

Die Beurteilung der Boden-Biodiversität: Ergebnisse eines UBA-Vorhabens

Jörg Römbke, Ulrich Burkhardt, Hubert Höfer, Franz Horak, Stephan Jänsch, Martina Roß-Nickoll, David Russell, Heike Schmitt und Andreas Toschki

Dr. Jörg Römbke

Seit 1993 Geschäftsführer der ECT Oekotoxikologie GmbH in Flörsheim, speziell zuständig für die terrestrische Ökotoxikologie.

Dr. Ulrich Burkhardt

Seit 2009 am Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz (SMNG) Taxonkoordinator in der Bodentierdatenbank Edaphobase.

Dr. Hubert Höfer

Seit 2001 Abteilungsleiter und Kurator für Wirbellose am Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe (SMNK).

Franz Horak

Seit 2009 wissenschaftlicher Mitarbeiter am SMNK.

Dr. Stephan Jänsch

Seit 2001 wissenschaftlicher Mitarbeiter bei der ECT GmbH im Bereich Bodenökologie und -ökotoxikologie.

Dr. Martina Roß-Nickoll

Seit 2000 AG Ökologie und Ökotoxikologie von Lebensgemeinschaften (Institut für Umweltforschung, RWTH); Vorstand Forschungsinstitut gaiac, AC

Dr. David Russell

Seit 2009 wissenschaftlicher Leiter der Abt. Bodenzologie am Senckenberg Museum für Naturkunde in Görlitz.

Dr. Heike Schmitt

Seit 2005 wissenschaftliche Mitarbeiterin am IRAS, Universität Utrecht, im Bereich Umweltmikrobiologie und Antibiotika-Resistenzen in der Umwelt.

Dr. Andreas Toschki

Seit 2007 wissenschaftlicher Mitarbeiter am Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e. V. gaiac.

Zusammenfassung

In diesem Beitrag werden die wesentlichen Ergebnisse eines vom Umweltbundesamt geförderten Vorhabens vorgestellt, in dem für die Beurteilung der Bodenqualität geeignete biologische Indikatoren (d. h. Organismengruppen) zu identifizieren waren. Außerdem sollten für ausgewählte Biotop-typen Erwartungswerte (= Referenzwerte) hinsichtlich des Vorkommens bestimmter Organismen ermittelt werden, anhand derer geprüft werden kann, ob ein Boden die Lebensraumfunktion gemäß Bundesbodenschutzgesetz erfüllt. Letztlich soll damit die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt umgesetzt werden, in der bisher der Lebensraum Boden nur wenig berücksichtigt wurde. Dazu wurde eine Datenbank (Bo-Info) aufgebaut, in der sowohl von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) einzelner Bundesländer als auch aus der Literatur und experimentellen Untersuchungen stammende Daten zu Collembolen, Oribatiden, Lumbriciden, Enchytraeen und Mikroorganismen zusammengetragen wurden. Daten zum Vorkommen ausgewählter Arten in Abhängigkeit von den wichtigsten Standortfaktoren wurden als Umweltvariablen für die Ableitung von Referenzwerten für ausgewählte Biotoptypen verwendet. Abschließend wurden konkrete Vorschläge zur Weiterentwicklung des bodenbiologischen Monitorings, speziell auf BDF, gemacht.

◆ **Schlüsselwörter:** Lebensraumfunktion, Bodenbiodiversität, Biotoptypen, Bodeninvertebraten, Bodenöziose, Indikatororganismen, Datenbank Bo-Info

Summary

In this contribution the main results of a project (sponsor: German Federal Environment Agency) are compiled. It had two aims: 1. identifying suitable biological indicators (i. e. organism groups) for the assessment of soil quality; 2. establishing reference values for communities in selected biotopes in order to decide whether a soil did fulfil the habitat function or not. This work was intended to improve the German "National Strategy for Biological Diversity", in which the soil habitat is not well covered yet. Therefore, a database (Bo-Info) was set up, in which soil biological data coming from permanent soil monitoring sites (BDF) of several German states as well as from literature or experimental studies on Collembola, Oribatida, Lumbricidae, Enchytraeidae and micro-organisms were compiled. The distribution of selected species in relation to the most important site factors were used as environmental variables for the derivation of reference values. Finally, detailed proposals how to improve soil biological monitoring were made, focusing on BDF sites.

◆ **Keywords:** Habitat function, Soil biodiversity, Biotope-types, Soil invertebrates, Soil community, Indicator organisms, Data base Bo-info

1. Einleitung

Bisher gibt es nur wenige rechtliche Vorgaben zum Schutz der Bodenorganismen oder gar ihrer Diversität (zur Definition siehe [19]). In Deutschland wird im § 2 des Bundesbodenschutzgesetzes [1] darauf hingewiesen, dass die natürlichen Funktionen des Bodens, d. h. auch seine Funktion als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, zu schützen sind. Allerdings fehlen genauere Vorgaben, wie ein solcher Schutz umzusetzen ist, weitgehend. Zudem wird in der Nationalen Biodiversitätsstrategie der Lebensraum Boden kaum berücksichtigt. Auf der Ebene der Europäischen Union gibt es noch keine Richtlinie zum Schutz des Bodens, ein Entwurf wird seit Jahren diskutiert [5], doch lassen sich in einigen thematisch eng begrenzten Richtlinien (unter anderem) Aufforderungen zum Schutz der Bodenbiodiversität finden, wie z. B. der kürzlich in Kraft getretenen Neuregelung der Pflanzenschutzmittelregistrierung [3]. Aus diesen Dokumenten lässt sich – obwohl so eindeutig nur selten formuliert – der Schluss ziehen, dass die Biodiversität von Organismen (inklusive der im Boden) ein Schutzziel der EU ist und dass dieses Schutzziel zwei Komponenten enthält:

- ◆ den Schutz der Struktur von Organismengemeinschaften (z. B. deren Artenzusammensetzung);
- ◆ den Schutz der Funktion von Organismengemeinschaften (z. B. deren Leistung beim Abbau organischer Materialien).

Gerade letzteres ist ein wichtiges Argument für den Schutz der Bodenbiodiversität, denn die von Bodenorganismen erbrachten Leistungen lassen sich sowohl quantifizieren als auch (finanziell) bewerten [10, 16].

Die an einem Standort festgestellte Diversität oder Leistung von Bodenorganismen (d. h. der Ist-Zustand) sagt, für sich allein genommen, nichts über den ökologischen Zustand der jeweiligen Bodenorganismengemeinschaft aus [14]. Dazu muss vorab ein Beurteilungsmaßstab (d. h. ein Referenzsystem, aus dem Soll-Werte abgeleitet werden können) für die jeweilige Organismengruppe und den verwendeten Messparameter (z. B. Abundanz, Artenzahl oder Artenzusammensetzung) festgelegt werden, um eine bestimmte Beobachtung als positiv oder negativ beurteilen zu können. Es ist also notwendig solche Referenzen, z. B. im Sinne eines „guten, ökologischen Zustandes“, zu definieren, da nur so eine Abweichung erkannt und bewertet werden kann [17, 18]. In Analogie zu ähnlichen Ansätzen für aquatische Systeme, wie z. B. der EU-Wasserrahmenrichtlinie [21], kann ein solches Referenzsystem am besten mittels der Erfassung der Diversität an möglichst vielen Standorten mit möglichst gleichen Eigenschaften (z. B. eines Biotoptyps) erarbeitet werden, wobei eindeutig gestörte Flächen zu vermeiden sind [13, 15]. Ein solches, immer standortbezogenes Referenzsystem für die Diversität von Bodenorganismen besteht aus (vgl. Abbildung 1):

- ◆ einer Liste von Arten, die an einem Standort mit seinen spezifischen Bedingungen (z. B. Klima, Bodenfaktoren, Region) erwartet werden;

- ◆ einer Vorgabe, ab wann eine Abweichung eine Störung darstellt.

Aufgabe des in diesem Beitrag beschriebenen Vorhabens war es, die Voraussetzungen für den Schutz der in § 2 des BBodSchG [1] beschriebenen Funktion des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen in zweierlei Hinsicht zu verbessern: Zum einen waren für die Beurteilung der Bodenqualität geeignete biologische Indikatoren (d. h. Organismengruppen) zu identifizieren. Zum anderen sollten anhand entsprechender Parameter für ausgewählte Biotoptypen Referenzwerte ermittelt werden, anhand derer geprüft werden kann, ob ein bestimmter Boden die Lebensraumfunktion erfüllt. Letztlich soll damit die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt umgesetzt werden, z. B. durch eine Ausweitung des bodenbiologischen Monitoring auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF). Durch die damit einhergehende verbesserte Datenlage würde der Schutz der Bodenbiodiversität erheblich erleichtert. Einzelheiten der Ergebnisse dieses Projekts sind dem UBA-Endbericht zu entnehmen [12].

2. Methodik der Datenzusammenstellung und -auswertung

Aufgrund der großen Vielfalt der Bodenorganismengemeinschaft musste in diesem Vorhaben zuerst festgelegt werden, welche Gruppen am besten als Indikatoren für die biologische Bodenqualität geeignet sind. Dazu wurden die folgenden Kriterien angewandt:

- ◆ Ökologische Relevanz: wie wichtig (qualitativ und quantitativ) sind die von der jeweiligen Gruppe ausgeübten Funktionen und Leistungen?
- ◆ Biogeographische Verbreitung: kommt die jeweilige Gruppe in Deutschland häufig vor?
- ◆ Ausreichende Diversität: ist die Gruppe artenreich bzw. funktional divers?
- ◆ Praktikabilität: sind Bestimmungsschlüssel und standardisierte Fangmethoden verfügbar?

Auf der Grundlage dieser Kriterien wurden vier Invertebratengruppen ausgewählt:

- ◆ Springschwänze (*Collembolen*),
- ◆ Hornmilben (*Oribatida, Acari*) (*Mikroarthropoden*),
- ◆ Regenwürmer (*Lumbricidae*),
- ◆ Enchytraeen (*Enchytraeidae*) (*Oligochaeten*).

Wegen ihrer sehr guten bodenkundlichen Charakterisierung und langjährigen Beprobung wurden bei der Datenerfassung zunächst die rund 800 deutschen Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF), deren zentrale Aufgabe die Charakterisierung des Bodenzustands und dessen Veränderungen auf Grund von äußeren Einflüssen ist [20], herangezogen. Die entsprechenden physikalischen und chemischen Bodendaten wurden von den Bundesländern dem UBA übermittelt und liegen dort in der RISAGEN-Datenbank vor. Biologische Probenahmen sind in dieser Datenbank bisher nicht enthalten, so dass eine projekteigene Datenbank (*Bo-Info*) aufgebaut wurde, die mit biologischen Daten aus verschiedenen Quellen gefüllt wurde: neben den BDF-Daten der Länder (Schleswig-Holstein, Brandenburg, Thüringen, Hamburg) wurden von den Projektpartnern selbst erhobene Daten sowie Literaturangaben verwendet. Zu den biologischen Datensätzen (= Vorkommen einer Art an einem Standort, oft mit Angaben zu ihrer (relativen) Häufigkeit) wurden auch, so-

weit vorhanden, die Daten zu den Standorten und zur Fangmethodik aufgenommen.

Insgesamt sind in der *Bo-Info*-Datenbank Daten zu 1.742 Standorten. Zu 1.287 davon liegen auch bodenbiologische Daten vor (inklusive 154 BDF). Mit den BDF-Charakterisierungen vergleichbare Angaben zu den übrigen 1.133 Standorten wurden aus der Literatur recherchiert. Die Datenlage war bei den vier Tiergruppen sehr unterschiedlich: als gut ist sie für Collembolen (14.628 Datensätze) und Lumbriciden (13.952) zu bezeichnen, während sie für Enchytraeen (7.930 Datensätze) und vor allem für Oribatiden (5.366) deutlich lückenhaft ist.

Soweit möglich wurden die in der Datenbank enthaltenen Standorte nach der deutschen Standard-Biotoptypenliste [11] klassifiziert. In diesem System werden Standorte hierarchisch, beginnend mit 44 Basistypen der ersten Ebene, nach Lage (Küsten-, Binnen-), Typ (Land, Wasser), Landnutzung, Vegetation, Bodeneigenschaften u. a. eingeordnet. Für dieses Projekt waren in Bezug auf Bodenorganismen in Deutschland 21 Basistypen potentiell relevant. Die meisten der in der Datenbank enthaltenen Standorte konnten einem Basistyp zugeordnet werden. Auf der Grundlage der vorliegenden Daten war eine Auswertung jedoch nur für vier Basistypen möglich (Biotoptyp-Nummer in [11]): Äcker und Ackerbrachen (33), Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte (34) (kurz: Grasland), Laub(Misch)wälder und -forste (43) und Nadel(Misch)wälder und -forste (44). In Abbildung 2 ist

Abbildung 1
Ableitung von Schwellenwerten von Referenzzuständen: A, B und C entsprechen verschiedenen Erhaltungszuständen in Bezug zum Systemstress bzw. einer schädlichen Bodenveränderung (z. B. FFH-Gesetzgebung ([4] bzw. [1])

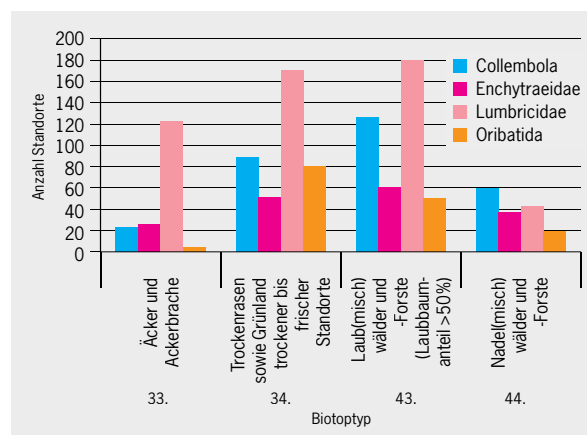
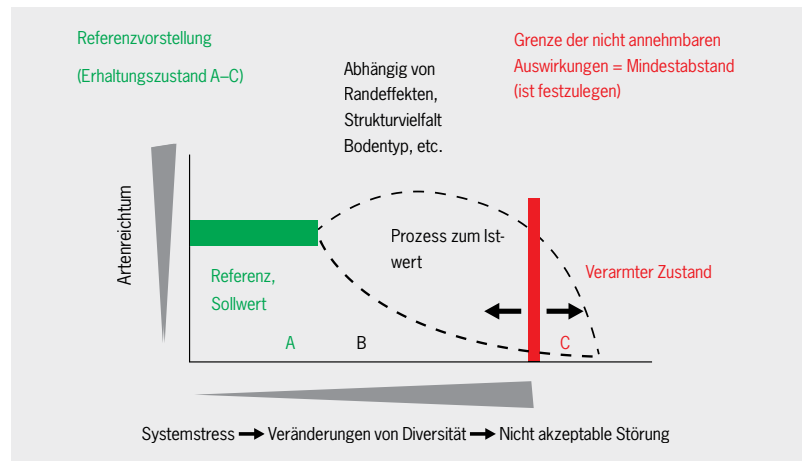


Abbildung 2
Verteilung der Standorte pro Invertebraten-Gruppe auf die Biotoptypen der 1. Ebene

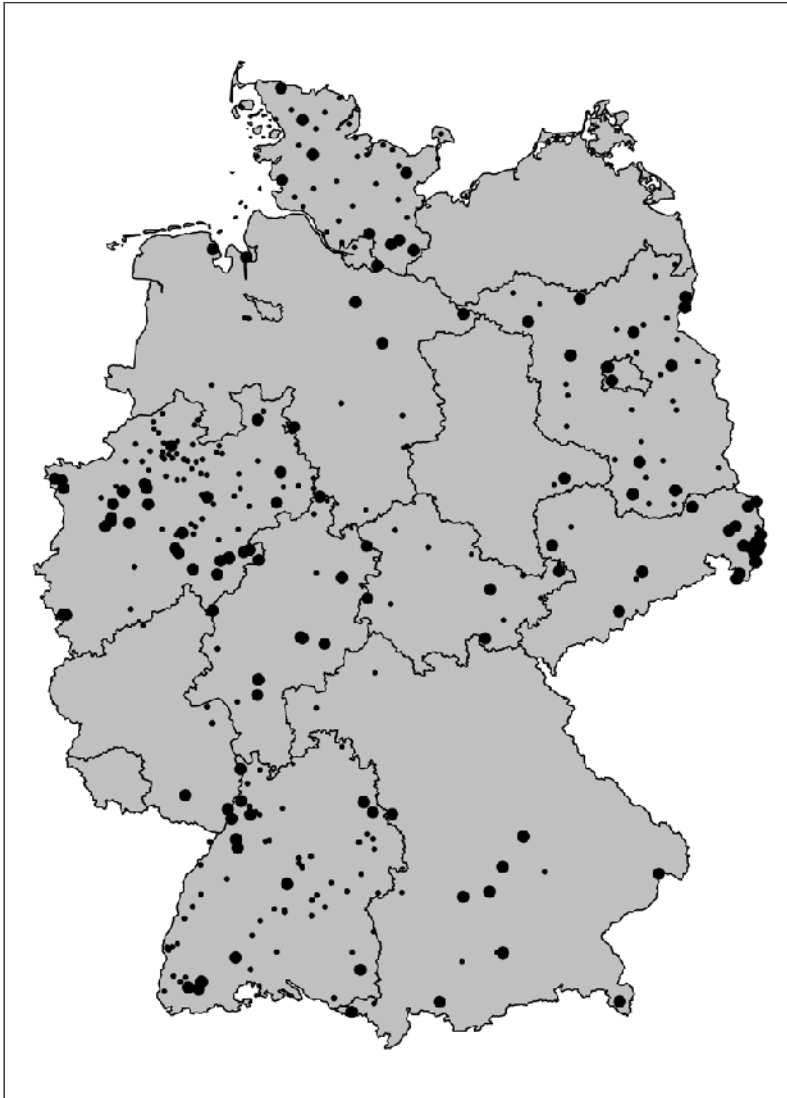


Abbildung 3
Übersichtskarte der Fundorte (große Punkte) von *Dendrobaena octaedra*. Kleine Punkte: Standorte, an denen Lumbriciden beprobt wurden, *D. octaedra* aber nicht vorkam

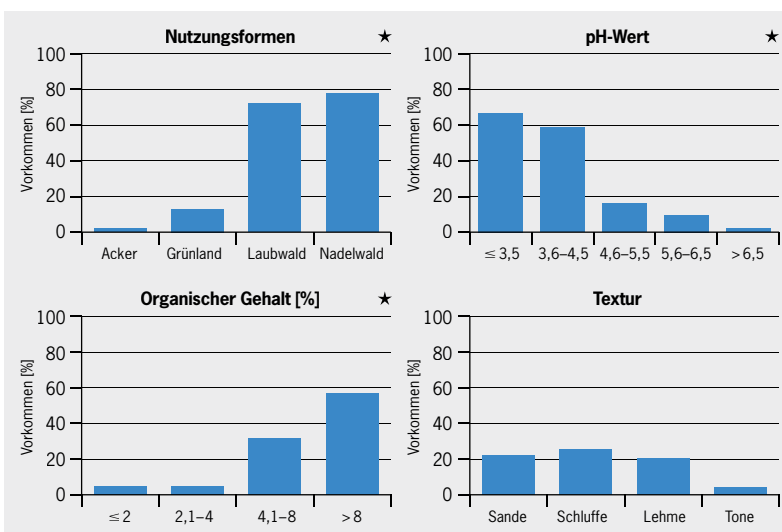


Abbildung 4
Relatives Vorkommen von *D. octaedra* in Abhängigkeit von der Nutzungsform, dem pH-Wert, dem organischen Gehalt bzw. der Textur des Bodens (von links oben im Uhrzeigersinn. Stern: Signifikanter Unterschied nach Chi²-Test.

die Verteilung der Standorte, aufgeteilt nach den vier Invertebratengruppen, auf die vier Biotoptypen der 1. Ebene dargestellt. Dabei zeigte sich, dass vor allem Äcker, teils aber auch Nadelwälder, hinsichtlich der Zahl der bisher biologisch untersuchten Standorte unterrepräsentiert sind.

Im nächsten Schritt wurde versucht, das Vorkommen der vier ausgewählten Tiergruppen analog zu dem hierarchischen System der Biotoptypen zu analysieren. Mit anderen Worten: gibt es auf den Biotoptypen der 2. Ebene, die meist durch Feuchte und Bodeneigenschaften (pH, Nährstoffe) definiert werden, charakteristische Organismengemeinschaften? Weiterhin wurde eine Literaturrecherche zur Eignung molekularer Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Diversität ausgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Darstellung der biologischen Ergebnisse anhand ausgewählter Beispiele

Die Daten aller vier Tiergruppen wurden zuerst für die am häufigsten vorkommenden Arten individuell, dann vergleichend zwischen den Arten einer Gruppe und zuletzt für die gesamte Gruppe (= Artengemeinschaft, Taxozönose) ausgewertet. Eine Auswertung über alle vier Tiergruppen hinweg war nicht möglich, da diese so gut wie nie an einem Standort gemeinsam beprobt worden waren. Im Folgenden wird am Beispiel der Regenwürmer die Auswertungsabfolge dargestellt. Für jede der 14 häufigsten Arten (von insgesamt 32; hier: *Dendrobaena octaedra*) wurde eine Verbreitungskarte erstellt (Abbildung 3).

Die Abhängigkeit des Vorkommens dieser Art von den vier wichtigsten Standortfaktoren ist Abbildung 4 zu entnehmen. Demnach ist *D. octaedra* ein Waldbewohner und wird vorwiegend in sauren Böden sowie an Standorten mit hohem organischem Gehalt gefunden. Die Textur spielt dagegen kaum eine Rolle. Alle Informationen zu einer Spezies wurden in einem ökologischen Profil zusammengestellt. Dadurch wird u. a. deren Zuordnung zu einer ökologischen Gruppe möglich (*D. octaedra* z. B. ist ein typischer Streuschichtbewohner), was wiederum für die Beurteilung der von *D. octaedra* erbrachten ökosystemaren Leistungen wichtig ist. Im zweiten Auswertungsschritt wurden diese Informationen für die wichtigsten 14 Regenwurmartensammengefasst, wobei die schon von Bouché [2] vorgeschlagene Klassifikation der Regenwürmer in drei ökologische Gruppen bestätigt wurde.

Im dritten Auswertungsschritt wurde das Vorkommen der Regenwurmgemeinschaft an den einzelnen Standorten mit ihren jeweils spezifischen Eigenschaften mittels multivariater Statistik ausgewertet. Auf der 1. Ebene (= den vier Hauptbiotoptypen) zeigten sich klare Unterschiede hinsichtlich der Artenzusammensetzung, was durch die Unterschiede in den Standorteigenschaften erklärt wird (hier nicht näher vorgestellt). Unklar war aber bisher, ob eine solche Differenzierung auch auf der 2. Ebene der Biotoptypen möglich ist. Wie aus dem Beispiel der Regenwürmer in drei Subtypen von Äckern (33.01, 33.03, 33.04) hervorgeht, unterscheiden sich diese deutlich (Abbildung 5). Teils auf der Grundlage dieser Auswertung, teils unter Nutzung von

Expertenwissen wurden so Referenzwerte für verschiedene Biotoptypen der 1. und 2. Ebene bestimmt. Ein Beispiel sind die drei Acker-Biotoptypen, die sich in Abundanz und Artenzahl, vor allem aber in der Artenzusammensetzung deutlich voneinander unterscheiden, so dass konkrete Referenzwerte vorgeschlagen werden konnten (Tabelle 1). Diese Art der Auswertung wurde analog hierzu auch für die anderen drei Tiergruppen durchgeführt, wobei die Datenlage häufig deutlich schlechter war. Bezüglich der Erfassung der mikrobiellen Diversität zeigte sich, dass die verfügbaren Methoden sich hinsichtlich ihrer Detailtiefe, Praktikabilität und Komplexität deutlich unterscheiden.

3.2 Diskussion der Datenqualität und Aussagemöglichkeiten

Wie im Kapitel 2 dargelegt, stammten die in diesem Vorhaben zusammengestellten Daten aus mehreren Quellen. Daher wurden sie vor der Aufnahme in die Datenbank *Bo-Info* einer Qualitätsüberprüfung unterzogen. Die Qualität der einzelnen Datensätze war dabei durchaus unterschiedlich, wobei zwischen Standorteigenschaften und den biologischen Daten differenziert werden muss: Erstere wurden, soweit vorhanden, meist nach nationalen bzw. internationalen Richtlinien erhoben. Das beste Beispiel hierfür sind die von den BDFs stammenden Messwerte, die demnach als uneingeschränkt verwendbar klassifiziert wurden. Bei den verwendeten Literaturarbeiten wurde im Einzelfall überprüft, ob die jeweiligen Werte verwendbar waren. Wenn z. B. bei einem pH-Wert die Methodik nicht angegeben war, wurde der Wert einer Plausibilitätsüberprüfung unterzogen bzw. im Zweifelsfall verworfen. Das Hauptproblem hierbei ist, dass es in vielen, v. a. älteren Veröffentlichungen gar keine oder lückenhafte Angaben zu den Standorteigenschaften gibt. Es wurden erhebliche Anstrengungen unternommen, solche Lücken (z. B. durch Heranziehung anderer Arbeiten vom gleichen Standort) zu füllen.

Bei den biologischen Daten lag die Verantwortung der Verwendung der einzelnen Datensätze bei den jeweiligen Spezialisten, die zu überprüfen hatten, ob die jeweiligen Angaben belastbar waren. Hier wurde z. B. die Erfahrung der Autoren, die herangezogene Bestimmungsliteratur, oder die Aktualität der verwendeten Taxonomie als Kriterien verwendet. Bei der Mehrheit der biologischen Datensätze waren die Tiere jeweils von ausgewiesenen Spezialisten bearbeitet worden oder die Daten stammten aus der „peer-reviewed“ Literatur. Schwierig wurde es bei manchen Diplom- oder Doktorarbeiten, die außerhalb der jeweiligen taxonomischen Zentren betreut worden waren. In Einzelfällen konnte sogar, wenn es sich um Arbeiten aus dem jeweils eigenen Hause handelte, die Bestimmung anhand der hinterlegten Belegexemplare überprüft werden. Im Rahmen von *Bo-Info* wurden mit Ausnahme weniger österreichischer Standorte bei den Regenwürmern, keine Daten aufgenommen, die außerhalb Deutschlands erhoben worden waren oder die aus anderen Klimazonen stammten.

Eine besondere Problematik betrifft jedoch die quantitativen Angaben zur Anzahl von Bodentieren. So werden bei fast jeder Organismengruppe, teils aus inhaltlichen, teils aus historischen Gründen unter-

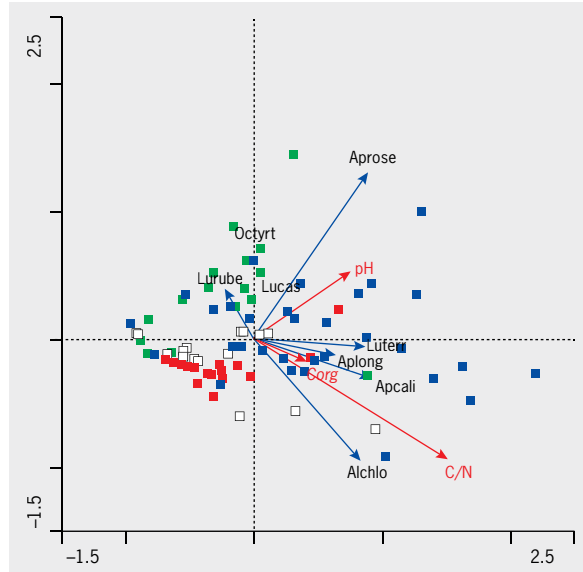


Abbildung 5
Principle Component Analysis (PCA) basierend auf der Abundanz von Regenwürmern.
33. = Äcker/Ackerbrache, Grün = flachgründige, skelettreiche Kalkäcker/Kalkackerbrache (33.01), Rot = Äcker/Ackerbrache auf Sandboden (33.03), Blau = Äcker/Ackerbrache auf Löss-, Lehm- oder Tonboden (33.04)

schiedliche Fangmethoden verwendet. Dadurch kann es sowohl zu Differenzen in der Anzahl gefangener Tiere als auch zu einem veränderten Dominanzspektrum kommen. Zudem ist der räumliche wie zeitliche Bezugsrahmen in vielen Arbeiten unterschiedlich: bei ersterem hat sich die Angabe pro Quadratmeter weitgehend durchgesetzt, bei letzterem gibt es bisher keine einheitliche Vorgehensweise (d. h. Mittelwerte aus Zeitreihen wurden ähnlich wie einzelne Fangzahlen gewertet, sofern sie in einer für die Bodentiere zuträglichen Jahreszeit erhoben wurden). Nachträglich sind solche Unterschiede -wenn überhaupt- nur mit einem erheblichen Aufwand rückrechenbar. Daher lag es in der Hand der einzelnen Spezialisten, entsprechende Daten als robust einzuschätzen oder nicht - und nur erstere wurden in *Bo-Info* aufgenommen. Allerdings sei darauf hingewiesen, dass diese Unterschiede keine Rolle spielen, wenn qualitative Referenzwerte mittels Präsenz-Absenz-Angaben (d. h. auf der Basis der Artenzusammensetzung) abgeleitet wurden. Daher wird die Verwendung qualitativer Referenz-

Tabelle 1
Referenzwerte für die Lumbriciden-Gemeinschaft verschiedener Ackerbiotoptypen

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

(Stet. = Stetigkeit). Differenzierungskriterium: Stetig an >50 % aller Standorte = Zahlen fett.

werte für die biologische Bodenqualitätsbeurteilung als primäres Kriterium empfohlen.

Die bisher vorgeschlagenen Referenzwerte sind fähig, zwischen verschiedenen Biotoptypen erster und – sofern die Menge qualitativ hochwertiger Daten ausreichend ist – zweiter Ebene zu unterscheiden [12]. Die Differenzierungsebenen der Biotoptypenliste sind formationsbezogen unterschiedlich und beziehen sich auf die jeweiligen ökologisch maßgeblichen Faktoren (z. B. Bodentyp, Feuchte). Eine weitergehende Differenzierung auch auf tieferer Ebene ist vor allem in Wäldern anzustreben, da hier die unterschiedlich dominanten Baumarten für die Gliederung berücksichtigt werden. Die höchsten Korrelationen von Bodentiergemeinschaften und Biotoptypen sind auf der tiefsten Ebene und somit auf der standörtlich genauesten Ebene zu erwarten [9], da Artengruppen spezielle ökologische Faktorenkomplexe widerspiegeln. Eine weitergehende Differenzierung der Bodentiergemeinschaften ist möglich und wurde u. a. von Toschki [17] am Beispiel der Hornmilben für Bodentierlebensgemeinschaften gezeigt. Die Voraussetzung ist, dass eine Beurteilung nicht mehr auf der Grundlage der Diversität einer einzelnen Organismengruppe allein, sondern mehrerer bzw. der gesamten Bodenorganismengemeinschaft erfolgt. Ein Monitoring der mikrobiellen Diversität mit molekularen Methoden kann die heute angewendeten, meist funktionellen Methoden erheblich bereichern.

4. Fazit und Empfehlungen

In der *Bo-Info*-Datenbank ist ein Großteil der für Deutschland nachgewiesenen Arten vertreten: bei den Collembolen waren es 49 % (von 420 Arten), den Oribatiden 64 % (von 630 Arten), den Lumbriciden 95 % (von 38 Arten) und den Enchytraeiden 76 % (von 127 Arten). Weitere wichtige Ergebnisse sind:

- ◆ Korrelationen zwischen Arten und Taxozönosen, Bodenparametern und Biotoptypen verschiedener hierarchischer Ebenen waren nachweisbar; d. h. die hier ausgesuchten Gruppen sind als Indikatoren geeignet.
- ◆ Die Ableitung von Referenzwerten für Bodenorganismen ist möglich.
- ◆ Damit ist eine wissenschaftliche Grundlage für eine Beurteilung der biologischen Bodenqualität gegeben.

Inzwischen wurden diese Daten in die vom Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz betreute Datenbank Edaphobase überführt (www.edaphobase.org) und sind damit auch in der Global Biodiversity Information Facility (GBIF; www.gbif.org) sichtbar. In naher Zukunft werden sie für verschiedenste Anwendungen für externe Anwender verfügbar sein.

Allerdings ist festzuhalten, dass es noch erhebliche Datenlücken zur Bodenbiodiversität in Deutschland gibt. Insbesondere fehlen Daten (d. h. es besteht Forschungsbedarf):

- ◆ zu mehreren Organismengruppen (inklusive Mikroben) von gleichen, gut charakterisierten Standorten;
- ◆ von naturnahen Grünland-Standorten, aber auch von landwirtschaftlich genutzten Flächen (Äckern) sowie Sonderstandorten;

- ◆ aus ganzen, bisher nicht beprobten Regionen (z. B. Rheinland-Pfalz);
- ◆ von belasteten Standorten, zur Beurteilung des Einflusses von stofflichen und nicht-stofflichen Belastungen auf Bodenorganismen, und zur Festlegung von Schwellenwerten für die Beurteilung solcher Zustände;
- ◆ von bisher nicht untersuchten Tiergruppen, um zu überprüfen, ob diese unter bestimmten Umständen eine sinnvolle Ergänzung darstellen können;
- ◆ zur Vertiefung des Verständnisses der Zusammenhänge zwischen Landnutzung, Struktur und Funktion von Bodenorganismengemeinschaften und deren ökosystemaren Leistungen.

Auf der Grundlage dieser Ergebnisse schlagen wir vor, das BDF-Monitoring durch die folgenden Maßnahmen zu erweitern:

- ◆ Obligatorische Erhebung bodenbiologischer Daten auf ausgewählten BDF (optimal: ca. 10 BDF pro Biotoptyp der 2. Ebene (ca. 160–200 Standorte), wobei zugleich eine möglichst hohe Bandbreite von pH-Wert, Textur usw. abgedeckt werden soll);
 - ◆ Festlegung eines Methodenstandards für das Monitoring (Probenahme, Gruppenauswahl, Artbestimmung, Datenhaltung, sowie Auswertung und Visualisierung der Ergebnisse, primär mittels ISO-Richtlinien (z. B. [6; 7]);
 - ◆ Zentrale Sammlung aller Daten zur Bodenbiodiversität in einer projektunabhängig nachhaltig gepflegten Datenbank (in Frage kommt und von uns vorgeschlagen wird Edaphobase (mit BMBF-Mitteln entwickeltes Informationssystem zur Bodenzoologie am Senckenberg Museum Görlitz);
 - ◆ Erstellung eines bundesweiten Referenzsystems auf Grundlage der Bodenorganismengemeinschaften, um unakzeptable Beeinträchtigungen der Lebensraumfunktion des Bodens anzuzeigen.
- Der wichtigste Anwendungsbereich für die Ergebnisse eines solchen umfangreichen biologischen Bodenmonitoring ist die Nutzung der BDF als Referenzflächen:
- ◆ für die Ableitung und Validierung von Referenzwerten;
 - ◆ im Rahmen des GVP-Monitorings;
 - ◆ für die Interpretation von Freilandstudien, die für die Registrierung von Pflanzenschutzmitteln gefordert werden;
 - ◆ bei der standortspezifischen Beurteilung kontaminierter Böden, speziell im Rahmen des TRIAD-Ansatzes [8]);

Ein solches Monitoring sollte in ein (bisher nicht vorhandenes) EU- Bodenmonitoring-System eingebunden werden.

Insgesamt empfehlen wir über ein an BDF orientiertes Monitoring hinaus dringend Forschung zu neuen Methoden, z. B. der genetischen Artdetermination (DNA-Barcoding), besonders hinsichtlich der Vergleich- und Anwendbarkeit im Monitoring; zur Verwendung mikrobieller Endpunkte zur strukturellen und funktionalen Diversität und insgesamt zur Vertiefung des Verständnisses der Zusammenhänge zwischen Landnutzung, Struktur und Funktion von Bodenorganismengemeinschaften und deren ökosystemaren

Leistungen. Weitere Details zur Ausgestaltung und Anwendung eines biologischen Bodenmonitoring sind Römbke et al. [12] zu entnehmen.

Danksagung

Dieses Vorhaben wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert (FKZ-Nr.: 3708 72 201).

Siehe: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4312.pdf>

Literaturverzeichnis

- [1] **BBodSchG (1998)**: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz). Bundesgesetzblatt I, 502 vom 17. März 1998.
- [2] **Bouché, M.B. (1977)**: Stratégies lombriciennes. In: Lohm, U. & Persson, T. (Hrsg.): Soil organisms as components of ecosystems. Ecological Bulletins NFR 25: 122–132.
- [3] **EC (European Commission) (2009)**: Regulation (EC) 1107/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 concerning the placing of plant protection products on the market and repealing Council Directives 79/117/EEC and 91/414/EEC. Official Journal of the European Union L309: 1–50.
- [4] **EU (European Union) (1992)**: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Brüssel.
- [5] **EU (European Union) (2006)**: Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. COM 232 (2006) final. Brussels, 30 pp.
- [6] **ISO (International Organization for Standardization) (2006)**: Soil quality – Sampling of soil invertebrates Part 1: Hand-sorting and formalin extraction of earthworms. ISO 23611–1. Geneva, Switzerland.
- [7] **ISO (International Organization for Standardization) (2010)**: Soil quality – Sampling of soil invertebrates Part 6: Guidance for the design of sampling programs with soil invertebrates. ISO 23611–6. Geneva, Switzerland.
- [8] **Jensen, J. und Mesman, M. (2006)**: Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. RIVM Report No. 711701047, Bilthoven, The Netherlands. 136 S.
- [9] **Lennartz, G. (2003)**: Der bioökologische-soziologische Klassifikationsansatz und dessen Anwendung in der Naturschutzpraxis – dargestellt am Beispiel der Borstgrasrasen (Violion) der Eifel unter Berücksichtigung der Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken, Tagfalter und Schwebfliegen. Dissertation RWTH Aachen. Akademische Edition Umweltforschung, Aachen.
- [10] **MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005)**: Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- [11] **Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. und Ssymank, A. (2003)**: Standard-Biototypenliste für Deutschland, 2. Fassung. Schriftenreihe für Landschaftspflege u. Naturschutz, 65 S.
- [12] **Römbke, J., Jänsch, S., Roß-Nickoll, M., Toschki, A., Höfer, H., Horak, F., Russell, D., Burkhardt, U. & Schmitt, H. (2012)**: Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. UBA-Texte 33/2012. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 386 S.
- [13] **Ruf, A., Beck, L., Dreher, P., Hund-Rinke, K., Römbke, J., Spelda, J. (2003)**: A biological classification concept for the assessment of soil quality: „biological soil classification scheme“ (BBSK). Agriculture, Ecosystems and Environment 98: 263–271.
- [14] **Ruf, A., Beylich, A., Blick, T., Büchs, W., Glante, F., Höss, S., Roß-Nickoll, M., Rueß, L., Russell, D., Römbke, J., Seitz, H., Theißen, B., Toschki, A., Weimann, C. & Züghart, W. (2012)**: Bodenorganismen als ein wesentliches Element für ein Monitoring von Wirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Organismen Anforderungen – Methoden – Standardisierung. BioRisk (Special Issue) (im Druck).
- [15] **Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bloem, J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Brussaard, L. De Goede, R.G.M., Faber, J.H., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Keidel, H., Korthals, G.W., Smeding, F.W., Ter Berg, C. & Van Eekeren, N. (2008)**: Soil ecosystem profiling in the Netherlands with ten references for biological soil quality. RIVM-Report 607604009, 85 S.
- [16] **Rutgers, M., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Bloem, J., Schouten, A.J. & Breure, A.M. (2010)**: Priority areas in the Soil Framework Directive. The significance of soil biodiversity and ecosystem services. RIVM-Report 60737002, 62 S.
- [17] **Toschki, A. (2008)**: Eignung unterschiedlicher Monitoring-Methoden als Grundlage zum Risk Assessment für Agrarsysteme am Beispiel einer bioökologischen Reihenuntersuchung und einer Einzelfallstudie. Dissertation RWTH Aachen, 158 S.
- [18] **Turbé, A., De Toni, A., Benito, P., Lavelle, P., Ruiz, N., Van der Putten, W., Labouze, E. & Mudgal, S. (2010)**: Soil biodiversity: functions, threats, and tools for policy makers. BioIntelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment), Brussels, Belgium. 250 S.
- [19] **UNCED (United Nations Conference on Environment and Development) (1992)**: Agenda 21. Convention on Biological Diversity (CBD), Rio de Janeiro.
- [20] **Werner, B. (ed.) (2002)**: Boden-Dauerbeobachtung in Deutschland. Ergebnisse aus den Ländern. UBA-Texte 66/02, 146 S.
- [21] **Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M.T. (Eds.) (2000)**: Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.

Anschriften der Autoren

Dr. Jörg Römbke (Korrespondenzautor)

Dr. Stephan Jänsch
ECT Oekotoxikologie GmbH
Böttgerstr. 2–14, 65439 Flörsheim am Main
Tel.: (0 61 45) 95 64 50/-463, Fax: (0 61 45) 95 64 99
j-roembke@ect.de/s-jaensch@ect.de

Dr. Ulrich Burkhardt

Dr. David J. Russell
Abt. Bodenzoologie; Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Postfach 300154, 02806 Görlitz
Tel.: (0 35 81) 47 60 55 89/-55 02, Fax: (0 35 81) 47 60 51 04
ulrich.burkhardt@senckenberg.de/david.russell@senckenberg.de

Dr. Hubert Höfer

Abteilung Biowissenschaften, Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe
Erbprinzenstr. 13, 76133 Karlsruhe
Tel.: (07 21) 1 75 28 26, Fax: (07 21) 175 28 84
hubert.hoefer@smnk.de

Franz Horak

Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe
Erbprinzenstr. 13, 76133 Karlsruhe
Tel.: (07 21) 1 75 28 12, Fax: (07 21) 1 75 28 84
franz.horak@smnk.de

Dr. Martina Roß-Nickoll

Institut für Umweltforschung, Umweltbiologie und -chemodynamik UBC
RWTH Aachen
Worringerweg 1, 52074 Aachen,
Tel.: (02 41) 8 02 35 78, Fax: (02 41) 8 02 21 82
ross@bio5.rwth-aachen.de

Dr. Heike Schmitt

Institute for Risk Assessment Sciences
Yalelaan 2, PO Box 80175
3508 TD Utrecht, Niederlande
Tel.: + 31 30 253 5372, Fax: +31 30 253 2365
h.schmitt@uu.nl

Dr. Andreas Toschki

gaia Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung
Kackertstr. 10, 52072 Aachen
Tel.: (02 41) 8 02 76 00, Fax: (02 41) 80 62 76 00
toschki@gaia.rwth-aachen.de