Anzahl / kg TM)	Mittelw.	2867	4572	1302	3110	923	1825	5058
	Stabw	1624	1728	552	1033	806	565	737
Gesamtabundanz: Phytophage (Anzahl / kg TM)	Mittelw.	49367	43690	114987	53948	81348	16376	70886
	Stabw	1136	13805	16905	11608	8539	5197	18799
Prozentualer Anteil: Fungivore		3	3	2	7	2	5	3
Prozentualer Anteil: Bacterivore		8	17	6	11	23	16	8
Prozentualer Anteil: Predatoren		1	4	0	1	1	2	2
Prozentualer Anteil: Omnivore		5	7	1	4	1	8	6
Prozentualer Anteil: Phytophage		83	68	91	77	74	69	81
CP 1 (%)		0	3	0	1	10	2	1
CP 2 (%)		55	68	20	64	54	42	63
CP 3 -5 (%)		44	29	80	35	36	57	35
MI		2,79	2,70	2,39	2,48	1,93	2,69	2,61
MI (2-5)		2,94	3,00	2,47	2,72	2,50	3,00	3,31
PPI		2,46	2,21	2,86	2,38	2,46	2,64	2,30
F/B 1)		0,41	0,16	0,31	0,61	0,07	0,34	0,41
(F+B)/P 2)		0,13	0,30	0,09	0,23	0,34	0,32	0,14
Shannon Diversity Index, F 3)		2,12	1,98	1,65	1,96	2,05	1,91	1,97
Shannon Diversity Index, T 3)		0,66	0,99	0,40	0,82	0,71	0,99	0,72
Simpson Diversity index (Hill N2), F 4)		5,84	3,26	3,53	3,75	4,69	4,16	4,30
Simpson Diversity index (Hill N2), T 4)		1,43	1,98	1,21	1,65	1,68	1,97	1,49

1) Twinn 1974

2) McSorely and Frederick, 1996

3) Shannon and Weaver, 1949; Pielou, 1977; bezogen auf Familienniveau (F) bzw. trophische Ebene (T)

4) Pielou, 1977; bezogen auf Familienniveau F) bzw. trophische Ebene (T)

Tab. 6.1-3: Kenndaten der Nematodenpopulationen an den Acker- und Waldstandorten, Probenahme Frühjahr 2000

		CRA	HAA	SBA	SCA	SBB	SCF
Anzahl an Familien (gesamt)		17	19	21	20	22	17
Anzahl an Familien: Fungivore		3	3	2	3	5	2
Anzahl an Familien: Bacterivore		4	5	8	6	8	8
Anzahl an Familien: Predatoren		3	3	3	3	2	2
Anzahl an Familien: Omnivore		4	4	3	3	2	2
Anzahl an Familien: Phytophage		3	4	5	5	5	3
Gesamtabundanz ohne Phytophage	Mittelw.	12999	5707	3545	9977	12938	1251
(Anzahl / kg TM)	Stabw	3181	1332	438	2486	2094	496
Gesamtabundanz mit Phytophagen	Mittelw.	18208	39160	6928	27571	30147	5005
(Anzahl / kg TM)	Stabw	4502	3348	823	2633	16933	1638
Gesamtabundanz: Fungivore	Mittelw.	2635	807	194	992	2323	206
(Anzahl / kg TM)	Stabw	2382	238	59	902	93	178
Gesamtabundanz: Bacterivore	Mittelw.	8569	3957	2314	6028	6699	1005
(Anzahl / kg TM)	Stabw	1185	1306	535	1434	3397	346
Gesamtabundanz: Predatoren	Mittelw.	731	151	460	1173	727	15
(Anzahl / kg TM)	Stabw	339	117	146	261	267	14
Gesamtabundanz: Omnivore	Mittelw.	1064	792	577	1783	3189	25
(Anzahl / kg TM)	Stabw	90	71	145	978	1612	34
Gesamtabundanz: Phytophage	Mittelw.	5208	33454	3383	17594	17209	3754
(Anzahl / kg TM)	Stabw	1361	2251	396	2465	15016	2085
Prozentualer Anteil: Fungivore		14	2	3	4	8	4
Prozentualer Anteil: Bacterivore		47	10	33	22	22	20
Prozentualer Anteil: Predatoren		4	0	7	4	2	0
Prozentualer Anteil: Omnivore		6	2	8	6	11	0
Prozentualer Anteil: Phytophage		29	85	49	64	57	75
CP 1 (%)		3	0	2	9	4	2
CP 2 (%)		76	41	42	48	66	91
CP 3 -5 (%)		21	59	56	43	30	7
MI		2,02	2,45	2,78	1,73	3,25	2,21
MI (2-5)		2,36	2,51	2,87	3,09	3,50	2,32
PPI		2,38	2,66	2,76	2,47	2,02	2,00
F/B		0,31	0,20	0,08	0,16	0,35	0,20
(F+B)/P		2,15	0,14	0,74	0,40	0,52	0,32
Shannon Diversity Index, F 1)		2,17	1,26	2,33	2,26	1,90	1,06
Shannon Diversity Index, T 2)		1,29	0,55	1,20	1,05	1,18	0,71
Simpson Diversity index (Hill N2), F 1)		6,70	2,51	7,00	6,33	3,33	1,76
Simpson Diversity index (Hill N2), T 2)		3,04	1,35	2,76	2,16	2,54	1,65

1) F: Auf Familienebene

2) T: auf trophischer Ebene

6.1.5 Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000

Drei Standorte (SBG, SBA, SBB) wurden sowohl im Herbst 1998 als auch im Frühjahr 2000 erprobt. Aufgrund einer geringfügig modifizierten Einteilung der Organismen werden die Ergebnisse nochmals vergleichend dargestellt. Eine Auflistung verschiedener Kenndaten ist in Tab. 6.1-4 bis Tab. 6.1-6 aufgeführt. Die Zusammensetzung der Biozönose ist Tabelle A-4 im Anhang zu entnehmen.

Generell sind bei der Herbstprobenahme höhere Abundanzen festzustellen. Der höhere Nährstoffgehalt in den Bodenproben spiegelt sich bei dem Grünland und dem Acker auch in den höheren CP-1-Werten wider. So gelten hohe CP-1-Werte als Nährstoffanzeiger (BONGERS & FERRIS, 1999). Bei der Frühjahrsprobenahme wiederum ergibt sich bei allen drei Standorten ein höherer Maturity Index, was die höhere Stabilität der Probe nach Abbau der leicht verfügbaren Nährstoffquellen wiedergibt. Deutlich wird auf dem Ackerstandort auch die gegenläufige Entwicklung des PPI (BONGERS et al., 1997).

Die stärksten Unterschiede ergeben sich in der Übereinstimmung der Biozönose auf Familienebene bei dem Waldstandort. So sind in diesem Fall 21 Familien zu beiden Probenahmeterminen vorhanden und 10 bei jeweils nur einer Probenahme, wobei die eine Hälfte der Familien hiervon bei der Herbstbeprobung und die andere Hälfte bei der Frühjahrsbeprobung auftrat. Die geringsten Unterschiede ergeben sich bei dem Ackerstandort. Die beiden Probenahmeterminen unterscheiden sich in nur 4 Familien, wobei 3 der Familien nur bei der Frühjahrsbeprobung zu finden waren. Generell scheinen die Unterschiede eher schwach ausgeprägt. Solange das Bestimmungsniveau noch nicht endgültig festgelegt ist, wird eine häufigere Probenahme (Frühjahr / Herbst) empfohlen.

Tab. 6.1-4: Kenndaten - Probenahme Herbst 1998 und Frühjahr 2000; Standort: SBG

	1998	2000
Anzahl an Familien (gesamt)	21	19
Anzahl an Familien: Fungivore	4	3
Anzahl an Familien: Bacterivore	7	7
Anzahl an Familien: Predatoren	3	2
Anzahl an Familien: Omnivore	2	3
Anzahl an Familien: Phytophage	5	4
Gesamtabundanz ohne Phytophage (Anzahl / kg TM)	31173 ± 2953	7465 ± 1103
Gesamtabundanz mit Phytophagen (Anzahl / kg TM)	76014 ± 4475	23841 ± 4904
Gesamtabundanz: Fungivore (Anzahl / kg TM)	3214 ± 133	1302 ± 171
Gesamtabundanz: Bacterivore (Anzahl / kg TM)	22914 ± 2620	3867 ± 1176
Gesamtabundanz: Predatoren (Anzahl / kg TM)	2465 ± 1378	472 ± 397
Gesamtabundanz: Omnivore (Anzahl / kg TM)	2580 ± 809	1825 ± 565
Gesamtabundanz: Phytophage (Anzahl / kg TM)	44841 ± 1563	16376 ± 5197
Prozentualer Anteil: Fungivore	4	5
Prozentualer Anteil: Bacterivore	30	16
Prozentualer Anteil: Predatoren	3	2
Prozentualer Anteil: Omnivore	3	8
Prozentualer Anteil: Phytophage	59	69
CP 1 (%)	14	2
CP 2 (%)	50	42
CP 3 -5 (%)	35	57
MI	1,94	2,69
MI (2-5)	2,68	3,00
PPI	2,46	2,64
F/B	0,14	0,34
(F+B)/P	0,58	0,32
Shannon Diversity Index, F 1)	2,10	1,91
Shannon Diversity Index, T 2)	1,03	0,99
Simpson Diversity index (Hill N2), F 1)	5,58	4,16
Simpson Diversity index (Hill N2), T 2)	2,26	1,97

1) F: auf Familienebene

2) T: auf trophischer Ebene

Tab. 6.1-5: Kenndaten - Probenahme Herbst 1998 und Frühjahr 2000; Standort: SBA

	1998	2000
Anzahl an Familien (gesamt)	19	21
Anzahl an Familien: Fungivore	3	2
Anzahl an Familien: Bacterivore	6	8
Anzahl an Familien: Predatoren	3	3
Anzahl an Familien: Omnivore	2	3
Anzahl an Familien: Phytophage	5	5
Gesamtabundanz ohne Phytophage (Anzahl / kg TM)	12884 ± 204	3545 ± 438
Gesamtabundanz mit Phytophagen (Anzahl / kg TM)	30263 ± 8611	6928 ± 823
Gesamtabundanz: Fungivore (Anzahl / kg TM)	2159 ± 794	194 ± 59
Gesamtabundanz: Bacterivore (Anzahl / kg TM)	8779 ± 537	2314 ± 535
Gesamtabundanz: Predatoren (Anzahl / kg TM)	1365 ± 634	460 ± 146
Gesamtabundanz: Omnivore (Anzahl / kg TM)	581 ± 549	577 ± 145
Gesamtabundanz: Phytophage (Anzahl / kg TM)	17379 ± 8651	3383 ± 396
Prozentualer Anteil: Fungivore	7	3
Prozentualer Anteil: Bacterivore	29	33
Prozentualer Anteil: Predatoren	5	7
Prozentualer Anteil: Omnivore	2	8
Prozentualer Anteil: Phytophage	57	49
CP 1 (%)	18	2
CP 2 (%)	28	42
CP 3 -5 (%)	54	56
MI	1,89	2,78
MI (2-5)	2,55	2,87
PPI	2,82	2,76
F/B	0,25	0,08
(F+B)/P	0,63	0,74
Shannon Diversity Index, F 1)	2,30	2,33
Shannon Diversity Index, T 2)	1,08	1,20
Simpson Diversity index (Hill N2), F 1)	7,86	7,00
Simpson Diversity index (Hill N2), T 2)	2,37	2,76

1) F: auf Familienebene

2) T: auf trophischer Ebene

Tab. 6.1-6: Kenndaten - Probenahme Herbst 1998 und Frühjahr 2000; Standort: SBB

	1998	2000
Anzahl an Familien (gesamt)	21	22
Anzahl an Familien: Fungivore	2	5
Anzahl an Familien: Bacterivore	10	8
Anzahl an Familien: Predatoren	2	2
Anzahl an Familien: Omnivore	1	2
Anzahl an Familien: Phytophage	6	5
Gesamtabundanz ohne Phytophage (Anzahl / kg TM)	34471 ± 9116	12938 ± 2094
Gesamtabundanz mit Phytophagen (Anzahl / kg TM)	133664 ± 34232	30147 ± 16933
Gesamtabundanz: Fungivore (Anzahl / kg TM)	4393 ± 3807	2323 ± 93
Gesamtabundanz: Bacterivore (Anzahl / kg TM)	21225 ± 5268	6699 ± 3397
Gesamtabundanz: Predatoren (Anzahl / kg TM)	1381 ± 683	727 ± 267
Gesamtabundanz: Omnivore (Anzahl / kg TM)	7472 ± 1411	3189 ± 1612
Gesamtabundanz: Phytophage (Anzahl / kg TM)	99193 ± 43311	17209 ± 15016
Prozentualer Anteil: Fungivore	3	8
Prozentualer Anteil: Bacterivore	16	22
Prozentualer Anteil: Predatoren	1	2
Prozentualer Anteil: Omnivore	6	11
Prozentualer Anteil: Phytophage	74	57
CP 1 (%)	2	4
CP 2 (%)	82	66
CP 3 -5 (%)	16	30
MI	3,07	3,25
MI (2-5)	3,23	3,50
PPI	2,03	2,02
F/B	0,21	0,35
(F+B)/P	0,26	0,52
Shannon Diversity Index, F 1)	1,43	1,90
Shannon Diversity Index, T 2)	0,83	1,18
Simpson Diversity index (Hill N2), F 1)	2,21	3,33
Simpson Diversity index (Hill N2), T 2)	1,72	2,54

1) F: auf Familienebene

2) T: auf trophischer Ebene

6.1.6 Vergleich des Einflusses der Nutzung

Obwohl bekannt ist, dass unterschiedliche Nutzungen sich in unterschiedlichen Biozönosen äußern (z.B. FRECKMAN & ETTEMA, 1993), ist dies aus der Gesamtschau der untersuchten Böden nicht offensichtlich. So sind zwar Unterschiede zwischen den einzelnen Böden zu verzeichnen, doch lassen sich nur einzelne Parameter zuordnen. Dies ist möglicherweise auf die Diversität der Kenndaten (z.B. chemisch-physikalische Bodenparameter, Klimabedingungen) zurückzuführen. Tendenziell liegt die Gesamtabundanz auf den Ackerstandorten niedriger als auf den Grünlandstandorten. Des Weiteren weisen die Ackerstandorte tendenziell einen niedrigeres F/B-Verhältnis auf, was auf einen hohen Nährstoff-Turnover hindeutet. Besonders deutlich wird dies bei den beiden Standorten Scheyern (SC) und Schmollenberg (SB), bei denen jeweils drei unterschiedliche Nutzungen (Acker, Wald, Grünland) beprobt wurden. Die F/B-Werte der Ackerstandorte stehen auch in Einklang mit Werten, die MCSORLEY & FREDERICK (1996) für landwirtschaftlich genutzte Standorte mit Jahreskulturen erhalten haben. Die Gesamtabundanzen entsprechen unter Berücksichtigung des pH-Wertes denen von KORTHALS et al. (1996b) beschriebenen Werten.

SCF weist die niedrigste Gesamtabundanz von allen untersuchten Standorten auf. Eine Ursache kann in dem niedrigen pH-Wert (pH 3,0) liegen. Prozentual weist dieser Standort die höchsten CP-2 Nematoden auf. Dies deckt sich mit Untersuchungen von DE GOEDE & BONGERS (1994). So dominieren in "gestressten" Böden mit einer niedrigen mikrobiellen Aktivität, wie beispielsweise in sauren Wäldern, tendenziell CP-2 Nematoden. Eine starke Dominanz von Phytophagen ermittelte auch ALPHEI (1995) in Fichtenforsten sowie im Boden von Moder-Buchenwäldern.

Von den 7 untersuchten Grünland-Standorten können vier zeitweise überflutet werden (AKG, GOG, BRG, NOG). Ein Vergleich mit Daten einer Auenwiese (VALOCKA & SABOVA, 1997) ergibt, dass bei beiden Untersuchungen die Pflanzenparasiten am häufigsten und die Prädatoren am seltensten sind. Des Weiteren liegt das F/B-Verhältnis der UBA-Standorte in dem Bereich, der für die Auenwiese angegeben ist.

6.1.7 Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte

Die Standorte AKG, GOG und NOG gleichen sich stark in ihren chemisch-physikalischen Bodenparametern. Auf der Basis der Neu-Zuordnung der Standorte zu Standorttypen gehören sie

gemeinsam dem Standorttyp G IV an. Von diesen drei Standorten handelt es sich bei dem Standort AKG um einen unbelasteten Standort, wohingegen NOG und GOG erhöhte Gehalte an Schwermetallen und Dioxinen aufweisen.

Es ist festzustellen, dass der unbelastete Standort AKG einen höheren Maturity Index aufweist, was eine höhere Stabilität andeutet. Der Index für NOG liegt mit 1,93 in einem Bereich, der, wie oben bereits erläutert, als auffällig zu gelten hat. Ob dieser Befund jedoch wirklich auf die Belastung zurückzuführen ist, wäre durch die Untersuchung weiterer Standorte mit und ohne Belastung zu überprüfen. Die prinzipielle Eignung des Maturity Index als Indikator für Belastungen wurde in mehreren Studien gezeigt (KORTHALS et al., 1996a; BONGERS et al., 2001). Der unbelastete Standort AKG weist des Weiteren auf Familienebene den höchsten Shannon- und Simpson-Index auf, was auf eine höhere Diversität hindeutet.

Nach DE GOEDE & BONGERS (1994) kann der Anteil der CP-2-Nematoden als Indikator für eine Belastungssituation dienen. Hohe Gehalte weisen auf eine Stress-Situation der Population hin. Im vorliegenden Fall greift dieses Kriterium nicht. So ist der Anteil der CP-2-Nematoden bei dem Referenzstandort AKG sowie bei dem belasteten Standort NOG mit 55 bzw. 54 % identisch. Bei dem Standort GOG beträgt der Anteil nur 20 %. YEATES & KING (1997) berichten bei Grünlandstandorten in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung Werte von 16 bzw. 49 %, VALOCKA & SABOVA (1997) Werte von 31 bzw. 38 %. Bei dem Standort GOG fällt der mit 80 % hohe Anteil an CP 3-5-Nematoden auf. Korthals untersuchte die Kurzzeitwirkung von 1600 mg/kg Kupfer und erhielt eine Nematodenpopulation mit 95 % CP-1 Nematoden (KORTHALS et al., 1996a). Einige K-Strategen zeigten jedoch bereits eine signifikante Beeinträchtigung bei 100 mg/kg, einer Konzentration, die an den Standorten GOG und NOG deutlich überschritten wurde. Langzeituntersuchungen ergaben jedoch, dass Bewuchs die Wirkung von Schwermetallen deutlich minimieren kann (KORTHALS et al., 1998).

Insgesamt scheint die Wirkung der Schadstoffe auf die Nematodenbiozönose bei den Standorten GOG und NOG eher gering zu sein.

6.1.8 Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten

Im Rahmen der Ergebnisdarstellung wurde bereits auf Vergleichswerte hingewiesen. Für den MI

wurde ein Schwellenwert definiert. So gelten Standorte mit einem $MI < 2$ als auffällig. Danach sind sowohl die Standorte NOG ($MI = 1,93$) als auch SCA ($MI = 1,73$) als auffällig zu kennzeichnen. Bemerkenswert ist der hohe Wert für SBB ($MI = 3,25$), der auf Ungestörtheit hinweist. Aufgrund anderer Tiergruppen wird diese Fläche jedoch als auffällig charakterisiert.

Im Folgenden werden die Standorte auf der Basis der Nematodenbiozönose nach verschiedenen statistischen Verfahren gruppiert.

6.1.8.1 TWINSPAN

Aus Tab. 6.1-7 bis Tab. 6.1-9 ist die Aufteilung der Standorte auf der Basis der Nematodenbiozönose mit dem Programm TWINSPAN aufgeführt. Für die Klassifikation wurden drei verschiedene Datenmengen zugrundegelegt: 1. Einbeziehung aller Familien; 2. Einbeziehung aller Familien, jedoch mit Ausschluss der Phytophagen; 3. Klassifizierung auf der Basis der Ernährungstypen.

Die zweite Klassifizierung unter Ausschluss der Phytophagen wurde durchgeführt, da diese Gruppe in der Mehrzahl der Standorte sehr dominant ist und die Zusammensetzung stark vom Aufwuchs abhängig ist (BONGERS & FERRIS, 1999). Während bei der ersten und zweiten Klassifizierung gute Bestimmungskennntnisse notwendig sind, ist eine Einteilung nach Ernährungstypen vergleichsweise einfach möglich bzw. zu erlernen. Viele Unterschiede in der Zusammensetzung der Nematodenbiozönose werden durch eine Betrachtungsweise auf dem trophischen Niveau überdeckt (ETTEMA, 1998). Da jedoch die Verteilung der fünf verschiedenen CP-Gruppen in den trophischen Gruppen unterschiedlich ist und die trophische Diversität als Indikator verwendet wird und sich bewährt hat, wurde die Aufteilung der Standorte auf dieser Basis einbezogen.

Die Aufteilung der Standorte fällt in Abhängigkeit von der Datengrundlage sehr unterschiedlich aus. Eine Nutzungsdifferenzierung ist nicht zu beobachten.

Bei der Aufteilung der Standorte auf der Basis der Ernährungstypen fällt auf, dass auf Level 2 in der Gruppe aus BRG, SBA und SCA die Prädatoren und Omnivoren, die hohe CP-Werte aufweisen, nach den Bacterivoren gegenüber den Fungivoren dominieren. Bei der Gruppe aus AKG, HAG, HAA, SBG, SCG dominieren dagegen die Fungivoren und Omnivoren gegenüber den Prädatoren.

Die Einteilung der Standorte scheint nicht durch den Maturity Index widergespiegelt zu werden. So sind beispielsweise bei der Berücksichtigung aller Familien die Standorte BRG und SCA in einer Gruppe zu finden, wobei ihre MI-Werte bei 2,70 bzw. 1,73 liegen. Andererseits sind auch Gruppen zu finden, die in ihren MI-Werten sehr ähnlich liegen, z.B. bei Einteilung ohne Phytophage BRG und SBG mit Werten von 2,70 bzw. 2,69.

Tab. 6.1-7: Klassifizierung der Standorte auf der Basis der Nematodenbiozönose mit dem Programm TWINSPAN unter Berücksichtigung aller Familien

Level 1	SBB, NOG, SCF, AKG, GOG, HAG, HAA, SCG, BRG, SCA			CRA, SBG, SBA
Level 2	SBB	NOG, SCF, AKG, GOG, HAG, HAA, SCG, BRG, SCA		
Level 3		NOG, SCF	AKG, GOG, HAG, HAA, SCG, BRG, SCA	
Level 4			AKG, GOG, HAG, HAA, SCG	BRG, SCA

Tab. 6.1-8: Klassifizierung der Standorte auf der Basis der Nematodenbiozönose mit dem Programm TWINSPAN unter Berücksichtigung aller Familien, jedoch ohne Phytophage

Level 1	SBA, SCA, SCG, GOG, HAA, AKG, CRA, HAG, BRG, SBG			NOG, SBB, SCF
Level 2	SBA, SCA, SCG	GOG, HAA, AKG, CRA, HAG, BRG, SBG		
Level 3		GOG, HAA, AKG, CRA, HAG	BRG, SBG	
Level 4		GOG, HAA	AKG, CRA, HAG	

Tab. 6.1-9: Klassifizierung der Standorte auf der Basis der Nematodenbiozönose mit dem Programm TWINSPAN auf Basis der Ernährungstypen

Level 1	CRA, SBB, BRG, SBA, SCA	AKG, HAG, HAA, SBG, SCG, GOG, NOG, SCF		
Level 2		AKG, HAG, HAA, SBG, SCG	GOG, NOG, SCF	

6.1.8.2 Korrespondenzanalyse (CANOCO)

Analog zur Auswertung mit TWINSPAN wurden drei verschiedene Datenmengen zugrundegelegt:

1. Einbeziehung aller Familien;
2. Einbeziehung aller Familien, jedoch mit Ausschluss der Phytophagen;
3. Klassifizierung auf der Basis der Ernährungstypen.

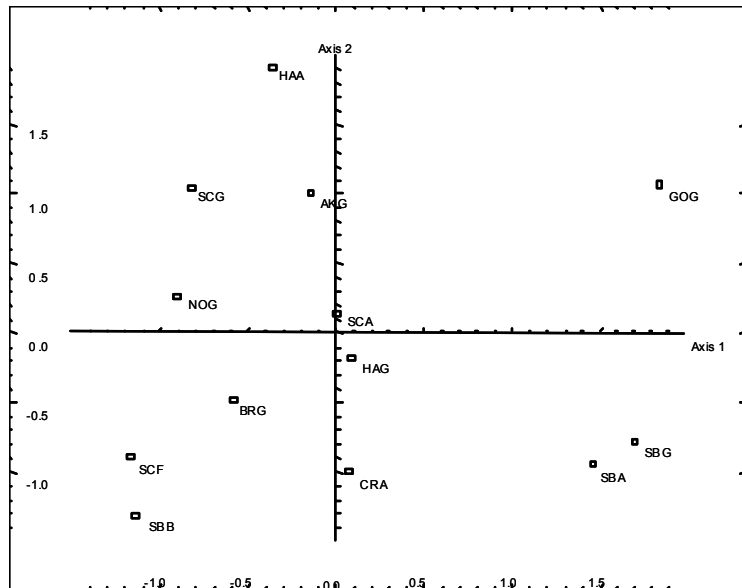


Abb. 6.1-2: Korrespondenzanalyse – CANOCO mit allen Nematoden

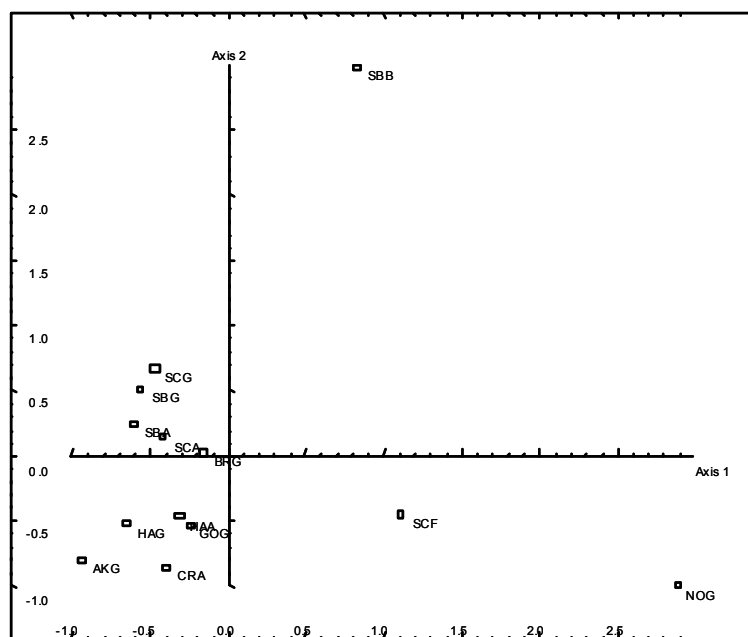


Abb. 6.1-3: Korrespondenzanalyse – CANOCO ohne phytophage Nematoden

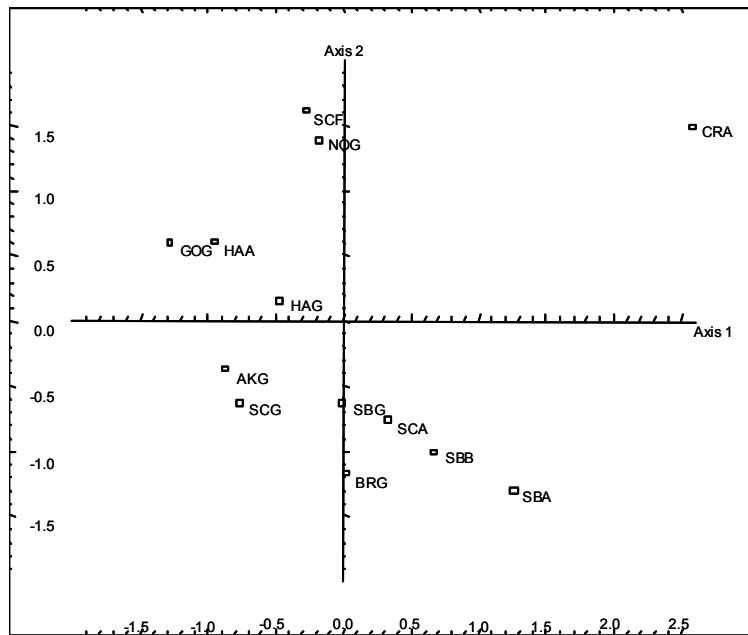


Abb. 6.1-4: Korrespondenzanalyse – CANOCO auf trophischer Ebene

Analog zur TWINSPAN-Auswertung kann auch mit der Korrespondenzanalyse auf der Basis der Nematoden keine deutliche Differenzierung der Standorte in einzelne Gruppen festgestellt werden. Nur bei der Auswertung auf der Basis der Familien ohne Phytophage fällt auf, dass drei Standorte (SCF, NOG und SBB) getrennt liegen. Diese drei Standorte fallen auch bei der TWINSPAN-Auswertung in eine eigene Gruppe, wobei es sich bei NOG um den belasteten Standort und bei SBB um eine Fläche handelt, der auf der Basis anderer Tiergruppen als auffallend deklariert wird.

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 23 Standorten, die die Grundlage der vorliegenden Studie bilden, 167 Arten gefunden und determiniert wurden.

Mit der Lebensweise als Angehörige des Destruenten-Nahrungsnetzes und des damit zusammenhängenden bevorzugten Aufenthaltes in der Streuauflage ist eine weniger strikte Bindung an Bodenmerkmale wie Bodenart, SOM und C/N-Verhältnis des Mineralbodens, auch dessen oberster Schicht, verbunden. Dagegen ergeben sich gute Korrelationen mit Parametern der Streuauflage, auch ihrem pH-Wert, vor allem aber mit der Humusform, die wiederum stark von der Vegetation beeinflusst wird.

So liegen die Siedlungsdichten der Oribatiden in Moder-Rohhumusböden standorttypischer einheimischer Nadelwälder in der Regel zwischen 100 - 200.000 Ind./m², wobei euedaphische Kleinformen unter 300 µm Körpergröße dominieren, die vor allem in der H-Schicht leben und auch in den Ah-Horizont vordringen. In den echten Mullwäldern mit Auflageschichten, die nur 1 - 2 Streujahrgänge umfassen, gehen die Siedlungsdichten unter 30.000 Ind./m² zurück, in einem Auwald mit extremem A-Mull bis auf <5.000 Individuen.

Grünlandböden umfassen ein ähnlich weites Spektrum an Böden und Vegetationsformen wie die Wälder, ihre Oribatidenfauna ist aber weit weniger gut untersucht als die einheimischer Wälder. Auf der Bandbreite vom Trockenrasen bis zur intensiv genutzten Wiese und Weide, von dürrtigen Sandstandorten bis zu Lehm Böden, von 4 schürigen Wiesen bis zu offenen Gehölzformationen und Streuobstwiesen, liegen die Siedlungsdichten zwischen 5.000 - 20.000, und können in Hochstaudenfluren und niedrigen Gehölzformationen mit über 30.000 Individuen durchaus in den Bereich lichter Wälder gelangen.

Ackerböden, insbesondere mit intensiver Bodenbearbeitung, durch die das Porensystem regelmäßig gestört wird, werden ausgesprochen gering von Oribatiden besiedelt. Die wenigen Literaturdaten zeigen durchweg Siedlungsdichten unter 5.000, oft unter 2.000 Ind./m². Allerdings stehen Untersuchungen von Flächen des ökologischen Landbaus und von Böden mit geringer mechanischer Bearbeitungsintensität wie beispielsweise Direktsaatflächen, noch aus. Auch die Wirkung von unbearbeiteten Ackerrandstreifen, von Hecken und benachbarten Gehölzen und Wäldern in einer kleinräumig abwechslungsreichen Feldflur sind hinsichtlich ihrer Besiedlung durch Oribatiden noch kaum untersucht. Unter den Standorten der vorliegenden Studie lassen sich Hinweise auf die positive Beeinflussung des Artenbestandes durch benachbarte Waldflächen auf der Ackerfläche und auf der Wiesenfläche bei Crailsheim finden, die in ihren Artenzahlen von 10 bzw. 30 deutlich über dem allgemein durch den Nutzungstyp gezogenen Rahmen liegen.

Danksagung

An den Freilandarbeiten waren seitens 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. Bei der Dateneingabe und -bearbeitung halfen Sandra Kretzler und Sotiria Tsakiri. Die statistische Bearbeitung, insbesondere Cluster-, Korrespondenz- und Diskriminanzanalysen verdanken wir Dr. Martin Brändle. Allen sei für ihre engagierte Arbeit herzlich gedankt.

6.2.2 Material und Methoden

Die Oribatiden wurden 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. Sie wurden 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 wurden mit dem Faktor 50, errechnet aus einer Stechergrundfläche von $22 \text{ cm}^2 \cdot 9$ Einzelproben, auf Siedlungsdichte (Ind./m^2) umgerechnet, um diesen häufig in der Literatur zu findenden Summenparameter mit verwenden zu können. Außerdem wurden als Summenparameter die Artenzahl pro Standort und die prozentuale Verteilung sowohl der Arten als auch der Individuen der adulten Oribatiden auf 7 Großgruppen verwendet, die phylogenetisch-systematisch begründet sind, aber auch (oder gerade deswegen!) ökologische Charakteristika implizieren (vgl. BECK, WOAS & HORAK 1997). So stehen innerhalb der Niederen und Höheren Oribatiden jeweils basale und periphere Gruppen einander: Niedere Basale (NB) und Niedere Periphere (NP), Höhere Basale (BA) und, gleichsam als Übergangsformen die Eupheredermata (EU). Beiden Gruppen, BA und EU, stehen als periphere Gruppen die Oppioidea (OP) und die Pterogasterinen gegenüber. Letztgenannte Gruppe weist in sich noch eine ausgesprochen basale Gruppierung auf, so dass die Pterogasterinen nochmals in Pterogasterina basal (PB) und Pterogasterina peripher (PP) unterteilt werden können. Für ökologische Analysen lassen sich beide Gruppen getrennt als auch gemeinsam auf ihre Aussagekraft hin testen. Die Zuordnung der Oribatidenarten zu den 7 Großgruppen erfordert keine exakte Artbestimmung, sondern nur eine Trennung nach präsumtiven Arten, was vergleichsweise einfach ist.

Die Arten und ihre Dominanzen wurden mittels Shannon-Index zu einem Kennwert der jeweiligen Zönose zusammengefasst. Darüber hinaus wurde die Arten- und Dominanzidentität aller Zönosen paarweise mit einander verglichen und als Sörensen bzw. Renkonen-Index dargestellt (vergl. Kap. 5.5).

Alle in den Artenlisten repräsentierten Zönosen wurden weiterhin einer Korrespondenzanalyse unterzogen. Die Lage der Standorte bzw. Arten zueinander in den Diagrammen kann als Maß für die Ähnlichkeit interpretiert werden. Die Berechnung der Signifikanz für die einzelnen Achsen steht noch aus.

Alle Berechnungen beruhen auf einem Determinationsstand der Oribatiden-Arten, bei dem die in Kap. 6.2.2 genannten „schwierigen“ Gruppen noch nicht vollständig in Arten aufgegliedert sind. In Bälde wird aber das gesamte Material durchbestimmt sein, und die Berechnungen können mit geringem Aufwand wiederholt werden. Prinzipielle Änderungen sind nicht zu erwarten, wohl aber genauere Differenzierungen und vor allem ein Gewinn für die abschließende Klassifikation.

In die abschließende Klassifikation eines Standorts mit der Festlegung der Erwartungswerte und die Beurteilung des aktuellen Zustandes auf Grund der Istwerte der Zönose muss bei der derzeit noch geringen Zahl an vergleichbaren Standorten zusätzlich noch Expertenwissen einfließen, mit dessen Hilfe die Artengemeinschaft auf 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. Mit der schrittweisen Erweiterung der Datengrundlage wird aber Expertenwissen zunehmend durch standardisierbare Verfahren ersetzt werden. Eine vertiefte Interpretation der Ergebnisse wird jedoch immer auch ein gewisses Maß an Wissen erfordern, das über die in Indices und statistischen Verfahren enthaltenen Zahlen hinausgeht (siehe Kap.6.2.5 Diskussion).

6.2.3 Ableitung von Erwartungswerten

Die Ableitung von Erwartungswerten ist bei den Oribatiden als der mit Abstand artenreichsten Gruppe, die zur vorliegenden Studie herangezogen wurde, noch in vollem Gange. Vorgehensweise und Probleme wurden im vorhergehenden Bericht bereits dargestellt. Weitere Arbeiten vollziehen sich parallel und außerhalb der vorliegenden Studie im Rahmen des vom BMBF geförderten BIOLOG-Programms und werden zunehmend im Lauf der nächsten 1 - 2 Jahre die Basis zur Formulierung zuverlässiger Erwartungswerte sowie der Interpretation der Ergebnisse mit Hilfe des Expertenwissens verbessern.

Ebenso werden im Laufe der nächsten Monate eine Reihe eigener Aufsammlungen in die Auswertungen mit einbezogen werden können: 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 in Kürze über 27 exakt beprobte Referenzstandorte. Ergänzt werden diese durch Übersichten über das Artenspektrum von weiteren 50 Standorten des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg, die aus unsystematischen Probennahmen der LfU stammen und deren Artenbestand derzeit durchbestimmt wird.

Erwartungswerte lassen sich auf verschiedenen Ebenen mit zunehmender Genauigkeit und Trennschärfe bestimmen. Zum gegenwärtigen Stand der Auswertung lassen erster Erwartungswerte auf der Basis der Kenndaten formulieren, die im Wesentlichen quantitative Informationen liefern. Für Wälder liegt das umfangreichste Datenmaterial vor, eine Auswahl davon ist in der folgenden Tab. 6.2-1 zusammengestellt.

Eine erste Einschätzung einer Standortzönose der Oribatiden gründet auf der Siedlungsdichte und der Artenzahl. Sie sollten bei mitteleuropäischen Wäldern oberhalb von 25.000, bei Nadelwäldern oberhalb von 50.000 - 60.000 Ind./m² liegen, die entsprechenden Artenzahlen über 40, für Nadelwälder über 50, meist über 60.

In Tab. 6.2-1 sind vier deutliche Abweichungen verzeichnet, bei denen die Individuenzahlen bei 20.000 und darunter liegen.

Am krassesten ist die Abweichung in einem Auwald im Überflutungsbereich des Rheins bei Karlsruhe (Code 1010), wo ein enorm rascher Abbau, verbunden mit einer sehr hohen Dichte und Biomasse von Regenwürmern, keine ganzjährige Streuauflage aufkommen lässt, so dass den hauptsächlich streubewohnenden Oribatiden der Lebensraum entzogen ist. Verbunden ist dies noch mit einer völligen Umschichtung des Artenspektrums, wie sie an den Gruppendominanzen sichtbar wird (Tab. 6.2-1, NB+OP, PB+PP). Generell liegen Mullhumuswälder (Humusstufe >4,5) am unteren Ende der Siedlungsdichtenskala mit Werten zwischen 25.000 und 37.000 Ind./m².

Tab. 6.2-1: Standorte und Kenndaten der Oribatiden Zönose von 18 Waldstandorten aus Baden-Württemberg, die im Rahmen früherer Untersuchungen bearbeitet wurden.

Code			Höhe	PZ	A	P	F	N	O	HU	Artp	Artg	Ind./qm	NB+OP	NP	PB+PP	BA+EU	DIV
0520	BW, Mannheim	1 Wald Kiefer/Buche	100	4	2	2	2	4	3	1	39	68	50.000	60	24	10	5	2.02
brb	BW, Bruchsal	1 Wald Kiefer/Buche	110	4	1	1	2	4	4	2-3	30	53	20.500	31 ¹⁾	28	24	17	2.96
brk	BW, Bruchsal	1 Wald Kiefer/Buche	110	4	1	1	2	4	4	2	33	57	27.000	46	17	18	19	3.05
0380	BW, Ottenhöfen	1 Wald Fichte/Tanne	720	4	2	1	5	(4)	4	2	62	89	145.000	54	19	20	7	2.82
0400	BW, Eisenbach	1 Wald Tanne/Fichte	1010	4	1	2	4	2	1	2-3	54	82	138.000	69	7	15	8	2.55
1010	BW, Au a. Rh.	1 Wald Auwald	105	12	4	5	5	3	3	6	20	52	2.900	12	15 ²⁾	54	20	2.53
bra	BW, Bruchsal	1 Wald Buche/Hainbuche	110	4	1	2	2	3	4	4	40	63	63.000	77	8	10	5	2.63
brl	BW, Bruchsal	1 Wald Buche/Hainbuche	110	4	1	1	2	3	4	3	29	47	28.000	52	17	27	5	2.68
0292	BW, Eppingen	1 Wald Buche	220	4	3	3	3	2	3	4	50	82	26.000	58	5	25	12	3.04
0470	BW, Offenburg	1 Wald Buche	250	4	2	2	4	3	2	4	68	92	46.000	83	4	10	3	2.69
1020	BW, Kaiserstuhl	1 Wald Winterlinde/Hainb.	250	3	(3)	4	(2)	(3)	(3)	5	24	39	36.000	75	6	10	7	2.52
0450	BW, Kaiserstuhl	1 Wald Buche	320	4	3	4	3	3	3	4	58	86	32.000	55	13	16	16	3.26
0350	BW, Schriesheim	1 Wald Buche	300	4	3	2	4	3	2	3	44	80	20.000	69	11	17	3	2.87
0310	BW, Crailsheim	1 Wald Buche/Esche	420	4	3	4	3	2	4	4	46	86	31.000	49	13	28	11	2.84
chl	BW, Crailsheim	1 Wald Buche/Esche	420	4	3	4	3	2	4	4	27	55	15.500	45	20	22	13	2.82
0130	BW, Urach	1 Wald Buche	720	4	4	3	4	2	4	5	44	70	26.000	42	15	35	7	2.90
0140	BW, Münzdorf	1 Wald Buche	725	4	4	3	2	2	4	5	34	55	37.000	54	18	21	6	2.65
0410	BW, Belchen	1 Wald Buche	1215	4	3	2	3	(3)	3	4-5	26	43	31.000	49	6	19	26	2.49

PZ = Anzahl der Probenstermine, A-O siehe Tab. 4-3, 4-4, HU = Humusform (von 1 = Rohhumus bis 6 = A-Mull), Artp = durchschnittliche Anzahl der Arten an einem Probenstermin, Artg = Gesamt-Artenzahl aus der unter PZ angegebenen Zahl der Probenstermine, NB – EU Dominanz der Arten in %, zusammengefasst zu 7 Großgruppen: NB = basale Nieder Oribatiden, NP = periphere Nieder Oribatiden, OP = oppide Oribatiden, PB = basale Pterogasterina, PP = periphere Pterogasterina, BA = basale Höhere Oribatiden, EU = eupheredermate Höhere Oribatiden, Div = Diversitätsindex nach Shannon, Even = Evenness.

¹⁾ extrem hoher Wert, hervorgerufen durch außergewöhnliche Dominanz von *Platynocheilus peltifer* mit 17 %, ²⁾ extrem hoher Wert, hervorgerufen durch die hohe Dominanz der Tiefenform *Protoribates capucinus* mit 30 % und durch den störungsunempfindlichen *Tectocephus velatus* mit 14 %.

In den drei Spalten Artg, Ind/m² und NB+OP sind diejenigen Standorte, die der Erwartung entsprechen, dunkel gekennzeichnet.

Zwei weitere Abweichungen unter den Laubwäldern betreffen den Buchenwald von Schriesheim im vorderen Odenwald (Code 0350) und den Laubmischwald bei Crailsheim (Code 0310). Schriesheim liegt in der Abluftfahne des Industriegebietes von Mannheim-Ludwigshafen und zeigt auch in seiner Vegetation Belastungsmerkmale; so fehlen die sonst üblichen Moosschürzen am Fuße der Buchenstämme vollständig. Die übrigen Kenndaten der Oribatidenzönose wie Artenzahl, Gruppenzusammensetzung und Diversität lassen allerdings an diesem Standort keine weiteren Störungshinweise erkennen. Dies mag damit zusammenhängen, dass Schadstoffbelastungen in der Regel zu Abbauverzögerungen und damit mächtigeren Streuauflagen führen, die die Oribatidenzönose begünstigen. Erst bei höheren Belastungen wird dieser positive Effekt durch den toxischen Effekt übertroffen.

Die Oribatidenzönose im Laubmischwald bei Crailsheim in Hohenlohe lässt wahrscheinlich keine Belastungsindikation, sondern eine standorttypische Abweichung erkennen, die auf einer häufiger beobachteten Staunässe beruht. Dies drückt sich auch in der reduzierten Artenzahl und ansatzweise auch im Gruppenspektrum aus und wird bei der Artenanalyse noch deutlicher werden.

Eine deutliche und eine tendenzielle Abweichung ist unter den Nadelwäldern auf den beiden Bruchsaler Kiefern-Mischwaldflächen zu erkennen. Die deutliche Abweichung betrifft eine Fläche direkt am Autobahnrand (Code brb), aber auch die korrespondierende Fläche etwa 150 m weiter im Waldes inneren (Code brk) liegt unter der Grenze der für Nadelwälder typischen Siedlungsdichten. Beide Flächen zeigen auch mehr oder weniger starke Verschiebungen im Gruppenspektrum, wobei der Hardtwald bei Bruchsal generell als stressbelastet durch verschiedene Faktoren wie Windwurf, Holzeinschlag, hohe Wildschweindichte (Boden durchwühlen!) u.a. gilt. Zu dieser Situation und der spezifischen Wirkung der Autobahnnähe siehe Beck et al. (2001).

Für Grünland- und Ackerflächen gibt es erst wenige Vergleichsflächen, die aber den groben Rahmen erkennen lassen: Bei Siedlungsdichten zwischen 5.000 - 20.000 Ind./m² für Grünlandflächen sind Artenzahlen zwischen 8-10 und 30-35 zu erwarten. Sie grenzen damit am unteren Ende an die reichen Ackerzönosen und am oberen Ende an die armen Waldzönosen. Ackerflächen sind mit weniger als 5.000 Ind./m² meist ausgesprochen spärlich von Oribatiden besiedelt, ihre Artenzahlen erreichen maximal 8 - 10 Arten. Für Artenparameter sind Erwartungswerte als Abschätzungen oder Trends mit entsprechenden Bandbreiten möglich, die aber noch keine präzise Einschätzung erlauben, wohl aber Tendenzen. Dies lässt sich an den Grafiken

der Korrespondenzanalysen erkennen und wird mit fortschreitendem Kenntniszuwachs aus der Auswertung des eigenen Probenmaterials und der Literatur in Bälde in hinreichender Präzision möglich sein

6.2.4 Ergebnisse

6.2.4.1 Vergleich der Flächen untereinander

Auf der Basis der Kenndaten (Tab. 6.2-2) bestätigt sich sehr klar die eingangs getroffene Einteilung der Oribatidenzönosen nach den drei Hauptnutzungsformen Wald, Grünland und Acker. Dies kann schon mittels der reinen Artenzahlen und der Siedlungsdichten geschehen. Alle Wälder liegen nach Artenzahl im erwarteten Bereich oberhalb 30, alle Äcker mit Zahlen unterhalb 8 - 10 ebenfalls.

Lediglich beim Grünland fallen 2 Standorte nach unten aus dem Erwartungsrahmen, der durchschnittlich zwischen 8 - 10 und etwa 25 Arten liegt: BRG und NOG, beides küstennahe Standorte mit Brackmarschböden, für die wir keine weiteren Vergleichsstandorte kennen. Die Auffälligkeit ist insbesondere bei BRG sehr stark und setzt sich in der extrem niedrigen Diversität und Evenness fort, die nicht nur eine Frage der niedrigen Artenzahl ist, wenn man sie mit dem Standort HAA mit nur 4 Arten vergleicht. Hervorgerufen wird dies durch die mit 95 % extreme Dominanz zweier generell und speziell in Grünlandflächen weitverbreiteten Arten, *Oppiella minutissima* und *O. nova*. Sie ist in ähnlicher Weise noch mal in der Weseraue am Standort AKG zu beobachten. Die auffällig hohe Artenzahl auf der Crailsheimer Wiese ist durch die Waldnähe erklärbar, die immer wieder zahlreiche Waldarten als einzelne Individuen bis zu maximal rezedenter Dominanzstufe in die Wiese eindringen lässt, vermutlich passiv auf dem Luftweg bei starkem Wind, häufiger aber als Transportgäste im Fell der reichen Mäusepopulationen.

Die Gruppendominanzen schärfen das Bild, indem sie Wald- und Offenlandstandorte mit wenigen Ausnahmen gut trennen. Wälder haben, bedingt durch die mächtigere Streuauflage, generell einen hohen Anteil kleiner, euedaphischer Formen der Gruppen Basale Niedere Oribatiden und Oppiiden (Abb. 6.2-1, NB+OP). Die Abhängigkeit von der Streuauflage bedingt, dass in Wäldern mit extrem geringer oder nur noch saisonal vorhandener Streuauflage wie einem Auwald mit A-Mull, der Anteil dieser Gruppen auf „Offenlandwerte“ zurückgeht. Umgekehrt dominieren in den Offenlandstandorten die Pterogasterinen meist eindeutig, wobei bei Äckern diese Aussage wegen der geringen Arten- und auch Individuenzahlen relativiert werden muss (Tab. 6.2-2, PB+PP). Die

beiden bereits erwähnten Ausnahmen BRG und AKG mit einer eher für Wälder typischen hohen Dominanz von NB + OP lässt sich aber immerhin dadurch noch als Grünlandstandort klassifizieren, dass die Gruppen BA + EU, also insgesamt basalere Höhere Oribatiden, sowie NP, die peripheren Niederen Oribatiden, typischerweise überhaupt keine Rolle spielen.

Der Diversitätsindex nach Shannon (Tab. 6.2-2, Div), der ja wesentlich durch die Anzahl der Arten bestimmt werden, ermöglichen ebenfalls eine Trennung zwischen Wald- und Offenlandstandorten, mit Werten über 2 in Wäldern und unter 2 für Offenlandflächen. Die beiden abweichenden Flächen im Offenland, CRG und CRA, Wiese und Acker bei Crailsheim, profitieren, wie erwähnt, beide von der Waldnähe. Der einzige „Ausreißer“ unter Waldstandorten, LUB, wird wie schon bei AKG und BRG durch die Allerweltsart *Oppiella nova* verursacht, die in LUB allein fast 50 % unter insgesamt 41 Arten stellt und damit den Diversitätswert nach unten drückt.

Die Soerensen- und Renkonen-Indizes (Tab. 6.2-3), die jeweils 2 Standorte miteinander auf ihren Artenbestand bzw. dessen Dominanzverteilung hin prüfen, bestätigen zunächst die Gruppierung Wald versus Offenland. Über die Hälfte der 55 möglichen Vergleiche zwischen den 11 Waldstandorten weisen eine hohe Ähnlichkeit von über 50 % des jeweiligen Artenspektrums auf. Dies spiegelt den Grundbestand an weitverbreiteten Waldarten wider. Der trennschärfere Renkonen-Index, der über das bloße Vorkommen der Arten auch deren jeweilige Häufigkeit vergleicht, filtert immer noch 27 % der möglichen Paarungen als sehr ähnlich heraus.

Im wesentlichen fallen nur die beiden Crailsheimer Wälder, der Laubmischwald CRM und der Fichtenforst CRF, durch ungewöhnliche niedrige Werte auf. CRF überschreitet dabei einmal, nämlich im Vergleich mit dem Scheyerner Fichtenforst (SCF), mit einem Renkonenwert von 56 % die Grenze höherer Ähnlichkeit. Im Artenspektrum verstärkt sich damit die auch in den Kenndaten Artenzahl und Siedlungsdichte sich abzeichnende abweichende Stellung der beiden Crailsheimer Wälder. Es sind dies die beiden Wälder auf Muschelkalk mit dem höchsten pH-Wert innerhalb des vorliegenden Standortkollektivs und mit einer Humusform, die überwiegend als Mull (vor allem im Fichtenforst) anzusprechen ist. Mullwälder haben mit ihrer geringeren Mächtigkeit des Auflagehorizonts generell niedrigere Arten- und Individuenzahlen, als die Zugehörigkeit zum Typ „Nadel-“, bzw. „Laubwald“ erwarten ließe. Sehr charakteristisch ist dabei das Zurückgehen des Anteils der kleinen euedaphischen Formen der Gruppen NB + OP zugunsten der größeren, hemi- bis epedaphischen Pterogasterinen PB + PP.

Tab. 6.2-2: Standorte und Kenndaten der Oribatiden Zönose aller 23 Untersuchungsstandorte, die in der vorliegenden Studie ausgewertet wurden. Die Standorte sind nach Nutzungsform Wald, Grünland und Acker sowie der Artenzahl geordnet.

Code				Höhe	PZ	A	P	F	N	O	HU	Artp	Artg	Ind./qm	NB+OF	NP	PB+PP	BA+EU	Div
SCF	BY, Scheyern	1 Wald	Fichte	490	2	2	1	3	(3)	4	3-4	57	67	93.000	69	6	18	6	2.82
BEK	BR, Berlin	1 Wald	Kiefer	75	1	1	1	1	4	3	3	56	56	127.000	67	5 ³⁾	24	4	2.42
BBK	BR, Beerenbusch	1 Wald	Kiefer	75	1	1	1	1	4	4	2	51	51	142.000	80	6	7	3	2.28
CRF	BW, Crailsheim	1 Wald	Fichte	420	4	3	4	3	3	4	4-5	32	63	40.000	54	18 ²⁾	24	4	2.50
SBB	NW, Schmallenberg	1 Wald	Buche	520	2	3	3	3	4	4	3-4	49	63	29.000	76	3	10	10	2.51
EHE	NS, Ehrhorn	1 Wald	Eiche/Buche	110	3	1	1	3	(4)	3	2	39	56	61.000	58 ¹⁾	26	10	6	2.69
TAM	NW, Tannenbusch	1 Wald	Buche/Eiche	30	2	2	1	3	3	4	3-4	42	47	51.000	63 ⁴⁾	27	7	2	2.17
NIB	HE, Vogelsberg	1 Wald	Buche	580	2	2	2	4	2	4	4	36	44	37.000	82	2	14	2	2.44
LUB	NS, Luess	1 Wald	Buche	115	3	1	1	3	4	2	3	31	41	54.000	83	4	10	2	1.73
MEM	RP, Merzalben	1 Wald	Eiche/Buche	525	1	1	1	4	3	4	3-4	36	36	26.000	74	8	15	4	2.19
CRM	BW, Crailsheim	1 Wald	Buche/Esche	420	1	3	4	3	2	4	4	32	32	9.000	42	12 ²⁾	32	14	2.94
CRG	BW, Crailsheim	2 Wiese	Gras	420	3	3	5	3	2	4		14	30	8.000	24	6	71	<1	2.62
SBG	NW, Schmallenberg	2 Wiese	Kraut	490	2	3	4	3	1	2		11	17	8.000	17	<1	82	<1	1.09
AKG	NS, Aher Kämpe	2 Wiese	Gras	66	2	3	3	3	1	3		12	16	12.000	82 ⁵⁾	0	18	0	1.49
SCG	BY, Scheyern	2 Wiese	Gras	490	2	3	3	3	2	4		7	13	14.000	11	10	78	<1	1.47
GOG	NS, Gorleben	2 Wiese	Gras	15	1	4	4	2	2	4		12	12	32.000	35	0	64	0	1.81
HAG	HE, Harheim	2 Wiese	Grünland	105	1	2	3	3	2	3		12	12	7.000	4	0	96	0	1.62
NOG	NS, Nordenham	2 Wiese	Gras	4	1	4	4	2	2	3		8	8	8.000	24	0	75	0	1.46
BRG	NS, Breddewarden	2 Wiese	Gras	2	2	4	3	3	2	3		4	5	1.500	95 ⁵⁾	1	3	0	0.69
CRA	BW, Crailsheim	3 Acker	Weizen	410	1	4	5	3	4	4		10	10	950	11	5	68	16	2.19
SCA	BY, Scheyern	3 Acker		500	1	4	4	3	4	3		9	9	1.600	50	0	50	0	1.77
SBA	NW, Schmallenberg	3 Acker	Weizen	410	2	3	3	3	2	2		4	6	950	0	0	100	0	1.24
HAA	HE, Harheim	3 Acker		105	1	2	3	3	3	3		4	4	400	43	0	57	0	1.28

PZ = Anzahl der Probestandorte, A-O siehe Tab. 4-3, 4-4, HU = Humusform (von 1 = Rohhumus bis 6 = A-Mull), Artp = durchschnittliche Anzahl der Arten an einem Probestandort, Artg = Gesamt-Artenzahl aus der unter PZ angegebenen Zahl der Probestandorte, NB – EU Dominanz der Arten in %, zusammengefasst zu 7 Großgruppen: NB = basale Nieder Oribatiden, NP = periphere Nieder Oribatiden, OP = oppide Oribatiden, PB = basale Pterogasterina, PP = periphere Pterogasterina, BA = basale Höhere Oribatiden, EU = eupheredermate Höhere Oribatiden, Div = Diversitätsindex nach Shannon, Even = Evenness.

¹⁾ extrem hoher Wert, hervorgerufen durch außergewöhnliche Dominanz von *Platynocheilus peltifer* mit 24 %, ²⁾ und ³⁾ für Wälder außergewöhnlich hoher Anteil an Pterogasterinen, bei BEK hervorgerufen durch die störungsrobuste Art *Tectocephus velatus*, ⁴⁾ ungewöhnlich hoher Wert, hervorgerufen durch die außergewöhnliche Dominanz von 17 % der beiden Euphthiraciden *Rhyssotritia duplicata* und *Microtritia minima*, ⁵⁾ mit 53 bzw. 78 % außerordentlich hoher Anteil von *Oppeilla minutissima*.

In den drei Spalten Artg, Ind/m², NB+OP, PB+PP und BA+EU sind diejenigen Standorte, die der Erwartung entsprechen, dunkel gekennzeichnet.

Tab. 6.2-3: Artenidentität nach Sørensen (oben-rechts) und Dominanzidentität nach Renkonen (unten-links) der Oribatiden Zönose aller 23 Untersuchungsstandorte, die in der vorliegenden Studie ausgewertet wurden. Die Standorte sind nach Nutzungsform Acker, Grünland und Wald geordnet.

Soerenen																									Renkonen																								
	CRA	HAA	SBA	SCA	AKG	BRG	CRG	GOG	HAG	NOG	SBG	SCG	BBK	BEK	CRF	CRM	EHE	LUB	MEM	NIB	SBB	SCF	TAM																										
CRA		43	40	22	35	53	36	27	10	33	31	18	19	15	26	27	21	17	21	24	15	19	17	CRA																									
HAA	26		44	33	24	44	18	13	27	17	10	25	5	6	15	13	12	10	13	11	10	13	15	HAA																									
SBA	42	16		15	33	40	29	12	25	31	19	12	5	6	10	13	8	10	12	16	10	8	10	SBA																									
SCA	21	25	4		29	15	22	20	21	13	17	30	15	10	22	23	14	18	22	30	19	16	23	SCA																									
AKG	23	11	12	12		33	43	64	25	67	41	24	22	23	20	25	16	20	24	22	18	18	29	AKG																									
BRG	15	19	3	18	66		29	35	25	46	29	24	21	17	24	31	19	24	30	22	17	21	20	BRG																									
CRG	31	15	12	33	27	17		34	25	27	27	29	35	23	42	39	29	39	32	30	33	33	31	CRG																									
GOG	21	6	5	34	43	36	30		17	60	43	33	27	23	20	31	20	24	25	23	21	22	21	GOG																									
HAG	1	3	3	3	4	4	3	4		21	0	26	9	14	21	16	14	13	15	14	18	22	26	HAG																									
NOG	19	3	15	3	40	26	12	53	4		33	20	15	15	13	17	11	18	17	15	10	12	14	NOG																									
SBG	35	11	29	15	27	13	19	14	0	23		36	37	30	34	42	25	30	36	46	31	31	35	SBG																									
SCG	14	18	5	4	6	5	10	9	2	6	6		22	14	33	36	20	33	25	36	21	29	21	SCG																									
BBK	12	33	0	33	19	21	23	12	3	6	18	8		69	46	53	72	66	56	46	61	63	58	BBK																									
BEK	26	15	19	17	32	21	25	15	4	9	17	5	49		32	38	61	47	54	38	49	54	57	BEK																									
CRF	27	26	6	23	29	24	26	16	5	12	15	22	40	41	Y	47	45	43	43	46	46	55	41	CRF																									
CRM	20	13	6	28	13	14	16	12	4	7	16	20	42	24	44	Y	45	44	40	44	39	46	41	CRM																									
EHE	15	12	3	17	22	13	22	10	1	6	20	16	56	45	35	37		73	53	48	62	64	62	EHE																									
LUB	13	43	2	27	19	21	23	10	2	8	15	5	70	43	37	25	48		52	46	59	60	58	LUB																									
MEM	25	33	12	34	16	22	21	12	2	6	20	6	72	52	35	37	45	62		53	53	54	56	MEM																									
NIB	17	12	6	35	15	14	16	11	2	6	20	10	50	37	47	50	44	41	55		62	53	50	NIB																									
SBB	17	26	5	40	15	21	22	9	3	4	17	13	59	41	44	36	47	52	54	56		55	59	SBB																									
SCF	23	14	10	18	29	16	23	16	6	9	15	12	52	62	56	40	50	46	44	51	51		58	SCF																									
TAM	5	3	2	3	18	3	13	2	3	1	5	9	36	43	28	22	55	35	32	31	35	47		TAM																									
	CRA	HAA	SBA	SCA	AKG	BRG	CRG	GOG	HAG	NOG	SBG	SCG	BBK	BEK	CRF	CRM	EHE	LUB	MEM	NIB	SBB	SCF	TAM																										

Unter den Grünlandflächen fällt die Harheimer Wiese HAG völlig aus dem Rahmen. Artenähnlichkeiten von maximal 27 % und Dominanzidentitäten zwischen 0 und 6 % offenbaren ein völlig anderes Artenspektrum als alle übrigen Standorte. In der Tat werden 86 % der Individuen von 3 Arten gestellt, die sonst an den vorliegenden Standorten selten (*Zygoribatula exilis*), nur noch ein weiteres Mal (*Fuscozetes fuscipes* cf.) oder überhaupt nicht (*Protoribates badensis*) auftraten. Das Vorkommen von *Zygoribatula exilis* lässt auf eine zumindest stellenweise auftretende Moosschicht schließen.

Die einzigen höheren Artenidentitäten gibt es zwischen den norddeutschen Wiesen, sieht man von der auch noch höheren Ähnlichkeit zwischen den Zönosen BRG und CRA ab. Im Renkonen-Index spiegeln sich nur noch die Ähnlichkeiten zwischen AKG und BRG und zwischen GOG und NOG wider.

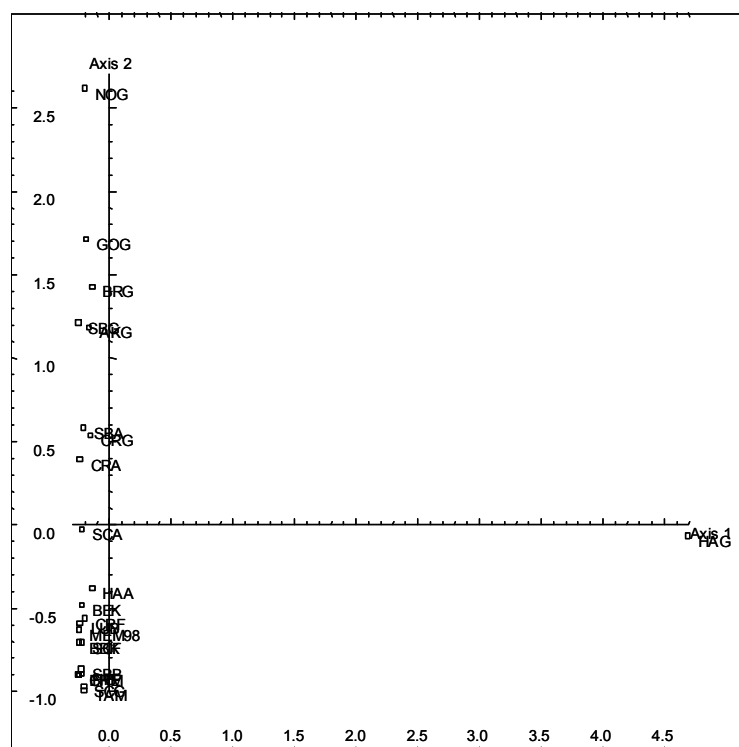


Abb. 6.2-1: Korrespondenzanalyse aller Untersuchungsstandorte anhand ihrer Oribatidenzönosen

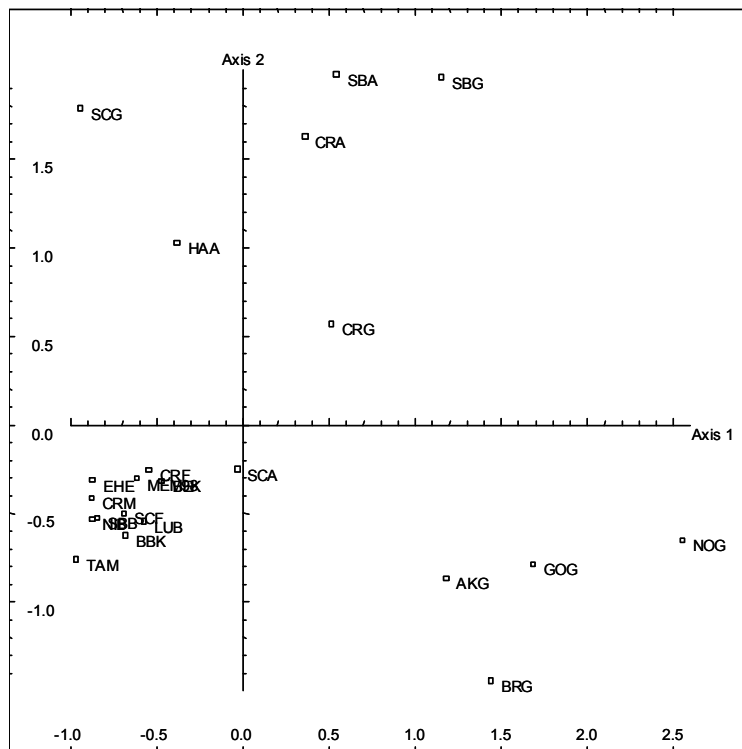


Abb. 6.2-2: Korrespondenzanalyse aller Untersuchungsstandorte anhand ihrer Oribatidenzönosen ohne HAG

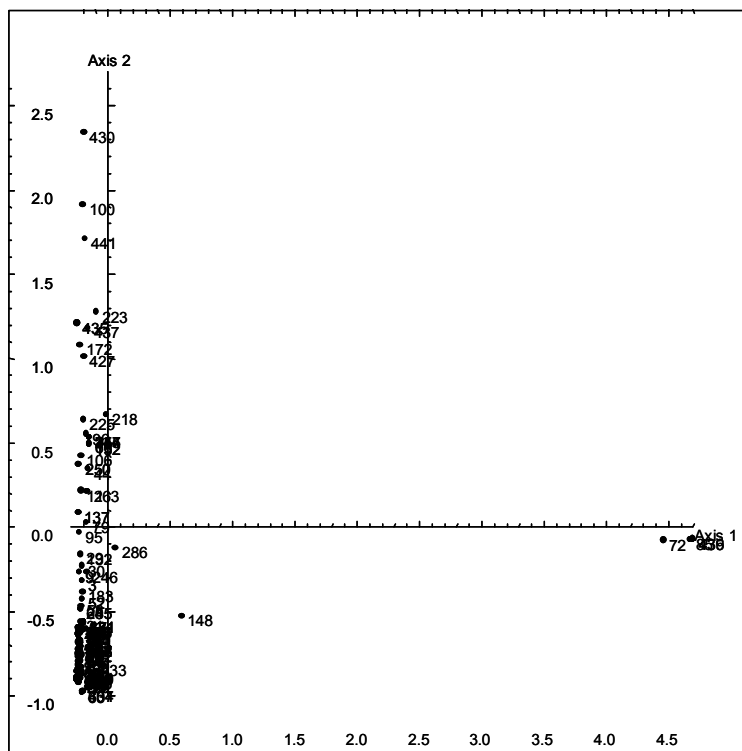


Abb. 6.2-3: Korrespondenzanalyse der Verteilung der Oribatidenarten innerhalb der Zönosen aller Untersuchungsstandorte

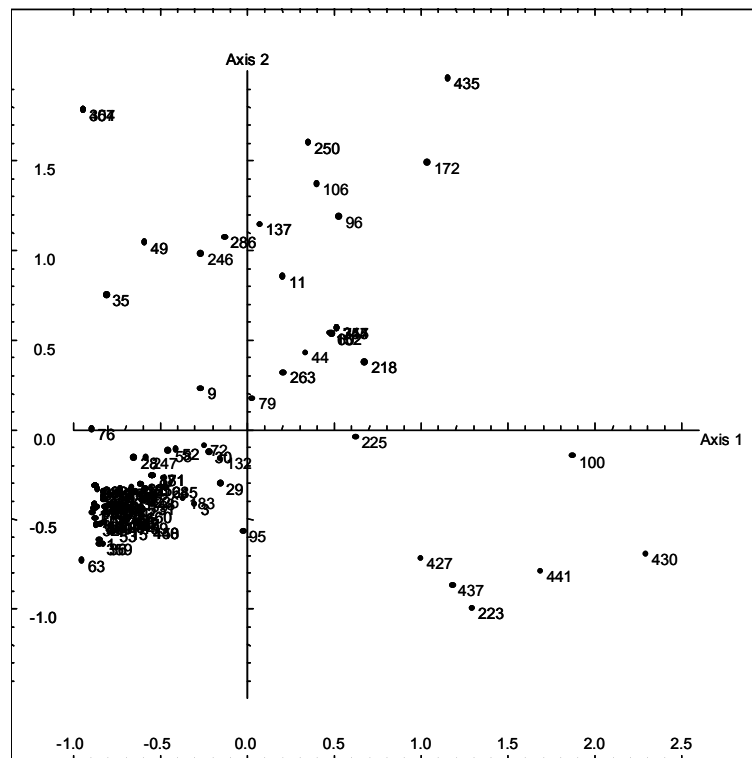


Abb. 6.2-4: Korrespondenzanalyse der Verteilung der Oribatidenarten innerhalb der Zönosen aller Untersuchungsstandorte ohne HAG

Die Korrespondenzanalyse aller 23 Standorte (Abb. 6.2-1) ergibt keine verwertbare Differenzierung, weil die völlig abweichende Zönose der Harheimer Wiese HAG die erste Achse derart dominiert, dass alle übrigen sich auf dieser Achse eng zusammen drängen und nur noch in der zweiten Achse differenzieren; dort allerdings in der bereits von den Ähnlichkeitsindices her erwarteten Weise, dass die Wälder mit hohen Ähnlichkeiten in ihren Zönosen zusammenrücken, während die artenärmeren Offenlandstandorte auseinanderdriften.

Die Analyse der Artenverteilung (Abb. 6.2-3) zeigt denn auch weit abgesondert die drei Arten, die nahezu ausschließlich die Harheimer Wiesen zönose charakterisieren: Nr. 72 *Zygoribatula exilis*, Nr. 85 *Fuscozetes fuscipes* cf. und Nr. 436 *Protoribates badensis*.

Nimmt man den Standort HAG aus der Analyse heraus, dann können sich die verbleibenden Standorte besser differenzieren (Abb. 6.2-2). Im Wesentlichen trifft dies aber wiederum nur für die Offenlandstandorte zu, die 11 Wälder bilden einen sehr eng umschriebenen Cluster. Innerhalb der Offenlandstandorte liegen die 4 norddeutschen Grünlandflächen AKG und GOG, BRG und NOG im Quadranten rechts-unten beisammen. Das gleiche gilt für die beiden „Nutzungs-paare“ Wiese und

Acker in Crailsheim und in Schmallingenberg, CRG und CRA, SBG und SBA, im Quadranten rechts-oben. Die Grünlandfläche Scheyern SCG wird von ihrem „Paarpartner“ Acker SCA durch zwei Arten weit abgespalten, die ausschließlich auf der Grünlandfläche gefunden wurden, Nr. 304 *Liacarus nitens* und Nr. 457 *Sphaerobates gratus*, letztere auch in hoher Dominanz.

Innerhalb des Waldclusters lassen sich die zahlreichen Arten, die diese Zönosen charakterisieren, nicht mehr trennen (Abb. 6.2-4). Für die Korrespondenzanalyse von Oribatidenzönosen eines größeren Standortkollektivs ist daraus zu folgern, dass dieses mindestens in Wald- und Offenlandstandorte getrennt werden muss.

Die abschließende Charakterisierung der Zönosen, die auf der Kennzeichnung ihrer Charakter- und Differentialarten beruht, und ihre Einordnung in die BBSK wird nach vollständiger Determination der Arten in den nächsten Wochen erfolgen.

6.2.4.2 Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte

In der vorliegenden Studie wurden zwei Standorte (GOG, NOG) einbezogen, die beide als belastet eingestuft werden können (siehe auch Kap. 4.1, Kenndaten der Standorte). Sie lassen sich einmal der Gesamtheit der übrigen 6 Grünlandstandorte gegenüberstellen, insbesondere aber mit dem in seinen abiotischen Parametern sehr ähnlichen Standort AKG vergleichen.

In einem ersten Blick auf die Kenndaten sind die beiden belasteten Standorte in zwei Punkten etwas auffällig. Dies betrifft zum einen die Artenzahl, die bei beide Standorte eher im unteren Bereich liegt, wobei aber berücksichtigt werden muss, dass beide Flächen nur einmal beprobt wurden und die Artenzahl sich bei einer zweiten Beprobung durchaus um 50 - 100% erhöhen kann. Allerdings kann dies allein nicht als Belastungsanzeiger gewertet werden, vergleicht man beispielsweise mit dem als unbelastet geltenden Standort BRG, der auch nach zweimaliger Beprobung nur 5 Arten aufweist und zudem eine minimale Siedlungsdichte. Mit dem Standort AKG hat er die extreme Dominanz einer einzigen Art, *Oppiella minutissima*, gemeinsam, eine Art, die offensichtlich an allen 4 norddeutschen Grünlandstandorten AKG, NOG, GOG und BRG hoch dominant auftritt und ansonsten regelmäßig rezedent bis dominant in nahezu sämtlichen mitteleuropäischen Wäldern und den meisten Grünlandflächen gefunden wird.

Die zweite Auffälligkeit betrifft die hohe Siedlungsdichte der Oribatiden in GOG, die mit 32.000 Ind./m² im unteren Bereich der für Wälder typischen hohen Siedlungsdichten liegt. In Übereinstimmung mit der Aussage zur Nematodenzönose (siehe Kap. 6.1.5) könnte dies als Hinweis auf einen langsameren Abbau und dadurch mächtiger Streuauflage infolge Belastung gedeutet werden.

Die Korrespondenzanalyse (Abb. 6.2-2, Quadrant rechts unten) zeigt eine Gruppe von 4 Standorten, die außer den 3 genannten Flächen ,GOG, NOG und AKG auch BRG umfasst und sich deutlich von allen übrigen Standorten abgrenzt. Im wesentlichen gibt die Korrespondenzanalyse damit die erwähnte, allen 4 Standorten gemeinsame hohe Dominanz von *O. minutissima* wieder, die in der Darstellung der Verteilung der Oribatidenarten (Abb. 6.2-4, Nr. 223) entsprechend im Zentrum der „Punktwolke“ der 4 Standorte zu finden ist.

Ansonsten entspricht auch das Artenspektrum der belasteten Standorte demjenigen einer normalen Offenlandzönose mit hoch dominantem Anteil der pterogasterinen Oribatiden bei gleichzeitigem Fehlen basaler und eupheredermater Höherer Oribatiden (Abb. 6.2-1, PB+PP und BA+EU). Zu diesem Bild gehört auch die beiden Standorten gemeinsame hohe Dominanz von *Ceratozetes mediocris*, einer Art, die im vorliegenden Material nur im norddeutschen Grünland gefunden wurde und die generell als Charakterart feuchter Wiesenstandorte gelten kann, die bis in brackige Bereiche vordringt. Insgesamt lässt sich also keine nennenswerte Beeinträchtigung der Oribatidenzönose feststellen.

6.2.4.3 Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000

Der Vergleich zwischen einem und zwei Probennahmen stellt sich sehr unterschiedlich dar. Er lässt sich im gesamten zur Verfügung stehenden Datenmaterial, an zahlreichen Standorten ziehen; dies bedarf aber noch einer entsprechenden Aufarbeitung der Daten, die Ende dieses Jahres abgeschlossen sein soll.

Während die qualitativen Änderungen noch ausgewertet werden müssen, lassen sich die quantitativen bereits aus der Tab. 6.2-4 ablesen. Wesentlich für die BBSK ist vor allem das Artenspektrum, dessen rein quantitative Seite, die Artenzahl, sich durch die Wiederholung der Beprobung überwiegend deutlich, teilweise dramatisch erhöht hat. Nur bei einem Standort war der

Zuwachs mit unter 5 % vernachlässigbar. Bei 5 Standorten nahm die Artenzahl zwischen 20 und 60 % zu, und an 5 Standorten lag die Zunahme der Artenzahl zwischen 100 und 350 %.

Im Vorgriff auf die Auswertung des gesamten Datenmaterials des SMNK lässt sich sagen, dass eine dritte Beprobung meist eine deutliche Abflachung der Zuwachskurve bringt. Dennoch erhält man durch weitere Probennahmen eine über einen längeren Zeitraum stetig ansteigende Artensättigungskurve, so dass die „wahre“ Artenzahl einer Probenfläche nur schwer zu ermitteln, ja sogar auch schwer zu definieren ist.

Eine Übersicht über 30 mitteleuropäische Standorte, die zwei- oder mehrmals beprobt wurden, zeigt eine ziemlich regelhafte Zunahme der Artenzahlen, die vermutlich auch nach über 10 Proben noch nicht endet. Allerdings erhält man dann nicht keine aktuelle Artenzahl mehr, sondern erfasst ein Spektrum, das jahreszeitliche und mehrjährige Änderungen bis hin zu Sukzessionen und langfristigen Umwandlungen mit einschließt. Bei der Siedlungsdichte sind die Änderungen noch dramatischer, schwanken hier aber immer jahres- und saisonabhängig. Allerdings sind Änderungen um mehr als 1000 % sicher auch von extremen Zufälligkeiten bei den Probenbedingungen verursacht und spiegeln nicht nur die natürlichen, saisonalen Populationsschwankungen wider.

Tab. 6.2-4: Artenzahl und Siedlungsdichte der Oribatiden in jeweils einer Beprobung 1998 und 2000. Daneben ist angegeben die kumulierte Artenzahl bzw. das Mittel zwischen beiden Siedlungsdichten sowie die jeweilige Zunahme der kumulierten Gesamtartenzahl bzw. des Mittels der Siedlungsdichte gegenüber dem jeweiligen Ausgangswert 1998.

	Artenzahl				Siedlungsdichte			
	1998	2000	kumu- liert	Zunahme %	1998	2000	Mittel	Zunahme %
SCF	65	51	67	+ 3	135.000	51.000	93.000	– 31
SBB	41	57	63	+ 54	27.000	31.000	29.000	+ 7
EHE	12	46	56	+ 367	4.000	118.000	61.000	+ 1.425
LUB	12	40	41	+ 242	4.000	104.000	54.000	+ 1.250
TAM	39	46	49	+ 26	31.000	71.000	51.000	+ 65
NIB	36	37	44	+ 22	43.000	31.000	37.000	– 14
SBG	7	14	17	+ 143	4.800	11.200	8.000	+ 67
AKG	10	13	16	+ 60	2.200	21.800	12.000	+ 446
SCG	3	12	13	+ 333	3.800	24.200	14.000	+ 268
BRG	4	3	5	+ 25	300	2.700	1.500	+ 400
SBA	3	5	6	+ 100	150	1.750	950	+ 467

Tab. 6.2-5: Vergleich der relativen Artenzahlen der Oribatiden mit zunehmender Zahl der Probenstermine. Grundlage sind die in Tab. 6.2-1 und Tab. 6.2-2 aufgeführten Standorte.

Proben	Wald			Offenland		
	n	Zunahme		n	Zunahme	
		Bereich	Mittel		Bereich	Mittel
1	1	1,0	1,0	1	1,0	1,0
2	3	1,2 – 1,3	1,23	5	1,3 – 1,9	1,5
3	3	1,3 – 1,6	1,43	1	2,1	2,1
4	17	1,4 – 2,0	1,67			
12	1	2,6	2,6			

6.2.5 Diskussion

6.2.5.1 Probennahme

Ein einzelner Probenstermin kann, auch bei ausreichendem Probenumfang, sehr abweichende Ergebnisse liefern, wie die Beispiele EHE und LUB bei Wäldern und SCG und SBG als Offenlandflächen bei wiederholter Probennahme zeigen (Tab. 6.2-4). Ein einziger Probenstermin ist also höchst problematisch. Auf der anderen Seite ist ein Endpunkt der Probennahmen anhand der Zunahme an Arten mit steigender Probenzahl nicht festlegbar. Damit sind Gesamtzahlen an Arten, die auf unterschiedlich umfänglichen und vor allem auf unterschiedlicher Anzahl von Probennahmen beruhen, streng genommen nicht vergleichbar. Es bedarf also zusätzlicher Festlegungen, um die Vergleichbarkeit von Artenzahlen zu gewährleisten. Die beste Lösung dürfte der Mittelwert aus einer möglichst großen Probenanzahl sein. Der praktikable Kompromiss liegt bei einer **durchschnittlichen Artenzahl pro Probe**, genauer pro Probenstermin (Artp in Tab. 6.2-1 und Tab. 6.2-2), dem 3 - 4, mindestens aber 2 Probenstermine zugrunde liegen sollten. Die durchschnittliche Artenzahl pro Probe, d.h. der Mittelwert aus den Proben, liegt bei zwei Proben bei ca. 80 % der Gesamt-Artenzahl aus den beiden Proben. Umgekehrt ausgedrückt liefert eine zweite Probennahme im Durchschnitt eine Erhöhung der Gesamt-Artenzahl um den Faktor 1,23, eine dritte Probe steigert den Wert durchschnittlich um den Faktor 1,43, eine vierte um 1,67 (Tab. 6.2-5). Dies sind Durchschnittswerte, im Extremfall kann eine einzelne Probe jedoch – wie oben erwähnt – ein völlig falsches Bild ergeben (Tab. 6.2-4). Wegen der großen saisonalen Einflüsse auf die Populationsentwicklung sollten bei der Minimalanzahl von zwei Proben die beiden Probenstermine zu unterschiedlichen Jahreszeiten liegen, im Idealfall an einem direkt aufeinanderfolgenden Frühjahr- und Herbststermin.

Eine ausreichender Probenumfang (Anzahl der Teilproben, Größe der beprobten Fläche, Substratmenge) ist dabei Voraussetzung. Der erforderliche Probenumfang ist sehr von der jeweiligen Tiergruppe abhängig. 9 Teil- oder Einzelproben mit einer Fläche von jeweils rund 22 cm² (Stecher-Durchmesser 5,3 cm), wie sie im vorliegenden Projekt genommen wurden, sind ein gute Basis. Ob sich diese Zahl reduzieren lässt, muss noch geprüft werden.

6.2.5.2 Auswertung

Die Auswertung des Probenmaterials beginnt mit dem Aussortieren der Individuen der jeweiligen Tiergruppe aus den Rohproben. Dabei werden die beiden ersten grundlegenden **Kenndaten** gewonnen: Individuenzahl, die über den Flächenumfang der Probe üblicherweise auf 1 m² hochgerechnet wird, und Artenzahl, die durch das Durchsortieren nach den verschiedenen Arten der jeweiligen Tiergruppe gewonnen wird, ohne dass diese Arten hierzu bestimmt und mit Namen versehen werden müssen. Beide Kenndaten sind starken Schwankungen unterworfen und sollten deshalb, wie oben dargelegt, Mittelwerte von möglichst vielen Proben darstellen. In der Regel ergeben 3 - 4 Proben(-termine) ausreichend gute Ergebnisse, die Mindestzahl von 2 Proben(-terminen) sollte jedoch nicht unterschritten werden. Das Auszählen der einzelnen Arten liefert die Datenbasis zur Berechnung von Diversitätsindizes, im vorliegenden Fall nach Shannon.

Mit Hilfe dieser Kenndaten lässt sich in einer ersten **Grobanalyse** feststellen, ob die Besiedlung der Probenfläche mit der entsprechenden Tiergruppe im zu erwartenden Rahmen liegt, oder in einem oder mehreren Parametern davon abweicht, was wir als auffällig bezeichnen.

Je nach Verwendungszweck der Analyse kann man sich im Falle der Übereinstimmung zwischen den Ist-Werten und dem Rahmen der Erwartungswerte bereits mit der Grobanalyse zufrieden geben. Ist eine Fläche aber als auffällig einzustufen, dann sollte eine **Feinanalyse** folgen. Dies heißt, dass über die Feststellung, wie viele Arten vorliegen, hinaus bestimmt wird, welche Arten vorkommen. Das heißt das **Artenspektrum** muss analysiert werden, was bei den Oribatiden wiederum in zwei Schritten erfolgen kann: Einer relativ raschen Einordnung der Arten in 7 taxonomisch-systematisch definierte Großgruppen (siehe Tab. 6.2-1 und Tab. 6.2-2); diese rasche „Grob-determination“ erweitert die quantitativen Kenndaten um einen bereits recht aussagekräftigen qualitativen Aspekt. Im zweiten Determinationsschritt schließlich muss jede Art genau bestimmt werden, d.h. mit Namen versehen werden, der die gesamte, mit diesem Namen verbundene Information über

Lebensweise, Vorkommen und Verbreitung einer Art erschließt. Dieser letzte Schritt ermöglicht eine differenzierte Beurteilung der Oribatidenzönose und im Rahmen des „Batterie-Ansatzes“, also zusammen mit anderen Tiergruppen, die „Bodenbiologische Standort-Klassifikation“ (BBSK).

Die BBSK mündet also in der Grobanalyse in den Vergleich von festgestellten Ist-Werten mit einem Erwartungsrahmen von Individuen- und Artenabundanz und von Diversitätsindizes, in der Feinanalyse in den genauen Vergleich des erhobenen Artenspektrums mit einem zu erwartenden Artenspektrum. Dieser paarweise Vergleich lässt sich in zwei durchaus aussagekräftigen Ähnlichkeitsindizes, dem Artenidentitätsindex nach Sørensen und dem Dominanzidentitätsindex nach Renkonen zusammenfassen (siehe Tab. 6.2-3). Die Interpretation festgestellter Unterschiede benötigt dann allerdings das Expertenwissen mit allen Informationen über die einzelnen Arten und ihre Zönosen. Dieses Wissen wird derzeit auf der Basis eigener Beprobungen und der Literatur erarbeitet und soll in kompakter Form in einer Handreichung verfügbar gemacht werden.

6.2.5.3 Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten

Entsprechend der oben (Kap. 6.2.5.2) dargestellten Vorgehensweise sollte ein erster Vergleich in Form einer Grobanalyse mittels der Kenndaten der Zönose durchgeführt werden. Beim gegenwärtigen Bearbeitungsstand liegen die weitaus meisten Standorte in Wäldern. Dies und die Tatsache, dass **Wälder** – wenn auch nach Bewuchs und Nutzung unterschiedlich – doch generell für die meisten Flächen Mitteleuropas den naturnächsten Zustand repräsentieren, macht sie zum derzeit wichtigsten Vergleichsstandard.

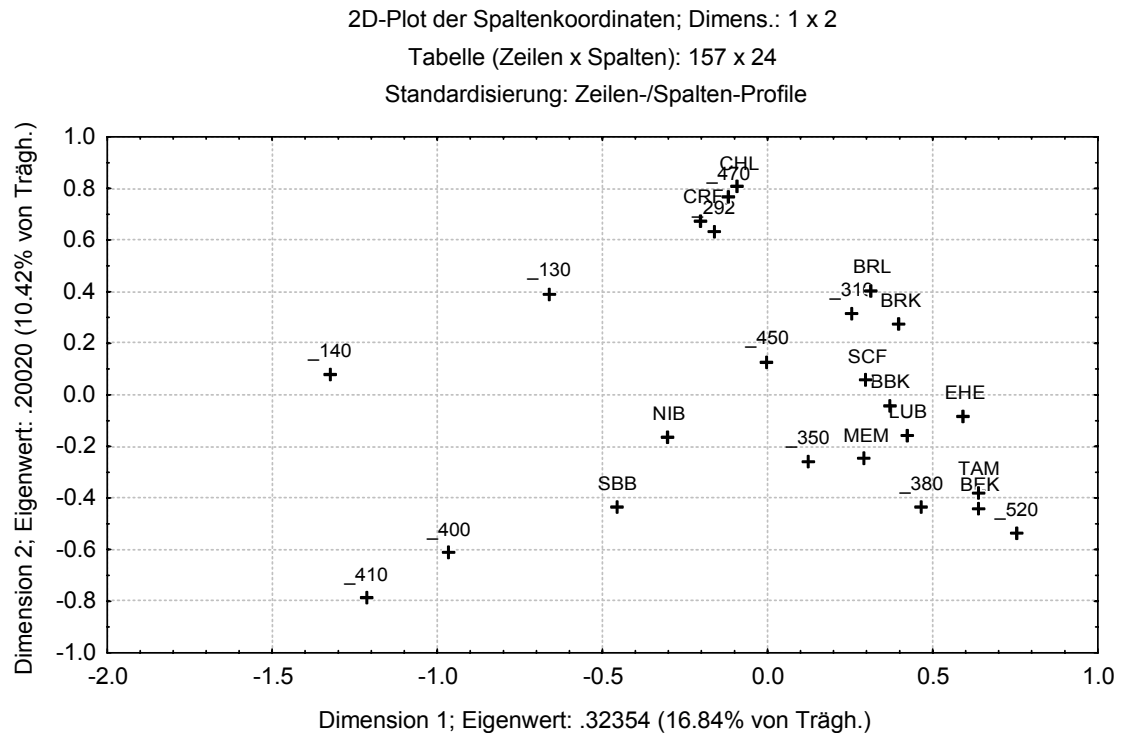


Abb. 6.2-5: Korrespondenzanalyse der Waldstandorte anhand ihrer Oribatidenzönosen. Die beiden Achsen entsprechen der 1. und 2. Dimension. In die Berechnung sind alle Standorte der Tab. 6.2-1 und Tab. 6.2-2 eingegangen mit Ausnahme der Standorte Auwald bei Au am Rhein (Code 1010) und Winterlindenwald im Kaiserstuhl (Code 1020).

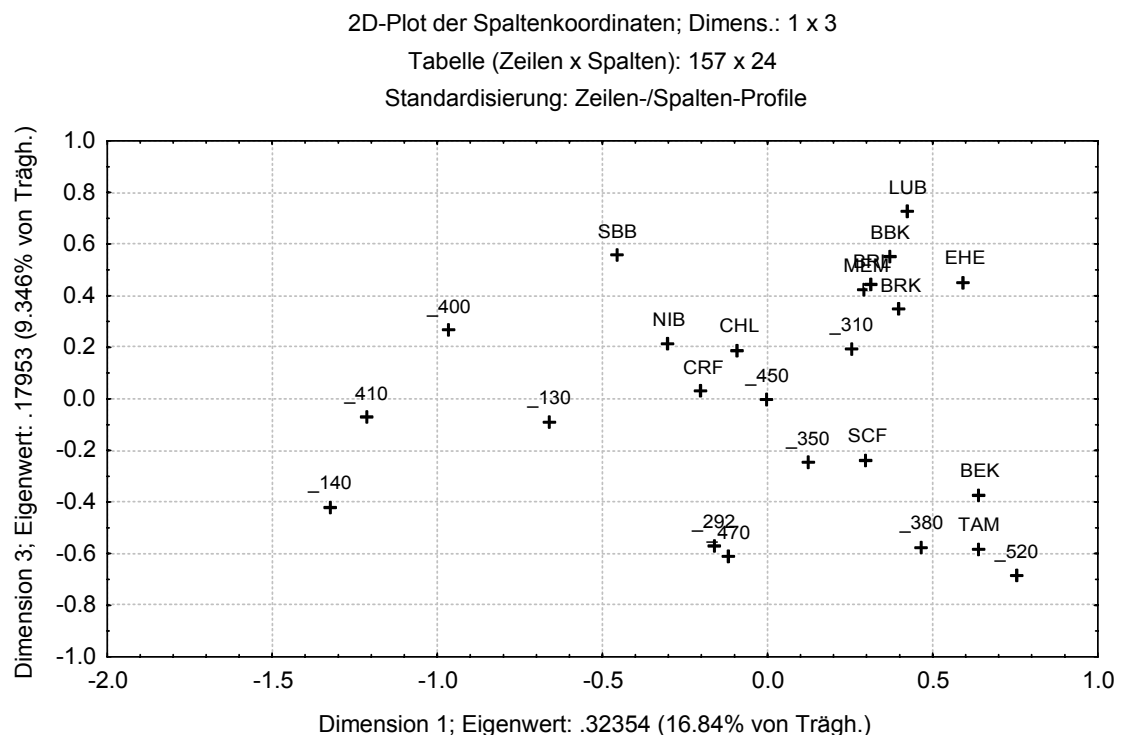


Abb. 6.2-6: Korrespondenzanalyse der Waldstandorte anhand ihrer Oribatidenzönosen. Die beiden Achsen entsprechen der 1. und 3. Dimension. Die Standorte sind wie in Abb. 6.2-5.

Tab. 6.2-6: Korrelationskoeffizienten der Dimensionen der Korrespondenzanalyse nach Pearson. Signifikante Werte ($p < 0.05$) sind fett gedruckt.

	P	F	N	O	HUM
Dim 1	-0.38	-0.50	-0.46	-0.30	0.61
Dim 2	0.31	0.42	0.51	-0.18	-0.33
Dim 3	-0.36	-0.37	-0.04	-0.13	0.20
Dim 4	0.32	0.10	0.03	0.07	-0.06

Die 11 Waldstandorte dieser Studie wurden zusätzlich zu der in den Abb. 6.2-1 bis Abb. 6.2-4 dargestellten Korrespondenzanalysen einer weiteren Korrespondenzanalyse zusammen mit 14 weiteren Waldstandorten aus Baden-Württemberg, die im Rahmen anderer Studien beprobt wurden, unterzogen. Ihre Kenndaten sind in Tab. 6.2-1 aufgeführt. Um den Bearbeitungsgang nicht zu ausführlich darstellen zu müssen, wurden von den Standorten dieser Tabelle zwei Flächen aus der Berechnung herausgenommen, die in ihrem Artenbestand so sehr abweichen, dass sich im Vergleich mit diesen beiden alle übrigen Flächen kaum mehr differenzieren lassen. Es sind dies der Auwald bei Au am Rhein (Code 1010) und der Winterlindenwald im Kaiserstuhl (Code 1020). Beide Standorte wurden bewusst als Extremstandorte in die Untersuchungen mit einbezogen, was sich offensichtlich sehr gut in ihrer Oribatidenzönose widerspiegelt. Der Auwald ragt aufgrund des Störungsfaktors der jährlichen Überflutungen und der Merkmalskombination Lehmboden / pH >7 / hohe Bodenfeuchte / A-Mullhumus weit aus dem übrigen Kollektiv heraus, der Winterlindenwald repräsentiert zusammen mit einem benachbarten Flaumeichenwald eine der wärmeliebendsten Waldformationen Mitteleuropas mit deutlichem mediterranem Einschlag. Dies wird bereits an den Kenndaten (Tab. 6.2-1) sichtbar: Der Auwald ist der Wald mit der niedrigsten Artenzahl pro Probe, einer extrem geringen Siedlungsdichte und völlig abweichender Gruppendominanz, die bereits auf ein entsprechend abweichendes Artenspektrum schließen lässt. Nächst dem Auwald ist der Winterlindenwald der Wald mit der geringsten Artenzahl pro Probe, und seine Gesamt-Artenzahl dürfte mit 39 Arten, kumuliert aus 4 Probenterminen, die niedrigste aller Standorte sein. Sie wird derzeit nur noch von den beiden Standorten Merzalben (MEM) und Crailsheim (CRM) untertroffen, deren Gesamt-Artenzahl aber auf einer einzigen Probe beruht (zu Crailsheim siehe auch weiter unten).

Der Grobanalyse nach ist von den Waldflächen dieser Studie nur Crailsheim (CRM) auffällig, wie erwähnt wegen der niedrigen Artenzahl, vor allem aber wegen der extrem niedrigen Siedlungsdichte und der abweichenden Gruppendominanz. Leichte Abweichungen in der Gruppendominanz sind bei BEK, CRF, EHE und TAM zu verzeichnen, die aber alle noch eine rel. hohe Dominanz der euedaphischen Gruppen NB+OP aufweisen, die weitgehend der Erwartung entspricht.

Die relativ hohe Stabilität des Parameters Gruppendominanz und damit seine gute Brauchbarkeit für das Verfahren zeigt der Vergleich der Kenndaten der Oribatidenzönose des Laubmischwaldes am Standort Crailsheim, der im Rahmen verschiedener Studien im Zeitraum von 8 Jahren mehrfach mit gleicher Methodik beprobt wurde (Tab. 6.2-7). Die Abundanz schwankt beträchtlich, möglicherweise mit abnehmender Tendenz im Laufe der Jahre, was genauer zu prüfen wäre. Auch die Artenzahl pro Probe, also bei gleichem Probenumfang, variiert beträchtlich, die angegebenen Zahlen sind ja Durchschnittswerte. Fasst man dagegen die Gruppendominanzen zu drei Blöcken zusammen, NB+OP, NP+PB+PP und BA+EU, dann ergibt sich eine erstaunliche Stabilität über die Jahre und unterschiedlichen Probenzahlen hinweg. Der Anteil der kleinen, euedaphischen Arten der Gruppen NB+OP und die phylogenetisch älteren Gruppen BA+EU, die notabene in Offenlandflächen nahezu völlig fehlen, sind mit geringen gegenläufigen Differenzen weitgehend konstant. Innerhalb der zusammengefassten dritten Gruppe ergeben sich klar vikarlierende Verschiebungen zwischen den peripheren Niederen Oribatiden NP auf der einen und den Pterogasterinen PB+PP auf der anderen Seite, die wir derzeit noch nicht interpretieren können. Entscheidend aber für die Einordnung nach der BBSK sind die weitgehend konstanten Verhältnisse der Gruppen NB+OP, die den Crailsheimer Wald als auffällig einordnen, verbunden mit der relativ hohen Dominanz der Gruppen BA+EU.

Tab. 6.2-7: Kenndaten der Oribatidenzönose des Laubmischwaldes am Standort Crailsheim, (Auszug aus Tab. 6.2-1 und Tab. 6.2-2).

Code	Zeitraum	PZ	Artp	Artg	Ind./qm	NB+OP	NP	PB+PP	BA+EU	Div
310	1991-1993	4	46	86	31.000	49	13	28	11	2,84
Chl	1997-1999	4	27	55	15.500	45	20	22	13	2,82
CRM	1998	1	32	32	9.000	42	12	32	14	2,94

Die weiterführende Korrespondenzanalyse zeigt zunächst, dass die Oribatidenzönose in der 1. Dimension die Standorte ihrer Höhenlage nach differenziert (Abb. 6.2-5, Abb. 6.2-6); Bad Urach (Code 130), Münzdorf (140), Eisenbach (400) und Belchen (410) sind die höchstgelegenen Standorte. In diesem Kollektiv fehlt lediglich Ottenhöfen (380), das zusammen mit Mannheim, Berlin und Tannenbusch am Niederrhein zu finden ist. Dies zeigt die Auffälligkeit von Ottenhöfen an, die auf der noch unzulänglichen Erfassung der Standortparameter beruht. Ottenhöfen steht zusammen mit Standorten, die wesentlich wärmer sind als die Höhenlagen, und dies gibt korrekt die Lage der Ottenhöfener Fläche auf einem südwest-exponierten Steilhang, mit einem sehr lichten Fichten-Tannenwald mit reichem Unterwuchs aus Gras und Heidelbeersträuchern wieder, der

deutlich wärmer ist als die geschlossenen Wälder bzw. die sehr hoch liegende Fläche am Belchen. Die Korrelationskoeffizienten (Tab. 6.2-6) zeigen, dass die Oribatidenzönosen der Höhenstandorte die höhere Feuchte und eine relativ gute N-Versorgung (niedriges C/N-Verhältnis) widerspiegeln, während umgekehrt in Ottenhöfen die fast rohhumusartige mächtige Streuauflage mit schlechter N-Versorgung sie völlig korrekt in die Nähe zumindest des Mannheimer und Berliner Standortes rücken. Dies nur als Beispiele für die Möglichkeiten, die die Korrespondenzanalyse künftig der BBSK eröffnet. Die definitive Beurteilung erfolgt dann unter Einbeziehung der ökologischen Profile der einzelnen Arten.

Die Analyse der **Offenlandflächen** steht unter dem Vorbehalt, dass jede untersuchte Fläche gleichsam ein Unikat darstellt; es liegen zu wenig Vergleichsdaten für eine endgültige Beurteilung nach dem BBSK-Konzept vor, Erwartungswerte über den groben Rahmen der Kenndaten hinaus sind noch nicht zu formulieren. Die 8 Grünlandflächen dieser Studie sind wesentlich uneinheitlicher als die Waldflächen. Klar erkennbar ist BRG als absolut auffällig zu bezeichnen mit extrem niedriger Siedlungsdichte und Artenzahl und einer erheblich abweichenden Gruppendominanz. AKG und NOG sind mit gewisser Einschränkung ebenfalls als auffällig zu betrachten, da die gegenüber der Siedlungsdichte oder Abundanz höher zu gewichtenden qualitativen (oder semiquantitativen) Parameter wie Artenzahl bei NOG und Gruppendominanz bei AKG aus dem Rahmen fallen. Bei allen drei auffälligen Grünlandflächen haben die Abweichungen eine negative Tendenz. Anders bei der vierten, auffälligen Grünlandfläche, der Crailsheimer Wiese (CRG). Gruppendominanz und Abundanz weisen sie als standorttypische Wiese aus, aber die Artenzahl ist eindeutig zu hoch, was sich auch in einem für eine Wiese außerordentlichen Diversitätswert von 2,62 ausdrückt. Die Abweichung ist in diesem Falle leicht zu interpretieren. Die Probenfläche ist nur rund 40 m vom Waldrand entfernt und der Artenüberschuss besteht aus Waldarten, die offensichtlich sporadisch, nie in höheren Dominanzstufen, und vermutlich passiv durch Windtransport oder Transport im Fell der zahlreichen Mäuse in die Wiese eindringen. Ein solcher Transport durch Mäuse ist ein weit verbreitetes Phänomen (MIKO & STANKO 1991).

Die abschließende Beurteilung der 23 zu prüfenden Flächen dieser Studie ist in der Tab. 6.2-8 zusammengefasst.

Tab. 6.2-8: Beurteilung der Standorte nach den Kenndaten ihrer Oribatidenzönose mit folgender Klassifizierung: Auffälligkeit gegeben: -, nicht gegeben: +; zu vermuten oder unklar: +/-

Standorttyp	Probenfläche	Abundanz	Artenzahl	Gruppendom.	Gesamt
A III	HAA	+	+/-	+/-	+/-
A IV	CRA	+	+	+	+
A IV	SBA	+	+	+	+
A IV	SCA	+	+	+/-	+
G III	BRG	-	-	-	-
G IV	AKG	+	+	-	-
G IV	GOG	-	+	+	+
G IV	NOG	+	-	+	-
G VII	SCG	+	+	+	+
G VIII	CRG	+	-	+	-
G VIII	HAG	+	+	+	+
G VIII	SBG	+	+	+	+
W I	EHE	+	+	+/-	+
W I	LUB	+	+	+	+
W I	MEM	+	+	+	+
W II	NIB	+	+	+	+
W II	TAM	+	+	+/-	+
W III	SCF	+	+	+	+
W V	BBK	+	+	+	+
W V	BEK	+	+	+/-	+
W XI	CRF	+	+	+/-	+
W XI	CRM	-	+	-	-
W XI	SBB	+	+	+	+

6.3 Gamasinen (Raubmilben)

6.3.1 Einleitung

Raubmilben in der Gruppe der mesostigmaten Gamasinen sind artenreich und mäßig abundant in vielen Böden vertreten. So treten Siedlungsdichten in Wäldern zwischen 2.300 und 35.000 Individuen pro m², im Grünland 2.600 – 20.000, im Acker 2.000 – 120.000 bzw. auf Ruderalflächen bis zu 38.000 Individuen pro Quadratmeter auf. Im Wald werden zwar auch die höchsten Artenzahlen gefunden (bis zu 66), jedoch weist auch nicht zu intensiv genutztes Grünland noch viele Arten auf (bis zu 38). Bei Raubmilben gibt es ausgesprochene Pionierarten, die phoretisch sind, und mit gestörten Böden gut zurecht kommen (KOEHLER 1994). Sie sind gerade für landwirtschaftlich genutzte Standorte wichtige Arten. Aber auch für Grünlandstandorte gibt es eine Reihe spezifischer Arten oder sogar Gattungen. Nach ihrer Fortpflanzungsbiologie und ihren Besiedlungsstrategien lassen sich Raubmilben in Gruppen mit ähnlichem Verhalten einteilen (RUF 1997; KOEHLER 2000). Dadurch kann man für bestimmte erwartete Beeinträchtigungen eines Bodens spezifische Hypothesen zur Raubmilbenfauna formulieren. Der relative Artenreichtum mit vielen Arten mit eher speziellen Ansprüchen machen diese Milbengruppe besonders interessant im Hinblick auf die Festlegung von Erwartungswerten und die Indikation von Beeinträchtigungen. Dazu kommt noch, dass sie in den meisten Standorten nicht allzu individuenreich sind, so dass sich der Aufwand ihrer Bearbeitung und Bestimmung auf Artniveau begrenzen lässt.

Gamasinen sind räuberisch lebende Milben, die das luftgefüllte Porensystem des Bodens bewohnen. Durch die räuberische Lebensweise sind sie in besonderer Weise dazu in der Lage, über die Nahrungstierzönose zu integrieren und Effekte auf niedrigerem trophischen Niveau katalytisch anzuzeigen (KARG & FREIER 1995). Wichtige Nahrungstiere sind Nematoden, die von fast allen Arten gefressen werden können (WALTER 1987). Nematoden stehen wiederum direkt mit dem Porenwasser in Verbindung, so dass Veränderungen des Bodenwasserchemismus sich durchaus in der Raubmilbengemeinschaft widerspiegeln kann. Andere Nahrungsorganismen sind Collembolen, Insekteneier und -larven, Enchytraeen und auch Aas. Die Spezialisierung auf bestimmte Nahrungsorganismen ist bei den meisten Arten nicht deutlich ausgeprägt.

Die taxonomische Situation ist insofern erfreulich, als dass es ein Bestimmungsbuch für die in Deutschland vorkommenden Raubmilben gibt, das erst 1993 neu bearbeitet veröffentlicht wurde (KARG 1993). Zusätzliche Literatur liegt aus Russland, England, Polen und Frankreich vor. Die

Arten in Mitteleuropa sind relativ gut bekannt, obwohl es immer bislang nicht beschriebene Arten in Aufsammlungen geben kann (vgl. RÖMBKE et al. 1997; RUF 2000a). Wegen der deutlichen Unterscheidungsmerkmale und der unkomplizierten Aufarbeitung für mikroskopische Präparate eignen sich Raubmilben besonders dazu, interaktive rechnergestützte Bestimmungsschlüssel zu erarbeiten. Leider ist dies bisher noch nicht erfolgt.

Trotz dieser günstigen Voraussetzungen werden Raubmilben selten für bodenökologische Fragestellungen bearbeitet. Im Konzept der BBSK waren sie von Beginn an vertreten und gelten hier als sehr gut verwendbare Tiergruppe (RÖMBKE et al. 2000; RUF 2000b; BECK et al. 2001).

6.3.2 Material und Methoden

Die Probennahme erfolgt mit dem Standardbohrer mit einer Oberfläche zwischen 23 und 25 cm². Die Bodenkerne wurden auf einer modifizierten Tullgren-Trichter Apparatur extrahiert. Die Temperatur wurde langsam erhöht, um ein Abwandern der Tiere nach unten aus den Proben heraus zu ermöglichen. Am Ende der Austreibungsprozedur war die Bodenprobe trocken. Die Raubmilben wurden aus dem konservierten Fang ausgelesen und zur Artbestimmung in Milchsäure aufgelöst. Jedes Individuum wurde unter dem Mikroskop betrachtet und einer Art zugeordnet. Bei Juvenilen war die Zuordnung zu einer Gattung meist möglich, bei Larven teilweise nur zur Familie. Zum Ermitteln der jeweiligen Dominanzverteilung wurden die juvenilen Raubmilben anteilmäßig auf die nach den Adulten determinierten Arten der gleichen Gattung aufgeteilt. Alle Individuen wurden wieder in Alkohol überführt und sind in der Milbensammlung der Universität Bremen, Bodenökologie, aufbewahrt.

6.3.3 Ableitung von Erwartungswerten

Erwartungswerte für die Raubmilben wurden auf verschiedenen Niveaus formuliert. Zunächst auf dem Niveau der einzelnen Arten, wobei die **Präferenzen der Arten** nach Angaben aus der Literatur bzw. aus eigenen früheren Erhebungen ermittelt wurden. Für die Parameter der Zönose Abundanz, Artenzahl, Diversität wurde ein ähnliches Verfahren angewandt. Es beruht auf einer Korrelationsbeziehung (Pearson'scher Korrelationskoeffizient) und nachgeschalteter unimodaler Regression. Mit beiden Methoden können auf statistischem Wege die Zusammenhänge zwischen der Dominanz bestimmter Arten und den Umweltparametern ermittelt werden. Das bedeutet nicht, dass die entsprechende Art eine besondere Vorliebe für einen bestimmten pH-Wert hat, sondern

dass sie in einem bestimmten pH-Werte Bereich besonders häufig gefunden wurde. Sie zeigt also nicht einen pH-Wert an, sondern die komplexen miteinander verwobenen Lebensbedingungen an, die sich bei diesem pH-Wert eingestellt haben.

Ein anderer integrierender Parameter, für den Erwartungswerte formuliert werden können, ist der **Reife-Index**. Er beruht auf der Fortpflanzungsbiologie und Lebensweise der Arten. Ein hoher Wert nahe 1 steht für Raubmilbengemeinschaften, die von K-Strategen dominiert werden, wohingegen niedrige Werte $< 0,5$ in Gemeinschaften erreicht werden, in denen die r-Strategen dominieren. Eine Weiterentwicklung der Reife-Index ist das **r/K Dreieck**, in dem die Dominanzanteile der jeweiligen Arten in den einzelnen fortpflanzungsbiologischen Gruppen gegeneinander aufgetragen werden. Unterschieden werden die 3K Arten, also Arten, die am stärksten K selektiert sind (hier nur die Zerconidae), die r-selektierten Arten ohne weitere Differenzierung und der Rest, zu dem die häufigsten 2K Arten gehören, aber auch Arten, die nach dem jetzigen Kenntnisstand nicht zugeordnet werden können (z.B. die Macrochelidae). Das r/K Dreieck liefert für Waldstandorte und auch für einige Grünländer brauchbare zusätzliche Information zum Reife-Index, da hier die Dominanzen und nicht alleine das Vorkommen berücksichtigt werden. In Äckern und vielen Grünländern fehlen jedoch die Zerconiden komplett und da sie die einzigen Arten beinhalten, die auf der K-Achse im Dreieck aufgetragen werden, ist ein Aufspannen der Standortsignaturen mit dieser Darstellungsweise nicht mehr möglich. Als Ergänzung wurde daher noch die Dominanz der r-selektierten Arten als Kennwert für die Zönosen mit aufgenommen. Die Erwartungswerte dafür können direkt dem r/K Dreieck entnommen werden. Jedoch liegen für Nicht-Wald-Standorte dazu noch keine Daten vor. Für die landwirtschaftlich genutzten Standorte wurde auch geprüft, ob die Dominanz der drei Pionierarten *Alliphis halleri*, *Arctoseius cetratus* und *Rhodacarellus silesiacus* (KOEHLER 2000) ein Kennwert für die Zönose sein könnte.

Wie man Erwartungswerte für Offenland-Standorte ableiten kann, wird erst bei der Auswertung der vorliegende den Daten erarbeitet. In Kapitel 6.3.8 wird versucht, die Ansätze, die für den Wald entwickelt worden waren, auf die Grünland- und Ackerstandorte zu übertragen.

6.3.4 Ergebnisse aus den 13 Beispiels-Standorten

Bei der Beprobung 2000 konnten 1213 Raubmilben gefangen und 83 Arten zugeordnet werden. Im Wald kamen 510 Individuen in 42 Arten vor, im Grünland nur durchschnittlich 85 Individuen in 12 Arten und in den vier Äckern wurden durchschnittlich nur 29 Ind. in 7 Arten nachgewiesen. Eine

vollständige Artenliste ist im Anhang aufgeführt, eine Übersicht gibt Tab. 6.3-1.

Tab. 6.3-1: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaften an den 13 Standorte, die 2000 beprobt wurden.

	Abundanz [Ind./m ²]	Artenzahl	Diversität (Sh.-W.)	Reife- Index	Dominanz der Pionierarten	Dominanz der r-Arten
CRA	3.289	13	2,03	0,76	37,8	36,5
HAA	356	3	1,08	0,80	0,0	37,5
SBA	1.111	7	1,72	1,00	0,0	0,0
SCA	444	5	1,47	0,67	30,0	20,0
AKG	3.822	14	1,65	0,43	61,6	24,4
BRG	2.000	8	1,62	0,35	13,3	77,8
GOG	5.511	13	2,18	0,60	29,0	51,6
HAG	2.089	11	1,74	0,50	46,8	36,2
NOG	1.644	10	1,88	0,27	48,6	62,2
SBG	2.889	12	2,07	0,77	9,2	10,8
SCG	7.956	16	1,79	0,69	5,0	53,8
SBB	22.800	42	2,95	0,71	0,2	7,0
SCF	2.711	14	1,99	0,83	0,0	6,6

Tendenziell war in den Wäldern war der Diversitäts-Index am höchsten, gefolgt von den Grünland-Standorten und am Ende standen die Äcker. Die Unterschiede zwischen den Standorten bei gleicher Nutzungsform sind jedoch so groß, dass sich die Unterschied statistisch nicht absichern lassen. Im Kapitel 6.3.6 wird mit einem größeren Stichprobenumfang der Einfluss der Nutzung auf die verschiedenen Kennwerte geprüft. Ein weiterer Kennwert in Tab. 6.3-1 ist der Reife-Index, der in den Äckern und Wäldern sehr hoch liegt und in den meisten Grünländern niedrig. Wichtige Informationen könnte auch die Dominanz der drei Pionierarten *Alliphis halleri*, *Arctoseius cetratus* und *Rhodacarellus silesiacus* liefern. Sie sind in den Grünländern erwartungsgemäß dominant, in den Wäldern kommen sie fast gar nicht vor, während sie in der Hälfte der Äcker überhaupt nicht nachzuweisen waren, in der anderen Hälfte aber mit hohen Dominanzen. Die Dominanz der r-selektierten Arten bietet ein ähnliches Bild, jedoch sind die Unterschiede innerhalb der Gruppen nicht ganz so groß wie bei den Pionierarten.

Nur 46 Arten kamen an mindestens 3 Standorten vor, fast die Hälfte war also sehr unstet. Sieben Arten zeigten keine Spezialisierung auf eine bestimmte Nutzungsform, sie wurden sowohl im Wald, Grünland als auch im Acker gefunden. Einige dieser Arten waren häufig dominant, wie z.B. *Veigaia nemorensis* mit Dominanzen bis zu 58%. Auf der anderen Seite kam *Leioseius bicolor* auch an 7 Standorten vor, erreichte aber niemals Dominanzen über 8%. Von den 14 Arten, die auf Äckern

gefunden wurden, gehörten alleine 6 zu der Gruppe der Ubiquisten. Es gab offenbar keine besondere Artengruppe, die für Äcker typisch war, nur 6 Arten wurden an mehr als einem Acker gefunden. Von diesen waren vier ausgesprochene Ubiquisten, die sowohl auf den landwirtschaftlich genutzten Standorten wie auch in Wäldern vorkommen. Von den restlichen zwei war eine die Pionierart *R. silesiacus* und die andere *P. quisquiliarum*, die auch regelmäßig auf den Grünland-Standorten nachzuweisen war.

Die untersuchten Grünlandstandorte wiesen allerdings ein charakteristisches Artenspektrum auf. Vierzehn Arten wurden nur dort, oder dort mit den höchsten Dominanzen gefunden. In dieser Gruppe hoben sich die niedersächsischen Standorte besonders ab, sie waren durch vier Arten charakterisiert, die eher feuchte Böden anzeigen (und vielleicht auch anaerobe Verhältnisse).

Mit Hilfe der multivariaten Korrespondenz-Analyse wurden die Ähnlichkeiten der Zönosen für die Raubmilben abgebildet (Abb. 6.3-1). Hieraus wird deutlich, dass die Äcker keine einheitliche Gruppe bilden. Am stärksten fällt HAA heraus. Die Grünlandstandorte trennen sich in die niedersächsischen Flächen AKG, GOG, BRG und NOG plus HAG und davon getrennt werden SCG und SBG. Eine weitere Analyse erscheint auf Grund des wenigen Datenmaterials nicht sinnvoll. Bei den weiteren Korrespondenz-Analysen werden die Daten von anderen Standorten mit vergleichbarer Probennahme mit berücksichtigt (erstes UBA Vorhaben: RÖMBKE et al. 2000, und PAÖ: BECK et al. 2001).

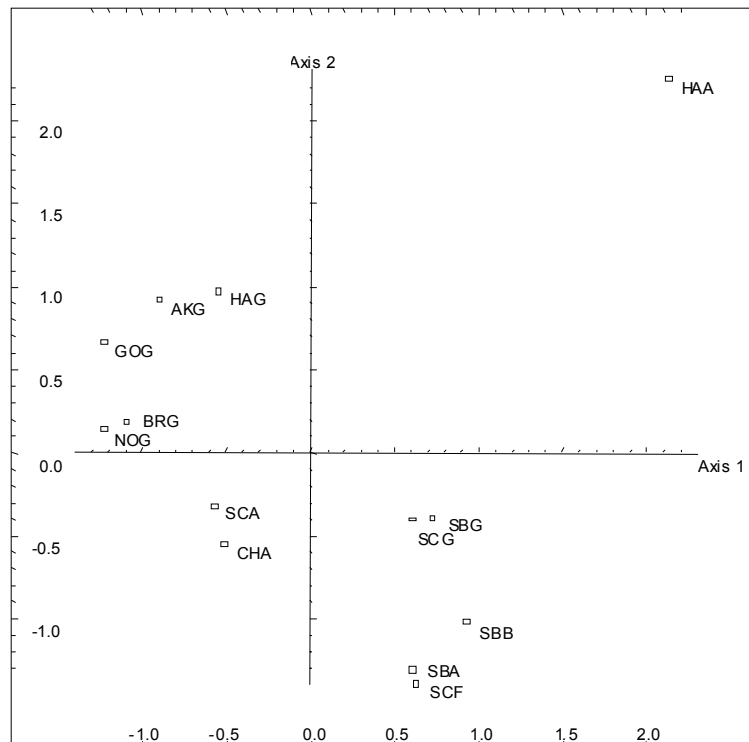


Abb. 6.3-1: Ergebnis einer Korrespondenz-Analyse der Raubmilbenzönose aus den Standorten, die 2000 beprobt wurden.

6.3.5 Vergleich der beiden Probennahmen 1998 und 2000 (Reproduzierbarkeit der Ergebnisse)

Sechs Standorte (SBB, SBG, AKG, BRG, SBA und SCG) wurden sowohl 1998 als auch 2000 beprobt. Somit war es möglich, die zeitliche Variabilität und die Reproduzierbarkeit von Ergebnissen unserer Probennahme exemplarisch zu untersuchen. Ein Vergleich der Kennzahlen zeigt, dass einige ganz gut und andere wiederum an den meisten Standorten nicht reproduzierbar sind (Abb. 6.3-2). Eine Eigenschaft, die sehr hohe Unterschiede zwischen den beiden Beprobungen aufweist, ist die Siedlungsdichte, aber auch die Artenzahl kann sich um 100% unterscheiden. Konstantere Werte liefern der Diversitäts-Index (Shannon-Weaver) und der Reife-Index. Überraschend wenig reproduzierbar war die Dominanz der Pionierarten *Rhodacarellus silesiacus*, *Alliphis halleri* und *Arctoseius cetratus*. Sie sollten auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen häufig vorkommen. Die Dominanzwerte sind allerdings nur auf den Standorten gleich oder ähnlich, an denen diese drei Arten nicht oder nur in einzelnen Individuen vorkamen. Am Standort SBG z.B. wurde in beiden Jahren von den Pionieren nur die Art *Alliphis halleri* gefunden. Bei annähernd gleicher Gesamtabundanz erhöhte sich die Dominanz von *A. halleri* um fast das dreifache von 1998 bis zu 2000. Komplementär dazu ist das Bild am Standort SCG. Hier wurden die beiden anderen Arten gefunden, hier allerdings bei der Probennahme 2000 nur mit der Hälfte des Dominanzwertes

von 1998. Insgesamt ergibt sich hier also ein uneinheitliches Bild. Die Dominanz der r-selektierten Arten nahm an vier Standorten praktisch an beiden Jahren den gleichen Wert an, bei BRG und SCG waren die Unterschiede jedoch sehr groß.

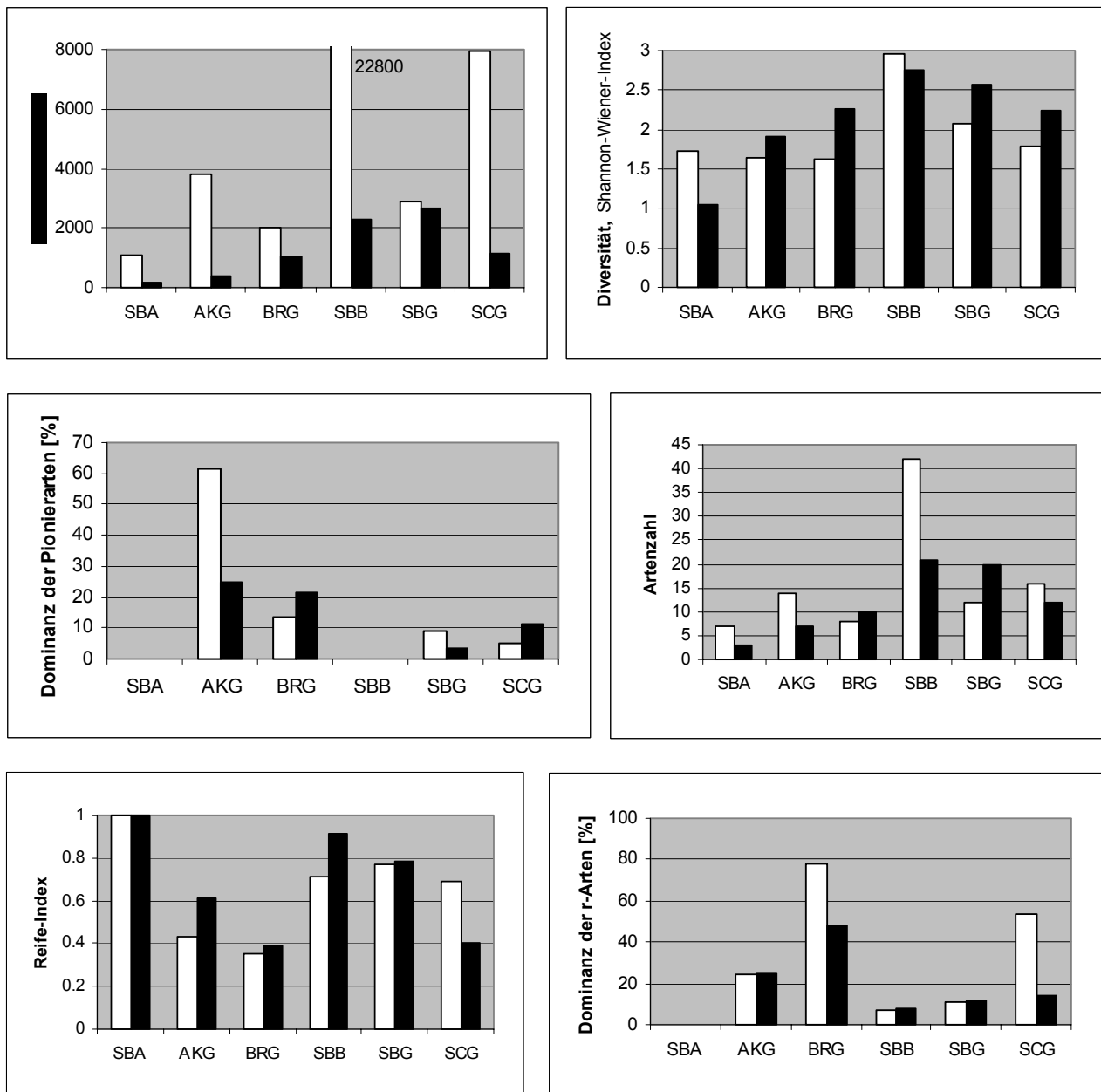


Abb. 6.3-2: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft im Vergleich der beiden Probennahmen 1998 und 2000. Die schwarzen Säulen stellen die Werte für das Jahr 1998 dar, die weißen Säulen diejenigen für 2000.

Tab. 6.3-2: Abweichungen in den verschiedenen Indizes zwischen den beiden Probennahmen 1998 und 2000 in % des jeweils höchsten Wertes. Fett gedruckt sind die Werte < 10%

	Abundanz	Artenzahl	Diversität (Sh.-W.)	Reife- Index	Dominanz der Pionierarten	Dominanz der r-Arten
SBB	90	50	7	22	100	9
AKG	91	50	14	30	59	2
BRG	49	20	28	8	39	39
SBG	8	40	19	1	64	8
SCG	85	25	20	42	56	73
SBA	84	57	40	0	0	0

Die Siedlungsdichte, das Artenspektrum und die Artenzahl waren schlecht reproduzierbar, die Abweichungen zwischen den Jahren war im Mittel über alle Standorte fast 70% bei der Abundanz und immer noch 40% bei der Artenzahl (Tab. 6.3-2). Eine bessere Übereinstimmung zeigten integrierende Parameter mit mittleren Abweichungen um 20%. Die kleinsten Unterschiede zwischen den Jahren wiesen die Parameter auf, die auch noch spezifische Qualitäten berücksichtigen, wie der Reife Index und die Dominanz der r-selektierten Arten. Hier war die Abweichung zwischen den Jahren an drei bzw. vier Standorten kleiner als 10%. Aber auch bei diesen Kennwerten gab es immer wieder Ausreißer, so dass nicht von vorne herein davon ausgegangen werden kann, dass die Zönose eines Standortes mit einer Probennahme hinreichend charakterisiert ist. Aussagen, die auf einer einmaligen Probennahme beruhen und sich auf Kennwerte der Zönose beziehen, sind mit großen Unsicherheiten behaftet, sie können dem tatsächlichen Zustand nahe kommen, müssen es aber nicht.

Auch mit Hilfe der Korrespondenz-Analyse kann die Frage der Reproduzierbarkeit untersucht werden. In Abb. 6.3-3 ist das Ergebnis dargestellt. Deutlich wird, dass die meisten Gemeinschaften aus den Proben von 1998 und 2000 in einem ähnlichen Bereich abgebildet werden. Das trifft insbesondere für SBA und BRG zu, die kaum zu unterscheiden sind. Aber auch die Punkte AKG und SBG aus den verschiedenen Jahren liegen noch relativ dicht beieinander. Während SBB 1998 noch ganz nahe an SBA liegt, ist die Zönose 2000 deutlich der von SBG angenähert. Das liegt hauptsächlich an der Art *Rhodacarus agrestis*, die in SBB 2000 17% aller Individuen ausmacht, in SBG 98 13%, während sie 1998 in Schmallenberger Buchenwald (SBB) gar nicht nachzuweisen war. Die größten Unterschiede zwischen den Jahren sind jedoch im Grünland Scheyern, SCG festzustellen. Die beiden Beprobungen haben fast nichts miteinander zu tun. Das liegt vor allem an der sehr hohen Dominanz (55%) von *Rhodacarus clavulatus* bei der Probennahme 2000. Diese Art

tauchte 1998 gar nicht auf, während hier *Pergamasus runcatellus* und *Arctoseius cetratus* die dominanten Arten waren. *P. runcatellus* kam auch 2000 noch in den Proben vor, jedoch in deutlich geringerer Dominanz.

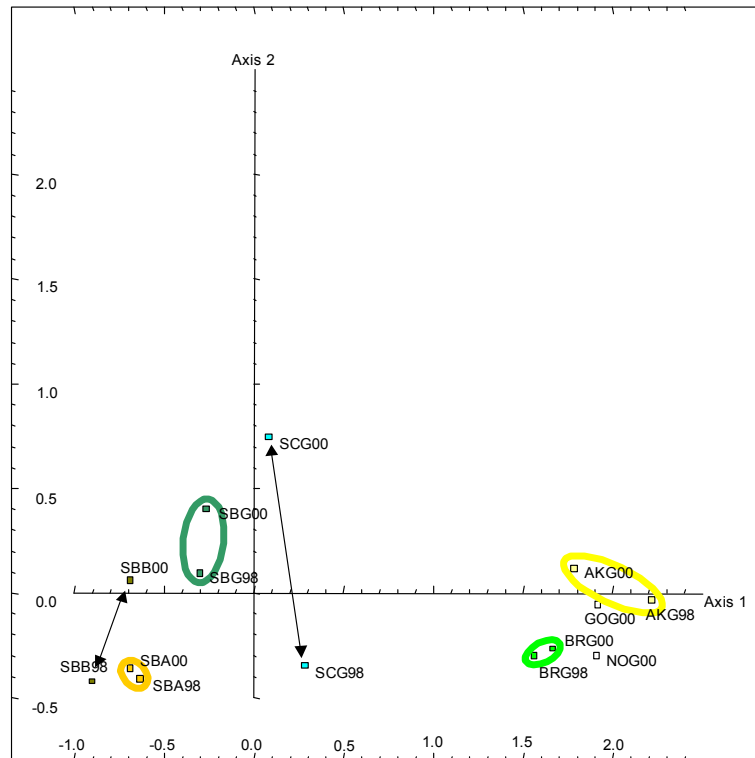


Abb. 6.3-3: Ergebnis der Korrespondenz-Analyse der Raubmilbengemeinschaft für alle Standorte. Dargestellt sind jedoch nur die Standorte, für die Wiederholungsbeprobungen vorhanden waren. Die Endung „00“ stellt die Ergebnisse für 2000 dar, „98“ für 1998.

6.3.6 Vergleich des Einflusses der Nutzung

Die Anfangshypothese war, dass die Art der Nutzung, die Vegetation, die Zufuhr von Nährstoffen und Noxen und die Bodenbearbeitung einen großen Einfluss auf die Raubmilbengemeinschaft haben würde. Dieser sollte sogar größer sein, als die Unterschiede zwischen verschiedenen Standorttypen bei gleicher Nutzung. Über beide Jahre gesehen und wenn zusätzlich noch Standorte aus einem anderen Untersuchungsprogramm (PAÖ: BECK et al. 2001) hinzugezogen werden, haben wir die Kombination Wald – Wiese – Acker an drei Beispielen untersucht: Scheyern, Schmallenberg und Crailsheim, die Kombination Wiese – Acker nur in Haarheim.

Die Abundanz war in den Wäldern am gleichen Standort eher höher, aber auch im Grünland wurden hohe Siedlungsdichten gefunden. Die Äcker wiesen übereinstimmend immer die niedrigsten Wert auf (Abb. 6.3-4). Das gleiche gilt auch für die Artenzahl und die Diversität. Die Äcker hatten an drei

von vier Lokalitäten höhere Werte im Reife-Index als das Grünland, die Werte für die Wälder lagen dazwischen. In Scheyern ergab sich fast kein Unterschied zwischen den Nutzungsformen. Pionierarten kamen erwartungsgemäß nur im Acker und Grünland vor, jedoch in Harheim und Schmallenberg nicht im Acker. Die Dominanz der r-selektierten Arten war auch auf den landwirtschaftlich genutzten Standorten im Vergleich zum Wald erhöht, Schmallenberg war hier wieder die Ausnahme: im Acker wurden keine r-Arten gefunden.

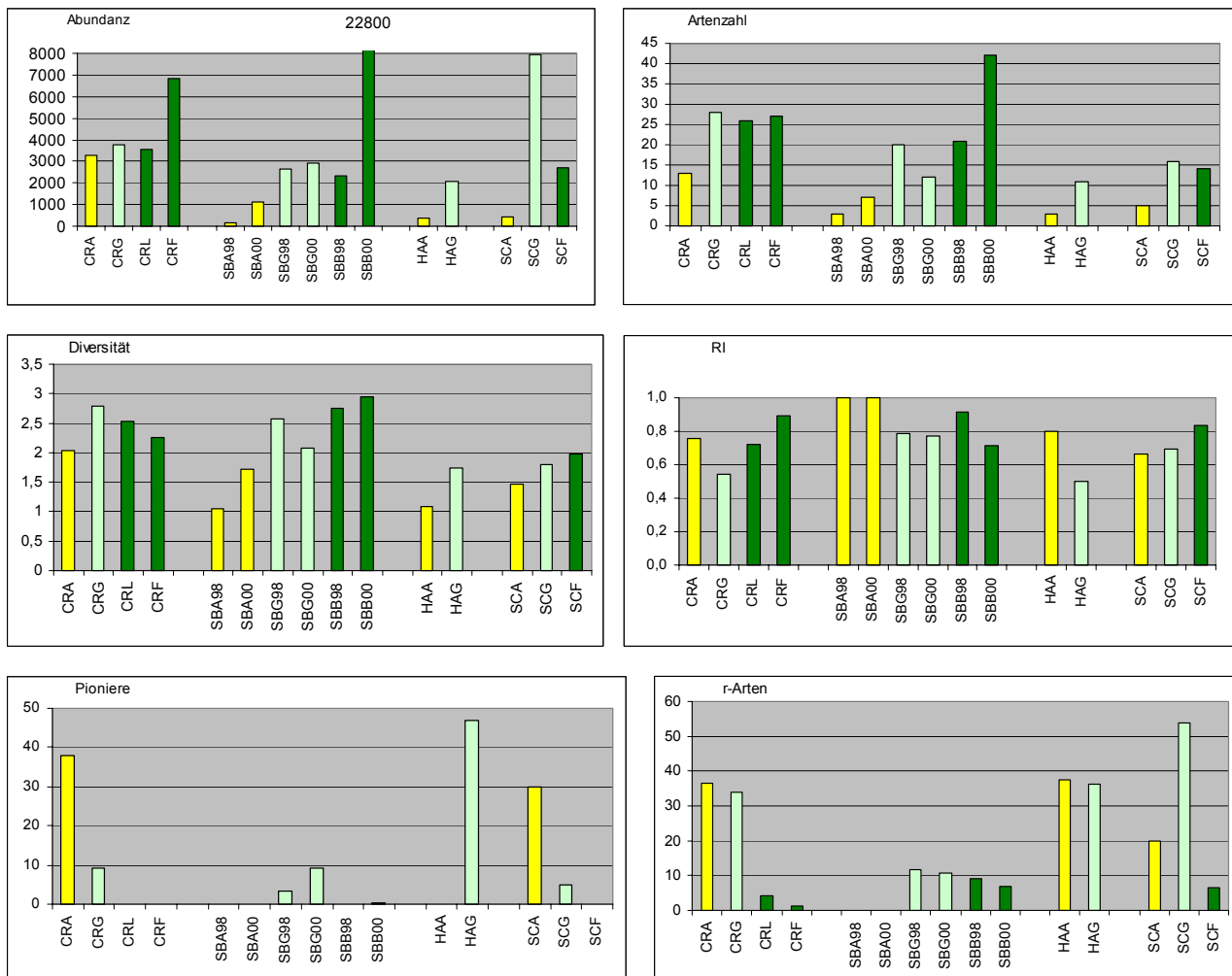


Abb. 6.3-4: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft bei verschiedenen Nutzungen am gleichen Standort.

Das Bild, das die Korrespondenz-Analyse liefert, war an allen Lokalitäten unterschiedlich (Abb. 6.3-5, Tab. 6.3-3). In Scheyern unterschieden sich Acker und Grünland etwas voneinander, während der Fichtenwald zu den anderen Wäldern gruppiert wurde und damit deutlich anders war, als die beiden Scheyerner Offenlandstandorte. Die Teilflächen mit verschiedener Nutzung in Schmallenberg lagen alle recht dicht zusammen. Der Wald nahm allerdings im Vergleich zu den

anderen Wäldern eine Sonderstellung ein. Der Acker in Schmallenberg liegt genau in den anderen Wäldern (obwohl er sich in der Artenzahl und Abundanz ganz deutlich unterscheidet), etwas getrennt davon der Wald und in noch etwas größerer Entfernung das Grünland. Wieder anders sieht die Situation in Crailsheim aus. Hier sind sich jeweils die beiden Wälder und die beiden landwirtschaftlich genutzten Standorte sehr ähnlich. Der Unterschied zwischen den beiden Gruppen ist jedoch relativ groß. Beim Vergleich den beiden Harheimer Teilflächen sticht sofort die Ausnahmestellung des Ackers ins Auge. Dieser ist ganz deutlich von allen anderen beprobten Standorten zu unterscheiden, somit auch von dem Grünland am gleichen Standort. Die Ergebnisse der Korrespondenz-Analyse kann man so zusammenfassen, dass es kein verallgemeinerbares Muster der Reaktion der Raubmilbengemeinschaft auf unterschiedliche Nutzung gibt.

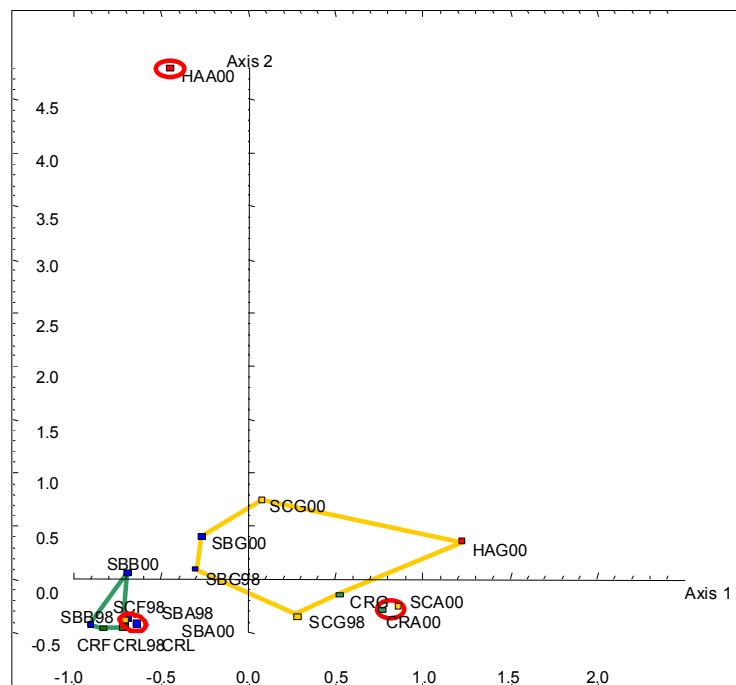


Abb. 6.3-5: Ergebnis der Korrespondenz-Analyse der Raubmilbengemeinschaft für alle Standorte. Dargestellt sind jedoch nur die Standorte, für die sowohl Acker, Grünland und Wald (Ausnahme Harheim: ohne Wald) untersucht wurde.

Tab. 6.3-3: Ähnlichkeiten der Raubmilbenzönose auf Teilflächen unterschiedlicher Nutzung am gleichen Standort. Die Klammern fassen ähnlich Gemeinschaften zusammen, der Abstand zwischen den Wörtern ist ein Maß für die Unterschiedlichkeit.

Standort	Ähnlichkeit nach Nutzung	
Scheyern	Wald	(Grünland Acker)
Schmallenberg	((Wald Acker)	Grünland)
Crailsheim	Wald	(Grünland Acker)
Harheim	Grünland	Acker

Sind die Unterschiede bei unterschiedlicher Nutzung größer als die Standortunterschiede? Die Wälder sind faunistisch recht ähnlich, obwohl sie sich von den Standorteigenschaften voneinander unterscheiden. Die Grünlandstandorte sind trotz der Standortähnlichkeiten zu den Wäldern von diesen faunistisch deutlich getrennt. Bei den Äckern haben wir große Standortunterschiede in der Bodenart, dem pH und dem C/N Verhältnis. Faunistisch sind die Äcker mit der gleichen Bodenart jedoch ähnlich (Crailsheim und Scheyern). Die Nutzung hat also erwartungsgemäß einen größeren Einfluss auf die Raubmilbenzönosen als die Standorteigenschaften. Bereits aus dem vorhandenen Datenmaterial kann man erkennen, dass die Bedeutung von Standorteigenschaften nutzungsspezifisch zu sein scheint, bei Äckern ist z.B. die Bodenart für die Ausprägung einer bestimmten Zönose sehr wichtig.

6.3.7 Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte

Die beiden Paare sollten AKG – GOG in großen Flussauen und BRG – NOG auf Marschböden sein, GOG bzw. NOG sind die belasteten Standorte. BRG weicht allerdings in seinen Standorteigenschaften ziemlich deutlich von den anderen dreien ab (pH und Tongehalt sind deutlich niedriger), so dass streng genommen nur AKG mit GOG und NOG verglichen werden kann. Die Kontaminationen mit Schwermetallen und org. Verbindungen sind so hoch, dass Raubmilben als relativ sensible Bodentiergruppe diese anzeigen müssten. Jedoch lässt sich kein Parameter herausarbeiten, mit dessen Hilfe eine Beeinträchtigung der beiden belasteten Standorte im Vergleich zu den unbelasteten Standorten indiziert werden könnte (Tab. 6.3-4). Siedlungsdichten und Artenzahlen sind praktisch identisch, die Diversität ist auf beiden belasteten Standorten etwas höher, der Reife-Index ist auf dem belasteten Standorten einmal höher und einmal niedriger. Bei NOG ist die Dominanz der Pioniere mehr als doppelt so hoch wie bei BRG, bei NOG und GOG ist

die Dominanz der r-selektierten Arten mehr als doppelt so hoch wie bei AKG. Beide belasteten Standorte bieten demnach Kolonisierer-Arten bessere Lebensbedingungen als die unbelasteten. Einmal profitieren davon die phoretischen Arten, das andere mal diejenigen mit rascher Populationsentwicklung. Aus den Kennwerten der Zönose kann also kein deutlicher Unterschied abgelesen werden.

Auch auf Abb. 6.3-3 in der Korrespondenz-Analyse wird deutlich, dass alle vier Standorte dicht benachbart liegen, AKG und GOG sind auf Grund der etwas ausgeprägten Unterschiede zwischen den Jahren bei AKG gar nicht zu trennen. Trotz der Standortunterschiede liegen die beiden Marschen BRG und NOG dichter zusammen als NOG und AKG.

Tab. 6.3-4: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft an zwei Standortpaaren mit jeweils einem durch Schadstoffe belasteten Standort. Die belasteten Standorte sind GOG und NOG.

	Abundan z	Artenzahl	Diversit ät (Sh.- W.)	Reife- Index	Dominanz der Pionierarte n	Dominanz der r-Arten
AKG98	356	7	1.91	0.62	25.0	25.0
AKG00	3,822	14	1.65	0.43	61.6	24.4
GOG00	5,511	13	2.18	0.60	29.0	51.6
BRG98	1022	10	2.26	0.39	21.7	47.8
BRG00	2,000	8	1.62	0.35	13.3	77.8
NOG00	1,644	10	1.88	0.27	48.6	62.2

Aus den Dominanzrangkurven in Abb. 6.3-6 wird deutlich, dass sich die Gemeinschaft in AKG von der in GOG sehr deutlich unterscheidet, während BRG und NOG sich ähnlicher sind, obwohl sich diese beiden Standorte in ihren Bodeneigenschaften unterscheiden. Es ist aber in keinem Fall zu erkennen, dass die belasteten Standorte eine Zönose mit einer sehr unausgeglichene Dominanzstruktur aufweisen.

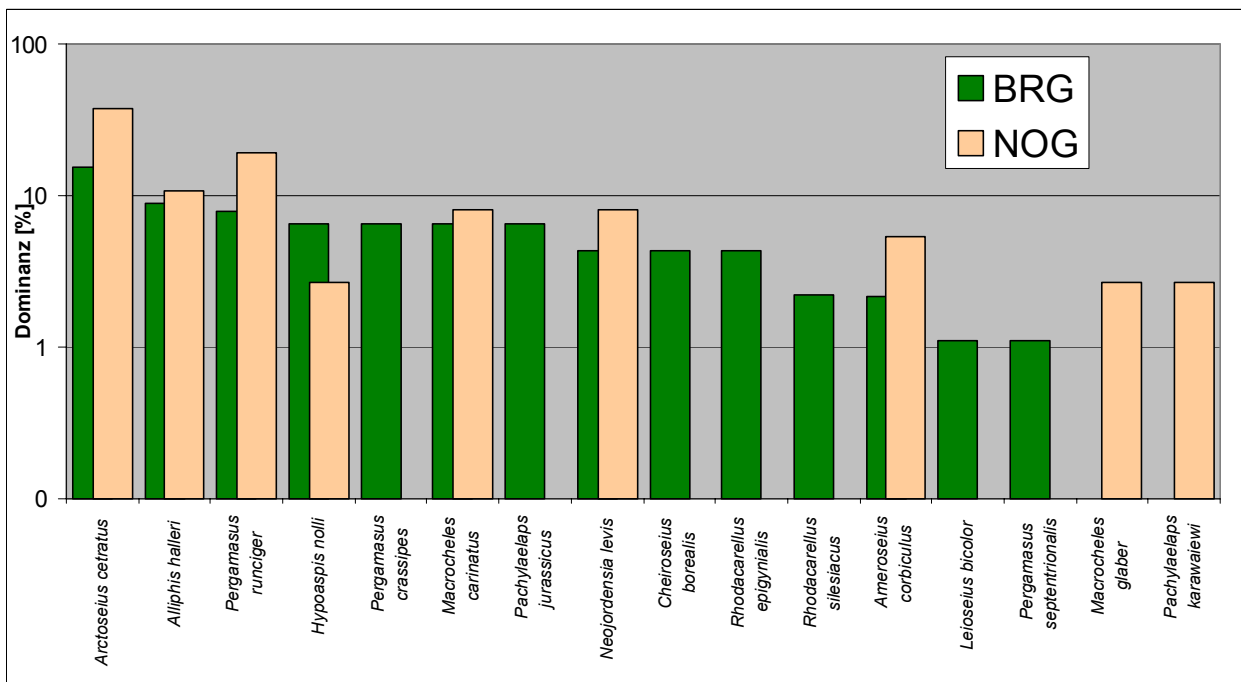
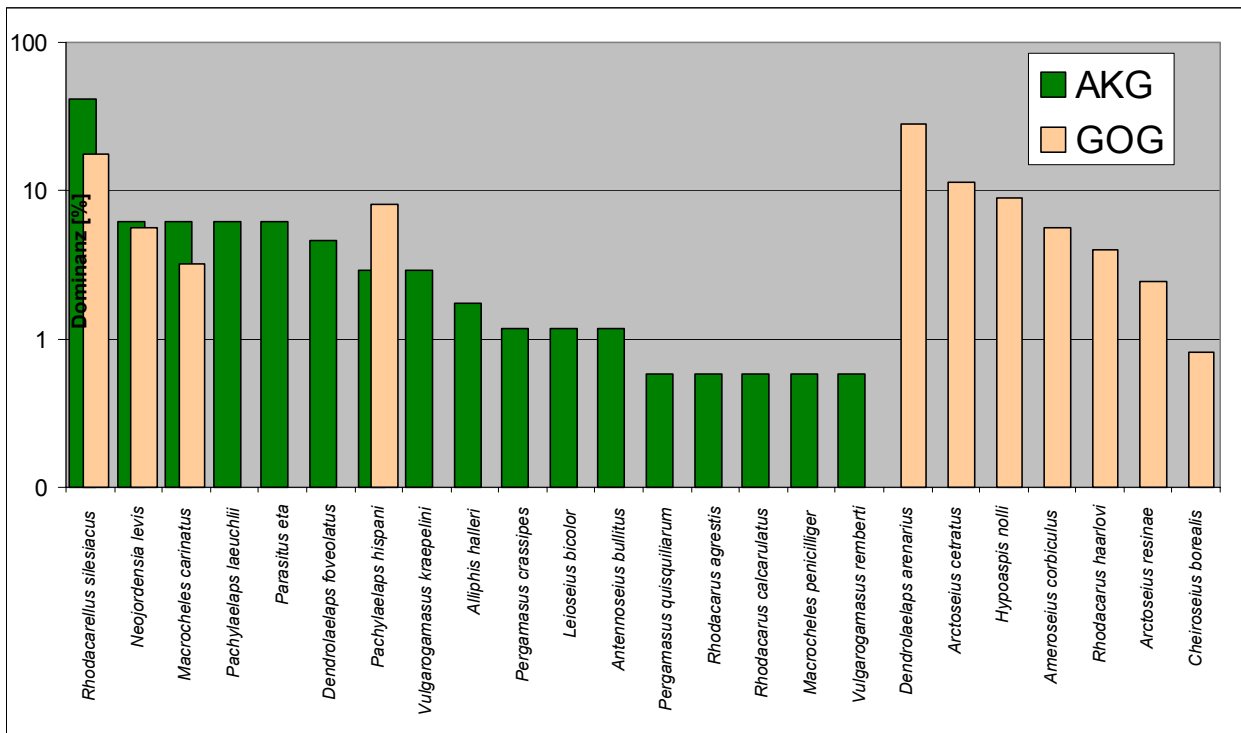


Abb. 6.3-6: Dominanzrangkurven für die Raubmilbengemeinschaften auf den Niedersächsischen Grünlandflächen. Dargestellt sind die belasteten und unbelasteten Vergleichsstandorte, die dunklen Säulen repräsentieren jeweils den unbelastete Standort, die hellen den belasteten.

Auffällig ist höchstens das Vorkommen und die Dominanz der Pionierart *Arctoseius cetratus*. Sie

erreicht auf den belasteten Standorten höherer Dominanzen als auf den unbelasteten, auf AKG kommt sie gar nicht vor.

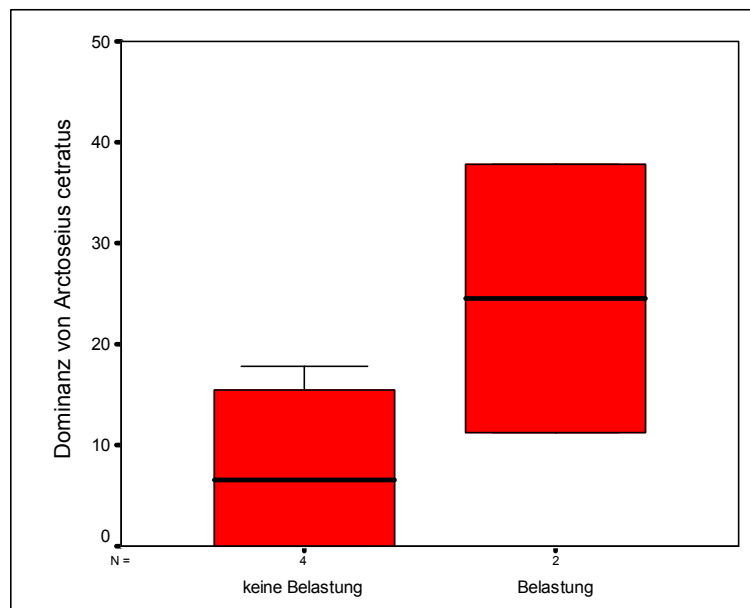


Abb. 6.3-7: Dominanz von *Arctoseius cetratus* auf den belasteten (GOG, NOG) und unbelasteten (AKG 98+00, BRG 98+00) Standorten im Vergleich.

6.3.8 Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten an allen Standorten, mit Schwerpunkt auf den „Nicht-Wald-Standorten“

Die Ableitung der Erwartungswerte für Wälder wurde schon im Vorläuferprojekt ausführlich dargestellt. Sie beruhen auf dem Reife-Index, der humusformspezifisch zuzuordnen ist, der Dominanz von Arten und Kennwerten, die deutliche Abhängigkeiten von Standortparametern zeigen, und der Lage im r/K Dreieck. Für Nicht-Wald-Standorte ist die vergleichbare Datenlage sehr viel geringer als im Wald und es liegt kein unabhängig von diesem Vorhaben erhobener Datensatz vor. Dieser wäre aber nötig, um Erwartungswerte zu formulieren, die nicht Ergebnis eines Zirkelschlusses sind.

Erwartungswerte für Kennwerte der Gemeinschaft

Beim Überblick über die Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen (Tab. 6.3-5) scheinen sich schon Unterschiede zwischen den Standorten anzudeuten. Unabhängig von der Gruppierung nach Standorteigenschaften gibt es deutliche Unterschiede zwischen den Äckern und den Grünländern. Die Artenzahl und die Diversität ist im Grünland höher, der Reife-Index niedriger als in den Äckern. Dieser Unterschied lässt sich mit einer

Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% statistisch absichern (Tab. 6.3-6).

Tab. 6.3-5: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaften aus allen Probennahmen aus Acker und Grünlandstandorten.

Arten	Abundanz	Artenzahl	Diversität	Reife- Index	Dominanz der Pionierarten	Dominanz der r-Arten
CRA00	3.289	13	2,03	0,76	37,8	36,5
HAA00	356	3	1,08	0,80	0,0	37,5
SBA98	178	3	1,04	1,00	0,0	0,0
SBA00	1.111	7	1,72	1,00	0,0	0,0
SCA00	444	5	1,47	0,67	30,0	20,0
AKG98	356	7	1,91	0,62	25,0	25,0
AKG00	3.822	14	1,65	0,43	61,6	24,4
BRG98	1022	10	2,26	0,39	21,7	47,8
BRG00	2.000	8	1,62	0,35	13,3	77,8
CRG	3750	28	2,78	0,54	9,3	34,0
GOG00	5.511	13	2,18	0,60	29,0	51,6
HAG00	2.089	11	1,74	0,50	46,8	36,2
NOG00	1.644	10	1,88	0,27	48,6	62,2
SBG98	2667	20	2,57	0,78	3,3	11,7
SBG00	2.889	12	2,07	0,77	9,2	10,8
SCG98	1156	12	2,25	0,40	11,5	14,5
SCG00	7.956	16	1,79	0,69	5,0	53,8

Tab. 6.3-6: Ergebnisse des U-Tests für die Unterschiede in den Kennzahlen der Raubmilbengemeinschaft zwischen Äckern und Grünland. Gekennzeichnet sind die Signifikanzwerte < 0,05.

	Abundanz	Artenzahl	Diversität	Reife- Index	Dominanz der Pionierarte n	Dominanz der r-Arten
Mann-Whitney-U	16	13.5	10	14	33	19
Wilcoxon-W	44	41.5	38	69	61	47
Z	-1,855	-2,105	-2,440	-2,051	-0,196	-1,562
Exakte Signifikanz	0,070	0,033	0,014	0,043	0,887	0,133

In Tab. 4-2 wird eine neue hierarchische Gruppeneinteilung der Standorte vorgeschlagen. Folgt man dieser, fallen die bearbeiteten landwirtschaftlichen Flächen in 5 Gruppen: A III, A IV, G IV, G VII und G VIII. Die Äcker werden zuerst nach der Bodenart differenziert. In der Untersuchung war jedoch kein Acker mit sandigem Boden vertreten. Dann folgt eine Unterteilung nach dem pH-Wert. Eigentlich sollte dieser bei Äckern in einem relativ engen Bereich liegen, da die Böden gekalkt sein

sollten. Das ist aber offensichtlich nicht immer der Fall. So unterscheidet sich HAA (Gruppe A III) durch seinen niedrigen pH-Wert von den anderen Äckern, die zusammen in die Gruppe A IV fallen. Bei den Grünländern wird zunächst nach der Überflutung bzw. Vorhandensein von Stau- oder Grundnässe unterschieden. Falls ein Grünland in dieser Weise wasserbeeinflusst ist, wird es noch nach dem pH-Wert eingeteilt. Alle untersuchten Standorte in dieser Übergruppe (AKG, GOG, BRG, NOG) haben einen pH-Wert über 4,5 und werden Gruppe G IV zugeordnet. Bei den Grünländern, die nicht wasserbeeinflusst sind, ergibt sich auch die weitere Einteilung nach dem pH-Wert. SCG hat einen Wert unter 5 und fällt daher alleine in die Gruppe G VII. Die anderen Standorte CRG, HAG und SBG haben höhere pH-Werte und fallen in Gruppe G VIII.

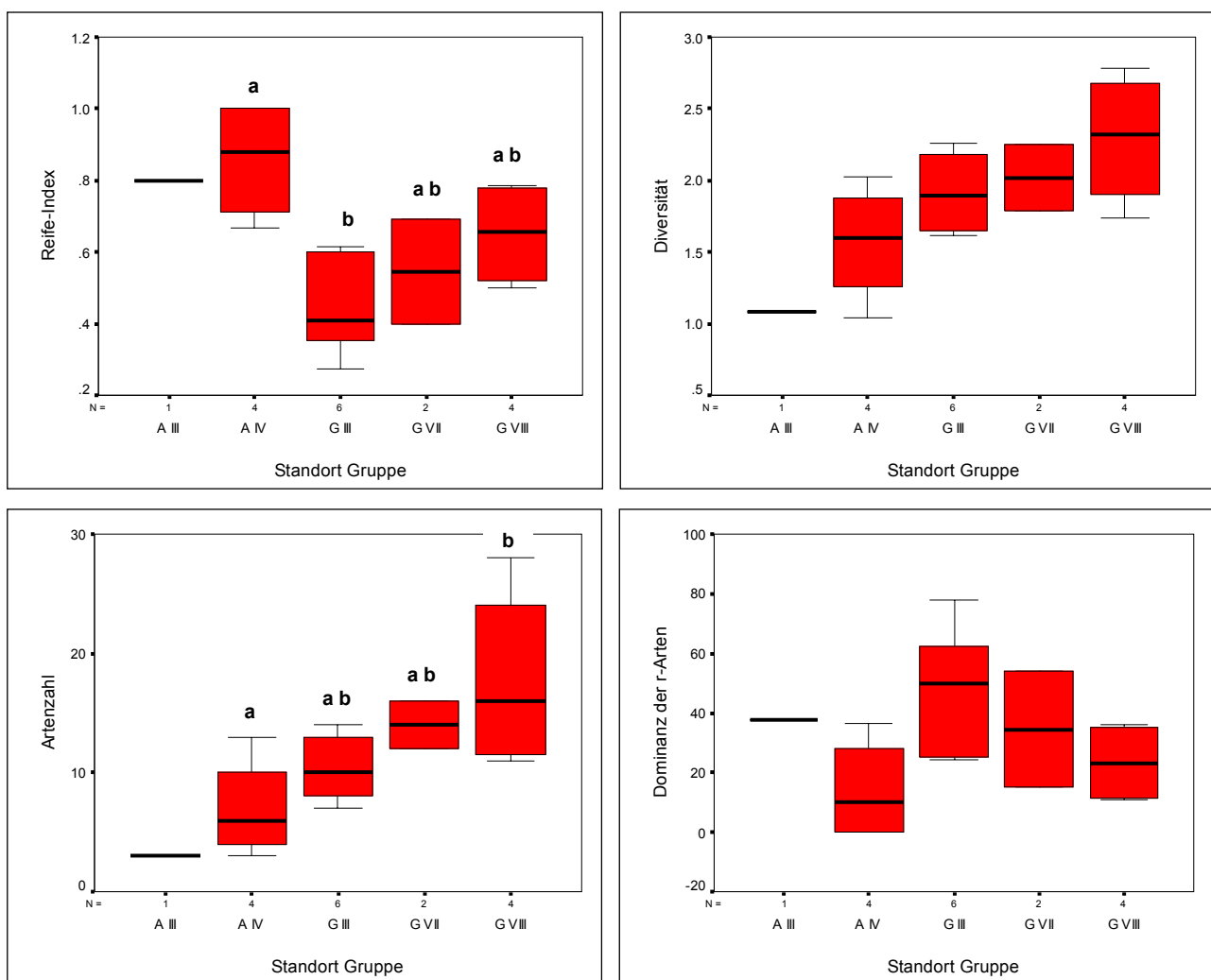


Abb. 6.3-8: Kennwerte der Raubmilbengemeinschaften der landwirtschaftlich genutzten Standorte für die verschiedenen Standortgruppen. Angegeben sind die Median-Werte, die Quartile und die Extremwerte (Box and Whisker-Plot)

Einige Kennwerte weisen deutliche Unterschiede zwischen den Gruppen auf (Abb. 6.3-8). Trotz der

niedrigen Zahl an Standorten pro Gruppe weist eine Varianzanalyse noch signifikante Unterschiede aus ($p < 5\%$). Bei Verwendung aller Daten kommen signifikante Unterschiede beim Reife-Index ($p = 0,016$) und in der Artenzahl ($p = 0,044$) vor. Bei größerer Datenmenge ist zu erwarten, dass sich für die meisten Gruppen mindestens für einen Kennwert Erwartungswerte werden formulieren lassen. Die meisten Werte liegen für die Gruppen A IV und G IV vor, zugleich deuten sich hier auch die größten Unterschiede an. In einem U-Test stellt sich heraus, dass der Reife-Index tatsächlich in G IV niedriger ist als in A IV und die Dominanz der r-selektierten Arten höher (Tab. 6.3-7).

Tab. 6.3-7: Ergebnisse des U-Tests für die Unterschiede in den Kennzahlen der Raubmilbengemeinschaft zwischen den Standortgruppen A IV und G III. Gekennzeichnet sind die Signifikanzwerte $< 0,05$.

	Abundanz	Artenzahl	Diversität	Reife- Index	Dominanz der Pionierarte n	Dominanz der r-Arten
Mann-Whitney-U	7	5	6	0	8	2
Wilcoxon-W	17	15	16	21	18	12
Z	-1,066	-1,506	-1,279	-2,566	-0,855	-2,138
Exakte Signifikanz	0,352	0,171	0,257	0,010	0,476	0,038

Erwartungswerte für die Dominanz einzelner Arten

Tab. 6.3-8: Zugehörigkeit von Raubmilbenarten zu einer bestimmten Standortgruppe. Nur die Arten, die grau unterlegt sind, zeigen signifikante Unterschiede in ihrer Dominanz zwischen den Standortgruppen. (ANOVA mit Standorttypen als Faktor)

Abhängige Variable	df	F	Signifikanz
Rhodacarellus silesiacus	4	0,569	0,690
Pergamasus crassipes	4	0,526	0,719
Pergamasus runcatellus	4	3,085	0,058
Alliphis halleri	4	0,411	0,797
Arctoseius cetratus	4	0,749	0,577
Veigaia exigua	4	1,112	0,395
Rhodacarus agrestis	4	3,847	0,031
Cheiroseius borealis	4	0,693	0,611
Veigaia nemorensis	4	1,392	0,295
Pergamasus vagabundus	4	2,314	0,117
Hypoaspis nollii	4	1,027	0,433
Pergamasus quisquiliarum	4	1,312	0,321
Leioseius bicolor	4	0,677	0,621
Macrocheles carinatus	4	2,503	0,098
Neojordensia levis	4	3,140	0,055
Pergamasus suecicus	4	0,701	0,606
Pergamasus cornutus	4	0,690	0,613
Arctoseius minutus	4	2,216	0,128
Pergamasus mirabilis	4	6,608	0,005
Pergamasus runciger	4	0,862	0,514
Rhodacarus clavulatus	4	182,887	0,000
Veigaia planicola	4	0,822	0,536
Pergamasus conus	4	1,949	0,167
Geolaelaps aculeifer	4	1,309	0,321
Veigaia cerva	4	1,239	0,346
Eviphis ostrinus	4	0,722	0,593
Rhodacarus aequalis	4	2,054	0,150
Rhodacarus haarlovi	4	2,575	0,092
Amblyseius soroculus	4	2,560	0,093
Ameroseius corbiculus	4	0,970	0,459
Arctoseius venustulus	4	3119,804	0,000
Hypoaspis similisetae	4	0,572	0,688
Pachylaelaps jurassicus	4	0,367	0,828
Pachylaelaps laeuchlii	4	0,342	0,845
Pachylaelaps hispani	4	0,934	0,477
Pachylaelaps pectinifer	4	0,546	0,705
Rhodacarus calcarulatus	4	0,689	0,613
Vulgarogamasus kraepelini	4	0,290	0,879

Deutliche Unterschiede in der Dominanz zwischen den Gruppen gibt es nur für 5 Arten. Sie sind in Tab. 6.3-8 gekennzeichnet. Aus Abb. 6.3-9 wird deutlich, dass *N. levis* nur in Gruppe G IV zu finden war, während *R. agrestis* die höchsten Dominanzen in G VIII erreicht, aber auch im Acker in A III häufig war. *A. venustulus* wurde nur in A III und G VIII gefunden, während *R. clavulatus* auch noch in G VIII nachzuweisen war.

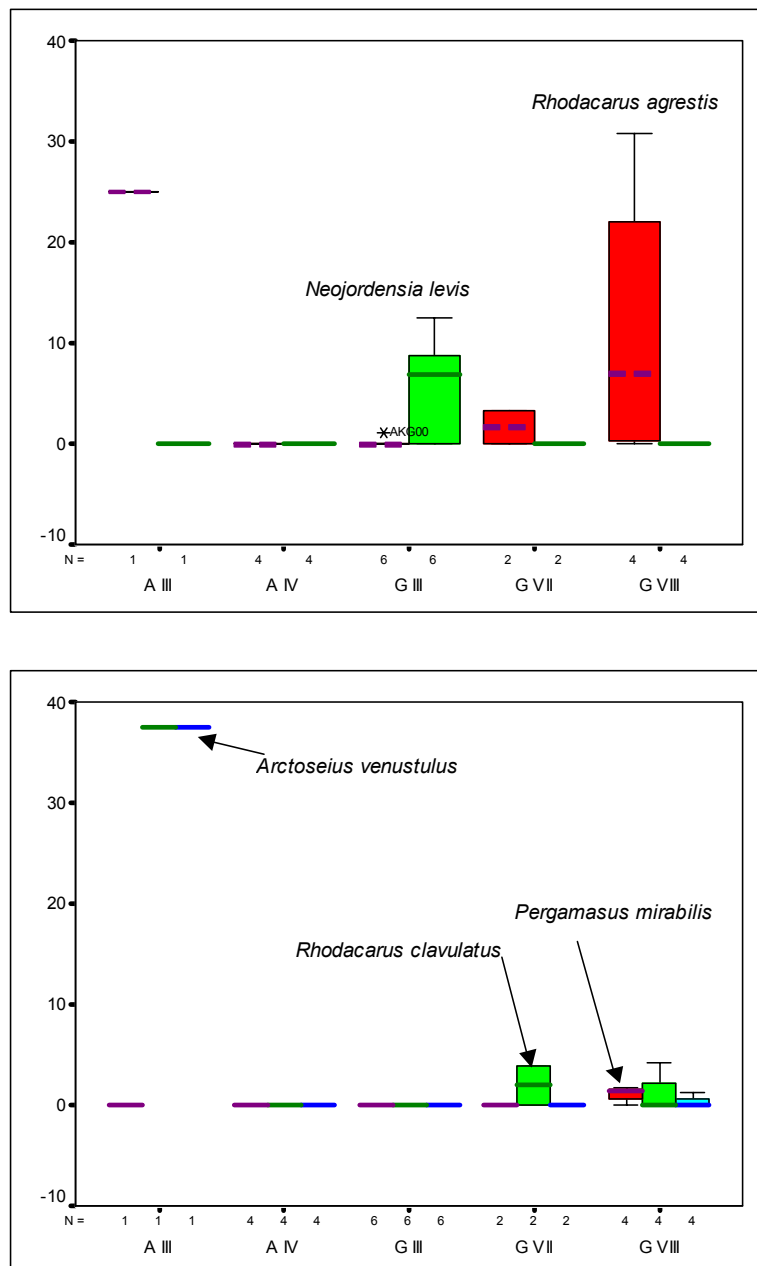


Abb. 6.3-9: Dominanz ausgewählter Arten in den unterschiedenen Standortgruppen.

Die Einteilung von Standortgruppen nach dem neu vorgestellten hierarchischen System könnte für

die Raubmilben zu brauchbaren Ergebnissen führen. Sowohl auf der Ebene von Kennwerten als auch auf der Ebene einzelner Arten scheint es gut möglich zu sein, klare Erwartungswerte zu formulieren. Nach der derzeitigen Datenlage ergeben sich die Erwartungswerte für landwirtschaftlich genutzte Standorte, wie sie in Tab. 6.3-9 und Tab. 6.3-10 angegeben sind.

Tab. 6.3-9: Erwartungswerte für die Kennwerte der Raubmilbengemeinschaft für landwirtschaftlich genutzte Flächen

Standort	Standorttyp	Artenzahl	Reife-Index	Dominanz r-Arten
nicht sandige Äcker mit leicht saurem pH	A IV	3 – 13	0,6 – 1,0	0 – 0,37
wasserbeeinflusstes Grünland mit leicht saurem pH	G IV	8 – 12	0,3 – 0,6	0,25 – 0,6

Tab. 6.3-10: Erwartungswerte für das Vorkommen von Raubmilben-Arten an Standorten, die zu einem bestimmten Standorttyp gehören.

Art	A III	A IV	G IV	G VII	G VIII
Rhodacarus agrestis	+	0	0	+	+
Neojordensia levis	0	0	+	0	0
Pergamasus mirabilis	0	0	0	0	+
Rhodacarus clavulatus	+	0	0	(+)	(+)
Arctoseius venustulus	+	0	0	0	0

Aus der Übersicht in Tab. 6.3-10 wird deutlich, dass es für den Standorttyp A IV keine typischen Arten zu geben scheint. Dieser Standorttyp ist demnach durch das Fehlen von charakteristischen Arten gekennzeichnet, d.h. hier sollten nur Ubiquisten vorkommen.

6.3.9 Zusammenfassung und Beurteilung der Standorte

In der Zusammenschau über die Raubmilben aller Standorte ergibt sich das Bild einer differenzierten Zönose. Wälder und Grünländer sind durch charakteristische Arten gekennzeichnet, während es für Äcker keine typischen Arten zu geben scheint. Die Zusammensetzung der Zönose war an den meisten Standorten, die zweimal beprobt worden waren gut reproduzierbar. Ausnahmen sind zwei Grünlandstandorte in Scheyern (SCG) und in Schmallenberg (SBG). Bei den Kennwerten waren nur diejenigen, die auch qualitative Kriterien berücksichtigen, gut reproduzierbar, wie z.B.

der Reife-Index und die Dominanz der r-selektierten Arten. Nicht gut reproduzierbar war die Siedlungsdichte und die Artenzahl. Die Nutzung hatte erwartungsgemäß einen größeren Einfluss auf die Raubmilbenzönosen als die Standorteigenschaften. Die Bedeutung von Standorteigenschaften war nutzungsspezifisch, bei Äckern ist z.B. die Bodenart für die Ausprägung einer bestimmten Zönose sehr wichtig, bei Grünland der Wassereinfluss (Grund- bzw. Stauwasser). Weder aus den Kennwerten noch aus der Zusammensetzung der Zönose konnte ein deutlicher Unterschied zwischen zwei belasteten und den unbelasteten Vergleichsstandorten abgelesen werden. Beide belasteten Standorte bieten jedoch Kolonisierer-Arten (hier besonders *A. cetratus*) bessere Lebensbedingungen als die unbelasteten. Für bestimmte neu definierte Standorttypen konnten Erwartungswerte für landwirtschaftlich genutzte Flächen herausgearbeitet werden. Die Erwartungswerte beziehen sich sowohl auf Kennwerte als auch auf das Vorkommen von Arten.

Tab. 6.3-11: Abschließende Beurteilung der Standorte nach Kennzahlen und Zusammensetzung der Zönose und dem Vorkommen von typischen Arten mit folgender Klassifikation: Auffälligkeit gegeben: -; nicht gegeben: +; unklar: +/-

Standorttyp	Probenfläche	Kennzahlen	Zönose	typische Arten	insgesamt
A IV	CRA	+	+	+	+
A III	HAA	+	-	+	+/-
A IV	SBA	+	+	+/-	+
A IV	SCA	+	+	+	+
G IV	AKG	+	+	+	+
G IV	BRG	+/-	+	+/-	+/-
G IV	GOG	+	+	+	+
G VIII	HAG	+	+	+	+
G IV	NOG	+/-	+	+/-	+/-
G VIII	SBG	+	+	+	+
G VII	SCG	+	+	+	+
W V	BBK	+	+	+	+
W V	BEK	-	+	+/-	+/-
W XI	CRM	+/-	+	+	+
W XI	CRF	+	+	+	+
W I	EHE	+/-	+	-	+/-
W I	LUB	+/-	+	+	+
W I	MEM	+/-	-	-	-
W II	NIB	+/-	+/-	-	+/-
W II	TAM	+/-	-	-	-
W XI	SBB	+/-	+/-	+	+/-
W III	SCF	+	+	+	+

Die abschließende Beurteilung aller Standorte ergibt deutliche Auffälligkeiten nur bei den Wäldern TAM und MEM. Damit wird die Datenlage gut abgebildet, denn für Wälder gibt es schon relativ gute Referenzwerte, die von dieser Untersuchung unabhängig sind. Bei den landwirtschaftlichen Standorten weisen HAA, BRG und NOG leichte Abweichungen von der Erwartung auf, alle

anderen sind als unauffällig einzustufen. Das liegt sicherlich daran, dass die Standorte auch gleichzeitig die Referenz für die Erwartungswerte waren. Somit ist eine wirklich unabhängige Beurteilung nicht möglich.

6.4 Enchytraeen

6.4.1 Einleitung

Das hohe Potenzial der Enchytraeen als Indikatorgruppe wurde bereits im Vorgängervorhaben deutlich herausgestellt: 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.: BECK et al. 1988; HECK & RÖMBKE 1990). Die durchschnittliche Anzahl dieser Würmer liegt zwischen 20.000 und 60.000 Ind./m², wobei die große Schwankungsbreite aller Angaben auffällt (CURRY, 1994; RÖMBKE et al., 1997). Die Enchytraeen gehören 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 nachgewiesen (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

Wie bereits im Vorgängervorhaben dargelegt ist eine Ableitung von Erwartungswerten mittels Dominanzverteilung oder durch eine Zuordnung anhand ihrer Fortpflanzungsstrategie (r/K-Kontinuum) mit anschließender Indexverrechnung bislang nicht anwendbar. Die Definition von Erwartungswerten erfolgte somit auf der Basis des Vorkommens der Enchytraeenarten in Abhängigkeit von den fünf ausgewählten Standortparametern. Die Kenntnis dieser Abhängigkeiten

fußt auf der Auswertung von Literaturangaben (z.B. HEALY 1980) einerseits und Elementen des sogenannten "Expert-Knowledge", also auf der Grundlage von persönlichen Kenntnissen und Erfahrungen der zuständigen Projektteilnehmer, andererseits. Unter dem Gesichtspunkt einer anwendungsfreundlichen Gestaltung eines solchen Instruments der Standortbewertung muss letzterer Aspekt natürlich eliminiert oder zumindest weitgehend minimiert werden, da nur vergleichsweise wenige potenzielle Bearbeiter über den notwendigen Hintergrund hierfür verfügen. Der derzeitige Kenntnisstand der ökologischen Ansprüche der Enchytraeen lässt dies allerdings (noch) nicht zu.

Die ökologischen Ansprüche der Enchytraeen wurden im Rahmen einer Diplomarbeit näher untersucht (JÄNSCH, 2001). Hierbei wurde für 32 der ökologisch wichtigsten mitteleuropäischen terrestrischen Enchytraeenarten anhand der verfügbaren Literatur ein ökologisches Profil erstellt. Die betrachteten fünf Standortparameter hierfür waren die Nutzungsform, der pH-Wert, die Bodenart, die Humusform (nur Waldstandorte) und die Bodenfeuchte. Diese Parameter wurden analog zur in diesem Vorhaben gewählten Vorgehensweise in je drei bis fünf Klassen eingeteilt. Zur Ermittlung der ökologischen Präferenzen der einzelnen Arten diente der Vergleich der prozentualen Häufigkeiten der untersuchten Art hinsichtlich der verschiedenen Klassen des jeweils betrachteten Parameters. Es zeigte sich, dass sich die ausgewählten Arten mit Ausnahme einiger Vertreter der Gattung *Fridericia* in ihren ökologischen Profilen gut gegeneinander abgrenzen ließen. Als die diesbezüglich aussagekräftigsten Parameter wurden die Nutzungsform und der pH-Wert erkannt. Die ermittelten Präferenzen für die übrigen betrachteten Parameter fußen zudem auf einer erheblich schmalen Datenbasis (seltene Angabe in der Literatur), weswegen für die Ableitung von Erwartungswerten nur die Nutzungsform und der pH-Wert Verwendung fanden. Eine Übersicht der in dieser Arbeit ermittelten Präferenzen zeigt Tab. 6.4-1.

Tab. 6.4-1: Übersicht über die ökologischen Präferenzen ausgewählter Enchytraeenarten nach JÄNSCH (2001)

	Nutzungsform	pH-Wert	Bodenart	Humusform	Bodenfeuchte
<i>A. affinoides</i>	Wald	Stark acidophil	Unbekannt	Mull	Unbekannt
<i>A. bohemica</i>	Wiese	Schwach acidophil	Schluff	Mull - Moder	Feucht
<i>A. camerani</i>	Acker	Stark acidophil	Lehm	Moder - Mull	Unbekannt
<i>A. eiseni</i>	Wald	Indifferent	Lehm, Schluff	Mull - Moder	Indifferent
<i>B. ehlersi</i>	Nadelwald	Acidophil	Sand	Moder	Unbekannt
<i>B. appendiculata</i>	Ruderal	Neutrophil	Lehm	Mull	Trocken
<i>C. cognettii</i>	Laubwald	Acidophil	Unbekannt	Mull	Nass
<i>C. glandulosa</i>	Wiese, Wald	Schwach acidophil	Sand	Moder	Nass
<i>C. sphagnetorum</i>	Nadelwald	Stark acidophil	Sand	Rohhumus	Nass - feucht
<i>E. buchholzi</i>	Acker	Neutrophil	Lehm	Moder - Mull	Trocken
<i>E. christenseni</i>	Ruderal	Basophil	Lehm	Mull	Unbekannt
<i>E. norvegicus</i>	Wald	Indifferent	Lehm	Mull - Moder	Unbekannt
<i>E. parva</i>	Wald, Wiese	Schwach acidophil	Lehm	Mull	Feucht
<i>F. bisetosa</i>	Acker, Wiese	Neutrophil	Schluff	Mull - Moder	Feucht - trocken
<i>F. bulboides</i>	Acker	Neutrophil	Lehm	Mull	Trocken
<i>F. bulbosa</i>	Acker	Neutrophil	Lehm	Mull	Nass
<i>F. connata</i>	Acker, Wiese	Neutrophil	Lehm, Schluff	Mull	Indifferent
<i>F. galba</i>	Wiese, Ruderal, Acker	Basophil	Schluff, Lehm	Mull	Trocken - feucht
<i>F. leydigi</i>	Acker	Neutrophil	Lehm	Mull	Indifferent
<i>F. paroniana</i>	Acker	Neutrophil	Lehm	Mull	Nass
<i>F. perrieri</i>	Wiese	Schwach acidophil - neutrophil	Schluff	Unbekannt	Nass
<i>F. ratzei</i>	Wiese, Acker	Neutrophil	Schluff	Mull	Trocken
<i>F. striata</i>	Wiese	Neutrophil	Schluff	Mull	Indifferent
<i>H. perpusilla</i>	Acker, Wiese	Neutrophil	Lehm	Mull	Indifferent
<i>H. ventriculosa</i>	Acker	Basophil	Lehm	Unbekannt	Nass
<i>M. argentea</i>	Wald	Neutrophil	Indifferent	Moder	Nass
<i>M. clavata</i>	Wald	Stark acidophil	Unbekannt	Mull	Nass
<i>M. glandulosus</i>	Wald	Stark acidophil	Sand, Lehm	Mull	Nass
<i>M. pelicensis</i>	Wald	Stark acidophil	Sand	Rohhumus	Nass
<i>O. cambrensis</i>	Wald	Stark acidophil	Unbekannt	Mull	Nass
<i>S. niveus</i>	Laubwald	Unklar	Unbekannt	Mull	Nass

Des weiteren wurden, wie bereits im Vorgängervorhaben, die von GRAEFE & SCHMELZ (1999) zusammengestellten Angaben zu ökologischen Ansprüchen (Feuchte-, Reaktions- und Salinitätszahl), zur Fortpflanzungsstrategie und zum Lebensformtyp übernommen. Diese Zahlen sind - in Anlehnung an Ellenberg'sche Zeigerwerte - relativ vage und müssen in die entsprechenden Klassen der für das BBSK-Konzept ausgewählten Standortparameter erst "umgerechnet" werden (vgl. Tab. 6.4-2). Die angegebenen Feuchtezahlen sind mit der in diesem Vorhaben verwendeten potenziellen Bodenfeuchte (F) praktisch nicht in Beziehung zu setzen. Auch die Salzzahl sowie Angaben zu Vertikalverteilung und Fortpflanzungsstrategie sind einer Definition von Erwartungswerten in diesem Vorhaben nicht dienlich, weswegen auch hier lediglich die Reaktionszahl zur Anwendung kommt.

Tab. 6.4-2: Ökologische Charakterisierung ausgewählter mitteleuropäischer, terrestrischer Enchytraeenarten (M = Feuchtezahl, R = Reaktionszahl, S = Salzzahl, S-type = Fortpflanzungsstrategie, H-type = Lebensformtyp bezüglich Humusform und Bodenhorizont) nach GRAEFE & SCHMELZ (1999)

Art	M	R	S	S-type	H-type
<i>A. aberrans</i>	5	3	0	A	2-4 c
<i>A. bibulba</i>	5	5	0	A	2-4 b
<i>A. bohémica</i>	5	7	0	K	4 a
<i>A. brevivasa</i>	5	1	0	A	2-4 c,d
<i>A. camerani</i>	5	3	0	A	3,4 b-d
<i>A. eiseni</i>	5	7	0	K	4 a
<i>B. appendiculata</i>	x	7	0	R/F	1,2 a,b
<i>C. cognettii</i>	x	4	0	A	1,2 b,c
<i>C. glandulosa</i>	9	7	0	K/F	1,2 a,b
<i>C. sphagnetorum</i>	x	2	0	A/F	1,2 b-d
<i>E. buchholzi</i>	x	7	x	R	2-4 a
<i>E. christenseni</i>	x	7	x	R	2-4 a
<i>E. coronatus</i>	x	7	x	R	2-4 a
<i>E. lacteus</i>	x	7	x	R	2-4 a
<i>E. norvegicus</i>	5	5	0	A/R	4 b,c
<i>E. parva</i>	5	6	0	A	4 a-c
<i>F. bisetosa</i>	x	7	0	K	4 a
<i>F. bulboides</i>	x	7	0	K	4 a
<i>F. bulbosa</i>	x	7	0	K	4 a
<i>F. galba</i>	x	7	0	K	4 a
<i>F. paroniana</i>	x	7	0	K	4 a
<i>F. perrieri</i>	x	7	0	K	4 a
<i>F. ratzeli</i>	x	7	0	K	4 a
<i>F. striata</i>	x	6	0	A	1,2 a-c
<i>H. heleotropha</i>	x	7	1	K	2-4 a
<i>H. nasuta</i>	x	7	1	K	2-4 a
<i>H. perpusilla</i>	x	7	1	K	2-4 a
<i>H. ventriculosa</i>	x	7	1	K	2-4 a
<i>M. clavata</i>	5	1	0	A	2,3 c,d
<i>M. filiformis</i>	9	4	0	A	3,4 b,c
<i>M. vesiculata</i>	7	7	0	K	4 a
<i>M. glandulosus</i>	5	5	0	A/Y	1 a-c
<i>M. pelicensis</i>	5	3	0	A	1,2 b-d
<i>O. cambrensis</i>	5	4	0	A	2-4 b,c
<i>S. niveus</i>	5	7	0	K/Y	1-4 a,b

x = indifferentes oder unbekanntes Verhalten; gerade Zahlen bei Übergangsformen

M5 = Mittelfeuchte Böden, in nassen Böden fehlend; M7 = Meist in feuchten Böden, nicht in nassen Böden; M9 = Nasse Böden, meist schlecht belüftet; R1 = Starksäurezeiger; R3 = Säurezeiger; R5 = Mäßigsäurezeiger; R7 = Schwachsäurezeiger; S0 = nicht salzertragend; S1 = Salzertragend, meist in wenig salzigen Böden; **S-type:** R = r-Strategie; K = k-Strategie; A = (Säure-) stress-tolerant; F = Fragmentation; Y = saisonaler Lebenszyklus; **H-type:** 1 = Streuschichtbewohner (L); 2 = F-Horizont-Bewohner (Of); 3 = H-Horizont-Bewohner (Oh); 4 = Mineralbodenbewohner (Ah); a = Mull (MU); b = Mullmoder (MOM); c = Moder (MO); d = Rohhumus (RO)

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 Art *Cognettia sphagnetorum* und mindestens je eine acidophile Spezies der Gattungen *Achaeta* und *Mesenchytraeus* vorkommen, während die Gattung *Fridericia* (mit Ausnahme von *F. striata*) dort fehlt. Speziell in Buchenwäldern sollte die durch die Art der Bodenschichtung an solchen Standorten begünstigte Art *Stercutus niveus* vorkommen. *Buchholzia appendiculata* und *Enchytraeus christenseni* können dagegen als typische Bewohner “gestörter”, d.h. anthropogen beeinflusster Böden wie Straßenränder oder aufgeschütteten Deponieflächen gelten. An sehr schwach sauren bis basischen Grünland-Standorten dominieren die Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus*, meist mit einem hohen Anteil juveniler Tiere und es sollte dort mindestens eine Art der Gattung *Henlea* auftreten. Die Gattung *Mesenchytraeus* fehlt hier. Die Enchytraeenpopulationen neutraler bis basischer Acker-Standorte stellen im wesentlichen eine in ihrer Artenzahl reduzierte Grünland-Zönose dar. Die Arten bzw. Artengruppen an jedem Standort wurden daher auf das Vorkommen dieser Spezies hin überprüft. Es wurden also primär qualitative Merkmale der Enchytraeenzönose betrachtet, das heißt entscheidend war in erster Linie das Auftreten bzw. das Fehlen und weniger die Dominanz oder Abundanz einer Art oder ökologischen Gruppe.

6.4.4 Ergebnisse

Bei der Beprobung der 15 Standorte wurden insgesamt 5872 Enchytraeen aus 64 Arten gefangen (eine Einzelaufschlüsselung aller Fangdaten ist dem Anhang zu entnehmen). Dabei kamen an den sieben Grünlandstandorten 1692 Tiere aus 46 Arten, auf den vier Ackerflächen 821 Würmer aus 21 Arten und an den vier Waldstandorten 3359 Individuen aus 34 Arten vor. Es bestätigt sich somit der Eindruck des Vorgängerberichts, dass die durchschnittliche Fangzahl, wie auch bei anderen untersuchten Bodentiergruppen, mit zunehmender Nutzung des Standortes deutlich abnimmt. Hierbei vollzieht sich der weitaus größere Schritt zwischen den beiden Nutzungsformen Wald und Grünland. Die Abnahme der durchschnittlichen Fangzahlen zwischen Grünland und Acker ist zwar erkennbar, jedoch weit weniger ausgeprägt. In Tab. 6.4-3 findet sich eine Übersicht der Kenndaten der Enchytraeenpopulationen aller in diesem und im Vorgängervorhaben untersuchten Standorte. Darüber hinaus standen für die Enchytraeen die Ergebnisse der Beprobungen zweier weiterer Standorte in Crailsheim zur Verfügung. Hierbei handelte es sich um ein Grünland (CRG) und einen

Fichtenwald (CRF), welche im Frühjahr 1999 untersucht wurden. Im Folgenden werden die Standorte, welche nicht bereits im Vorgängervorhaben beschrieben wurden, differenziert nach den drei Nutzungsformen Grünland, Acker und Wald, vorgestellt.

Die Grünlandstandorte weisen kein einheitliches Bild auf. Die ermittelten Artenzahlen bewegen sich zwischen 5 und 21 und die Besiedlungsdichten liegen im Bereich von 1.800 bis 19.050 Ind./m². Die bayerische Fläche in Scheyern (SCG 00) weist mit 19.050 Ind./m² die höchste Besiedlungsdichte und eine relativ hohe Artenzahl (19) auf. Dominierend sind hier die Vertreter der Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus*, es finden sich auch einige *Achaeta*- und *Marionina*-Spezies. Ein ähnliches Erscheinungsbild zeigt sich in der hessischen Wetterau (HAG), wo jedoch keine Arten der Gattung *Marionina* gefunden werden. Die Abundanz beträgt hier 14.800 Ind./m² und die Artenzahl ist mit 21 die höchste aller Grünland-Standorte. Auch der Grünland-Standort in Crailsheim (CRG) wird von den Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus* dominiert. Es finden sich wenige juvenile Vertreter der Gattung *Achaeta*, die *Marioninen* fehlen hier. Die Artenzahl (15) ist durchschnittlich hoch, die Abundanz (7.200 Ind./m²) hingegen relativ niedrig. Auffällig ist das Auftreten der sonst nur in Laubwäldern gefundenen Art *Stercutus niveus*. Es ist anzunehmen, dass es sich hierbei um eine Verschleppung handelt.

Am Weser-Standort Aher Kämpe (AKG) dominieren deutlich die *Fridericien* und (weniger) die Gattungen *Henlea* und *Enchytraeus*. Auch einige *Marioninen* werden gefunden, *Achaeta*-Spezies hingegen nicht. Abundanz (15.750 Ind./m²) und Artenzahl (14) sind als durchschnittlich einzustufen.

Tab. 6.4-3: Kenndaten der Enchytraeenpopulationen an den 23 untersuchten Beispiel-Standorten

Standort	Datum der Probenahme	Artenzahl	Abundanz [Ind./m²]	Hochdominante Arten/Gattungen (D ≥ 10 %)
CRA	05/00	7	5150	<i>Enchytraeus</i> spp., <i>Fridericia</i> spp., <i>E. lacteus</i>
HAA	04/00	10	11900	<i>Fridericia</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp.
SBA 98	10/98	7	2900	<i>Enchytraeus</i> spp., <i>Fridericia</i> spp., <i>E. norvegicus</i>
SBA 00	03/00	7	11650	<i>Enchytraeus</i> spp., <i>E. buchholzi</i>
SCA	11/00	12	12350	<i>Fridericia</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp., <i>F. galba</i>
AKG 98	12/98	14	7100	<i>Fridericia</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp., <i>Marionina</i> spp.
AKG 00	06/00	14	15750	<i>Fridericia</i> spp., <i>Henlea</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp.
BRG 98	11/98	9	8850	<i>Achaeta</i> spp., <i>Marionina</i> spp., <i>Fridericia</i> spp.
BRG 00	05/00	15	13050	<i>Henlea</i> spp., <i>Achaeta</i> spp., <i>Fridericia</i> spp.
CRG	04/99	15	7200	<i>Fridericia</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp.
GOG	06/00	7	4150	<i>Henlea</i> spp., <i>H. nasuta</i> , <i>H. perpusilla</i>
HAG	04/00	21	14800	<i>Fridericia</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp.
NOG	05/98	5	1800	<i>C. glandulosa</i> , <i>Henlea</i> spp., <i>C. sphagnetorum</i>
SBG 98	10/98	17	42250	<i>Fridericia</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp., <i>Achaeta</i> spp.
SBG 00	03/00	17	16000	<i>Fridericia</i> spp., <i>Achaeta</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp., <i>F. maculata</i>
SCG 98	12/98	12	7650	<i>Fridericia</i> spp., <i>F. cf alata</i>
SCG 00	11/00	19	19050	<i>Fridericia</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp.
BBK	10/98	8	91800	<i>M. clavata</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Achaeta</i> spp.
BEK	11/98	8	24550	<i>A. cf affinoides</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>Achaeta</i> spp., <i>M. clavata</i>
CRF	04/99	14	9250	<i>Fridericia</i> spp., <i>A. bohémica</i> , <i>Achaeta</i> spp., <i>F. galba</i>
CRM	11/98	20	19250	<i>Fridericia</i> spp., <i>S. niveus</i>
EHE	12/98	6	49100	<i>C. sphagnetorum</i> , <i>A. abulba</i> , <i>M. clavata</i>
LUB	12/98	5	55500	<i>Achaeta</i> spp., <i>M. clavata</i> , <i>A. brevivasa</i> , <i>C. sphagnetorum</i>
MEM	10/98	6	111500	<i>C. sphagnetorum</i> , <i>O. cambrensis</i> , <i>Achaeta</i> spp.
NIB 98	11/98	11	103900	<i>C. sphagnetorum</i> , <i>Achaeta</i> spp., <i>O. cambrensis</i> , <i>A. abulba</i>
NIB 00	04/00	12	71800	<i>Achaeta</i> spp., <i>M. clavata</i> , <i>O. cambrensis</i>
SBB 98	10/98	17	35800	<i>Fridericia</i> spp., <i>Achaeta</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp.
SBB 00	03/00	25	23700	<i>Achaeta</i> spp., <i>Enchytraeus</i> spp., <i>Fridericia</i> spp.
SCF 98	12/98	3	11700	<i>C. sphagnetorum</i> , <i>Achaeta</i> spp., <i>A. cf affinoides</i>
SCF 00	11/00	6	35250	<i>C. sphagnetorum</i> , <i>A. cf affinoides</i> , <i>O. cambrensis</i> , <i>Achaeta</i> spp.
TAM 98	12/98	6	18650	<i>C. sphagnetorum</i> , <i>Achaeta</i> spp., <i>M. clavata</i>
TAM 00	04/00	9	37250	<i>A. camerani</i> , <i>C. sphagnetorum</i> , <i>M. clavata</i>

Auf der stark dioxin- und schwermetallbelasteten Fläche in Gorleben im Wendland (GOG) zeigt sich ein gänzlich anderes Bild. Hier dominieren Arten der Gattung *Henlea*. Auch einige *Enchytraeus*-Arten sind anwesend. *Fridericien* werden nur wenige gefunden, *Achaeta* und *Marionina*-Spezies sind abwesend. Artenzahl (7) und Siedlungsdichte (4.150 Ind./m²) sind als niedrig anzusehen. Die Belastungssituation spiegelt sich also deutlich in der Ausprägung der Enchytraeenzönose wider. Gleiches gilt für die niedersächsische Fläche Nordenham im Sietland (NOG). Hier besteht eine hohe Bleibelastung des Bodens. Es werden nur fünf verschiedene Arten identifiziert, und die Abundanz ist mit 1.800 Ind./m² die niedrigste aller untersuchten Standorte. Dominant sind hier *Cognettia glandulosa*, die Gattung *Henlea* sowie (trotz des hohen pH-Wertes) die Waldart *Cognettia sphagnetorum*. Es tritt nur ein Vertreter der Gattung *Fridericia* auf.

Der relativ saure Standort Breddewarden im Sietland (BRG) weist ebenfalls andere Charakteristika auf. Hier dominieren die Gattungen *Henlea* und *Achaeta*, *Fridericia*-Arten sind relativ wenige vorhanden. Abundanz (13.050 Ind./m²) und Artenzahl (15) sind von mittlerem Niveau. Arten der Gattung *Marionina* finden sich hier nicht.

Wiederum ein anderes Erscheinungsbild besitzt die Fläche im sauerländischen Schmallenberg (SBG), welche vielmehr als krautige Brache denn als Grünland anzusehen ist. Hier dominieren die Gattungen *Fridericia*, *Achaeta* und *Enchytraeus*. *Henlea*- und *Marionina*-Arten werden hingegen nicht gefunden. Auch hier sind Artenzahl (17) und Besiedlungsdichte (16.000 Ind./m²) durchschnittlich hoch.

Etwas homogener präsentieren sich die vier Ackerstandorte. An ihnen dominieren durchweg Arten der Gattungen *Enchytraeus* und/oder *Fridericia*. Die Artenzahlen betragen 7 bis 12, die Abundanzen 5.150 bis 12.350 Ind./m². Dennoch lassen sich zwischen den verschiedenen Standorten zum Teil deutliche Unterschiede ausmachen. In Scheyern (SCA) tritt mit 12.350 Ind./m² die höchste Siedlungsdichte der untersuchten Ackerstandorte auf. Auch die Artenzahl ist mit 12 die höchste dieser vier Standorte. Es dominieren deutlich die *Fridericien* und (weniger) die Gattung *Enchytraeus*. Darüber hinaus wurden lediglich einige wenige Vertreter der Gattung *Henlea* gefunden. Ein ähnliches Bild zeigt sich in dem Weizenacker in Frankfurt-Harheim (HAA). Die Artenzahl (10) und Abundanz (11.900 Ind./m²) befinden sich in einer vergleichbaren Höhe. Die Dominanz der *Enchytraeus*-Arten fällt hier etwas größer aus. Dieser Standort besitzt mit pH 4,5 für eine Ackerfläche einen sehr niedrigen pH-Wert, worauf das Auftreten der Gattung *Achaeta*

zurückzuführen ist. Gleiches gilt für den Nachweis eines Individuums einer *Marionina*-Spezies.

An den beiden Standorten in Baden-Württemberg (CRA) und im Sauerland (SBA) dominiert deutlich die Gattung *Enchytraeus*. *Fridericiei* werden vergleichsweise wenige gefunden. In Schmallenberg werden noch einige Vertreter der Gattung *Henlea* nachgewiesen. Die Artenzahl liegen mit je 7 etwas niedriger als an den o.g. Standorten. Die Individuendichte liegt in Schmallenberg mit 11.650 Ind./m² ähnlich hoch, während sie in Crailsheim mit 5.150 Ind./m² deutlich geringer ist.

Auch die fünf Waldstandorte unterscheiden sich deutlich voneinander. Artenzahl (6 - 25) und Besiedlungsdichte (9.250 - 71.800 Ind./m²) schwanken stark. Im sauren Fichtenwald im bayerischen Scheyern (SCF) zeigt sich eine Dominanz der stark acidophilen Arten *C. sphagnetorum*, *Achaeta* cf. *affinoides* und *Oconnorella cambrensis*. Auch einige *Mesenchytraeus*-Vertreter werden gefunden. Die Artenzahl (6) und Abundanz (35.250 Ind./m²) liegen in einem für diese Standorte typischen Bereich.

Im Buchenwald am hessischen Vogelsberg (NIB) dominiert ebenfalls die Gattung *Achaeta*, die stark acidophile Art *Marionina clavata*, sowie *O. cambrensis* und *C. sphagnetorum*. Das Dominanzspektrum ist jedoch gegenüber Scheyern verschoben. Die Artenzahl ist mit 12 als durchschnittlich hoch anzusehen. Die Abundanz (71.800 Ind./m²) ist die höchste aller untersuchten Standorte, für diese Habitate jedoch nicht unüblich.

Der Buchenwald in Schmallenberg (SBB) zeigt ein sehr auffälliges Bild. Die Fläche wurde vor einigen Jahren gekalkt und besitzt einen relativ hohen pH-Wert. Die Dominanz der in ihren ökologischen Ansprüchen zum Teil grundlegend verschiedenen Gattungen *Achaeta*, *Enchytraeus*, *Fridericia* sowie des Säureanzeigers *C. sphagnetorum* deuten auf ein Mosaik stark differierender pH-Wert-Zonen hin. Auch das Auftreten der Störungsanzeiger *Buchholzia appendiculata* und *Enchytraeus christenseni* deuten die anthropogene Beeinflussung an. Ein weiteres Indiz hierfür ist die für einen solchen Standort ungewöhnlich hohe Artenzahl von 25, die höchste aller untersuchten Standorte. Hierbei handelt es sich um ein Musterbeispiel dafür, dass sich eine ökosystemare Störung durchaus auch in einer höheren als der natürlichen Diversität niederschlagen kann, das heißt, hohe Diversität kann nicht grundsätzlich als positives Qualitätsmerkmal eines Standortes dienen.

Der nordrhein-westfälische Eichen-Buchen-Mischwald in Tannenbusch (TAM) wird wiederum

gemäß seines niedrigen pH-Wertes von den Arten *Achaeta camerani*, *C. sphagnetorum* und *M. clavata* dominiert. Artenzahl (9) und Individuendichte (37.250 Ind./m²) sind als durchschnittlich anzusehen.

Der Fichtenwald in Crailsheim besitzt den höchsten pH-Wert aller untersuchten Waldstandorte, was sich deutlich in der Ausbildung seiner Enchytraeenzönose niederschlägt. Es dominiert die Gattung *Fridericia* sowie die schwach acidophile Art *Achaeta bohemica*. Die stark acidophile Waldart *C. sphagnetorum* wird ebenfalls gefunden, was wie im Falle von SBB auf kleinräumige pH-Schwankungen hindeutet. Die Abundanz (9.250 Ind./m²) ist die niedrigste aller untersuchten Waldstandorte, die Artenzahl (14) ist hingegen überdurchschnittlich hoch.

6.4.5 Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000

Neun der bereits im Vorgängervorhaben untersuchten Standorte wurden im Jahre 2000 erneut beprobt. Im Folgenden sollen die Ergebnisse beider Probenahmen in Bezug auf Abundanz, Artenzahl und den Dominanzrangkurven (im Anhang) der sub- bis eudominanten Einheiten (Einteilung nach FRIEBE, 1982) für jeden Standort verglichen werden. Eine Übersicht über die Populationskenndaten der einzelnen Standorte zeigt Tab. 6.4-3.

Eudominante Arten		> 10 %
Dominante	"	5 - 10 %
Subdominante	"	2 - 5 %
Rezedente	"	1 - 2 %
Subrezedente	"	< 1%

Der Grünland-Standort Schmallenberg I (SBG) wurde im Oktober 1998 und März 2000 beprobt. 1998 wurden etwa drei mal so viele Individuen nachgewiesen wie im Jahre 2000. Die Artenzahlen waren hingegen gleich (1998: 16; 2000: 17), und es handelte sich im wesentlichen um die gleichen Arten. Die Gesamtartenzahl aus beiden Beprobungen beträgt 20, keine der bei nur einer Probenahme nachgewiesenen Arten erreichte signifikante Dominanzanteile. Der Vergleich der Dominanzrangkurven zeigt ein sehr ähnliches Dominanzspektrum. Veränderungen im Dominanzanteil bis etwa den Faktor 5 werden als tolerierbare Schwankungsbreite angesehen. Auffällig sind somit lediglich die Veränderungen der Dominanzen der *Fridericia*-Arten *F. maculata*

(1998: 2,2 %; 2000: 11,5 %), *F. paroniana* (1998: 5,2 %; 2000: 0,8 %) und *F. bulboides* (1998: 0,2 %; 2000: 3,4 %). Der Dominanzanteil der in ihren ökologischen Ansprüchen sehr homogenen Gattung *Fridericia* insgesamt bleibt von diesen Veränderungen jedoch weitgehend unberührt. Es treten also keine Verschiebungen des Dominanzspektrums auf, die nicht auf statistische Schwankungen bedingt durch die inhomogene Verteilung der Enchytraeen im Boden erklärt werden könnten. Das heißt zwischen den beiden Probeterminen fand keine tiefgreifenden Veränderung der Enchytraeenzönose an diesem Standort statt.

Am Wald-Standort Schmallenberg II (SBB), zu den gleichen Terminen wie SBB beprobt, wurde 1998 eine knapp doppelt so hohe Abundanz wie 2000 festgestellt. Die Artenzahl lag hingegen bei der zweiten Beprobung mit 24 gegenüber 17 im Jahre 1998 deutlich höher. Die Gesamtzahl an identifizierten Arten beträgt 26, und auch hier handelt es sich mit Ausnahme von *Stercutus niveus* und *Mesenchytraeus glandulosus* bei allen nur an einem Termin nachgewiesenen Arten um rezedente oder subrezedente Spezies. *M. glandulosus* ist mit 2,1 % Dominanzanteil 1998 auch nur knapp subdominant. Das Fehlen von *S. niveus* im Oktober 1998 ist mit dem ausgeprägten vertikalen Migrationsverhalten dieser Art erklärbar, die sich über die Sommer- und Herbstmonate in tiefere Bodenschichten des Laubwaldes zurückzieht (DÓZSA-FARKAS, 1973). Über die beiden o.g. Fälle hinaus ergibt der Vergleich der Dominanzrangkurven in einer weiteren Hinsicht eine Auffälligkeit: Der Störungsanzeiger *Buchholzia appendiculata* ist 1998 mit 8,4 % noch dominant, erreicht 2000 jedoch nur noch einen Anteil von 1,1 %. Dennoch fand auch an diesem Standort keine erhebliche Änderung der Struktur der Enchytraeenzönose statt.

Der Acker-Standort Schmallenberg III (SBA) wurde ebenfalls im Oktober 1998 und März 2000 beprobt. Während die Artenzahl mit 7 (Gesamtartenzahl 9) zu beiden Terminen identisch ist, wurden 2000 vier mal so viele Tiere gefunden wie 1998. Wie aus dem Vergleich der Dominanzrangkurven hervorgeht, ist dieses in erster Linie auf die starke Zunahme juveniler Exemplare der Gattung *Enchytraeus* zurückzuführen, deren Dominanzanteil 2000 um knapp 20 % höher liegt. Dementsprechend niedriger liegt der Anteil der Nicht-*Enchytraeus*-Arten. Des weiteren ist zu erwähnen, dass 2000 keine Vertreter der Gattung *Marionina* mehr zu finden sind, statt dessen tritt die Gattung *Henlea* in Erscheinung. An diesem Standort hat also, wenn auch kein massiver, so doch ein merklicher Wandel innerhalb der Enchytraeenpopulation stattgefunden. Ob dies auf saisonale Zyklen oder eine anthropogene Beeinflussung zurückzuführen ist, ist derzeit nicht ersichtlich.

Ein sehr einheitliches Resultat ergaben die Probenahmen am Standort Niddahänge (NIB) (Nov. 1998 und Apr. 2000). Die Abundanzen lagen mit 116.000 bzw. 72.000 Ind./m² ähnlich hoch, und die Artenzahlen waren mit jeweils 11 gleich (Gesamtartenzahl 12). Auch die Dominanzrangkurven weisen eine sehr ähnliche Struktur auf. Auffällig ist lediglich der Rückgang des Dominanzanteils von *Achaeta abulba* von 9,9 auf 1,3 % sowie die Tatsache, dass *Enchytraeus norvegicus* mit einem Anteil von immerhin 2,6 % nur im Jahr 2000 nachgewiesen wurde.

Der Standort Breddewarden (BRG) wurde im November 1998 und Mai 2000 beprobt. Die Abundanz lag im Jahr 2000 mit 13.000 gegenüber 10.000 Ind./m² leicht höher als 1998. Auch die Artenzahl (14) lag höher als bei der ersten Probenahme (9). Die Gesamtartenzahl für beide Probenahmen beträgt 17. Von denjenigen Arten, welche bei nur einer Probenahme nachgewiesen wurden, erreichen drei signifikante Dominanzanteile (alle 2000): *Fridericia sp.* (3,1 %), *Henlea nasuta* (4,1 %) und *Achaeta PSBOH* (8,3 %). Im Vergleich der Dominanzrangkurven fällt neben den o.g. Arten auf, dass die juvenilen Vertreter der Gattung *Henlea* zwischen den Probenahmen eine Zunahme ihrer Dominanz von knapp 25 % erfahren haben und somit nun die zahlenmäßig stärkste Einheit bilden. Die juvenilen *Marioninen* sind mit ihrem Dominanzanteil hingegen von 7 auf 0,3 % gefallen. An diesem Standort hat also ein recht umfassender Wandel der Enchytraeenzönose stattgefunden. Die Tatsache, dass dies im wesentlichen auf den Zuwachs bzw. die Abnahme juveniler Gattungsvertreter zurückzuführen ist legt die Vermutung nahe, dass es sich hierbei um saisonale Vermehrungszyklen handelt.

Der Grünland-Standort Aher Kämpe (AKG) wurde im Dezember 1998 und Juni 2000 beprobt. Die Abundanz lag 2000 mit 16.000 gegenüber 8.000 Ind./m² doppelt so hoch wie 1998. Die Artenzahlen differierten nur wenig (1998: 14; 2000: 12), die Gesamtartenzahl liegt bei 16. Die Dominanzrangkurven zeigen große Ähnlichkeiten. Vier Fälle weisen eine Auffälligkeit auf. Die Arten *Fridericia 4-2*, *Marionina filiformis* und *M. argentea* sind 1998 subdominant, wurden 2000 hingegen nicht nachgewiesen. *Fridericia connata* ist 2000 subdominant und wurde 1998 nicht gefunden. Diese Differenzen begründen jedoch keine gravierenden Unterschiede zwischen den Ergebnissen beider Probenahmen.

Der Wald-Standort Tannenbusch (TAM) wurde im Dezember 1998 und April 2000 beprobt. Die jeweils ermittelten Artenzahlen liegen nahe beieinander (1998: 7; 2000: 9), 2000 wurden auch alle bereits 1998 nachgewiesenen Arten gefunden. Die Zunahme der Abundanz von 21.000 auf 37.000

Ind./m² ist auf die starke Vermehrung von *Achaeta camerani* zurückzuführen. Der Dominanzanteil dieser Art stieg im Zeitraum zwischen den Probenahmen von 1,7 auf 44,8 %, wodurch sie *C. sphagnetorum* als dominanteste Art ablöste. Dies hängt möglicherweise mit dem Vermehrungszyklus von *A. camerani* zusammen. Jedoch auch eine anthropogene Störung des Standortes ist nicht auszuschließen, da dieser in der Nähe eines Wohngebietes gelegen ist. Des weiteren ist auffällig, dass *Oconnorella cambrensis* 2000 subdominant ist (2,9 %), 1998 hingegen nicht gefunden wurde.

Der Fichten-Wald Scheyern I (SCF) wurde im Dezember 1998 und November 2000 beprobt. Die Abundanz lag 2000 mit 35.000 Ind./m² höher als 1998 (13.000 Ind./m²), auch wurden mehr Arten gefunden (5; 1998: 3). Die Gesamtartenzahl beträgt 6. Die im Jahre 2000 eudominant auftretende Art *Oconnorella cambrensis* wurde 1998 nicht gefunden. Diese Unterschiede sind mit den deutlich niedrigeren Bodentemperaturen 1998 (ca. 2 - 3 °C; 2000: ca. 8 - 9 °C) zu erklären. Dies hat vermutlich entweder zu einem Absterben von Teilen der Enchytraeenpopulation geführt oder die Tiere dazu veranlasst, sich in tiefere Bodenschichten zurückzuziehen.

Diese Beobachtung gilt auch für den Grünlandstandort Scheyern II (SCG). Auch hier liegen Abundanz (1998: 9.000 Ind./m²; 2000: 19.000 Ind./m²) und Artenzahl (1998: 12; 2000: 15) im Jahre 2000 höher als 1998. Die Gesamtartenzahl beläuft sich auf 20. Die im Jahr 2000 dominanten Arten *Enchytronia parva* und *Fridericia leydigi* sowie die subdominante Art *Enchytraeus christenseni* und die juvenilen Vertreter der Gattung *Achaeta* wurden 1998 nicht gefunden.

Es lässt sich also feststellen, dass die Enchytraeenpopulationen der einzelnen Standorte zum Teil starken jahreszeitlichen Schwankungen in Dominanz- und Artenstruktur unterworfen sein können, wobei die Abundanzwerte stärker schwanken als die Artenzahlen. Dies ist in erster Linie durch die unterschiedlichen Vermehrungs- und vertikalen Migrationszyklen (Beispiel *Stercutus niveus*) der einzelnen Arten begründet, welche wiederum stark von den saisonal veränderten Bodentemperatur- und -feuchtebedingungen abhängig sind. Diese Tatsache muss bei einem Vergleich von Erwartungswerten mit tatsächlich gefundenen Enchytraeengemeinschaften anhand einer einmaligen Beprobung zum Beispiel durch gezielte Auswahl des Beprobungstermins sowie bei der Definition von Erwartungswerten selbst berücksichtigt werden. Hierfür wäre eine nähere Kenntnis der Charakteristika solcher jahreszeitlicher Schwankungen beispielsweise durch weitere systematische Beprobungen ausgewählter Musterstandorte hilfreich.

6.4.6 Vergleich des Einflusses der Nutzung

Im Folgenden sollen die Unterschiede in den Ausprägungen der Enchytraeenzönosen an gleichen Standorten mit unterschiedlichen Nutzungsformen herausgestellt werden. Hierfür standen die Standorte in Scheyern, Schmallenberg und Crailsheim zur Verfügung, an denen in unmittelbarer Nachbarschaft, also auf Böden identischer Pedogenese die drei unterschiedlichen Nutzungsformen Acker, Grünland und Wald vertreten sind. Für den Vergleich von Acker- und Grünlandstandorten konnten zusätzlich die Flächen in Harheim verwendet werden.

Das Ergebnis dieser Vergleiche lässt sich wie folgt zusammenfassen: Die Enchytraeenzönose eines Ackers stellt im wesentlichen eine in Artenzahl und Abundanz reduzierte Grünlandzönose dar. In allen vier betrachteten Fällen, in denen ein Acker und ein Grünland in direkter Nachbarschaft untersucht wurden lagen die Abundanz und Artenzahl des Acker-Standortes niedriger als die des Grünlandes, im Falle der Artenzahl zum Teil sehr deutlich. Die Artenzusammensetzung war hingegen meist ähnlich, Acker- und Grünlandstandorte werden durchweg von Arten der Gattungen *Fridericia* und *Enchytraeus* dominiert. In Äckern liegt die Dominanz der Gattung *Enchytraeus* meist höher und es tritt der Störungsanzeiger *E. christenseni* stärker in Erscheinung.

An Waldstandorten ist die Ausprägung der Enchytraeenzönose stark vom pH-Wert abhängig. Im sehr sauren Fichtenwald in Scheyern haben sich mit *Cognettia sphagnetorum*, *Achaeta cf. affinoides* und *Oconnorella cambrensis* gänzlich andere Arten etabliert als an seinen benachbarten Acker- und Grünland-Flächen. Demgegenüber tendieren die Wälder in Schmallenberg und Crailsheim durch ihren (für Mitteleuropa relativ seltenen) hohen pH-Wert deutlich in Richtung Grünland-Population. Hier übersteigt die Artenzahl allerdings teilweise sogar die der Grünlandstandorte, da neben *Fridericia*- und *Enchytraeus*-Spezies auch typische Waldbewohner wie *A. cf. affinoides*, *C. sphagnetorum*, *Stercutus niveus* oder *Mesenchytraeus*-Arten gefunden werden. Durch das Auftreten dieser Spezies, wenn auch mit meist niedrigen Dominanzanteilen, lassen sich auch Waldstandorte höheren pH-Wertes deutlich von Grünlandstandorten abgrenzen.

Die oben beschriebenen Beziehungen zwischen Nutzungsform und Ausprägung der Enchytraeenzönose lässt sich folgendermaßen erklären: Für die forstwirtschaftliche Nutzung finden in Mitteleuropa in der Regel nährstoffarme, saure Böden Verwendung, da diese für eine landwirtschaftliche Nutzung meist weniger geeignet sind. Wälder, welche auf neutralen Böden standen, wurden in der Vergangenheit zum überwiegenden Teil gerodet, um diese Flächen urbar zu

machen. Da Acker- und Weideflächen durch Düngung und Kalkung in den meisten Fällen im neutralen Bereich gehalten werden, stellen die Wälder für acidophile Bodenlebewesen auch oft die einzigen Rückzugsgebiete dar. Zudem wird der Boden nach der Bestellung mit Nadelbäumen durch den Bestandesabfall weiter versauert. Die Reduktion der Enchytraeenzönose gegenüber Grünlandstandorten auf Ackerflächen lässt sich auf den erhöhten Stress durch Bodenbearbeitung und Düngung zurückführen.

6.4.7 Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte

Zur Untersuchung des Einflusses anthropogener Schadstoffe wurden zwei unterschiedlich stark belastete Standorte, sowie ein unbelasteter Standort mit ansonsten möglichst ähnlichen Bodenmerkmalen ausgewählt. Hierbei handelte es sich um die Grünland-Standorte Nordenham (NOG), Gorleben (GOG) und Aher Kämpe (AKG) in Niedersachsen. NOG und GOG sind stark dioxin- und schwermetallbelastet, die höhere Belastung findet sich am Standort Gorleben. Alle drei Standorte zählen nach der neuen, in Kapitel 3.3 vorgeschlagenen Standortklassifikation zum gleichen Standorttyp (vgl. Tab. 4-5). Die Beprobungen fanden in kurzem zeitlichem Abstand zueinander statt.

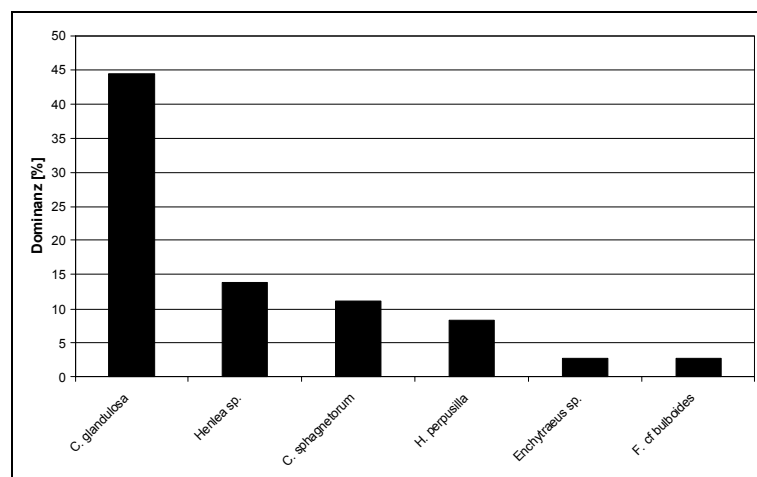


Abb. 6.4-1: Dominanzrangkurve für den belasteten Standort Nordenham (NOG)

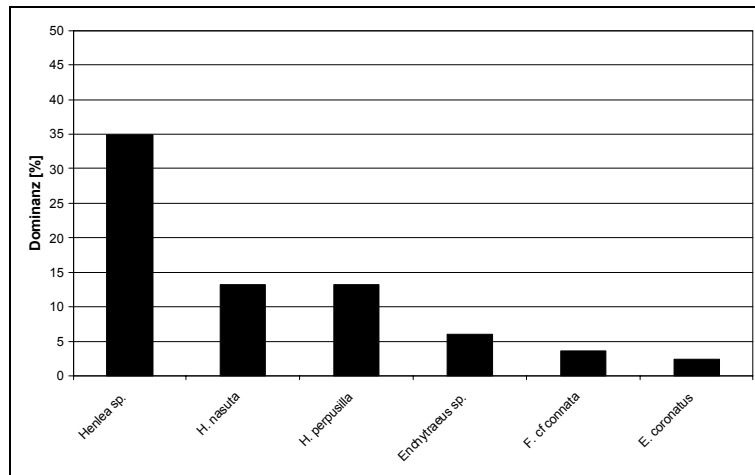


Abb. 6.4-2: Dominanzrangkurve für den belasteten Standort Gorleben (GOG)

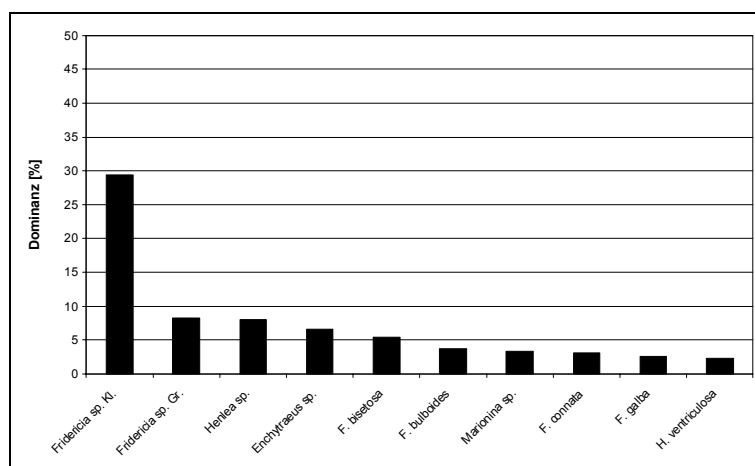


Abb. 6.4-3: Dominanzrangkurve für den unbelasteten Standort Aher Kämpe (AKG)

Beide belastete Standorte weisen im Vergleich zu AKG sowie zu den übrigen Grünland-Flächen auffällig niedrige Abundanzen und Artenzahlen auf. Wie aus den Dominanzrangkurven (Abb. 6.4-1 bis Abb. 6.4-3) ersichtlich ist, unterscheidet sich die Struktur der Enchytraeenzönosen der drei Standorte deutlich. Zwar ist an beiden belasteten Standorten die Gattung *Henlea* eudominant, in Nordenham zeigt jedoch die Art *C. glandulosa* die höchste Dominanz. Auch *C. sphagnetorum* ist hier eudominant während diese Arten in Gorleben und Aher Kämpe überhaupt nicht gefunden wurden. Die Störungsanzeiger *B. appendiculata* und *E. christenseni* wurden in GOG und NOG allerdings kaum nachgewiesen. In Aher Kämpe präsentiert sich hingegen eine typische Grünlandzönose mit der Dominanz diverser *Fridericia*-Arten sowie den Gattungen *Enchytraeus* und *Henlea*. Die Belastungssituation hat sich also deutlich, wenn auch sehr unterschiedlich auf die Enchytraeenzönosen der beiden belasteten Standorte ausgewirkt, d.h. die vorhandene Störung lässt

sich zweifelsfrei aus dem Vergleich mit der Enchytraeenzönose des unbelasteten Standortes ablesen.

6.4.8 Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten

6.4.8.1 Abhängigkeit vom pH-Wert

In Tab. 6.4-4 sind die an den 15 untersuchten Standorten gefundenen Enchytraeenarten, deren Verhalten hinsichtlich der Nutzungsform und des Standortparameters pH-Wert (P) eingeschätzt werden kann, mit den ökologischen Charakterisierungen von GRAEFE & SCHMELZ (1999) und JÄNSCH (2001) auf eventuelle Differenzen zur erwarteten Enchytraeenzönose, speziell bezüglich der in Kapitel 6.4.3 identifizierten Zeigerarten und ökologischen Gruppen, überprüft worden. In den meisten Fällen entspricht ihr Vorkommen der Erwartung. Im Gegensatz zum Vorgängervorhaben wurde auch das Fehlen einer Art an einem bestimmten Standort beurteilt. In einigen Fällen wurden erwartete Arten nicht identifiziert, jedoch wurden juvenile Vertreter ihrer Gattung gefunden. Da es sich hier zumindest teilweise um Exemplare der gesuchten Spezies handeln könnte wurde in diesen Fällen zunächst keine Differenz angenommen.

Bezogen auf den einzelnen Standort gibt es nur wenige Anzeichen für Differenzen zwischen Erwartungs- und Ist-Wert. An sieben Standorten gibt es überhaupt keine Differenz, an einem gab es nur eine Art, deren Auftreten nicht erwartet wurde oder die trotz Erwartung nicht gefunden wurde, an sechs weiteren waren es zwei Arten und nur in SBB (3), CRF (3) und SBG (4) wurden erhebliche Abweichungen beobachtet. Bei SBB und CRF handelt es sich jedoch um Standorte mit einer sehr hohen Artenzahl (16 bzw. 14), sodass hier keine Differenz von mehr als 30 % erreicht wurde, welche bereits im Vorgängervorhaben als - weitgehend artifizielle - Grenze für das Auftreten einer Auffälligkeit angenommen wurde. In SBG sowie CRA ist dies hingegen der Fall. Zwar weicht letzterer Standort in nur zwei Fällen von der Vorhersage ab, aufgrund der niedrigen Artenzahl wirkt sich dies jedoch entscheidend auf das Ergebnis des Vergleichs von Erwartungs- und Ist-Wert aus. Diese Standorte wären also auf der Grundlage einer Beprobung nach dem Kriterium "Vergleich von Erwartungs- und Ist-Wert auf der Basis der Nutzungsform- und pH-Präferenz" als auffällig anzusehen. In beiden Fällen führt das Fehlen der Arten *Henlea perpusilla* und *H. ventriculosa* zu dieser Auffälligkeit. SBG wurde bereits im Vorgängervorhaben untersucht. Bei dieser ersten Probenahme wurde mit sehr niedrigen Dominanzanteilen neben *Henlea nasuta* und einigen juvenilen Tieren der Gattung *Henlea* auch *H. ventriculosa* gefunden und keine Auffälligkeit des Standortes festgestellt. Um den Verdacht der Auffälligkeit des Standortes CRA zu bestätigen oder zu zerstreuen wäre demnach eine weitere Probenahme vonnöten.

Die beiden Standorte GOG und NOG, welche durch ihre Schadstoffbelastung bereits im Vorfeld als voraussichtlich auffällig angenommen wurden sind bei der hier gewählten rein qualitativen Betrachtungsweise zunächst nicht als auffällig einzustufen. Zieht man hier jedoch quantitative Aspekte hinzu, so ergibt sich ein anderes Bild: Beide Standorte fallen durch ihre ungewöhnlich niedrigen Artenzahlen und Abundanzen auf. Auch die Dominanzspektren unterscheiden sich deutlich von solchen unbelasteter Grünland-Standorte mit vergleichbaren Bodeneigenschaften.

Tab. 6.4-4: Enchytraeidae: Vorläufige Beurteilung der 15 "UBA II-Standorte" auf der Grundlage der Nutzungsform und des pH-Wertes (P)

+ = vorhanden und erwartet; - = vorhanden und nicht erwartet / erwartet und nicht gefunden

? = erwartete Art nicht identifiziert, jedoch juvenile Gattungsvertreter vorhanden

Art bzw.	Grünland-Standorte							
Gattung	SCG	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	SBG	CRG
<i>A. aberrans</i>							-	
<i>A. abulba</i>								
<i>A. affinoides</i>								
<i>A. bibulba</i>						+		
<i>A. bohémica</i>							+	
<i>A. brevivasa</i>								
<i>A. camerani</i>								
<i>A. eiseni</i>								
<i>B. appendiculata</i>			?		-	+	-	-
<i>C. cognettii</i>								
<i>C. glandulosa</i>				+	+			
<i>C. sphagnetorum</i>					-			
<i>E. buchholzi</i>	+	+	?	+	?	+	+	+
<i>E. christenseni</i>	+	+	?	+	?	+	+	?
<i>E. coronatus</i>			+	+				
<i>E. lacteus</i>	+	+				+	+	+
<i>E. norvegicus</i>								+
<i>E. parva</i>	+						+	
<i>Fridericia</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>F. striata</i>								
<i>H. heleotropha</i>			+					
<i>H. nasuta</i>			+	+		+		
<i>H. perpusilla</i>	?	?	+	+	+	+	-	?
<i>H. ventriculosa</i>		+	?			+	-	?
<i>M. clavata</i>								
<i>M. filiformis</i>								
<i>M. vesiculata</i>	+	+		+				
<i>M. glandulosus</i>								
<i>M. pelicensis</i>								
<i>O. cambrensis</i>								
<i>S. niveus</i>								-

Tab. 6.4-4 (Forts.): Enchytraeidae: Vorläufige Beurteilung der 15 "UBA II-Standorte" auf der Grundlage der Nutzungsform und des pH-Wertes (P)

+ = vorhanden und erwartet; - = vorhanden und nicht erwartet bzw. erwartet und

nicht gefunden

? = erwartete Art nicht identifiziert, jedoch juvenile Gattungsvertreter vorhanden

Art bzw.	Acker-Standorte				Wald-Standorte				
Gattung	SCA	CRA	HAA	SBA	SCF	NIB	SBB	TAM	CRF
<i>A. aberrans</i>							-		
<i>A. abulba</i>						-			
<i>A. affinoides</i>					+	+	-	-	-
<i>A. bibulba</i>			+						
<i>A. bohémica</i>							+		+
<i>A. brevivasa</i>								+	
<i>A. camerani</i>						+		+	
<i>A. eiseni</i>						-	+		-
<i>B. appendiculata</i>							+		-
<i>C. cognettii</i>						+	-		
<i>C. glandulosa</i>									
<i>C. sphagnetorum</i>					+	+	+	+	+
<i>E. buchholzi</i>	+	+	+	+			+	+	?
<i>E. christenseni</i>		+	+	+			+		?
<i>E. coronatus</i>									
<i>E. lacteus</i>	+	+	+				+		
<i>E. norvegicus</i>	+			+		+	+		+
<i>E. parva</i>						+	+	-	+
<i>Fridericia sp.</i>	+	+	+	+	-		+		+
<i>F. striata</i>								+	+
<i>H. heleotropha</i>									
<i>H. nasuta</i>			+						
<i>H. perpusilla</i>	?	-	-	?					
<i>H. ventriculosa</i>	?	-							
<i>M. clavata</i>					-	+		+	
<i>M. filiformis</i>							+		
<i>M. vesiculata</i>									
<i>M. glandulosus</i>					+			+	
<i>M. pelicensis</i>					+	?			
<i>O. cambrensis</i>					+	+	+	+	
<i>S. niveus</i>						+	+		

6.4.8.2 Standortgruppierung mittels CANOCO

Alle 23 untersuchten Standorte, für welche Angaben zu ihrer Enchytraeenpopulation vorlagen wurden anhand der Korrespondenzanalyse gruppiert (Abb. 6.4-4). Grundlage der Analyse waren hierbei die Dominanzen der einzelnen Arten an jedem Standort.

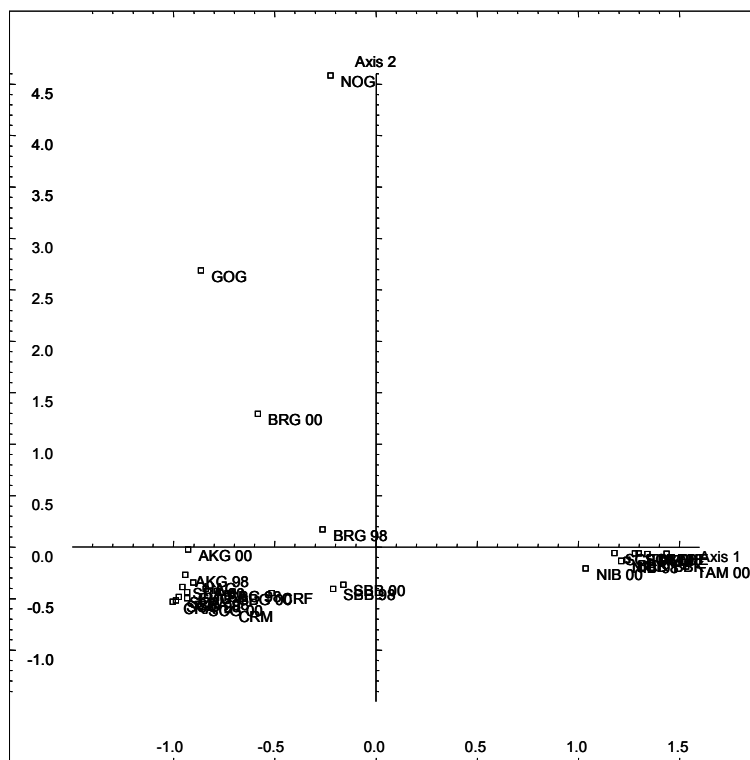


Abb. 6.4-4: Korrespondenzanalyse - CANOCO mit Enchytraeen

Das Ergebnis zeigt eine deutliche Differenzierung der verschiedenen Standorte, wobei sich zwei größere Gruppen herausbilden: Einerseits die sauren Wälder, andererseits die Grünländer, Äcker und neutralen Waldstandorte, wobei sich SBB ein wenig von dieser Gruppe absetzt. Auffällig ist auch der Standort BRG, dessen verändertes Dominanzspektrum insbesondere bei der 2000er Beprobung für eine starke Distanzierung von den übrigen Grünlandstandorten sorgt. Die beiden schadstoffbelasteten Flächen GOG und NOG setzen sich sehr deutlich von allen anderen Standorten ab. Die in Tab. 4-5 erfolgte Zuordnung der untersuchten Standorte zu den in Kapitel 3.3 neu definierten Standorttypen findet sich in der Anordnung mittels der Korrespondenzanalyse nur bedingt wieder: Während die Wälder über den pH-Wert recht deutlich differenzieren bilden sich innerhalb der Nutzungsformen Grünland und Acker keine Untergruppen. Die einzige Ausnahme bildet der Standort BRG mit Überflutung bzw. Staunässe und niedrigem pH-Wert.

6.4.8.3 Standortgruppierung mittels TWINSpan

In Tab. 6.4-5 ist das Ergebnis der TWINSpan-Analyse der Dominanzanteile der Enchytraeenarten für alle 23 untersuchten Standorte dargestellt. Bereits in Level 1 erfolgt eine Trennung der Acker- und Grünlandstandorte sowie der Wälder mit hohem pH-Wert von den stark sauren Waldstandorten.

Deren weitere Auftrennung in den übrigen Levels weist keinen erkennbaren Zusammenhang mit den Standorteigenschaften auf. Ab Level 2 trennen sich die belasteten Standorte GOG und NOG sowie BRG (2000) von erstgenannter Gruppe ab. Im dritten Level separieren sich die neutralen Waldstandorte zusammen mit SBG (2000) von den Grünland- und Ackerstandorten. In den Levels 4 und 5 werden sukzessiv auch die Ackerstandorte, die regelmäßig überfluteten Niedersächsischen Wiesen und die übrigen Grünlandstandorte voneinander getrennt. Hierbei ist zu beachten, dass die Trennung von Äckern und Grünländern mit geringer Schärfe erfolgt. Dies ist jedoch nicht weiter verwunderlich, da sich Acker- und Grünlandzönosen ja in der Regel nur durch Artenzahl und Abundanz unterscheiden (vgl. Kap. 6.4.6). Außerdem bilden nunmehr SBG (2000) und SBB eine Gruppe, was eine Auffälligkeit einer oder beider dieser Standorte bedeuten könnte.

Der in Tab. 4-5 vorgestellte neue Klassifikationsansatz spiegelt sich deutlich im Ergebnis der TWINSPAN-Analyse wider. Die Nutzungsformen werden deutlich voneinander abgetrennt. Für die Ackerstandorte ist keine weitere Differenzierung erkennbar. Innerhalb der Grünland- und Waldstandorte findet sich die Klassifizierung nach der ersten Stufe (Überflutung/Staunässe bzw. pH-Wert) wieder. Die Standorte BRG und SBG sind jeweils mit ihren 2000er Beprobungen als auffällig anzusehen.

Tab. 6.4-5: Klassifizierung von 23 Standorten (Probenahmen getrennt) auf Basis der Dominanzanteile der Enchytraeenpopulation mit dem Programm TWINSPAN

Level 1	GOG BRG00 NOG AKG98 BRG98 AKG00 SCG00 HAG SBA98 CRA HAA SBA00 SCG98 SBG98 CRG SCA SBB98 SBG00 SBB00 CRM CRF							TAM00 LUB TAM98 BBK BEK SCF98 MEM NIE98 SCF00 NIB00 EHE					
Level 2	GOG BRG00 NOG	AKG98 BRG98 AKG00 SCG00 HAG SBA98 CRA HAA SBA00 SCG98 SBG98 CRG SCA SBB98 SBG00 SBB00 CRM CRF						TAM00 LUB TAM98 BBK BEK SCF98			MEM NIE98 SCF00 NIB00 EHE		
Level 3	GOG BRG00 NOG	AKG98 BRG98 AKG00 SCG00 HAG SBA98 CRA HAA SBA00 SCG98 SBG98 CRG SCA				SBB98 SBG00 SBB00 CRM CRF		TAM00	LUB TAM98 BBK BEK SCF98		MEM NIE98 SCF00 NIB00		EHE
Level 4	GOG BRG00 NOG	AKG98 BRG98 AKG00 SCG00 HAG		SBA98 CRA HAA SBA00 SCG98 SBG98 CRG SCA		SBB98 SBG00 SBB00	CRM CRF	TAM00	LUB TAM98	BBK BEK SCF98	MEM NIE98 SCF00 NIB00		EHE
Level 5	GOG BRG00 NOG	AKG98 BRG98 AKG00	SCG 00 HAG	SBA98 CRA HAA SBA00	SCG98 SBG98 CRG SCA	SBB98 SBG00 SBB00	CRM CRF	TAM00	LUB TAM98	BBK BEK SCF98	MEM NIE98 SCF00 NIB00		EHE

Tab. 6.4-6 zeigt das Ergebnis der Analyse für nur die 13 Standorte für die Daten für alle betrachteten Taxa außer der Makrofauna vorlagen. Auf diese Weise kann der Beitrag der einzelnen Taxa zur zönotischen Auswertung beurteilt werden (siehe Kap. 7.2). Es zeigt sich, dass die Reduktion der Standortzahl in nur einem Fall Auswirkungen auf das Ergebnis hat: NOG befindet

sich nunmehr in einer Klasse mit SCF. Dieses mehrfach überprüfte Ergebnis ist anhand der vorhandenen Daten nicht nachvollziehbar, und alle anderen Standorte ordnen sich in gleicher Weise wie bei der Analyse aller Standorte/Probenahmen an. An dieser Stelle zeigt sich, dass das TWINSPAN-Verfahren mit steigender Standortzahl an Robustheit gewinnt.

Tab. 6.4-6: Klassifizierung von 13 Standorten auf Basis der Dominanzanteile der Enchytraeenpopulation mit dem Programm TWINSPAN

Level 1	BRG GOG AKG HAG SCG CRA HAA SBA SCA SBG SBB											NOG SCF	
Level 2	BRG GOG		AKG HAG SCG CRA HAA SBA SCA SBG SBB									NOG SCF	
Level 3	BRG GOG		AKG HAG SCG CRA HAA SBA SCA							SBG SBB		NOG SCF	
Level 4	BRG GOG		AKG HAG SCG			CRA HAA SBA SCA				SBG SBB		NOG SCF	

6.4.8.4 Zusammenfassende Darstellung

Die Tab. 6.4-7 zeigt eine Übersicht über die Beurteilung der 23 untersuchten Standorte hinsichtlich ihrer Auffälligkeit anhand der Kriterien Abundanzen, Artenzahl, Artenspektrum, CANOCO- und TWINSPAN-Analyse. Hieraus ist ersichtlich, dass die verschiedenen Kriterien meist zur gleichen Beurteilung führen. Die belasteten Standorte NOG und GOG sind nur hinsichtlich des Artenspektrums nicht auffällig und die beiden einzigen Flächen, welche in der Gesamtbeurteilung hinsichtlich der Enchytraeenzönose als eindeutig auffällig anzusehen sind. In zwei Fällen (CRA, SBG) weist das Kriterium Artenspektrum auf eine Auffälligkeit hin, die übrigen Kriterien zerstreuen hingegen den Verdacht der Auffälligkeit. Bei SBG trägt darüber hinaus die zweimalige Beprobung hierzu bei. In wiederum zwei Fällen (BRG, SBB) bleibt die Gesamtbeurteilung unklar. Bei BRG weisen CANOCO und TWINSPAN (nur 2000) auf eine Auffälligkeit hin, während diese aus den übrigen Kriterien nicht ersichtlich ist. Der Standort SBB, welcher bereits im Vorläufervorhaben nicht abschließend bewertet werden konnte, weist nach wie vor kein klares Bild auf.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die verwendeten Kriterien grundsätzlich geeignet sind, eine Bewertung von Standorten anhand ihrer Enchytraeenzönose vorzunehmen. Hierbei zeigt sich, dass sich diese Kriterien gegenseitig sowohl stützen wie auch widersprechen können. Aus diesem

Grund sollten auch in Zukunft alle dieser Bewertungsmaßstäbe angewandt werden, um zu einer möglichst stichhaltigen Bewertung von Standorten zu gelangen.

Tab. 6.4-7: Übersicht über die Beurteilung der 23 untersuchten Standorte hinsichtlich ihrer Auffälligkeit anhand verschiedener Kriterien mit folgender Klassifikation: Auffälligkeit gegeben: -; nicht gegeben: +; unklar: +/-

Standorttyp	Probefläche	Abundanzen	Artenzahl	Artenspektrum	CANOCO	TWINSPAN	Gesamt
A III	HAA	+	+	+	+	+	+
A IV	CRA	+	+	-	+	+	+
A IV	SBA	+	+	+	+	+	+
A IV	SCA	+	+	+	+	+	+
G III	BRG	+	+	+	-	- (2000)	+/-
G IV	AKG	+	+	+	+	+	+
G IV	GOG	-	-	+	-	-	-
G IV	NOG	-	-	+	-	-	-
G VII	SCG	+	+	+	+	+	+
G VIII	CRG	+	+	+	+	+	+
G VIII	HAG	+	+	+	+	+	+
G VIII	SBG	+	+	- (2000)	+	+/- (2000)	+
W I	EHE	+	+	+	+	+	+
W I	LUB	+	+	+	+	+	+
W I	MEM	+	+	+	+	+	+
W II	NIB	+	+	+	+	+	+
W II	TAM	+	+	+	+	+	+
W III	SCF	+	+	+	+	+	+
W V	BBK	+	+	+	+	+	+
W V	BEK	+	+	+	+	+	+
W XI	CRF	+	+	+	+	+	+
W XI	CRM	+	+	+	+	+	+
W XI	SBB	+	-	+/-	+/-	+/-	+/-

6.5 Regenwürmer

6.5.1 Einleitung

Wie im Vorläufervorhaben ausführlich dargelegt sind Regenwürmer für viele Standorte Mitteleuropas die wichtigsten Bodentiere. 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 (PETERSEN & LUXTON, 1982; CURRY, 1994; EDWARDS, 1998). Regenwürmer können nach ökologischen Kriterien in Mineralschichtbewohner (= Endogeos), Vertikalbohrer (= Aneciques) und Streuschichtbewohner (= Epigeos) unterteilt werden (BOUCHE 1977). 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. Beide Angaben sind auch heute noch weitgehend valid. Aufgrund dieser überschaubaren Zahl gilt die Bestimmung adulter Tiere in Mitteleuropa als relativ einfach, während Jungtiere mit vertretbarem Aufwand nur bis zur Gattung determiniert werden.

Regenwürmer sind standorttreu, kommen außerhalb der Sommer- bzw. Winterruhe relativ unabhängig von kurzzeitigen Witterungsereignissen vor, sind langlebig sowie unmittelbarer als z.B. räuberische Tiere von Bodeneigenschaften abhängig (BAUCHHENSS, 1998). Außerdem reagieren sie empfindlich auf anthropogene Stressfaktoren (EDWARDS & BOHLEN, 1996). Aus diesen Gründen fehlen sie in keinem der bisher veröffentlichten Beurteilungskonzepte für das Kompartiment Boden. Als Nachteil ist die relativ geringe Artenzahl zu nennen, die die Möglichkeit einer Differenzierung zwischen verschiedenen Standorttypen einschränkt. Daher ist trotz ihrer hohen Wertigkeit eine Klassifikation von Standorten mit Regenwürmern allein 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 beim Ausgraben zerteilte Individuen).

6.5.3 Ableitung von Erwartungswerten

Wie im Vorläufervorhaben 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 Standortparametern. Da aufgrund der großen Menge an Literaturdaten eine Datenbank über die Abhängigkeit des Vorkommens von Regenwürmern von Standortparametern noch in Arbeit ist, erfolgt diese Auswertung weitgehend „per Hand“. Eine Klassifikation anhand der Verteilung auf die drei ökologischen Gruppen ist eine weitere Auswertungsmöglichkeit, deren Aussagekraft noch zu überprüfen ist (VOLLMER et al., 1999).

Abhängigkeit von den fünf Standortparametern

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, die im Bericht des Vorläufervorhabens genannt worden sind (vgl. RÖMBKE et al., 2000). Wie bei den Enchytraeen erwies es sich als sehr schwierig, analog zu vegetationssoziologisch definierten Angaben Relativwerte zur Feuchte- oder pH-Präferenz in die Werteklassen der 5 Standortparameter umzurechnen. Zudem fällt auf, dass bei dieser Art der Darstellung viele Arten hinsichtlich ihres Präferenzbereichs als indifferent eingeschätzt werden (GRAEFE, 1993a; MUYS & GRANVAL, 1997).

Trotz generell guter Datenlage unterscheiden sich die Erwartungswerte der fünf Standortparametern 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; BRIONES et al., 1995). 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 Regenwurmart 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 nahe, taucht in der Literatur jedoch nicht auf. Daher ist es unmöglich, Erwartungswerte für den hier verwandten Feuchtefaktor für Regenwürmer 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. fanden DOUBE & STYAN (1996) in Laborversuchen, dass *Aporrectodea trapezoides* (= *A. caliginosa*) je nach Bodenart (speziell dem Tongehalt) sehr verschieden auf den Feuchtegehalt eines Bodens reagierte, während für die nah verwandte Spezies *A. rosea* nicht der Wassergehalt, sondern die Wasserspannung eines Bodens entscheidend ist. Die Schwierigkeit der Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf Freilandverhältnisse zeigt sich daran, dass die Verbreitung von *A. rosea* an zwei kanadischen Standorten primär durch den Wassergehalt determiniert wird (THOMSON & DAVIES, 1974).+

Tab. 6.5-1: Erwartungswerte für wichtige Regenwurmartens Mitteleuropas für die ausgewählten 5 Standortparametern (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)

Auch die Abhängigkeit des Vorkommens der verschiedenen Arten von der Bodenart ist schwer zu klassifizieren, da bisher nur Korrelationen zwischen diesem Parameter und der Abundanz bzw. Biomasse einer Art, nicht aber deren Auftreten selbst, untersucht wurden. NAGEL (1996) fand 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.

Ausgehend von der Neu-Definition der Standorttypen wurde die obige Zuordnung von Regenwurmartentypen nochmals durchgeführt (Tab. 6.5-2). Dabei ist zu beachten, dass die Klassengrenzen sich teils unterscheiden. Außerdem wurde die Nutzung einbezogen: Typische Streuschichtbewohner wurden demzufolge für Ackerstandorte nicht aufgeführt. Im Zweifelsfall wurde nach „Expert knowledge“ entschieden. Arten, die nur an bestimmten Orten (z.B. Komposthaufen) oder außerhalb „normaler“ Böden (z.B. an Baumrinde oder in Gewässern) vorkommen, wurden nicht aufgeführt. Zudem wird unterschieden zwischen Arten, die praktisch immer am jeweiligen Standort gefangen werden sollten und denjenigen, die z.B. aufgrund allgemein geringerer Häufigkeit, nur möglicherweise vorkommen. Diese Unterscheidung muss aber noch genauer überprüft werden und wurde daher bisher nicht bei der Bewertung der Ergebnisse berücksichtigt. Bei dieser Aufstellung ist zu beachten, dass es bei den Regenwürmern Mitteleuropas aufgrund der kleinen Artenzahl sowie der im Zweifelsfall begrenzten ökologischen Kenntnisse nicht möglich ist, jedem einzelnen Standorttyp eine Zönose zuzuordnen, die sich von allen anderen unterscheidet. Zur Absicherung dieser Aufstellung ist die Einarbeitung weiterer Daten, d.h. die Untersuchung von weiteren Standorten, dringend erforderlich.

Identifikation von Zeigerarten bzw. -gruppen

Seit langem wurde das Vorkommen von Regenwurmartentypen bei bestimmten Merkmalskombinationen als typisch erkannt. Aufgrund der Untersuchung von 110 bayrischen Grünland- bzw. Acker-Dauerbeobachtungsflächen definierte z.B. das LA. BAY. BODENKULTUR & PFLANZENBAU (1997) zwei Gruppen, die beide der aus mitteleuropäischen Buchenwäldern bekannten Mullassoziaton ähneln (SACHELL, 1983):

- 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*.

Darüber hinaus gelten einige Spezies als Indikatoren für spezielle Standortparameter 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.

Tab. 6.5-2: Neu-Zuordnung der Regenwurmart zu den neu definierten Standorttypen (A = Acker, G = Grünland, W = Wald)

Standorttyp	Meist vorkommende Arten	Möglicherweise vorkommende Arten
A I	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa</i>
A II	<i>A. caliginosa, L. rubellus</i>	<i>A. chlorotica</i>
A III	<i>L. castaneus, L. rubellus</i>	<i>A. limicola, O. cyaneum, O. tyrtaeum</i>
A IV	<i>A. caliginosa, A. rosea, L. castaneus, L. rubellus, L. terrestris</i>	<i>A. chlorotica, A. limicola, A. longa, O. cyaneum, O. tyrtaeum</i>
Standorttyp	Meist vorkommende Arten	Möglicherweise vorkommende Arten
G I	<i>L. rubellus</i>	<i>E. tetraeda</i>
G II	<i>A. chlorotica, L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa, E. tetraeda</i>
G III	<i>L. rubellus, O. cyaneum, O. tyrtaeum</i>	<i>A. limicola, E. tetraeda</i>
G IV	<i>A. chlorotica, A. limicola, L. rubellus, O. cyaneum, O. tyrtaeum</i>	<i>A. caliginosa, E. tetraeda</i>
G V	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa</i>
G VI	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa, A. longa</i>
G VII	<i>L. rubellus, A. rosea, L. castaneus</i>	
G VIII	<i>A. caliginosa, L. rubellus, A. rosea, L. castaneus, L. terrestris</i>	<i>A. caliginosa, A. longa</i>
Standorttyp	Meist vorkommende Arten	Möglicherweise vorkommende Arten
W I	<i>L. rubellus, D. octaedra, D. rubidus</i>	
W II	<i>L. rubellus, D. octaedra, D. rubidus</i>	
W III	<i>L. rubellus, D. octaedra, D. rubidus</i>	<i>A. limicola</i>
W IV	<i>L. rubellus, D. octaedra</i>	
W V	<i>D. octaedra, D. rubidus, L. rubellus</i>	
W VI	<i>D. octaedra, D. rubidus, L. castaneus, L. rubellus</i>	
W VII	<i>D. octaedra, D. rubidus, L. castaneus, L. rubellus</i>	
W VIII	<i>D. octaedra, L. castaneus, L. rubellus</i>	
W IX	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa, A. chlorotica</i>
W X	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa, A. chlorotica</i>
W XI	<i>A. limicola, L. rubellus, O. cyaneum, O. tyrtaeum</i>	<i>A. caliginosa, A. chlorotica</i>
W XII	<i>L. rubellus, O. cyaneum, O. tyrtaeum</i>	<i>A. caliginosa, A. chlorotica, L. terrestris</i>
W XIII	<i>L. rubellus, L. terrestris</i>	<i>A. caliginosa</i>
W XIV	<i>L. castaneus, L. rubellus, L. terrestris</i>	<i>A. caliginosa, A. longa, A. rosea</i>
W XV	<i>L. castaneus, L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa, A. longa, A. rosea</i>
W XVI	<i>L. castaneus</i>	<i>A. caliginosa, A. longa, A. rosea</i>

Angaben zur Häufigkeit

Die Frage, welche Standortparameter 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 Bodenparameter (speziell die Textur bzw. das Feuchteregime) für ausschlaggebend hält (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 die jeweilige Nutzung) 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 wurde.

6.5.4 Ergebnisse der Beprobung an den 15 Beispiels-Standorten

Bei der Beprobung der 15 Standorte wurden insgesamt 1408 Regenwürmer aus 13 Arten gefangen (eine Einzelaufschlüsselung aller Fangdaten ist dem Anhang zu entnehmen). Dabei kamen an den 4 Waldstandorten 35 Tiere aus 5 Arten, auf den 7 Grünlandflächen 972 Würmer aus 11 Arten und an den 4 Ackerstandorten 401 Individuen aus 9 Arten vor. Auffallend ist, dass selbst auf den Äckern 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 das LA. BAY. BODENKULTUR & PFLANZENBAU (1997) bei der Beprobung von 110 bayrischen Ackerstandorten durchschnittlich nur 9 Ind./m²). Im weiteren werden die 15 Standorte differenziert nach Nutzungstypen (Wald, Grünland, Acker) vorgestellt (Tab. 6.5-3).

An allen vier Waldstandorten (SCF, NIB, TAM, SBB) kommen wenige Regenwürmer vor: Nur 3 – 11 Ind./m² bzw. 1 – 2 Arten wurden dort gefunden. Auch die Artenzusammensetzung ist praktisch gleich, denn mit *L. rubellus* und *L. castaneus* sowie ein bis zwei Spezies der Gattungen *Dendrobaena* bzw. *Dendrodrilus* kommen nur epigäische Säureanzeiger vor. Dabei dürfte es weitgehend Zufall sein, dass die eine oder andere dieser vier Arten bei der einmaligen Probennahme und der generell sehr geringen Dichte fehlt. Auffällig ist dagegen bei der Fläche SBB, dass die dort vorkommende Regenwurmzönose und der gemessene, relativ hohe pH-Wert nicht zusammenpassen. Ein ähnlicher Hinweis, allerdings weniger drastisch, ist das Vorkommen der Art

D. rubidus auf den beiden Crailsheimer Waldflächen, die zusätzlich in das Untersuchungsprogramm aufgenommen wurden. Als acidophile Spezies deutet sich ein Widerspruch zu den relativ hohen pH-Werten beider Flächen an. Wahrscheinlich ist die räumliche Nähe einer Fichtenplantage mit saurem pH dafür verantwortlich, dass einzelne Individuen auf den „falschen“ Flächen vorkommen. Ungewöhnlich ist auch das Auftreten von *A. rosea* am sauren Standort NIB. Das einzelne Exemplar mag aber durch Wegbaumassnahmen o.ä. dorthin verschleppt worden sein.

Tab. 6.5-3: Kenndaten: Abundanz, Artenzahl und Artenzusammensetzung der Regenwürmer an den 15 Standorten, geordnet nach Nutzung (inkl. Sonderfängen)

Standort	Abundanz (Ind./m ²)	Artenzahl	Artenzusammensetzung (dominante Spezies)
Acker			
SCA	70,0	5	<i>A. caliginosa</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i>
CRA	37,3	6	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>A. limicola</i> , <i>O. tyrtaeum</i>
HAA	34,0	4	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>O. cyaneum</i>
SBA	126,0	4	<i>A. caliginosa</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>A. rosea</i> , <i>O. cyaneum</i>
Grünland			
SCG	151,3	4	<i>A. caliginosa</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>A. rosea</i> , <i>L. terrestris</i>
HAG	124,7	7	<i>A. caliginosa</i> , <i>O. cyaneum</i> , <i>A. limicola</i> , <i>A. rosea</i>
SBG	142,0	7	<i>A. caliginosa</i> , <i>A. rosea</i> , <i>A. limicola</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>L. rubellus</i> , <i>L. terrestris</i>
AKG	53,3	3	<i>L. terrestris</i> , <i>L. castaneus</i> , <i>Aporrectodea</i> sp.
GOG	48,0	2	<i>A. chlorotica</i> , <i>L. castaneus</i>
BRG	79,3	2	<i>L. terrestris</i> , <i>L. rubellus</i>
NOG	49,3	2	<i>L. terrestris</i> , <i>L. rubellus</i>
Wald			
SCF	2,7	1	<i>Dendrobaena</i> sp.
NIB	2,7	2	<i>L. rubellus</i> , <i>A. rosea</i>
SBB	11,3	2	<i>D. rubidus</i>
TAM	6,7	2	<i>D. octaedra</i> , <i>L. castaneus</i>

Die sieben Grünlandstandorte (SCG, HAG, SBG, AKG, GOG, BRG, NOG) lassen sich in zwei Gruppen unterteilen: Drei Standorte mit relativ hoher Abundanz (125 – 151 Ind./m²) und vielen Arten (4 – 7), deren Zönose durch *Aporrectodea*-Arten (vor allem *A. caliginosa*) dominiert wird,

und vier in Norddeutschland liegende Grünlandflächen, die mit 48 – 79 Ind./m² und 2 – 3 Arten deutlich schlechter besiedelt sind. Erstere entsprechen demnach weitgehend der zu erwartenden Mullassoziaton. Letztere werden primär durch Arten der Gattung *Lumbricus* besiedelt, was insofern auffällig ist, dass diese Tiere zwar in Mitteleuropa an solchen Standorten kaum jemals fehlen, aber selten zahlenmäßig dominieren. Die Artenzusammensetzung weist aufgrund des Auftretens von feuchteliebenden Arten wie *A. limicola* oder *A. chlorotica* an einigen Standorten (HAG, SBG, GOG) auf die Nähe zu Wasserflächen hin. Demnach ist in einer ersten Einschätzung die Regenwurmbesiedlung an den letztgenannten Grünlandstandorten ungewöhnlich, denn die biologischen Ergebnisse lassen sich schlecht mit den jeweiligen Standorteigenschaften korrelieren.

Die vier untersuchten Ackerstandorte ähneln sich sowohl in der Artenzahl (4 – 6) als auch der Artenzusammensetzung: *A. caliginosa* dominiert immer, begleitet von jeweils 1 – 2 *Lumbricus*- bzw. *Aporrectodea*-Arten sowie einer *Octolasion*-Art. Auffallend ist das Vorkommen des Feuchteanzeigers *A. limicola* in CRA, denn dort gibt es keine offenen Gewässer, allerdings einen Quellhorizont. Hinsichtlich der Abundanz decken die vier Äcker mit 34 – 126 Ind./m² weitgehend das gleiche Spektrum wie die Grünlandstandorte ab – ein auf den ersten Blick überraschender Befund. Insbesondere fällt die hohe, schon bei der Erstbeprobung 1998 aufgefallene Abundanz des Ackers im Sauerland auf (SBA).

6.5.5 Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000

Unter den in diesem Vorhaben beprobten Standorten waren alle vier Wälder (SCF, NIB, SBB, TAM), vier der sieben Grünlandstandorte (SCG, SBG, AKG, BRG) sowie einer der vier Äcker (SBA) unter den Flächen, die schon im Vorläufervorhaben 1998 untersucht worden waren. Bis auf die beiden Scheyern-Flächen (SCG, SCF), die jeweils im Herbst beprobt wurden, lag bei den anderen 8 Flächen die Probennahme im Frühjahr. In Tab. 6.5-4 sind die Ergebnisse aus den beiden Jahren 1998 und 2000 vergleichend dargestellt.

Bei den vier Waldstandorten wurde bei SCF und NIB kein Unterschied hinsichtlich Abundanz und Artenzahl gefunden, während bei TAM und SBB 1998 die Artenzahl deutlich höher war als 2000. Dies war jeweils auf Einzelfunde bzw. Sonderfänge zurückzuführen. Auffallend ist aber bei SBB, dass auch die Abundanz 1998 um den Faktor 3,5 höher lag. Vielleicht ist dieser Unterschied als Hinweis auf die kleinräumige Heterogenität dieses Standorts zurückzuführen. Bei den

Grünlandstandorten gab es nur geringe Differenzen hinsichtlich Abundanz und Artenzahl in SCG und SBG. Dagegen unterscheiden sich die Fangzahlen in AKG zwischen beiden Jahren drastisch: Artenzahl und Abundanz halbierten sich jeweils. Auch in BRG verringerte sich die Artenzahl, nicht aber die Abundanz, von 1998 auf 2000 stark, ohne dass hierfür Gründe angegeben werden können. Beim einzigen zweimal beprobten Acker konnte quantitativ kein Unterschied festgestellt werden. Demnach traten von 9 doppelt beprobten Standorten keine Differenzen bei 7 (Abundanz) bzw. bei 6 (Artenzahl) Standorten auf.

Die erhöhte Zahl bei SBB und TAM ist auf die leichte Beeinflussung dieses Parameters durch Einzelfunde zurückzuführen. Bei den beiden Wiesenstandorten BRG und AKG fehlen dagegen nicht nur mehrere Arten, sondern ganz (BRG) bzw. weitgehend vollständig (AKG) eine für solche Flächen charakteristische ökologische Gruppe: endogäische Spezies aus der Gattung *Aporrectodea*. Während bei AKG dies Zufall sein mag (immerhin wurden Jungtiere aus dieser Gruppe gefunden) ist der Befund bei BRG als Auffälligkeit einzustufen.

Die neue Beprobung und damit Klassifikation hätte auf das Beurteilungsergebnis folgenden Einfluss:

- SCF, NIB, SCG, SBG und SBA würden weiterhin als „nicht auffällig“ gelten;
- der Standort TAM würde nicht mehr als „auffällig“ eingestuft werden, da im Jahr 2000 die im Jahr 1998 noch festgestellten Störungsanzeiger fehlen;
- SBB bliebe „auffällig“, doch fehlt 2000 der Hinweis auf mögliche Gründe (1998 konnte eine höhere pH-Werte bevorzugende Art in Nähe des nächstgelegenen Wegs gefunden);
- die 1998 aufgrund geringer Fangzahlen als „eventuell auffällig“ eingestufte Marschwiese BRG ist im Jahr 2000 eindeutig auffällig; nicht wegen der niedrigen Abundanz (diese scheint für küstennahe Standorte normal zu sein (Salinitätseinfluß ?)), als vielmehr wegen der sehr niedrigen Artenzahl und der zudem ungewöhnlichen Artenzusammensetzung;
- die Auenwiese AKG wurde 1998 als „nicht auffällig“ beurteilt, liegt aber im Jahr 2000 nach der niedrigen Individuenzahl (teils wegen der geringen Artenzahl) zu niedrig.

Insgesamt wären demnach 6, wahrscheinlich 7 von 9 Flächen in beiden Jahren gleich beurteilt worden. Bei den beiden übrigen ist eine Änderung des Zustands nicht auszuschließen, wobei in TAM ein Nachlassen des anthropogenen Drucks (d.h. das Fehlen von Störungsanzeigern) als Erklärung in Frage kommt. Hinsichtlich des Standorts BRG ist eine erneute Beprobung zu

empfehlen, da weder Standorteigenschaften noch die Bedingungen der Probennahme als Erklärung ausreichen. Diese Empfehlung ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass die normale Besiedlung von küstennahen Marschwiesen bisher nur schlecht untersucht wurde. Aus diesen Daten lässt sich die Notwendigkeit mehrerer Probennahmen zur Erfassung der Regenwurmzönose nicht zwingend herleiten.

Tab. 6.5-4: Abundanz und Artenzahl der Regenwürmer an den 9 Standorten, geordnet nach Nutzung (inkl. Sonderfängen); an allen Standorten außer SCF und SCG (jeweils im Herbst) fand die Beprobung 1998 im Herbst und 2000 im Frühjahr statt

Standort	Probennahme 2000		Probennahme 1998	
	Abundanz (Ind./m ²)	Artenzahl	Abundanz (Ind./m ²)	Artenzahl
Acker				
SBA	126,0	4	113,2	5
Grünland				
SCG	151,3	4	157,6	6
SBG	142,0	7	126,8	6
AKG	53,3	3	124,8	6
BRG	79,3	2	62,4	6
Wald				
SCF	2,7	1	1,6	1
NIB	2,7	2	6,8	2
SBB	11,3	2	38,8	4
TAM	6,7	2	9,6	5

6.5.6 Vergleich der Standorte mit unterschiedlicher Nutzung

Im Untersuchungsprogramm 2000 wurde an zwei Standorten (Schmallenberg, Scheyern) versucht, mehrere benachbarte Flächen mit gleichen Standorteigenschaften aber unterschiedlicher Nutzung zu untersuchen. Unter Einbeziehung von Daten aus weiteren, nicht vom UBA geförderten Probennahmen, an den Standorten Crailsheim und Harheim konnte die Untersuchung des Nutzungseinflusses vertieft werden. Demnach war dreimal der Vergleich Acker – Grünland – Wald (SBA – ABG – SBB; SCA – SCG – SCF; CHA – CHG – CHF) sowie einmal der Vergleich Acker – Grünland (HAA – HAG) möglich. Soweit durchgeführt gab es bei diesen Flächen keinen

Unterschied zwischen 1998 und 2000, so dass auf diesen Aspekt nicht eingegangen werden muss.

Tab. 6.5-5: Vergleich des Nutzungseinflusses auf die Regenwurmbesiedlung an den vier Standorten. * In Crailsheim wurde als Wald ein Fichtenstandort gewählt, der er näher am Grünland bzw. Acker lag als der im Jahr 1998 beprobte Mischwald (CRM).

Standort / Parameter	Acker	Grünland	Wald *
Schmallenberg	SBA	SBG	SBB
Abundanz:	126,0	142,0	11,3
Artenzahl:	4	7	2
Scheyern	SCA	SCG	SCF
Abundanz:	70,0	151,3	2,7
Artenzahl:	5	4	1
Crailsheim	CRA	CRG	CRF
Abundanz:	37,3	480,7	171,3
Artenzahl:	6	8	8
Harheim	HAA	HAG	
Abundanz:	34,0	124,7	-
Artenzahl:	4	7	

Die Standorteigenschaften unterschieden sich bei den drei Schmallenberger Flächen nicht stark; alle sind durch pH-Werte zwischen 5 und 6 sowie die Bodenart Lehm gekennzeichnet. Ganz anders dagegen die Situation in Scheyern: Selbst die Bodenart differiert kleinräumig erheblich und der pH-Wert steigt von 3 (SCF) über 4,8 (SCG) bis 5,9 (SCG) an. Die Crailsheimer Flächen ähneln sich dagegen sehr: Alle Böden haben einen pH-Wert über 6 bei praktisch gleicher Bodenart. Die beiden harheimer Flächen unterschiedlich de pH-Werts, denn dieser liegt für einen Acker mit 4,5 ungewöhnlich niedrig. Ausgehend von den Standorteigenschaften sollten sich die Regenwurmzönosen in Schmallenberg und Crailsheim daher ähneln, in Scheyern und Harheim dagegen nicht.

Aus Tab. 6.5-5 geht klar hervor, dass es erhebliche quantitative Unterschiede zwischen den verschieden genutzten Flächen gibt. So liegt die Abundanz der Regenwürmer auf den Waldflächen deutlich niedriger als bei den anders genutzten Flächen, wobei dieses Muster eindeutig mit dem jeweiligen pH-Wert korreliert ist: Je saurer der Boden, desto weniger Regenwürmer kommen vor.

Beim quantitativen Vergleich Acker und Grünland ist also zwischen zwei Möglichkeiten zu differenzieren: Entweder unterscheiden sich beide Flächen wenig oder gar nicht (z.B. in Schmallenberg), teilweise deutlich (z.B. in Harheim). In beiden Fällen liegen sowohl Abundanz wie auch Artenzahl auf den Grünlandflächen höher als auf dem Acker. Auffallend ist, dass trotz der aus der Literatur bekannten, oft sehr schlechten Besiedlung (z.B. DIEZ & MÜLLER 1997) von Äckern durch Regenwürmer die konkret beprobten Standorte eine Regenwurmzönose aufwiesen, die für eine differenzierte Beurteilung ausreichten.

Diese Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten bei den quantitativen Angaben findet seine Entsprechung bei der Artenzusammensetzung (Tab. 6.5-6). Die Übereinstimmung zwischen allen Grünländern untereinander war erwartungsgemäß hoch: meist lag der Renkonenindex über 60 %. Fast so hoch lagen die Zahlen auch beim Vergleich der Ackerflächen, wobei hier HAA etwas nach unten heraus fällt. Die aus den Standorteigenschaften abgeleitete Erwartung, dass in Schmallenberg und Crailsheim nur geringe Unterschiede in der Regenwurmbesiedlung auftreten bestätigte sich beim Vergleich von CRA, CRG und CRF: Der Renkonenindex liegt jeweils zwischen 60 und 65 %. Ganz anders in Schmallenberg: Der Buchenwald zeigt keinerlei Ähnlichkeit mit Acker und Grünland (0 %), während deren Index untereinander bei 70 % liegt. Vorab offen bleibt, ob dieser Unterschied auf die Änderung der Nutzungsform oder eine generell Auffälligkeit von SBB hinweist.

Ganz ähnlich das Bild in Scheyern: Der Fichtenwald hat eine völlig andere Regenwurmzönose als die beiden Offenlandstandorte (0 %), während SCA und SCG mit 64 % eine hohe Übereinstimmung zeigen. Die relativ geringen Unterschiede in den Bodenmerkmalen wirken sich im letztgenannten Fall also qualitativ nicht aus. Die zu erwartenden Unterschiede zwischen den beiden Harheimer Flächen sind mit einem Indexwert von 46 % zwar erkennbar, aber nicht als drastisch zu bezeichnen.

Die Beurteilung des Auftretens einzelner Arten erlaubt weitere Aussagen: So kamen in Schmallenberg drei Arten auf Acker und Grünland gemeinsam vor, während auf dem Acker eine (*O. cyneum*) und dem Grünland drei weitere Spezies vorkommen. Ersteres könnte Zufall sein (entsprechende Jungtiere der Gattung *Octolasion* wurden im Grünland gefunden), während letzteres relevant ist: Das Vorkommen von *A. limicola* auf SBA weist auf eine erhöhte Bodenfeuchte hin (ohne dass allerdings ein Gewässer in der Nähe wäre – eventuell gibt es in der Nähe einen Quellhorizont ?) und das Auftreten von weiteren epigäischen Arten wie *L. castaneus* belegt das

Vorhandensein einer Wurzelstreuschicht.

Tab. 6.5-6: Qualitativer Vergleich der Artenzusammensetzung auf den beprobten Standorten unterschiedlicher Nutzung mittels Renkonenindex (grau: Nutzungsunterschiede)

	SBA	SBG	SBB	SCA	SCG	SCF	CRA	CRG	CRF	HAA	HAG
SBA											
SBG	70										
SBB	0	0									
SCA	59	61	0								
SCG	79	75	0	64							
SCF	0	0	29	0	0						
CRA	68	71	0	47	67	0					
CRG	71	72	0	54	73	0	65				
CRF	64	59	2	44	64	1	61	60			
HAA	52	53	0	54	52	0	65	50	41		
HAG	71	58	0	44	66	0	67	58	67	46	

Besonders erwähnenswert ist das Vorkommen des Tiefgräbers *L. terrestris*, denn diese großkörperige Art ist ein „ecosystem engineer“ bzw. eine Schlüsselart (JONES et al. 1994; LAMELLE et al. 1997; MARAUN et al. 1999), die ökologisch von höchster Wichtigkeit ist. Sein häufiges Fehlen auf Äckern kann sowohl durch die mechanische (Zerstörung der Gänge durch Pflügen (EDWARDS & LOFTY, 1982) als auch chemische (Empfindlichkeit gegenüber Pflanzenschutzmitteln (HAQUE & EBING, 1983; BAUER & RÖMBKE, 1997) Beeinträchtigung erklärt werden. Bis auf einen Einzelfund von *L. castaneus* ist die Übereinstimmung in Scheyern sogar noch größer: Qualitativ ist keine Beeinträchtigung erkennbar, was gut mit der hier belegten schonenden Bearbeitung bzw. dem Fehlen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in den letzten Jahren korreliert (Filser, pers. Mittl.).

In Harheim ist die Situation bei deutlichen Abundanzunterschieden komplexer: Die Artenzusammensetzung bei den endogäischen Mineralschichtbewohnern ist praktisch identisch, aber auf HAA fehlen Arten der Gattung *Lumbricus* vollständig (d.h. sowohl epigäische wie anözische Spezies). Dies könnte teilweise auf den niedrigen pH auf HAA zurückzuführen sein (der pH Präferenzbereich von *L. terrestris* liegt sicher höher), aber epigäische und acidophile Arten wie *L. castaneus* und *L. rubellus* dürften eher aufgrund der konventionellen Bearbeitung dieses Ackers fehlen. Eine Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel ist hier unwahrscheinlich, da in den letzten Jahren nur zwei Herbizide (Pendimethalin und Isoproturon) angewandt wurden, deren Toxizität auf Regenwürmer gering sein dürfte, auch wenn keine Testdaten dazu vorliegen.

Generell ist festzuhalten, dass die Regenwurmzönose von Äckern und Grünlandstandorten sich weitgehend ähnelt. Damit hat die Nutzung im Vergleich zu den Standortparametern (vor allem dem pH-Wert) auf die qualitative Zusammensetzung der Regenwurmzönose nur einen kleinen Einfluss. Die Abundanz reagiert deutlich, wenn auch nicht immer (Ausnahme: SBA), negativ auf die Nutzungsform Acker: Die Fangzahlen liegen 2 – 13 unter denen des entsprechenden Grünlandes und, bei qualitativer Ähnlichkeit (z.B. in Crailsheim) um den Faktor 5 unter denen des dazugehörigen Waldes. Wenn also Unterschiede auftreten handelt es sich um eine qualitative und/oder quantitative Verarmung auf den Äckern, wofür primär die mechanische Bearbeitung verantwortlich sein dürften.

6.5.7 Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte

Gezielt wurden im Rahmen dieses Vorhabens zwei Standortpaare ausgewählt, die sich hinsichtlich ihrer Belastungssituation, nicht aber in ihren sonstigen Eigenschaften unterschieden. Im Fall der auch räumlich nah benachbarten Flächen BRG (unbelastet) und NOG (mit Schwermetallen und Dioxinen belastet) traf dies nicht zu; vor allem, weil der pH-Wert in NOG um eine Klasse höher war als in BRG. Bei den beiden Wiesen AKG (unbelastet) und GOG (belastet wie NOG) war zwar die räumliche Nähe nicht gegeben, doch lagen die Bodenparameter deutlich näher zusammen (und waren zugleich sehr ähnlich zu NOG), so dass die Regenwurm-Besiedlung der drei letztgenannten Flächen AKG bzw. NOG und GOG verglichen werden konnte.

Aus Tab. 6.5-3 ist ersichtlich, dass sich die drei hier betrachteten Standorte hinsichtlich Abundanz (48 – 54 Ind./m²) und Artenzahl (2 – 3) nicht unterscheiden. Für Wiesenstandorte ist die Abundanz an allen diesen Standorten zu niedrig, wobei die Bedingungen der Probennahme nicht als Erklärung herangezogen werden können. Betrachtet man das Dominanzspektrum genauer (Tab. 6.5-2 und Abb. 6.5-1), so wird die Fläche NOG (wie übrigens auch BRG) durch die Gattung *Lumbricus* mit den Arten *L. rubellus* bzw. *L. terrestris* dominiert, während auf AKG und GOG neben den Arten *L. castaneus* bzw. *L. terrestris* vor allem *Aporrectodea*- bzw. *Allolobophora*-Spezies gefunden wurden. Wie oben erwähnt unterscheiden sich letztere zusätzlich durch das häufige Vorkommen von *A. chlorotica* in GOG, was auf sehr feuchte Bodenverhältnisse hinweist (und wodurch sich auch das Fehlen von *L. terrestris* in GOG erklären ließe, denn diese Art meidet nasse Orte). Dieses Verteilungsmuster zeigt keine Korrelation mit der Belastungssituation.

Hinsichtlich der Standortklassifikation (und unter Einbeziehung der Nähe zu einem Gewässer bei AKG) entspricht die Regenwurmbesiedlung erst einmal der Erwartung, dass sich die drei Flächen grundsätzlich ähneln sollten. Allerdings bedeutet diese Einschätzung nur auf den ersten Blick, dass alle drei Standorte auffällig sind, denn sowohl hinsichtlich Artenzahl wie Abundanz liegen sie – bezogen auf die Daten aus dem Jahr 2000 – alle zu niedrig. Allerdings ist diese Beurteilung für NOG aufgrund seiner Küstennähe und bei AKG – analog zu dem schon für BRG gesagten – vor dem Hintergrund der Daten von 1998 unter Vorbehalt zu sehen: durch Hinzunahme von drei anderen Arten ergäbe sich ein klarer Unterschied zu GOG. So bleibt als Fazit, dass die Regenwürmer als Belastungsindikatoren im direkten Flächenvergleich nur bedingt verwendbar sind. Beim Soll- Istwert-Vergleich sind GOG – sowie schwächer – NOG aber als auffällig einzustufen, denn für mitteleuropäische Grünlandstandorte mit den entsprechenden Bodeneigenschaften ist die Regenwurmbesiedlung schlecht.

Bei Einbeziehung der Daten aus dem Jahr 1998 würden allerdings bei BRG vier Arten dazukommen (vor allem aus den Gattungen *Aporrectodea* und *Octolasion*), so dass sich – keine Änderung in NOG vorausgesetzt – ein klarer Unterschied zwischen beiden Standorten ergeben würde.

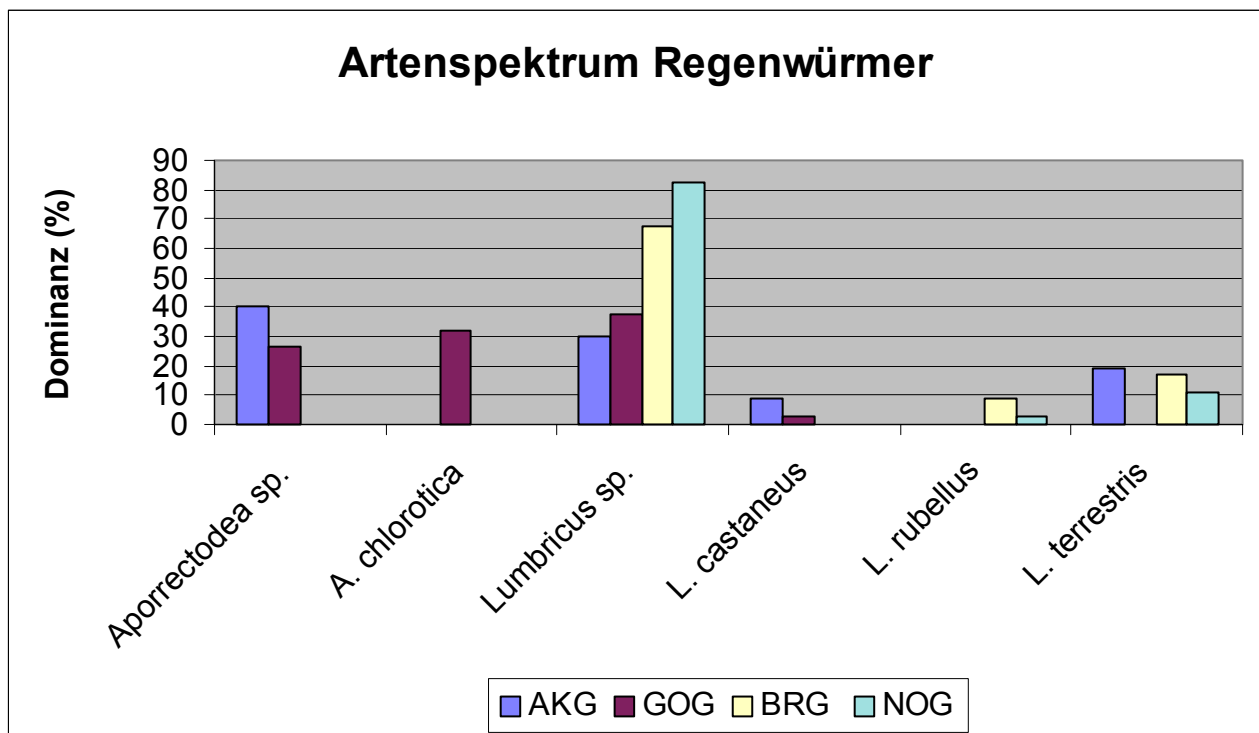


Abb. 6.5-1: Arten- und Dominanzspektrum der Regenwürmer an den vier Wiesenstandorten BRG und AKG (unbelastet) bzw. NOG und GOG (belastet) auf der Grundlage der Frühjahrsbeprobung 2000.

6.5.8 Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten

6.5.8.1 Standortgruppierung nach qualitativer Auswertung

Wie schon in Kap. 6.5.4 ausgeführt lassen sich die Fangzahlen grob nach Literaturangaben klassifizieren (RÖMBKE et al. 1997). Aufgrund der schlechten Datenlage gibt es nur Abundanzwerte und Artenzahlen für die folgenden Nutzungstypen, wobei jeweils sehr große Bandbreiten auftreten:

Saure Wälder:	Mittelwert: 25 (4 – 167) Ind./m ²
Mullwälder:	Mittelwert: 101,5 (28 – 220) Ind./m ²
Grünland:	Mittelwert: ? (94 – 646) Ind./m ²
Äcker:	Mittelwert: ? (6 – 453) Ind./m ²

Nach dieser Aufstellung sind weder die sauren Wälder noch die Ackerstandorte als auffällig anzusehen, während unter den Grünlandstandorten alle vier norddeutschen Flächen (AKG, BRG, GOG, NOG) zu schwach besiedelt. Dabei wurde die Unterschreitung der aus der Literatur bekannten Minimalwerte bei den sauren Wäldern nicht als Auffälligkeit gewertet, weil dort schon ein bis drei Individuum mehr gefangen den Unterschied ausgleichen würden. Eventuell müsste für die küstennahen Marschwiesen ein eigener (d.h. niedrigeren) Bereich definiert werden. Ebenfalls zu gering besiedelt ist der Standort SBB, der nach seinem pH zu den Mullwäldern gehören sollte.

Bei der Artenzahl ist der Vergleich noch schwieriger, da die Literatur bisher nach diesem Parameter noch nicht ausgewertet wurde. Aufgrund einer ersten Abschätzung sollte an den sauren Standorten die Artenzahl kleiner als vier sein, während sie in Mullwäldern und Wiesen höher liegen sollte. Äcker sind dagegen kaum einschätzbar. Demnach wären die meisten sauren Wälder nicht auffällig – nur bei TAM lag die Artenzahl zu hoch. Demgegenüber waren unter den beiden eher neutralen Wäldern Crailsheim nicht auffällig, während in SBB zu wenige Spezies gefunden wurden. Alle bisher untersuchten Äcker lagen mit 4 – 6 Arten in einem recht hohen Bereich, der nach jetzigem Kenntnisstand nicht als auffällig einzustufen ist. Differenzierter ist die Situation bei den Grünlandstandorten: Alle 1998 beprobten Flächen sowie die 2000 untersuchten süddeutschen Wiesen (inklusive Schmallerberg) mit Ausnahme von Scheyern (nur 4) beherbergten 6 – 7 Spezies. Die 1998 noch unauffälligen Standorte BRG und (weniger) AKG sowie GOG und NOG sind dagegen als auffällig einzustufen.

Die Artenzusammensetzung wurde anhand des Auftretens von Zeigerarten beurteilt. Während im Jahr 1998 solche Arten vorkamen (z.B. deutete der Fund des Kompostwurms in TAM auf anthropogene Störungen hin), war dies 2000 nicht der Fall.

Ausgehend von den Präferenzen der einzelnen Regenwurmart (Tab. 6.5-1) und den neu definierten Standorttypen lässt sich ein weiterer, semiquantitativer Erwartungs- und Ist-Wert-Vergleich durchzuführen. Dabei wird unterschieden zwischen Arten, die an einem bestimmten Standort erwartet wurden und dort auch vorkamen, denen, die erwartet wurden aber fehlten und schließlich denjenigen, die gefunden wurden, obwohl ihr Auftreten nicht zu erwarten war. Aus dem Verhältnis der ersten Gruppe („richtige Erwartung“) zu den beiden anderen Gruppen („falsche Erwartung“) ergibt sich ein Wert, der, wenn über 50 % liegend, als Auffälligkeit gewertet wurde. Dabei ist daran zu erinnern, dass der Zahlenwert als solcher nicht wissenschaftlich begründet, sondern aus anderen Bereichen der Ökotoxikologie übernommen wurde. Somit wird er auch nicht als strikter „Grenzwert“ sondern eher zur Orientierung verwendet. Demnach wären die vier norddeutschen Grünlandstandorte (AKG, BRG, GOG, NOG) und der Schmallenberger Buchenwald (SBB) als auffällig zu beurteilen. Unklare Verhältnisse wurden auf dem Acker HAA und den beiden Waldflächen NIB und SCF vorgefunden. Eine tabellarische Übersicht der Ergebnisse aller qualitativen Methoden ist Tab. 6.5-9 zu entnehmen.

6.5.8.2 Standortgruppierung mittels CANOCO

In der Abb. 6.5-2 sind die Ergebnisse der Korrespondenzanalyse wiedergegeben, wobei die Dominanzangaben aller 23 Probenstandorte verwendet wurden (Doppelbeprobungen sind getrennt aufgeführt). Die Standorte orientieren sich zu zwei, allerdings sehr großen, Gruppen:

- Waldstandorte mit saurem pH. Auffallend ist, dass dabei sehr ähnlich besiedelte Flächen wie BBK und BEK einen erheblichen Abstand zeigen. Doppelbeprobungen liegen teils sehr nah beieinander (SCF 1998 und SCF 2000), während andere relativ weit auseinander klaffen (z.B. SBB und TAM). Wie aus Kap. 6.5.5 hervorgeht, sind diese Unterschiede nicht immer nachvollziehbar. Auffallend ist, dass SBB sowohl 1998 und 2000 eindeutig in die Gruppe saurer Wälder eingereiht wird, was den Bodenmerkmalen widerspricht. In einem kleinen Bereich überschneiden sich zwei saure Wälder (MEM und NIB 2000) mit Grünlandstandorten (BRG 2000, NOG). Dieses deutet auf eine Auffälligkeit der beiden letztgenannten Standorte hin.
- Innerhalb der großen Gruppe der Grünlandstandorte lassen sich die norddeutschen Wiesen BRG, NOG, GOG sowie etwas weniger deutlich, AKG, von den anderen Grünländern und Äckern abgrenzen. Die letztgenannten Flächen bilden eine weitgehend homogene Gruppe, wobei der Harheimer Acker relativ am weitesten herausfällt. Auffallend ist, dass mitten in dieser Gruppe der Standort CRF auftaucht – ein Fichtenwald, der sich zwar in seiner

Nutzung, weniger aber nach Standortparametern und Regenwurmbesiedlung von dem benachbarten Acker (CRA) und Grünland (CRG) unterscheidet.

Eine direkte Übertragbarkeit zwischen den neu definierten Standorttypen und dem CANOCO-Ergebnis scheint bei alleiniger Verwendung der Regenwürmer nicht gegeben zu sein.

Bezogen auf die Verteilung der einzelnen Arten zeigt sich, dass die Arten der Gattung *Dendrobaena* charakteristisch für saure Wälder sind während die meisten *Aporrectodea*-Spezies sowie beide *Octolasion*-Arten für Äcker und Grünländer typisch sind. Eher undifferenziert sind neben der einzigen *Allolobophora*-Art (*A. chlorotica*) sämtliche Arten der Gattung *Lumbricus* einzuschätzen (Abb. 6.5-3). Eine solche Entsprechung von ökologischer und taxonomischer Differenzierung ist sehr ungewöhnlich und dürfte durch die relativ kleine Anzahl von Arten und Gattungen in dieser Tiergruppe begünstigt worden sein.

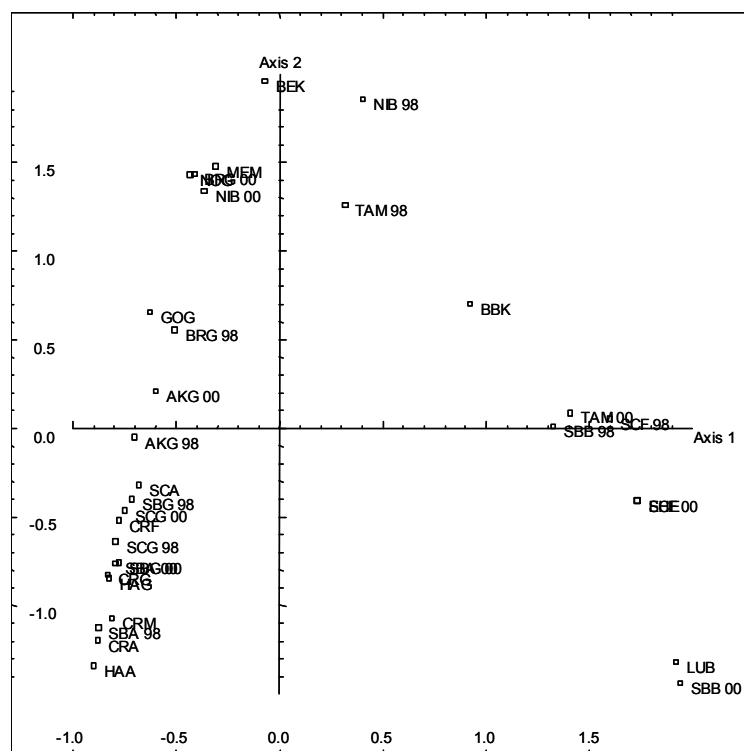


Abb. 6.5-2: Korrespondenzanalyse – CANOCO aller Standorte mit Regenwürmern

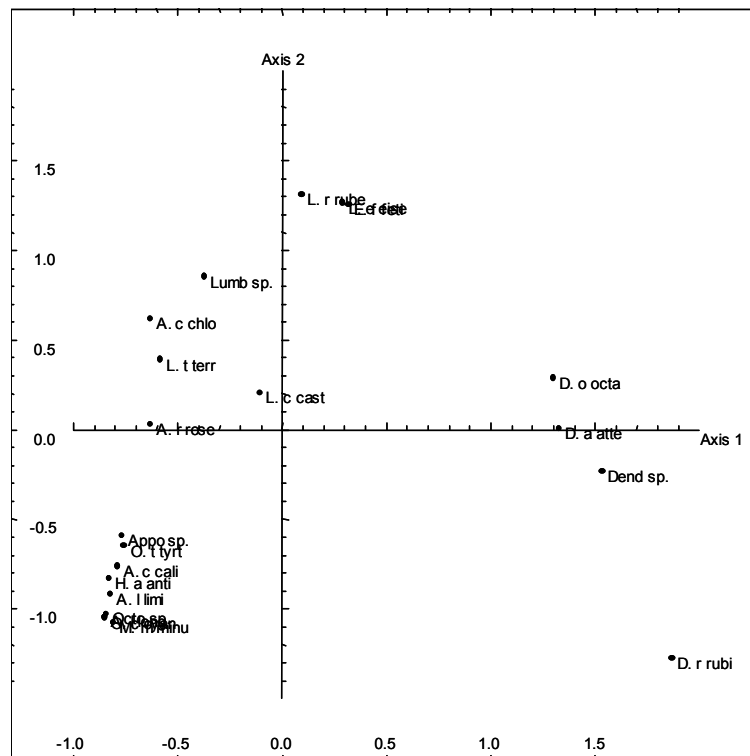


Abb. 6.5-3: Korrespondenzanalyse – CANOCO mit Regenwürmern

6.5.8.3 Standortgruppierung mittels TWINSpan

Die TWINSpan-Analyse erfolgte auf der Grundlage der 13 Standorte (nur Dominanzwerte), für die Daten von allen untersuchten Tiergruppen vorliegen. Auf Level 1 werden die beiden einzigen Waldstandorte (SBB, SCF) abgetrennt. Diese beiden bleiben als Gruppe auch auf den beiden folgenden Level 2 und 3 zusammen, was auffällt, da sie von den Standorteigenschaften wenig gemeinsam haben. Dies ist als ein weiterer Beleg für die Auffälligkeit der SBB-Fläche zu werten.

Auf Level 2 werden die vier norddeutschen Grünländer von den anderen Offenlandstandorten abgetrennt, bevor dann auf der dritten Ebene die verbleibenden Standorte zum Einen in die Sauerländer bzw. bayrischen Flächen von den hessischen und Baden-Württemberger Flächen differenzieren. Diese Aufteilung ist auf der Grundlage der Standortparametern bzw. der darauf aufbauenden Standorttypen (vgl. Kap. 4.2) nicht nachvollziehbar. Als Auffälligkeit bliebe demnach nur der Buchenwald SBB.

Tab. 6.5-7: Qualitativer Vergleich der Artenzusammensetzung auf den beprobten Standorten mittels TWINSPAN (13 Standorte)

Level 1	AKG BRG GOG NOG SBA SCA SBG SCG CRA HAA HAG				SBB SCF
Level 2	AKG BRG GOG NOG	SBA SCA SBG SCG CRA HAA HAG			SBB SCF
Level 3	AKG BRG GOG NOG	SBA SCA SBG SCG	CRA HAA HAG		SBB SCF

Tab. 6.5-8: Qualitativer Vergleich der Artenzusammensetzung auf den beprobten Standorten mittels TWINSPAN (23 Standorte mit getrennter Probennahme)

Level 1	CRM CRA HAG HAA SBA98 SCG98 CRF SCG00 SBA00 SBG00 SBG98 BRG98 AKG98 CRG SCA GOG AKG00 BRG00 NOG BEK MEM NIB00							TAM98 NIB98 SCF98 BBK TAM00 SBB98 LUB EHE SCF00 SBB00			
Level 2	CRM CRA HAG HAA SBA98 SCG98 CRF SCG00 SBA00 SBG00 SBG98 BRG98 AKG98 CRG CRA GOG					AKG00 BRG00 NOG BEK MEM NIB00		TAM98 NIB98 SCF98 BBK TAM00 SBB98		LUB EHE SCF00 SBB00	
Level 3	CRM CRA HAG HAA SBA98 SCG98 CRF SCG00 SBA00 SBG00			SBG98 BRG98 AKG98 CRG SCA GOG		AKG00 BRG00 NOG	BEK MEM NIB00	TAM98 NIB98 SCF98 BBK TAM00		SBB98	LUB EHE SCF00 SBB00
Level 4	CRM CRA HAG HAA	SBA98 SCG98 CRF SCG00 SBA00 SBG00		SBG98 BRG98 AKG98 CRG SCA	GOG	AKG00 BRG00 NOG	BEK MEM NIB00	TAM98	NIB98 SCF98 BBK TAM00	SBB98	LUB EHE SCF00 SBB00
Level 5	CRM CRA HAG HAA	SBA98 SCG98 CRF SCG00 SBA00	SB G00	SBG98 BRG98 AKG98 CRG SCA	GOG	AKG00 BRG00 NOG	BEK MEM NIB00	TAM98	NIB98 SCF99 BBK TAM00	SBB98	LUB EHE SCF00 SBB00

Bei Verwendung aller bisher untersuchten 23 Standorte (inkl. der teilweise doppelten Probennahmen) ist eine deutlich verfeinerte Aufteilung möglich (Tab. 6.5-8). Auf den ersten drei Level findet primär anhand der Nutzung eine Differenzierung statt, die nur die beiden Crailsheimer Wälder (CRF, CRM) mit hohem pH-Wert innerhalb der Gruppe der Offenlandstandorte belässt. Schon hier wird die Sonderstellung des Standorts SBB deutlich, der entweder nah oder sogar innerhalb der Gruppe der sauren Wälder liegt. Auch die Auffälligkeit der niederrheinischen Waldes TAM im Jahre 1998 und seine Angleichung an andere saure Wälder zeigt sich in der Differenzierung auf Level 4. Schwieriger zu erklären ist die unterschiedliche Einordnung der Nadelwalds BEK sowie des Laubwalds NIB. Innerhalb der Offenlandstandorte ist das Bild komplexer: So lassen sich Acker- und Grünlandstandorte zwar nicht differenzieren, aber die Auffälligkeit der vier niedersächsischen Grünländer, vor allem im Jahr 2000, ist erkennbar. Die Ähnlichkeit zwischen den durch TWINSPAN identifizierten Gruppen und den in Tab. 4-5 aufgeführten neuen Standorttypen konnte noch nicht im Detail überprüft werden, da das Bild auf den verschiedenen Level von TWINSPAN sehr komplex ist. Eine direkte Übertragbarkeit scheint aber bei alleiniger Verwendung der Regenwürmer nicht gegeben zu sein.

6.5.9 Zusammenfassung und Beurteilung der Standorte

Abschließend werden in Tab. 6.5-9 die Ergebnisse der verschiedenen qualitativen Methoden zur Beurteilung der Regenwurmzönose zusammengefasst. Vereinfacht gesagt ist dafür die Summe der Einzelbeurteilungen entscheidend; d.h. die verschiedenen Methoden werden gleich gewertet. Nach dieser Aufstellung sind die vier norddeutschen Grünlandstandorte sowie der Schmallenberger Buchenwald als auffällig zu werten.

Tab. 6.5-9: Neu-Zuordnung der beprobten Standorte zu Standorttypen (vgl. Tab. 4-5) mit folgender Klassifikation: Auffälligkeit gegeben: -; nicht gegeben: +; unklar: +/-

Standorttyp	Probeffläche	Abundanz	Artenzahl	Artenspektrum	CANOCO	TWINSPAN	Gesamt
A III	HAA	+	+	60 %	+/-	+	+
A IV	CRA	+	+	25 %	+	+	+
A IV	SBA	+	+	43 %	+	+	+
A IV	SCA	+	+	33 %	+	+	+
G III	BRG	-	-	67 %	-	?	-
G IV	AKG	-	+/-	78 %	-	+	-
G IV	GOG	-	-	75 %	-	+	-
G IV	NOG	-	-	75 %	-	?	-
G VII	SCG	+	+/-	43 %	+	+	+
G VIII	CRG	+	+	33 %	+	+	+
G VIII	HAG	+	+	38 %	+	+	+
G VIII	SBG	+	+	17 %	+	+	+
W I	EHE	+	+	50 %	+	+	+
W I	LUB	+	+	50 %	+	+	+
W I	MEM	+	+	33 %	+	+	+
W II	NIB	+	+	60 %	+/-	+	+
W II	TAM	+	-	40 %	+	+	+
W III	SCF	+	+	60 %	+/-	+	+
W V	BBK	+	+	20 %	+	+	+
W V	BEK	+	+	50 %	+	+	+
W XI	CRF	+	+	54 %	+	+	+
W XI	CRM	+	+	54 %	+	+	+
W XI	SBB	-	-	100 %	-	-	-

6.6 Makrofauna

6.6.1 Einleitung

Im vorliegenden Projekt stand vor allem die Wiederbeprobung unzureichend charakterisierter Standorte im Vorläufervorhaben sowie die Erweiterung des Standortsspektrums um Offenlandstandorte im Vordergrund. Wie bereits im ersten BBSK-Projekt wurden stellvertretend für die Makrofauna die Asseln (Isopoda), Tausendfüßer (Diplopoda) und Hundertfüßer (Chilopoda), sowie zusätzlich die Weberknechte (Opiliones) und Pseudoskorpione (Pseudoscorpiones) bearbeitet bzw. anhand der Proben des vorausgegangenen Projektes nachbearbeitet. Die Konzentration des zweiten BBSK-Projektes auf Offenlandstandorte hatte zur Folge, dass die Materialausbeute bei der Makrofauna sehr gering ausfiel.

6.6.2 Material und Methoden

Die Methodik entspricht derjenigen des Vorläufervorhabens (RÖMBKE et al. 2000). Die Bestimmung der Weberknechte erfolgte nach MARTENS (1978), diejenige der Pseudoskorpione nach BEIER (1963) und LEGG & JONES (1988). Bei den Hundert- und Tausendfüßern erfolgten in wenigen Fällen nomenklatorische Aktualisierungen (SPELDA 1999c).

6.6.3 Ableitung von Erwartungswerten

Wie bereits im vorangegangenen Bericht erwähnt, liegen für die untersuchten Tiergruppen für Offenlandstandorte nur sehr wenige Untersuchungen vor, aus denen sich Erwartungswerte formulieren lassen. Im wesentlichen stützen sich diese auf die Untersuchungen von SPELDA (1996) und BECK et al. (2001). Da es sich bei den Offenlandarten im wesentlichen um weit verbreitete Arten handelt, ändern sich die zu erwartenden Tiergemeinschaften in einem größeren geographischen Rahmen in weit geringerem Maße als bei Waldstandorten. Diesem Vorteil steht der Nachteil einer geringeren Differenzierungsmöglichkeit an Offenlandstandorten gegenüber, da die euryöken Offenlandarten auch wiederum eine geringere Reaktion auf die jeweils spezifischen Bodenparameter aufweisen.

6.6.4 Ergebnisse der Beprobung an den 23 Beispielstandorten

Waldstandorte

BBK: Es erfolgte keine erneute Beprobung, siehe RÖMBKE et al. (2000).

BEK: Es erfolgte keine erneute Beprobung, siehe RÖMBKE et al. (2000).

CRF: Es erfolgte keine erneute Beprobung, siehe RÖMBKE et al. (2000).

CRM: Es erfolgte keine erneute Beprobung, siehe RÖMBKE et al. (2000).

EHE: (Nachbeprobung) Die Nachbeprobung am Standort EHE führten zu einer Verdopplung (Diplopoda) bzw. Verdreifachung (Chilopoda) der Individuenzahlen. Dabei bestätigte sich das bisherige Artenspektrum. Nach wie vor ist eine Beurteilung des Standortes aufgrund des Fehlens vergleichbarer norddeutscher Wälder nur eingeschränkt möglich.

LUB: (Nachbeprobung) Am Standort LUB erbrachte die Nachbeprobung keinen nennenswerten Informationszuwachs. Es wurde lediglich eine Chilopodenart zusätzlich nachgewiesen (*Brachygeophilus truncorum*). Möglicherweise fand die Nachbeprobung zu einem ungünstigen Zeitpunkt statt.

MEM: Es erfolgte keine erneute Beprobung, siehe RÖMBKE et al. (2000).

NIB: (Nachbeprobung) Die Nachbeprobung führte am Standort NIB trotz günstiger Jahreszeit und günstigen Wetterverhältnissen nur zu einer geringen Verbesserung der Datenlage. Dabei bestätigten sich die bekannten Befunde, so auch das geringe Auftreten von Diplopoden und Isopoden. Dieses kann somit nicht auf die Schneebedeckung beim ersten Probenahmetermin zurückgeführt werden. Es könnte sich um ein allgemeines Charakteristikum saurer, atlantisch geprägter Mittelgebirgswälder handeln. Unter diesem Blickwinkel kann auch der Standort SBB (mit nunmehr wesentlich besserer Datenlage, s.u.) nicht länger als auffällig bezeichnet werden. Vielmehr ergeben sich starke Übereinstimmungen zwischen NIB und SBB.

SBB: (Nachbeprobung) Von allen Probeflächen ergab sich am Standort SBB der deutlichste Informationszuwachs. Während der erste Probenahmetermin zwar von der Jahreszeit her günstig lag, jedoch bei starkem Regen erfolgte, trafen beim zweiten Probenahmetermin richtige Jahreszeit und gute Wetterverhältnisse zusammen. Hierdurch wurde das Arten- und Individuendefizit aufgehoben. Mit insgesamt 453 Individuen liegen von keinem anderen Standort so viele Tiere vor. Sowohl bei den Chilopoden wie bei den Diplopoden liegen die Individuenzahlen über 100, bei den Isopoden knapp darunter. Das resultierende Artenspektrum weist auf sehr feuchte, saure Verhältnisse hin und entspricht somit in hohem

Maße dem Standort NIB. Der Standort SBB kann somit nicht länger als auffällig bezeichnet werden.

SCF: (Nachbeprobung) Durch die Nachbeprobung hat sich die Datenlage am Standort SCF verbessert. Dabei bestätigte sich die Vermutung, dass es sich um einen unauffälligen Standort handelt.

TAM: (Nachbeprobung) Am Standort TAM ergab sich durch die Nachbeprobung ein Informationszuwachs, der das bisher vorgefundene Artenspektrum und damit die Bewertung als auffälliger, anthropogen beeinflusster Standort bestätigte. Hiermit in Einklang steht auch das geringe Auftreten von Chilopoden mit Dominanz des Skolopenders *Cryptops hortensis*.

Grünland

AKG: (Nachbeprobung) Es wurde ein nicht näher bestimmbares Jungtier der Diplopoden-Gattung *Polydesmus* gefangen. Eine Bewertung des Befundes ist nicht möglich.

BRG: (Nachbeprobung) An dem Standort wurden auch bei der Nachbeprobung keine Tiere der untersuchten Makrofauna-Gruppen gefangen.

CRG: Es erfolgte keine erneute Beprobung, siehe RÖMBKE et al. (2000).

GOG: (neuer Standort) An dem Standort wurden keine Tiere der untersuchten Makrofauna-Gruppen gefangen.

HAG: (neuer Standort) Das Beprobungsergebnis ist mit 12 nachgewiesenen Arten und insgesamt 107 Individuen als für einen Offenlandstandort reichhaltig zu bewerten. Neben einem optimalen Beprobungszeitpunkt (Jahreszeit, Wetterverhältnisse) hat sich die Erhöhung der Probenzahl positiv ausgewirkt. Der Standort HAA ist bislang der einzige Offenlandstandort, bei dem die Datenlage für alle 3 untersuchte Gruppen ausreichend für eine sichere Bewertung ist. Das Artenspektrum entspricht im wesentlichen den Erwartungswerten, weist jedoch auf (benachbarte) feuchtere Stellen und Saumstrukturen hin (*Philoscia affinis*, *Strigamia crassipes*, *Unciger foetidus*).

NOG: (neuer Standort): An dem Standort wurden keine Tiere der untersuchten Makrofauna-Gruppen gefangen.

SBG: (Nachbeprobung) Die Nachbeprobung des Standortes SBG führte zu einer Verbesserung der Datenlage bei den Hundert- und Tausendfüßern. Dabei bestätigte sich die Dominanz der Diplopodenarten *Ophiulus pilosus* und *Polydesmus testaceus*. Asseln wurden nach wie vor keine nachgewiesen. Ein solches Artenspektrum entspricht keiner typischen Wiese oder einem Acker sondern eher einer Kiesgrube (vgl. SPELDA & RAHMANN, 1995) und steht damit

in Einklang zum tatsächlichen Befund (Brache). Bedingt durch den weniger gestörten Bewuchst weist das Artenspektrum auf einen Saumcharakter des Standortes hin.

SCG: (Nachbeprobung) Vom Standort SCG liegt ein Chilopode (*Clinopodes linearis*) vor, der in wärmeren Offenlandstandorten zu erwarten ist, allerdings im geringeren Maße als *Necrophloeophagus flavus* (vgl. Standort HAG/HAA). Eine Bewertung des Befundes ist nicht möglich.

Äcker

CRA: (neuer Standort) Es wurde lediglich ein Diplopode (*Cylindroiulus caeruleocinctus*) gefangen, der dem erwarteten Artenspektrum entsprach.

HAA: (neuer Standort) Das Beprobungsergebnis ist mit 4 nachgewiesenen Arten und insgesamt 15 Individuen als für einen Offenlandstandort durchaus reichhaltig zu bewerten. Neben einem optimalen Beprobungszeitpunkt (Jahreszeit, Wetterverhältnisse) hat sich die Erhöhung der Probenzahl positiv ausgewirkt. Das Artenspektrum entspricht absolut den Erwartungswerten.

SBA: (Nachbeprobung) Bei der Nachbeprobung wurden am Standort SBA 4 Chilopodenarten bzw. –individuen gefangen. Diese Arten entsprechen jedoch nicht einem typischen Acker bzw. Offenlandstandort, sondern Saumstrukturen. Eine Bewertung des Befundes ist aufgrund der geringen Individuenzahl nicht möglich.

SCA: (neuer Standort) An dem Standort wurden keine Tiere der untersuchten Makrofauna-Gruppen gefangen.

6.6.5 Vergleich der beiden Probenahmen 1998 und 2000

siehe Kap. 6.6.8

6.6.6 Vergleich des Einflusses der Nutzung

Erneut bestätigte sich, wie wichtig der richtige Beprobungszeitpunkt ist. So konnte durch einen optimalen Beprobungszeitpunkt die Datenlage an den Schmallerberger Standorten deutlich verbessert und die Harheimer Standorte mit einer einzigen Beprobung optimal erfasst werden. Demgegenüber war der zweite Beprobungstermin an den Standorten bei Scheyern erneut ungünstig, so dass sich nur eine geringfügige Verbesserung der Datenlage ergab.

Im generalisierten Vergleich von Waldstandorten, Grünland und Äckern bleibt festzustellen, dass

1. Die Faunenzusammensetzung zwischen Wald und Offenland stark abweicht.
2. Offenlandstandorte nur wenige Arten enthalten
3. Äcker ein ähnliches Artenspektrum wie Grünlandstandorte haben, jedoch geringere Individuenzahlen aufweisen.

Daraus ergibt sich, dass sich die Makrofauna für die Beurteilung von Waldstandorten nach dem BBSK-Konzept sehr gut eignet, aber nur in eingeschränktem Maße für Offenlandstandorte eingesetzt werden kann. Für Offenlandstandorte sollte dabei die Anzahl der Einzelproben erhöht und der Beprobungstermin nach Jahreszeit und Wetterverhältnissen optimal ausgewählt werden (März-April bzw. Oktober, keine extreme Trockenheit, kein stärkerer Regenfall).

Eine Beurteilung von Äckern nach dem BBSK-Konzept ist mit der Makrofauna noch in weit geringerem Maße möglich als bei Grünlandsandorten. Eine noch stärkere Erhöhung der Probenzahl erscheint dabei weniger aussichtsreich als ein Wechsel der Beprobungsmethode (Bodenfallen statt Bodenproben).

Obwohl die Makrofauna besonders im Offenland isoliert betrachtet nur wenig zur Beurteilung der Standorte beitragen kann, ergibt sich in Kombination mit anderen Tiergruppen eine deutlich feinere Differenzierungsmöglichkeit als bei isolierter Betrachtung derselben.

6.6.7 Vergleich unterschiedlich belasteter Standorte

Ein Vergleich der unterschiedlich belasteten Standorte kann an dieser Stelle nicht erfolgen, da für die Standorte GOG und NOG keine Daten über die Makrofauna-Besiedlung erhoben wurden.

6.6.8 Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten

In Tab. 6.6-1 findet sich eine Einschätzung einer eventuellen Auffälligkeit der untersuchten Standorte anhand der dort vorgefundenen Makrofauna. Nur in einem Fall (TAM) ist eine Auffälligkeit mit der Vermutung eines anthropogenen Einflusses gegeben (siehe Vorgängerbericht). Keiner der im Jahr 2000 auf die Makrofauna untersuchten Standorte, an denen ausreichend viele Tiere der Makrofauna gefunden wurden, weist eine klare Auffälligkeit auf.

Des weiteren wurde überprüft, ob sich die Einschätzung gegenüber dem Vorgängerbericht geändert hat. Dieses war für die Standorte SBB und SBG der Fall, welche anhand der Ergebnisse der erneuten Beprobung nunmehr als nicht auffällig (SBB) bzw. aufgrund des Saumcharakters von SBG als vermutlich nicht auffällig zu erachten sind. In 10 Fällen ist eine Einschätzung der Auffälligkeit

anhand der vorhandenen Datenlage nicht möglich.

Tab. 6.6-1: Beurteilung der beprobten Standorte anhand der Makrofauna

Standort	Einschätzung	Änderung der Einschätzung?
BBK	vermutlich unauffällig	
BEK	derzeit keine Einschätzung möglich	
CRM	unauffällig	
EHE	vermutlich unauffällig, offener Charakter	nein
LUB	vermutlich unauffällig, offener Charakter	nein
MEM	unauffällig	
NIB	unauffällig	nein
SBB	unauffällig	ja
SCF	unauffällig	(nein)
TAM	auffällig, anthropogener Einfluss	nein
AKG	derzeit keine Einschätzung möglich	nein
BRG	derzeit keine Einschätzung möglich	nein
CRG	derzeit keine Einschätzung möglich	
GOG	derzeit keine Einschätzung möglich	
HAG	unauffällig	
NOG	derzeit keine Einschätzung möglich	
SBG	vermutlich unauffällig, Saumcharakter	ja
SCG	derzeit keine Einschätzung möglich	nein
CRA	derzeit keine Einschätzung möglich	
HAA	vermutlich unauffällig	
SBA	derzeit keine Einschätzung möglich	nein
SCA	derzeit keine Einschätzung möglich	

6.7 Köderstreifen

6.7.1 Einleitung

Der Boden ist nicht nur der Lebensraum für Menschen, höhere Tiere und Pflanzen, sondern auch für Bodenorganismen. Diese haben durch ihre Stoffumsatz-Aktivität maßgeblichen Anteil an den pedogenen und geogenen Umsetzungsprozessen. Eine dieser Leistungen 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. Sehr allgemein kann man den Ködermatrixverlust mit dem Abbau von natürlicher toter organischer Substanz vergleichen.

Die Durchführung der Köderstreifen-Methode an naturnahen und möglichst unbelasteten Standorten als Referenzstandorten ist ein erster Schritt bei der Erstellung von standortspezifischen Fraßprofilen. Diese müssen dann in mehrfachen Wiederholungen an den gleichen Standorten in ihrer zeitlichen Dynamik, die stark von der biotischen Aktivität bzw. den abiotischen Bodenparametern abhängig sind, in ihrer Amplitude und in ihrem standorttypischen Tiefenverteilungsmuster erfasst werden (Eichung der Methode für einen Standorttyp und für die Soll-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

Die Geschichte dieses – noch relativ jungen – Testsystems sowie seine spezifischen Vor- und Nachteile wurden im Bericht des Vorläufervorhabens ausführlich beschrieben.

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. Darüber hinaus ist es mit Hilfe des Köderstreifen-Tests möglich, Fragen zu den Leistungen der Bodenfauna im Verbund mit den Bodenmikroorganismen in Bezug auf ökosystemare Stoffumsätze zu beantworten (Substratqualität).

Das technische Vorgehen wurde im Bericht des Vorläufervorhabens beschrieben. 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 bisher mit dem Köderstreifen-Testverfahren für die einzelnen Standorte keine Erwartungswerte abgeleitet werden. Als bodenökologischer Funktionstest benötigt dieses Verfahren 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 entsprechendem Fraßprofil ausgegangen werden. Im Tiefenprofil feinstrukturierte Oberböden weisen entsprechend ihres Aufbaus und ihrer Besiedlung durch Bodentiere maximale Fraßaktivitäten in den obersten Zentimetern und mit der Tiefe rasch abnehmende Fraßraten auf

6.7.4 Ergebnisse der Beprobung an den Beispiels-Standorten

6.7.4.1 Vergleich der Standorte untereinander

In Tab. A-9 im Anhang sind die Standorte, die Expositionszeiten der Köderstreifen und die ermittelten Fraßraten aufgeführt. Die Ergebnisse der Beprobung von 1999 sind zur besseren Vergleichbarkeit mit aufgeführt.

In den Abb. 6.7-1 - Abb. 6.7-8 sind die Fraßaktivitäten für die im Jahr 2000 beprobten Standorte graphisch dargestellt. Die Gruppierung der Standorte in den Abbildungen orientiert sich an den Ergebnissen der multivariaten Verfahren (Korrespondenzanalyse und Cluster-Analyse), die mit dem gesamten Datensatz an vorgefundenen Tierarten bei der Standortbeprobung im Jahr 2000 durchgeführt wurden (Kap. 7, siehe auch Zuordnung zu Standorttypen, Tab. 4-4). Es sollte überprüft werden, ob die Ergebnisse der gesamtzönotischen Auswertung mit der Höhe der ermittelten funktionellen Aktivität der Bodenorganismen am Standort in Verbindung gebracht werden können.

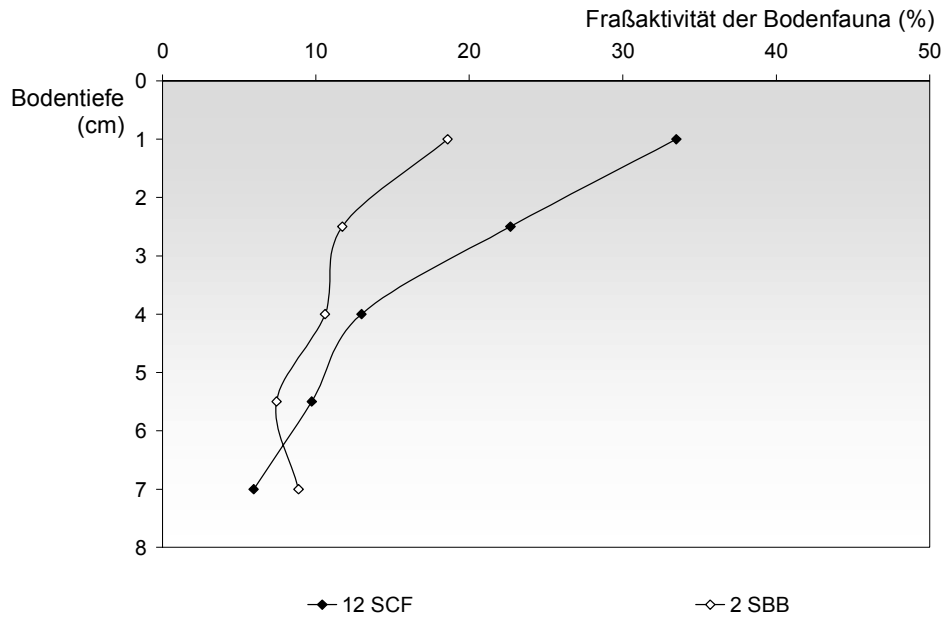


Abb. 6.7-1: Fraßprofile für die Standortnutzung "Wald" am Standort Schmallenberg und Scheyern. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier baits dar.

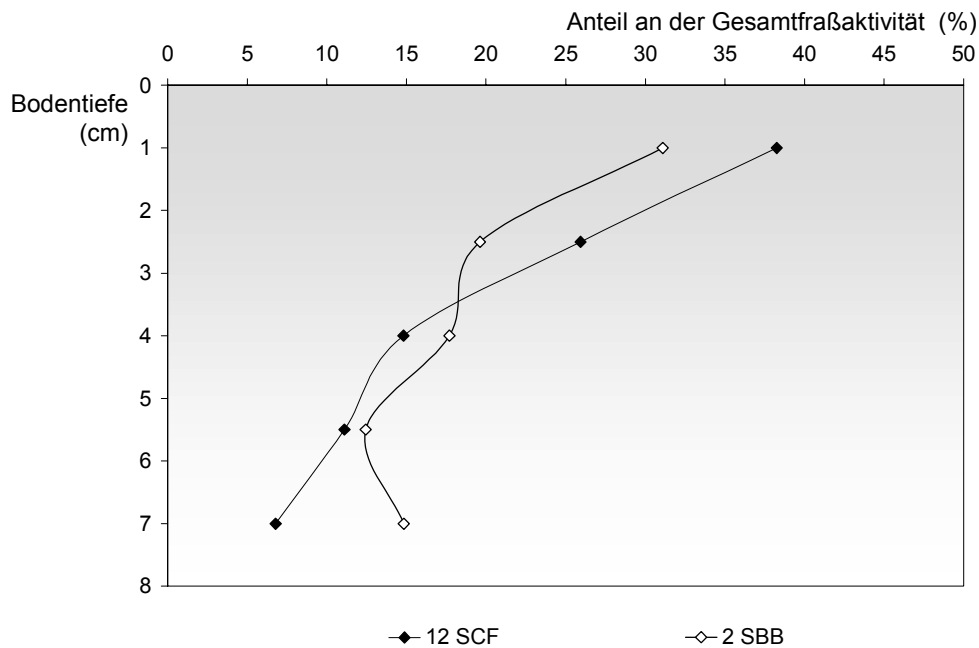


Abb. 6.7-2: Fraßprofile für die Standortnutzung "Wald" am Standort Schmallenberg und Scheyern. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier baits dar.

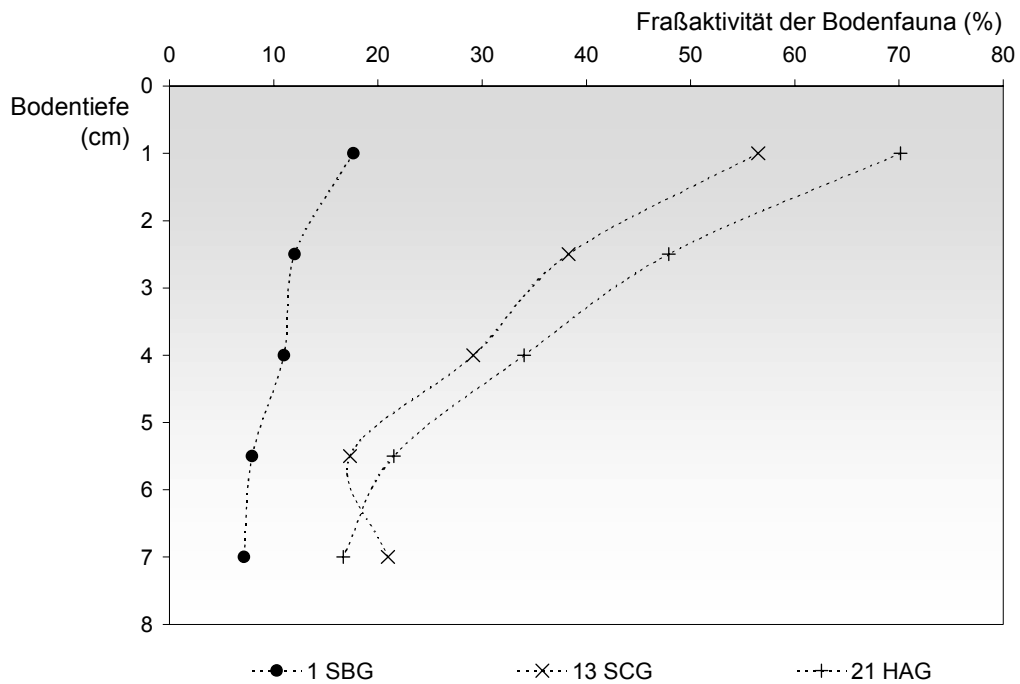


Abb. 6.7-3: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" für die beprobten nicht überflutungsbeeinflussten Standorte. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil.

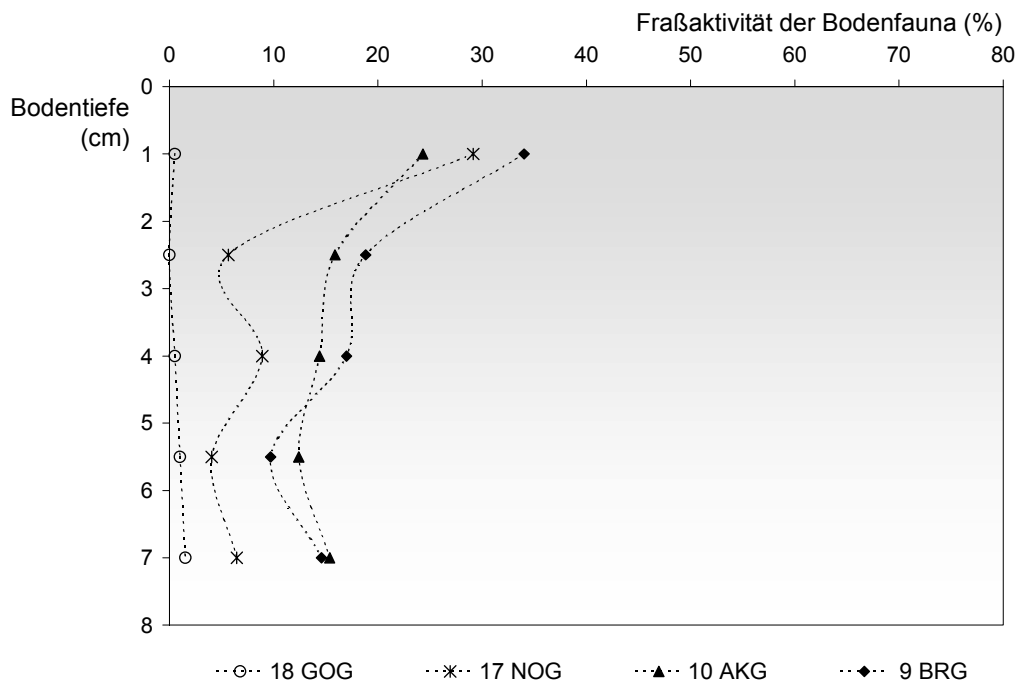


Abb. 6.7-4: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" für die beprobten durch Überflutung/Staunässe beeinflussten Standorte. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil.

Die Gesamtfraßaktivität in den Böden der bewaldeten Standorte ist im Beprobungsjahr 2000 relativ niedrig (Abb. 6.7-1, siehe Kap. 6.7.4.3, Vergleich der Beprobungsjahre). Am Standort Schmallenberg werden nur knapp über 11% der exponierten baits in einer Woche gefressen. Der mit Fichten bestandene Standort in Scheyern (SCF) weist eine etwas höhere Gesamtfraßrate auf (ca. 16 %, SCF). Normiert auf die Menge gefressener baits zeigen jedoch die bewaldeten Standorte jene Tiefenverteilung der Aktivitäten, die typisch für strukturierte Humushorizonte ist (siehe Abschlussbericht BBSK I). In den obersten Zentimetern des Bodenprofils (0-3,5 cm) von Waldstandorten beträgt der prozentuale Anteil an der Gesamtfraßaktivität in der Norm ca. 50% der überhaupt im Profil gefressene baits, und der Sprung zu den Werten der Fraßaktivitäten der untersten Bodenhorizonte ist hoch. Die Tiefenverteilung am Standort SCF entspricht diesen Erwartungen (Abb. 6.7-2).

Die grund- und stauwasserunbeeinflussten Standorte unter Grünlandnutzung SBG, SCG und HAG zeigen sehr unterschiedliche Gesamtfraßraten, von 10% bis 36% (Tab. A-9 im Anhang und Abb. 6.7-3). Das Tiefenprofil der Fraßraten an den Standorten SCG und HAG ähnelt sehr dem der Waldstandorte. Auch normiert auf die Gesamtmenge gefressener baits (Abb. 6.7-5), ist die steile Abnahme der Aktivität mit der Tiefe mit minimalen Werten in den untersten Horizonten nicht charakteristisch für Grünlandstandorte, die erwartungsgemäß (siehe Projektbericht BBSK I) hohe Fraßraten in den obersten Zentimetern aufweisen sollten, aber darunter eine gleichmäßigere Verteilung der Aktivität.

Die durch Staunässe und Überflutungen beeinflussten Grünlandstandorte AKG und BRG zeigen Gesamtfraßraten von über 15%, die belasteten Flächen GOG und NOG dagegen Fraßraten zwischen 1 % und 10% (Abb. 6.7-4, siehe hierzu Kap. 6.7.4.2, Vergleich von unbelasteten und belasteten Standorten). Die Verteilung der Aktivität in der Tiefe der Standorte AKG und BRG entspricht den oben für Grünlandstandorten beschriebenen Erwartungen: Eine prozentuale Fraßaktivität bezogen auf die Gesamtmenge gefressener baits um 30% in den obersten Zentimetern und ein gleichmäßig verteilter Anteil von ca. 20% an der Gesamtfraßrate in den darunter liegenden Horizonten (siehe Abb. 6.7-6).

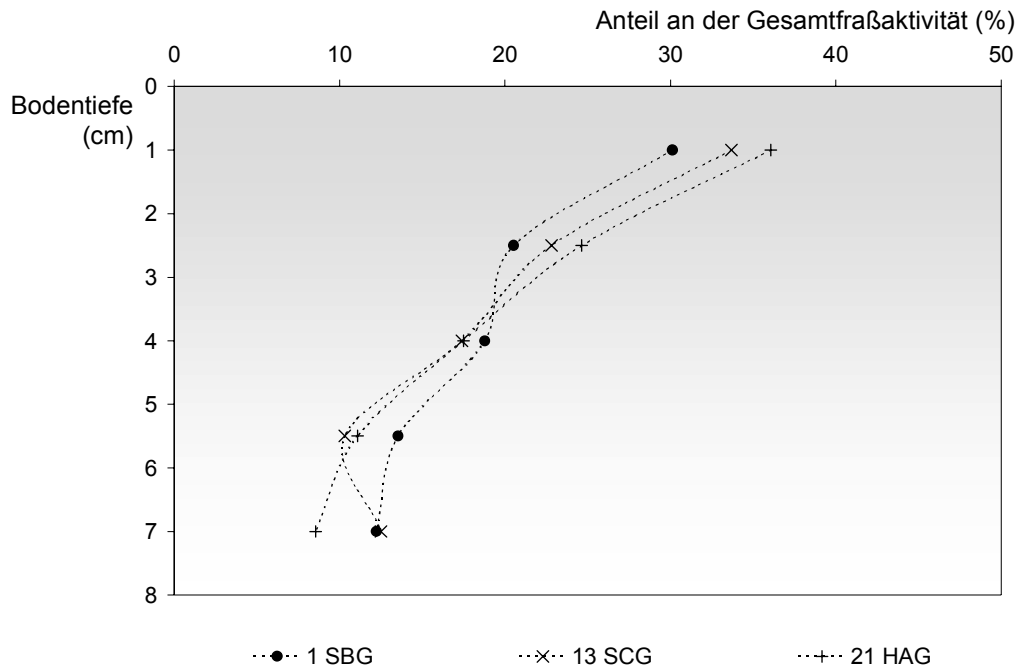


Abb. 6.7-5: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" für die beprobten nicht überflutungsbeeinflussten Standorte. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil

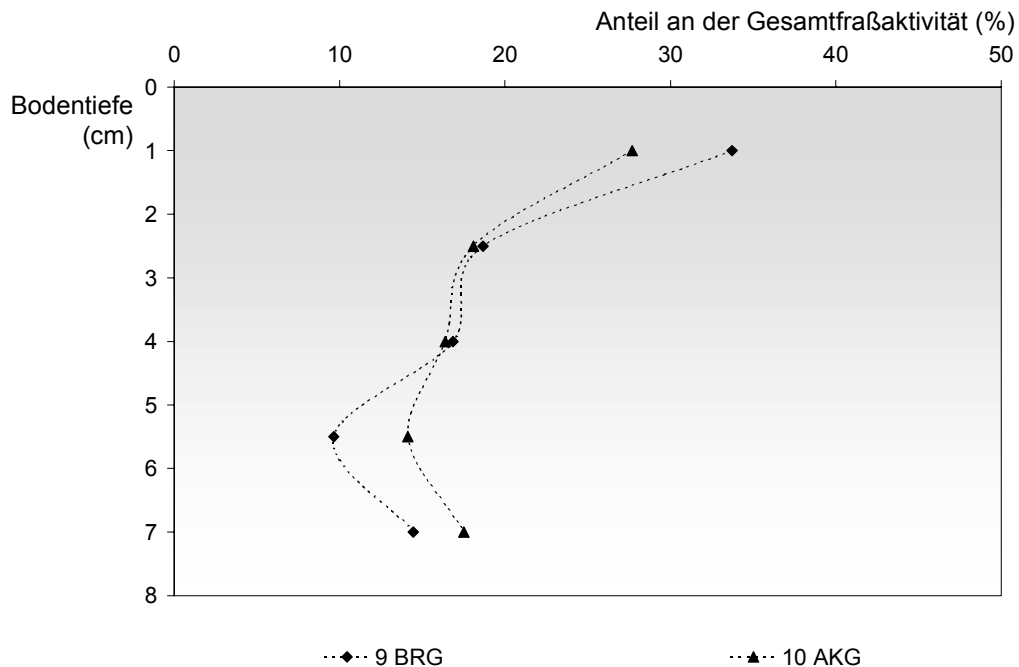


Abb. 6.7-6: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" für die beprobten überflutungsbeeinflusster Standorte. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil

Die bei der Beproung im Jahr 2000 einbezogenen Ackerstandorte zeigen, stärker noch als die

Grünlandstandorte, sehr unterschiedliche Gesamtfraßraten, die zwischen 4 und 40 % liegen. Der Standort HAA weist die niedrigste Fraßrate auf, CRA die höchste. Nur der stark belastete Grünlandstandort GOG wies niedrigere Fraßaktivitäten auf, und die in den Ackerböden gemessenen maximalen Fraßraten sind - bei der Beprobung im Jahr 2000 – die vergleichsweise höchsten nachgewiesenen Werte.

Die Standorte SBA und SCA weisen, im Gegensatz zu HAA und CRA, unauffällige Tiefenverteilungen auf, wobei die Fraßaktivität am Standort SCA ungewöhnlich hoch ist. (Abb. 6.7-7 und Abb. 6.7-8). Der Standort CRA zeigt eine verminderte Fraßaktivität in den obersten Bodenzentimetern auf, die durch keine bekannte Besonderheit des Standortes erklärt werden kann (s. Kap. 4, Kenndaten der "UBA-Standorte").

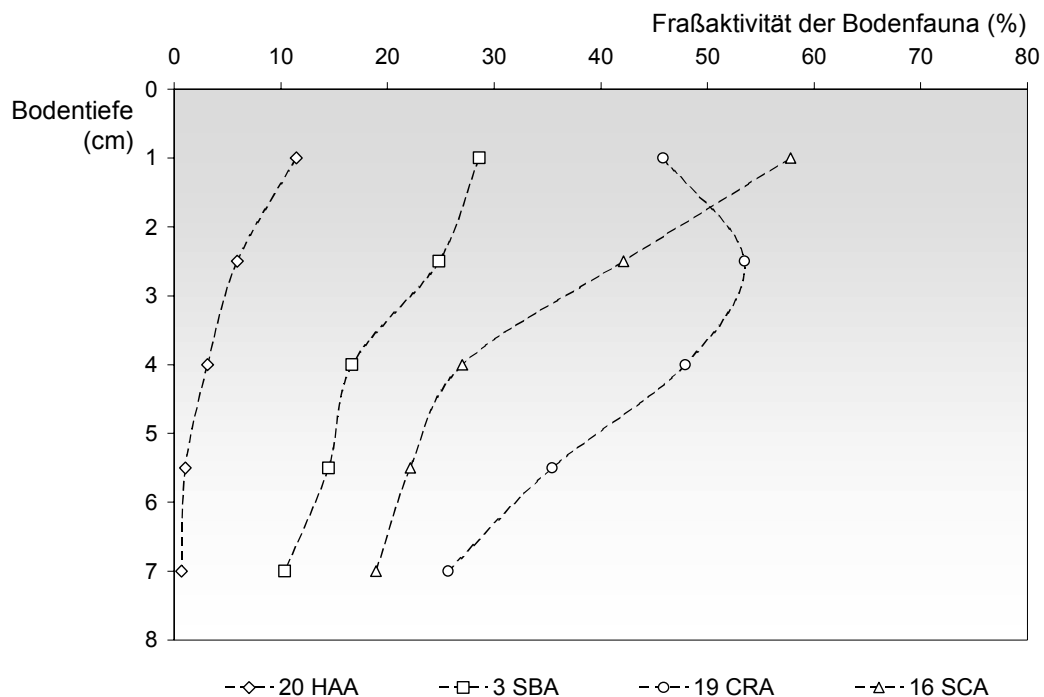


Abb. 6.7-7: Fraßprofile für die Standortnutzung "Acker" der beprobten Standorte. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil

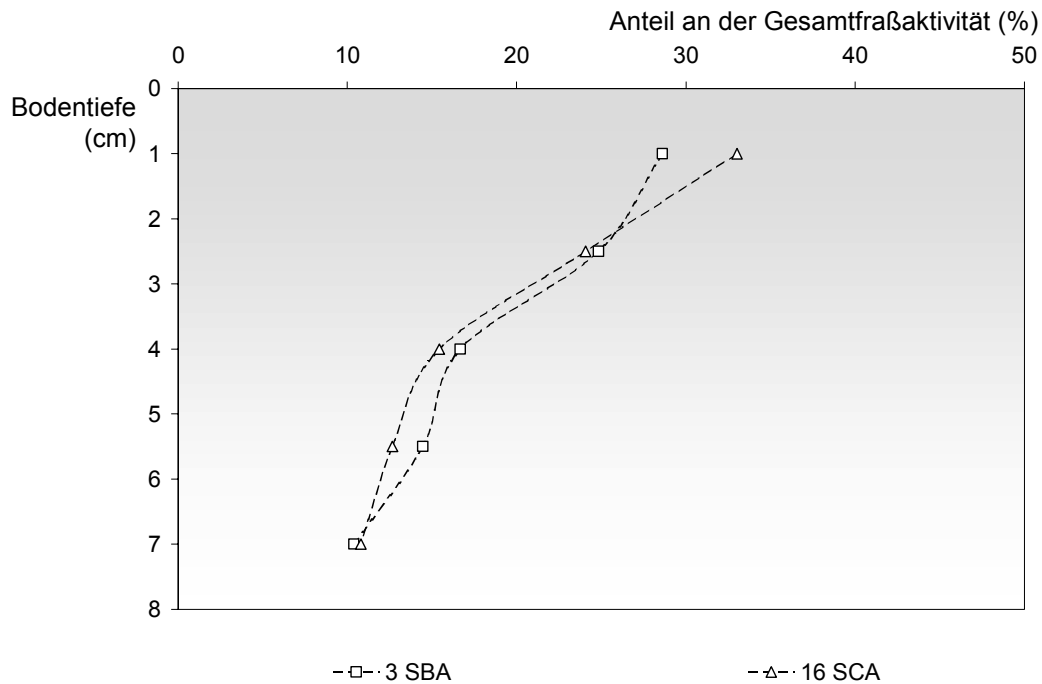


Abb. 6.7-8: Fraßprofile für die Standortnutzung "Acker" der beprobten Standorte. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil

6.7.4.2 Vergleich von unbelasteten zu belasteten Standorten

Im Rahmen der Beprobungen im Jahre 2000 wurden für die Standorte BRG und AKG Vergleichsareale beprobt, die eine Kontaminationsvorgeschichte aufwiesen. Der Standort BRG kann jedoch nicht als vollkommener Vergleichsstandort dienen, da der Boden-pH unter dem der anderen Grünlandflächen liegt. Der Vergleich der Fraßraten zwischen kontaminierten und unbelasteten Arealen ergab vor allem für die Fläche GOG minimale Aktivitäten im Gesamtprofil, mit nur 5 gefressenen baits pro Woche von den exponierten 670 und einer entsprechenden Fraßrate von 0,8%. Der Standort NOG zeigte auch minimale Werte in den Fraßaktivitäten in der Tiefe, in den obersten Bodenhorizonten jedoch konnten Fraßraten von ca. 30% nachgewiesen werden. Um die Ergebnisse einer negativen Reaktion eines funktionellen Parameters wie die Fraßaktivität der Bodentiere auf eine Bodenbelastung mit Sicherheit ansprechen zu können, sind sicherlich weitere Vergleichsbeprobungen notwendig. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen können dabei als Ermutigung angesehen werden. Die Auswertung parallel durchgeführter, einfacher funktioneller Tests wie die bait-lamina-Exposition ist eine Ergänzung in der Interpretation faunistischer Befunde.

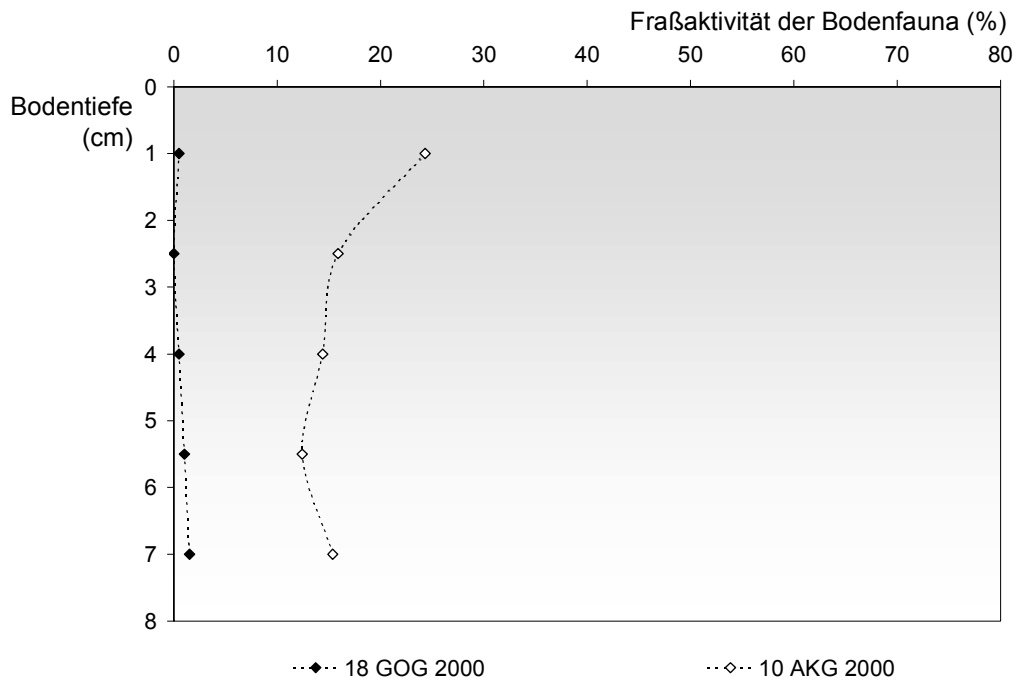


Abb. 6.7-9: Fraßprofile für die belasteten und unbelasteten Standorte unter Grünlandnutzung. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil

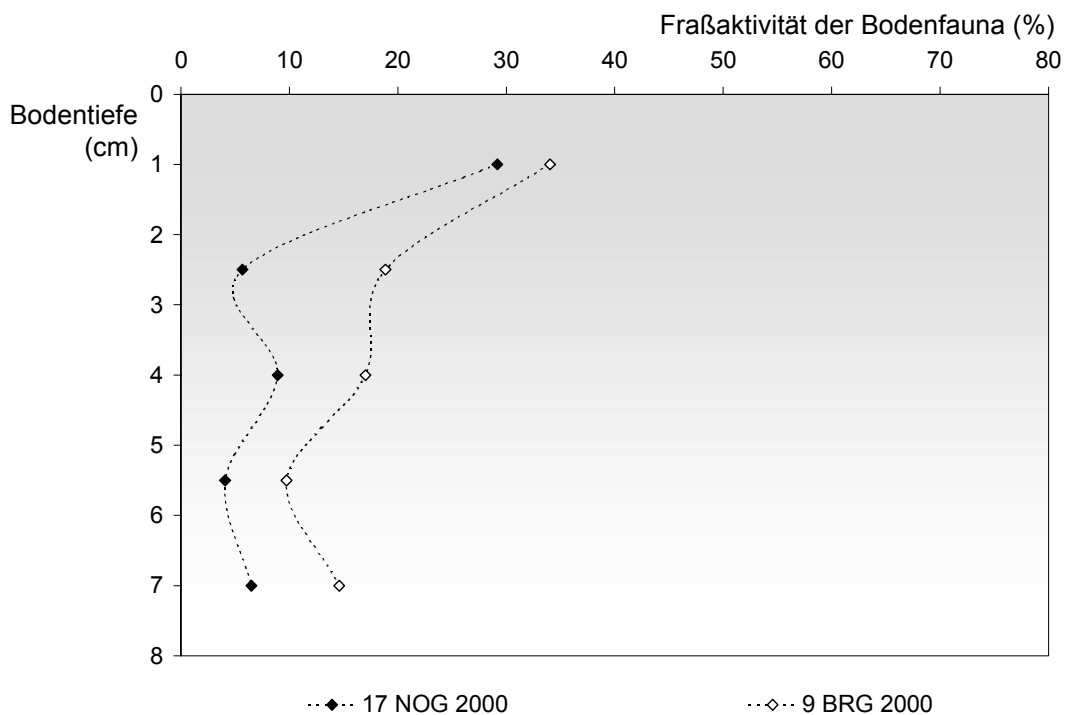


Abb. 6.7-10: Fraßprofile für die belasteten und unbelasteten Standorte unter Grünlandnutzung. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil

6.7.4.3 Vergleich von erster (1998-1999) und zweiter (2000) Probenahme

Erwartungsgemäß gleicht sich die Höhe der Fraßaktivitäten an einem Standort, die in unterschiedlichen Jahreszeiten bestimmt wurde, nicht.

Mit Hilfe der Normierung vorgefundener Fraßraten auf die absolute Höhe der Aktivität ist es jedoch teilweise möglich, große Schwankungen in den Ergebnissen auszugleichen. Beim Vergleich der zwei Beprobungen 1999 und 2000, ist dies z.B. für den bewaldeten Standort in Schmallenberg gelungen (Abb. 6.7-11), obwohl die absoluten Fraßraten im Jahr 2000 nur ein Drittel der Werte vom Vorjahr erreichten (vergl. Tab. A-9 im Anhang).

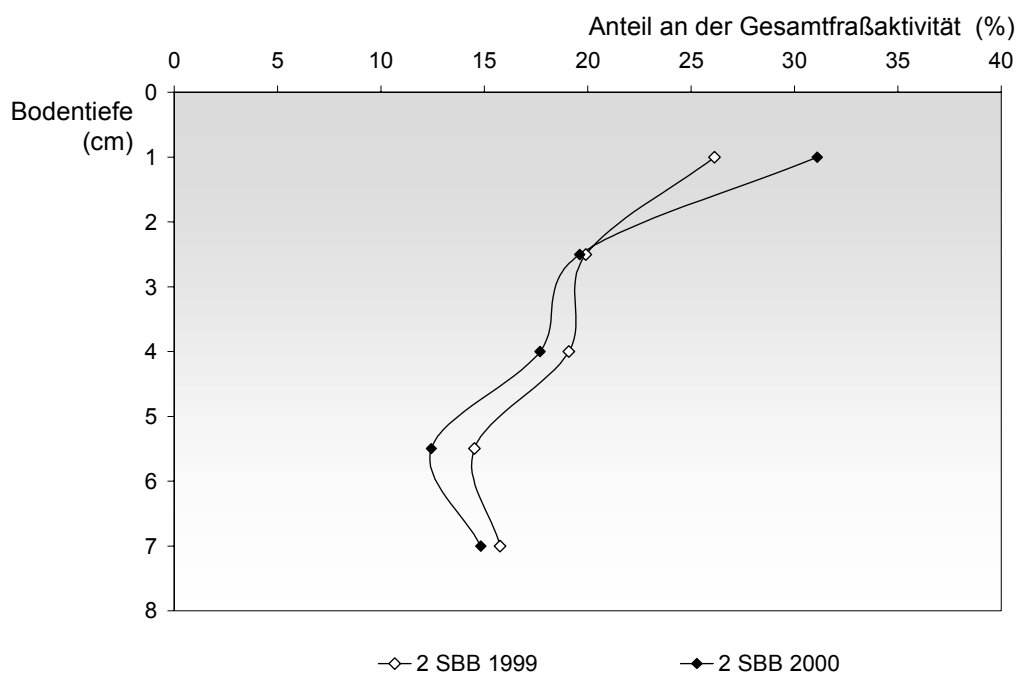


Abb. 6.7-11: Fraßprofile für die Standortnutzung "Wald" in Schmallenberg an zwei aufeinander folgenden Jahre bestimmt. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil

Verändert sich nicht nur die Höhe der Aktivität, sondern auch der Aufenthaltsort der Bodentiere im Profil, so wird durch die Darstellung der anteiligen Verteilung der Fraßaktivität in der Tiefe das Problem der geringen Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Jahreszeiten nicht behoben. Ein Beispiel hierfür gibt die Tiefenverteilung am Standort BRG. Der gleichmäßige Verlauf der Aktivitätshöhen im Profil, die im Jahr 1999 bestimmt wurde, war im Jahr 2000 gänzlich aufgehoben. Die extrem unterschiedlichen Jahreswitterungen (1999: Bodenfrost vs. 2000: feucht-warm) sind sicherlich für die unterschiedliche Ausprägungen der Tiefenprofile verantwortlich.

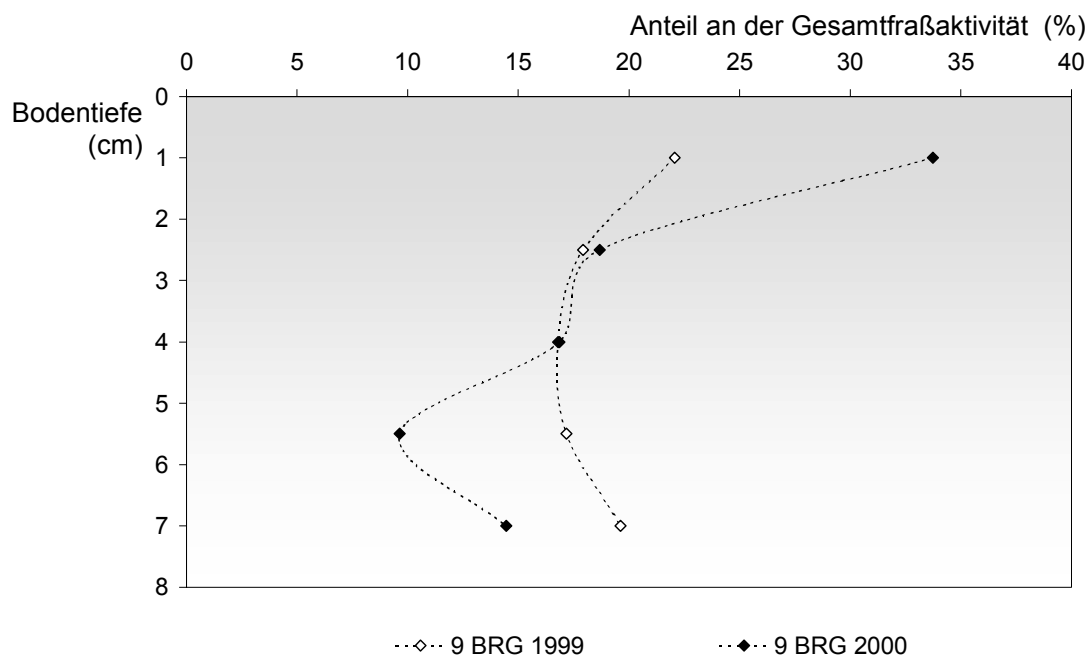


Abb. 6.7-12: Fraßprofile für die Standortnutzung "Grünland" in Breddewarden in zwei aufeinander folgenden Jahre bestimmt. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil

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

An dieser Stelle ist deutlich zum Ausdruck zu bringen, dass das Köderstreifen-Testverfahren keine statischen Erwartungs- versus Istwerte für die Standorttypen liefern wird. Fraßraten sind ein Ausdruck der bodenbiologischen Abbauaktivität und unterliegen saisonalen Schwankungen wie alle Bodenprozesse (Enzymaktivitäten, Streuabbauraten, etc.), in Abhängigkeit vom Aktivitätsstatus der Bodenorganismen und der Ausprägung ökologischer Faktoren (Klima, Konkurrenten, Nahrungsressourcen), die in einem bestimmten Amplitudenbereich oszillieren. Artenzahlen von Bodenorganismen sind eine konstantere Größe, liefern jedoch keine Informationen zu den jeweiligen Beiträgen der Organismen an den ökosystemaren Umsatzleistungen.

Mit einer Erweiterung der noch recht spärlichen Datengrundlage zum Einsatz des Köderstreifen-Testverfahrens wird jedoch die Beschreibung einer charakteristischen räumlichen Verteilung der Abbauaktivität von Bodenorganismen im Profil von Böden verschiedener Standorttypen – wie sie hier definiert worden sind- möglicherweise erreichbar sein.

In der Gesamtbewertungsphilosophie zum Status der Standorttypen laut BBodSchG 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.

Das Köderstreifen-Testverfahren kann in jedem Fall für die Auswertung der faunistischen Untersuchungen Interpretations- bzw. Bewertungshilfe bieten:

Bei geringen Störungen der faunistischen Parameter (z.B. geringe Soll-Wert Abweichung bei der Artenzahl) aber keiner Auffälligkeit bei den Fraßraten der Köderstreifen ist zu schließen, dass man sich bei dem Standort noch im so genannten „Vorsorgebereich“ befindet, d.h. dass größere Wirkungen auf Dekompositionsprozesse im Gesamtsystem noch nicht zu befürchten sind.

Bei Störungen der faunistischen Parameter und der Fraßraten an den ausgebrachten Köder 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.

7. Zönotische Auswertung

Eine standortgruppentypische Zönose lässt sich am besten herausarbeiten, wenn alle Tierarten bei der Auswertung berücksichtigt werden. Um einen Überblick über diese große Datenmenge zu erhalten, wurden zwei multivariate Verfahren angewandt: eine Korrespondenz-Analyse (CANOCO) und ein Cluster Verfahren (TWINSPAN).

7.1 CANOCO

Die Korrespondenz-Analyse mit allen verfügbaren Tierdaten ist in Abb. 7.1-1 dargestellt. Deutlich zu erkennen ist, dass Wälder eine unterschiedliche Bodentierzönose beherbergen als die landwirtschaftlich genutzten Standorte. Bei den Äckern zeigt lediglich HAA eine Sonderstellung, was mit dem niedrigeren pH-Wert dieses Standortes gut korrespondiert. Die Äcker werden durch die Korrespondenz-Analyse auf Grund ihrer Tierbesiedlung sehr gut in die Standorttypen A III und A IV eingeteilt. Bei den Grünlandstandorten fällt sofort die Sonderstellung der niedersächsischen Standorte AKG, GOG, BRG und NOG auf. Nach ihren Standorteigenschaften liegen alle vier bei dem Standorttyp G IV: nicht sandige, grund- oder stauwasserbeeinflusste, nur leicht saure Grünländer. Es fällt auch auf, dass GOG und vor allem NOG am weitesten von den anderen Standorten entfernt angeordnet wird. Beides sind Standorte, die durch Schwermetalle und Chemikalien stark belastet sind. Der Standorttyp G IV lässt sich also faunistisch definieren und Abweichungen sind zu erkennen. Die Standorttypen G VII und G VIII lassen sich derzeit faunistisch nicht differenzieren, die Standorteigenschaften unterscheiden sich nur im pH-Wert. SCG hat einen niedrigeren pH-Wert als die anderen beiden, liegt aber faunistisch genau zwischen ihnen.

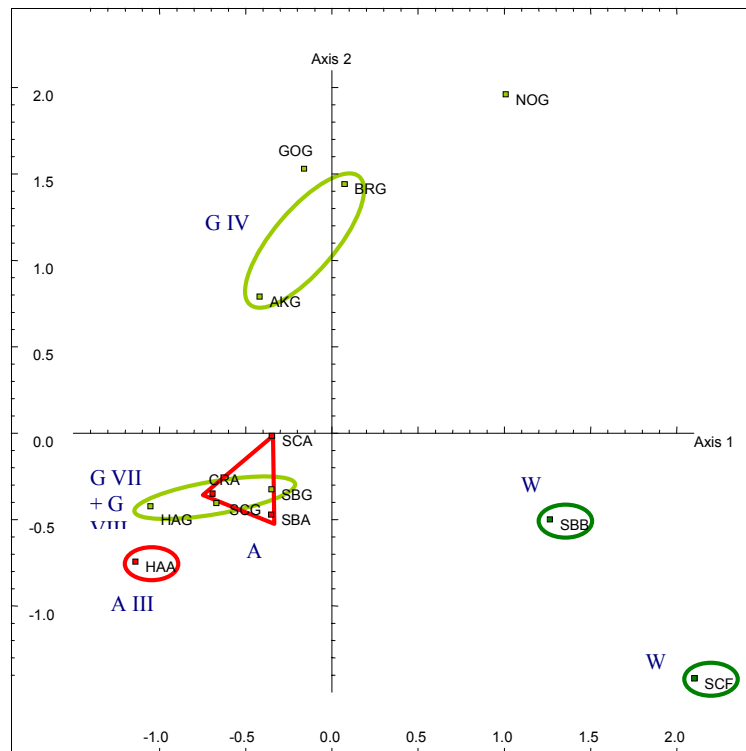


Abb. 7.1-1: Ergebnis der Korrespondenz-Analyse mit allen Tierdaten für 13 Standorte. Deutlich zu erkennen ist die Trennung in landwirtschaftlich genutzte Standorte (rot und hellgrün) und die Wälder (dunkelgrün) und die Gruppierung nach Standorttypen (blaue Beschriftung).

Die Auswertung über alle Tiergruppen hinweg liefert also eine gute Differenzierung, die gut mit den definierten Standorttypen übereinstimmt. Welche Tiergruppen könnte man denn ausschließen, um noch zu einem ähnlichen Ergebnis zu kommen? Oder anders herum gefragt, mit welchen Tiergruppen erhält man ein ebenso differenziertes Ergebnis. Es soll jetzt nicht jede beliebige Kombination aus den sechs untersuchten Taxa dargestellt werden, sondern nur exemplarisch die Regenwürmer zusammen mit den Makroarthropoden und die Anneliden (Regenwürmer und Enchytraeen). Regenwürmer und Makroarthropoden alleine differenzieren auch zwischen den Wäldern, dem wasserbeeinflussten Grünland und den anderen landwirtschaftlichen Standorten (Abb. 7.1-2).

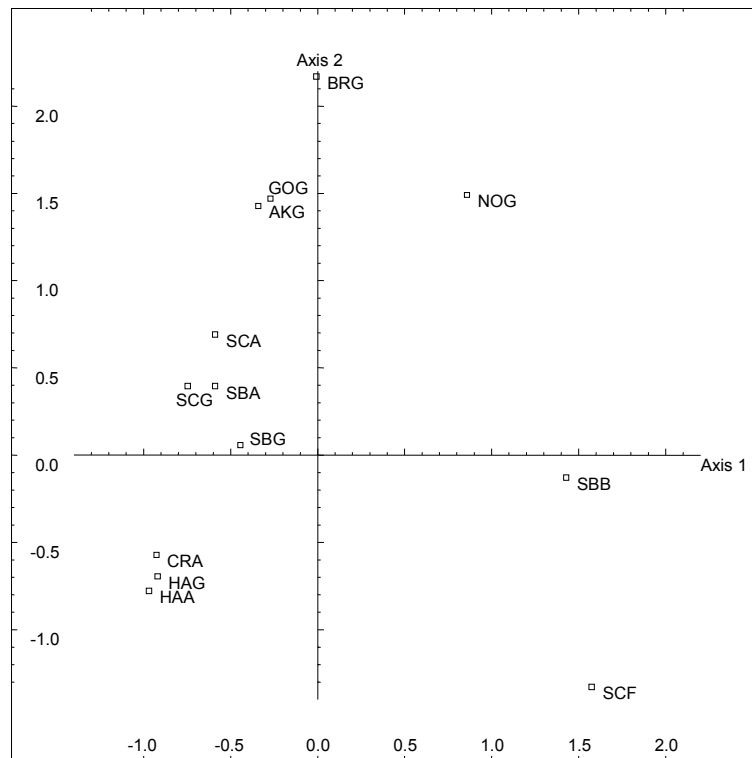


Abb. 7.1-2: Ergebnis der Korrespondenz Analyse mit den Regenwürmern und den Makroarthropoden an 13 Standorten.

Die Trennung in die Standorttypen ist jedoch nicht so deutlich und die Sonderstellung der belasteten Standorte NOG und GOG wird nicht dargestellt. BRG hat bei dieser Analyse sogar eine Außenstellung, obwohl es hier mit Ausnahme der Regenwürmer keine Auffälligkeiten gab.

Werden nur die Anneliden untersucht, erhält man eine gute Auftrennung in Wälder und landwirtschaftlich genutzte Standorte, jedoch ist eine weitere Differenzierung kaum möglich (Abb. 7.1-3). Es wurden noch andere Kombinationen analysiert, die hier jedoch nicht dargestellt werden sollen. Es stellt sich hierbei aber heraus, dass ein ebenso differenziertes Bild, wie sie die Gesamtschau bietet, von keiner anderen Kombination von Tiergruppen erreicht wird. Das bedeutet, dass jede von uns untersuchte Tiergruppe ihren eigenen Beitrag zur Charakterisierung der Standorte leistet. Es gibt also wenig redundante Information. Auch Tiergruppen, die alleine analysiert ein wenig differenziertes und schwer zu interpretierendes Muster liefern, wie z.B. die Nematodenfamilien, ergeben in der Kombination mit anderen Taxa wichtige Informationen. Die Sonderstellung von NOG und GOG z.B. wird am deutlichsten, wenn nur die Nematoden zusammen mit den Enchytraeen analysiert werden. Beides sind Tiergruppen, die den Schadstoffen über das Bodenwasser ausgesetzt sind, so dass man hier einen Wirkungspfad vermuten könnte. Die beiden

Milbengruppen Gamasinen und Oribatiden weisen höchstens NOG als auffällig aus, und das auch nicht sehr deutlich. Diese Ergebnisse lassen es aber als möglich erscheinen, je nach Frage- und Problemstellung geeignete Organismengruppen für eine Untersuchung auszuwählen und die bestmögliche Differenzierung zu erhalten.

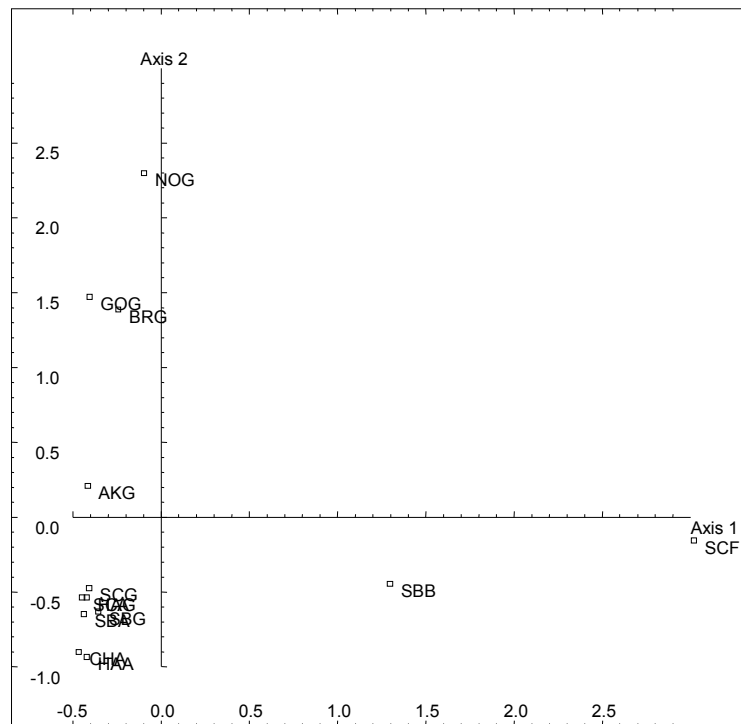


Abb. 7.1-3: Ergebnis der Korrespondenz Analyse mit den Regenwürmern und den Enchytraeen aus 13 Standorten.

Eine andere Möglichkeit, die unser bisheriges Datenmaterial bietet, ist die Analyse von mehr Standorten aber mit weniger bearbeiteten Tiergruppen. Insgesamt haben wir 23 Standorte bearbeitet, jedoch nicht die Nematoden von allen. Sieht man sich das Ergebnis der Korrespondenz Analyse an, erkennt man ein ganz ähnliches Muster wie schon in Abb. 7.1-1 dargestellt (Abb. 7.1-4). Dadurch, dass jetzt mehr Wälder in die Analyse eingehen, werden die Kontraste verstärkt und die Muster werden noch deutlicher. Auch innerhalb der Wälder kann man faunistisch die Standorttypen wiedererkennen. Sie sind in Abb. 7.1-4 eingekreist. Dass das Muster konstant bleibt, auch wenn noch andere Standorte in die Auswertung eingeschlossen werden, spricht dafür, dass die Ergebnisse keine Zufälligkeiten sind, sondern dass die Bilder tatsächliche Verhältnisse widerspiegeln. Es bedeutet auch, dass Zufälligkeiten bei der Probennahme sowie jahreszeitliche Effekte keine so wichtige Rolle spielen.

Wir können also standorttypen-spezifische Zönosen finden, die Zuordnung zu Standorttypen wird umso deutlicher, je mehr Tiergruppen untersucht werden und je mehr Standorte in die Analyse mit eingehen. Mit 23 Standorten ist schon ein Grundstock gelegt, der noch weiter ausgebaut werden muss. Interessant wäre es, gezielt nach Standorten der anderen Standorttypen zu suchen und diese faunistisch zu untersuchen.

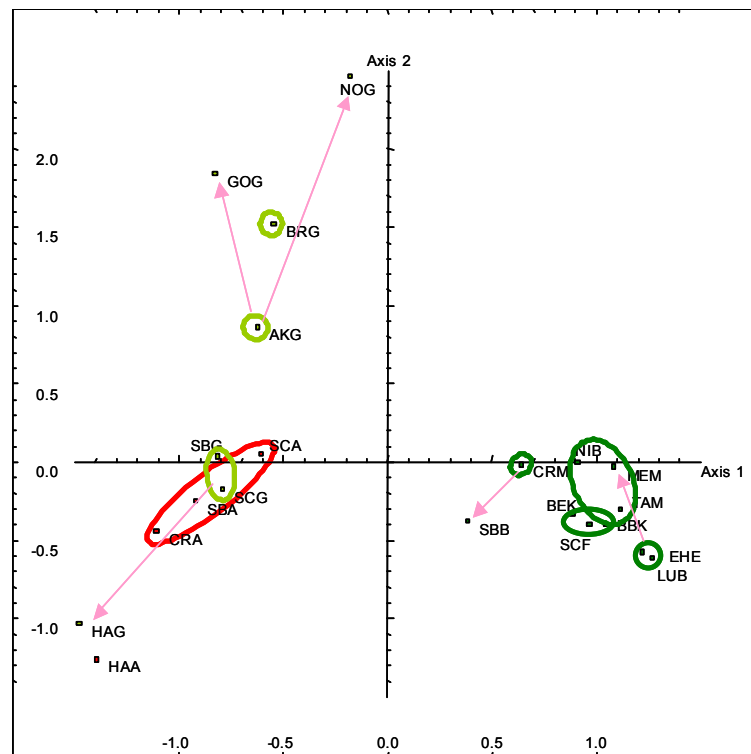


Abb. 7.1-4: Ergebnis der Korrespondenz Analyse mit allen Tiergruppen außer Nematoden für 23 Standorte. eingekreist sind die Standorte eines Standorttyps (dunkelgrün: Wälder, hellgrün: Grünländer, rot: Äcker)

7.2 TWINSPAN

Im Folgenden wird die Klassifizierung der Standorte auf der Basis aller Tiergruppen gemeinsam dargestellt. Berücksichtigt wurden die 13 Standorte, die im Rahmen dieses Projektes mindestens untersucht werden sollten. Nicht einbezogen wurde die Makrofauna (Kap. 6.6), da nicht für alle Standorte Daten vorlagen. Ein limitierender Faktor bei der TWINSPAN-Analyse ist die Anzahl an Tiergruppen, die berücksichtigt werden kann. Da die erfassten 263 Organismen(gruppen) diese maximale Zahl überschritten, mussten einige Tiere gestrichen werden. Für die Eliminierung wurden folgende Kriterien angelegt:

- ❖ Verschiedene Tiergruppen sollten betroffen sein

- ❖ Möglichst viele der untersuchten Standorte sollten betroffen sein
- ❖ Die ausgesonderten Tiergruppen sollten nur an einem Standort vertreten sein und dort in geringer Anzahl

Im folgenden sind die Organismen aufgeführt, die eliminiert wurden. Aufgrund der nur 16 Arten bei den Regenwürmern wurde bei dieser Gruppe keine Reduktion vorgenommen. Die Angaben in Klammern geben den Standort an, an dem der Organismus ermittelt wurde.

Nematoden:

Neotylenchidae (SBB), *Discolaimidae* (HAG), *Dorylaimidae* (BRG)

Oribatiden:

Hermannia gibba (SCF), *Carabodes coriaceus* (SBB), *Oribella pectinata* (SBG), *Liacarus nitens* (SCG), *Pelops hirtus* (SCF), *Ceratozetes thienemanni* (NOG), *Oromurcia sp.* (GOG), *Galumna elimata* (AKG),

Enchytraeen:

Buchholzia fallax (CRA), *Enchytronia sp.* (SCG)

Gamasinen:

Vulgarogamasus remberti (AKG), *Eugamasus berlesi* (CRA); *Hypoaspis similisetae* (CRA), *Macrocheles penicilliger* (AKG)

Des weiteren wurde eine Reduktion durchgeführt, bei der alle Organismen, die nur an einem Standort vorkamen, gestrichen wurden. Diese Datengrundlage entspricht derjenigen, die bei dem Auswerteprogramm CANOCO verwendet wird.

Bei der Auswertung auf der Basis des nur minimal reduzierten Datensatzes für alle Organismen (Tab. 7.2-1) werden auf der ersten Stufe die Waldstandorte von den Grün- und Ackerstandorten abgetrennt. Auf der zweiten Ebene werden die überfluteten Grünlandstandorte separiert. Eine Differenzierung in belastete und unbelastete Standorte erfolgt dabei nicht. Auf der dritten Ebene erfolgt schwerpunktmäßig eine Trennung bei dem zweiten Cluster in Acker- und Grünlandstandorte. Nur die Standorte HAA und SBG fallen aus dem Rahmen. Einen Einfluss auf die nach dem jetzigen Kenntnisstand nicht zu erklärende Gruppierung dieser beiden Flächen hat möglicherweise die geringe Anzahl an Standorten. Je höher die Anzahl, desto präziser ist die Klassifizierung. Ein weiterer Grund für die Gruppierung von HAA und SBG kann in der Eliminierung einiger Organismen liegen, die durchgeführt wurde, um TWINSpan anwenden zu

können. In diesem Zusammenhang ist auffallend, dass die Entfernung aller Organismen, die nur an einem Standort ermittelt wurden, zu deutlichen Veränderungen in der Gruppierung und der Auftrennung in Cluster führte (Tab. 7.2-2). So wird auf der ersten Ebene keine nutzungsbezogene Differenzierung deutlich. Unterschiede ergeben sich des weiteren in dem Cluster der zweiten Ebene des minimal reduzierten Datensatzes (Tab. 7.2-1), bestehend aus HAA, HAG, SCG, CRA, SBA, SCA, SBG. So ergab die Elimination von weiteren 90 Organismen ein gesondertes Cluster mit HAG sowie eine Reihung der weiteren Standorte in SBA, SBG, CRA, HAA, SCA, SCG (Tab. 7.2-2). Im Gegensatz zu dem Auswerteprogramm von CANOCO, bei dem, wie bereits dargestellt, alle Organismen(gruppen), die nur an einem der betrachteten Standorte auftreten, keine Rolle spielen, gehen bei TWINSpan auch diese Organismen in die Auswertung ein.

Für zukünftige Anwendungen sollten daher folgende Varianten überprüft werden:

- ❖ Modifikation von TWINSpan dahingehend, dass eine höhere Anzahl von Organismen in die Auswertung einbezogen werden kann.
- ❖ Erarbeitung eines biologischen Minstdatensatzes
Dieser könnte beispielsweise darin bestehen, dass nur Tiergruppen berücksichtigt werden, die die Differenzierung besonders stark prägen. Alternativ könnten die Organismen der einzelnen Tiergruppen zu höheren taxonomischen Einheiten vereinigt werden (z.B. Familienebene statt Artebene oder Fraßtypenebene statt Familienebene).

Trotz mancher in dem jetzigen Stadium noch nicht zu erklärenden Klassifizierungen ist aus den ersten orientierenden Untersuchungen jedoch anzunehmen, dass die Anwendung von TWINSpan zur Gruppierung von Referenzstandorten analog zum aquatischen System (RIVPACS) auch für terrestrische Fragestellungen geeignet ist. Damit ergibt sich die nachgeschaltete Möglichkeit, die für die Gruppierung relevanten Standortparameter herauszuarbeiten sowie bei einem größeren Referenzdatensatz unbekannte Standorte auf der Basis ihrer Biozönose zu beurteilen und Schädigungen zu erkennen.

Tab. 7.2-1: Aufteilung der Standorte auf der Basis aller Tiergruppen (unter Elimination von 17 Organismen bzw. Organismengruppen sowie ohne Makrofauna, Kap. 6.6)

Level 1	AKG BRG GOG NOG HAA HAG SCG CRA SBA SCA SBG	SBB SCF
Level 2	AKG BRG GOG NOG HAA HAG SCG CRA SBA SCA SBG	SBB SCF
Level 3	AKG BRG GOG NOG HAA HAG SCG CRA SBA SCA SBG	SBB SCF

Tab. 7.2-2: Aufteilung der Standorte auf der Basis aller Tiergruppen (unter Elimination von 107 Organismen bzw. Organismengruppen sowie ohne Makrofauna, Kap. 6.6)

Level 1	AKG BRG GOG NOG HAG	SBA SBG CRA HAA SCA SCG SBB SCF
Level 2	AKG BRG GOG NOG HAG	SBA SBG CRA HAA SCA SCG SBB SCF
Level 3	AKG BRG GOG NOG HAG	SBA SBG CRA HAA SCA SCG SBB SCF
Level 4	AKG BRG GOG NOG HAG	SBA SBG CRA HAA SCA SCG SBB SCF

8. Schlussfolgerungen

8.1 Vorschlag für ein neues System der Standorttypisierung

Die in Kapitel 3 festgestellte geringe Übereinstimmung der landwirtschaftlichen Beprobungsstandorte mit den entsprechenden Einheiten der Typisierung nach „BBSK I“ bzw. die Tatsache, dass die neuen Standorte überwiegend keinem Standorttyp zuzuordnen waren, machte deutlich, dass das im Projekt „BBSK I“ entwickelte System der Standorttypisierung auch auf Agrarflächen praktisch nicht anwendbar ist und nicht weiter verfolgt werden sollte. Dieses Erkenntnis gab Anlass für weiterführende konzeptionelle Überlegungen zur Standorttypisierung, bei der künftig auf die Verwendung der digitalen BÜK 1000 als Datengrundlage verzichtet werden sollte. Im Folgenden wird ein grundlegend neues Konzept einer Standorttypisierung skizziert. Die Ausarbeitung, Anwendung und Überprüfung eines neuen Systems war nicht Gegenstand dieses Projekts, wird aber für ein weiterführendes Vorhaben empfohlen.

Grundlegende Konzeptmerkmale

1. Das Hauptaugenmerk liegt auf den Bodeneigenschaften, weniger auf Standorteigenschaften.
2. Das System baut auf „primären“ Bodeneigenschaften wie „Ausgangssubstrat“ oder „pH-Wert“ auf und wird auf die Verwendung stark aggregierter Informationen (z.B. Bodenform als (beschreibende) Summe zahlreicher Charakteristika) verzichten, da hierin die Hauptursache der in Kapitel 3 angesprochenen Schwierigkeiten liegt.
3. Es erfolgt eine Typisierung zunächst ohne räumliche und flächenmäßige Zuordnung von Eigenschaften (Parameter) und Standorttypen. Vorkommen und Verbreitung der neu definierten Standorttypen in verschiedenen Landschaftsräumen wird jedoch für boden- und standortkundlich geschulte Experten anhand einzelner Eigenschaften bzw. Parameter bzw. deren räumlicher Verteilung aus thematischen Karten und Erfahrungswerten abschätzbar sein. Dies gilt insbesondere für die Grobgliederung nach Substrattypen (Bodenausgangsgesteine, kurz: BAG) für die eine digitale Karte vorliegt (BAG 1000 der BGR, UTERMANN et al. 1999).

Entwurf der Grobstruktur einer neuen Systematik

1. Ebene: Ausschlusskriterien (z.B. für Hochgebirgsstandorte)
2. Ebene: Nutzungsdifferenzierung (Wald, Grünland, Acker)
3. Ebene: Regional-klimatische Differenzierung (Klimazonen in Deutschland oder Europa)
4. Ebene: Differenzierung nach Substrattypen bzw. Bodenausgangsgesteinen
5. Ebene: Feindifferenzierung nach Bodenparametern (Corg, pH, usw.) analog System „BBSK I“ allerdings unterschiedlich je nach Nutzungstyp
6. Ebene: Plausibilitätscheck: Überprüfung der Typisierung mit „Expert Knowledge“

Der Verzicht auf die BÜK 1000 und die zugehörigen Leitprofilaten als zentrale Datengrundlage hat zur Folge, dass der Anspruch des Projektes „BBSK I“, bei der Standorttypisierung auf Grundlage digitaler Informationen eine räumliche und flächenmäßige Zuordnung der Standorttypen sowie Aussagen über Flächenrepräsentativität der verschiedenen Einheiten treffen zu können, aufgegeben werden musste.

Erläuterung der Ebenen:

1. Ebene: Ausschlusskriterien

Bei der Definition und Anwendung von Standorttypen sollte grundsätzlich beachtet werden, dass seltene oder ökologisch extreme (z.B. Hochgebirge, Hochmoore) Standorte in einem solchen System nicht handhabbar sind, da sonst die Anzahl an (Nischen-) Standorttypen zu groß würde. Dabei ist zu beachten, dass – zumindest in Deutschland – solche Standorte aus Naturschutzgründen oftmals schon unter Schutz stehen und damit bei einer Routineanwendung der Bodenklassifikation bzw. –beurteilung selten in Frage kommen werden. Die Ausschlusskriterien bzw. -standorte müssen vorab gut nachvollziehbar und eindeutig definiert werden.

2. Ebene: Nutzungsdifferenzierung

Die Erfahrungen aus dem Projekt „BBSK I“ haben die Tatsache und die Bedeutung der Nutzungsabhängigkeit verschiedener Parameter deutlich gemacht. Insbesondere die Parameter O (org. Substanz), P (pH) und N (C/N) sind stark nutzungsabhängig (z.B. hoher Humusgehalt im Wald, geringer auf Acker) und erfordern eine Differenzierung der Klassenbreiten, da sonst innerhalb einer Nutzungsart die Differenzierung verloren geht. Beim Parameter O würden

schätzungsweise wahrscheinlich 80 % aller Ackerböden in einer Klasse liegen, wenn nur 4 Klassen einen Bereich abdecken, der auch Humusgehalte von Waldböden einschließt. Neben den Klassenbreiten wird auch zu diskutieren sein, ob bestimmte Parameter spezifisch (nur) für bestimmte Nutzungen neu heranzuziehen sind. Als Beispiel wäre ein neuer Parameter „Humusform“ für Waldböden zu nennen.

3. Ebene: Regional-klimatische Differenzierung

Die Methode einer regional-klimatischen Differenzierung hängt stark von dem Betrachtungsraum ab und müsste für Gesamteuropa andere Kriterien verwenden als für Deutschland allein. Hierfür könnten vorgegebene Klimaregionen übernommen werden oder voraussichtlich über Temperatur- und Niederschlagsparameter definiert werden. Ein Beispiel für ein erstes, noch grobes System könnte z.B. das von der Europäischen Union im Zusammenhang mit der Vorhersage des Verhaltens von Pflanzenschutzmitteln entwickelte Modell der „European Regions“ sein. Dabei wurden nach Ausschluss bestimmter Gebirge 8 Regionen aufgrund einer Kombination aus Niederschlag und Temperatur definiert. Diese wurden dann sekundär hinsichtlich der jeweils dominanten Bodeneigenschaften beschrieben (EU 1997). Weiterhin liegt es nahe, innerhalb klimatisch definierter Großräume weitere Differenzierungen der Standortsituation nach Kriterien wie z.B. „montan“/ „planar“, „Exposition“ usw. vorzunehmen.

4. Ebene: Differenzierung nach Substrattypen bzw. Bodenausgangsgesteinen

Die Einteilung von Standorten nach Substrattypen soll in der Art vorgenommen werden, dass der sehr wichtige Parameter „Bodenart“ mit ausreichender Sicherheit aus der Zugehörigkeit zu einer bestimmten Einheit abgeleitet werden kann. Dies war bei der Bezugnahme auf die Bodenformen der BÜK nicht mit der erforderlichen Genauigkeit möglich gewesen. Dabei kann sich das System auf die folgenden bereits vorhandenen Substratklassifikationen stützen:

- Systematik der Bodenausgangsgesteine BAG 1000 der BGR, UTERMANN et al. 1999 (Tabelle A-1 im Anhang)
- Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands (DBG, 1998, S. 135 f.)
- Bodenkundliche Kartieranleitung (AG Boden, 1994, S. 150 f.)

Die Problematik und Herausforderung im Rahmen einer neuen Standorttypisierung wird darin bestehen, diese vorhandenen Konzepte zusammenzuführen, um eine einerseits noch handhabbare und andererseits ausreichend differenzierte Systematik zu erhalten. Als Ausgangspunkt empfiehlt

sich die Orientierung an der BAG 1000. Die Systematiken von AG Boden und DBG bilden eine geeignete Grundlage um von der BAG 1000 ausgehend eine weitere Differenzierung und Präzisierung vorzunehmen. Für sich genommen sind die beiden letztgenannten Systematiken für diesen Verwendungszweck bei weitem zu komplex.

5. Ebene: Feindifferenzierung nach Bodenparametern

Analog der Vorgehensweise im Vorhaben „BBSK I“ soll die weitere Standortdifferenzierung auf Parameter wie Humusgehalt und pH-Wert aufgebaut werden. Wie bereits in der Erläuterung zur 2. Ebene angesprochen, kann hier im Gegensatz zum bisherigen System aufgrund der bereits erfolgten Unterscheidung nach verschiedenen Nutzungsformen eine bessere Anpassung der erforderlichen Anzahl an Klassen, der Klassenbreiten und ggf. sogar der Art und Anzahl an Parametern (z.B. Humusform bei Waldböden) vorgenommen werden. Diese Ausarbeitung sollte sich auf eine nochmals vertiefte biologisch-bodenkundliche Datenauswertung stützen.

6. Ebene: Plausibilitätscheck: Überprüfung der Typisierung mit „Expert Knowledge“

In einem letzten Schritt geht es darum, die gebildeten Standorttypen an einer ausreichend großen Anzahl an Untersuchungsflächen zu überprüfen. Die Frage der Plausibilität wäre in diesem Fall weniger an bodengenetisch-systematischen Merkmalen zu ermitteln, sondern vor allem an der Frage, inwieweit die neu gebildeten Merkmalskombinationen eine gut beschreibbaren und möglichst eindeutig im Gelände auffindbare Charakteristik entwickeln und inwieweit unterschiedliche Fachleute zu gleichen Einschätzungen gelangen.

8.2 Biologische Charakterisierung von Standorten

8.2.1 Erfassung der Organismen

Die Auswahl der zu beprobenden Standorte verlief problemlos. Nicht zuletzt aufgrund der Mithilfe zuständiger Institutionen bzw. Personen vor Ort konnten bis zu drei Probenflächen an einem Tag beprobt werden. Im Vergleich zum Vorläufervorhaben waren die Wetterbedingungen nur in einem Fall (Schmallenberg im Sauerland) so, dass Auswirkungen auf das Probenergebnis nicht ausgeschlossen werden können (Beeinträchtigung der Erfassung der Makrofauna durch Regen). In der Zukunft sollten primär weitere Standorte mit landwirtschaftlicher Nutzung ausgewählt werden (z.B. Äcker aus Bodendauerbeobachtungsprogrammen der Länder wie Niedersachsen). Allerdings sind sie aufgrund ihrer privatwirtschaftlichen Nutzung oft schnellen Änderungen unterworfen, was

die Beprobungsplanung erschwert.

Die Beprobung der Organismen an den Acker-, Grünland- und Waldstandorten erfolgte ohne Schwierigkeiten. Die verwendeten und im Vorläuferbericht beschriebenen Sammel- und Bestimmungsmethoden können daher uneingeschränkt empfohlen werden. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass im Interesse einer weiten Verbreitung des BBSK-Konzepts oder vergleichbarer bodenbiologischer Ansätze eine Standardisierung der Freilandmethodik zu empfehlen ist. Ein entsprechender Vorschlag wird auf der Jahrestagung (2001) der ISO (SC 190 Technical Committee Soil) in Kopenhagen vom deutschen DIN vorgebracht werden. Als erstes Beispiel ist die Erfassung von Regenwürmern mittels einer Kombination von Handauslese und Formolaustreibung vorgesehen. Dabei ist besonders darauf hinzuweisen, dass die Anforderungen an die Qualitätssicherung (z.B. durch konkrete Auflagen zur Dokumentation der Umweltbedingungen sowie zur Durchführung der Beprobung) analog zum GLP-System erfüllt werden.

8.2.2 Organismenauswahl und -bearbeitung

Wie im Vorläufervorhaben wurden Oribatiden, Gamasinen, Enchytraeen, Regenwürmer, Isopoden, Chilopoden und Diplopoden umfassend beprobt und an den Beprobungsstandorten der Köderstreifen-Test durchgeführt. Während im Vorläufervorhaben die Nematoden nur bei drei Standorten orientierend untersucht wurden, wurden sie im Rahmen dieses Projektes als angebotene Eigenleistung auf 13 Standorten bestimmt. Erwartungsgemäß sind diese Gruppen je nach Nutzung einer Fläche unterschiedlich häufig und damit auch unterschiedlich bedeutend für ökologische Funktionen. So haben die Makrofauna und die Oribatiden eindeutig ihren Schwerpunkt in Wäldern (an Offenlandstandorten wurden oft nur sehr wenige Individuen dieser Gruppen gefangen), während die anderen Tiergruppen an allen drei Nutzungsformen häufig und artenreich vorkommen. Eventuell mit Ausnahme der Regenwürmer gilt allerdings für alle Bodentiere, dass die Kenntnisse über den Zusammenhang zwischen Standortparametern und Tierbesatz auf landwirtschaftlichen Flächen noch sehr rudimentär sind. Dasselbe gilt für Grünlandstandorte; insbesondere solche, die flächenmäßig nicht sehr weit verbreitet sind (z.B. Marschwiesen). Wie schon im Vorläuferbericht wird für weitere Untersuchungen aufgrund ihrer Häufigkeit, der ökologischen Bedeutung und der Fähigkeit zur Indikation empfohlen, die Collembolen mit einzubeziehen. Sie wurden schon in den hier vorgestellten Arbeiten „automatisch“ mit erfasst, da die Beprobung mit den gleichen Sammelmethoden erfolgt wie für die Oribatiden und Raubmilben.

Die im Bericht des Vorgängervorhabens empfohlene vertiefende Bearbeitung der Frage der optimalen taxonomischen Ebene war aus Kapazitätsgründen nicht möglich. Obwohl es unzweifelhaft ist, dass die Art die biologische Ebene mit dem höchsten Informationsgehalt ist sollte aus Gründen der Vereinfachung der Anwendung eines biologischen Klassifikationskonzepts geprüft werden, ob nicht höhere taxonomische Ebenen ohne größeren Informationsverlust genutzt werden könnten. Erste Ansätze dazu wurden bei den Nematoden und Oribatiden erarbeitet, wo die Aussagen bei Verwendung von trophischen Gruppen oder Familien bzw. höheren taxonomischen Einheiten („Großgruppen“) verglichen wurden. Diese Ansätze müssen weiter ausgeweitet werden. Außerdem ist die auch schon im Vorgängerbericht aufgeführte Automatisierung der Artdetermination voranzutreiben. Dazu sind Expertensysteme („elektronische Bestimmungsschlüssel“) für die wichtigsten Bodentiergruppen weiterzuentwickeln (z.B. Regenwürmer, Oribatiden) bzw. neu zu erstellen.

Die in der Zwischenzeit erarbeiteten neuen Kenntnisse lassen eine Nutzung von Mikroorganismen im Rahmen einer bodenbiologischen Klassifikation als realistisch erscheinen (vgl. die Zusammenfassung in RÖMBKE & KALSCH 2000). Daher sollten in Zukunft zoologische und mikrobiologische Beprobungen möglichst parallel erfolgen. Allerdings dürfte erst die Einbeziehung der mikrobiellen Diversität unter Verwendung „moderner“ molekularbiologischer bzw. genetischer Methoden zu einem erheblichen Informationsschub führen. Diese Verfahren sind allerdings für eine routinemäßige Anwendung noch nicht ausgereift.

8.2.3 Häufigkeit der Beprobung von Bodenbiozöten

Ein Schwerpunkt im hier vorgestellten Vorhaben war die Untersuchung der Frage, wie häufig ein zu beurteilender Standort beprobt werden muss bzw. wie unsicher eine Aussage ist, die auf einer einmaligen Probennahme beruht. Klar ist, dass im Rahmen der Identifikation der einen Standorttyp charakterisierenden Zönose mehrfache Probennahmen, möglichst ganze Jahreszyklen, notwendig sind. Da im BBSK I- und II-Projekt mehrere Standorte zweifach beprobt wurden war es direkt möglich, die Auswirkungen einer einfachen bzw. zweifachen Beprobung auf die faunistischen Kennwerte und das Beurteilungsergebnis zu bestimmen. Erwartungsgemäß schwankten die Abundanzangaben und somit auch die absolute Höhe der Fraßaktivität der Bodentiere zwischen 1998 und 2000 an den zu vergleichenden Standorten erheblich. Eher überraschend war, dass sich in einigen Gruppen (besonders den beiden Milbengruppen) auch die Artenzahl an den beiden

Probenahmeterminen erheblich unterschied. Dagegen ließ sich z.B. bei den Regenwürmern feststellen, dass an 6 – 7 von 9 Standorten die Beurteilung der jeweiligen Fläche in beiden Jahren gleich geblieben wäre. Kompliziert wird die Situation dadurch, dass sich ein Standort zwischen den beiden Probenahmeterminen durchaus verändern kann, so dass die Beurteilung sogar unterschiedlich sein muss. Ein Beispiel hierfür könnte TAM sein, ein niederrheinischer Mischwald, in dem 1998 Kompostwürmer als Anzeichen einer anthropogenen Beeinflussung gefunden wurden. Solche Arten fehlten hier im Jahr 2000.

Für die Oribatiden ist ein Beispiel einer mehrfachen Beprobung über 8 Jahre hinweg aufgeführt, das zum einen den Verdacht einer mittelfristigen Änderung der Versuchsfläche nährt – forstliche Maßnahmen fanden in diesem Zeitraum nicht statt -, zum anderen aber die Stabilität und Brauchbarkeit des Parameters „Gruppendominanz“ (Gruppen als höhere taxonomische Einheiten oberhalb der Familie) belegt.

Auf der Grundlage der praktischen Erfahrungen wurde von den Bearbeitern der einzelnen Tiergruppen die Frage des Informationsgewinns durch eine zweifache Probennahme wie folgt beantwortet (bisher: einmalige Probennahme):

- Nematoden: Bei der Herbstbeprobung wurden mehr Tiere als im Frühjahr gefunden. Die größten Unterschiede ergaben sich bei dem Waldstandort SBB. Generell erscheinen die Unterschiede jedoch eher schwach ausgeprägt. Solange das Bestimmungsniveau noch nicht endgültig feststeht, wird eine häufigere Probenahme (Frühjahr / Herbst) empfohlen.
- Oribatiden: Eine Verdoppelung der Probenahmeterminen ist notwendig, um eine belastbare Aussage zur Besiedlung eines Standorts zu erhalten. An einigen Standorten (z.B. LUB, EHE) hätte eine einmalige Probenahme zu einer eindeutig falschen Beurteilung geführt.
- Gamasinen: An manchen Standorten hätte eine einmalige Probennahme ausgereicht, an anderen nicht, ohne dass dafür jeweils eine Begründung gegeben werden kann. Daher würde eine Verdoppelung der Probenahmeterminen die Beurteilung sicherer machen, ist aber nicht als Standard vorzuschlagen.
- Enchytraeen: Bei den Enchytraeen ergaben sich an mehreren Standorten Unterschiede zwischen der Frühjahr- und Herbstbeprobung, so dass eine Beurteilung zu verschiedenen Ergebnissen führen könnte. Daher ist eine Verdoppelung zu empfehlen.

Regenwürmer: In fast allen Fällen waren die Unterschiede entweder klein oder könnten, wenn vorhanden, durch eine Veränderung des Standorts bedingt sein. Eine Änderung der Probennahmezahl ist daher nicht notwendig.

Makrofauna: Eine Erhöhung der Probennahmeterminen führte an mehreren Standorten zu einer deutlichen Verbesserung des Beurteilungsergebnisses. Dabei ist allerdings darauf hinzuweisen, dass neben der Zahl der Proben vor allem die Rahmenbedingungen (z.B. Wetter) das Fangergebnis determinieren. Ebenso würde die Erhöhung der Replikate die Beurteilung optimieren.

Köderstreifen: Die Unterschiede in den Profilen der Fraßaktivität im Boden waren besonders ausgeprägt, wenn die Beprobungen bei deutlich differierenden Wetterbedingungen durchgeführt wurden (z.B. Frost vs. feuchte Frühjahrsperiode). Eine Verdoppelung der Probenahme würde die Beurteilung des Standortes erleichtern.

Generell gilt, dass eine Beurteilung um so besser wird, je mehr Proben genommen wurden. Auf der anderen Seite ist aus Gründen der Praktikabilität, der Kosten und einer zeitnahen Entscheidung die Menge an Proben in der Realität begrenzt. Außerdem ist zu beachten, dass Unsicherheiten bei der Beurteilung eines Standorts aufgrund der Variabilität einer Tiergruppe durch andere Gruppen ausgeglichen werden können, so dass bei den meisten in beiden Vorhaben beprobten Standorten deren Einordnung bei Verwendung mehrerer Tiergruppen stabil war. Abschließend wird daher empfohlen, einen Standort idealerweise zweimal zu beproben. Dabei ist die Populationsdynamik der verwendeten Tiergruppen zu berücksichtigen. Die beiden Probentermine sollten in aufeinanderfolgenden Frühjahrs- und Herbstmonaten erfolgen, wodurch eine Beeinflussung der Ergebnisse durch extreme Wetterbedingungen (Hitze, Frost) weitgehend vermieden wird. Wenn mehrere Tiergruppen unterschiedlicher trophischer und taxonomischer Ebenen beprobt werden und zudem der Standorttyp gut bekannt ist, kann eine Beurteilung auch auf der Basis einer Beprobung erfolgen. Bei Auffälligkeiten sollte zunächst eine zweite Probenahme durchgeführt werden, um den Befund abzusichern. Auffälligkeiten können dabei sowohl als Abweichung von der Erwartung bei nicht erkennbaren Einflüssen wie auch als Übereinstimmung mit der Erwartung für einen unbeeinflussten Standort trotz bekannter Beeinträchtigungen auftreten.

8.2.4 Einfluss der Nutzung auf die Bodenbiozönose

Durch Beprobung von unterschiedlich genutzten Flächen am selben Standort und daher –

vermutlich – gleichen Ausgangsbedingungen konnte der Einfluss der jeweiligen Nutzungsform (Acker, Grünland, Wald) auf die Bodenbiozönose in diesem Vorhaben untersucht werden. Im Verlauf der Standortauswahl stellte sich heraus, dass auf einzelnen Teilflächen die Vorbedingungen, vor allem die gleichen Bodeneigenschaften, nicht gegeben war (z.B. niedriger pH-Wert bei SCF im Vergleich zu SCA und SCG). Dies war teilweise zu erwarten, da bei einer landwirtschaftlichen Nutzung Bodeneigenschaften durch Düngung, Kalkung und Entfernung organischer Substanz bewusst geändert werden. Trotzdem konnten die folgenden Aussagen von den Bearbeitern der einzelnen Tiergruppen gemacht werden:

- Nematoden: Die Nematodenzönose differenzierte nur schwach zwischen den drei Nutzungsformen. Tendenziell weisen die Ackerstandorte eine niedrigere Abundanz auf als die Grünlandstandorte. Bei den Indizes waren Unterschiede praktisch nicht erkennbar.
- Oribatiden: Die jeweilige Nutzung hat auf die Zusammensetzung der Oribatidenzönose immer einen höheren Einfluss als die Standortparameter, und zwar unabhängig davon, welcher Messparameter (Abundanz, Artenzahl, Dominanz) verwendet wurde. Allein mittels der Kenndaten Abundanz und Artenzahl der Oribatidenzönosen lassen sich die Nutzungsformen mit einer Sicherheit von über 90 % differenzieren.
- Gamasinen: Ähnlich wie bei den Oribatiden hat die jeweilige Nutzung auf die Zusammensetzung der Raubmilbenzönose meist einen höheren Einfluss als die Standortparameter. Dabei war die Art der Beeinflussung je nach Standort sehr uneinheitlich. Bewohner der Äcker sind meist Ubiquisten.
- Enchytraeen: An allen untersuchten Standorten war der Einfluss erkennbar, aber nicht sehr groß. Er war auf jeden Fall kleiner als der der Standortparameter, vor allem des pH-Werts. In Übereinstimmung mit anderen Autoren (z.B. HECK et al. 1999) können Wald- von Offenlandarten unterschieden werden.
- Regenwürmer: Qualitativ konnte praktisch kein Unterschied zwischen verschiedenen genutzten Flächen gleicher Standortparameter festgestellt werden. Allerdings lag die Abundanz auf Äckern immer niedriger als im Grünland, während die Gesamtzahl im Wald entweder zwischen beiden Nutzungsformen oder noch höher als im Grünland war.
- Makrofauna: Die Nutzung hatte einen überaus starken Einfluss auf die Makrofauna des Bodens. Dies führte an mehreren Acker- und Grünlandstandorten zum völligen Verschwinden dieser Tiere und auch sonst kamen nur wenige Ubiquisten in geringer Anzahl vor. Schon eine Hecke etc. in geringer Entfernung führte aufgrund der Mobilität der meisten Arten zu einer deutlich anderen Situation (z.B. HAG).

Köderstreifen: Die Nutzung hatte einen starken Einfluß auf die Tiefenverteilung der Fraßaktivität, gemäß der Horizontierung im Oberboden. Obwohl bei der Beprobung im BBSK I die Grünländer immer eine höhere Fraßaktivität im Vergleich zum Wald oder zur Ackernutzung hatten, zeigen die in diesem Projekt beprobten Ackerstandorte teilweise sehr hohe Fraßaktivitäten.

Insgesamt lassen sich die Ergebnisse dahingehend zusammenfassen, dass erwartungsgemäß endogäische Tiere (Nematoden, Enchytraeen, Regenwürmer) deutlich weniger von der Nutzungsform beeinflusst werden als Organismen der Streuschicht (z.B. Oribatiden, Makrofauna). Letztere können in Äckern und manchen Grünländern völlig verschwinden, was u.U. zur Verbesserung der Lebensbedingungen von Mesofaunagruppen führen kann. Generell ist eine Verarmung der Ackerfauna im Vergleich zu den beiden anderen Nutzungsformen festzustellen. Diese Ergebnisse rechtfertigen bzw. erfordern die Verwendung der Nutzungsform als wichtigstem Klassifikationskriterium bei der Definition von Standorttypen.

8.2.5 Identifikation einer Belastungssituation

Im Gegensatz zum Vorläufervorhaben wurden diesmal zwei Standorte (NOG, GOG) in die Beprobung aufgenommen, die anthropogen stark belastet waren (Industrieemissionen; Schwermetalle, Dioxine usw.). Für jede Tiergruppe wurde geprüft, ob sie die belasteten Standorte indizieren konnten. Dies wurde dadurch erleichtert, dass mit AKG ein Grünlandstandort mit ähnlichen Standorteigenschaften ebenfalls beprobt wurde. Die ursprüngliche Idee, jeden belasteten Standort mit einem unbelasteten Standort mit gleichen Bodenparametern zu vergleichen, scheiterte daran, dass die nah benachbarten Standorte NOG und BRG überraschender Weise nicht zum gleichen Standorttyp gehörten. Zudem wurde der Vergleich dadurch erschwert, dass die Bodenbiozönosen von Marschwiesen (BRG, NOG) generell schlecht bekannt sind.

Im Einzelnen wurden folgende Ergebnisse gefunden:

Nematoden: Die Nematodenzönose zeigte keine klaren Hinweise auf die Belastungssituation bei NOG und GOG.

Oribatiden: Die Moosmilben zeigten mehr oder weniger deutliche Auffälligkeit von NOG, AKG und BRG an, nicht dagegen von GOG wobei die Ergebnisse bei NOG und GOG unter dem Vorbehalt einer nur einmaligen Probennahme stehen.

- Gamasinen: Trotz einiger Hinweise (z.B. höhere Dominanz von Kolonisierer-Arten) konnten keine klaren Belege für eine Beeinträchtigung der Raubmilben an den beiden Standorten gefunden werden.
- Enchytraeen: Diese Tiere reagierten äußerst drastisch, sowohl quantitativ wie qualitativ, auf die Belastungssituation, denn zum Einen lag die Abundanz sehr niedrig und zum Anderen waren die Dominanzverhältnisse deutlich verändert.
- Regenwürmer: Die Wirkung auf Regenwürmer war geringer als die der anderen Oligochätengruppe. Bei GOG und NOG ist eine Beeinträchtigung sehr bzw. mäßig wahrscheinlich. Die Einschätzung ist schwierig, da der eigentlich ähnliche Standort AKG auch nur schwach besiedelt ist. Selbst die neben NOG einzige andere (unbelastete) Marschwiese BRG war im Jahr 2000 (nicht 1998 !) so schwach besiedelt, dass eine Differenzierung schwierig war.
- Makrofauna: Eine Beurteilung der Belastung auf die Makrofauna war nicht möglich, da keine Tiere dieser Gruppe an NOG und GOG gefunden wurden. Auch andere Grünlandstandorte beherbergten sehr wenige oder keine Makrofauna, so dass das Fehlen dieser Tiere nicht als Belastungshinweis identifizierbar ist.
- Köderstreifen: Der bait-lamina-test zeigte deutlich abweichende Ergebnisse zwischen der Referenzfläche und dem Standort GOG, der die geringsten Fraßraten überhaupt aufwies. Die Fraßaktivität auf NOG war auch reduziert, aber die Differenzen zu AKG waren nicht so deutlich ausgeprägt.
- Da mit Ausnahme der Enchytraeen die Tiergruppen auf die beiden spezifischen Belastungssituationen nur mäßig oder nicht eindeutig negativ reagierten, stellt sich die Frage der Sensitivität des Ansatzes. Wie im nächsten Abschnitt ausgeführt werden wird, fallen beide belasteten Flächen bei einer statistischen Untersuchung der Daten aller beprobten Standorte häufiger als auffällig heraus als es die Ergebnisse der einzelnen Gruppen erwarten lassen. Dieser Befund spricht für die Verwendung einer „Batterie“ von Organismengruppen.

8.2.6 Auswertungsverfahren

Wie im Bericht des Vorgängervorhabens ausführlich dargelegt, führte die Beprobung der Standorte zunächst zu umfassenden Organismenlisten. Im Rahmen der Auswertung war es notwendig, diese Informationen zusammenzufassen bzw. Korrelationen zu Standorttypen zu ermitteln. Um die Bodenfauna der beprobten Standorte untereinander bzw. mit Erwartungswerten (d.h. einer

„virtuellen“ standorttypischen Bodentiergemeinschaft mit ihren Arten und ihrer Diversität) vergleichen zu können, wurden in Abhängigkeit von der Organismengruppe verschiedene Ansätze gewählt. Einerseits wurden tiergruppenspezifische Verfahren verwendet (z.B. der Reife- oder Maturity-Index (Nematoden, Gamasinen) bzw. die Berechnung der Dominanzidentitäten nach Renkonen (Oribatiden, Regenwürmer)). Diesen Methoden ist gemeinsam, dass ein unterschiedlich großer aber oft erheblicher Anteil von „Expert Knowledge“ in die Beurteilung eingeht.

Im hier beschriebenen Vorhaben wurde ein besonderer Schwerpunkt auf statistische Auswertungsverfahren gelegt. Zum Einen wurde das aus entsprechenden aquatischen Konzepten wie dem englischen RIVPACS bekannte TWINSpan verwendet, zum Anderen wurde die Korrespondenzanalyse, teilweise auch als kanonische CANOCO eingesetzt. Neben dem immer noch relativ geringen Umfang an Daten (vor allem, was die Anzahl der Standorte pro Nutzungsform betrifft) führte die Komplexität dieser Verfahren dazu, dass im Rahmen dieses Vorhaben nicht alle ihrer Möglichkeiten ausgeschöpft werden konnten. So könnte eine zusätzliche Diskriminanzanalyse und Kreuzvalidierung bei TWINSpan wie auch die Einbeziehung der Standortparameter mit Signifikanztests bei der Korrespondenzanalyse der weiteren Absicherung der Ergebnisse und damit einer verbesserten Einschätzung der Belastbarkeit der Ergebnisse dienen. In diesem Zusammenhang sollte auch der graphischen Darstellung der Ergebnisse vermehrte Aufmerksamkeit geschenkt werden, um die Vermittlung der oft komplexen Vorgänge zu erleichtern.

Während im Vorgängervorhaben noch keine Empfehlung gegeben werden konnte, welches Auswertungsverfahren das größte Potential für eine routinemäßige Anwendung hat, kann diese Frage heute – in Übereinstimmung mit der Literatur (z.B. VAN STRAALEN 1998) – dahingehend entschieden werden, dass sowohl TWINSpan als auch die Korrespondenzanalyse zu nachvollziehbaren und plausiblen Ergebnissen führen. Bei einem relativ beschränkten Datensatz und damit vor allem bei der Identifikation von bodenbiologisch definierten Standorttypen ist die Korrespondenzanalyse für eine Klassifikation von Bodenorganismen am besten geeignet, während die Vorteile von TWINSpan primär darin liegen, neue Standorte vor dem Hintergrund existierender Standorttypen einzuordnen. Vom Ergebnis her gesehen ist die Korrespondenzanalyse damit eher ein wissenschaftlich exploratives Verfahren, während TWINSpan Vorteile bei der Routineanwendung hat. Letzteres sollte auch davon profitieren, dass aufgrund der Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie vermehrt Erfahrungen im aquatischen Bereich gesammelt werden, die partiell auf terrestrische Standorte übertragen werden können.

8.2.7 Funktionsparameter

Wie im Vorgängervorhaben wurde neben der Erfassung der verschiedenen Tiergruppen ein Funktionsparameter, der Köderstreifentest, einbezogen. Dessen Vorteil ist die einfache Anwendbarkeit und der Erhalt von Informationen über die Aktivität bzw. Funktion der Organismen, unabhängig davon, welche dies im Einzelnen sind. Aufgrund der Witterungsabhängigkeit der Testergebnisse und der damit einhergehenden Unmöglichkeit, „absolute“ Erwartungswerte zu definieren, stellt dieser Test vor allem eine Zusatzinformation dar. Dadurch könnte eine mittels zoologischen (evtl. auch mikrobiellen) Parametern festgestellte Auffälligkeit hinsichtlich ihrer Bedeutung für das gesamte Ökosystem beurteilt werden. Auffälligkeiten sowohl bei Tiergruppen als auch bei dem Funktionsparameter, d.h. eine potentielle Störung sowohl der Struktur wie auch der Funktion der Bodenbiozönose an diesem Standort, führen zu einer erheblich höheren Wertigkeit dieses Ergebnis, als wenn nur ein Parameter eine Auffälligkeit zeigen würde.

In der öffentlichen Diskussion wird jedoch zunehmend die Bedeutung der Biodiversität als solcher erkannt und auch im Bundes-Bodenschutzgesetz ist die Struktur der Zönose durch das Schutzziel „Lebensraum für Bodenorganismen (Habitatfunktion)“ direkt angesprochen. Trotzdem ist die Bedeutung einer Abweichung bei Funktionsparametern vor allem in der Routineanwendung, besonders bei land- oder forstwirtschaftlich genutzten Flächen, leichter zu vermitteln und sollte daher weiterhin in der Standortbeurteilung mit einbezogen werden.

8.2.8 Vergleich von Erwartungs- und Ist-Werten („Auffälligkeit“)

Es muss daran erinnert werden, dass beide bisher durch das Umweltbundesamt geförderten Vorhaben primär der Erarbeitung von Erwartungswerten dienten (einschließlich der Erprobung der dabei notwendigen Beprobungs-, Bestimmungs- und Auswertungsmethoden). Außerdem sollte parallel dazu überprüft werden, ob die beprobten Standorte im Sinne des BBSK-Konzepts als auffällig einzuschätzen wären (d.h. ob es einen Unterschied zwischen Erwartungs- und Ist-Wert am jeweiligen Standort gibt). Dieses Vorgehen musste drei Schwierigkeiten umgehen:

- die Auswahl der Standorte erfolgte (mit zwei Ausnahmen: GOG und NOG) unter der Prämisse, „unbelastete“ Flächen zu finden, denn wie erwähnt lag der Schwerpunkt des Vorhabens auf der Erarbeitung von Erwartungswerten. Diese können aber nur sinnvoll definiert werden, wenn bei ihrer Ableitung nicht schon „auffällige“ Flächen mit eingehen.

- Eng damit zusammenhängend steht das Problem, den gleichen Datensatz für die Ableitung von Erwartungswerten und die Überprüfung einer Auffälligkeit zu verwenden. Wo immer möglich wurde natürlich auf andere Daten zurückgegriffen (z.B. Wälder in Baden-Württemberg), diese lagen jedoch gerade für die landwirtschaftlichen Flächen nicht vor. Dies betrifft vor allem diejenigen Tiergruppen, bei denen die Literatur wenig hilfreich bei der Erarbeitung von Erwartungswerten war (besonders bei den Nematoden auf Familienebene und den Oribatiden).

Die offensichtlich unbelasteten Standorte eines Standorttyps werden als repräsentativ für den jeweiligen Standorttyp angesehen. Obwohl es klimatische und biogeographische Einflüsse geben kann, konnten diese bisher nicht adäquat berücksichtigt werden. Die Erwartungswerte für einen Standorttyp sind damit (noch) nicht regionalspezifisch ausgerichtet, sondern decken generell Mitteleuropa ab.

Trotz dieser Schwierigkeiten wurde von den einzelnen Bearbeitern versucht, tiergruppenspezifisch „auffällige“ Standorte zu identifizieren, wobei folgende Ergebnisse erzielt wurden:

- Nematoden: Nicht zuletzt aufgrund der im Vergleich zu anderen Tiergruppen schlechteren Literatursituation sowie der geringeren Zahl an beprobten Standorten (nur 3 im Vorläufervorhaben) wurde kein Standort eindeutig als auffällig identifiziert. Hinweise darauf zeigten sich aber in der CANOCO bei NOG, SCF und SBB.
- Oribatiden: Die Moosmilben zeigten Auffälligkeit bei BRG, AKG, NOG, CRG und CRM an, was aber nicht nur im Sinne einer Belastung gedeutet werden kann. Daneben war noch GOG in Hinsicht beim Parameter Abundanz auffällig, was aber als Förderung durch eine dickere organische Auflage (als Folge verlangsamten Streuabbaus durch Ausfall der Makrofauna inkl. Regenwürmer?) erklärt werden könnte.
- Gamasinen: Aufgrund der Gamasinenzönose können die Standorte TAM und MEM als auffällig eingeschätzt werden. Leichte Abweichungen in einzelnen Parametern ergaben sich für HAA, BRG, NOG, BEK, EHE und SBB.
- Enchytraeen: Diese Tiere reagierten äußerst drastisch auf die Belastungssituation, so dass GOG und NOG eindeutig auffällig sind. Unklar bleibt die Situation bei BRG und SBB.
- Regenwürmer: Nach dieser Tiergruppe müssen alle vier norddeutschen Standorte (AKG am wenigsten) als auffällig eingestuft werden. Des weiteren bestätigte sich die schon im Vorläufervorhaben aufgefallenen Sonderstellung von SBB.
- Makrofauna: Da diese Tiergruppe für Offenlandstandorte weitgehend nicht geeignet ist, konnte nur

der Wald TAM als auffällig identifiziert werden.

Köderstreifen: Die Testergebnisse weisen lediglich den Standort GOG als eindeutig auffällig aus.

An den Standorten HAA, CRA, NOG, BBK, BEK und SBB treten leichte Abweichungen vom erwarteten Muster der Fraßaktivität auf.

Tab. 8-1: Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der Beurteilung aller untersuchten Standorte bezüglich ihrer Auffälligkeit auf der Ebene der einzelnen Tiergruppen mit folgender Klassifikation: Auffälligkeit gegeben: -; nicht gegeben: +; unklar: +/-; Leerstellen: derzeit keine Einschätzung möglich

Standort- typ	Probe- fläche	Nema- toden	Oriba- tiden	Gama- sinen	Enchy- traeen	Regen- würmer	Makro- fauna	Köder- streifen	Gesamt
A III	HAA	+	+/-	+/-	+	+	+	+/-	+
A IV	CRA	+	+	+	+	+		+/-	+
A IV	SBA	+	+	+	+	+		+	+
A IV	SCA	-	+	+	+	+		+	+
G III	BRG	+	-	+/-	+/-	-		+	-
G IV	AKG	+	-	+	+	-		+	-
G IV	GOG	+	+	+	-	-		-	-
G IV	NOG	-	-	+/-	-	-		+/-	-
G VII	SCG	+	+	+	+	+		+/-	+
G VIII	CRG		-		+	+		+	+
G VIII	HAG	+	+	+	+	+	+	+	+
G VIII	SBG	+	+	+	+	+	+	+	+
W I	EHE		+	+/-	+	+	+	+	+
W I	LUB		+	+	+	+	+	+	+
W I	MEM		+	-	+	+	+	+	+
W II	NIB		+	+/-	+	+	+		+
W II	TAM		+	-	+	+	-	+	-
W III	SCF	+	+	+	+	+	+	+	+
W V	BBK		+	+	+	+	+	+/-	+
W V	BEK		+	+/-	+	+		+/-	+
W XI	CRF		+	+	+	+			+
W XI	CRM		-	+	+	+	+	+	+
W XI	SBB	+	+	+/-	+/-	-	+	+/-	-

In Tab. 8-1 werden die Befunde zur Auffälligkeit der einzelnen Standorte, getrennt nach untersuchter Tiergruppe, zusammengefasst. In der Gesamtbeurteilung gilt ein Standort als auffällig, wenn mehr als einmal eine Auffälligkeit (d.h. ein „-„) festgestellt wurde. Dabei wurde eine Auffälligkeit gleichgesetzt mit zweimal „+/-„. Demnach sind neben dem schon 1998 aufgefallenen Schmallenberger Wald (SBB) der niederrheinische Mischwald (TAM) und vier norddeutsche Grünlandstandorte (AKG, BRG, GOG, NOG) als auffällig einzuschätzen. Während für GOG, NOG und SBB Gründe für diesen Befund angegeben werden können (Chemikalienbelastung bzw. Kalkung) und für TAM immerhin vermutet werden (Nähe zu einem Wohngebiet) bleibt die Situation für AKG und BRG unklar (vor allem da diese 1998 nicht auffällig waren). Eventuell sind die bodenbiologischen Kenntnisse über feuchte Marsch- und Auwiesen noch zu gering. Die differenzierte Reaktion der Organismen belegt, dass eine umfassende Beurteilung nur mit einem

zöntischen Ansatz, d.h. unter Verwendung einer „Batterie“ von Tiergruppen möglich ist.

Unabhängig von der Erfassung der Eigenschaft „Auffälligkeit“, was mit den hier beschriebenen Methoden und der bisherigen Zahl an Standorten gut möglich ist, bleibt das Problem der Bewertung der Ergebnisse. Klar ist, dass im Fall der Feststellung einer Auffälligkeit zuerst diese zu verifizieren ist – z.B. durch eine intensivere Auswertung des vorhandenen Materials, eine weitere Beprobung oder der Hinzuziehung funktioneller Parameter. Auch die Durchführung genauerer Untersuchungen, z.B. von Labortests, zur Identifikation der Ursachen der Auffälligkeit ist zu prüfen. Bei einer Bestätigung des ursprünglichen Befundes stellt sich zuerst die Frage, inwieweit diese Situation (z.B. unter Hinzuziehung weiterer, nicht-ökologischer Kriterien) als signifikante Abweichung eingeschätzt wird. Erfolgt die Entscheidung, dass es sich bei den detektierten Unterschieden um signifikante Abweichungen handelt, stellt sich die Frage nach den daraus resultierenden Maßnahmen. Dabei ist auch eine Kosten/Nutzen-Abwägung zu treffen. Derartige Entscheidungen betreffen somit immer einen Einzelfall und sind, im Gegensatz zur Schadensdefinition, interdisziplinär zu fällen. Das Bodenschutzrecht gibt dazu bisher wenig Hilfestellungen. Für den Fall, dass die festgestellte Auffälligkeit eine anthropogene Ursache hat, ist aber zumindest zu fordern, dass das Verschlechterungsverbot greift (z.B. kein weiterer Eintrag von Chemikalien usw.).

8.3 Empfehlungen für das weitere Vorgehen

In den beiden vorhergehenden Kapiteln wurden verschiedene Vorschläge zum weiteren Vorgehen gemacht, die im Folgenden kurz zusammengefasst werden sollen:

- A. Weiterentwicklung des neuen Ansatzes der Definition von Standorttypen auf der Grundlage einer regionalisierten Differenzierung anhand der Nutzung und Bodenparameter (Kap. 8.1).
- B. Neuentwicklung einer regional-klimatische Differenzierung in Abhängigkeit von der jeweils betrachteten Region auf der Grundlage vorhandener Konzepte zur Gliederung Deutschlands bzw. Europas (z.B. nach Temperatur, Niederschlag, Bodenparametern, aber auch biogeographischen Kriterien).
- C. Konkretisierung der Anforderungen an einen „Plausibilitätscheck“ (gilt sowohl bei der Ableitung von Standorttypen als auch bei deren Identifikation im Gelände). Durch die Definition von entsprechenden Kriterien ist das nie völlig zu ersetzende „Expert Knowledge“ zu strukturieren.
- D. Internationale Standardisierung der Sammelmethoden von Bodenorganismen einschließlich von Angaben zur Qualitätssicherung (z.B. Anforderungen zur Dokumentation der

Sammelumstände analog zu GLP).

- E. Erstellung von Richtlinien (z.B. analog zu Standardarbeitsanweisungen (SAAs)) einschließlich der Vorbereitung von Schulungen oder Trainingsworkshops.
- F. Auffüllung der faunistischen Daten (inkl. der Frassaktivität) zu den Standorttypen, die bisher nur einmal oder gar nicht vertreten sind (z.B. in Ostdeutschland). Dabei sollten Prioritäten nach Häufigkeit und Bedeutung der Standorttypen gesetzt werden.
- G. Gezielte Erhebung faunistischer Daten von einem Standorttyp aus verschiedenen geographischen und klimatischen Regionen um den Einfluss dieser Faktoren herauszuarbeiten und die Notwendigkeit einer weiteren Differenzierung der Standorttypen zu belegen bzw. zu verwerfen.
- H. Untersuchung des Einflusses anthropogener Belastung an Standorttypen, die biologisch gut charakterisiert sind.
- I. Parallele Durchführung zoologischer und mikrobiologischer Untersuchungen bei der bodenbiologischen Klassifikation bzw. Beurteilung von Standorten.
- J. Klärung der für jede Tiergruppe optimalen taxonomischen Ebene in Hinblick auf Arbeitsaufwand und Aussageschärfe sowie Erarbeitung von Expertensystemen zur Vereinfachung der Determination von Arten.
- K. Standardisierung von molekularbiologischen Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Diversität im Boden.
- L. Weiterführung bzw. Vertiefung der statistischen Auswertung (sowohl TWINSPAN als auch CANOCO), z.B. durch Erhöhung der mittels TWINSPAN zu verarbeitenden Artenzahlen, Überprüfung der Auswertung über unterschiedliche taxonomische Ebenen oder durch eine Verbesserung der visuellen Darstellung der CANOCO-Ergebnisse.
- M. Die bisherige Vorgehensweise ist dahingehend zu modifizieren (insbesondere hinsichtlich der Auswertung), dass sie mit der Anwendung auf lokaler Ebene (Stichwort: Bauleit- und Landschaftsplanung) kompatibel wird. Erste Anstrengungen auf diesem Gebiet sind als Aktivität einer BVB-Arbeitsgruppe geplant (Leitung: Prof. Dr. Dr. Wilke).
- N. Auf Grundlage einer verbreiterten Datenbasis Erstellung einer weitgehend automatisierten multivariaten Auswertung mit klaren und nachvollziehbaren Kriterien für Abweichungen bzw. Auffälligkeiten.
- O. Einbeziehung von stochastischen Verfahren (fuzzy logic) zur Einteilung von Standorttypen und der Definition von typischen faunistischen Kennwerten bzw. Zönosen.

9. Literatur

- ABRAHAMSEN, G. (1969): *Enchytraeus norvegicus* sp.n.: A new species of Enchytraeidae (Oligochaeta) from Norway. *Nytt Mag. Zool.* 17: 161-164.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage. BGR, Hannover.
- ALPHEI, J. (1995): Die freilebenden Nematoden von Buchenwäldern mit unterschiedlicher Humusform: Struktur der Gemeinschaften und Funktion in der Rhizosphäre der Krautvegetation. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 125.*
- 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.
- BACHMANN, G. (1999): Zukünftig noch Aufgaben in Bodenschutz und Altlastensanierung? *Bodenschutz* 2/99: 71-73.
- 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.
- BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T., EMMERICH, KARL-HEINZ, FELDHAUS, D., KLEEFISCH, B., SCHILLING, S. & UTERMANN, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung. Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: *Bodenschutz. ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. & EINSELE, G. (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin. 32. Lfg., XI/00, 127 S.*
- BAUCHHENSS, J. (1998): Methodik und Relevanz von Regenwurmuntersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF). *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 87: 347-350.
- BAUER, C. & RÖMBKE, J. (1997): Factors influencing the toxicity of two pesticides on three lumbricid species in laboratory tests. *Soil Biol. Biochem.* 29: 705-708.
- BAY. LA WASSERWIRTSCHAFT (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsbericht des Bayrischen Landesamts für Wasserwirtschaft 4/96: 1-543.
- BBodSchV (Bundes-Bodenschutzverordnung) (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes. *BGBI I*, 36, S. 1554 – 1582 vom 16.06.1999.

- BECK, L., DUMPERT, K., FRANKE, U., MITTMANN, H., RÖMBKE, J. & SCHÖNBORN, W. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkung von Umweltchemikalien. Jül. Spez. 439: 548-701.
- BECK, L., WOAS, S. & HORAK, F. (1997): Taxonomische Ebenen als Basis der Bioindikation – Fallbeispiele aus der Gruppe der Oribatiden (Acari). Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69: 67-85.
- BECK, L., RÖMBKE, J., PAULUS, R., RUF, A., SCHEURIG, M., SPELDA, J. & WOAS, S. (2001): Bodenfauna und Umwelt – Bodenökologische Inventur und Beurteilung von ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg. SMNK/ECT-Bericht, LfU Baden-Württemberg, 131 S.
- BEIER, M. (1963): Ordnung Pseudoscorpionidea (Afterskorpione). - Bestimmungsbücher zur Bodenfauna Europas, Bd. 1. 1-313. Berlin.
- BELOTTI, E. (1993): Ein generalisiertes Konzept der Lebensformtypen wirbelloser Bodentiere als Hilfsmittel für den Bodenschutz. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 72: 491-494.
- BEYLICH, A., FRÜND, H-C. & GRAEFE, U. (1994): Ökosystemare Umweltbeobachtung und Bioindikation mit Zersetzergesellschaften. ECOINFORMA '94: 389-401.
- 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. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance on nematode species composition. Oecologia 83: 14–19.
- BONGERS T. (1994): De Nematoden van Nederland. Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV, Utrecht. 408 pp.
- 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.
- BONGERS T. & BONGERS M. (1998): Functional diversity of nematodes. Appl. Soil Ecol 10: 239-251.
- BONGERS T. & FERRIS H. (1999): Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. Tree 14: 224 –228.

- BONGERS T., ILIEVA-MAKULEC K. & EKSCHMITT K. (2001): Acute sensitivity of nematode taxa to CuSO₄ and relationships with feeding type and life-history classification. *Environm. Toxicol. Chem.* 20 : 1511-1516.
- BOUCHE, M. (1972): *Lombriciens de France. Ecologie et Systematique*. Paris, France: INRA Publ. 72-2, Institut National de Recherches Agricoles. 671 S.
- BOUCHE, M. (1977): Strategies lombriciennes. *Ecological Bulletin* 25: 122-132.
- BRAUKMANN, U. & PINTER, I. (1997): Concept for an Integrated Ecological Evaluation of Running Waters – Integrierte ökologische Fließgewässerbewertung – Strategiepapier. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 25: 113-127.
- 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.
- CHAPMAN, P.M. (1986): Sediment quality criteria from the sediment quality TRIAD. *Envir. Toxicol. Chem.* 5: 957-964.
- CURRY, J.P. (1994): *Grassland Invertebrates*. Chapman & Hall, London.
- DBG (Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft) (1998): *Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands*.
- DE GOEDE, R.G.M., BONGERS, T. (1994): Nematode community structure in relation to soil and vegetation characteristics. *Appl. Soil Ecol* 1, 29-44.
- 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.
- DIDDEN, W.A.M. (2001): Earthworm communities in grasslands and horticultural soils. *Biol. Fert. Soils* 33: 111-117.
- 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 6/97: 191-253.

- 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.
- DÓZSA-FARKAS, K. (1973): Saisondynamische Untersuchungen des Enchytraeiden-Besatzes im Boden eines ungarischen Quercetum petraeae cerris. Pedobiologia 13: 361-367.
- 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. & LOFTY, J.R. (1982): The effects of direct drilling and minimal cultivation on earthworm populations. J. Appl. Ecol. 19: 723-734.
- 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.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling-Projekts. Verlag Ulmer, Stuttgart. 507 S.
- ETTEMA, C. (1998): Soil nematode diversity: species coexistence and ecosystem function. J. Nemat. 30: 159-169.
- ETTEMA, C.H., BONGERS, T. (1993): Characterization of nematode colonization and succession in disturbed soil using the Maturity Index. Biol. Fertil. Soils, 16: 79-85.
- EU (EUROPÄISCHE UNION) (1997): Soil persistence models and EU registration. Final report of the Soil Modelling Work Group of FOCUS. Brüssel. 69 pp.
- EU (EUROPÄISCHE UNION) (2000): Richtlinie 2000/ /EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Rechtsakte PE-CONS 3639/00, Brüssel.
- FILSER, J. (2000): Sinn und Unsinn der Bewertung von Standorteigenschaften mit Mesofaunagemeinschaften. Mittl. der AG Bodenmesofauna 16: 47.
- FÖRSTER, B., JONES, S.E., KNACKER, T., UFER, A., SOUSA, J.P. & VAN GESTEL, C.A.M. (1999) Standardisation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) for the Assessment of the Fate and of the Effects on the Soil Biocenosis. Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. 89, 229-232.
- FRECKMAN, D.W., ETTEMA, C.H. (1993): Assessing nematode communities in agroecosystems of

- varying human intervention. *Agric. Ecosystems Environ.* 45, 239-261.
- FRIEBE, B. (1982): Die Makroarthropodenfauna eines Buchenwaldbodens unter besonderer Berücksichtigung der Coleoptera. Dissertation Uni. Karlsruhe.
- FROMM, H. (1998): "Standortparameter" von Collembolen in Agrarökosystemen. *Verh. Ges. Ökol.* 26: 663-670.
- FRÜND, H.-C., BOLTE, D., HELLWIG, D., OTTO, A., REUSCH, H., ROY, H. (1994): Qualitätsanforderungen an die Datenerhebung für biologische Fachbeiträge. *NNA-Berichte* 1/94: 11-17.
- FRÜND, H.-C. (1995): Statistische Verfahren bei der Auswertung bioökologischer Daten für Planungsvorhaben. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 43: 357-376.
- GISIN, H. (1943): Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. *Rev. Suisse Zool.* 50: 131-224.
- 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. (1995): Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften? *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 75: 11-14.
- GRAEFE, U. & SCHMELZ, R. (1999): Tabellarische Zusammenstellung der ökologischen Ansprüche und Lebensformtypen terrestrischer Enchytraeenarten. *Newsletter Enchytraeidae* 6: 59- 68.
- GRAEFE, U. (1999): Die Empfindlichkeit von Bodenbiozönosen gegenüber Änderungen der Bodennutzung. *Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges.* 91: 609-612.
- GRAFF, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. *Schriftenr. Forschungsinst. Landwirtsch.* 7: 1-70.
- HAQUE, A. & EBING, W. (1983): Toxicity determination of pesticides to earthworms in the soil substrate. *Pflkrankh. PflSchutz* 90: 395-408.
- 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.
- HEEB, J. & VETTER, F. (1995): Ansatz für eine integrative Auswertung bodenbiologischer Messergebnisse. *Umweltmaterialien. BUWAL (Hrsg.), Schattweid*
- 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.
- HÖPER, H. (2001): Ein Verfahren zur flächenhaften Ausweisung von bodenzoologischen Lebensräumen aufbauend auf dem Konzept der Zesetzergesellschaften von Graefe (1993). NNA-Berichte (im Druck).
- HOPKIN, S.P. (1997): *Biology of Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press, Oxford. 330 S.
- HUNT D.J. (1993): *Aphelenchida, Longidoridae and Trichodoridae*. CAB International. 352 pp.
- JÄNSCH, S. (2001): Ökologische Charakterisierung ausgewählter Enchytraeenarten hinsichtlich relevanter Standorteigenschaften (speziell Bodenfaktoren). Diplomt, FH Wiesbaden, 124 S.
- JONES, C.G., LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- KARG, W. (1993): Acari (Acarina), Milben. 2 überarb. Aufl. In: Dahl (Beg.): *Die Tierwelt Deutschlands*. 59. Teil, G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York: 523 S.
- KARG, W. & FREIER, B. (1995): Parasitiforme Milben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. *Mitt BBA Berlin Dahlem* 308: 96 S.
- KEPLIN, B. (1995): Untersuchungen zur Bodenfauna städtischer Grünflächen unter dem Einfluss verschiedener Pflegemassnahmen. *Mittl. Landschaftsökol. Forsch.-stelle Bremen* 16: 1-138.
- KOEHLER, H. (1994): A case study on bioindication and its use for the assessment of ecological impact. In: M. Donker, H. Eijsackers & F. Heimbach (eds.): *Ecotoxicology of Soil Organisms*, Lewis, Chelsea: 427-444.
- KOEHLER, H. (2000): Natural regeneration and succession: results from a 13 yrs study with reference to mesofauna and vegetation, and implications for management. *Landscape and Urban Planning* 51: 123-130.
- KORTHALS G.W., VAN DER ENDE A., VAN MEGEN H., LEXMOND T.M. KAMMENG A J.E. & BONGERS T. (1996a): Short-term effects of cadmium, copper, nickel and zinc on soil nematodes from differen feeding and life-history stratey groups. *Appl. Soil Ecol.* 4: 104-117.
- KORTHALS, G.W., ALEXIEV, A.D., LEXMOND, TH.M. KAMMENG A, J.E., BONGERS, T. (1996b): Long-term effects of copper and pH on the nematode community in an agroecosystem. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 722-727.
- KORTHALS, G.W., I.POPOVICI, I. ILIEV AND T.M. LEXMOND (1998). Influence of perennial ryegrass on a copper and zinc affected terrestrial nematode community. *Appl. Soil Ecology* 10: 73-85.
- 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.
- 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.
- LEGG, G.; JONES, R. E. (1988): Pseudoscorpions. - Synopses of the British Fauna (N. S.), 40: 1-159. London.
- 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.
- 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.
- MARTENS, J. (1978): Opiliones. - In: Dahl, F. Die Tierwelt Deutschlands. Bd. 64: 1-464. Jena.
- MCSORLEY R. & FREDERICK J.J. (1996): Nematode community structure in rows and between rows of a soybean field. Fundam. Appl. Nematol. 19: 251 – 261.
- MIKO, L. & STANKO, M. (1991): Small mammals as carriers of non-parasitic mites (Oribatida, Uropodina). In: DUSBABEK, F. & BUKVA, V. (eds.): Modern Acarology, 1, 395-402 (Academia, Praha).
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie, 3. Auflage, Quelle & Meyer, Heidelberg: 512 S.
- MULDER, L. (2001): Fungal microflora for determining soil quality: A case study of litter in Bavarian montane forest. Poster Abstract, SETAC Madrid.
- 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.
- 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.

- NORDSTROM, S. & RUNDGREN, S. (1974): Environmental factors and lumbricid associations in Southern Sweden. *Pedobiol.* 13: 301-326.
- O'CONNOR, F.B. (1963): *Marionina cambrensis* sp.n.: a new enchytraeid worm (Oligochaeta) from North Wales. *Ann. Mag. Nat. Hist.* 6: 761-766.
- 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.
- PIELOU P.C. (1977): *Mathematical Ecology*, Wiley, New York, 159 pp.
- 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.
- RÖMBKE, J. (1995): Enchytraeen (Oligochaeta) als Bioindikator. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 7: 246-249.
- 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.
- RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KNOCH, H., KÖRDEL, W., KRATZ, W., MOSER, T., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J. & WOAS, S. (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. UBA-Texte 6/00, 276 S.
- RÖMBKE, J. & KALSCH, W. (2000): Protokoll des Internationalen Fachgesprächs über „Ansätze für biologische Bewertungsstrategien und –konzepte im Bodenschutz“. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn, 70 S.
- ROTA, E. (1994): Enchytraeidae (Oligochaeta) of Western Anatolia: Taxonomy and faunistics. *Boll. Zool.* 61: 241-260.
- 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. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), S. 81-86.
- 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. (2000a): Die Raubmilbenfauna des Hardtwaldes bei Bruchsal – Beobachtungen an verschiedenen Experimentalflächen über zwei Jahre. *Carolinea*, 58: 183-193.
- RUF, A. (2000b): Die Raubmilbenfauna als Indikator für Bodenqualität – was zeigen Milben an, das Regenwürmer nicht können? *Abh. Naturkundemus. Görlitz*, 72 (1): 121-133.
- RUF, A., BECK, L., RÖMBKE, J. & SPELDA, J. (2000): Standortspezifische Erwartungswerte für die Gemeinschaftsstruktur ausgewählter Taxa der Bodenfauna als Bodenqualitätskriterium. *Ber. Nat.-med. Verein Innsbruck* 87: 365-379.
- RUTGERS, M. & NOTENBOOM, J. (1998): Site specific risk assessment for ecosystems. In *Contaminated Soil '98* (Edinburgh). Th. Telford Ltd, London. 781-782.
- 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.
- SCHÄFERS, C. (1999): Auswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf aquatische Lebensgemeinschaften – Ein Monitoring-Ansatz. *IUCT-Jahresbericht 1999*: 53-57.
- SCHOUTEN, T., BLOEM, J., DIDDEN, W.A.M., RUTGERS, M., SIEPEL, H., POSTHUMA, L. & BREURE, A.M. (2000): Development of a biological indicator for soil quality. *SETAC Globe* 1: 30-32.
- 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.
- SHANNON C.E. & WEAVER W. (1949): *The mathematical thiorry of communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL, 117 pp.
- SIDDIGI M.R. (2000): *Tylenchida, parasites of plants and insects*. CABI Publishing. 833 pp.
- 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. (1996): Die Hundert- und Tausendfüßerfauna von Wacholderheiden im Landkreis Calw und ihre Reaktion auf unterschiedliche Pflegemaßnahmen (Chilopoda, Diplopoda). - *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 88: 289-320. Karlsruhe.
- 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.
- SPELDA, J. (1999c): Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands. Diskriminanzanalytische Verfahren zur Trennung von Arten und Unterarten am Beispiel der Gattung *Rhymogona* COOK, 1896 (Diplopoda: Chordeumatida: Craspedosomatidae). Dissertation, Universität Ulm. 217+324 S.
- SPELDA, J., RAHMANN, H. (1995): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Hundert- und Tausendfüßerfauna (Chilopoda, Diplopoda) im Wurzacher Becken, Landkreis Ravensburg/Baden-Württemberg. Mittl. Deut. Ges. allg. angew. Entomol. 9: 665-668.
- 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.A. (eds.). Kluwer Academic Publ., Dordrecht. 95-109.
- STATSOFT, INC. (1999): STATISTICA für Windows (PC-Handbuch). Tulsa, Oklahoma.
- STØP-BOWITZ, C. (1969): A contribution to our knowledge of the systematics and zoogeography of Norwegian earthworms. Nytt Magazin Zoologie 17: 169-280.
- 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.
- TWINN D.C. (1974): Nematodes. In: DICKINSON C.H. & PUGH G.J.F. (Hrsg.) Biology of Plant Litter Decomposition. Academic Press, London, 421 – 465.
- UTERMAN, J.; DÜWEL, O.; FUCHS, M.; GÄBLER, H.-E.; GEHRT, E.; HINDEL, R. & SCHNEIDER, J. (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Forschungsbericht 297 71 010. - UBA-Texte 95/99.
- VALOCKA, B., M. SABOVA (1997): Communities of soil and plant nematodes in two types of grass land. Helminthologica 34, 97-103.
- 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 Standortlehre. *Pedobiologia* 1: 242-290.
- WALTER, D.E. (1987): Life history, trophic behaviour, and description of *Gamasellodes vermivorax* n.sp. (Mesostigmata: Ascidae). a predator of nematodes and arthropods in semiarid grassland soils. *Can. J. Zool.*, 65: 1689-1695.
- WEEKS, J.M., HOPKIN, S.P., WRIGHT, J.F., BLACK, H., EVERS HAM, B.C., ROY, D. & SVENDSEN, C. (1997): A Demonstration of the Feasibility of SOILPACS. Final Report HMIP/CPR2/41/1/247. 180 pp.
- 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.
- 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.
- ZAITSEV, A.S. & BERG, M.P. (2000): Geography and oribatid mite diversity in Dutch forests. Free University Amsterdam, Report, 51 S.
- ZUK, A. (1999): Collembola (Insecta) als Indikatoren für die Schadstoffbelastung landwirtschaftlich genutzter Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) in Niedersachsen. Diplom, Universität Bremen: 58 S.

10. Anhang

Tab. A-1: Übersicht der zu Gruppen der Bodenausgangsgesteine (BAG 1000) zusammengefassten Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000) (UTERMANN et al., 1999)

Legen- den- einheit (LE)	Kurzbe- zeich- nung	Bodenausgangsgestein (BAG)	LE der BÜK 1000
Ohne		ohne Bezeichnung	2, 72
1	SIG	Sedimente im Gezeitenbereich	3, <u>4**</u> , 5
2	AUE	Auensedimente	<u>8</u> , 9, 10, 11
3	TUS	Terrassen- und Schotterablagerungen	13, 14, 15, <u>16</u>
4	SAN	Sande	1, 12, 17, 22, 25, 28, 29, <u>31</u> , 32, 33, 34
5	G/S	Geschiebemergel / -lehme mit sandiger Deckschicht	<u>26</u>
6	GLM	Geschiebemergel / -lehme	<u>19</u> , 20, 21, 23, 24, 27, 30
7	LÖS	Lösse	18, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, <u>42</u> , 43, 44, 45, 48
8	SLÖ	Sandlöss	<u>46</u>
9	KST	Karbonatgesteine (Kalk- und Mergelsteine)*	<u>49</u> , 50, 66, 68, 69
10	TST	Tongesteine*	51, 52, <u>59</u> , 60, 65, 67
11	SST	Sandsteine*	58, <u>61</u> , 62, 63, 64
12	BMM	Basische Magmatite und Metamorphite*	47, <u>53</u>
13	BIM	Bimstuff*	<u>54</u>
14	SMM	Saure Magmatite und Metamorphite*	<u>55</u> , 56, 57
15	MOO	Moore (einschl. kultivierter Moore)	<u>6</u> , 7
(16)	SON	ohne Bezeichnung	<u>70</u> , 71

* sowie deren Verwitterungsprodukte und/oder Mischungen mit anderen Substrattypen über den entsprechenden Festgesteinen

** **flächenhaft dominierende LE der BÜK 1000**

Tab. A-2: Nematodenpopulationen an den Grünlandstandorten, Probenahme Frühjahr 2000 (Anzahl / kg TM)

		AKG	GOG	BRG	NOG	SCG	SBG
Fungivore							
Anguinidae	Mittelw Stabw	834 1444	123 214				91 82
Aphelenchidae	Mittelw Stabw	297 338	392 372	1314 835	165 286	494 447	186 86
Aphelenchoididae	Mittelw Stabw	742 270	1580 763	336 582	1695 812	741 416	1025 198
Diphtherophoridae	Mittelw Stabw		228 394			1577 917	
Leptonchidae	Mittelw Stabw			134 233		80 139	
Neotylenchidae	Mittelw Stabw						
Gesamt Fung.	Mittelw Stabw	1873 1628	2323 912	1785 802	1860 1062	2892 811	1302 171
Bacterivore							
Alaimidae	Mittelw Stabw			354 449		298 54	645 43
Bastianiidae	Mittelw Stabw					698 233	82 80
Bunonematidae	Mittelw Stabw		123 214			138 124	
Cephalobidae	Mittelw Stabw	1856 675	5786 315	4522 2410	6647 1996	3329 354	1383 600
Diplopeltidae	Mittelw Stabw						
Panagrolaimidae	Mittelw Stabw	74 128	114 197	934 611	10519 8488	698 233	82 80
Plectidae	Mittelw Stabw	2225 1461	639 761	2603 802	2868 264	879 296	1361 496
Prismatolaimidae	Mittelw Stabw	76 131	114 197	1113 1061	661 1144	720 197	27 46
Rhabditidae	Mittelw Stabw	144 249	392 372	759 1315	661 1144	160 278	286 429
Rhabdolaimidae	Mittelw Stabw						
Teratocephalidae	Mittelw Stabw	150 130	370 641	893 767	4291 3027	160 153	
Gesamt Bact.	Mittelw Stabw	4524 2040	7537 1490	11178 3448	25646 12570	7081 1009	3867 1176
Predatoren							
Actinolaimidae	Mittelw Stabw						
Anatonchidae	Mittelw Stabw			127 219		80 139	

Tab. A-2: Fortsetzung

		AKG	GOG	BRG	NOG	SCG	SBG
Predatoren							
Discolaimidae	Mittelw Stabw						
Mononchidae	Mittelw Stabw	513 324	351 342	1120 1262	495 858	480 132	197 134
Tripylidae	Mittelw Stabw	297 137	259 229	1407 701	285 494	872 230	274 265
Gesamt Pred.	Mittelw Stabw	810 328	610 360	2654 1644	781 746	1432 233	472 397
Omnivore							
Aporcelaimidae	Mittelw Stabw	595 273	929 809	1734 1315	638 765	2514 750	1215 453
Belondiridae	Mittelw Stabw	1181 641		589 525	285 494		200 135
Dorylaimidae	Mittelw Stabw			143 248			
Nordiidae	Mittelw Stabw	872 931	373 346	1474 586		662 516	
Qudsianematidae	Mittelw Stabw			488 441		160 153	410 359
Thornematidae	Mittelw Stabw	219 216		143 248		1722 640	
Gesamt Omniv.	Mittelw Stabw	2867 1624	1302 552	4572 1728	923 806	5058 737	1825 565
Phytophage							
Criconematidae	Mittelw Stabw		5451 1326		11385 4323	495 482	65 59
Dolichodoridae	Mittelw Stabw	12282 9267	33994 9468	3536 4493	14653 7264	17189 5942	
Hoplolaimidae	Mittelw Stabw	5778 5277	55613 22650	2457 1147	1008 896	1491 1060	9733 5028
Longidoridae	Mittelw Stabw	72 124		143 248	2091 1226	116 201	
Paratylenchidae	Mittelw Stabw	8870 6282	1309 1162	514 578	2002 872	14968 2524	
Pratylenchidae	Mittelw Stabw	4388 2845	3590 1508	2644 687	4077 1997	1636 1551	719 287
Tylenchidae	Mittelw Stabw	17608 6299	15030 6339	34395 9077	45276 7072	34992 13559	5859 1522
Tylodoridae	Mittelw Stabw	369 640			856 1483		
Gesamt Phy.	Mittelw Stabw	49367 1136	114987 16905	43690 13805	81348 8539	70886 18799	16376 5197
Gesamts. ohne Phy.	Mittelw Stabw	10075 2211	11772 1838	20189 5321	29210 14604	16463 552	7465 1103
Gesamtsumme	Mittelw Stabw	59441 2881	126759 17735	63879 15985	110558 9911	87349 19139	23841 4904

Tab. A-3: Nematodenpopulationen an den Acker- und Waldstandorten, Probenahme Frühjahr 2000 (Anzahl / kg TM)

		HAA	SCA	SBA	CRA	SCF	SBB
Fungivore							
Anguinidae	Mittelw Stabw	32 55		61 37	531 354	3 6	85 147
Aphelenchidae	Mittelw Stabw	207 73	98 170		125 217		85 147
Aphelenchoididae	Mittelw Stabw	569 173	634 593	132 22	1979 2281	203 172	472 519
Diphtherophoridae	Mittelw Stabw		260 244				
Leptonchidae	Mittelw Stabw						1511 715
Neotylenchidae	Mittelw Stabw						171 297
Gesamt Fung.	Mittelw Stabw	807 238	992 902	194 59	2635 2382	206 178	2323 93
Bacterivore							
Alaimidae	Mittelw Stabw	98 43	243 420	207 113			852 581
Bastianiidae	Mittelw Stabw			17 30		19 16	285 49
Bunonematidae	Mittelw Stabw			17 30		9 3	
Cephalobidae	Mittelw Stabw	2661 874	2005 810	708 266	4116 904	302 142	852 783
Diplopeltidae	Mittelw Stabw						
Panagrolaimidae	Mittelw Stabw	110 108	536 471	25 43	381 385	68 61	371 420
Plectidae	Mittelw Stabw	818 476	1174 261	1169 499	3901 430	320 224	1466 1145
Prismatolaimidae	Mittelw Stabw	270 120		49 52		35 10	699 879
Rhabditidae	Mittelw Stabw		1990 471	122 110	171 296	19 14	785 219
Rhabdolaimidae	Mittelw Stabw						
Teratocephalidae	Mittelw Stabw		81 140			233 40	1389 1112
Gesamt Bact.	Mittelw Stabw	3957 1306	6028 1434	2314 535	8569 1185	1005 346	6699 3397
Predatoren							
Actinolaimidae	Mittelw Stabw						
Anatonchidae	Mittelw Stabw	19 33	632 592	192 66	78 135		

Tab. A-3: Fortsetzung

		HAA	SCA	SBA	CRA	SCF	SBB
Predatoren							
Discolaimidae	Mittelw Stabw						
Mononchidae	Mittelw Stabw	94 21	320 154	159 11	568 226	4 7	670 172
Tripylidae	Mittelw Stabw	38 66	222 245	109 88	85 148	11 15	57 99
Gesamt Pred.	Mittelw Stabw	151 117	1173 261	460 146	731 339	15 14	727 267
Omnivore							
Aporcelaimidae	Mittelw Stabw	533 136	98 170	464 175	122 125	19 33	1305 1518
Belondiridae	Mittelw Stabw	19 33		30 27	117 202		
Dorylaimidae	Mittelw Stabw						
Nordiidae	Mittelw Stabw	189 168		83 30	85 148		
Qudsianematidae	Mittelw Stabw	51 48	162 280			5 5	85 147
Thornematidae	Mittelw Stabw		1524 805		740 36		
Gesamt Omniv.	Mittelw Stabw	792 71	1783 978	577 145	1064 90	25 34	3189 1612
Phytophage							
Criconematidae	Mittelw Stabw			72 62			57 99
Dolichodoridae	Mittelw Stabw	21615 2979	4765 1579	264 231	1318 290	4 7	
Hoplolaimidae	Mittelw Stabw	72 124	2258 1715	1946 176			
Longidoridae	Mittelw Stabw	115 152					57 99
Paratylenchidae	Mittelw Stabw		391 678				1027 901
Pratylenchidae	Mittelw Stabw		1240 372	280 76	671 545		184 191
Tylenchidae	Mittelw Stabw	11652 3290	8940 1484	821 233	3219 768	3734 2093	15884 15719
Tylodoridae	Mittelw Stabw					17 15	
Gesamt Phy.	Mittelw Stabw	33454 2251	17594 2465	3383 396	5208 1361	3754 2085	17209 15016
Gesamts. ohne Phy.	Mittelw Stabw	5707 1332	9977 2486	3545 438	12999 3181	1251 496	12938 2094
Gesamtsumme	Mittelw Stabw	39160 3348	27571 2633	6928 823	18208 4502	5005 1638	30147 16933

Tab. A-4: Nematoden: Probenahme Herbst 1998 und Frühjahr 2000; Standort: Schmollenberg (Anzahl/kg TM)

		SBB 1998	SBB 2000	SBA 1998	SBA 2000	SBG 1998	SBG 2000
Fungivore							
Anguinidae	Mittelw Stabw		85 147	633 944	61 37	122 233	91 82
Aphelenchidae	Mittelw Stabw		85 147	608 603		1477 1308	186 86
Aphelenchoididae	Mittelw Stabw	1564 2214	472 519	918 706	132 22	1162 482	1025 198
Diphtherophoridae	Mittelw Stabw						
Leptonchidae	Mittelw Stabw	2829 5306	1511 715			453 1110	
Neotylenchidae	Mittelw Stabw		171 297				
Gesamt Fung.	Mittelw Stabw	4393 5002	2323 93	2159 740	194 59	3214 3013	1302 171
Bacterivore							
Alaimidae	Mittelw Stabw	600 752	852 581	99 161	207 113	442 370	645 43
Bastianiidae	Mittelw Stabw		285 49		17 30		82 80
Bunonematidae	Mittelw Stabw	1139 809			17 30	43 106	
Cephalobidae	Mittelw Stabw	3388 1666	852 783	2407 833	708 266	7146 2356	1383 600
Diplopeltidae	Mittelw Stabw	38 93					
Leptolaimidae	Mittelw Stabw	329 570					
Panagrolaimidae	Mittelw Stabw	320 399	371 420	880 856	25 43	84 132	82 80
Plectidae	Mittelw Stabw	6770 5273	1466 1145	806 356	1169 499	4210 2894	1361 496
Prismatolaimidae	Mittelw Stabw	789 902	699 879	21 51	49 52	165 63	27 46
Rhabditidae	Mittelw Stabw	1078 687	785 219	4567 820	122 110	10825 3579	286 429
Rhabdolaimidae	Mittelw Stabw	80 194					
Teratocephalidae	Mittelw Stabw	7022 4207	1389 1112				
Gesamt Bact.	Mittelw Stabw	21553 2609	6699 3397	8780 1746	2314 535	22915 4305	3867 1176
Predatoren							
Actinolaimidae	Mittelw Stabw						
Anatonchidae	Mittelw Stabw			230 153	192 66	817 952	

Tab. A-4: Fortsetzung

		SBB 1998	SBB 2000	SBA 1998	SBA 2000	SBG 1998	SBG 2000
Predatoren							
Discolaimidae	Mittelw Stabw						
Mononchidae	Mittelw Stabw	799 632	670 172	545 246	159 11	808 529	197 134
Tripylidae	Mittelw Stabw	582 661	57 99	589 506	109 88	839 1136	274 265
Gesamt Pred.	Mittelw Stabw	1381 153	727 267	1364 196	460 146	2464 16	472 397
Omnivore							
Aporcelaimidae	Mittelw Stabw	7472 5008	1305 1518	559 677	464 175	1655 1239	1215 453
Belondiridae	Mittelw Stabw				30 27		200 135
Dorylaimidae	Mittelw Stabw						
Nordiidae	Mittelw Stabw			23 56	83 30		
Qudsianematidae	Mittelw Stabw		85 147				410 359
Thornematidae	Mittelw Stabw					925 840	
Gesamt Omniv.	Mittelw Stabw	7472	3189 1612	582 379	577 145	2580 516	1825 565
Phytophage							
Criconematidae	Mittelw Stabw	601 932	57 99	252 267	72 62	261 220	65 59
Dolichodoridae	Mittelw Stabw			2984 2012	264 231	2595 3418	
Hoplolaimidae	Mittelw Stabw	35 87		7277 4693	1946 176	15944 11909	9733 5028
Longidoridae	Mittelw Stabw	559 988	57 99				
Paratylenchidae	Mittelw Stabw	9335 13518	1027 901				
Pratylenchidae	Mittelw Stabw	329 806	184 191	3819 1616	280 76	2050 2010	719 287
Tylenchidae	Mittelw Stabw	88334 53210	15884 15719	3046 2077	821 233	23991 7342	5859 1522
Tylodoridae	Mittelw Stabw						
Gesamt Phy.	Mittelw Stabw	99193 35358	17209 15016	17378 9441	3383 396	44841 15501	16376 5197
Gesamts. ohne Phy.	Mittelw Stabw	34799 8922	12938 2094	12884 1436	3545 438	31172 7411	7465 1103
Gesamtsumme	Mittelw Stabw	133992 41201	30147 16933	30262 9792	6928 823	76013 16733	23841 4904

Tab. A-5: Enchytraeen: Übersicht über die Fangergebnisse an den 15 Standorten (Mittelwerte pro Probe bzw. Art) sowie Gesamtfangzahl

Standort	SBG	SBB	SBA	NIB	BRG	AKG	TAM	SCF	SCG	SCA	NOG	GOG	CRA	HAA	HAG
Achaeta sp.	3,7	9,8		39,8	4,3		3,9	10,0	1,0					0,8	0,4
Achaeta A									0,1						
A. aberrans	0,1	0,3													
A. abulba				2,1											
A. cf affinis		2,4		13,9				12,4							
A. bibulba														0,6	0,1
A. bohemica	0,4	0,2													
A. PSBOH					2,4										
A. brevivasa							0,9								
A. camerani				0,7			37,1								
A. eiseni		0,4		5,1											
A. microcosmi	1,3				1,7				0,1						
Bryodrilus sp.					0,1										
Buchholzia sp.												0,1			
B. appendiculata		0,6													0,1
B. fallax													0,2		
Cernosvitoviella sp.									0,3						
C. cf atrata	0,2								0,6						
C. cognetti		0,2		1,9											
C. glandulosa					0,1						1,8				
C. sphagnetorum		4,0		12,8			15,9	36,6			0,4				
Enchytraeus sp.	3,6	7,9	11,9	0,7	2,0	2,3	0,9		5,6	2,7	0,1	0,6	4,7	5,1	4,3
E. bigeminus									0,6	0,2			0,4		
E. cf buchholzi						0,1									
E. buchholzi	0,8	0,6	4,9		0,1	0,3	0,2		0,4	0,9			0,6	1,3	1,0
E. christenseni	0,7	2,8	1,8		0,4	0,6			0,9				0,6	0,9	1,3
E. coronatus					0,1							0,2			
E. lacteus	0,1	0,2				0,3			0,1	0,9			1,4	1,3	0,3
E. norvegicus		0,8	1,2	4,1						1,9					
Enchytronia sp.									0,3						
Enchytronia HELL															0,1
E. parva	0,2	1,2		1,8			0,1		3,2						
Fridericia sp.			0,2		0,9		0,7	0,1				0,1	0,6		
Fridericia sp. groß	1,4	1,4	0,1		0,3	2,9		0,1	2,6	3,3			0,2		3,0
Fridericia sp. klein	9,6	5,6	1,0		0,9	10,3			8,8	6,3			0,4	8,0	7,6
Fridericia 2-2 DKL					0,4										
Fridericia 4-2	0,7													0,4	0,1
Fridericia 4-2 DKL		0,3													
Fridericia 4-2 HELL		0,2													
Fridericia oh. SP									0,1						
F. alata									2,0	0,3					
F. bisetosa	0,4	0,6				1,9			1,2						1,6
F. cf bulboides											0,1			1,2	
F. bulboides	1,2		0,9		0,3	1,3				1,0					2,1
F. bulbosa		1,0							0,1					1,0	
F. cf connata												0,3			
F. connata						1,1									0,8
F. galba	0,7	0,2	0,2		0,2	0,9			2,8	4,3		0,1	0,2		0,7
F. gracilis										0,7					
F. leydi	0,6	0,1							3,1						0,2
F. maculata	4,1	0,2													
F. cf paroniana						0,3									
F. paroniana	0,3	0,3	0,3						0,8	0,4				1,3	0,7
F. PB									0,4	0,1					0,2
F. perrieri										0,7			0,7		0,3
F. ratzei	0,1				0,2										0,3
F. semisetosa		0,1													0,1
F. striata							0,6								
F. sylvatica	0,4	0,9			0,8	0,4									2,4
Henlea sp.			0,7		8,2	2,8			0,1	0,3	0,6	3,2		0,1	0,3
H. heleotropha												0,1			
H. nasuta					1,2	0,7						1,2		0,1	0,1
H. perpusilla					0,8						0,3	1,2			0,2
H. ventriculosa						0,8									0,1
Marionina sp.		0,6			0,1	1,2			1,4					0,1	
M. clavata				31,7			12,7								
M. filiformis		0,1													
M. cf vesiculata						0,3			0,2						
M. vesiculata					0,8	0,2			0,2						
Mesenchytraeus sp.				1,0				1,2							
M. glandulosus							0,3	0,3							
M. pelicensis								0,2							
O. cambrensis		0,4		23,7			2,9	11,2							
S. niveus		2,3		6,9											
REST	4,9	6,8	2,7	13,4	2,4	6,1	6,7	6,1	5,2	3,3	0,7	2,0	1,4	4,1	4,2
SUMME	320	474	233	1435	261	315	745	705	381	247	36	83	103	238	296

Einzelaufschlüsselung aller Fangdaten für die Enchytraeen: Probennahme im Frühjahr/Herbst 2000

Achaeta sp

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	4	0	1	0	0	0	5	0	0	0	40	0	14	17	9
2	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0	131	0	2	17	5
3	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	6	5	0
4	37	0	2	0	0	0	10	0	0	0	66	0	6	12	0
5	15	0	0	0	0	0	6	0	3	2	2	0	0	2	11
6	13	0	2	0	0	0	1	0	0	1	11	0	0	7	1
7	0	0	2	0	0	0	7	0	0	4	33	0	0	5	7
8	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	18	0	5	14	0
9	0	0	2	0	0	0	3	0	1	0	39	0	0	9	2
Mean	10,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,0	0,4	0,8	39,8	0,0	3,7	9,8	3,9
SD	11,7	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	3,2	0,0	1,0	1,4	39,1	0,0	4,7	5,5	4,3

Achaeta A

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	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	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	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	0,0

A. aberrans

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	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	2	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	0,3	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	0,7	0,0

A. abulba

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	6	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	1	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	4	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	3	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	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	2,1	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	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0

A. cf affinoides

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	2	0
2	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0	10	0
3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	0
4	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	2	0
5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
6	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0
7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	2	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	1	0
Mean	12,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,9	0,0	0,0	2,4	0,0
SD	18,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,1	0,0	0,0	2,9	0,0

A. bibulba

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	2	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	0	1	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	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	0,1	0,6	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	0,3	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

A. bohemica

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	2	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	0,4	0,2	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	0,9	0,4	0,0

A. PSBOH

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	7	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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	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	0,0
SD	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	0,0

A. brevivasa

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
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	3
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	0,9
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	1,8

A. camerani

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	16
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	14
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	29
Mean	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	0,0	37,1
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	25,0

A. eiseni

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	16
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	14
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	29
Mean	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	0,0	37,1
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	25,0

A. microcosmi

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	8	0	0
2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0
3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0
5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	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	1	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	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0

Bryodrilus sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	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	0,1	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	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Buchholzia sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	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	0,1	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	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

B. appendiculata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	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	2	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	1	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	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0
SD	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	1,1	0,0

B. fallax

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	1	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	0,2	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	0,0	0,0	0,4	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.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	3	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	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	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

C. cf atrata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
2	0	0	2	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	2	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	1	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	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0

Cognettia cognettii

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	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	4	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	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	1	0	0	1	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	1	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	1,9	0,0	0,0	0,2	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,4	0,0

C. glandulosa

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	3	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	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	5	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	4	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,8	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	0,3	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

C. sphagnetorum

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	10	32
2	27	0	0	0	0	0	0	3	0	0	14	0	0	0	12
3	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	6
4	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	4
5	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	43
6	22	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7	0	0	8	11
7	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	12
8	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	16	9
9	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	2	14
Mean	36,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	12,8	0,0	0,0	4,0	15,9
SD	10,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	5,9	0,0	0,0	5,9	12,9

Enchytraeus sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	7	12	8	0	0	3	0	2	16	1	11	3	9	0
2	0	0	3	2	0	1	0	1	0	6	0	11	3	10	0
3	0	0	11	2	0	2	1	0	8	1	0	17	4	12	0
4	0	4	6	4	2	0	0	0	9	0	3	13	5	5	0
5	0	4	2	2	3	0	6	0	5	0	0	15	0	1	1
6	0	0	6	2	3	0	3	0	1	3	1	5	0	5	0
7	0	4	4	9	1	0	0	0	4	9	1	11	8	6	5
8	0	2	3	5	7	2	3	0	6	9	0	12	1	7	2
9	0	3	3	8	5	0	2	0	4	2	0	12	8	16	0
Mean	0,0	2,7	5,6	4,7	2,3	0,6	2,0	0,1	4,3	5,1	0,7	11,9	3,6	7,9	0,9
SD	0,0	2,4	3,6	3,0	2,4	0,9	2,0	0,3	3,0	5,4	1,0	3,3	3,0	4,4	1,7

E. bigeminus

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	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	0
9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,2	0,6	0,4	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	0,4	1,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

E. buchholzi

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	11	1	0	0
2	0	2	0	2	0	0	0	0	2	2	0	1	2	0	0
3	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	11	1	3	0
4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	0
5	0	1	0	1	2	0	0	0	1	0	0	4	1	0	0
6	0	0	3	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	6	1	0	1
8	0	1	0	0	1	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	2	1
Mean	0,0	0,9	0,4	0,6	0,3	0,0	0,1	0,0	1,0	1,3	0,0	4,9	0,8	0,6	0,2
SD	0,0	1,4	1,0	0,7	0,7	0,0	0,3	0,0	1,0	1,8	0,0	4,3	0,7	1,1	0,4

E. cf buchholzi

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	0	0	0
8	0	0	0	0	1	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	0,1	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	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

E. christenseni

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	5	0	0	0	1	0	0	1	0	3	1	9	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
3	0	0	2	1	0	0	0	0	3	0	0	4	0	0	0
4	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0
5	0	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
6	0	0	1	0	2	0	2	0	0	1	0	5	0	5	0
7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	7	4	0	1	2	0	0
9	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	2	8	0
Mean	0,0	0,0	0,9	0,6	0,6	0,0	0,4	0,0	1,3	0,9	0,0	1,8	0,7	2,8	0,0
SD	0,0	0,0	1,7	0,7	1,1	0,0	0,7	0,0	2,3	1,4	0,0	1,9	0,9	3,6	0,0

E. coronatus

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	1	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	1	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	1	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	0,2	0,1	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	0,0	0,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

E. lacteus

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	1	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	1	0	3	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
8	0	1	0	5	1	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,9	0,1	1,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3	1,3	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0
SD	0,0	0,8	0,3	1,7	0,7	0,0	0,0	0,0	0,5	2,2	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0

E. norvegicus

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	0
2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1	0	0	0
4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	2	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
6	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	2	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	0	0	0
9	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Mean	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	1,2	0,0	0,8	0,0
SD	0,0	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	1,6	0,0	1,0	0,0

Enchytronia sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	3	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	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	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	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

Enchytronia HELL

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	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	0,1	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	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

E. parva

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1
2	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
3	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	2	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
6	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	0	0
8	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0
Mean	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,2	1,2	0,1
SD	0,0	0,0	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,4	1,0	0,3

Fridericia sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	1	0	0	5	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	3
6	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	1
7	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,1	0,0	0,0	0,6	0,0	0,1	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,7
SD	0,3	0,0	0,0	1,0	0,0	0,3	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	1,1

Fridericia sp. groß

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	6	2	2	3	0	0	0	5	0	0	0	3	4	0
2	0	2	0	0	7	0	0	0	3	0	0	0	0	2	0
3	1	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	2	3	0
4	0	2	3	0	3	0	0	0	2	0	0	1	2	0	0
5	0	5	2	0	2	0	3	0	3	0	0	0	1	0	0
6	0	2	2	0	5	0	0	0	4	0	0	0	1	1	0
7	0	3	8	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0
8	0	6	4	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	2	0
9	0	4	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Mean	0,1	3,3	2,6	0,2	2,9	0,0	0,3	0,0	3,0	0,0	0,0	0,1	1,4	1,4	0,0
SD	0,3	2,1	2,4	0,7	2,1	0,0	1,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,3	1,1	1,4	0,0

Fridericia sp. klein

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	6	6	2	11	0	0	0	7	0	0	0	15	8	0
2	0	9	9	0	15	0	0	0	1	7	0	0	2	10	0
3	0	4	11	0	1	0	0	0	9	7	0	1	12	8	0
4	0	7	14	0	8	0	0	0	14	2	0	0	10	1	0
5	0	5	7	0	11	0	6	0	10	11	0	4	8	6	0
6	0	4	11	0	9	0	0	0	6	7	0	0	5	4	0
7	0	7	9	0	3	0	0	0	8	23	0	0	5	0	0
8	0	3	6	0	17	0	1	0	10	13	0	3	5	9	0
9	0	12	6	2	18	0	1	0	3	2	0	1	24	4	0
Mean	0,0	6,3	8,8	0,4	10,3	0,0	0,9	0,0	7,6	8,0	0,0	1,0	9,6	5,6	0,0
SD	0,0	2,8	2,8	0,9	5,9	0,0	2,0	0,0	3,9	7,1	0,0	1,5	6,8	3,5	0,0

Fridericia 2-2 DKL

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	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	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	2	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	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	0,0
SD	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	0,0

Fridericia 4-2

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	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	1	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	3	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	2	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	1,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0

Fridericia 4-2 DKL

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	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	3	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	0,3	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	0,0	1,0	0,0

Fridericia 4-2 HELL

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	2	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	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	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	0,0	0,7	0,0

Fridericia oh. SP

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	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	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	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	0,0

F. alata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	9	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	2	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	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,3	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
SD	0,0	0,5	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

F. bisetosa

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	2	0	5	0	0	0	2	0	0	0	2	2	0
2	0	0	1	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
4	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
6	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
7	0	0	2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
8	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
9	0	0	3	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	1,2	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,4	0,6	0,0
SD	0,0	0,0	1,1	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,7	0,9	0,0

F. bulboides

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	5	0	0
2	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
4	0	4	0	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	3	1	0	0
6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	1	0	0
8	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0
9	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	2	2	0	0
Mean	0,0	1,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,3	0,0	2,1	0,0	0,0	0,9	1,2	0,0	0,0
SD	0,0	1,5	0,0	0,0	1,3	0,0	0,5	0,0	2,4	0,0	0,0	1,1	1,6	0,0	0,0

F. cf bulboides

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	3	0	0	0	0	0
3	0	0	0	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	3	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	1	0	2	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	1	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	1,2	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	0,3	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

F. bulbosa

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	5	0
3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	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	2	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	6	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	2	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0

F. connata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	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	2	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	1	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	2	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	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

F. cf connata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	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	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	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	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

F. galba

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	3	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
2	0	15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
3	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	7	0	1	0	1	0	1	0	0	0	2	0	0
5	0	6	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	2	3	0	2	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0
7	0	3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0
8	0	6	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
9	0	3	1	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	4,3	2,8	0,2	0,9	0,1	0,2	0,0	0,7	0,0	0,0	0,2	0,7	0,2	0,0
SD	0,0	4,5	2,4	0,4	1,4	0,3	0,4	0,0	1,0	0,0	0,0	0,4	1,1	0,7	0,0

F. gracilis

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	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	2	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	0,7	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	1,1	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

F. leydigi

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	1	0
4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
5	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
7	0	0	3	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	1	0	0
9	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,6	0,1	0,0
SD	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,7	0,3	0,0

F. maculata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	17	1	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	6	1	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	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	4,1	0,2	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	5,6	0,4	0,0

F. paroniana

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	1	0
3	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
4	0	1	1	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0
5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	2	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0
9	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Mean	0,0	0,4	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,3	0,0	0,3	0,3	0,3	0,0
SD	0,0	0,7	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,6	0,0	0,5	0,5	0,7	0,0

F. cf paroniana

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	1	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	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

F. PB

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
5	0	0	2	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	1	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	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,3	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

F. perrieri

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	4	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	2	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
7	0	1	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
8	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,7	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,9	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

F. ratzeli

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	1	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	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	0,4	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0

F. semisetosa

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	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	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	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SD	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	0,3	0,0

F. striata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	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	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	1,7

F. sylvatica

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0
2	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
4	0	0	0	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	5	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	1	0	1	0	3	0	0	0	1	0	0
9	0	0	0	0	1	0	3	0	2	0	0	0	3	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,8	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,9	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	1,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	1,0	1,4	0,0

Henlea sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	3	1	8	0	0	0	0	1	0	0	0
2	0	0	0	0	2	6	12	2	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	1	7	13	0	2	0	0	0	0	0	0
4	0	0	1	0	3	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	3	0	8	1	1	0	0	0	0	0	0
6	0	1	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	2	0	0	1	3	8	1	0	0	0	2	0	0	0
8	0	0	0	0	5	5	8	1	0	0	0	1	0	0	0
9	0	0	0	0	6	4	8	0	0	1	0	2	0	0	0
Mean	0,0	0,3	0,1	0,0	2,8	3,2	8,2	0,6	0,3	0,1	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,7	0,3	0,0	1,8	2,4	2,9	0,7	0,7	0,3	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0

H. helectropha

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	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	0,1	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	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

H. nasuta

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	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	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,2	1,2	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,7	1,1	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

H. perpusilla

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	1	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	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	3	1	2	1	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,8	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,1	0,7	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

H. ventriculosa

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	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
3	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	1	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	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Marionina sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
6	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	3	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	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	1,4	0,0	1,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0
SD	0,0	0,0	2,7	0,0	1,3	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0

M. clavata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	16
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	0	0	0	12
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	18
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	17
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	1
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	0	0	0	15
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	0	0	0	22
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	13
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	31,7	0,0	0,0	0,0	12,7
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,7	0,0	0,0	0,0	7,5

M. filiformis

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	0,1	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	0,0	0,3	0,0

M. vesiculata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	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	0	2	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	2	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,7	0,0	0,4	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

M. cf vesiculata

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	2	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	0,2	0,0	0,3	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	0,7	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Mesenchytraeus sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
2	3	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	3	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	2	0	0	0	0
7	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2	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	1	0	0	0	0
Mean	1,2	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
SD	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0

M. glandulosus

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	2
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	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	2	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	0,3
SD	0,7	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

M. pelicensis

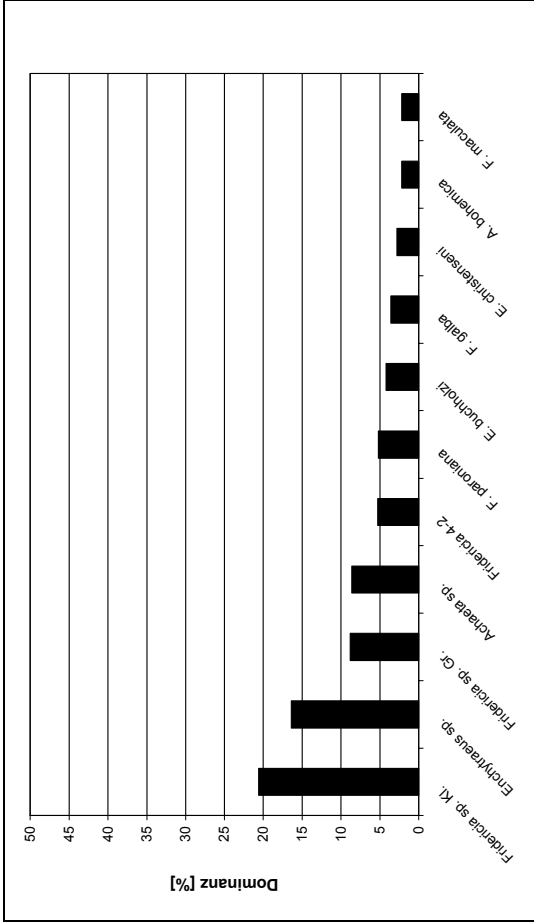
Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	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	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,4	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

Oconnorella cambrensis

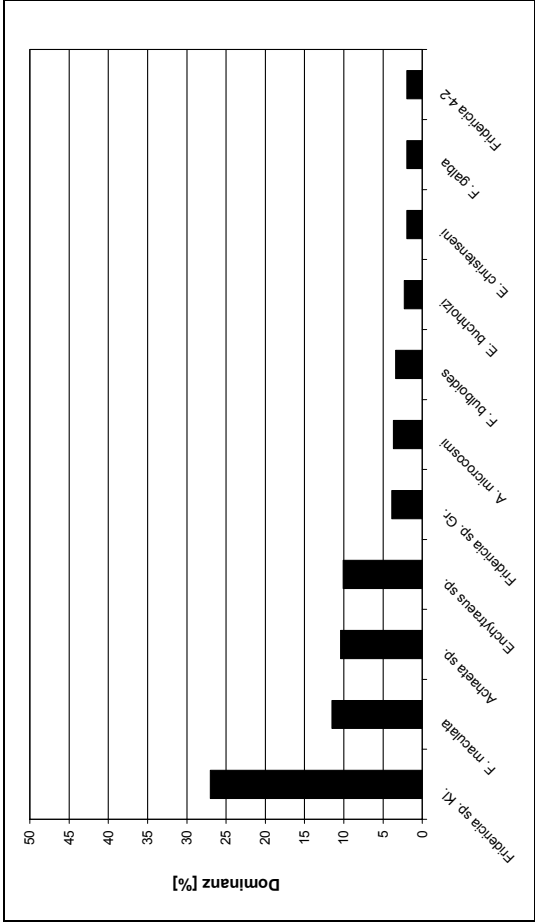
Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0
2	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
3	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0
4	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0
5	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	1
6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
7	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	18
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	0	0	1	7
9	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	0	0	3	0
Mean	11,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,7	0,0	0,0	0,4	2,9
SD	13,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,0	0,0	0,0	1,0	6,1

Stercutus niveus

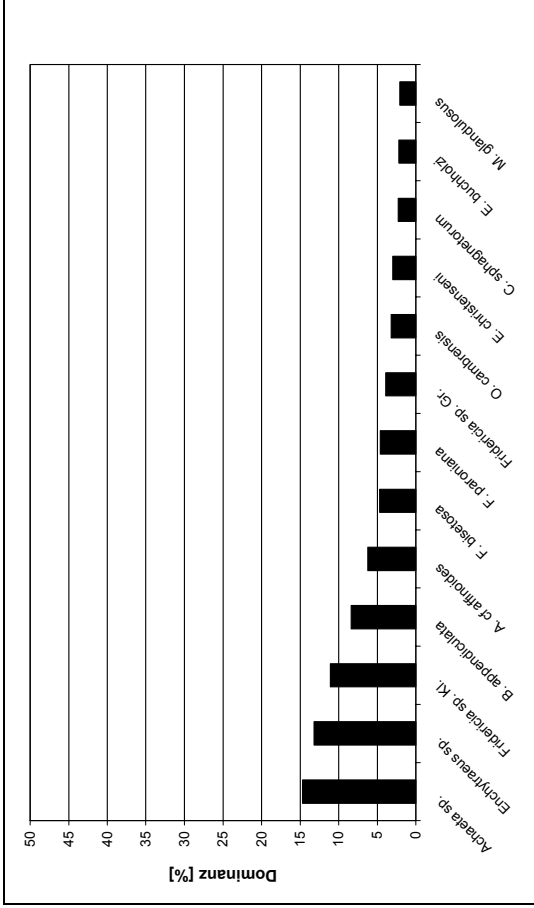
Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAW	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	1	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	2	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	1	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	6	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	1	0
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,9	0,0	0,0	2,3	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	0,0	0,0	1,9	0,0



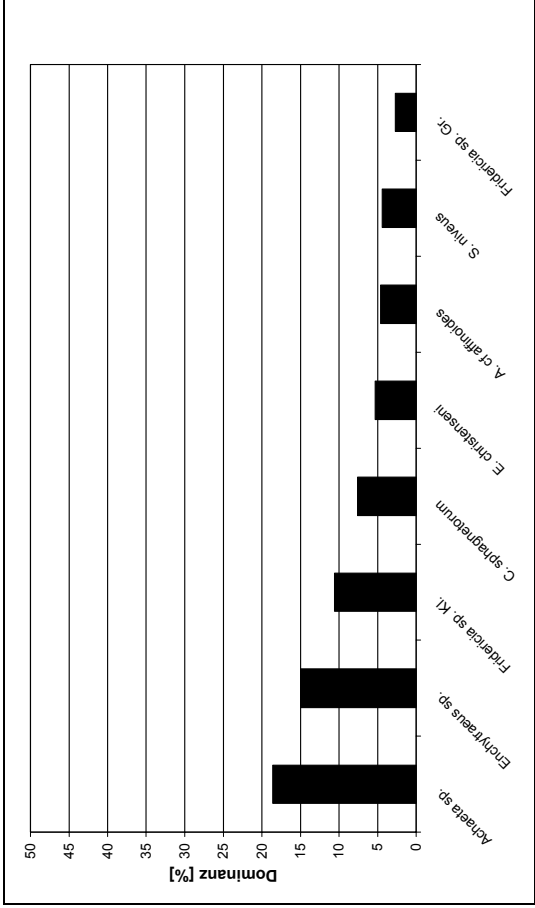
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SBB, Probenahme Okt. 1998



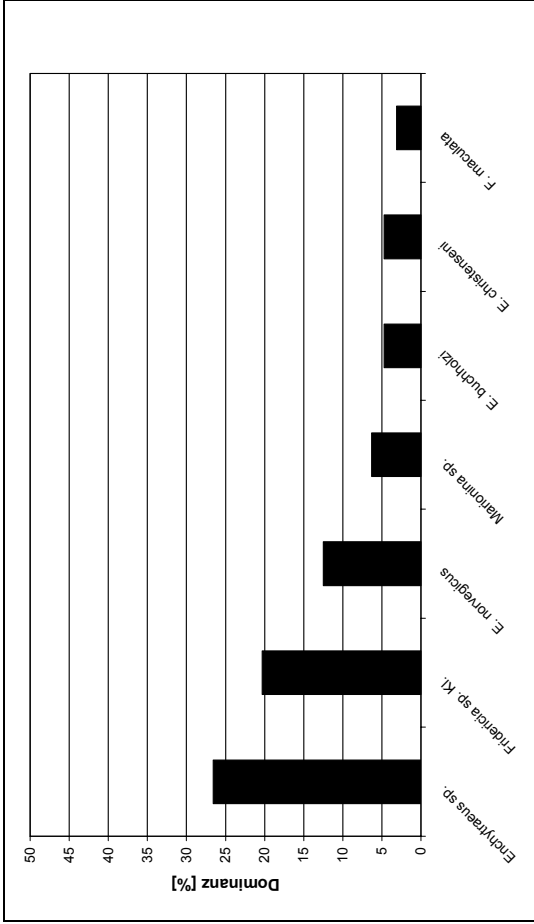
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SBB, Probenahme Mrz. 2000



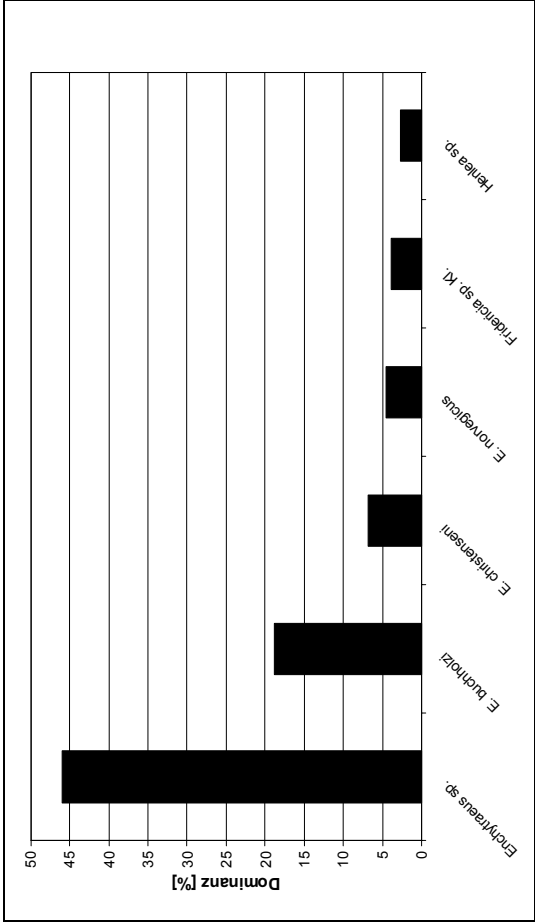
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SBB, Probenahme Okt. 1998



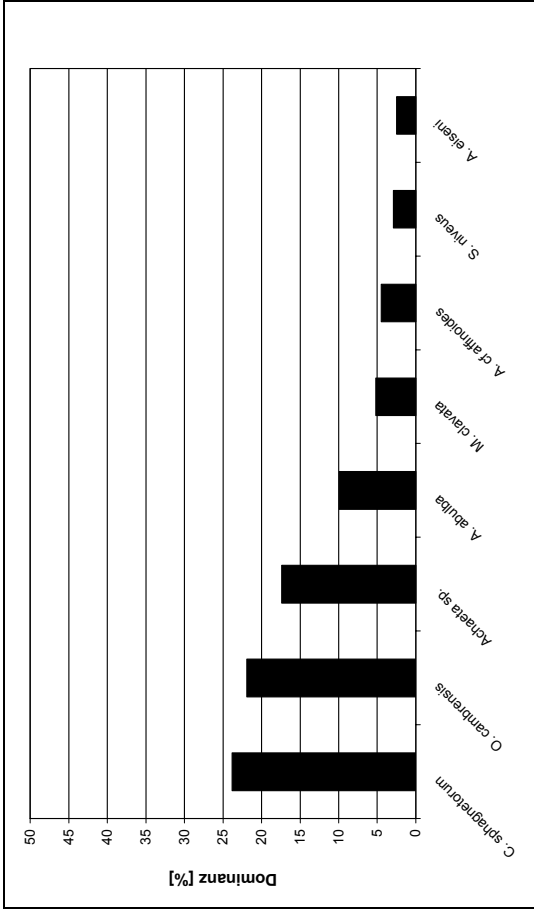
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SBB, Probenahme Mrz. 2000



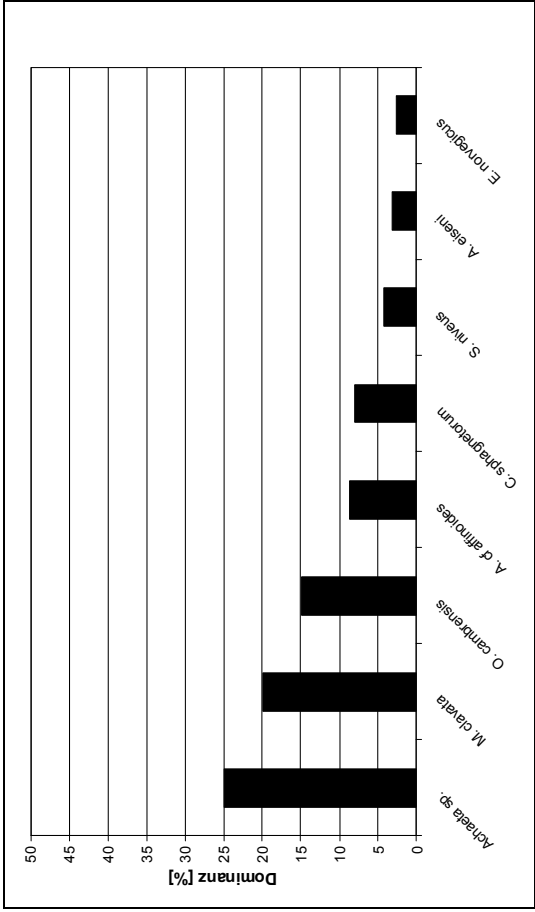
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SBA, Probenahme Okt. 1998



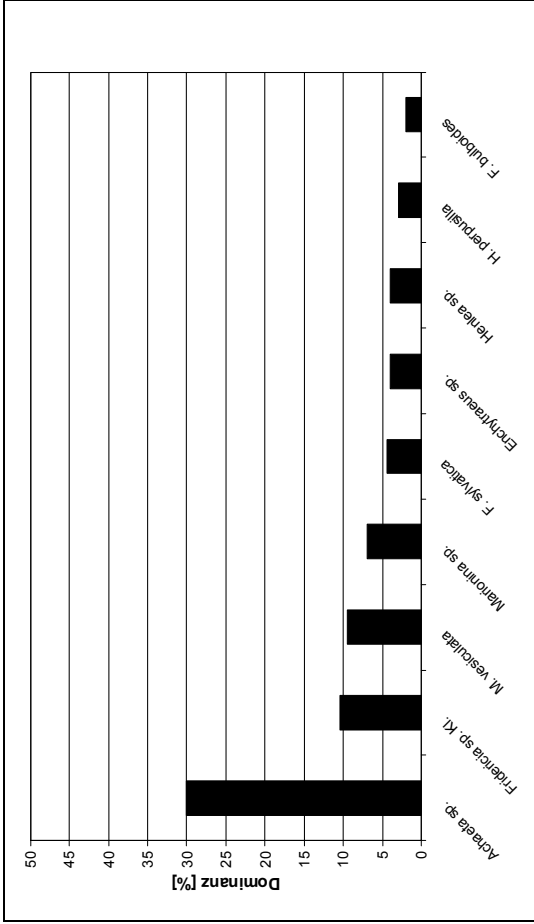
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SBA, Probenahme Mrz. 2000



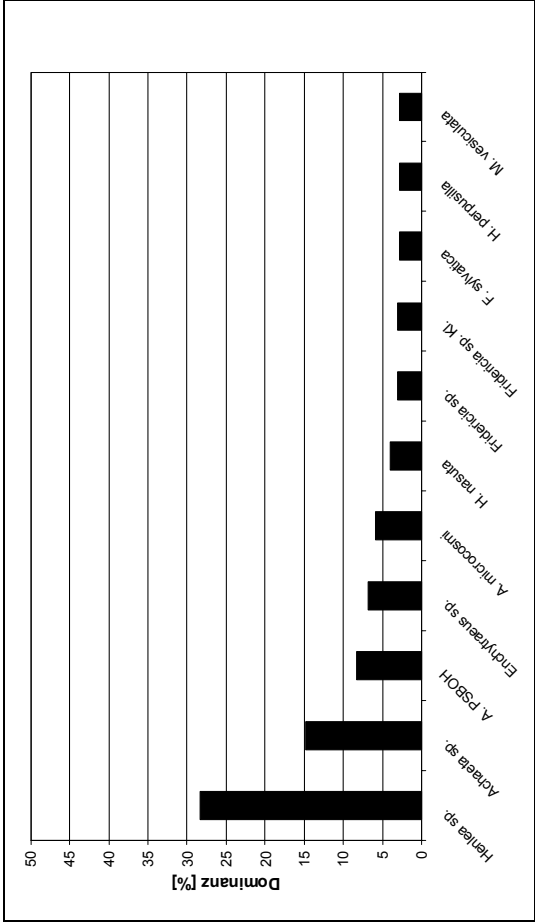
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für NIB, Probenahme Nov. 1998



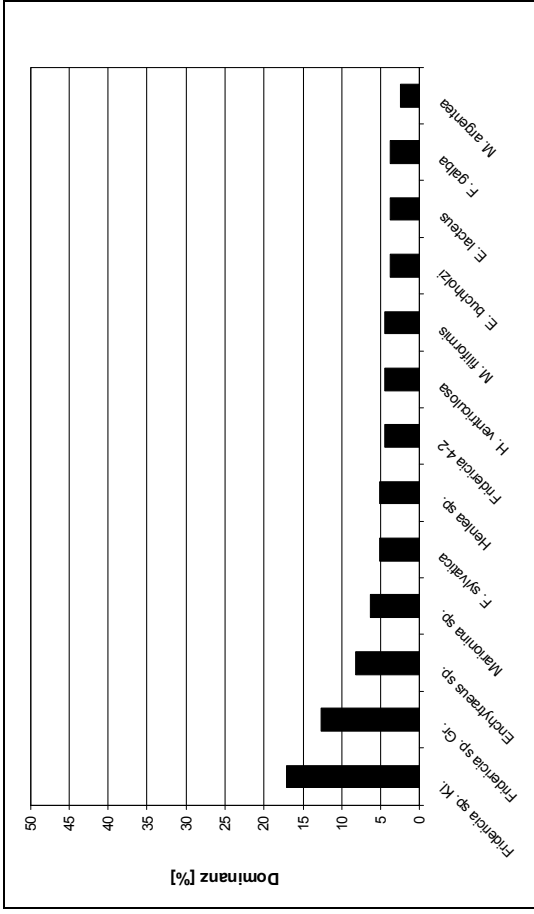
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für NIB, Probenahme Apr. 2000



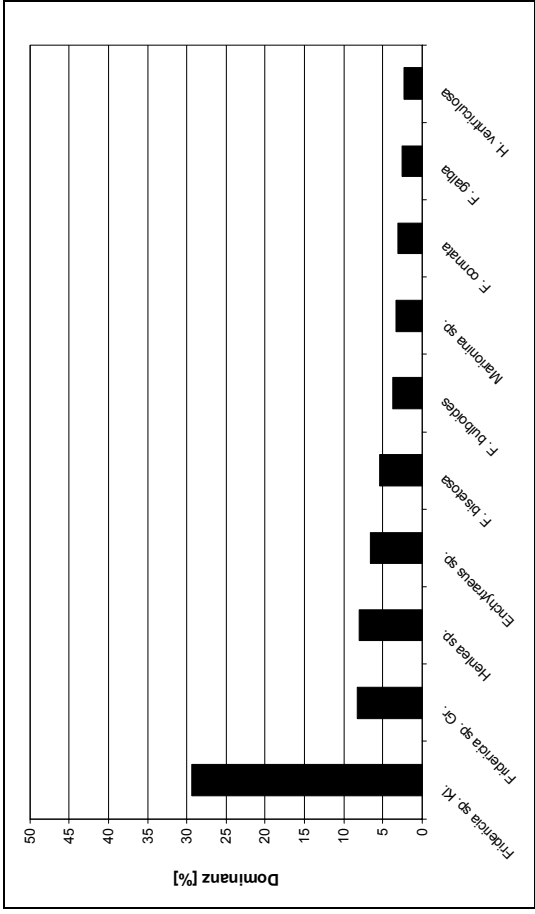
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für BRG, Probenahme Nov. 1998



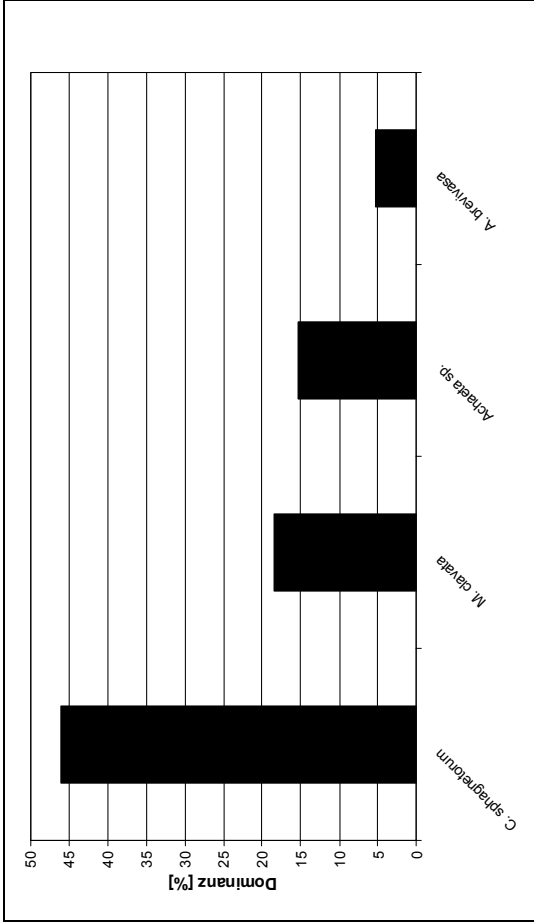
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für BRG, Probenahme Mai 2000



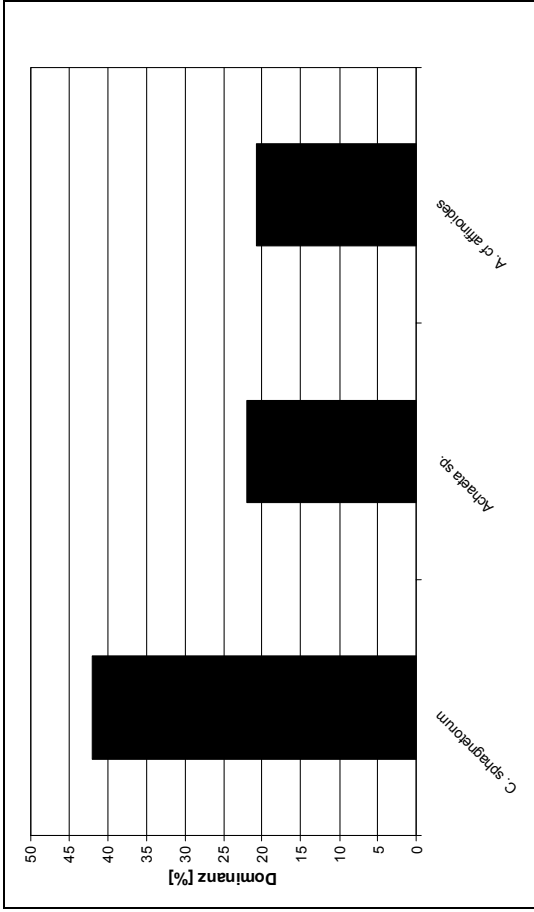
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für AKG, Probenahme Dez. 1998



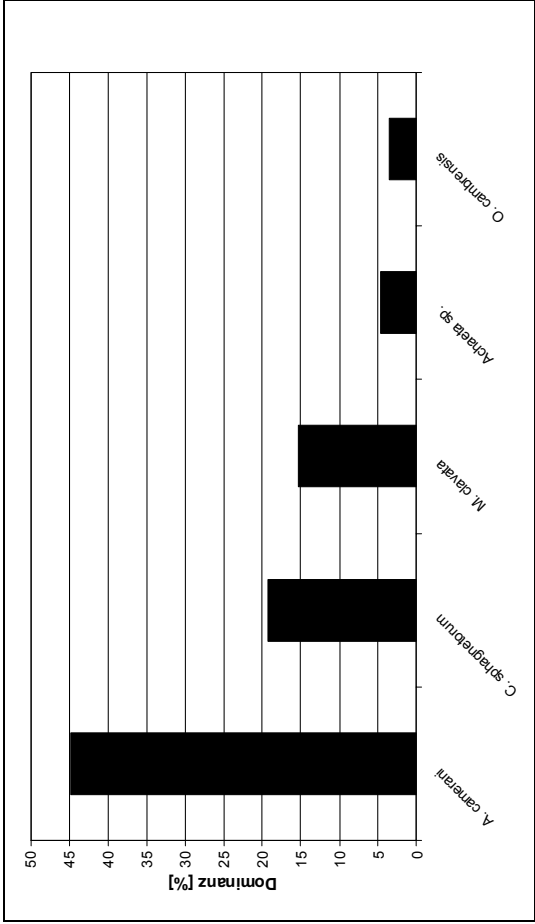
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für AKG, Probenahme Jun. 2000



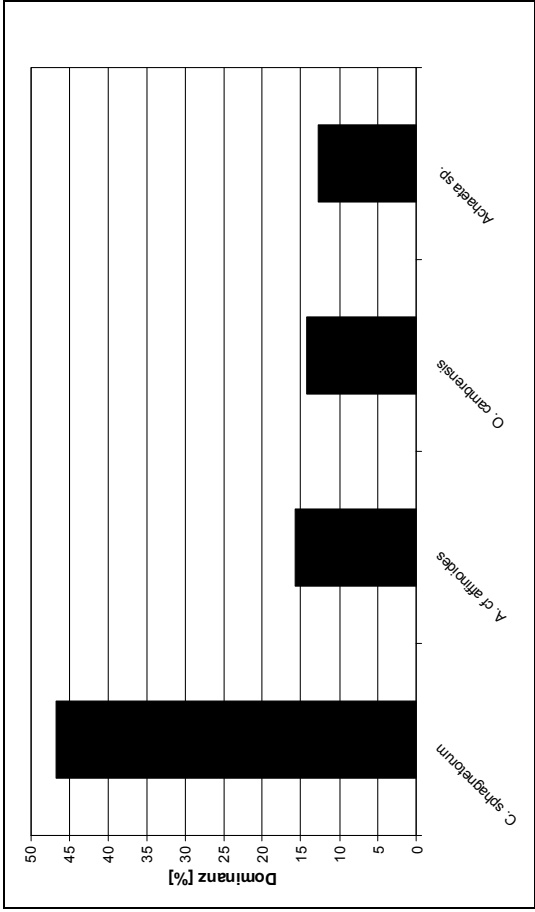
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für TAM, Probenahme Dez. 1998



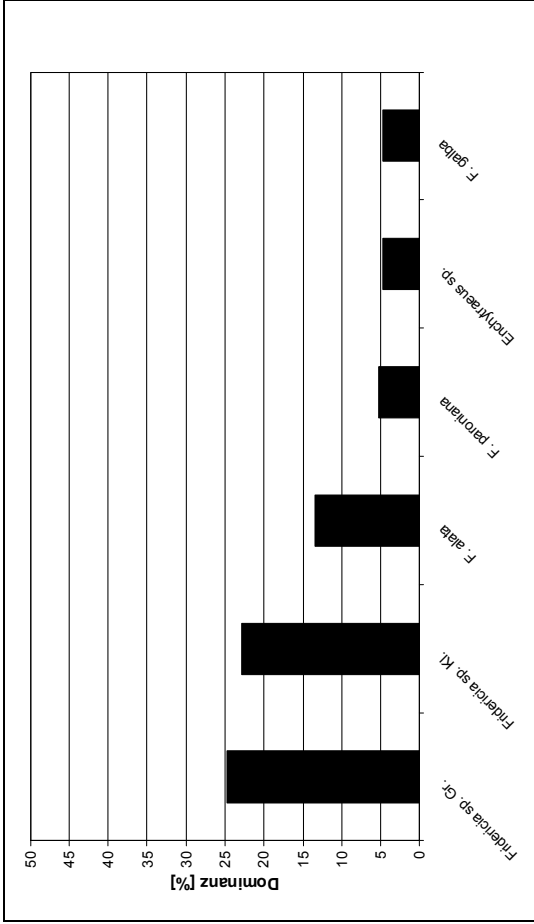
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SCF, Probenahme Dez. 1998



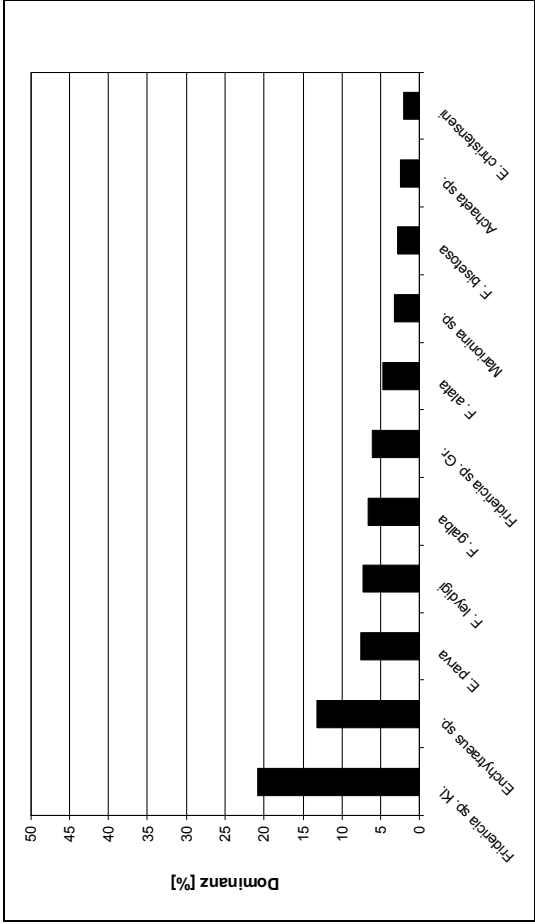
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für TAM, Probenahme Apr. 2000



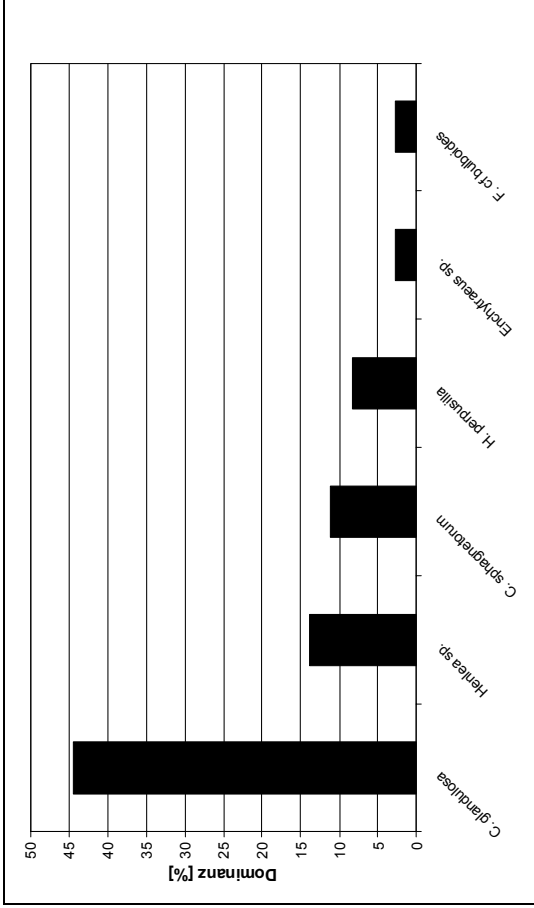
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SCF, Probenahme Nov. 2000



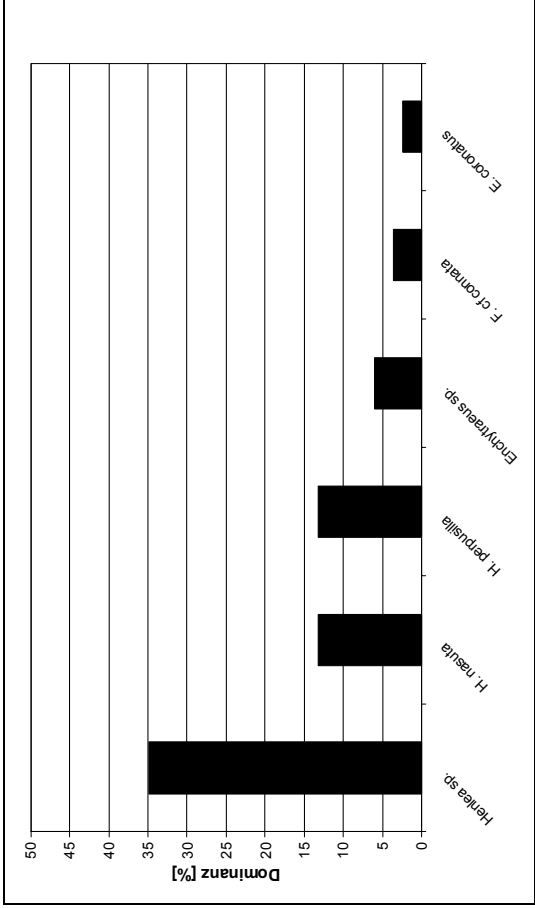
Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SCG, Probenahme Dez. 1998



Enchytraeen: Dominanzrangkurve für SCG, Probenahme Nov. 2000



Enchytraeen: Dominanzrangkurve für den belasteten Standort NOG



Enchytraeen: Dominanzrangkurve für den belasteten Standort GOG

Tab. A-6: Regenwürmer: Übersicht über die Fangergebnisse an den 15 Standorten (Mittelwerte pro Probe bzw. Art) sowie Gesamtfangzahl

Standort	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
Apporectodea sp		4,0	16,5	3,8	5,3	3,2			14,3	2,0		16,2	13,8		
A. caliginosa		5,3	10,0	1,8					3,2	3,5		7,2	9,0		
A. clorotica						3,8									
A. limicola				0,3					0,7				1,7		
A. longa				0,3					0,2	0,2					
A. rosea		0,2	1,3	0,3					0,2	0,2	0,2	0,2	2,0		
Dendrobaena sp	0,7													0,8	0,7
D. octaedra														0,2	0,7
D. rubidus														1,5	
H. antipae															
Lumbricus sp.		1,5	6,5	0,2	4,0	4,5	13,3	10,2	3,3		0,3	2,7	1,2		
L. castaneus		0,3			1,2	0,3							1,7		0,2
L. rubellus		1,7	1,5				1,8	0,3			0,2	1,3	1,0		
L. terrestris		0,8	0,5	0,2	2,5		3,3	1,3	0,3				1,3		
Octolasion sp.				2,0					2,8	1,5		1,5	0,7		
O. cyaneum									0,8	0,2		0,2			
O. tyrtaeum				0,2					0,2						
Rest		3,7	1,5	0,2	0,3	0,2	1,3	0,5	5,2	1,0		2,3	3,2	0,3	0,2
Summe	0,7	17,5	37,8	9,3	13,3	12,0	19,8	12,3	31,2	8,5	0,7	31,5	35,5	2,8	1,7

Einzelaufschlüsselung aller Fangergebnisse für die Regenwürmer: Probennahme Frühjahr/Herbst 2000

Aporrectodea sp. Kursiv: incl. Allolobophora sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	4	19	2	10	0	0	0	17	3	0	25	7	0	0
2	0	7	3	2	12	4	0	0	23	1	0	8	9	0	0
3	0	7	21	11	4	2	0	0	14	3	0	14	23	0	0
4	0	3	15	1	3	6	0	0	15	1	0	20	20	0	0
5	0	3	21	3	2	6	0	0	12	0	0	10	16	0	0
6	0	0	20	4	1	1	0	0	5	4	0	20	8	0	0
Sonderfang	1								20						
Mean	0,0	4,0	16,5	3,8	5,3	3,2	0,0	0,0	14,3	2,0	0,0	16,2	13,8	0,0	0,0
SD	0,0	2,7	7,0	3,7	4,5	2,6	0,0	0,0	5,9	1,5	0,0	6,6	6,8	0,0	0,0

A. caliginosa Kursiv: incl. A.c. nocturna

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	6	7	0	0	0	0	0	2	4	0	9	22	0	0
2	0	4	7	1	0	0	0	0	1	5	0	7	6	0	0
3	0	9	15	3	0	0	0	0	2	2	0	4	10	0	0
4	0	2	16	2	0	0	0	0	8	5	0	7	6	0	0
5	0	4	8	2	0	0	0	0	5	2	0	3	4	0	0
6	0	7	7	3	0	0	0	0	1	3	0	13	6	0	0
Sonderfang									5						
Mean	0,0	5,3	10,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2	3,5	0,0	7,2	9,0	0,0	0,0
SD	0,0	2,5	4,3	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	1,4	0,0	3,6	6,7	0,0	0,0

A. limicola

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang															
Mean	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0

A. longa

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	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	2	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	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

A. rosea

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	5	0	0
2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
3	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sonderfang									1						
Mean	0,0	0,2	1,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	2,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,4	0,5	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,4	0,4	1,9	0,0	0,0

A. chlorotica

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	10	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
3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	3	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	3,8	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	0,0	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Dendrobaena sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	1	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	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	2
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	1
Sonderfang	8														1
Mean	0,7	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
SD	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8

D. octaedra

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	1
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sonderfang	3														1
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	0,2	0,7
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	0,4	0,5

D. rubidus

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
3	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	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	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	1,5	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	0,0	1,0	0,0

H. antipae

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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
Sonderfang									4						
Mean	0	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	0

Lumbricus sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	1	8	1	2	3	7	11	1	0	0	5	2	0	0
2	0	2	3	0	10	5	8	7	4	0	0	0	0	0	0
3	0	4	3	0	3	7	24	17	5	0	0	1	2	0	0
4	0	1	5	0	2	6	20	6	5	0	0	2	0	0	0
5	0	1	11	0	3	5	13	11	4	0	1	3	2	0	0
6	0	0	9	0	4	1	8	9	1	0	1	5	1	0	0
Sonderfang	2								7						1
Mean	0,0	1,5	6,5	0,2	4,0	4,5	13,3	10,2	3,3	0,0	0,3	2,7	1,2	0,0	0,0
SD	0,0	1,4	3,3	0,4	3,0	2,2	7,1	3,9	1,9	0,0	0,5	2,1	1,0	0,0	0,0

L. castaneus

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0
3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0
4	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
5	0	1	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	0	0	0
Sonderfang															1
Mean	0,0	0,3	0,0	0,0	1,8	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,2
SD	0,0	0,5	0,0	0,0	2,9	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,4

L. rubellus

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	3	2	0	0	0	4	0	0	0	1	5	5	0	0
2	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
3	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
4	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	1	0	0
5	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
6	0	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang	3														1
Mean	0,0	1,7	1,5	0,0	0,0	0,0	1,8	0,3	0,0	0,0	0,2	1,3	1,0	0,0	0,0
SD	0,0	1,4	1,4	0,0	0,0	0,0	1,7	0,5	0,0	0,0	0,4	1,9	2,0	0,0	0,0

L. terrestris

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0	0	1	0	0
2	0	1	0	0	0	0	5	1	1	0	0	0	2	0	0
3	0	1	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	1	1	1	1	0	4	1	1	0	0	0	2	0	0
6	0	1	1	0	6	0	4	5	0	0	0	0	3	0	0
Sonderfang									2						
Mean	0,0	0,8	0,5	0,2	2,5	0,0	3,3	1,3	0,3	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0
SD	0,0	0,4	0,5	0,4	2,3	0,0	1,4	1,9	0,5	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0

Octolasion sp.

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	1	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	1	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	3	2	0	0
4	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0
5	0	0	0	4	0	0	0	0	3	1	0	3	0	0	0
6	0	0	0	6	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0
Sonderfang									13						
Mean	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	1,5	0,0	1,5	0,7	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,5	0,0	1,2	1,0	0,0	0,0

O. cyaneum

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	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	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Sonderfang									6						
Mean	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,4	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0

O. tyrtaeum

Rep.	SCF	SCA	SCG	CHA	AKG	GOG	BRG	NOG	HAG	HAA	NIB	SBA	SBG	SBB	TAM
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	1	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonderfang									1					1	
Mean	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SD	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tab. A-7: Makrofauna: Resultate der gesamten Fänge an den untersuchten Standorten

Art	AKG	BBK	CRA	CRM	EHE	HAA	HAW	LUB
<i>Brachygeophilus truncorum</i> (BERGSOE & MEINERT, 1866)					10			1
<i>Clinopodes linearis</i> (C. L. KOCH, 1835)						2		
<i>Cryptops hortensis</i> LEACH, 1815							1	
<i>Cryptops parisi</i> BRÖLEMANN, 1920								
<i>Geophilus alpinus</i> MEINERT, 1870				1				
<i>Geophilus electricus</i> (LINNAEUS, 1758)				3				
<i>Geophilus studeri</i> ROTHENBÜHLER, 1899								
<i>Lithobius aeruginosus</i> L. KOCH, 1862								
<i>Lithobius agilis</i> C. L. KOCH, 1847								2
<i>Lithobius austriacus</i> (VERHOEFF, 1937)								
<i>Lithobius calcaratus</i> C. L. KOCH, 1844					10			
<i>Lithobius crassipes</i> L. KOCH, 1862				8				
<i>Lithobius curtipes</i> C. L. KOCH, 1847								
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. KOCH, 1844					2			2
<i>Lithobius forficatus</i> (LINNAEUS, 1758)		1					2	
<i>Lithobius macilentus</i> L. KOCH, 1862				1				
<i>Lithobius microps</i> MEINERT, 1868							1	
<i>Lithobius mutabilis</i> L. KOCH, 1862				9				
<i>Lithobius muticus</i> C. L. KOCH, 1847								
<i>Lithobius nodulipes</i> LATZEL, 1880								
<i>Lithobius pelidnus</i> HAASE, 1880								
<i>Lithobius piceus</i> L. KOCH, 1862				6				
<i>Lithobius subtilis</i> LATZEL, 1880								
<i>Lithobius tenebrosus</i> MEINERT, 1872								
<i>Lithobius tricuspis</i> MEINERT, 1872				2				
<i>Lithobius valesiacus</i> (VERHOEFF, 1935)								
<i>Necrophloeophagus flavus</i> (DE GEER, 1778)				19		4	25	
<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. KOCH, 1837)				1	7		5	
<i>Strigamia acuminata</i> (LEACH, 1814)				2				
<i>Strigamia crassipes</i> (C. L. KOCH, 1835)							1	
Chilopoda Arten		1		10	4	2	6	3
Chilopoda Individuen		1		52	29	6	35	5
<i>Allajulus nitidus</i> (VERHOEFF, 1891)				4				
Chordeumatidae (? <i>Melogona</i>)								
<i>Craspedosoma rawlinsii alemannicum</i> (VERHOEFF, 1910)								
<i>Craspedosoma rawlinsii rawlinsii</i> (LEACH, 1815)				2				
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> (WOOD, 1864)			1			5	35	
<i>Cylindroiulus punctatus</i> (LEACH, 1815)					20			1
<i>Enantiulus nanus</i> (LATZEL, 1884)								
<i>Glomeris undulata</i> C. L. KOCH, 1844				1				
<i>Glomeris hexasticha</i> BRANDT, 1833								
<i>Glomeris intermedia</i> LATZEL, 1884								
<i>Glomeris marginata</i> (VILLERS, 1789)								
<i>Julus scandinavicus</i> LATZEL, 1884		2		2				
<i>Mycogona germanica</i> (VERHOEFF, 1892)								
<i>Ophiulus pilosus</i> (NEWPORT, 1842)								
<i>Polydesmus angustus</i> (LATZEL, 1884)								
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. KOCH, 1847							1	

<i>Polydesmus testaceus</i> C. L. KOCH, 1847								
<i>Polydesmus</i> sp. (cf. <i>denticulatus</i>)	1	2						
<i>Tachypodoiulus niger</i> (LEACH, 1815)				2				
<i>Unciger foetidus</i> (C. L. KOCH, 1838)							5	
Diplopoda Arten	1	2	1	5	1	1	3	1
Diplopoda Individuen	1	4	1	11	20	5	41	1
<i>Armadillidium pictum</i> BRANDT, 1833				1				
<i>Ligidium hypnorum</i> (CUVIER, 1792)				1				
<i>Lepidoniscus minutus</i> (C. L. KOCH, 1838)								
<i>Oniscus asellus</i> LINNAEUS, 1758								
<i>Philoscia affinis</i> VERHOEFF, 1908							5	
<i>Platyarthrus hoffmannseggii</i> BRANDT, 1833							1	
<i>Porcellium conspersum</i> (C. L. KOCH, 1841)				10				
<i>Porcellio scaber</i> LATREILLE, 1804								
<i>Trachelipus rathkii</i> (BRAND, 1833)						4	25	
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (BRAND, 1833)				1				
<i>Trichoniscus pusillus</i> BRANDT, 1833				10				6
Isopoda Arten				5		1	3	1
Isopoda Individuen				23		4	31	6
<i>Lophopilio palpalis</i> (HERBST, 1799)					15			
Nemastoma sp.					3			
Opiliones div.					1			
Platybunus s. l.								
Opiliones Arten					3			
Opiliones Individuen					19			
<i>Chthonius tetrachelatus</i> (PREYSSLER, 1790)								
<i>Neobisium carcinoides</i> (HERMANN, 1804)					4			5
<i>Neobisium simile</i> (L. KOCH, 1873)								
<i>Neobisium sylvaticum</i> (C. L. KOCH, 1835)								
<i>Pselaphochernes dubius</i> (O. P.-CAMBRIDGE, 1892)								29
Pseudoscorpiones Arten					1			2
Pseudoscorpiones Individuen					4			34
Summe Arten	1	3	1	20	9	4	12	7
Summe Individuen	1	5	1	86	72	15	107	46

Tab. A-7: Fortsetzung

Art	MEM	NIB	SBA	SBB	SBG	SCF	SCG	TAM
<i>Brachygeophilus truncorum</i> (BERGSOE & MEINERT, 1866)			2					
<i>Clinopodes linearis</i> (C. L. KOCH, 1835)							1	
<i>Cryptops hortensis</i> LEACH, 1815								
<i>Cryptops parisi</i> BRÖLEMANN, 1920								15
<i>Geophilus alpinus</i> MEINERT, 1870			3	1	10	4	2	
<i>Geophilus electricus</i> (LINNAEUS, 1758)			2	1		1		
<i>Geophilus studeri</i> ROTHENBÜHLER, 1899	2							
<i>Lithobius aeruginosus</i> L. KOCH, 1862				1				
<i>Lithobius agilis</i> C. L. KOCH, 1847								
<i>Lithobius austriacus</i> (VERHOEFF, 1937)							4	
<i>Lithobius calcaratus</i> C. L. KOCH, 1844								
<i>Lithobius crassipes</i> L. KOCH, 1862			1				14	
<i>Lithobius curtipes</i> C. L. KOCH, 1847			5		58		2	
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. KOCH, 1844					13			1
<i>Lithobius forficatus</i> (LINNAEUS, 1758)	8			1				
<i>Lithobius macilentus</i> L. KOCH, 1862	1	1			14		5	
<i>Lithobius microps</i> MEINERT, 1868						1		
<i>Lithobius mutabilis</i> L. KOCH, 1862	18	44			74		1	
<i>Lithobius muticus</i> C. L. KOCH, 1847					10	1		
<i>Lithobius nodulipes</i> LATZEL, 1880			3					
<i>Lithobius pelidnus</i> HAASE, 1880							2	
<i>Lithobius piceus</i> L. KOCH, 1862					2			
<i>Lithobius subtilis</i> LATZEL, 1880	6							
<i>Lithobius tenebrosus</i> MEINERT, 1872	1							
<i>Lithobius tricuspis</i> MEINERT, 1872	5						8	
<i>Lithobius valesiacus</i> (VERHOEFF, 1935)	3	1						
<i>Necrophloeophagus flavus</i> (DE GEER, 1778)					1	2	1	
<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. KOCH, 1837)								
<i>Strigamia acuminata</i> (LEACH, 1814)	1	7			40			
<i>Strigamia crassipes</i> (C. L. KOCH, 1835)								1
Chilopoda Arten	9	10	4	9	5	9	2	3
Chilopoda Individuen	45	69	4	222	9	39	1	17
<i>Allajulus nitidus</i> (VERHOEFF, 1891)			1		17			
Chordeumatidae (? <i>Melogona</i>)								2
<i>Craspedosoma rawlinsii alemannicum</i> (VERHOEFF, 1910)	4							
<i>Craspedosoma rawlinsii rawlinsii</i> (LEACH, 1815)			1					7
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> (WOOD, 1864)								
<i>Cylindroiulus punctatus</i> (LEACH, 1815)	7							36
<i>Enantiulus nanus</i> (LATZEL, 1884)					1			
<i>Glomeris undulata</i> C. L. KOCH, 1844								
<i>Glomeris hexasticha</i> BRANDT, 1833							3	
<i>Glomeris intermedia</i> LATZEL, 1884	1				74			
<i>Glomeris marginata</i> (VILLERS, 1789)	15	2			36			3
<i>Julus scandinavicus</i> LATZEL, 1884	6				6	2	5	4
<i>Mycogona germanica</i> (VERHOEFF, 1892)	6							
<i>Ophiulus pilosus</i> (NEWPORT, 1842)						17		
<i>Polydesmus angustus</i> (LATZEL, 1884)	1							
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. KOCH, 1847								

<i>Polydesmus testaceus</i> C. L. KOCH, 1847				11				
<i>Polydesmus</i> sp. (cf. <i>denticulatus</i>)								19
<i>Tachypodoiulus niger</i> (LEACH, 1815)				1	4			
<i>Unciger foetidus</i> (C. L. KOCH, 1838)								
Diplopoda Arten	7	3	5	4	3			6
Diplopoda Individuen	40	4	134	31	12			71
<i>Armadillidium pictum</i> BRANDT, 1833								
<i>Ligidium hypnorum</i> (CUVIER, 1792)		1			1			
<i>Lepidoniscus minutus</i> (C. L. KOCH, 1838)					1			
<i>Oniscus asellus</i> LINNAEUS, 1758	13	1	1					30
<i>Philoscia affinis</i> VERHOEFF, 1908								17
<i>Platyarthus hoffmannseggii</i> BRANDT, 1833								
<i>Porcellium conspersum</i> (C. L. KOCH, 1841)			10					
<i>Porcellio scaber</i> LATREILLE, 1804								10
<i>Trachelipus rathkii</i> (BRAND, 1833)								
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (BRAND, 1833)								
<i>Trichoniscus pusillus</i> BRANDT, 1833			65					4
Isopoda Arten	1	2	3		2			4
Isopoda Individuen	13	2	76		2			61
<i>Lophopilio palpinalis</i> (HERBST, 1799)			1					
<i>Nemastoma</i> sp.								
Opiliones div.								
<i>Platybunus</i> s. l.	1							1
Opiliones Arten	1		1					1
Opiliones Individuen	1		1					1
<i>Chthonius tetrachelatus</i> (PREYSSLER, 1790)								6
<i>Neobisium carcinoides</i> (HERMANN, 1804)	8		16		1			2
<i>Neobisium simile</i> (L. KOCH, 1873)			4		2			
<i>Neobisium sylvaticum</i> (C. L. KOCH, 1835)			1					
<i>Pselaphochernes dubius</i> (O. P.-CAMBRIDGE, 1892)								
Pseudoscorpiones Arten	1		3		2			2
Pseudoscorpiones Individuen	8		21		3			8
Summe Arten	19	15	4	21	9	16	2	16
Summe Individuen	107	75	4	453	39	56	1	158

Tab. A-8: Makrofauna: Dominanzen der gesamten Fänge an den untersuchten Standorten

Art	AKG	BBK	CRA	CRM	EHE	HAA	HAW	LUB
<i>Brachygeophilus truncorum</i> (BERGSOE & MEINERT, 1866)					0,345			0,200
<i>Clinopodes linearis</i> (C. L. KOCH, 1835)						0,333		
<i>Cryptops hortensis</i> LEACH, 1815							0,029	
<i>Cryptops parisi</i> BRÖLEMANN, 1920								
<i>Geophilus alpinus</i> MEINERT, 1870				0,019				
<i>Geophilus electricus</i> (LINNAEUS, 1758)				0,058				
<i>Geophilus studeri</i> ROTHENBÜHLER, 1899								
<i>Lithobius aeruginosus</i> L. KOCH, 1862								
<i>Lithobius agilis</i> C. L. KOCH, 1847								0,400
<i>Lithobius austriacus</i> (VERHOEFF, 1937)								
<i>Lithobius calcaratus</i> C. L. KOCH, 1844					0,345			
<i>Lithobius crassipes</i> L. KOCH, 1862				0,154				
<i>Lithobius curtipes</i> C. L. KOCH, 1847								
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. KOCH, 1844					0,069			0,400
<i>Lithobius forficatus</i> (LINNAEUS, 1758)		1,000					0,057	
<i>Lithobius macilentus</i> L. KOCH, 1862				0,019				
<i>Lithobius microps</i> MEINERT, 1868							0,029	
<i>Lithobius mutabilis</i> L. KOCH, 1862				0,173				
<i>Lithobius muticus</i> C. L. KOCH, 1847								
<i>Lithobius nodulipes</i> LATZEL, 1880								
<i>Lithobius pelidnus</i> HAASE, 1880								
<i>Lithobius piceus</i> L. KOCH, 1862				0,115				
<i>Lithobius subtilis</i> LATZEL, 1880								
<i>Lithobius tenebrosus</i> MEINERT, 1872								
<i>Lithobius tricuspis</i> MEINERT, 1872				0,038				
<i>Lithobius valesiacus</i> (VERHOEFF, 1935)								
<i>Necrophloeophagus flavus</i> (DE GEER, 1778)				0,365		0,667	0,714	
<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. KOCH, 1837)				0,019	0,241		0,143	
<i>Strigamia acuminata</i> (LEACH, 1814)				0,038				
<i>Strigamia crassipes</i> (C. L. KOCH, 1835)							0,029	
<i>Allajulus nitidus</i> (VERHOEFF, 1891)				0,364				
Chordeumatidae (? <i>Melogona</i>)								
<i>Craspedosoma rawlinsii alemannicum</i> (VERHOEFF, 1910)								
<i>Craspedosoma rawlinsii rawlinsii</i> (LEACH, 1815)				0,182				
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> (WOOD, 1864)			1,000			1,000	0,854	
<i>Cylindroiulus punctatus</i> (LEACH, 1815)					1,000			1
<i>Enantiulus nanus</i> (LATZEL, 1884)								
<i>Glomeris undulata</i> C. L. KOCH, 1844				0,091				
<i>Glomeris hexasticha</i> BRANDT, 1833								
<i>Glomeris intermedia</i> LATZEL, 1884								
<i>Glomeris marginata</i> (VILLERS, 1789)								
<i>Julus scandinavicus</i> LATZEL, 1884		0,500		0,182				
<i>Mycogona germanica</i> (VERHOEFF, 1892)								
<i>Ophiulus pilosus</i> (NEWPORT, 1842)								
<i>Polydesmus angustus</i> (LATZEL, 1884)								
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. KOCH, 1847							0,024	
<i>Polydesmus testaceus</i> C. L. KOCH, 1847								

<i>Polydesmus</i> sp. (cf. <i>denticulatus</i>)	1,000	0,500	
<i>Tachypodoiulus niger</i> (LEACH, 1815)		0,182	
<i>Unciger foetidus</i> (C. L. KOCH, 1838)			0,122
<i>Armadillidium pictum</i> BRANDT, 1833		0,043	
<i>Ligidium hypnorum</i> (CUVIER, 1792)		0,043	
<i>Lepidoniscus minutus</i> (C. L. KOCH, 1838)			
<i>Oniscus asellus</i> LINNAEUS, 1758			
<i>Philoscia affinis</i> VERHOEFF, 1908			0,161
<i>Platyarthrus hoffmannseggii</i> BRANDT, 1833			0,032
<i>Porcellium conspersum</i> (C. L. KOCH, 1841)		0,435	
<i>Porcellio scaber</i> LATREILLE, 1804			
<i>Trachelipus rathkii</i> (BRAND, 1833)			1,000 0,806
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (BRAND, 1833)		0,043	
<i>Trichoniscus pusillus</i> BRANDT, 1833		0,435	1
<i>Lophopilio palpalis</i> (HERBST, 1799)		0,789	
<i>Nemastoma</i> sp.		0,158	
Opiliones div.		0,053	
<i>Platybunus</i> s. l.			
<i>Chthonius tetrachelatus</i> (PREYSSLER, 1790)			
<i>Neobisium carcinoides</i> (HERMANN, 1804)		1,000	0,147
<i>Neobisium simile</i> (L. KOCH, 1873)			
<i>Neobisium sylvaticum</i> (C. L. KOCH, 1835)			
<i>Pselaphochernes dubius</i> (O. P-CAMBRIDGE, 1892)			0,853

Tab. A-8: Fortsetzung

Art	MEM	NIB	SBA	SBB	SBG	SCF	SCG	TAM
<i>Brachygeophilus truncorum</i> (BERGSOE & MEINERT, 1866)		0,029						
<i>Clinopodes linearis</i> (C. L. KOCH, 1835)							1,000	
<i>Cryptops hortensis</i> LEACH, 1815								
<i>Cryptops parisi</i> BRÖLEMANN, 1920								0,882
<i>Geophilus alpinus</i> MEINERT, 1870		0,043	0,250	0,045	0,444	0,051		
<i>Geophilus electricus</i> (LINNAEUS, 1758)		0,029	0,250		0,111			
<i>Geophilus studeri</i> ROTHENBÜHLER, 1899	0,044							
<i>Lithobius aeruginosus</i> L. KOCH, 1862			0,250					
<i>Lithobius agilis</i> C. L. KOCH, 1847								
<i>Lithobius austriacus</i> (VERHOEFF, 1937)						0,103		
<i>Lithobius calcaratus</i> C. L. KOCH, 1844								
<i>Lithobius crassipes</i> L. KOCH, 1862		0,014				0,359		
<i>Lithobius curtipes</i> C. L. KOCH, 1847		0,072		0,261		0,051		
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. KOCH, 1844				0,059				0,059
<i>Lithobius forficatus</i> (LINNAEUS, 1758)	0,178		0,250					
<i>Lithobius macilentus</i> L. KOCH, 1862	0,022	0,014		0,063		0,128		
<i>Lithobius microps</i> MEINERT, 1868					0,111			
<i>Lithobius mutabilis</i> L. KOCH, 1862	0,4	0,638		0,333		0,026		
<i>Lithobius muticus</i> C. L. KOCH, 1847				0,045	0,111			
<i>Lithobius nodulipes</i> LATZEL, 1880		0,043						
<i>Lithobius pelidnus</i> HAASE, 1880						0,051		
<i>Lithobius piceus</i> L. KOCH, 1862				0,009				
<i>Lithobius subtilis</i> LATZEL, 1880	0,133							
<i>Lithobius tenebrosus</i> MEINERT, 1872	0,022							
<i>Lithobius tricuspis</i> MEINERT, 1872	0,111					0,205		
<i>Lithobius valesiacus</i> (VERHOEFF, 1935)	0,067	0,014						
<i>Necrophloeophagus flavus</i> (DE GEER, 1778)				0,005	0,222	0,026		
<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. KOCH, 1837)								
<i>Strigamia acuminata</i> (LEACH, 1814)	0,022	0,101		0,180				
<i>Strigamia crassipes</i> (C. L. KOCH, 1835)								0,059
<i>Allajulus nitidus</i> (VERHOEFF, 1891)		0,250		0,127				
Chordeumatidae (? <i>Melogona</i>)								0,028
<i>Craspedosoma rawlinsii alemannicum</i> (VERHOEFF, 1910)	0,100							
<i>Craspedosoma rawlinsii rawlinsii</i> (LEACH, 1815)		0,250						0,099
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> (WOOD, 1864)								
<i>Cylindroiulus punctatus</i> (LEACH, 1815)	0,175							0,507
<i>Enantiulus nanus</i> (LATZEL, 1884)				0,007				
<i>Glomeris undulata</i> C. L. KOCH, 1844								
<i>Glomeris hexasticha</i> BRANDT, 1833						0,250		
<i>Glomeris intermedia</i> LATZEL, 1884	0,025			0,552				
<i>Glomeris marginata</i> (VILLERS, 1789)	0,375	0,500		0,269				0,042
<i>Julus scandinavicus</i> LATZEL, 1884	0,150			0,045	0,065	0,417		0,056
<i>Mycogona germanica</i> (VERHOEFF, 1892)	0,150							
<i>Ophiulus pilosus</i> (NEWPORT, 1842)					0,548			
<i>Polydesmus angustus</i> (LATZEL, 1884)	0,025							
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. KOCH, 1847								
<i>Polydesmus testaceus</i> C. L. KOCH, 1847					0,355			
<i>Polydesmus</i> sp. (cf. <i>denticulatus</i>)								0,268

<i>Tachypodoiulus niger</i> (LEACH, 1815)			0,032	0,333	
<i>Unciger foetidus</i> (C. L. KOCH, 1838)					
<i>Armadillidium pictum</i> BRANDT, 1833					
<i>Ligidium hypnorum</i> (CUVIER, 1792)	0,500			0,500	
<i>Lepidoniscus minutus</i> (C. L. KOCH, 1838)				0,500	
<i>Oniscus asellus</i> LINNAEUS, 1758	1,000	0,500	0,013		0,492
<i>Philoscia affinis</i> VERHOEFF, 1908					0,279
<i>Platyarthus hoffmannseggii</i> BRANDT, 1833					
<i>Porcellium conspersum</i> (C. L. KOCH, 1841)			0,132		
<i>Porcellio scaber</i> LATREILLE, 1804					0,164
<i>Trachelipus rathkii</i> (BRAND, 1833)					
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (BRAND, 1833)					
<i>Trichoniscus pusillus</i> BRANDT, 1833			0,855		0,066
<i>Lophopilio palpalis</i> (HERBST, 1799)			1,000		
Nemastoma sp.					
Opiliones div.					
Platybunus s. l.	1,000				1,000
<i>Chthonius tetrachelatus</i> (PREYSSLER, 1790)					0,750
<i>Neobisium carcinoides</i> (HERMANN, 1804)	1,000		0,762	0,333	0,250
<i>Neobisium simile</i> (L. KOCH, 1873)			0,19	0,667	
<i>Neobisium sylvaticum</i> (C. L. KOCH, 1835)			0,048		
<i>Pselaphochernes dubius</i> (O. P-CAMBRIDGE, 1892)					

Tab. A-9: Fraßraten in den Böden der untersuchten Standorte. Die Fraßaktivitäten ist normiert auf eine Expositionszeit von einer Woche. Neben dem prozentualen Fraß an den exponierten baits in den unterschiedlichen Profiltiefen (Tabellenspalte "%"), sind die Aktivitäten zusätzlich als prozentuale Tiefenverteilung bezogen auf die tatsächliche Menge gefressener baits angegeben (Tabellenspalte "% ak")

1999														
Standort (Nr.)	SBB (2)	LUB (4)	EHE (5)	MEM (7)	NIB (8)	TAM (11)	CRM (15)							
	Nutzung	Buche	Buche	Eiche	Eiche/Buche	Buche tiefe	Buche/Eiche	Mischwald						
	baits gesamt	768	688	768	768	tiefe	768	752						
	baits/Tiefe	48	43	48	48	47	48	47						
	Exp. (Tage)	7	7	7	22	31	21	10						
baits gefressen														
/Woche	482	399	435	151	160	176	379	50,4						
%	62,8	58,0	56,6	19,6	21,3	22,9	50,4	50,4						
	%	%	%	%	%	%	%	%	%ak	%	%ak	%	%ak	%ak
0,5	91,7	93,0	10,0	91,7	25,9	22,6	31,9	67,0	8,7	31,9	6,6	8,7	67,0	8,3
1,0	85,4	88,4	9,5	75,0	23,9	22,6	31,3	62,6	8,5	31,3	6,6	8,5	62,6	7,8
1,5	85,4	79,1	8,5	64,6	24,5	22,1	30,6	56,6	8,3	30,6	6,5	8,3	56,6	7,0
2,0	68,8	81,4	8,8	68,8	21,9	22,1	29,2	53,6	8,0	29,2	6,5	8,0	53,6	6,7
2,5	66,7	76,7	8,3	66,7	17,9	21,6	29,9	55,1	8,1	29,9	6,3	8,1	55,1	6,8
3,0	64,6	69,8	7,5	64,6	16,6	22,1	28,5	40,2	7,8	28,5	6,5	7,8	40,2	5,0
3,5	68,8	60,5	6,5	52,1	21,2	22,6	28,4	38,7	7,2	28,4	6,6	7,2	38,7	4,8
4,0	58,3	55,8	6,0	52,1	13,9	21,6	24,3	38,7	6,6	24,3	6,3	6,6	38,7	4,8
4,5	64,6	44,2	4,8	33,3	15,9	19,7	21,5	44,7	5,9	21,5	5,8	5,9	44,7	5,5
5,0	54,2	48,8	5,3	43,8	19,9	21,1	20,8	40,2	5,7	20,8	6,2	5,7	40,2	5,0
5,5	50,0	34,9	3,8	41,7	17,2	20,7	16,0	47,7	4,4	16,0	6,1	4,4	47,7	5,9
6,0	41,7	30,2	3,3	54,2	17,9	21,1	13,2	50,6	3,6	13,2	6,2	3,6	50,6	6,3
6,5	47,9	41,9	4,5	43,8	17,9	19,2	19,4	55,1	5,3	19,4	5,6	5,3	55,1	6,8
7,0	52,1	44,2	4,8	50,0	17,2	21,1	16,7	50,6	4,5	16,7	6,2	4,5	50,6	6,3
7,5	58,3	46,5	5,0	56,3	17,9	21,6	13,9	53,6	3,8	13,9	6,3	3,8	53,6	6,7
8,0	45,8	32,6	3,5	47,9	24,5	18,7	13,2	50,6	3,6	13,2	5,5	3,6	50,6	6,3

Tab. A-9: Fortsetzung

1999													
Standort (Nr.)	SCF (12)	BEK (6)	BBK (14)	SBG (1)	BRG (9)	AKG (10)	SCG (13)	SBA (3)					
Nutzung	Fichte	Kiefer	Kiefer	Grünland	Grünland	Grünland	Grünland	Acker					
baits gesamt	752	768	752	768	768	768	768	768					
baits/Tiefe	47	48	47	48	48	48	48	48					
Exp. (Tage)	17	46	49	3	19	21	17	7					
baits gefressen													
/Woche	166	90	95	554	195	163	255	373					
%	22,0	11,7	12,7	72,1	25,4	21,2	33,2	48,6					
	%	%ak	%	%ak	%	%ak	%	%ak					
0,5	39,4	11,2	7,6	14,0	8,3	34,5	8,8	7,8	41,2	8,8	29,9	7,8	9,1
1,0	29,8	8,5	7,6	13,7	7,9	30,7	8,2	7,4	39,5	8,2	27,8	7,4	8,6
1,5	23,7	6,7	7,6	14,0	7,6	24,6	8,2	7,4	39,5	8,2	27,8	7,4	6,4
2,0	27,2	7,7	6,8	13,4	7,2	26,9	7,2	6,9	36,9	7,2	24,3	6,9	7,2
2,5	26,3	7,5	6,6	12,5	6,1	23,8	7,0	7,4	39,5	7,0	23,6	7,4	6,7
3,0	23,7	6,7	6,1	12,2	6,7	22,3	6,7	6,9	36,9	6,7	22,9	6,9	6,4
3,5	23,7	6,7	5,6	13,4	6,3	23,8	6,5	6,3	33,5	6,5	22,2	6,3	7,0
4,0	23,7	6,7	5,8	12,5	5,4	23,8	6,3	4,8	25,7	6,3	21,5	4,8	5,4
4,5	21,9	6,2	5,4	11,6	5,2	20,7	5,9	5,7	30,0	5,9	20,1	5,7	5,9
5,0	20,2	5,7	5,6	11,6	5,2	25,3	5,9	5,5	29,2	5,9	20,1	5,5	7,0
5,5	18,4	5,2	5,2	12,2	5,1	21,5	5,9	5,3	28,3	5,9	20,1	5,3	4,8
6,0	18,4	5,2	5,2	12,2	6,0	23,0	5,7	6,1	32,6	5,7	17,4	6,1	5,6
6,5	12,3	3,5	6,6	12,2	5,6	24,6	6,0	6,3	33,5	6,0	16,0	6,3	5,1
7,0	13,1	3,7	5,4	12,5	5,6	25,3	6,2	5,5	29,2	6,2	16,0	5,5	5,6
7,5	16,6	4,7	6,8	12,8	6,1	29,9	7,4	5,5	29,2	7,4	16,0	5,5	5,4
8,0	14,0	4,0	6,1	12,8	5,6	26,1	6,4	5,0	26,6	6,4	13,9	5,0	3,8

Tab. A-9: Fortsetzung

2000										
Standort (Nr.)	HAG (21)	SBA (3)	SCA (16)	CRA (19)	HAA (20)					
Nutzung	Grünland	Acker	Acker	Acker	Acker					
baits gesamt	768	768	768	768	768					
baits/Tiefe	48	48	48	48	48					
Exp. (Tage)	7	17	9	7	14					
baits gefressen										
/Woche	280	131	252	312	32					
%	36,5	17,0	32,8	40,6	4,2					
	%	%	%	%	%	%ak	%ak	%ak	%	%ak
0,5	72,9	25,7	9,4	13,0	43,8	6,7	16,7	25,0		
1,0	70,8	24,9	9,1	10,5	45,8	7,1	12,5	18,8		
1,5	66,7	27,5	10,1	9,6	47,9	7,4	5,2	7,8		
2,0	58,3	24,0	8,8	8,6	47,9	7,4	6,3	9,4		
2,5	47,9	24,0	8,8	7,7	56,3	8,7	7,3	10,9		
3,0	37,5	19,7	7,2	7,7	56,3	8,7	4,2	6,3		
3,5	37,5	16,3	6,0	5,2	50,0	7,7	3,1	4,7		
4,0	35,4	16,3	6,0	5,6	52,1	8,0	4,2	6,3		
4,5	29,2	12,9	4,7	4,6	41,7	6,4	2,1	3,1		
5,0	22,9	15,4	5,7	4,6	39,6	6,1	1,0	1,6		
5,5	20,8	12,0	4,4	4,6	35,4	5,4	1,0	1,6		
6,0	20,8	12,0	4,4	3,4	31,3	4,8	1,0	1,6		
6,5	20,8	9,4	3,5	22,7	33,3	5,1	1,0	1,6		
7,0	16,7	9,4	3,5	14,6	27,1	4,2	1,0	1,6		
7,5	12,5	9,4	3,5	19,4	16,7	2,6	0,0	0,0		
8,0	12,5	13,7	5,0	21,1	25,0	3,8	0,0	0,0		

Tab. A-10: Bewertung des Bodenschutzes nach BBodSchG, Leitboden gemäß BBodH 1000 und nach bodenkundliches Typisierung (Klassifizierung der Unterstimmung von BBodSch-Leitboden und bodenkundliches Typisierung: ... = geringe bis keine, + = mittlere Unterstimmung, ++ = gute Unterstimmung)

Code	Gruppe (BBSK I)	Standorttyp (falscher Parameter)	Zugehöriger Leitboden nach BÜK 1000	Bodentyp nach Geländeansprache	Übereinstimmung:
BBK	I	72 (O)	<p>BÜK-Legenden-Nr. 63:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Leitboden der Legendennummer: Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Berg- und Hügelländer, Mittelgebirge aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken - mittel- bis flachgründig - lehmig-sandig bis sandig 	<ul style="list-style-type: none"> - Braunerde auf pleistozänen Sanden - Brandenburg, Flachland, BR - Kiefernwald 	<p>Naturräumliche Zuordnung</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodentyp, -eigenschaften +
BEK	I	72	<p>BÜK-Legenden-Nr. 63:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Leitboden der Legendennummer: Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Berg- und Hügelländer, Mittelgebirge aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken - mittel- bis flachgründig - lehmig-sandig bis sandig 	<ul style="list-style-type: none"> - Braunerde auf pleistozänen Sanden - Brandenburg, Flachland, BR - Kiefernwald 	<p>Naturräumliche Zuordnung</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodentyp, -eigenschaften +
LUB	II	70 (O)	<p>BÜK-Legenden-Nr. 63:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Leitboden der Legendennummer: Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Berg- und Hügelländer, Mittelgebirge aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken - mittel- bis flachgründig - lehmig-sandig bis sandig <p>BÜK-Legenden-Nr. 60:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Leitboden der Legendennummer: 	<ul style="list-style-type: none"> - Mäßig podsolierte Braunerde auf pleistozänen Sanden - stüdl. Lüneburger Heide, NS - Buchenwald 	<p>Nr. 63:</p> <p>Naturräumliche Zuordnung</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodentyp, -eigenschaften + <p>Nr. 60:</p>

			- flachgründig - lehmig-grusig, steinig: BÜK-Legenden-Nr. 1: - Leitboden der Legendennummer: Podsol-Regosol aus trockenen Sanden im Küstenbereich - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Küstenregionen und Moore (Nord-/ Ostsee, Emsland) - humusarme und trockene Sandböden aus jungen Dünengebieten - sandig		Nr. 1: Naturräumliche Zuordnung - Bodentyp, -eigenschaften -
NIB	III	50 (F)	BÜK-Legenden-Nr. 16: - Leitboden der Legendennummer: Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der breiten Flusstäler einschl. Terrassen und Niederungen - tiefgründig - sandig bis lehmig, teils steinig, Flussablagerungen	- Braunerde auf Basalten - Vogelsberg HE - Buchenwald	Naturräumliche Zuordnung - Bodentyp, -eigenschaften -
TAM	IV	?	Keine Zuordnung möglich		
AKG	V	?	Keine Zuordnung möglich		
SCF	VI	115	BÜK-Legenden-Nr. 55: - Leitboden der Legendennummer: Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Berg- und Hügelländer, Mittelgebirge aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken - mittelgründig - lehmig – sandig, teils grußig, teils Lösseintrag	- Braunerde aus Tertiärsanden (OSM) mit Lösslehmdeckschichten - Scheyern, Oberbayer. Tertiärhügelland, BY - Fichtenwald	Naturräumliche Zuordnung - Bodentyp, -eigenschaften -

SCG	VII	112 (N,O)	BÜK-Legenden-Nr. 47: - Leitboden der Legendenummer: Braunerde aus basaltgrußhaltigem Lösslehm - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Lössgebiete - mittel- bis tiefgründig - schluffig-lehmig bis steinig/grußig-lehmig	- Braunerde aus Tertiärsanden (OSM) mit Lösslehmdeckschichten - Scheyern, Oberbayer. Tertiärhügelland, BY - Grünland (Weide)	Naturräumliche Zuordnung + Bodentyp, -eigenschaften +
SBA	VII	112 (N)	BÜK-Legenden-Nr. 47: - Leitboden der Legendenummer: Braunerde aus basaltgrußhaltigem Lösslehm - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Lössgebiete - mittel- bis tiefgründig - schluffig-lehmig bis steinig/grußig-lehmig	- Braunerde aus Tonschiefer - skelettreich - Schmallenberg, Sauerland, NW - Acker	Naturräumliche Zuordnung - Bodentyp, -eigenschaften -
SBG	VIII	30	BÜK-Legenden-Nr. 15: - Leitboden der Legendenummer: Gley-Parabraunerde aus lössbedeckten Terrassenablagerungen - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der breiten Flusstäler einschl. Terrassen und Niederungen - mittel- bis tiefgründig - lehmig-sandig bis schluffig-lehmig BÜK-Legenden-Nr. 21: - Leitboden der Legendenummer: Parabraunerde aus lehmig-sandigen und kalkhaltigen Moränenablagerungen - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden des wellig-hügeligen Flachlandes und des Hügellandes - mittel- bis tiefgründig	- Braunerde aus Tonschiefer - skelettreich - Schmallenberg, Sauerland, NW - Grünland (krautige Brache)	Nr. 15: Naturräumliche Zuordnung - Bodentyp, -eigenschaften - Nr. 21: Naturräumliche Zuordnung - Bodentyp, -eigenschaften -

			- lehmig-sandig, örtlich kiesig		
CRM	VIII	116	BÜK-Legenden-Nr. 68: - Leitboden der Legendennummer: Pseudogley-Pararendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk- und Dolomitgesteinen oder Ranker/ Regosol/ podsolierte Braunerde aus Silicatgestein und Schutt - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden des Hochgebirges - flachgründig bis Initialstadium - lehmig-steinig/grußig	- Pelosol, pseudovergleyt (Mergel, Dolomit, Kalk, Sand) - Crailsheim, BW - Buchen-Mischwald	Naturräumliche Zuordnung - Bodentyp, -eigenschaften +
SBB	IX	?	Keine Zuordnung möglich		
BRG	X	64 (N,O)	BÜK-Legenden-Nr. 50: - Leitboden der Legendennummer: Braunerde-Terra-fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- und Dolomitgesteinen, teils mit Lössvermischung - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Berg- und Hügelländer, Mittelgebirge aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken - mittel- bis tiefgründig - lehmig-tonig bis schluffig-lehmig	- typ. Brackmarsch - Breddewarden, NS - Grünland	Naturräumliche Zuordnung - Bodentyp, -eigenschaften -
SCA	XI	?	Keine Zuordnung möglich		
NOG	X	?	Keine Zuordnung möglich		
GOG	XII	?	Keine Zuordnung möglich		
CRA	XIV	89 (N)	BÜK-Legenden-Nr. 66: - Leitboden der Legendennummer: Braunerde-Pelosol aus lössvermischten	- Pelosol, pseudovergleyt (Mergel, Dolomit, Kalk, Sand)	Nr. 66: Naturräumliche Zuordnung +

			Verwitterungsmaterialien unterschiedlicher Gesteine (Kalksteine, silicatische Sand-, Schluff- oder Tongesteine, Löss) - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Berg- und Hügelländer, Mittelgebirge aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken - keine generellen Angaben zu Gründigkeit und Körnung BÜK-Legenden-Nr.. 51: - Leitboden der Legendenummer: Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen - Gruppe von Bodengesellschaften: Böden der Berg- und Hügelländer, Mittelgebirge aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken - mittel- bis flachgründig - tonig bis lehmig	- Crailsheim, BW - Acker	Bodentyp, -eigenschaften + Nr. 51: Naturräumliche Zuordnung + Bodentyp, -eigenschaften +
HAA	XIII	?	Keine Zuordnung möglich		
HAG	V	?	Keine Zuordnung möglich		