

# ABHANDLUNGEN UND BERICHTE DES NATURKUNDEMUSEUMS GÖRLITZ

Band 69, Nummer 2

---

Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69, 2: 45–53 (1997)

---

ISSN 0373-7586

Manuskriptannahme am 26.2.1996

Erschienen am 1.7.1997

## Von der Spezies zum Ökosystem: der Bewertungsschritt bei der bodenbiologischen Diagnose

Von ULFERT GRAEFE

IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Hamburg

Mit 1 Abbildung und 3 Tabellen

### Abstract

#### From species to ecosystem: the interpretation in soil biology diagnosis.

Procedure for the interpretation of soil biology field studies is discussed. This involves successive steps of data analysis, classification and evaluation, each of which requires specific scales and methods. Standard determinations are an important feature at all levels and influence the final interpretation. This is exemplified by assessments of the effects of forest liming and historical changes in land use. It is recommended that species should be classified by their ecological reaction to microenvironmental factors rather than by their macrohabitats. Classification of recurrent groups of species (decomposer communities) should also reflect only their faunal similarities and not the typology of the superimposed ecosystem.

Die Mannigfaltigkeit der Organismen im Boden zu beschreiben und für bodenökologische Aussagen zu nutzen, ist in der Bodenzöologie, anders als in der Bodenmikrobiologie, ein zentrales Aufgabenfeld. In erster Linie wird hierfür systematisch-taxonomische Kompetenz gebraucht, die alleine jedoch nicht ausreicht, wenn es sich um eine anwendungsorientierte Untersuchung handelt. Denn auf die Bestimmungsarbeit folgt dann als nächster Schritt die Interpretation. Dabei muß der Informationsgehalt einer Artentabelle aus der Sprache der Taxonomie in Begriffe übersetzt werden, die auch außerhalb des Fachgebiets verständlich sind. Dort interessiert nicht, welche Arten vorkommen, sondern was es bedeutet, daß sie vorkommen, und wie das Ergebnis ökologisch zu bewerten ist. Den Übergang von der Tatsachenfeststellung zur Interpretation nennen wir den Bewertungsschritt. Er läßt sich in mehrere Teilschritte aufgliedern, die im folgenden als »Auswertung«, »Einordnung« und »Bewertung im engeren Sinne« bezeichnet werden sollen. Jeder Teilschritt erfordert die Anwendung anderer Maßstäbe und Hilfsmittel (Tab. 1).

Tab. 1 Teilschritte und Maßstäbe der Bewertung bei der bodenbiologischen Diagnose

	<b>Auswertung</b>	<b>Einordnung</b>	<b>Bewertung i.e.S.</b>
Maßstäbe	Normen	System	Leitbilder
Hilfsmittel	Indizes	Klassifikation	Qualitätsziele

### 1. Teilschritt: Auswertung

Zur Auswertung gehört zunächst die statistische Beschreibung des Datenmaterials. Mit statistischen Kennzahlen und Indizes wird die Datenmenge einer bodenzoologischen Erhebung, die aus verschiedenen Artenamen und Artabundanzen besteht, zu genau einer Zahl (z. B. Mittelwert, Artenzahl, Diversitätsindex) zusammengefaßt. Der Vergleich der Daten von verschiedenen Flächen oder Zeitpunkten läßt sich so auf den Vergleich dieser analog gewonnenen Zahlen reduzieren (JAMBU 1992). Dabei bleiben aber alle Informationen unberücksichtigt, die a priori vorhanden sind, wie z. B. Kenntnisse über das ökologische Verhalten und die Lebensform der Arten. Für die Bioindikation sind gerade solche Informationen wertvoll. Schließlich liefert der Name einer Art den Schlüssel zum gesamten in der Literatur gespeicherten Wissen über die Art. Das Problem besteht darin, daß diese Informationen nicht wie statistische Datenmengen behandelt werden können, weil sie keine kohärente Grundlage haben. Die Kohärenz muß erst durch einen normativen Vorgang hergestellt werden.

Um einen normativen Vorgang handelt es sich, wenn eine Art z. B. als Waldart eingestuft wird. In diesem Fall erfolgt die Normierung in ein Raster von Makrohabitaten, was auch in der Bodenzologie ein übliches Verfahren darstellt. Es ermöglicht die Zusammenfassung von Arten zu unterschiedlichen Artengruppen, die dann die Argumentationsbasis für die Interpretation von Artenlisten bilden. Als ein typisches Beispiel sei die Bewertung von Kalkdüngungseffekten im Berliner Projekt »Ballungsraumnahe Waldökosysteme« angeführt. Dort wurde argumentiert, durch Kalkung erfolge eine Verdrängung der Waldarten zugunsten von »Freiflächenarten«. Mit Bezug auf die Enchyträenzönose könne man sogar von einem gewissen Grad der »Ruderalisierung« sprechen, denn die neu auftretenden Arten seien vor allem von Grün- und Ruderalflächen bekannt (WEIGMANN et al. 1989, HECK & RÖMBKE 1990).

Auf der anderen Seite zeigt eine Gesamtbetrachtung aller Biotoptypen (z. B. WALLWORK 1976), daß die wenigsten Bodentierarten streng an Makrohabitate gebunden sind. In einer Liste von 406 Hornmilbenarten geben WEIGMANN & KRATZ (1981) für 78% der Arten Vorkommen in mehr als einer Pflanzenformation an. Bei den Enchyträen lassen sich überhaupt nur zwei oder drei Arten benennen, die ausschließlich im Wald anzutreffen sind, weil sie eine an den jahresperiodischen Streufall angepaßte Lebensweise haben. Die meisten sogenannten Waldarten sind auch schon auf Freiflächen gefunden worden. Umgekehrt demonstriert gerade das Beispiel aus Berlin, daß Arten der Freiflächen durchaus auch im Wald auftreten können.

Eine weitere Form der Normierung ökologischer Artmerkmale stellt die Aufteilung einer graduellen Folge von Merkmalsausprägungen in diskrete Abschnitte dar. Als Beispiele seien die Colonizer-Persister-Werte der Nematoden (BONGERS 1990) und die Zeigerwerte der Pflanzen (ELLENBERG et al. 1992) erwähnt. Normativ ist sowohl die Festlegung der Skala als auch die Einstufung der Taxa auf der Skala. Die Zeigerwerte wollen wir etwas näher betrachten, weil einige von ihnen relativ unproblematisch auch auf Bodenorganismen übertragbar sind. Tabelle 2 zeigt die Ellenberg'schen Feuchte- und Reaktionszahlen in der an Bodentiere angepaßten Form, so wie wir sie für Regenwürmer und Enchyträen verwenden (GRAEFE 1990, 1993 a, 1993 b, BEYLICH 1995) und wie sie wahrscheinlich auch für andere Vertreter der Bodenlösungsauna (z. B. Protozoen, Nematoden) verwendbar wären.

Tab. 2 Zeichenerklärung der Zeigerwerte und Abundanzklassen

<b>F Feuchtezahl</b> - Vorkommen im Gefälle der Bodenfeuchtigkeit	
5	<i>Frischezeiger</i> , Schwergewicht in mittelfeuchten Böden, in nassen Böden fehlend
7	<i>Feuchtezeiger</i> , Schwergewicht in gut durchfeuchteten, aber nicht nassen Böden
9	<i>Nässezeiger</i> , Schwergewicht in oft durchnäßigten (luftarmen) Böden
11	<i>Aquatisc</i> Art
<b>R Reaktionszahl</b> - Vorkommen im Gefälle der Bodenreaktion und des Kalkgehaltes	
1	<i>Starksäurezeiger</i> , niemals in schwach sauren bis alkalischen Böden vorkommend
3	<i>Säurezeiger</i> , Schwergewicht in sauren Böden, ausnahmsweise bis in den neutralen Bereich
5	<i>Mäßigsäurezeiger</i> , in stark sauren wie in neutralen bis alkalischen Böden selten
7	<i>Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger</i> , niemals in stark sauren Böden
9	<i>Basen- und Kalkzeiger</i> , stets in kalkreichen Böden
gerade Zahlen für Zwischenstufen	
x	<i>indifferentes oder ungeklärtes Verhalten</i>
<b>Makrofauna-Abundanzklassen</b>	
■	< 10
■□	10 - 30
■□□	30 - 100
■□□□	100 - 300
■□□□□	> 300 Individuen/m <sup>2</sup>
<b>Mesofauna-Abundanzklassen</b>	
■	< 1.000
■□	1.000 - 3.000
■□□	3.000 - 10.000
■□□□	10.000 - 30.000
■□□□□	> 30.000 Individuen /m <sup>2</sup>
<b>mF, mR</b>	mittlere Zeigerwerte nur nach dem Vorhandensein der Arten
<b>mF', mR'</b>	mittlere Zeigerwerte unter Berücksichtigung der Abundanzklasse

Eine Eigenart der Zeigerwertdefinitionen ist ihre bewußt unscharfe Formulierung. Bei den Reaktionszahlen z. B. werden keine pH-Grenzen genannt. Statt dessen heißt die Erklärung von Mäßigsäurezeiger »in stark sauren wie in neutralen bis alkalischen Böden selten«. Das kann als verbale Beschreibung einer Gaußkurve entlang eines pH-Gradienten verstanden werden. Der Schwerpunkt und der Toleranzbereich des Vorkommens sind angegeben, wie es dem Kontinuum in der Natur entspricht. Die Unschärfe wird auch nicht von der Zahlencodierung wieder aufgehoben. Insbesondere dürfen die Zahlen nicht dahingehend mißverstanden werden, daß sie gleiche Abstände hätten. Sie stellen lediglich eine Rangfolge dar, und sie kennzeichnen die isovalenten Arten, die sich zu ökologischen Artengruppen zusammenfassen lassen.

Mit der normativen Festlegung von Zeigerwerten haben wir jetzt die Möglichkeit, a priori vorhandene Informationen in den Datensatz einer bodenzoologischen Erhebung einzubauen und rechnerisch oder graphisch zusammenzufassen. Das Verfahren läßt sich auch einzeln bei nur einer Untersuchungsfläche anwenden. Darin unterscheidet es sich von solchen Bewertungsverfahren, die immer auf eine Vergleichsfläche angewiesen sind (z. B. der »Weighted Coenotic Index« nach WODARZ et al. 1992). Der Vergleich erfolgte ja schon vorher, nämlich bei der Zuordnung der Zeigerwerte auf einer möglichst breiten Grundlage.

Tabelle 3 veranschaulicht, wie ein Resümee aussehen kann. Es handelt sich um eine Aufnahme der Annelidenzönose von einer städtischen Waldfläche in Hamburg, die fünf Jahre zuvor gekalkt worden war. Die Arten sind mit ihren Zeigerwerten und Abundanzklassen aufgelistet. Im oberen Block stehen die Regenwürmer, im unteren die Kleinringelwürmer, jeweils nach Zeigerzahlen sortiert. Die Abundanzklassen weisen eine logarithmische Skalenteilung auf, die zwischen beiden Gruppen um den Faktor 100 differiert (vgl. Tab. 2). Ein ausgefülltes Zeichen bedeutet das Vorhandensein der Art. Die Zahl der ausgefüllten und nicht ausgefüllten Zeichen zusammen ergibt die Abundanzklasse. Durch Kumulation der Abundanzklassen aller isovalenten Arten entsteht das Zeigerwertprofil, das ein graphisches Bild vom Schwerpunkt und der Bandbreite der beteiligten öko-



Boden unverändert im Austausch- bzw. Aluminium-Pufferbereich. Die Umwelt der Bodenorganismen hat also auf engstem Raum einen sehr heterogenen Säurestatus, was sich auf der Wirkungsebene an der Koexistenz von Arten mit relativ weit auseinandergehenden Reaktionszeigerwerten bemerkbar macht.

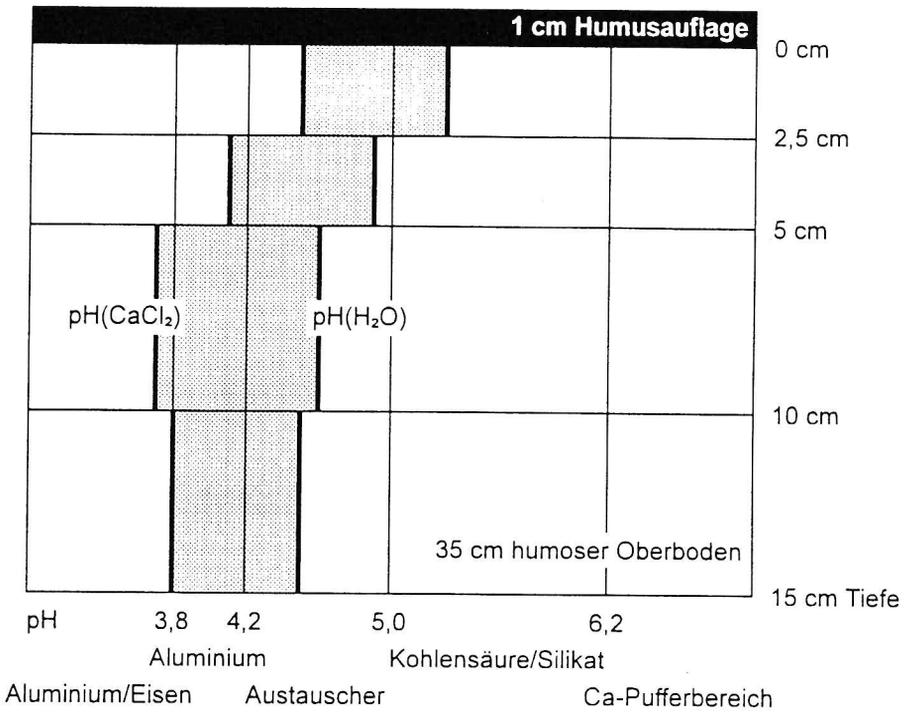


Abb. 1 pH-Werte im Oberboden einer fünf Jahre zuvor gekalkten Waldfläche im Hamburger Stadtbereich (Parkanlage Am Stühm-Süd). Der schattierte Bereich entspricht dem Intervall zwischen  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$  und  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ . Durchgehende vertikale Linien markieren die Pufferbereiche nach ULRICH (1981)

Wenn man die oben schon zitierten Ergebnisse aus dem Berliner Projekt »Ballungsraumnahe Waldökosysteme« (HECK & RÖMBKE 1990, 1992) unter diesem Blickwinkel erneut betrachtet, fällt zunächst auf, daß trotz des tiefen pH um 3,3 die Gruppe der Säure- und Starksäurezeiger auf der ungekalkten Kontrollfläche nur in geringer Zahl vertreten ist und die Gruppe der Mäßigsäurezeiger weitaus dominiert. Es gibt also einen Widerspruch zwischen dem gemessenen pH-Wert und der ökologischen Wirkung auf die Bodenfauna. Dieser Widerspruch läßt sich mit den atmosphärischen Stoffeinträgen erklären, die eine starke basische Komponente enthalten und der Grund sind für die vergleichsweise hohe Basensättigung im Oberboden (MARSCHNER 1990). Wenn zusätzlich noch gekalkt wird, entsteht schnell ein Zustand, der die Einwanderung von Schwachsäure- bis Schwachbasenzeigern ermöglicht.

Bei der Interpretation von Artenlisten hängt das Ergebnis davon ab, welche Normsetzungen für das ökologische Verhalten der Arten vorgenommen werden. Erfolgt die Normierung in ein Raster von Makrohabitaten, dann erscheint eine Art als euryök oder gar ubiquistisch, weil sie sowohl im Auwald als auch auf Äckern, Wiesen, Ruderalflächen, im Weinberg und an Straßenrändern vorkommt. Bezieht sich die Normierung auf einzelne ökologische Faktoren, z. B. auf die Bodenreaktion, dann erscheint die gleiche Art stenök, weil das Vorkommen in keinem Fall den Toleranzbereich für Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger überschreitet.

## 2. Teilschritt: Einordnung

Steht bei der Auswertung die Beschreibung des Artengefüges und das ökologische Verhalten der Arten im Vordergrund, so geht es beim 2. Teilschritt um die Einordnung der ganzen Artengemeinschaft in ein System. Für alle Systeme gilt, daß sie hierarchisch organisiert sind (vgl. ODUM 1980, O'NEILL et al. 1986, WEIDEMANN 1994). Im uns interessierenden Fall eines ökologischen Systems wird die übergeordnete Hierarchieebene vom landschaftlichen Ökosystem, also einem einheitlichen Raumausschnitt der Landschaft, gebildet. Die Ebene der Populationen wollen wir als untergeordnete Hierarchieebene betrachten. Demnach stellt sich die Frage, durch welche zwischengeschalteten Systeme beide Ebenen verknüpft sind.

Wir wählen die Herangehensweise von oben nach unten und werfen dazu einen Blick auf die gängigen Ökosystemunterteilungen. Zunächst ist eine begriffliche Unterscheidung zwischen Kompartimenten und Subsystemen vorzunehmen. Kompartimente sind unselbständige Teile ohne eigenen Systemcharakter, Subsysteme dagegen besitzen die Fähigkeit zur Selbstorganisation. Bei der Aufteilung des Ökosystems in Biozönose und Biotop handelt es sich um eine Kompartimentierung. Für sich alleine stellen beide kein System dar. Das gleiche gilt auch für die weitere Aufteilung der Biozönose in eine Gesamtheit der Tiere und eine der Pflanzen oder in einzelne Taxozönosen. Selbstorganisationsfähigkeit als Kriterium für ökologische Systeme setzt voraus, daß zwischen den Systemteilen Interaktionsbeziehungen ausgebildet sind. Zwischen blütenbesuchenden Insekten und Kleinarthropoden in der Streuschicht gibt es wohl kaum welche. Dagegen ist die Interaktionsdichte zwischen Kleinarthropoden und Pilzen im Boden hoch, einmal wegen der direkten oder indirekten Fraßbeziehungen, aber auch, weil beide im gleichen Mikrohabitat leben und an der Habitatgestaltung mitwirken. Eine hohe Interaktionsdichte ist immer anzunehmen, wenn funktionell ähnliche Organismen räumlich dicht zusammentreffen. Dann entsteht Wechselwirkung, es bildet sich ein System.

Ein System unterhalb der Hierarchieebene des Ökosystems stellt die Pflanzengesellschaft dar. Nicht als ranghöchste Phytotaxozönose besitzt sie Systemcharakter, wohl aber als räumliche Funktionseinheit von Primärproduzenten. Den funktionellen Gegenpart im Stoffkreislauf bildet die Zersetzergesellschaft, die wir als Interaktionsgemeinschaft von Bodentieren und Mikroorganismen auffassen müssen (BEYLICH et al. 1994, GRAEFE 1995). Daß es sich um selbstorganisierte Subsysteme handelt, folgt aus der eigenständigen Musterbildung, die sich als typische Artenkombination manifestiert. Artengemeinschaften können einerseits an weit auseinanderliegenden und zum Teil ganz unterschiedlichen Standorten eine sehr ähnliche Zusammensetzung haben (vgl. GRAEFE 1990, 1993 a, PONGE 1993, DE GOEDE & BONGERS 1994), sie können aber auch am selben Standort eine starke Differenzierung erfahren (vgl. BERNIER & PONGE 1994, GRAEFE 1994). Typische Ausbildungen vieler Taxozönosen lassen sich mit der Humusform und damit auch untereinander gut zur Deckung bringen (vgl. z. B. SCHÖNBORN 1973, PONGE 1983, DAVID 1987). Die von Humusform und Zersetzergesellschaft gebildeten Muster sind andererseits nicht unbedingt kongruent mit den räumlichen Mustern der Pflanzengesellschaft oder der Bodenform (vgl. DUNGER 1978, GRAEFE 1995). Sie erlauben jedenfalls eine unabhängige Klassifikation, die wie bei Pflanzengesellschaften nach der graduellen Artenähnlichkeit erfolgen kann. Eine Aufnahme aller beteiligten Organismen ist dafür gar nicht notwendig. Wenn zwischen unterschiedlichen Taxozönosen Kongruenz besteht, können sie auch alternativ für die Bestimmung der Zersetzergesellschaft herangezogen werden.

Für jede Taxozönose ein gesondertes Klassifikationssystem aufzustellen, mag aus Sicht der Spezialisten jeweils gut begründbar sein. Das Ziel einer eigenständigen bodenbiologischen Klassifikation ist auf diese Weise nicht erreichbar. Vielversprechender erscheint der Weg über die Bildung von taxozönoseübergreifenden ökologischen Artengruppen, d. h. Gruppen isovalenter Arten im Sinne von WEIGMANN (1987), die aus »recurrent groups« abgeleitet werden können. Bei kompatibel gehaltenen Zeigerwerten sollte die Zuordnung zu einem bestimmten Zersetzergesellschaftstyp unabhängig davon möglich sein, ob man Protozoen, Nematoden, Anneliden oder Arthropoden untersucht. Nur die prozeßsteuernden Schlüsselarten müssen in jedem Fall beachtet werden (GRAEFE 1995).

Wie Fragen der Einordnung einer Artengemeinschaft das Interpretationsergebnis beeinflussen, soll an einem von DUNGER (1982) herausgestellten Beispiel aufgezeigt werden. DUNGER (1975, 1978, 1982) untersuchte die Bodenfauna in einer Catena von Rasenökosystemen und stellte fest, daß in einem Bereich, der vom 14. bis 18. Jahrhundert als Weinberg genutzt wurde, die euedaphischen

Collembolen noch heute eine typische, einheitlich durchgehende »Weinbergssynusie« bilden. DUNGER (1982, 1983) folgerte daraus, daß Bodentiere ein konservatives Verhalten zeigen und wertvolle Indikatoren für die Bodengeschichte sind.

Nun stellen »Indikatoren für die Bodengeschichte« genau das Gegenteil von dem dar, was von Indikatoren erwartet werden sollte, nämlich daß sie »Frühindikatoren für Veränderungen« sind. Die Eberswalder Schule der Standortskundler (KOPP et al. 1982, KOPP & SCHWANECKE 1994) unterscheidet bei der Naturraumerkundung zwischen der *S t a m f o r m* als Ausdruck der schwer beeinflussbaren Standortseigenschaften und der *Z u s t a n d s f o r m* als Ausdruck der leicht beeinflussbaren Zustandseigenschaften, wobei letztere vor allem durch die Humusform und ökologische Artengruppen der Bodenvegetation charakterisiert werden. Zweifellos gehört auch die Zersetzergesellschaft zu den besonders leicht beeinflussbaren Zustandsvariablen des Naturraums. Die meisten Bodenorganismen haben relativ kurze Generationszeiten, weshalb bodenbiologische Parameter eher schnell auf veränderte Umweltbedingungen ansprechen.

Die dargelegte Widersprüchlichkeit ist aber nur ein scheinbarer Gegensatz. Sie entsteht allein durch die vorgenommene Normsetzung. Wird dabei auf die übergeordnete Ebene »Weinberg« oder »Extensivweide« Bezug genommen, dann erscheint die Zönose historisch bedingt und konservativ. Erfolgt die Normsetzung bei der Organismengesellschaft selber, wird eine Bioindikation daraus. Dann zeigt die Zönose an, daß sich die Umweltbedingungen der Bodenorganismen trotz der geänderten Landnutzung nicht entscheidend verändert haben. Begriffe wie Wald, Acker, Wiese oder Weinberg gehören zur Umweltwahrnehmung des Menschen. Ein Collembole erfährt davon nichts. Sein Umweltraum im Sinne von UEXKÜLL (1928) ist das Mikrohabitat. Mikrohabitate können zu ganz unterschiedlichen Ökosystemen gehören und doch recht ähnliche Qualitäten aufweisen. Die Verbreitungsmuster von Organismengesellschaften im Boden spiegeln diese Qualitäten wider. Für Indikationszwecke läßt sich das am besten mit einem zönologisch definierten Klassifikationssystem nutzbar machen (vgl. DUNGER 1975).

### 3. Teilschritt: Bewertung im engeren Sinne

Beurteilung und Bewertung sind Vorgänge, die sich an einem Leitbild oder Qualitätsziel orientieren. Die Forstleute werden in der Regel von der Vorstellung geleitet, daß Mull eine besonders günstige Humusform darstellt, weil die Bäume eine bessere Nährstoffversorgung haben, verschiedene Streßfaktoren im Wurzelraum nicht wirksam werden, sowie Stabilität und Produktivität des Bestands insgesamt auf höherem Niveau liegen. Wegen des atmosphärischen Säureeintrags verschlechtert sich die Humusform großräumig. Es wird deshalb versucht, die weitergehende Degradation der Waldböden durch Schutzkalkungen zu verhindern oder durch Regradationsmaßnahmen rückgängig zu machen. Dabei kommen den Forstleuten auch die Regenwürmer als Bodenwühler in den Sinn, und sie schlagen vor, zur Unterstützung der Prozesse Regenwürmer im Bestand anzusiedeln, falls sie sich nicht von alleine einstellen sollten. Der Bodenzoologe wird dann klarzumachen haben, daß dieses Vorhaben nicht so einfach ist, erstens weil nicht alle Regenwurmartenspezies das gleiche leisten, und zweitens weil anfänglich das Beziehungsgefüge im Boden nicht vorhanden ist, das die Tiere brauchen, um überleben zu können. Der Bodenzoologe wird dazu aber Versuche anstellen oder die Versuche der Forstleute begleiten. Die Ergebnisse kann er bewerten, weil er eine Vorstellung davon hat, wie die Humusform und die Zersetzergesellschaft zusammenspielen und welche Organismen vorhanden sein müssen, wenn das Qualitätsziel Mull erreicht werden soll (vgl. BEYLICH 1993, 1995).

Das Leitbild kann aber auch von dem Ziel bestimmt sein, die natürliche Artengemeinschaft erhalten zu wollen. Die Forstleute möchten kalken, um den Säureeintrag zu kompensieren. Das Gleichgewicht im Ökosystem soll dabei jedoch nicht grundlegend verändert werden. Auch in diesem Fall kann der Bodenzoologe das Ergebnis bewerten, da er über ein Leitbild und ein Ziel verfügt. Die Bewertung beim Berliner Projekt fiel eher negativ aus, weil die Kalkung unter den dortigen Standortbedingungen starke Veränderungen auslöste, die mit der geringen Elastizität des Systems zusammenhängen (WEIGMANN et al. 1989, MARSCHNER 1990). Unter anderen Bedingungen im Rothaargebirge führte die Kalkung dagegen zu einer positiv beurteilten Regeneration der standortgemäßen Bodenfauna (GRAEFE 1990).

Wenn nicht ein direkter Eingriff, sondern ein langanhaltender Einfluß, beispielsweise durch

atmosphärische Stoffeinträge, zu beurteilen ist, dient der Zustand auf einer unbeeinflussten Vergleichsfläche oder ein anders abgeleiteter Referenzzustand als Leitbild. Der Referenzzustand kann z. B. eine mit der Bodenform harmonisierende Ausbildung der Zersetzergesellschaft sein. Die Auswirkung des Stoffeintrags manifestiert sich dann als Abweichung vom so definierten »Normalzustand«. Mit diesem Bewertungsverfahren wurde nachgewiesen, daß im Immissionsbereich eines Zementwerkes ein tiefgreifender Wandel der Zersetzergesellschaften stattgefunden hatte (GRAEFE 1993 b). Als Folge der Kalkstaubeinträge in von Natur aus nährstoffarme Böden entwickelte sich gleichzeitig eine reichhaltige, aber für den Standort untypische Flora und Fauna. Darunter befindet sich auch eine Reihe seltener und in Roten Listen verzeichneter Arten. Die Bewertung dieser Vorkommen aus naturschutzfachlicher Sicht orientiert sich an anderen Normen und Leitbildern. Welchen Leitbildern bei der Maßnahmenplanung schließlich Vorrang gegeben wird, ist nicht mehr eine Frage der naturwissenschaftlichen Bewertung, sondern eine der gesellschaftlichen Wertfindung und Zielbestimmung (vgl. EKSCHMITT et al. 1994).

## Zusammenfassung

Der Interpretationsvorgang bei anwendungsorientierten bodenfaunistischen Untersuchungen wird diskutiert. Auswertung, Einordnung und Bewertung als aufeinanderfolgende Teilschritte erfordern jeweils andere Maßstäbe und methodische Hilfsmittel. Auf allen Ebenen spielen normative Festlegungen eine bedeutende Rolle und beeinflussen das Interpretationsergebnis, wie an den Beispielen Kalkdüngungseffekte im Wald und historischer Landnutzungswandel aufzuzeigen ist. Es wird empfohlen, ökologische Artengruppen nicht nach Makrohabitaten festzulegen, sondern nach dem ökologischen Verhalten in Bezug auf einzelne Faktoren. Ebenso sollte sich die Klassifikation typischer Artengemeinschaften (Zersetzergesellschaften) ausschließlich auf die Artenzusammensetzung beziehen und nicht auf die Typologie der übergeordneten Ökosystemebene.

## Literatur

- BERNIER, N. & J.-F. PONGE (1994): Humus form dynamics during the sylvogenetic cycle in a mountain spruce forest. – *Soil Biol. Biochem.* **26**: 183–220
- BEYLICH, A. (1993): Untersuchungen zur Annelidenfauna meliorierter Waldbodenparzellen bei Geesthacht (Kreis Herzogtum Lauenburg). – Diplomarbeit, Univ. Hamburg, 118 S.
- (1995): Ein Versuch zur Bodenverbesserung an sauren Waldstandorten: Auswirkungen auf die Zersetzergesellschaft. – *Newsletter on Enchytraeidae* **4**: 35–44
- , H.-C. FRÜND & U. GRAEFE (1994): Ökosystemare Umweltbeobachtung und Bioindikation mit Zersetzergesellschaften. – Umweltbundesamt Wien (ed.): *Ecoinforma* **5**: 389–401
- BONGERS, T. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. – *Oecologia* **83**: 14–19
- DAVID, J. F. (1987): Relations entre les peuplements de Diplopodes et les types d'humus en forêt d'Orléans. – *Rev. Écol. Biol. Sol* **24**: 515–525
- DE GOEDE, R. G. M. & T. BONGERS (1994): Nematode community structure in relation to soil and vegetation characteristics. – *Applied Soil Ecology* **1**: 29–44
- DUNGER, W. (1975): On the delimitation of soil microarthropod coenoses in time and space. – In VANĚK, J. (ed.): *Progress in Soil Zoology*, Academia, Prague: 43–49
- (1978): Parameter der Bodenfauna in einer Catena von Rasen-Ökosystemen. – *Pedobiologia* **18**: 310–340
- (1982): Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. – *Decheniana – Beihefte (Bonn)* **26**: 151–157
- (1983): Tiere im Boden. – 3. Aufl., A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 280 S.
- EKSCHMITT, K., K. MATHES & B. BRECKLING (1994): Theorie in der Ökologie: Möglichkeiten der Operationalisierung des juristischen Begriffs »Naturhaushalt« in der Ökologie. – *Verh. Ges. Ökol.* **23**: 417–420
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – *Scripta Geobotanica* **18**: 258 S.
- GRAEFE, U. (1990): Untersuchungen zum Einfluß von Kompensationskalkung und Bodenbearbeitung auf die Zersetzerfauna in einem bodensauren Buchenwald- und Fichtenforst-Ökosystem. – In GEHRMANN, J. (ed.):

- Umweltkontrolle am Waldökosystem. Forschung und Beratung, Reihe C, Heft **48**, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup: 232–241
- (1993 a): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. – *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **69**: 95–98
- (1993 b): Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerkes. – *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **72**: 531–534
- (1994): Humusformengliederung aus bodenzoologischer Sicht. – *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **74**: 41–44
- (1995): Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften? – *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **75**: 11–14
- HECK, M. & J. RÖMBKE (1990): Enchytraeiden-Gemeinschaften Berliner Forststandorte. – *Zool. Beitr. N. F.* **33**: 433–458
- & – (1992): Struktur von Enchytraeengemeinschaften (Oligochaeta: Enchytraeidae) verschiedener Forsten und Grünflächen in Berlin. – *Verh. Ges. Ökol.* **21**: 149–153
- JAMBU, M. (1992): Explorative Datenanalyse. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 406 S.
- KOPP, D. & W. SCHWANECKE (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. – Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 248 S.
- , K.-D. JÄGER & M. SUCCOW (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung am Beispiel des Tieflandes der DDR. – Akademie-Verlag, Berlin, 339 S.
- MARSCHNER, B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. – *Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A, Bd. 60*: 192 S.
- ODUM, E. P. (1980): Grundlagen der Ökologie. – Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 836 S.
- O'NEILL, R. V., D. L. DEANGELIS, J. B. WAIDE & T. F. H. ALLEN (1986): A hierarchical concept of ecosystems. – Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 253 S.
- PONGE, J.-F. (1983): Les Collemboles indicateurs du type d'humus en milieu forestier. Résultats obtenus du Sud de Paris. – *Acta Oecologica, Oecol. Gener.* **4**: 359–374
- (1993): Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems. – *Pedobiologia* **37**: 223–244
- SCHÖNBORN, W. (1973): Humusform und Testaceen-Besatz. – *Pedobiologia* **13**: 353–360
- UEXKÜLL, J. v. (1928): Theoretische Biologie. – (Nachdruck 1973) Suhrkamp Verlag, Frankfurt am Main, 378 S.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **144**: 289–305
- WALLWORK, J. A. (1976): The distribution and diversity of soil fauna. – Academic Press, London, New York, 355 S.
- WEIDEMANN, G. (1994): Eigenschaften ökologischer Systeme. – *Berichte über Landwirtschaft, N.F.* **209**, Sonderheft: 22–36
- WEIGMANN, G. (1987): Fragen der Auswertung und Bewertung faunistischer Artenlisten. – *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* **234**: 23–33
- , & W. KRATZ (1981): Die deutschen Hornmilbenarten und ihre ökologische Charakteristik. – *Zool. Beitr. N. F.* **27**: 459–489
- , –, M. HECK, J. JAEGER-VOLMER, U. KIEHLHORN, J. KRONSHAGE & U. RINK (1989): Bodenbiologische Dynamik immissionsbelasteter Forsten. – Umweltbundesamt & Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (ed.): Abschlußbericht »Ballungsraumnahe Waldökosysteme (BallWös)« Teilprojekt 1.5: 205 S.
- WODARZ, D., E. AESCHT & W. FOISSNER (1992): A weighted coenotic index (WCI): description and application to soil animal assemblages. – *Biol. Fertil. Soils* **14**: 5–13

Anschrift des Verfassers:

Ulfert Graefe  
 IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH  
 Sodenkamp 62  
 D-22337 Hamburg