

ABHANDLUNGEN UND BERICHTE
DES NATURKUNDEMUSEUMS GÖRLITZ

Band 43

Leipzig 1968

Nr. 2

Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen
und Halden des Braunkohlentagebaues

Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose

Von WOLFRAM D U N G E R

Aus dem Staatlichen Museum für Naturkunde – Forschungsstelle – Görlitz
Abteilung Bodenzologie

Mit 2 Karten, 106 Abbildungen und 49 Tabellen im Text

Habilitationsschrift an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Technischen Universität Dresden

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung	7
Möglichkeiten der pedozoologischen Standortdiagnose	7
Arbeitsrichtungen der pedozoologischen Standortdiagnose	8
Wahl der Standorte	9
Vergleichsuntersuchungen	10
Programm der Arbeit	11
Dank an die Mitarbeiter und Helfer	11
2. Die Standorte	13
2.1. Kippen und Halden – Entstehung und Eingliederung in die Landschaft	13
2.2. Die tertiäre Rohbodenkippe bei Böhlen	14
Geologie / Entstehung und Morphologie der Kippe / Melioration	15
Untersuchungsflächen	15
Klimatische Lage	20
2.3. Die pleistozän-tertiären Halden bei Berzdorf	20
Geologie	20
Entstehung und Morphologie der Halden	21
Melioration und Rekultivierung	23
Untersuchungsflächen	23
Klimatische Lage	31
3. Der bodenkundliche Aspekt	32
3.1. Grundlagen	32
3.2. Ergebnisse	32
Materialverteilung und Profilbildung	32
Der Humus	36
Bodentextur und -struktur	41
Mineralstoffgehalt, Sorptionsverhältnisse und Bodenreaktion	43
Bodenwasser, Bodenluft und Bodentemperatur	48
3.3. Die bodenkundliche Beurteilung der Standorte	53
Die Ausgangsverhältnisse	53
Veränderungen durch die Wiederurbarmachung	53
Veränderungen durch die Rekultivierung	54
Die Verwandtschaft der Standorte	54
Die Grenzen der bodenkundlichen Beurteilung	55

	Seite
4. Der vegetationskundliche Aspekt	57
4.1. Grundlagen	57
4.2. Ergebnisse	57
Die Berzdorfer Halden	57
Die Böhlener Kippe	61
Der Kiesdorfer Wald	63
4.3. Die vegetationskundliche Beurteilung der Standorte	63
Die Ausgangsverhältnisse	63
Veränderungen durch die Wiederurbarmachung	63
Veränderungen durch die Rekultivierung	63
Die Verwandtschaft der Standorte	64
Grenzen der vegetationskundlichen Beurteilung	65
5. Der mikrobiologische Aspekt	67
5.1. Grundlagen	67
5.2. Ergebnisse	68
Berzdorf	68
Böhlen	71
5.3. Die mikrobiologische Beurteilung der Standorte	73
6. Der pedozoologische Aspekt	75
6.1. Grundlagen	75
Sammel- und Auslesemethoden	76
Repräsentanz der Proben	77
Übersicht über die Probenentnahmen	85
Auswertung	90
6.2. Die produktionsbiologische Methode	91
6.2.1. Produktionsbiologische Einheiten	92
Die Biomasse	93
Gewichtsbestimmung bei der Makrofauna	93
Gewichtsbestimmung bei Kleinarthropoden	93
Der Sauerstoffverbrauch	96
Angewandtes Berechnungsverfahren	100
6.2.2. Ergebnisse der produktionsbiologischen Untersuchungen ..	102
Allgemeines	102
Überblick über die gesamte Bodenfauna	112
Standorte bei Berzdorf	112
Standorte der Kippe Böhlen	113

	Seite
Besprechung der Einzelgruppen	114
Collembolen	114
Oribatiden	123
Übrige humiphage Kleinarthropoden	124
Enchytraeiden	125
Lumbriciden	127
Übrige Makrohumiphage	131
Parasitiformes	134
Übrige Zoophage	135
Phytophage	141
6.2.3. Energiebilanz und Umsetzung des Bestandesabfalles.....	142
6.2.4. Die pedozoologische Beurteilung der Standorte nach der produktionsbiologischen Methode	148
Ausgangsverhältnisse	148
Veränderung durch die Rekultivierung	148
Verwandtschaft der Standorte	149
Grenzen der produktionsbiologischen Beurteilung	151
6.3. Die Indikatormethode	153
6.3.1. Grundlagen	153
Die Bodentiere als Zeiger	153
Die bodendiagnostische Aussage	154
Der Geltungsbereich der bodendiagnostischen Aussage	155
Auswahl der zu prüfenden Tiergruppen	156
Standortsdifferenzierung	157
6.3.2. Der Zeigerwert einzelner Bodentiergruppen	158
Collembolen	158
Die Synusien der Collembolen und ihre Sukzession	161
Epedaphische Lebensformenschicht	162
Edaphische Lebensformenschicht	168
Der indikatorische Wert der Collembolen-Synusien	172
Milben	177
Myriopoden und Isopoden	179
Spinnen und Weberknechte	184
Carabiden	187
Pterygote Insekten außer Carabiden	190
Lumbriciden	193
Berzdorf	193
Böhlen	196
Haltungsversuche	199

	Seite
Mollusken	203
Wirbeltiere	204
6.3.3. Die pedozoologischen Affinitätsbeziehungen der Standorte	204
Methodische Grundlagen	205
Ergebnisse	213
6.3.4. Die ökologische Konvergenz der Standorte	219
6.3.5. Die pedozoologische Beurteilung der Standorte nach der Indikatormethode	223
7. Diskussion der Ergebnisse	227
7.1. Pedozoologische Gesichtspunkte für die Wiedernutzbarmachung von Kippen und Halden	227
Die natürliche Besiedlung der Böden	227
Die künstliche Lenkung der Bodenbesiedlung	230
7.2. Ergebnisse zur Methodik der pedozoologischen Standortdiagnose	233
Die Frage der ökologischen Nischen	233
Produktionsbiologische oder Indikator-Auswertung?	235
Die spezifische Leistung der pedozoologischen Standortdiagnose	236
Die Suche nach der „pedozoologischen Felddiagnose“	237
8. Zusammenfassung	242
Summary	245
9. Literatur	248

1. Einleitung

„Wir besitzen ein fast unüberschaubares bodenmikrobiologisches Schrifttum, und auch auf dem Gebiet der Bodenzoologie nimmt die Fachliteratur stark zu. Dennoch ermöglicht dieses Schrifttum keine Synthese, mit Hilfe derer es möglich wäre, die besondere Biologie zu erklären, die zur Entstehung spezieller Boden- und Humusformen auch nur in den Grundzügen führte. Bis heute konnten bodenkundliche Lehrbücher keine oder nur sehr allgemeine Andeutungen darüber bringen, was die Biologie bestimmter Pedsole, Braunerden, Pseudogleye . . . in den wesentlichsten Grundzügen voneinander unterscheidet, welche von den Organismenformen . . . als besonders typisch bezeichnet werden können, wie sie wirken und in welcher Sukzession sie bei einer bestimmten Leistung auftreten.“

W. L. KUBIENA, 1961

Der Boden stellt im Unterschied zu oberflächlich anstehendem Gestein eine unter dem Einfluß des Lebens umgewandelte, vom Leben durchsetzte Schicht der Erdrinde dar (KUBIENA, 1948). Wenn die Lebenserscheinungen eine so wesentliche Bedeutung für Bodenzustand und Bodenentwicklung haben, so sollte man erwarten, daß auch eine Diagnose der aktuellen Bodensituation und der Bodenentwicklung, sowie eine Gliederung von Bodeneinheiten nach biologischen Merkmalen möglich ist. Diese Frage hat nicht nur eine theoretisch-systematische Bedeutung. Sie gewinnt in dem Maße auch an praktischem Interesse, als es gelingt, die wirkenden biologischen Faktoren hinreichend zu erfassen und zur Steigerung des Bodenertrages voll auszunutzen (G. MÜLLER, 1965).

Möglichkeiten der pedozoologischen Standortdiagnose

Von diesem Ziel sind wir auch heute noch eine weite Strecke entfernt, obwohl die Bodenbiologie in den letzten 20 Jahren eine stürmische und erfolgreiche Entwicklung erfahren hat. Die angewachsene Kenntnis ermöglicht es immerhin, die zugrundeliegende Problematik schärfer zu fassen. Es hat sich als außerordentlich schwierig, ja in vielen Fällen als unmöglich erwiesen, aus dem Studium der momentanen Struktur oder auch der Dynamik einer ausgewählten Organismengruppe repräsentative Rückschlüsse auf den Gesamtcharakter des Bodenlebens am Standort oder auf den Standort selbst im Sinne eines Holocöns zu ziehen. Es gibt keine die „Bodenfruchtbarkeit“ oder den Bodentyp anzeigende Organismengruppe, der von vornherein ein höherer diagnostischer Wert einzuräumen wäre als anderen Einheiten. Derartige Untersuchungen an einzelnen Taxozönosen bereichern die Kenntnis als wertvolle Bausteine in dem Maße, in dem die konkreten ökologisch-bodenkundlichen Beziehungen als Nahtstellen für ein späteres Zusammenfügen kenntlich gemacht sind. Der Versuch, die gesamte Boden-Organismenwelt gleichzeitig qualitativ und quantitativ zu erfassen, wurde noch nie unternommen. Er wäre auch ohne einen ungeheuren Aufwand an Mitteln und Spezialisten zum Scheitern verurteilt. Ansätze hierzu (MÜLLER, 1955) sowie Komplexuntersuchungen an mög-

lichst vielen Tier- oder Mikrophytengruppen sind noch sehr selten. Auf bodenzoologischem Gebiet hat die weitschauende Arbeit von BORNEBUSCH (1930) für lange Zeit die Maßstäbe gesetzt. Aber schon dieser Pionier der Bodenzologie mußte wie seine wenigen Nachfolger (FRENZEL, 1936; FENTON, 1947; VAN DER DRIFT, 1951; VOLZ, 1951 und 1962; BIRCH & CLARK, 1953; MURPHY, 1953; CRAGG, 1961) eine strenge Auswahl hinsichtlich des Erfassungsgrades und der Auswertungsmethode treffen, um die Aufgabe technisch bewältigen zu können.

Arbeitsrichtungen der pedozoologischen Standortdiagnose

Aus diesen Erfahrungen ergeben sich zwei Alternativen für die pedozoologische Standortdiagnose, die man als Indikatormethode und produktionsbiologische Methode bezeichnen kann.

Die Indikatormethode geht von den ökologischen Ansprüchen (ökologische Valenz nach HESSE, ökologischer Standard nach GHILAROV) einer konkreten Art oder einer systematisch, soziologisch oder physiologisch abgrenzbaren Artengruppe aus.

Aus dem Vergleich dieser Erfahrungen sucht sie die standörtlichen Verhältnisse zu bestimmen. Dieses Verfahren ist verschiedentlich näher begründet und weiterentwickelt worden (Leitformenmethode, KÜHNELT, 1943; Indikatormethode, GHILAROV, 1956, 1965; KARG, 1962; soziologische Methode, VOLZ, 1964). Es hat sich besonders bei großräumiger biogeographischer Betrachtung als wertvoll erwiesen. Bei diffizilen Vergleichen lokaler Populationsunterschiede macht sich dagegen häufig die noch verbreitete Unsicherheit in der Kenntnis der ökologischen Ansprüche der Bodentiere geltend, und die Gefahr fehlerhafter Zirkelschlüsse vergrößert sich. Dennoch gibt die Indikatormethode dem pedozoologischen Spezialisten – und gewöhnlich nur einem solchen! – die Möglichkeit, aus der Erfahrung mit den von ihm bearbeiteten Gruppen heraus allgemeine Aussagen zu treffen. Da jede Art nicht nur zu den abiotischen Verhältnissen, sondern auch zu den biotischen Bedingungen (Nahrung, Konkurrenz) in Beziehungen steht, ist an der Aussagefähigkeit dieser vergleichenden Methode grundsätzlich nicht zu zweifeln.

Die produktionsbiologische Methode mißt absolute Kennzahlen des Anteils der Bodenfauna am Stoff- und Energiehaushalt des Ökosystems. Sie ist letztlich bestrebt, den Energiefluß und wichtige biochemische Zyklen innerhalb des Standortes zu analysieren und die Beteiligung physiologisch-funktioneller Artengruppen hieran festzustellen. Diese durchaus noch in der Entwicklung befindliche Methode (ODUM, 1959; MACFADYEN, 1962; SLOBODKIN, 1962) hat den bedeutenden Vorteil der unmittelbaren Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen anderer Disziplinen. Sie hat aber auch den Nachteil, daß sie zu physiologisch-funktionellen Feststellungen und Verallgemeinerungen zwingt, die nach der heutigen Kenntnis bei weitem noch nicht als gesichert gelten dürfen.

Zwischen beiden Wegen gibt es Übergangsglieder, wie die Betrachtung von Nahrungsnetzen oder der Populationsdynamik. In der Aussage für die Standortdiagnose lassen sich alle diese Untersuchungen jedoch letztlich entweder auf das Niveau der ökologischen Valenz oder der produktionsbiologischen Bedeutung zurückführen.

Vom Standpunkt des Bodenzoologen ist es in dieser Situation von hohem Interesse, die Urteilkraft beider Methoden vergleichend zu prüfen. Die Wahl eines geeigneten Objektes und eines differenzierten Maßstabes, an dem der Wert der Aussage eingeschätzt werden kann, ist hierfür eine wesentliche Voraussetzung.

Wahl der Standorte

An die standörtlichen Gegebenheiten als Objekt der pedozoologisch-diagnostischen Untersuchung sind die folgenden Ansprüche zu stellen:

a) Die besten Auswertungsmöglichkeiten sind aus der Untersuchung einer **Entwicklungsreihe von Standorten** gleicher Ausgangsbasis und unter gleichen klimatischen Bedingungen zu erwarten (KUBIENA, 1948; KÜHNELT, 1950). Nur in einem solchen Fall ergibt die vergleichende Diagnose aktueller Zustände ein verlässliches Bild der tatsächlichen Dynamik. Der zunächst naheliegende und auch verschiedentlich beschrittene Weg des Faunenvergleichs verschiedener Bodentypen ist zur Lösung der hier gestellten Grundfrage, in welchem Maß die Dynamik der Bodenfauna mit der Entwicklung der Böden übereinstimmt, nicht brauchbar. Solche (im übrigen oft sehr wertvolle) Untersuchungen setzen bereits voraus, daß aus der Gleichheit des physikalisch-chemisch erfassbaren historischen Produktes, d. h. des Bodentyps, eine Gleichheit des aktuellen biologischen Geschehens abgeleitet werden darf. Der Beweis ist aber noch nicht erbracht, daß biologisch verschiedene Wirkungen stets auch zu physikalisch-chemisch unterscheidbaren Resultaten im Bodenprofil führen müssen. Umgekehrt darf man die Frage der biologischen Wertigkeit physikalisch-chemischer oder genetischer Bodeneinheiten trotz mannigfaltiger Einzelerfahrungen noch nicht als grundlegend gelöst betrachten, selbst wenn die holocöne Betrachtungsweise der modernen Bodengenetik den biogenen Strukturen mehr und mehr Beachtung schenkt. Es ist noch ein langer Weg bis zur Aufstellung von Bodenbiotypen, und erst dann wird man sehen, ob diese mit den bodenkundlichen „genetischen Bodentypen“ identisch sind. Möglicherweise unterscheiden sie sich von diesen ebenso wie die physikalischen „Bodenarten“.

b) Am besten überschaubar sind die **Anfangsglieder** der Bodenentwicklung. „Ausgereifte“ Böden sind in unserer Kulturlandschaft stets mit einer historischen Hypothek belastet, die in den seltensten Fällen exakt einzuschätzen ist. Dazu kommt, daß das eingespielte Gleichgewicht reicher Standorte von einer solch unüberschaubaren Vielfalt von Faktoren bestimmt wird, daß die stets nötige Auswahl der zu erfassenden Einzelglieder einen sehr schwierigen und zugleich stets fragwürdigen Schritt darstellt.

c) Der für ein solches Vorhaben unabdingbare hohe Arbeitsaufwand stellt schließlich noch eine praktische Forderung an die Auswahl der Standorte. Es ist anzustreben, den Ergebnissen zugleich eine direkte volkswirtschaftliche Bedeutung zu sichern, um den Mittelverbrauch durch den erzielten praktischen Nutzen zu rechtfertigen und an diesem Beispiel die unmittelbare Anwendbarkeit solcher Analysen aufzeigen zu können.

Den genannten Forderungen konnte innerhalb der DDR lediglich die Untersuchung von Kippen- und Haldenböden des Braunkohlentagebaues gerecht werden. Sie bieten ein einzigartiges, großangelegtes Experiment von eminenter wirtschaftlicher Bedeutung. Der Verfasser ist Herrn Professor Dr. Wilhelm Kühnelt, Wien, herzlich dafür dankbar, daß er ihn bereits 1954 während eines Kolloquiums in Leipzig auf die Bedeutung dieser Verhältnisse aufmerksam machte und zu einer Bearbeitung anregte. Die Einführung in die praktische Problematik der Wiedernutzbarmachung der vom Bergbau hinterlassenen Flächen verdankt der Verfasser Herrn Dr. Egon Brüning, Finsterwalde.

Die Vorzüge des Studiums solcher Kippen und Halden bestehen besonders in der Möglichkeit, viele verschiedene Altersstufen derselben Entwicklungsreihe auf gleichem Ausgangsmaterial und unter gleichen klimatischen Bedingungen nebeneinander untersuchen zu können, wobei das Besiedlungspotential aus der Fauna der Umgebung wenigstens im groben bekannt ist. Nachteile entstehen dadurch, daß aus verkippungstechnischen Gründen die geologisch-mineralogische Zusammensetzung des oberflächlich verstürzten Abraumes oft recht uneinheitlich ist. Auch ist es nicht immer leicht, in der Praxis der Wiedernutzbarmachung eine für solche Untersuchungen notwendige Konstanz zu erreichen.

Die vorliegende Arbeit stützt sich daher auf zwei Kippen- bzw. Haldenkomplexe, die hinsichtlich der Rekultivierungsleistung besonders günstige Vorbedingungen boten und hinsichtlich der geologischen Eigenart des Deckgebirges eine interessante Vergleichsmöglichkeit versprachen: die pleistozän-tertiären Mischhalden des Braunkohlentagebaues Berzdorf bei Görlitz und die alttertiären Kippen des Braunkohlentagebaues Böhlen bei Leipzig. Die Notwendigkeit der Begrenzung des Arbeitsaufwandes machte es erforderlich, den Schwerpunkt nur auf einen Komplex – die Halden bei Berzdorf – zu legen und den anderen – die Kippe bei Böhlen – mehr in vergleichenden Stichproben zu untersuchen.

Vergleichsuntersuchungen

Als wertender Maßstab und Bezugsgröße für die bodenzoologische Aussage hat zunächst die mit den nichtzoologischen Methoden gewonnene Kenntnis der Standorte hohe Bedeutung. Um eine solche Übersicht zu erreichen, waren umfangreiche bodenkundliche, vegetationskundliche und mikrobiologische Untersuchungen sowie Erhebungen über das Verfahren der Verkippung und der

Wiedernutzbarmachung der Kippen und Halden nötig. Diese Vergleichsprüfungen sollten nicht zu eigenen umfangreichen Arbeiten anschwellen und mußten daher auf einige, für das gewünschte Ziel wesentlich erscheinende Gesichtspunkte beschränkt werden. Dennoch wurde angestrebt, mit Hilfe der Vorarbeit, Mitarbeit und Beratung vieler Fachkollegen auch in den Nachbardisziplinen zu authentischen Standortdiagnosen zu gelangen, ohne die das Vorhaben der vergleichenden pedozoologischen Untersuchung ja nicht erreichbar gewesen wäre.

Die Ausgangsbasis der Besiedlung stellt die Bodenfauna der natürlichen Umgebung der Kippen und Halden dar. Für die Kippe Böhlen konnten hier Erfahrungen verwertet werden, die der Verfasser in den Jahren 1950–1959 speziell an Waldböden der Leipziger Umgebung gesammelt und teilweise publiziert hat (DUNGER, 1956, 1958 a). Auch seien die Arbeiten von VOLZ (1934) und BEYER (1964) erwähnt.

Für die Umgebung von Görlitz fehlten solche Daten jedoch fast völlig. Daher wurden hier parallele pedozoologische Untersuchungen an einem dem Tagebaugelände direkt benachbarten Waldstück (Fraxino – Ulmetum) vorgenommen.

Programm der Arbeit

Mit dem bislang Gesagten ist nun auch das Programm der Arbeit festgelegt. Eingangs sind die Entstehung und Entwicklung der ausgewählten Kippen- und Halden-Standorte unter dem Einfluß der Wiedernutzbarmachung darzulegen.

Sodann werden die verfügbaren Daten aus den Nachbardisziplinen zusammengetragen, um Vergleichsbeurteilungen vom bodenkundlichen, vegetationskundlichen und schließlich mikrobiologischen Aspekt zu gewinnen. Der pedozoologische Aspekt als Hauptziel der Untersuchung soll sowohl nach der produktionsbiologischen als auch nach der Indikatormethode analysiert werden. Die Diskussion hat sich sodann einmal mit der pedozoologischen Gesamtbeurteilung der Standorte und ihrem Verhältnis zu den Aussagen der Vergleichswissenschaften, zum anderen mit methodischen Detailfragen der pedozoologischen Standortdiagnose und schließlich mit dem Gesamtergebnis für die angewandte Beurteilung der Standorte zu befassen.

Dank an Mitarbeiter und Helfer

Die umfassende Beurteilung der untersuchten Standorte vom Gesichtspunkt verschiedener Disziplinen wäre ohne die Hilfe vieler wissenschaftlicher Bearbeiter von Nachbargebieten nicht möglich gewesen. Der Verfasser dankt an dieser Stelle besonders Herrn Dr. E. Brüning, Finsterwalde, und Herrn Dipl.-Geol. W.-D. Oehme, Freiberg (Bodenkunde und Fragen der Wiedernutzbarmachung), Frau Dipl.-Biol. Ingrid Dunger, Görlitz (Vegetationskunde), und Herrn Dr. H. Unger, Jena (Mikrobiologie).

Auch die bodenzoologische Bearbeitung konnte nicht ohne die Hilfe und Beratung zahlreicher Fachkollegen abgeschlossen werden. An der Bestimmung des gesammelten Materials beteiligten sich: Dr. B. v. Broen, Berlin, und Dr. M. Moritz, Greifswald (Araneae), Dr. R. Beyer, Leipzig (Isopoden), Prof. Dr. K. H. C. Jordan, Bautzen (Formiciden), Dr. habil. W. Karg, Kleinmachnow (Gamasides), Dr. habil. H. Schiemenz, Dresden (Auchenorrhyncha), Dr. J. Smetana, Prag (Staphylinidae), S. Tobisch, Görlitz (Carabidae), und Dr. G. Vater, Görlitz (Gastropoda). Der Verfasser dankt ihnen allen sowie Herrn Dr. J. Chalupský, Prag, für die Überprüfung der Pauropoden-Determination.

Ein besonderer Dank gilt schließlich allen Mitarbeitern, die halfen, die umfangreichen und mühevollen technischen Arbeiten mit gleichbleibender Sorgfalt zu bewältigen. An erster Stelle sind hier die technischen Assistentinnen Waltraud Marschler und Rosemarie Pehla zu nennen. An kürzeren Arbeitsabschnitten waren beteiligt Brigitte Engelmann, Ingeborg Findekle, Dorothea Giesel, Werner Sachse, Annelore Vogel und Arno Wagner. Seinem Mitarbeiter Dr. H.-D. Engelmann dankt der Verfasser für Beratung auf biostatistischem Gebiet und schließlich seiner Frau Dipl.-Biol. Ingrid Dunger für unermüdliche Hilfe bei der Auswertung und Zusammenstellung der Ergebnisse.

2. Die Standorte

2.1. Kippen und Halden – Entstehung und Eingliederung in die Landschaft

„Wo der Braunkohlenbergbau in der Kulturlandschaft Eingang gefunden hat, unterbindet er für längere Zeit die Landnutzung, zerstört er das bestehende quasistationäre Gleichgewicht des Geofaktorengefüges, schafft er Standorte mit einer völlig veränderten ökologischen Wertigkeit, schafft er Voraussetzungen für den Ablauf von komplizierten und vielfach unerwünschten Naturprozessen, die letztlich einem neuen Gleichgewichtszustand entgegenstreben, der dem neuen Landschaftsaufbau entspricht.“
H. BARTHEL, 1961

Deutschland ist „das klassische Land des Braunkohlenbergbaues“ (BARTHEL, 1961). Gegenwärtig entziehen in der DDR etwa 40 Tagebaue jährlich annähernd 2500 ha Fläche der natürlichen Nutzung. Allein im Niederlausitzer Braunkohlenrevier wurden bis Ende 1965 etwa 30 000 ha durch den Braunkohlenabbau devastiert. Nach dem jetzigen Stand der Erkundung lagern in der DDR unter 350 000 ha Gesamtfläche Kohlenflöze (BRÜNING, 1965). Mit der Braunkohlenförderung im Tagebauverfahren ist der Entzug land- und forstwirtschaftlicher Produktionsflächen zwangsläufig verbunden. Dies zieht die Forderung nach baldmöglichster Wiedernutzbarmachung nach sich. Es geht nicht nur darum, „offene Wunden in der Landschaft“ (DARMER, 1953) zu schließen, sondern mehr noch um die systematische Überführung dieser Rückgabeflächen des Braunkohlenbergbaues in die produktive Nutzung.

Der Aufschluß eines Tagebaues beginnt häufig mit dem Auffahren einer „H a l d e“, d. h. einer Massenaufschüttung auf unverritztem, also vom Bergbau nicht betroffenen Gelände. Ist der Bergbau weiter fortgeschritten, so steht der ausgekohlte Raum des Tagebaues für die Aufnahme des Abraumes zur Verfügung. Solche „K i p p e n“ können das ehemalige Flurniveau überragen (= Überflurkippe), einhalten (= Flurkippen) oder unterschreiten (= Unterflurkippen). Ist das Kohlefeld erschöpft, so hinterläßt der Bergbau neben Halden und Kippen ein Restloch, das etwa dem Rauminhalt des über Flur geschütteten Abraumes und der geförderten Kohle entspricht. Entsteht hieraus — wie üblich — ein Tagebaurestsee, so kann sich der während des Auskohlungsvorganges durch Grundwasserabsenkung gestörte Wasserhaushalt der Landschaft wieder normalisieren.

Die Nutzungsmöglichkeiten der Kippen und Halden hängen von ihrer pedogeologischen Mineralzusammensetzung und ihrer Ausformung ab. Beides wird von den Eigenschaften des die Kohlenflöze überlagernden Deckgebirges und von der Technologie des Abbaues bestimmt. Im Gebiet der DDR werden pleistozäne und tertiäre Schichten über den Kohlenflözen meist cozän-oligozänen und miczänen Ursprunges (PIETZSCH, 1962) angetroffen. In der Regel erweisen sich tertiäre Schichten mit hohem Gehalt an Schwefelkies zunächst als vegetationsfeindlich, pleistozäne Schichten dagegen als mehr oder weniger rekultivierungswürdig. Für eine Nutzung ungünstige Eigenschaften zeigen anfänglich ebenfalls Kohletone und -sande, die als Zwischenmittel zwischen Flözen lagern, und schließlich in das Deckgebirge lokal aufragende oder unsaubere Flözteile, deren Ausbeutung nicht lohnt. Die wertvollste Schicht stellt gewöhnlich der gewachsene Oberboden („Mutterboden“) dar. Es gibt jedoch Bereiche z. B. in der Niederlausitz, in denen pleistozäne Sande, die nur arme Kiefernwälder tragen, von weitaus wertvolleren Mergelschichten in größeren Tiefen unterlagert werden (BRÜNING, 1963 b).

Es ist technologisch unmöglich, die ursprünglichen geologischen Lagerungsverhältnisse auch nur der obersten 2–3 Profilmeter auf den Kippen und Halden wiederherzustellen. Die hierfür erlassenen Verordnungen sehen jedoch vor, den Kulturboden in einem solchen Umfang auszuhalten, daß ein Überziehen der Rückgabeflächen möglich wird. Dies erfordert einerseits den Einsatz entsprechender Baggergeräte im Vorschritt und eine selektive Abraumbewegung, und setzt andererseits voraus, daß hinreichende Mengen kulturwürdiger Massen vorhanden sind. In der Praxis lassen sich diese Be-

dingungen jedoch nicht vollkommen verwirklichen. Grund hierfür ist zunächst die ökonomische Notwendigkeit, leistungsfähigere Großgeräte wie die Abrauförderbrücke einzusetzen. Diese vermischen aber alle Schichten des Tagebauprofiles. Zu einer kostensenkenden Abraumbewegung zwingt weiter das wesentliche Ansteigen der Mächtigkeit des Deckgebirges im Verhältnis zur Flözstärke von früher 1 : 1 bis 3 : 1 auf künftig bis zu 8 : 1.

Werden die Massen im Zugbetrieb befördert, so nimmt auf der Kippe bzw. Halde ein Absetzer das von den Abraumwagen herangebrachte Material auf und verstürzt es in Hoch- oder Tieferschüttung. Wenn die Schlufverkipfung in Hochschüttung vorgenommen wird (wie auf den untersuchten Halden bei Berzdorf, s. Abb. 1), so ergeben sich strossenweise Schüttungskämme, die dann die neu geschaffene Oberfläche in zeilenartige Rippen und Senken unterteilen.

Soll hierauf noch nachträglich Kulturboden aufgebracht werden, so ist entweder ein großer Mengenaufwand nötig, um die Senken mit auszufüllen, oder es muß ein Planieren mit einer Raupe vorhergehen. Auf einer „Pflugkippe“ (ohne Absetzer) geschieht dies von vornherein. In jedem Fall erfordert das abschließende Aufbringen von Kulturboden auf eine solche Kippe oder Halde schon hinsichtlich der nötigen Gleisverlegungen usw. einen hohen Aufwand. Werden die Abraummassen direkt von der Förderbrücke verstürzt („Brückenkippe“ im Gegensatz zur „Absetzerkippe“), so gestaltet sich ein nachträgliches Überziehen der Kippe mit Kulturboden wenigstens ebenso schwierig. Die technologischen Einzelheiten sind im Hinblick auf die Wiedernutzbarmachung vielfach dargestellt worden (vgl. WERNER, 1963) und können hier nicht näher besprochen werden. Es genügt festzuhalten, daß bei sehr vielen Kippen und Halden — so auch bei den hier zu untersuchenden — 1. Schichten verschiedenster geologischer Herkunft und unterschiedlichster Kulturwürdigkeit in wechselndem Muster gemischt verstürzt werden, 2. die Oberfläche primär in Schüttrippen gegliedert ist und 3. ein gesondertes Aufbringen kulturwürdiger Massen unterbleibt.

Bei Halden und Überflurkippen haben Formgestaltung, Schüttungshöhe und Böschungswinkel eine hohe Bedeutung. Der Problembereich der Erosion und Formbeständigkeit kann jedoch in der vorliegenden Arbeit nur insofern berücksichtigt werden, als er für die entstehenden Lebensbedingungen von Bedeutung ist.

Der bislang beschriebene Vorgang der Auskohlung und Verstärkung des Abraumes schließt bereits den ersten Teil der Phase der W i e d e r n u t z b a r m a c h u n g (BRÜNING, 1963 b) ein. Sie setzt sich aus der vom Bergbaubetrieb auszuführenden W i e d e r u r b a r m a c h u n g und der R e k u l t i v i e r u n g durch land-, forst- oder wasserwirtschaftliche Einrichtungen zusammen. Zur Wiederurbarmachung zählen Aushalten und gesondertes Aufbringen von Kulturbodenschichten, Einebnen der Schlufkippen, Regeln der Verflutverhältnisse u. a. War eine ordnungsgemäße Kulturbodenwirtschaft nicht möglich, so muß der Tagebaubetrieb für Meliorationsmaßnahmen sorgen, die zur Rekultivierungsfähigkeit der hinterlassenen Flächen führen. Je nach der Eignung der somit zur späteren Nutzung vom Bergbau zurückgegebenen Flächen wird sodann die Rekultivierungsform festgelegt. Zum Gesamtproblem der Wiedernutzbarmachung liegt bereits ein umfangreiches Schrifttum vor (BARTHEL, 1961; BRÜNING, 1962, 1963 a und b; BRÜNING, UNGER und DUNGER, 1965; SCHULZ, 1953; BARTHEL, SCHUBERT und WÜNSCHE, 1965 a und b; etc.). Die anstehenden Fragen sollen im folgenden konkret an den beiden untersuchten Beispielen, der Kippe Böhlen und den Halden Berzdorf, besprochen werden.

2.2. Die tertiäre Rohbodenkippe bei Böhlen

Im Bereich des Großtagebaues Böhlen südlich Leipzig bearbeitete BRÜNING die Wiedernutzbarmachung tertiärer Rohbodenkippen am Beispiel der Hochabsetzerkippe 18. Auf dem von ihm seit 1952 angelegten Versuchsgelände wurden pedozoologische Untersuchungen auf Vorschlag und mit anfänglicher technischer Unterstützung durch Herrn Dr. E. Brüning vorgenommen. Die folgende Standortbeschreibung bezieht sich vorwiegend auf dessen Darstellungen (BRÜNING, 1962; BRÜNING, UNGER und DUNGER, 1965).

Geologie

Im Leipzig-Bornaer Revier der Leipziger Tieflandsbucht ist nach PIETZSCH (1962) die ältere, eozäne und mitteloligozäne Braunkohlenformation ausgebildet. Zwischen dem Hauptflöz und dem Oberflöz lagert ein etwa 8 m mächtiges Zwischenmittel vorwiegend aus Kohlethonen und -sandem. Über dem Oberflöz folgen im Hangenden des Deckgebirges mitteloligozäne braune Sande in 30 m Mächtigkeit. Diese „neigen bei oberflächlicher Verkippung infolge des Kohle- und Sulfidgehaltes zur anhaltenden Säureproduktion. Der Gehalt an kohligter Substanz bewirkt weiterhin den Benetzungswiderstand des Materials“ (WÜNSCHE und OEHME, 1963). Die nach oben folgenden Schichten des Abraumprofils (graue Meeressande, Formsande, pleistozäne Sande und Kiese, Geschiebemergel und -lehm, Lößlehm und z. T. Auelehm) sind alle in geringerer Mächtigkeit ausgebildet. Sie liegen an der Kippenoberfläche nur als geringe Gemengteile des mitteloligozänen Braunsandes vor und können ihre weitaus günstigeren Rekultivierungseigenschaften mithin nicht zur Geltung bringen.

Entstehung und Morphologie der Kippe

Das Untersuchungsgebiet wurde 1934/37 ausgekohlt und 1941-1950 durch einen Eimerketten-schwenkabssetzer mit dem oben genannten Material als Kippe bis 140 m über NN aufgeführt. Die Fläche liegt nunmehr als Oberflurkippe etwa 5 m über dem unverritzten Gelände der Gemarkung Pulgar. Im westlichen Teil (Karte 1, Kulturbodenkippe) wurde ein Teilstück mit sandigem Lehm (sL) etwa 2,00—2,50 m hoch überzogen (1950).

Melioration

Die Melioration der tertiären Rohböden wurde nach dem von BRÜNING entwickelten „Böhlener Verfahren“ auf den Versuchsflächen sukzessive wie folgt ausgeführt:

1. Einebnen der Flächen mit der Planierraupe.
2. Aufkalken des Oberbodens (bis 30 cm) auf pH 6,5 (bis zu 200 dt/ha CaO) und mineralische Volldüngung auf etwa 9 mg P_2O_5 und 15 mg K_2O /100 g Boden sowie entsprechende N-Düngung.
3. Testpflanzen-Vorkulturanbau (Gräsergemische) zur „Zeichnung“ nachkalkungsbedürftiger Flächen und Nachkalkung.
4. Vollumbruch auf etwa 60 cm, wobei die nichtmeliorierte Schicht (30—60 cm) an die Oberfläche gebracht wird.
5. Meliorative Behandlung der neuen Bodenoberfläche wie unter 2—4 aufgeführt.

Der Aufwand für eine solche komplexe Gefügemelioration wurde 1962 mit 9—10 TM je ha angegeben. Hieran schließt sich die nachhaltige land- und forstwirtschaftliche Rekultivierung der Flächen an. Sie soll hier nur für die tatsächlich untersuchten Versuchsstandorte angegeben werden.

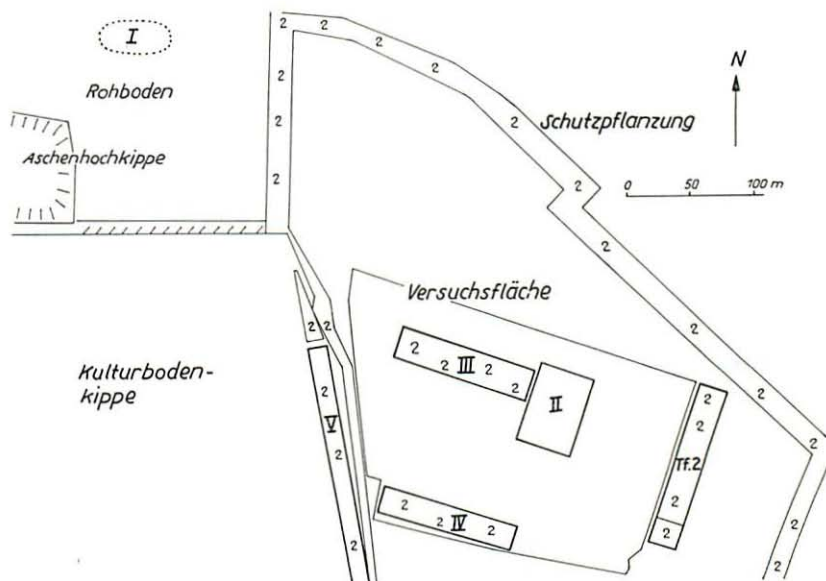
Untersuchungsflächen

Die Auswahl der näher zu untersuchenden Teilflächen folgte dem Bestreben, die Auswirkung möglichst charakteristischer Rekultivierungsformen und verschiedener Rekultivierungszeitstufen bei einem möglichen Zeitaufwand zu erfassen. Lagebeziehungen und Größen sind in Karte 1 dargestellt.

Die Kennzeichnung folgt vorwiegend der Darstellung in BRÜNING, UNGER und DUNGER (1965). Die ersten pedozoologischen Untersuchungen wurden 1959, die letzten hier berücksichtigten 1965 ausgeführt.

Standort I

Tertiärer Rohboden, unbehandelt. Bei der hohen Wasser- und Windverfrachtung des Feinmaterials übt die Initialflora eine Sandfangwirkung aus. Untersucht wurden vorwiegend die so entstandenen, bis über meterhohen „Inselstandorte“ von *Agrostis stolonifera*, die sekundär mit *Calamagrostis epigeios* bewachsen sind (Abb. 2 und 3). Sie haben nur knapp 2 % Anteil an der Gesamtfläche, die sich als praktisch unbelebt erwies. Entspricht der Variante „I a“ bei BRÜNING, UNGER und DUNGER (1965).



Karte 1. Lageskizze der untersuchten Standorte auf der alltertiären Rohbodenkippe bei Böhlen. Erläuterung im Text.

Standort II

Tertiärer Rohboden, 1954 planiert und melioriert, ausschließlich landwirtschaftlich rekultiviert: 1955–57 Gräserartenprüfung; Entrockensubstanz (1957) 38 dt/ha. 1958 Umbruch und Anbau landwirtschaftlicher Folgekulturen (Sudan-gras u. a.) mit Ergänzungskalkung und Mineraldüngung. 1962 Tiefumbruch bis 60 cm. 1960 und 1961 Frühkartoffeln (119 bzw. 67 dt/ha); 1962 und 1963 Gelbhafer (17 bzw. 15 dt/ha). Später folgten Versuche mit phenolhaltigen ammoniakalischen Industrieabwässergaben. Da die Entwicklungskonstanz nicht mehr gewährleistet schien, wurden nach 1963 hier keine pedozoologischen Untersuchungen mehr angestellt.

Standort III

Tertiärer Rohboden, 1954 planiert, 1955 melioriert, ausschließlich forstlich rekultiviert (Pappelsortenprüfung 1955). 1960 Durchführung von Ergänzungskalkung und Mineraldüngung. Physiologisch flachgründiger Standort, Meliorationshorizont nur etwa 30 cm. Geringe Ausbildung von L- und F-Horizont. Gesamtwuchsleistung bis Ende 1963 bei *Populus berolinensis* 4,07 m Wuchshöhe (bei 41,5 mm Brusthöhendurchmesser); *Populus euamericana* cv. „Serotina“ 3,31 m Wuchshöhe (bei 30,1 mm Brusthöhendurchmesser).



Abb. 1. Hochabsetzer bei der Schlufverkipfung auf der Außenhalde Deutsch-Ossig Nord im Bereich des Tagebaues Berzdorf. Auf der Halde sichtbare helle Massen sind vorwiegend pleistozänen, dunkle tertiären Ursprungs. (Aufnahme 1962).



Abb. 2. Kippe Böhlen, Standort I: alttertiärer Rohboden, unbehandelt, etwa 20 Jahre alt. Inselhorst mit *Agrostis stolonifera*, *Calamagrostis epigeios* und *Sisymbrium altissimum*. (1963).



Abb. 3. Kippe Böhlen, Standort IV: Rohboden, 1952 melioriert und erst landwirtschaftlich, 1954 durch diese Laubholzmixpflanzung rekultiviert. Aufnahme 1963.

Standort IV

Tertiärer Rohboden, 1952 planiert und melioriert, landwirtschaftliche Vorkulturen (vorwiegend Gräser) mit forstlichen Folgekulturen. Herbst 1954 Umbruch der Vorkultur und Aufforstung mit Pappelsorten, Sandbirke, Robinie und Schwarzerle nach Ergänzungskalkung und Mineraldüngung (Abb. 3). Physiologisch mittelgründiger Standort, Meliorationshorizont ca. 50 cm. Stärkere Humus-Horizont-Ausbildung. Gesamtwuchsleistung Ende 1963 bei *Populus euamericana* cv. „Robusta“ 6,97 m Wuchshöhe (bei 87 mm Brusthöhendurchmesser).

Standort Tf. 2

Tertiärer Rohboden, 1958 melioriert, tiefgründig mit Meliorationshorizont bei 60–65 cm; 2-jähriger landwirtschaftlicher Voranbau mit nachfolgender forstlicher Rekultivierung (Pappelpflanzung [Abb. 4]). Dieser Standort wurde erst ab 1962 in die Untersuchungen einbezogen.

Standort V

Kulturboden (sL), vorwiegend pleistozän-holozän, relativ ausgeglichen als Pflugkippe in einer Durchschnittsstärke von 2,0 m auf den tertiären Rohboden

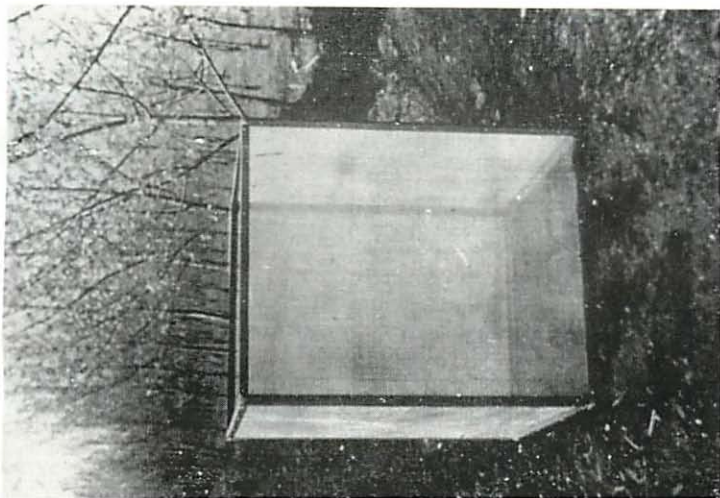


Abb. 4. Kippe Böhlen, Standort Tf. 2: 1958 meliorierter Rohboden, Pappelpflanzung 5jährig. Im Vordergrund Regenwurmsuchbehälter vor dem Eingraben. Aufnahme Oktober 1965.

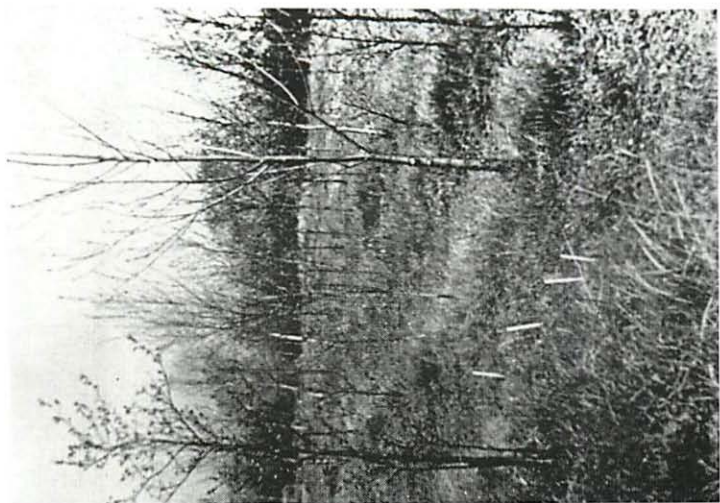


Abb. 5. Kippe Böhlen, Standort V: Kulturbedenauftrag 1950, Pappel-Erlenpflanzung 5jährig. Aufnahme April 1965.

aufgetragen. Ab 1950 landwirtschaftlich rekultiviert (Knaulgras-Getreide) bei mittlerer bis guter Ertragsleistung. 1960 wurde der an die tertiäre Rohbodenkippe angrenzende Ostrand in einem etwa 12 m breiten Streifen mit Pappel und Schwarzerle nach differenzierter Pflanzlochmelioration aufgepflanzt (Abb. 5). Die Untersuchungen wurden nur in diesem aufgeforsteten Randstreifen vorgenommen; insofern entspricht der Standort V nicht genau der „Variante V“ bei BRÜNING, UNGER und DUNGER 1965, (dort = landwirtschaftliche Nutzfläche).

Anmerkung: In den Abhandlungen von SCHIEMENZ (1964) und VON BROEN und MORITZ (1965) wurden andere Standortbezeichnungen geführt. Es entsprechen:

BRÜNING et al. 1965	SCHIEMENZ, VON BROEN und MORITZ
Standort I (= Ia)	Standort V
Standort II	Standort IV
Standort III	Standort III
Standort IV	Standort II
Standort V	Standort I

Klimatische Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt im Klimabezirk der Leipziger Tieflands-Bucht. Nach Angaben der Wetterstation Zwenkau (etwa 4 km westlich der Kippe) beträgt der durchschnittliche Jahresniederschlag 540 mm (davon Mai bis Juli 180 mm); die durchschnittliche Jahrestemperatur 9,0 °C (Monatsmittel Mai bis Juli 15,9 °C). Nach NEEF (1959) sind als natürliche Waldgesellschaften winterlindenreiche Eichen-Hainbuchenmischwälder anzusehen.

BRÜNING (1961) nahm in einer meteorologischen Hütte auf der Kippe in den Jahren 1957 bis 1960 Messungen vor. Nach seinen Angaben liegt das Jahresmittel der Temperaturen auf der Kippe um 0,4 bis 0,8 °C höher, der Niederschlag um etwa 6,5 % tiefer als gleichzeitig in der Wetterdienststelle Leipzig-Mockau gemessen. Die Zahl der heißen Tage war höher, die direkte Sonnenstrahlung jedoch niedriger, was BRÜNING der Dunstglocke über dem Industriekomplex zuschreibt.

2.3. Die pleistozän-tertiären Halden bei Berzdorf

Im Bereich des Braunkohlen-Tagebaues Berzdorf südlich Görlitz entstanden im wesentlichen nach 1950 eine Reihe von Halden. Sie wurden 1961 beginnend pedozoologisch untersucht.

Die folgende Schilderung der Standortverhältnisse fußt neben der zitierten Literatur auf Material, das seitens der Abteilung Markscheiderei im VVB Braunkohle Cottbus, Werk Berzdorf, und des Kreislandwirtschaftsrates Görlitz zur Verfügung gestellt wurde, weiter auf persönlichen Auskünften von Rekultivierungsbeauftragten, einem bodenzoologischen Gutachten für die Halden Deutsch-Ossig (OEHME, 1964), Einzelerhebungen des VEB Geologische Erkundungen Süd¹, und schließlich auf eigenen, ab 1960 vorliegenden Unterlagen.

Geologie

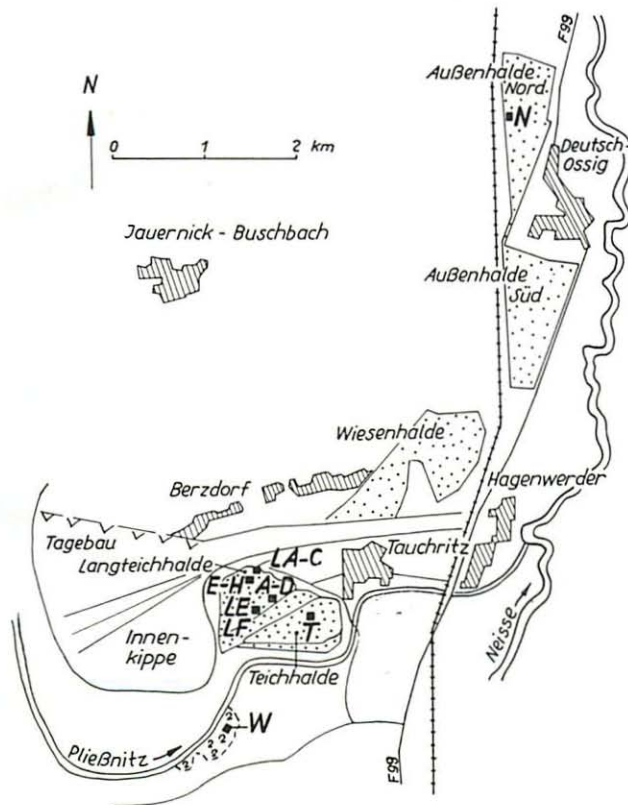
Das von der Pliëfnitz durchflossene Tertiärbecken von Berzdorf auf dem Eigen weist nach VIETE (1965) folgende geologische Gliederung auf: Auf stark kaolinisiertem Ostlausitzer Granodiorit sowie Basalt oder Basaltuff liegen tertiäre Kiese und xylit- und FeS₂-führende fette Tone. Sie bilden das Liegende des im Mittel 60–70 m mächtigen Flözkörpers, der durch zahlreiche, meist tonige Zwischenschichten gegliedert wird. Im Hangenden des Flözkörpers schließen kohlehaltige Schluffe, Tone, Sande und Kiese des Miozäns in bis zu 50 m Mächtigkeit die tertiäre Folge ab.

¹ Herrn Dipl.-Geol. Wolf-Dieter Oehme dankt der Verf. für geologisch-bodenkundliche Beratungen und Hinweise.

Das Pleistozän beginnt (PRÄGER, 1962) mit „präglazialen“ Sanden und Kiesen der frühmindelglazialen Neißeterrasse (5–10 m), Bänderton und der dunkelgrauen zweigeteilten Mindelmoräne (Unterbank 5–20 m, Schmelzwassersande 3–20 m, Oberbank 0,5–2,5 m mächtig). Zur Mindelciszzeit zählen weiterhin 25–50 m mächtige kiesige Schmelzwassersande und lokaler Bänderton. Es folgt Geschiebelehm der Rißmoräne (bis 2 m) und schließlich der stellenweise bis zu 3,50 m mächtige würmeiszeitliche Löß bzw. Lößlehm, der mit holozänen Sedimenten der Pließnitz-Aue den Profilabschluß bildet. Dieses Idealprofil ist glazigen, d. h. infolge der Schub- und Druckbeanspruchung durch die Inlandeismassen, stark deformiert worden. Die oberen 10–25 m des Flözkörpers wurden hierbei in verschiedenartige, bis 40 m hohe Falten gepreßt und in Einzelpartien auch in sandig-kiesige Hangendschichten abgeschoben. Die Kohle tritt daher lokal bis an die Rasensohle heran.

Entstehung und Morphologie der Halden

Aus der Schilderung der geologischen Verhältnisse ist erkennbar, daß die Halden zu über 50 % aus vergleichsweise leicht rekultivierbaren pleistozänen Massen aufzuführen waren. Die Kohleauftragungen bis fast zu Tage erschwerten, bei der Vorschmittgewinnung (durch Eimerketten-



Karte 2. Lage der Untersuchungsstandorte auf den Halden des Braunkohlentagebaues Berzdorf. Erläuterungen im Text.

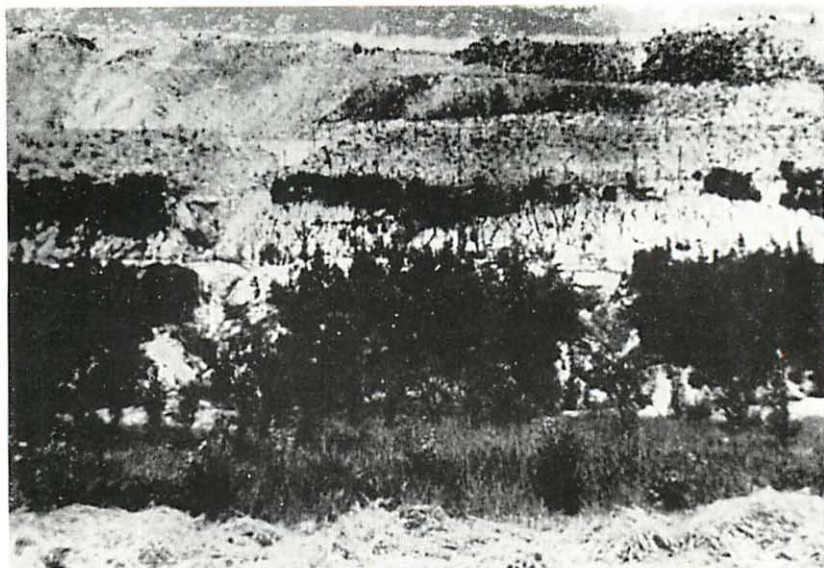


Abb. 6. Typische Anfangs-Erosionserscheinungen auf der Außenhalde Deutsch-Ossig Süd trotz rechtzeitigen biologischen Hangverbaues (hier bis zur 3. Zwischenberme). Aufnahme 1962.

bagger im Hoch- und Tiefschnitt) rein pleistozänes Kulturbodenmaterial auszuhalten. Die Abraummassen wurden den Absetzern auf den Halden im Zugbetrieb zugeführt. Eine mögliche Steuerung des Zugtransportes zur mineralgerechten Abraumbewegung erfolgte nicht. Daher liegen auch auf der Oberfläche der Halden alle in Betracht kommenden Materialien, sowohl reine Kohle (aus lokalen Auftragungen), als auch tertiäre Tone, Sande etc. und pleistozänes Material, in stark wechselndem Mischverhältnis vor (OEHME, 1964).

Die Lagebeziehungen der hier interessierenden Halden ist in Karte 2 dargestellt. Die Langteichhalde wurde, 1947 beginnend, auf Teichgelände aufgeschüttet und 1952—1956 in der Oberfläche fertiggestellt. Ihr folgte die 1953 begonnene, 1956—1958 an der Oberfläche abgeschlossene Teichhalde. 1959—1960 wurden beide durch eine Zwischenhalde verbunden, die pleistozänes Material vom Aushub des neuen Pliefnitzbettes aufnahm. Das Flurniveau variiert um diesen Komplex zwischen 202 und 219 m über NN. Die Schüttungshöhe beträgt etwa 35 m (maximale Höhen: Langteichhalde 237 m, Teichhalde 240 m über NN). Der Fuß dieses Haldenkomplexes bedeckt 67,9 ha. In beiden Fällen wurde die Schlufverkipfung durch Hochabsetzer ausgeführt, ohne daß die entstandenen Schüttungsstrossen eingeebnet wurden. Infolge Überhöhung der Böschungswinkel und Fehlen niederschlagsführender Randüberhöhungen entstanden in der Folgezeit teilweise starke Erosionsschäden an den Hangpartien (Abb. 6). 1956 begann die Schüttung der Außenhalde Deutsch-Ossig Nord. Sie erreichte bis zum Abwerfen im I. Quartal 1962 eine Höhe von 28 bis 34 m, max. 40 m über Flur, eine Länge von 1750 m und eine maximale Breite von 550 m. Der Haldenfuß bedeckt 68 ha. Die Schlufverkipfung führte ein Schwenkbagger in Hochschüttung aus. Bis auf vorzeitig bepflanzte Randpartien wurde das Plateau dieser Halde anschließend eingeebnet. Auch hier zeigten die Böschungen starke Erosionserscheinungen in den Anfangsjahren.

Mitteilungen über weitere Halden des Tagebaues Berzdorf (Tauchritzer Halde, Ziegeleihalde — beide vor 1950 —, Außenhalde Deutsch-Ossig Süd und Wiesenhalde) erübrigen sich, da an diesen keine Untersuchungen vorgenommen wurden.

Melioration und Rekultivierung

Die Grundmelioration wurde auf der Langteichhalde und Teichhalde auf eine Kalkung entspr. 4,0 t/ha beschränkt. Da beide Halden der fehlenden Einebnung wegen mit Geräten nicht zu bearbeiten waren, konnte der Kalk nur oberflächlich gegeben bzw. beim Ausheben der Pflanzlöcher beigemischt werden. Außer einer Gehölzdüngung mit Kalkammonsalpeter im 1. Pflanzjahr sind keine weiteren Maßnahmen in dieser Richtung nachweisbar. Das Aufpflanzen erfolgte stets mit raschwüchsigen Gehölzarten, unter denen Pappelsorten (*Populus sp.*), Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*) dominierten. Die Pflanzraster wechselten häufig ab, jedoch kamen zugesetzte Straucharten und Einsaaten oder Unterpflanzungen von Wertholzarten (*Quercus rubra* u. a.) häufig nicht oder so langsam zur Entwicklung, daß sie für den einstweiligen Zustand der Halden bedeutungslos sind. Als sehr vorteilhaft erwies sich die gleichzeitige Einsaat von Steinklee (*Melilotus officinalis* und *M. albus*), Staudenlupine (*Lupinus polyphyllus*) und (faciell weniger hervortretend) Waldstaudenroggen (*Secale cereale*). Nach diesen Maßnahmen wurden die Rekultivierungsflächen bis auf seltene Läuterungshiebe (etwa im 10. Jahr; vgl. Tab. 9) sich selbst überlassen, wodurch günstige Untersuchungsbedingungen entstanden.

Von der geschilderten Grundnorm weicht nur der Standort LE/LF durch Aufpflanzung mit Nadelgehölzen ab. Auf dem eingeebneten Plateau der Außenhalde Nord erfolgte eine intensive Melioration (Aufpflügen und Einlegen des Kalkes 1962, Testansaat von Süßlupine mit Umbruch als Gründüngung 1963, Gehölzaufpflanzung ab 1964). Dies betraf jedoch nicht den gewählten Untersuchungsstandort auf dieser Halde.

Die rekultivierten Flächen begrünten sich allgemein sehr rasch (Abb. 7—9), womit die vergleichsweise sehr günstige Situation auf den Berzdorfer Halden deutlich wird.

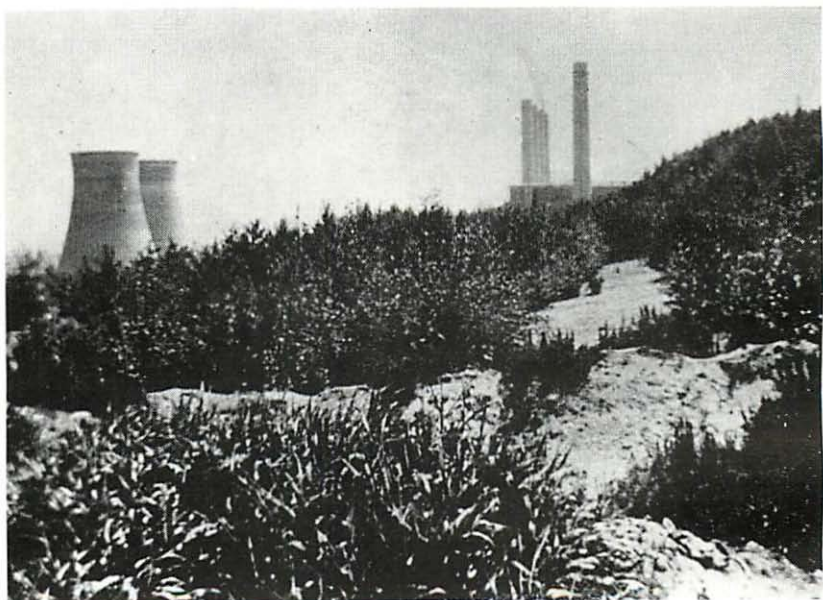
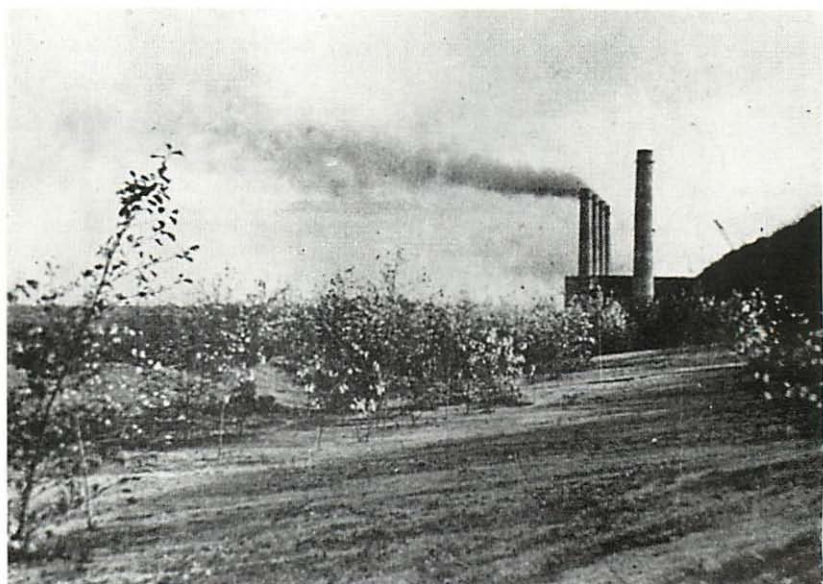
Untersuchungsflächen

Die Auswahl der Untersuchungsflächen sollte in erster Linie die Vergleichbarkeit der Flächen in verschiedenen Rekultivierungszeitstufen sichern, um so in einem Beobachtungszeitraum von 5 bis 6 Jahren Angaben über etwa 13 Jahre der Entwicklung sammeln zu können. Der Einfluß lokaler Unterschiede des Ausgangsmaterials für die Bodenbildung, der Lage und der Rekultivierungsart konnte dagegen nur am Rande betrachtet werden. In den Hauptvergleichsflächen wurden Probequadrate von 400 m² (20 × 20 m) festgelegt, auf die alle Untersuchungen konkret bezogen werden konnten. Die Lage der im folgenden besprochenen Standorte ist aus der Übersichtsskizze (Karte 2) ersichtlich.

Standort N

Außenhalde Deutsch-Ossig Nord, Höhe über Flur 40 m; 1961 rekultivierter Randteil in 10 m Abstand von der Böschungskante (100 m vom Haldenfuß), gliedert in einen ebenen Plateaustreifen („Fläche“) und eine Zwischensenke (s. Abb. 10 und 11). Von dem ursprünglich reichhaltigeren Pflanzraster sind fast nur Pappeln und Schwarzerlen, daneben wenige Birken- und Bergahorn-Setzlinge aufgewachsen. In der Senke prägt sich starke Bodeneinschwemmung aus, die Mitte des Grundes trägt auf einer Lehmlinse über die Hälfte des Jahres eine Wasseransammlung.

Während das anschließende Plateau erst 1964 beginnend aufgepflanzt wurde, konnten an diesem Randstandort schon Mitte 1962 bis 1966 Proben entnommen werden. Erst ab 1966 begann sich mit langsamem Aufwachsen der Pflanzungen das bis dahin ungünstige Gesamtklima der Halde zu bessern. Es wirkte auf die schwachen Randpflanzungen während der Anfangsperiode hemmend ein (Abb. 11).



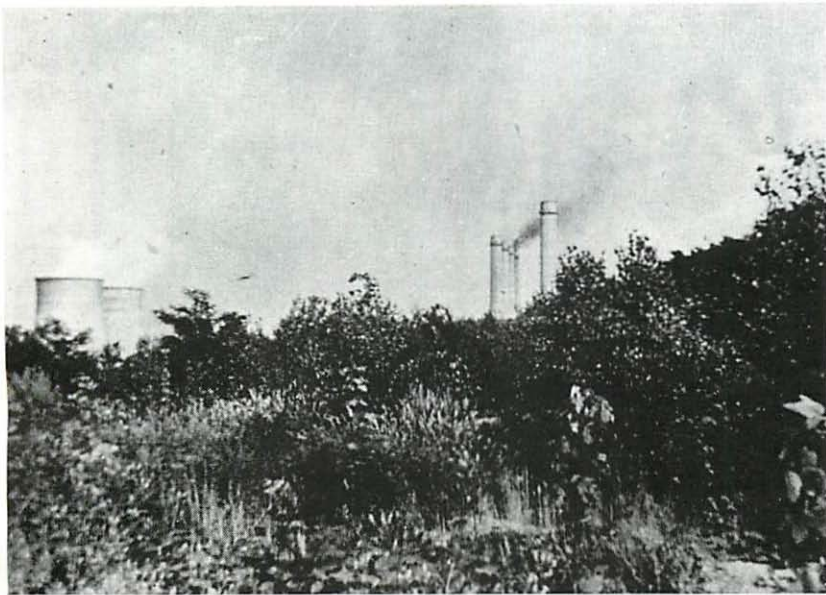


Abb. 7—9. Nordfuß der Teichhalde bei Berzdorf mit Blick auf das Kraftwerk Hagenwerder; links oben: am Ende des 1. Jahres (Oktober 1960); links unten: im 3. Jahr (Juni 1962); rechts oben: im 5. Jahr (Juli 1964).

Standort T

Teichhalde, Höhe über Flur 40 m; 1959 rekultivierter, gutwüchsiger Bestand; Probequadrat 400 m² mit 150 m Abstand zum nächstgelegenen Haldenfuß (40 m zur Böschungskante). Bepflanzt mit Pappel/Schwarzerle etwa 1 : 1, zurücktretend Robinie, Birke, Feldahorn, Grauerle und einige Sträucher (Abb. 12). Das hier sehr ausgeprägte Rippen-Senken-Relief ist aus Abb. 13 ersichtlich. Der Standort erscheint im übrigen relativ einheitlich.

Untersuchungen 1962—1966.

Standort E—H

Langteichhalde, Höhe über Flur etwa 36 m; 1955 rekultivierter, gut wüchsiger Bestand; Probequadrat 400 m² mit 120 m Abstand zum nächstgelegenen Haldenfuß (50 m zur Böschungskante). Bepflanzt mit Schwarzerle und Pappel etwa 1 : 1, dazu Robinie (geringerer Anteil), sowie einzelne andere Gehölze in etwas stärkerem Maß als in A—D (Abb. 14). Rippen-Senken-Relief s. Abb. 20. Die südöstliche Begrenzung des Quadrates bildet eine aus sehr armen pleistozänen Grobsanden aufgeführte Schüttungsrippe, die bis etwa 1964 physiognomisch stark als unterentwickelte „Sandstrosse“ hervortrat (Abb. 15).

Untersuchungen 1961—1966.



Abb. 11. Derselbe Standort im 4. Jahr (1965). In der Senke fallen Fruchtsände von *Tussilago farfara* auf.



Abb. 10. Aufenhalde Deutsch-Osigg Nord, Standort N, am Ende des 1. Jahres (1962). In der Senke werden Bodenproben entnommen; rechts die noch kahle „Fläche“.

Standort LA-C

Langteichhalde, wie E-H, 1955 rekultivierte Böschungskante mit starker Aufwuchsbehinderung durch Erosionseinfluß, erhöhte Windgeschwindigkeit und schlechte Wasserführung; gegliedert in freie Pappel-Erlengruppe (LA), vegetationslose Böschungskante (LB) und schwach eingetieftete Rinne mit besserer Bedeckung (LC). Stichproben 1962-1965.

Standort A-D

Langteichhalde, Höhe über Flur 35 m; 1952 rekultivierter, gut wüchsiger Bestand; Probequadrat 400 m² mit 250 m Abstand zum nächstgelegenen Haldenufß (120 m zur Böschungskante). Bepflanzt mit Robinie/Pappel/Schwarzerle etwa 1 : 1 : 1, andere Gehölzarten sehr stark zurücktretend (Abb. 16 und 17). Rippen-Senken-Relief s. Abb. 20. Der Standort erscheint im Schüttungsmuster des Bodenmaterials wie auch im Bewuchs, abgesehen von reliefbedingten Ausprägungen, recht einheitlich. Untersuchungen 1961-1966.

Standort LE

Langteichhalde, unmittelbar an Standort A-D anschließend. 1952 rekultivierter Teil: Aufpflanzung mit Kiefer (*Pinus silvestris*). Die Reliefbildung ist sehr gering. Die Untersuchungen wurden auf engem Raum ohne Bindung an ein Probequadrat 1962-1966 nur stichprobenweise vorgenommen.

Standort LF

Langteichhalde, ohne scharfe Grenze an LE anschließend. 1952 meliorierter Teil: Aufpflanzung mit Lärche (*Larix decidua*). Ebenfalls schwache Reliefbildung. Untersuchungen wie in LE.

Vergleichs-Standort W

Als nächstgelegener wenig beeinflusster Wald-Standort bot sich ein Reststück des früheren Gaule-Auenwaldes zwischen Tauchritz und Kiesdorf, das nach der Umlegung der Pließnitz nunmehr an das neue Pließnitzbett grenzt (Karte 2). Es handelt sich um eine typische Ausbildung eines Fraxino-Ulmetums auf hangfeuchtem, schwach pseudovergleytem Auenlehm; die maximale Erstreckung beträgt 600 × 150 m. Das Gelände fällt nach NNW zum Pließnitzbett hin ab; nach SSO schließt sich eine Wiese an, die im oberen Teil als Halbtrockenrasen ausgebildet ist (Abb. 18). Das Waldstück steht im ganzen Bereich unter Randeinfluß. Im Hinblick auf die zu vergleichenden Haldenstandorte ist dies jedoch nicht unerwünscht. Untersucht wurde ein Probequadrat von 400 m² in 30 m Abstand vom Waldrand.

Probeentnahmen 1962 bis 1966.

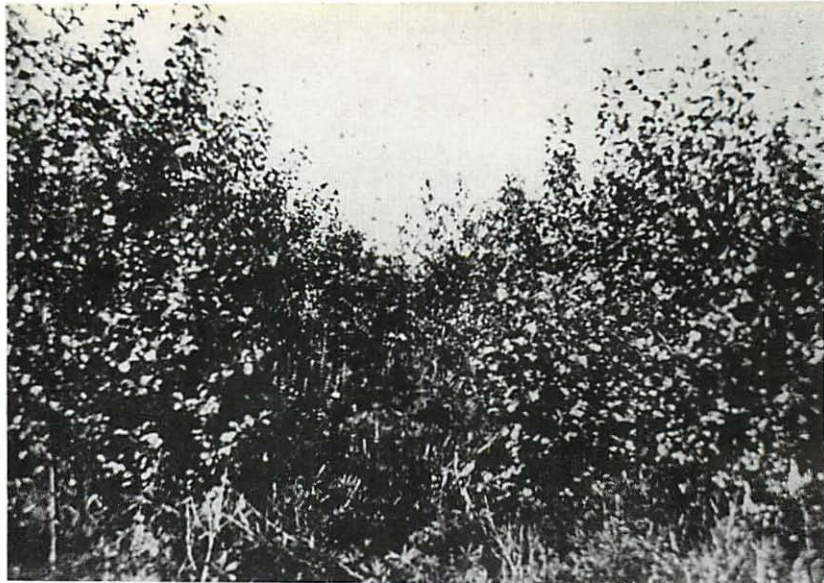


Abb. 12. Teichhalde bei Berzdorf. Pappel-Erlen-Robinien-Pflanzung mit starker Lupinenentwicklung im 3. Rekultivierungsjahr. Standort T, Aufnahme 1962.



Abb. 13. Gleichalte arme Sandstrosse auf der Teichhalde, dem Standort T benachbart (1962); zeigt die starke Geländebewegung.



Abb. 14. Langteichhalde bei
Berzdorf, Standort E-H im 11.
Rekultivierungsjahr.
Aufnahme Ende April 1966.

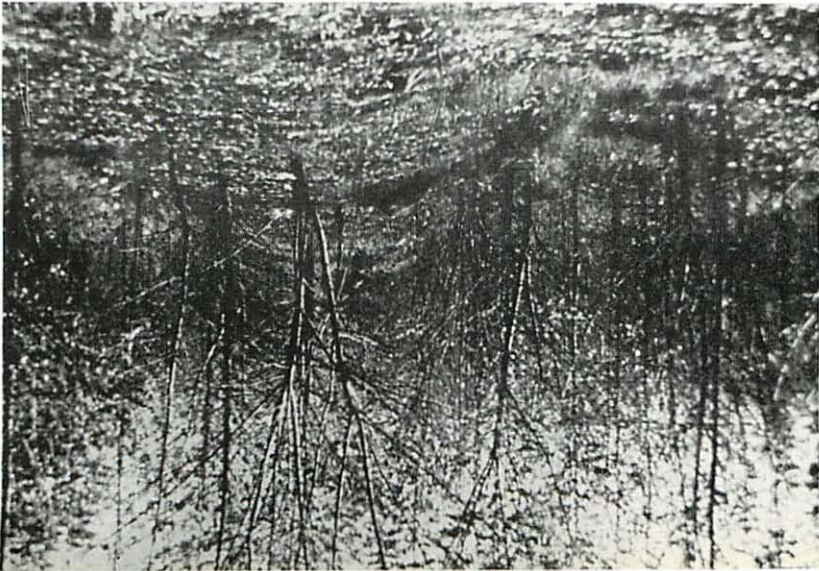
Abb. 15. Sandstross im Standort
E-H, bis 1964 großenteils kahl,
zur Aufnahmezeit (April 1966) be-
reits völlig überwachsen.



Abb. 17. Standort A—D, anderer Teil als Abb. 16, im 14. Jahr (Ende April 1966).



Abb. 16. Langteichhalde bei Berzdorf, Standort A—D, am Ende des 8. Reaktivierungsjahres (Oktober 1960). Die Schattungsrippen sind deutlich erkennbar.



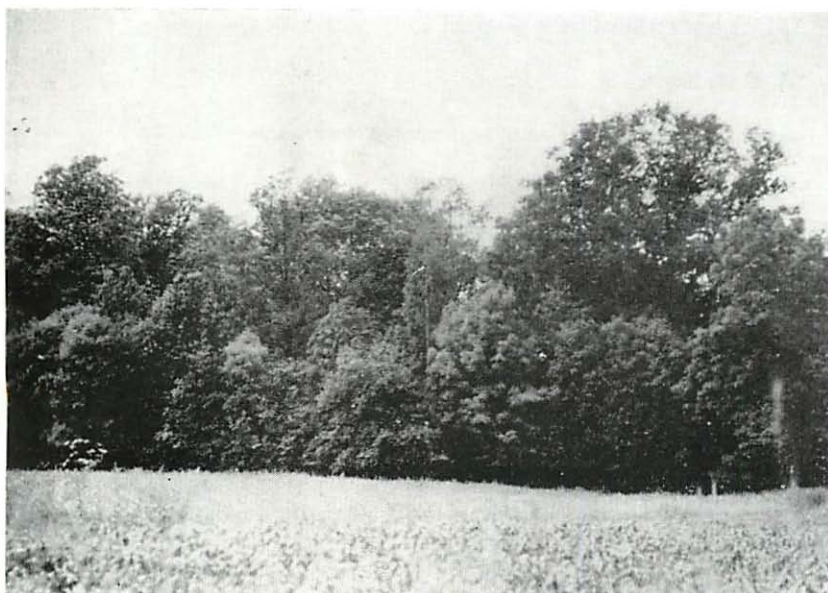


Abb. 18. Auenrestgehölz (Fraxino — Ulmetum) am Rande der Gaülen-Aue zwischen Tauchritz und Kiesdorf; Vergleichsstandort T.

Klimatische Lage

Im Rahmen des Ostdeutschen Binnenlandklimas weist das Neißetal ein humides, ausgleichendes Eigenklima auf. Nach dem Klimaatlas der DDR (1953) liegt die mittlere Jahrestemperatur bei 8 °C; die I. Vegetationsperiode (April-Juni) wird mit 12 °C, die II. (Juni-August) wird mit 17 °C angegeben. Die mittleren Jahresniederschläge betragen 600–720 mm (I. Vegetationsperiode 180 mm, II. 180–210 mm). Für die meteorologische Station Görlitz gelten 7,9 °C Lufttemperatur und 706 mm Niederschlag als langjähriges Jahresmittel. Die Messungen der Station können als kennzeichnend auch für den Witterungsablauf auf den Halden in der Untersuchungszeit gewertet werden, da sie nur 11 km (Langteichhalde) bzw. 6 km (Außenhalde) entfernt auf genau gleicher Meereshöhe (237 m) oberhalb Görlitz relativ frei auf dem Flugplatzgelände liegt. Die Jahresmittel und -summen sind für die Untersuchungszeit in Tab. 1 dargestellt.

Tabelle 1. Übersicht über die Witterungsverhältnisse der Jahre 1961–1966 nach Messungen der Meteorologischen Station Görlitz

Jahr	Lufttemperatur °C		Niederschlag Summe in mm	% des Normals
	Mittel	Abweichung vom Normal		
1961	8,7	+ 0,8	635	90
1962	7,2	— 0,7	521	74
1963	7,1	— 0,8	574	81
1964	7,9	0,0	662	94
1965	7,4	— 0,5	706	100
1966	8,5	+ 0,6	707	100

3. Der bodenkundliche Aspekt

3.1. Grundlagen

„Bodenbildung ist vor allem durch das Leben und durch die besonderen Umweltsverhältnisse eines biologischen Standortes bedingt.“

„Da das Leben nichts Bleibendes, sondern etwas stets in Wandlung Begriffenes ist, da das Leben stets auch die Umwelt verändert und die veränderte Umwelt wieder auf das Leben zurückwirkt, wird jedes entwicklungsfähige Teiglied eines biologischen Standortes, somit auch der Boden, von dem allgemeinen Wechsel erfaßt.“

W. L. KUBIENA, 1948

Nur einem Kollektiv von Fachleuten kann es heute gelingen, die Möglichkeiten der bodenkundlichen Beurteilung eines Standortes einigermaßen auszuschöpfen. Dies kann nicht Ziel dieser Untersuchungen sein. Wohl aber scheint es nötig, der detaillierten pedozoologischen Betrachtung eine bodenkundliche Einschätzung gegenüberzustellen, die den Grundanforderungen für ökologische Untersuchungen entspricht. Sie soll

1. einen Überblick über die Beurteilung der Standorte und ihrer Veränderung durch Melioration und Rekultivierung vom bodenkundlichen Standpunkt geben und
2. ökologische Bezugsgrößen für die biologische Auswertung erbringen.

Es erscheint durchaus nicht selbstverständlich, was unter dem „bodenkundlichen Standpunkt“ zu verstehen ist. Die frisch geschütteten Deckgebirgsmassen der Kippen und Halden sind anfangs mit geologisch-petrographischen bzw. physikalisch-chemischen Methoden hinreichend beschreibbar. Die einsetzende Bodenbildung bringt jedoch auch komplizierte Prozesse biologischer Gesetzmäßigkeit in Gang. Fragen der Nährstofffreisetzung, der mineralogischen und mikromorphologischen Veränderung sind hierbei bodenkundlich lohnende Untersuchungsziele (BRÜNING, 1962). Im Hinblick auf die erwünschte Einschätzung forstlich rekultivierter Teilflächen liegt es jedoch näher, die Nachprüfungen auf die Erkundung des „forstlichen Standorttypes“ (HARTMANN, 1952) auszurichten. Hierbei ist es weniger von Bedeutung, den Nährstoff-Gehalt des Mineralbodens zu analysieren, als vielmehr die Faktoren des Boden-Haushaltes zu prüfen.

Spezielle biologische Untersuchungen bleiben zunächst ausgeklammert, da sie in den folgenden Abschnitten ausführlich behandelt werden. Selbst unter den genannten Einschränkungen wäre es allein mit eigenen Mitteln nicht möglich gewesen, die bodenkundlichen Prüfungen im nötigen Umfang vorzunehmen. Deshalb wurden die Standorte so gewählt, daß bodenkundliche Untersuchungen anderer Einrichtungen als Vergleichsgrundlagen zur Verfügung standen. Die im folgenden dargestellten Angaben konnten für Böhlen aus den Arbeiten von BRÜNING (1961, 1962, 1965 und mündl.) entnommen werden, sie stellen nur zum kleinen Teil eigene Beobachtungen dar. Für die Berzdorfer Halden liegen eine Ausgangsanalyse der Außenhalde Nord nach Gutachten des VEB Geologische Erkundung Süd (OEHME, 1964) und einige Angaben für die Teichhalde (OEHME, in lit.) vor. Die Mehrzahl der Werte basiert hier auf eigenen Untersuchungen. Für persönliche Beratung ist der Verfasser den Herren Dr. E. Brüning und Dipl.-Geol. W.-D. Oehme zu großem Dank verpflichtet.

3.2. Ergebnisse

Materialverteilung und Profilbildung

Unmittelbar nach der Schüttung stellen Kippen und Halden in landeskultureller Sicht Unland dar. Bodentypologisch sind sie als Prodromalstadien von Rohböden auf Lockergestein (Syrosem, KUBIENA, 1953; Regosol, FRANZ, 1960) auf-

zufassen. Charakteristisch hierfür ist die völlige Profillosigkeit. Das Muster der Materialverteilung ist entsprechend den im vorhergehenden Kapitel beschriebenen Deckgebirgs- und Verkippungsverhältnissen sehr unterschiedlich und vielgestaltig. Es erscheint bei dem alttertiären Material der Kippe Böhlen weniger inhomogen als auf den Berzdorfer Halden. Schüttungsfolgen können gelegentlich Profilschichtung vortäuschen (vgl. Abb. 19). Beispiele für Böhlen finden sich bei BRÜNING (1962), für Berzdorf in Tab. 2.

Tabelle 2. Beispiele von Schüttungsprofilen im Bereich des Tagebaues Berzdorf, aufgenommen von OEHME (1963) auf der Außenhalde Nord bei Deutsch-Ossig (nach OEHME, 1964)

Profil I

Lage: Nordböschung, Plateau am Fuß der Hochschüttung

0,00—0,40 m	Schwach lehmiger Sand, kiesig, schwach steinig, graubraun, vereinzelt Kohlestücke, Einzelkorngefüge bis Bröckelgefüge, dicht, trocken bis mäßig frisch, schwach durchwurzelt (p l e i s t o z ä n - tertiär)
—0,80 m	Kiesiger Sand, schwach steinig und kohlehaltiger Ton, graubraun bis schwarz, gelbbraune Bänder, Einzelkorngefüge bis Klumpengefüge, mäßig dicht bis dicht, mäßig frisch (p l e i s t o z ä n - tertiär)
—1,00 m	Lehmiger Sand, stark kiesig, steinig, stark kohlehaltig und Ton, dunkelgrau bis schwarz, Einzelkorn- bis Klumpengefüge, mäßig frisch (t e r t i ä r - pleistozän)
> 1,00 m	Lehmiger Sand, kiesig, schwach steinig, grau, selten Kohlestücke, Einzelkorn- bis Bröckelgefüge, mäßig dicht bis dicht (pleistozän)

Profil II

Lage: Nordböschung, Plateau am Fuß der Hochschüttung, ca. 50 m nordöstlich Profil I

0,00—0,10/0,20 m	Schluffiger Lehm mit schluffigen Tonschmitzen, kohlehaltigen Bändern und einzelnen Kohlestücken, gelb- und graubraun und braun, Bröckelgefüge, mäßig dicht, mäßig trocken, vereinzelt durchwurzelt (p l e i s t o z ä n - tertiär)
—0,40/0,50 m	Kohle und Ton, stark kiesig und sandig, dunkelbraun bis schwarzbraun, Klumpengefüge, mäßig dicht, mäßig frisch (tertiär)
—0,65 m	Feinkies und Grobsand, grobkiesig und mittelsandig, sehr schwach lehmig, vereinzelt Kohlestücke, einzelne Tongerölle, gelbbraun bis braungrau, Einzelkorngefüge, locker, mäßig trocken (pleistozän)

In diesem Zustand ist der Boden einer starken Wind- und Wasserverfrachtung ausgesetzt (Abb. 2). Solche Erscheinungen treten nicht nur auf den alttertiären Sanden in Böhlen auf, sondern ebenso auf bindigerem pleistozänem Mischmaterial. Sie beschränken sich nicht auf exponierte Geländeteile (Haldenkante). Besonders deutlich sind sie an der Verformung und Einebnung der Schüttungsrippen zu verfolgen. Hieran dürfte in den ersten Jahren das allgemeine Setzen des aufgeschütteten Materials (BARTHEL, 1962), in stärkerem Maß aber die Materialverfrachtung Anteil haben, die auch bei rascher Wiederbegrünung bis wenigstens in das 10. Jahr nachweisbar bleibt. Auf der Teichhalde Berzdorf beträgt in diesem Zeitraum der Abtrag auf den Rippen im Mittel 10 cm, maximal etwa 20 cm, bei entsprechendem Auftrag in den Senken. Es ist zu erwarten, daß dieser Prozeß auch in den folgenden Jahren fortschreitet.

Die Bodenbildung setzt auf unbehandeltem tertiärem Sand in Böhlen sehr zögernd ein. Immerhin ist es möglich, an einigermaßen festgelegten Partien nach 10 Jahren eine sedimentpetrographisch durch stärkere Verwitterung ausgezeichnete obere Schicht (15 cm) vom übrigen Material zu trennen: (A)-C-Profil (BRÜNING, 1962). Durch Tiefenmelioration wird in den Probestellen ein Bearbeitungshorizont geschaffen, der sich im Laufe der mehrjährigen Rekultivierung durch Humusanreicherung und Durchwurzlung auszeichnet. Der Boden bekommt durch den menschlichen Einfluß den Charakter eines Rankers mit A-C-Profil. BARTHEL (1962) hat hierfür die Bezeichnung „Kippenranker“ vorgeschlagen. BRÜNING (1965) spricht von „anthropogenem Kippenranker“.

Nach der Beschreibung BRÜNINGs (1962, 1965) ist dieses Stadium auf den Rohboden-Versuchsflächen in Böhlen deutlich ausgebildet. Der stärkere Anteil von Ton, Lehm und pleistozänen Sanden

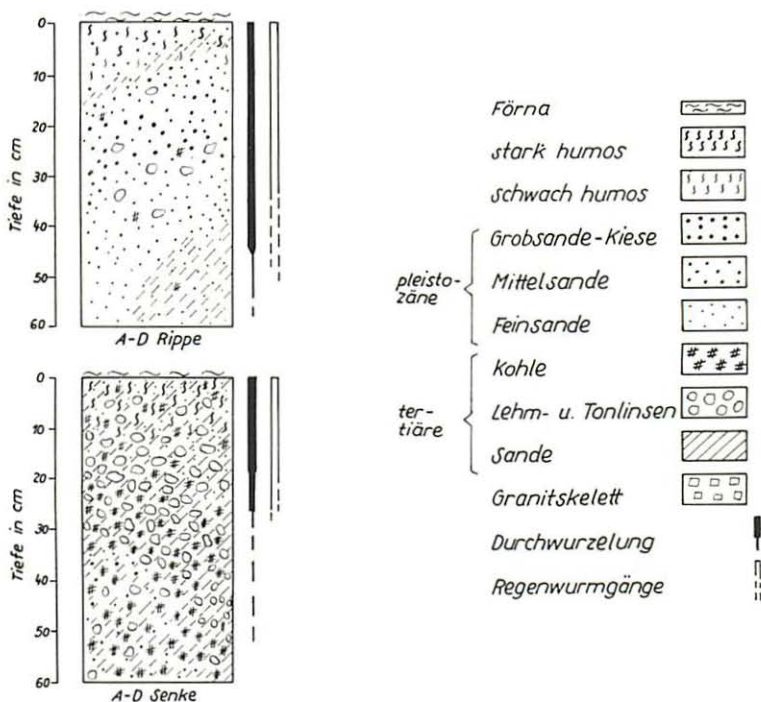


Abb. 19. Darstellung zweier Bodenprofile am Standort A—D (Rippe und Senke) der Langteichhalde bei Berzdorf; aufgenommen Oktober 1963. Die schräglagernden Schüttungsschichten sind noch deutlich erkennbar. In der Senke behindern Kohletone und Kohle die Ausweitung der Durchwurzelung und der Regenwurmtätigkeit in etwa 25 cm Tiefe.

sowie Lößlehm auf den Halden Berzdorf modifiziert dort das entstehende Profilbild wesentlich. Hier fehlt auch ein tiefer Bearbeitungshorizont. Daher sind bis in den deutlich biogen beeinflussten A-Horizont Schüttungsmuster nachweisbar (Abb. 19), die der fortschreitenden Horizontvertiefung mehr oder weniger Widerstand entgegensetzen. Angesichts dieser engräumigen Verzahnung ist es hier vollends unmöglich, den ohnehin gleitenden Übergang des A-Horizontes in den unbeeinflussten Untergrund zu lokalisieren. Bei Bodeneinschlägen zeigt sich, daß die Durchwurzelung stark schwankt, im Schnitt jedoch wenigstens 50 cm beträgt und lokal auch 1,50 m überschreitet.

Ein besonderes Interesse zur Beurteilung der Standorte bildet die Profilausbildung in den oberen 20 cm. Sie ist für die Berzdorfer Halden nach typischen Beispielen, die aus 20 (A—D und E—H) bzw. 12 (übrige Standorte) geprüften Profilen ausgewählt wurden, in Abhängigkeit von der Geländebewegung in Abb. 20 dargestellt. Man erkennt zunächst die engräumige Veränderung des Schüttungsmusters als einschneidendes Hindernis der allgemeinen bodenkundlichen Beurteilung dieser Standorte. Im Vergleich der Rekultivierungsstufen

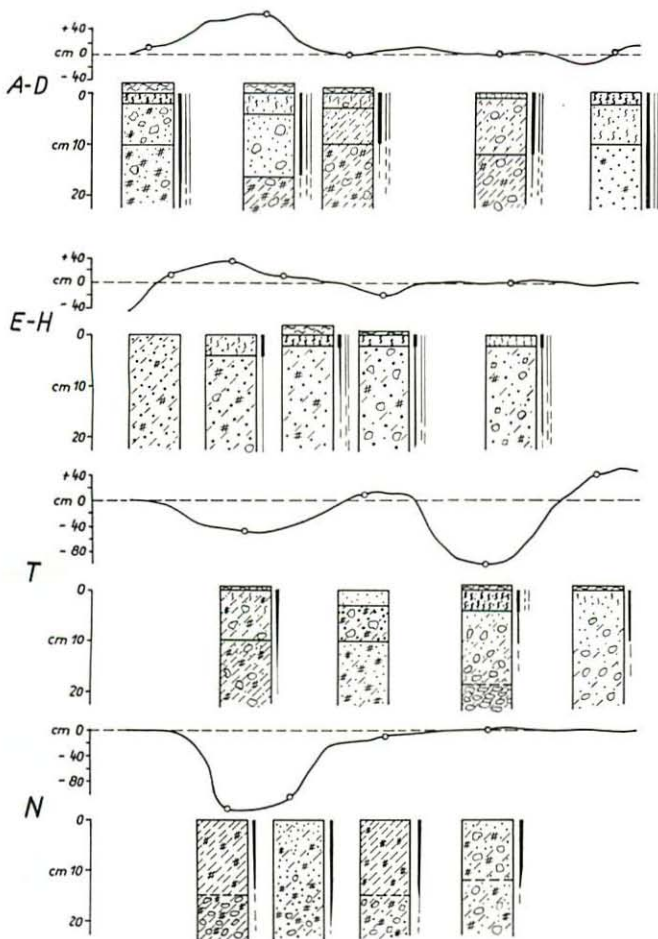


Abb. 20. Darstellung typischer ausgewählter Profile bis 20 cm auf Berzdorfer Halden in verschiedenen Rekultivierungszeitstufe: 2. (N), 4. (T), 8. (E-H) und 11. Jahr (A-D). Über den Profilen ist die Lage der Einschlagstellen im Geländereief angegeben. Erläuterungen s. Abb. 19 und im Text.

wird deutlich, daß die Profilbildung in den Senken beginnt (T, im 4. Jahr) und dort schnell zur Sonderung einer Humusauflage (zur Aufnahmezeit im Herbst nur Förna, später noch in A_0 und A_{00} zu trennen) und des humosen Mineralbodens (A_1 -Horizont) fortschreitet. Diese Gliederung ist in späteren Entwicklungsstadien mit wenigen Ausnahmen (Sandstrosse auf E-H) allgemein verbreitet, wenn auch in unterschiedlicher Mächtigkeit. Hiermit steht die steigende

Durchwurzelung und die zunehmende Beeinflussung durch Regenwurmgänge in Verbindung. Man kann im 6. bis 8. Jahr von einer typischen Ausbildung eines mesotrophen (in Senken eutrophen, auf Rippen auch oligotrophen) Kippen-rankers sprechen (E-H). Auf dem Standort A-D scheint dieses Stadium bereits überschritten. Obwohl eine Verbraunung infolge der Wechsellagerung des heterogenen Materials nicht deutlich ist, muß aus der unten beschriebenen Veränderung der Bodentextur bereits in dieser Stufe auf eine Entwicklung zur Braunerde oder Parabraunerde (Lessivé) geschlossen werden.

Der Humus

Unter Humus verstehen wir nach SCHEFFER und ULRICH (1960) „die im Boden befindliche abgestorbene (postmortale) Pflanzen- oder Tiersubstanz, die einem stetigen Abbau-, Umbau- und Aufbau-prozeß unterworfen ist. Quellen des Humusgehaltes der untersuchten Kippen- und Haldenböden sind

1. die abgestorbenen Pflanzenmassen
2. Tierkot und abgestorbene Bodenorganismen
3. der Kohlegehalt der verzürzten Massen.

Der ständig wechselnde, meist aber recht hohe Kohleanteil der Böden gestaltet die Humusuntersuchung hier schwerer als gewöhnlich. Sowohl die Feststellung der organischen Substanz (Glühverlustbestimmung oder C_T -Bestimmung durch nasse Oxydation; s. Tab. 3 und Fig. 21) als auch die kolorimetrische Humusanalyse (Tab. 4; Fig. 22) kann durch den Kohlegehalt vollständig maskierte Werte ergeben.

In den tertiären Rohböden der Kippe Böhlen nimmt die kohleartige Substanz den Hauptanteil der organischen Stoffe ein. Sie wurde bisher als hochdisperser, saurer Braunkohlenhumus bezeichnet. Infolge der Alterung sind diese Humuskolloide biologisch und chemisch schwer angreifbar und inaktiv geworden. Sie lassen im Versuch keine Förderung der Bakterientätigkeit, gemessen an der CO_2 -Bildung, erkennen (KAPPEN, 1943; RÜTHER, 1937; nach BRÜNING, 1962). Auch haben sie ihre Quellfähigkeit und Bindigkeit weitgehend verloren. Von BRÜNING (1961) wurde empfohlen, die organogenen Bestandteile des Tertiärs nach dem Inkohlungsgrad zu differenzieren. Er wies nach, daß sie durch Bodenkulturmaßnahmen z. B. hinsichtlich ihrer Sorptionskapazität wandelbar sind.

Im Berzdorfer Raum erhöhen die Kohlebeimengungen nach Feststellungen von OEHME (1964) die Sorptionskapazität des Bodens wesentlich. Einer biologischen Ausnutzung dieser organischen Substanz dürfte jedoch auch hier wenigstens in den ersten 5-10 Jahren der beträchtliche Sulfidschwefelgehalt der Kohlete und -schluffe entgegenstehen (s. u.). Immerhin stuft BRÜNING (1965) Kohleschluffe bzw. -tone und -sande als Mischmaterialien mit über 15 % abschlämmbaren Bestandteilen für das Lausitzer Braunkohlengebiet als nach mehrjähriger Grund- und Folgemelioration bedingt landwirtschaftlich rekultivierbar ein.

Ausgangssubstanz für die eigentliche Humusbildung ist der Bestandesabfall. Er gliedert sich in den auf forstlich genutzten Flächen leicht durch Beräumen von Profeflächen feststellbaren Streufall und den schwieriger zu ermittelnden Wurzelabfall.

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (Böhlen, Standort II) wurden Erntetrockensubstanzen von 5,3 t/ha zuzüglich etwa der gleichen Wurzelmasse bei Sudangras erzielt (BRÜNING u. Mitarbeiter, 1965). Im Pappelsortenversuch (Standort III) stellte BRÜNING (in lit.) 1959 2,0 t/ha Streumenge fest. Der Bestandesabfall dürfte in den Folgejahren noch auf etwa 3,0 t/ha angestiegen sein und an Standort IV in den Versuchsjahren noch höher gelegen haben. Dagegen muß der Standort „Tafel 2“ im Probezeitraum etwa dem Standort III im Jahr 1959 gleichgestellt werden. Der Standort V dürfte schließlich bei noch geringerer Laubstreuemenge einen beachtlichen Bestandesabfall durch die dort vorhandene dichte Grasdecke aufweisen, so daß sich dem Standort IV angenäherte Werte ergeben können.

Genauere Unterlagen stehen für die Halden Berzdorf zur Verfügung (Tab. 5). Es ergibt sich, daß die dürftige Vegetation der Pionierstufe (N, 1963) erst etwa 1/10 der normalen Streumenge zu liefern vermag. Jedoch befinden sich bereits nach 3 Jahren auf günstigen Standorten (T, 1962) Werte, die dem Streuertrag durchschnittlich guter Laubmischwälder mit 4,5 t/ha durchaus entsprechen (AALTONEN, 1948; SONN, 1960). In den Folgejahren werden vor allem durch geringere Entwicklung der Krautschicht niedrigere Abfallmengen produziert, wie die Befunde an den Standorten E-H und A-D

Tabelle 3. Organische Substanz in % des Trockengewichtes

Standorte	Tiefe in cm		
	0—2	5—7	13—15
Berzdorf (IX—X 1963)			
A—D \emptyset	8,7 \pm 0,4	5,3 \pm 0,5	5,3 \pm 0,6
Rippe	5,6 \pm 0,2	2,5 \pm 0,1	2,1 \pm 0,1
Senke	10,6 \pm 0,7	7,4 \pm 3,5	4,6 \pm 0,4
E—H \emptyset	5,0 \pm 0,5	2,5 \pm 0,3	2,5 \pm 0,4
Rippe	4,1 \pm 0,6	1,8 \pm 0,2	1,4 \pm 0,1
Senke	8,3 \pm 1,4	2,0 \pm 0,4	1,5 \pm 0,1
T \emptyset	6,4 \pm 0,5	3,7 \pm 0,3	4,4 \pm 0,3
Rippe	4,7 \pm 0,7	5,1 \pm 1,0	3,8 \pm 0,7
Senke	8,4 \pm 1,1	3,7 \pm 0,3	6,1 \pm 0,5
N \emptyset	6,3 \pm 0,8	4,9 \pm 0,3	4,7 \pm 0,8
Fläche	8,5 \pm 1,2	5,0 \pm 0,4	3,7 \pm 0,4
Senke	6,2 \pm 1,5	4,9 \pm 0,4	5,8 \pm 1,4
W \emptyset	14,0 \pm 0,4	11,0 \pm 0,2	8,1 \pm 0,3
Böhlen ² 10 cm			
I 1960	9,9	(18,5)	
1962	10,3		
1963	12,9		
II 1960	8,3	(9,2)	
1962	8,8		
1963	8,2		
III 1960	8,6	(12,7)	
1962	10,3		
1963	3,1 (?)		
IV 1960	13,1	(16,6)	
1962	24,6		
1963	13,1		
V 1960	2,1	(4,5)	
1962	2,2		
1963	1,7		
Tf. 1963	9,3		

Werte für Berzdorf errechnet aus dem Glühverlust, für Böhlen aus der C_1 -Bestimmung; Werte in (): Glühverlust.

Für die Standorte A—D und E—H liegen den Werten (wie auch in den folgenden Tabellen) Prüfungen an 20, für die übrigen Standorte an 12 Profilen zugrunde.

erkennen lassen. Dennoch dürfen Werte um 3,0 t/ha nach den genannten Autoren sowie CHANDLER (1941) noch als normal für Laubmischwälder auf mittleren Standorten gelten. Der Auwald zeigt mit 5,6 t/ha ausgesprochen günstige Produktionsverhältnisse.

Es ist zu erwarten, daß sich die ständige Zufuhr organischer Substanz in einer Humusanreicherung der oberen Profizentimeter äußert. Der überdeckende Einfluß des Kohlegehaltes läßt einen Direktvergleich der Absolutwerte nicht zu. Aus den Mittelwerten der Tab. 3 für die Tiefen 0—2 und 13—15 cm läßt sich jedoch eine von Standort N bis Standort A-D steigende Differenz (1,4 % für N, 3,4 % für A-D) ablesen. Noch deutlicher hebt sich die Humusanreicherung der oberen Zentimeter bei Betrachtung des Humusprofils (Abb. 21 und 22) ab. Dennoch werden hier trotz des Kohlezusatzes die für den Auwald gemessenen Werte mit 14,0 % bei weitem nicht erreicht. Dies darf als

² Werte nach BRÜNING aus BRÜNING, UNGER und DUNGER, 1965; Werte 1963 bearb. KLEINHEMPEL

Tabelle 4. Kolorimetrische Huminsäure und Farbquotient

Standort	Huminsäure ‰	Farbquotient
Berzdorf (IX—X 1963; 2 cm Tiefe)		
A—D ∅	1,7 ± 0,2	6,2 ± 0,1
Rippe	0,9 ± 0,1	6,2 ± 0,2
Senke	2,5 ± 0,4	6,1 ± 0,1
E—H ∅	1,7 ± 0,2	7,1 ± 0,2
Rippe	1,3 ± 0,3	7,1 ± 0,6
Senke	1,8 ± 0,4	7,3 ± 0,4
T ∅	1,8 ± 0,3	6,1 ± 0,2
Rippe	2,8 ± 0,8	6,7 ± 0,6
Senke	1,2 ± 0,3	6,1 ± 0,3
N ∅	1,1 ± 0,2	5,8 ± 0,3
Fläche	0,9 ± 0,1	6,3 ± 0,3
Senke	1,3 ± 0,4	5,3 ± 0,3
W ∅	1,3 ± 0,1	5,7 ± 0,2
Böhlen (X 1963; 10 cm Tiefe) ³		
I	18,9	4,4
Tf. 2	7,6	4,1
II	6,8	4,0
III	5,9	4,1
IV	10,1	4,0
V	0,9	3,1

Tabelle 5. Jährlicher Bestandesabfall

Standort	Jahr	durchschnittlicher Bestandesabfall in g/m ² lufttrockene Substanz		Summe in t/ha
		Laub, Gras	Holz	
Langteichhalde				
A—D	1961	297	6	3,0
	1962	282	17	3,0
	1963	305	12	3,2
E—H	1961	232	5	2,4
	1962	327	15	3,4
	1963	308	10	3,2
Teichhalde	1962	442	13	4,5
	1963	381	30	4,2
Außenhalde				
Mulde	1963	60	—	0,6
Fläche	1963	10	—	0,1
Auwald	1962/1963	491	72	5,6

Hinweis darauf aufgefaßt werden, daß auf den untersuchten Halden eine vergleichsweise starke Mineralisierung organischer Substanz abläuft, ohne die nach 11jähriger Rekultivierung der Höhe des Bestandesabfalles angemessen höhere Humusanteile auftreten müßten.

Ganz andere Verhältnisse entwickeln sich unter der Kiefernpflanzung (Standort LE). Die Moderauflage aus stark verpilzten Nadeln in verschiedenem Zersetzungsgrad erreichte hier 1966 stellenweise eine Stärke von 5 cm. Dementsprechend stuft sich der Gehalt an organischer Substanz im Mit-

³ Werte nach BRÜNING, bearbeitet von KLEINHEMPEL

tel mit 21,8 ‰ (0–2 cm), 4,4 ‰ (5–7 cm) und 2,8 ‰ (13–15 cm) ab. Es ist bemerkenswert, daß die Moderauflage unter Lärche (Standort LF) wesentlich geringer entwickelt ist. Hier beträgt der Anteil an organischer Substanz in 0–2 cm Tiefe nur 7,6 ‰, in 5–7 cm Tiefe 3,2 ‰.

Auf der Kippe Böhlen ist in keiner der untersuchten Probeflächen eine Auflagehumus-Bildung zu beobachten (Nadelhölzer fehlen). Hier ist der Kohleanteil zunächst noch höher, wird aber durch die Melioration und Rekultivierung offensichtlich in eine verstärkte Mineralisierung einbezogen. Trotz beträchtlicher Schwankung der Werte kann für den Standort IV eine Anreicherung mit organischer Substanz aus dem Bestandesabfall abgelesen werden.

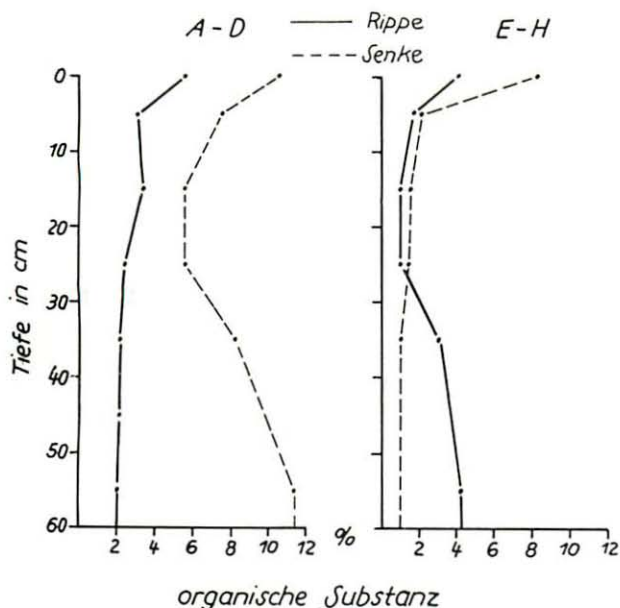


Abb. 21. Verteilung der organischen Substanz (Gewichtsprozente nach dem Glühverlust) im Bodenprofil auf den Standorten A–D (11. Jahr) und E–H (8. Jahr) der Berzdorfer Langteichhalde. Ausgezogene Linie: Rippe; gestrichelte Linie: Senke. Die Werte für A–D entsprechen den in Abb. 19 dargestellten Profilen.

Aufgenommen im Oktober 1963.

Zur Charakterisierung der Huminstoffe wurden kolorimetrische Untersuchungen nach WELTE (1956) vorgenommen. Der Prozentanteil der Huminsäuren zeigt auf den Berzdorfer Halden einen schwachen Anstieg nach Überwindung des Pionierstadiums (N gegen T), bleibt aber dann in den Mittelwerten praktisch gleich. Lediglich der in der Tabelle 4 nicht mit aufgenommene Standort LE (Kiefernplantation) zeigt mit 3,7 ‰ in 0–2 cm Tiefe wesentlich höhere Werte, die sich jedoch bereits in 5–7 cm Tiefe mit 1,1 ‰ wieder auf das Normalmaß reduzieren. Unter Lärche (LF) wurden 1,8 ‰ kolorimetrische Huminsäure in 0–2 cm Tiefe gefunden. In Böhlen ragt wiederum der Standort IV heraus. Die hohen Werte des Farbquotienten (Taf. 4) für Berzdorf weisen das Vorwiegen von Fulvosäuren aus. Hierbei spielt jedoch auch das Entnahmedatum (Oktober 1963) eine Rolle, so daß diese Zahlen wohl nicht als allgemein typisch anzusehen sind. Allenfalls dürfte sich hierin eine hohe Humusdynamik ausdrücken.

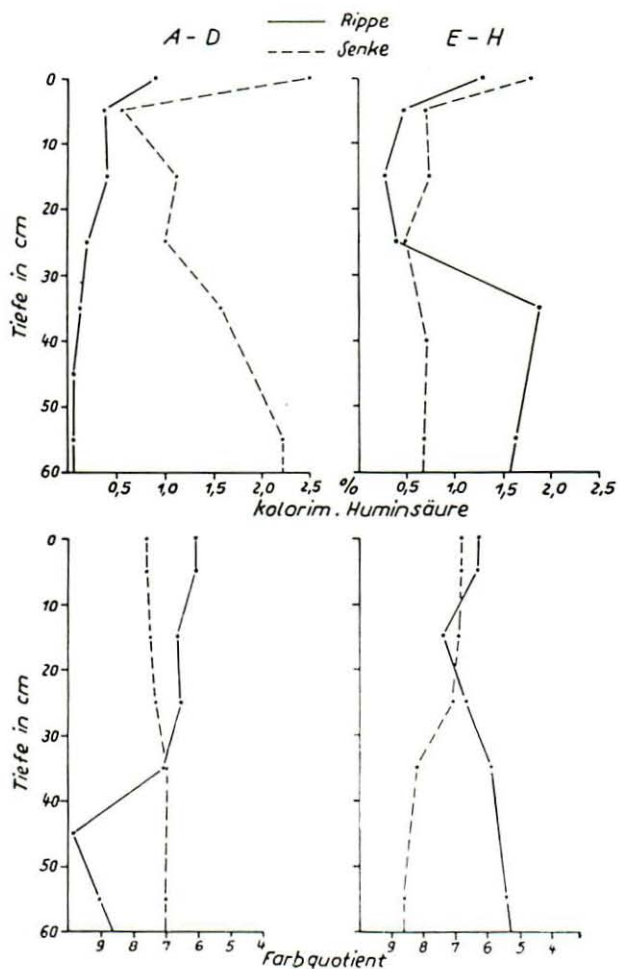


Abb. 22. Verteilung der Huminsäure (kolorimetrisch) und Verhalten des Farbquotienten in Bodenprofilen auf der Langteichhalde Berzdorf (gleiche Profile wie in Abb. 21 dargestellt).

Die morphologische Betrachtung führt im Verein mit der Auswertung der chemischen Ergebnisse zur Charakterisierung der „Humusformen“ (HARTMANN, 1952). Auf der Kippe Böhlen sind solche wegen des hohen Anteils feinkörnig-schluffigen Materials nur mit Schwierigkeit anzusprechen. Während auf unbehandeltem Rohboden (I) eine Humusbildung praktisch fehlt, bildet sich nach kurzzeitiger forstlicher Rekultivierung (Tf. 2) ein dünner, nicht einheitlicher

A₀-(F)Horizont, in dem Pflanzenreste und Arthropodenkotteilchen nachweisbar sind. Nach 8–10 Jahren (III) ist darunter bereits ein schwacher A₁-(H-)Horizont ausgebildet. Die Losungsformen bleiben infolge der ungünstigen Materialeigenschaften schwer kenntlich, es handelt sich jedoch mit Sicherheit um Arthropoden-Humusbildung. Ein vollständiges Humusprofil ist erst an Standort IV (10. bis 13. Jahr) zu unterscheiden. Der Humus erscheint makroskopisch als feingekrümelter Arthropodenmull. Die mikroskopische Betrachtung zeigt jedoch, daß hier eine lockere, noch beachtliche Strukturelemente aufweisende Auflage mit geringem Pilzanteil stark von feinsten Tertiärbodenteilchen durchsetzt ist. Es erscheint daher richtiger, von Arthropodenmoder im Sinne des „Feinhumus“ nach ALBERT (HARTMANN, 1952) zu sprechen. Am Standort V liegt schließlich ein milder Regenwurmull mit starker mineralisch-organischer Vermischung vor.

Die letztgenannte Humusform herrscht auf den Halden Berzdorf auf allen Standorten mit Laubmischwald-Rekultivierung bereits nach dem 5. Jahr vor. Die anfangs gebildeten sehr schwachen Arthropodenmoder-Auflagen (F-Horizont; N, 1962) werden mit zunehmender Menge des Streuabfalles zunächst stärker und neigen auf zeitweise vernähten Stellen zu starkem Pilzanteil (Pilzmoder; T, 1962). Bereits im 5.–6. Jahr läßt sich jedoch eine klare A₁-(H-)Schicht unterscheiden, die aus feinem, fast rein organischem Regenwurm Kot aufgebaut ist. Mit dem 6.–7. Jahr (1966 T; E–H ab 1962, sowie A–D) sind allgemein die Kennzeichen eines milden Regenwurmulls mit zurücktretendem Arthropoden- und Pilzeinfluß und organo-mineralischen Krümelkomplexen gegeben.

Im schroffen Gegensatz hierzu bildet sich unter gleichalten Rekultivierungsbeständen mit Kiefer (LE) ein ausgesprochener eumyzetischer Moder (Pilzmoder). Es treten üppige Pilzrasen auf, die die Nadelstreu eng verflechten und leicht in zusammenhängenden Soden abziehen lassen. Dieser Pilzmoder ist als ungünstige Waldhumusform unerwünscht, da die Pilzvegetation die Nährstoffe mineralisiert, ohne Ausgangsprodukte für einen fruchtbaren Waldhumus zu liefern. Der Standort mit Lärchenpflanzung (LF) verhält sich in dieser Hinsicht nicht so extrem. Hier beträgt die Auflagehöhe nur etwa 1–2 cm im Gegensatz zu LE mit 5 cm. Der Pilzanteil der Zersetzung ist wesentlich geringer, dafür zeigt sich eine höhere Beteiligung von Arthropoden und Enchytraeiden, so daß ein vorwiegend zoogener Grobmoder entsteht. Die mit Nadelhölzern rekultivierten Standorte sind gleichzeitig von den anderen Formen dadurch unterschieden, daß in ihnen der Streuabfall nicht jährlich vollständig umgesetzt wird. Unter Kiefer lassen sich Reste von wenigstens 3–4 Streujahren nachweisen.

Bodentextur und -struktur

Sowohl für die Kenntnis der Rekultivierungseigenschaften als auch für die Beurteilung der Eignung der Kippen- und Haldenböden als Lebensraum sind Größe und Lagerungsverhältnisse der Einzelteilchen im verschütteten Abraumgestein wesentlich.

Nach Untersuchungen von BRÜNING (1962) sind die tertiären Rohböden der Kippe Böhlen nach der Korngrößenklassifikation als sandiger Lehm (sL) anzusprechen. An der Rohtonfraktion ($<0,002$ mm) von 11 Gewichtsprozent des Feinbodens sind Kohlebeimengungen mit etwa 50 % beteiligt. Der auf Standort V aufgetragene pleistozän-holozäne Boden ist ebenfalls als sandiger Lehm zu bezeichnen. Zwischen beiden besteht aber infolge der kolloidchemischen Eigenarten der tertiären Massen ein wesentlicher Unterschied. Im unbehandelten tertiären Rohboden besteht Einzelkornstruktur. Der hohe Gehalt kohleartiger Beimengungen bewirkt Schwerbenetzbarkeit. Melioration und Rekultivierung führen zu schrittweiser Strukturveränderung, so daß man bei den jüngeren Rekultivierungsflächen von einer Kohärenzstruktur, besonders unter Trockengräsern als Vorkultur nach entsprechender Aufkalkung, aber auch schon von Übergängen zur Krümelstruktur (Standort IV) sprechen kann (BRÜNING). Schneller und eindeutiger stellt sich die erwünschte Krümelstruktur auf dem Kulturboden (Standort V) unter starkem Regenwurmeinfluß dar.

In unbehandelten, planierten Rohbodenflächen erreicht das Porenvolumen nach BRÜNING (1962) etwa 52 % (10 cm). Auf den rekultivierten Probeflächen ergaben sich im Mittel 58 %. Negative Tendenzen zur Dichtlagerung sind demnach nicht festzustellen (vgl. jedoch Abschnitt Bodenluft!). Der Standort IV zeigt die höchsten Werte im Porenvolumen. Der sandige Lehm der Kulturbodenkippe (V) neigt dagegen zur Verdichtung mit einem mittleren Porenvolumen von 44 % (Tab. 6).

Tabelle 6. Porenvolumen und Wasserkapazität

Standort	Porenvolumen		Feldkapazität (Vol.-%)
	0—7 cm	10—17 cm	
Berzdorf (IX—X 1963)			
N Fläche	61,6 ± 4,1	52,5 ± 5,5	23,5
Senke	40,4 ± 1,9	43,0 ± 1,9	29,6
T ☉	48,5 ± 1,2	50,0 ± 1,2	27,0
Rippe	49,4 ± 1,8	49,2 ± 0,8	22,5
Senke	49,0 ± 2,4	45,9 ± 3,3	31,5
E—H ☉	44,4 ± 1,1	40,7 ± 0,8	27,6
Rippe	46,5 ± 1,2	39,9 ± 1,9	24,0
Senke	47,2 ± 1,6	39,1 ± 2,2	31,2
A—D ☉	46,3 ± 1,5	43,7 ± 1,5	35,9
Rippe	47,9 ± 7,1	43,8 ± 5,6	29,3
Senke	44,1 ± 1,9	45,3 ± 0,9	40,5
W ☉	62,2 ± 1,7	62,2 ± 0,8	42,6
Böhlen ⁴			
I	XII 1958	52	35,5
	VI 1960	52	45
II	XII 1958	55	43
	VI 1960	54,5	38
III	XII 1958	55	38,5
	VI 1960	58	38
IV	XII 1958	53,5	43
	VI 1960	61	38
V	XII 1958	43	31
	VI 1960	46	30

⁴ nach BRÜNING, 1961

Die Korngrößenverteilung der Berzdorfer Abraummassen wurden für die Außenhalden Deutsch-Ossig Nord und Süd von OEHME (1964) einer näheren Betrachtung unterzogen. Auf Grund einer Vorschnitterkundung ist er in der Lage, auf der Halde rein tertiäres Material, rein pleistozänes Material und Mischmaterial mit Vorwiegen des Tertiärs bzw. des Pleistozäns zu trennen. Es zeigt sich, daß das rein tertiäre Material nach dem Schluff-Ton-Gehalt etwa von 45 % noch als milder Lehm (L), nach dem Gehalt an Rohton etwa 22 % jedoch bereits als toniger bis schwerer Lehm (tL bis LT) zu bezeichnen ist. Das pleistozäne Material stellt sich dagegen mit einem mittleren Schluff-Ton-Gehalt von etwa 25 % (etwa 5% Rohton) als vorwiegend lehmiger Sand (LS) dar. Die angegebenen Durchschnittswerte sind natürlich entsprechend den ständig wechselnden Vorschnittverhältnissen nicht konstant, geben aber einen brauchbaren Anhaltspunkt für die lokalen Schüttungsverhältnisse. Die an allen Standorten vorhandene kleinräumige Wechsellagerung bedingt ein kleinräumiges Schwanken der Bodenart noch über die genannten Mittelwerte hinaus von Sand (S) bis zu tonigem Lehm (tL).

Um eine Übersicht über diese Verhältnisse zu erhalten, wurden auf allen untersuchten Standorten 60 (Langteichhalde) bzw. 36 Schlämmanalysen im Herbst 1963 in 3 Tiefen nach der Feldmethode nach VON KRUEDENER vorgenommen. Die gefundenen Mittelwerte sind so dargestellt, daß die bestehenden Abweichungen gegenüber den Körnungsverhältnissen der reinen Tertiärmasse (Abb. 23) gesondert gekennzeichnet sind (Abb. 24—26).

Der Vergleich der Befunde in 14 cm Tiefe macht zunächst wahrscheinlich, daß einschneidende Änderungen im Mischungsverhältnis der verkippten Massen nicht vorliegen. In 1 cm Tiefe zeigen sich jedoch klare Unterschiede, die mit der Rekultivierungszeit fortschreiten. Sie bestehen vor allem im Absinken des Schluff-Ton-Gehaltes und einer Anreicherung in der Feinsandfraktion. Hand in Hand hiermit geht die Verbesserung der Strukturverhältnisse von der Einzelkornstruktur (N) bis zur vorwiegend guten Krümelstruktur (T ab 1965/66; E—H, A—D). Die getrennte Betrachtung der Schüttungsrippen und -senken läßt erkennen (Abb. 25 und 26), daß die Rippen im Verlauf der ersten 3—5 Jahre stark an Schluff- und Tongehalt einbüßen und damit eine relative Anreicherung von Grobsand erfahren. Eingeschwemmte Feinsande werden in den Senken oberflächlich festgehalten, während Schluff- und Tonfraktionen in tieferen Bodenschichten zur Ablagerung kommen (vgl. besonders Standort T Senke, Abb. 26). Besonderheiten der Verkipfung können aber auch diese Verhältnisse verdecken. So wurden auf der Rippe in E—H fast reine, arme pleistozäne Grobsande verkippt („Sandstrosse“). Durch Verwitterung sind aber auch hier bereits Änderungen der Korngrößenverteilung in den oberen Zentimetern eingetreten. Alle diese Veränderungen sind in der Schlämmanalyse auf der Außenhalde Nord 1963 erst im Ansatz nachweisbar (Abb. 25).

Der Boden des vergleichend untersuchten Auwaldes erweist sich als lehmiger Sand auf sandigem Lehm mit kaolinisiertem Granit im Untergrund. Bereits ab 12 cm macht sich die Hang-Pseudovergleitung des Unterbodens bemerkbar.

Entsprechend dem erhöhten Anteil an Schluffen und Tonen aus tertiären Beimengungen neigen die Böden der Berzdorfer Halden mehr oder weniger zur Dichtlagerung. Eigene Untersuchungen mit dem Druckluftpyknometer nach VON NIETZSCH ergaben (Tab. 6), daß von ursprünglich befriedigenden Werten (N, Fläche) ausgehend das Porenvolumen mit steigender Lagerzeit bis auf Werte um 44—40 % absinkt. Hierin besteht eine Gefahr für die günstige Entwicklung zu nachhaltig fruchtbaren Böden. Je nach Verteilungsmuster der tertiären Materialien lassen sich jedoch im einzelnen recht unterschiedliche Verhältnisse des Porenvolumens feststellen (Abb. 27). Ein Vergleich der Strukturprofile des Standortes A—D mit der Materialverteilung in diesen Profilen (s. Abb. 19) zeigt deutlich die Neigung der Kohletone und -schluffe zur Dichtlagerung.

Mineralstoffgehalt, Sorptionsverhältnisse und Bodenreaktion

Die Einschätzung des am Standort möglichen Trophie-Grades beruht bodenkundlich zunächst auf der Kenntnis der mineralischen Pflanzennährstoffe und

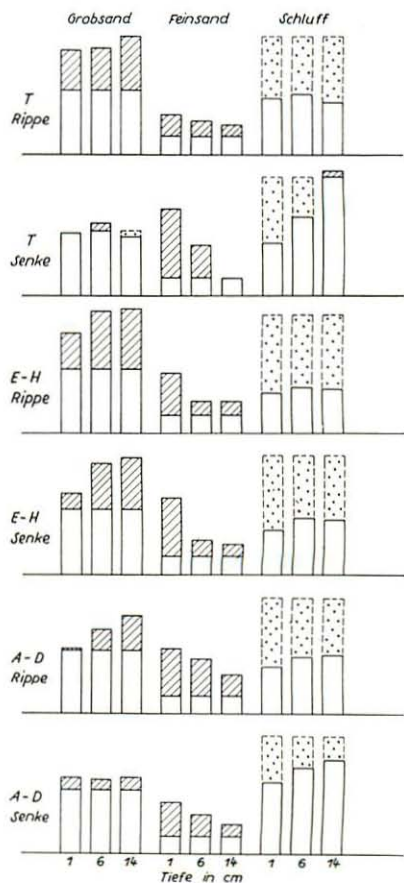
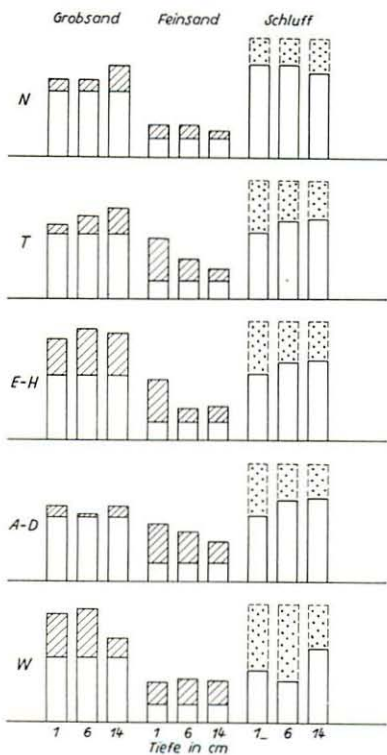
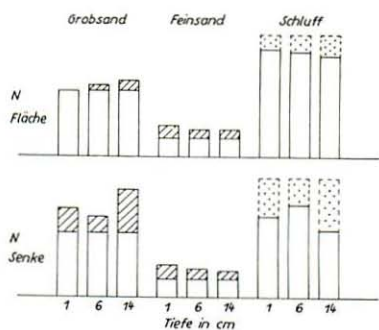
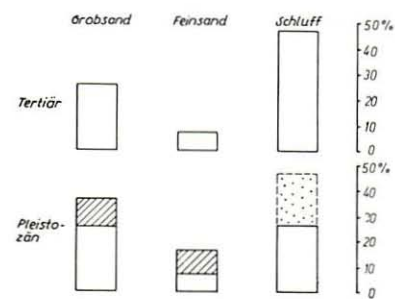


Abb. 23. (links oben): Körnungsverhältnisse in rein tertiärem und rein pleistozänem Material auf der Außenhalde Nord nach OEHME (1964). Positive Abweichungen vom „Tertiärmittel“ sind schraffiert, negative punktiert dargestellt.

Abb. 24. (links unten): durchschnittliche Kör-

nungsanteile an den untersuchten Standorten (Methode VON KRUEDENER).

Abb. 25. (rechts oben) und 26 (rechts unten): Differenzierung der Körnung auf Rippen und Senken des Haldenreliefs im Anfangsstadium (25) und im fortgeschrittenen Zustand (26). Untersuchungen: Herbst 1963.

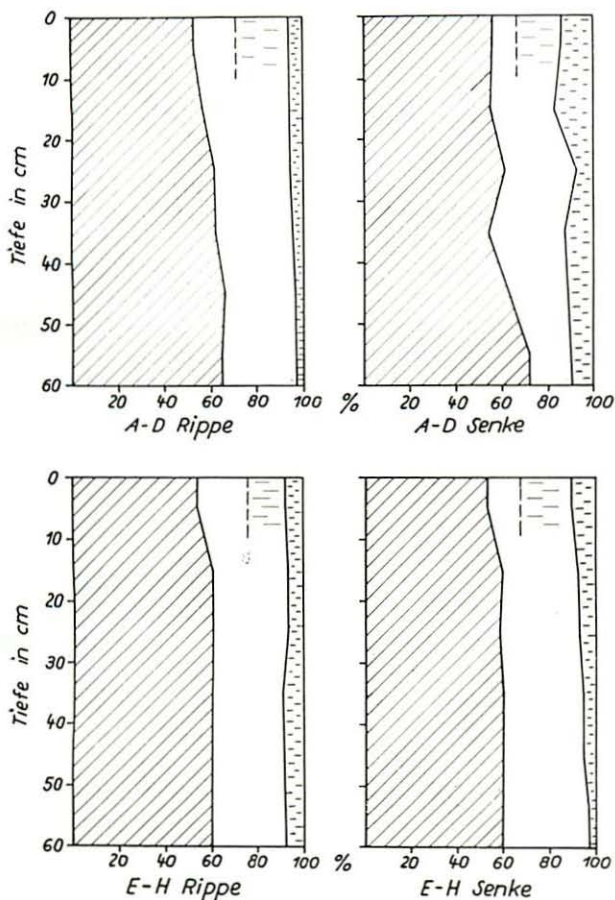


Abb. 27. Beispiele für Strukturprofilen auf der Langteichhalde bei Berzdorf; Standorte A—D (11jährig) und E—H (8jährig); gegliedert in Rippen- und Senkenlagen. Schräg schraffiert: Bodensubstanz; kurz gestrichelt: aktueller Wassergehalt; lang gestrichelt: Feldkapazität (= unter Spannung stehender Porenanteil); weiß: Luftanteil. Vgl. Abb. 19, Aufnahme Oktober 1963.

der für sie gegebenen Sorptionsverhältnisse. Eigene Untersuchungen hierzu waren technisch und zeitlich nicht möglich. Die wesentlichen Ergebnisse von BRÜNING (1962) für Böhlen und OEHME (1964) für Berzdorf lassen sich wie folgt darstellen: Die tertiären Massen der Kippe Böhlen verfügen über eine außerordentlich geringe Nährstoffbasis (1–2 mg P_2O_5 und 1 mg K_2O in 100 g Boden).

Durch entsprechende Düngung (s. Abschnitt „Standorte“) ließ sich jedoch auch in mehrjährigen Kulturen eine normale Nährstoffversorgung erreichen. Voraussetzung hierfür war die Steigerung der Sorptionseigenschaften. Während zweijährig meliorierte und rekultivierte Teilflächen nur als „mäßig sorbierend“ anzusprechen waren, zeigten Flächen mit fünfjähriger Rekultivierungszeit bereits eine starke Sorptionskapazität. Der Sättigungsgrad kann mit über 80 % als befriedigend angesehen werden. Er beträgt für den unbehandelten Tertiärboden 0 %, d. h. der Ionenbelag besteht hier ausschließlich aus Wasserstoff-Ionen. Die Standorte III und IV unterscheiden sich in dieser Beziehung nur noch geringfügig vom Kulturbodenauftrag (Standort V). Eingangs treten jedoch die Wirkungen der genannten Faktoren hinter dem Einfluß des Schwefelgehaltes weit zurück. Nach WÜNSCHE und OEHME (1963) kann der Gesamtschwefelgehalt bis zu 2,47 % steigen, also über das Hundertfache normaler Werte. Der im Zuge der Verkippung der Oxydation ausgesetzte Sulfid-Schwefel wandelt sich über Eisensulfat in Eisenoxyd und Schwefelsäure um. Ein nennenswerter Basenvorrat zum Abstumpfen dieser Säure ist zunächst nicht vorhanden. Das Auswaschen dieser Mineralsäuren aus dem Oxydationsbereich wird durch die ausgeprägte Schwerbenetzbarkeit dieses tertiären Materials stark begrenzt. So ergeben sich Ausgangswerte von pH 2,7, die sich ohne Meliorationskalkung nur unwesentlich verändern (Tab. 7). Der Neutralisationsbedarf für die oberen 25 cm wird mit 80–100 dt/ha CaO angegeben. Die Nachhaltigkeit der Säureabstumpfung kann am besten an dem langjährig beobachteten Standort IV (Tab. 7) geprüft werden. Er wurde 1952 erstmals melioriert und erhielt im Herbst 1954 eine Ergänzungskalkung. Während 1956 noch ein pH-Wert von 6,3 bestand, sank er 1965 auf 5,5. Dennoch scheint das Mineralsäure-Nachlieferungsvermögen auch nach 14 Jahren noch nicht erschöpft zu sein. Die Tiefenwirkung der Meliorationskalkung kann für die ersten Einwirkungsjahre nach BRÜNING wie in Abb. 28 dargestellt werden.

Auf den Halden bei Berzdorf fand OEHME (1964) in frisch verstürztem Material (Außenhalde Nord) eine normale Versorgung mit CaO und MgO, jedoch einen Mangel an P_2O_5 und K_2O . Erhebungen an älteren Rekultivierungsstufen liegen nicht vor. Das pleistozäne Material besitzt entsprechend dem geringeren Anteil an Sorptionsträgern eine niedrigere Sorptionskapazität (T-Werte um 6–7). Die Basensättigung kann mit V-Werten zwischen 60 und 80 % noch als befriedigend angesehen werden. Das tertiäre Mischmaterial hat je nach dem beigemengten Kohleanteil eine sehr hohe Sorptionskapazität (T-Werte zwischen 20 und 50). Der Sättigungsgrad liegt hier jedoch weit niedriger (V-Werte zwi-

Tabelle 7. pH-Werte (in n/10 KCl)

Standort	Tiefe in cm		
	0—2	5—7	13—15
Berzdorf (IX—X 1963)			
A—D \emptyset	5,7 \pm 0,1	5,4 \pm 0,1	5,1 \pm 0,1
Rippe	5,8 \pm 0,1	5,9 \pm 0,1	5,9 \pm 0,2
Senke	5,5 \pm 0,05	4,9 \pm 0,2	4,4 \pm 0,3
E—H \emptyset	5,5 \pm 0,1	5,0 \pm 0,1	4,7 \pm 0,2
Ripp	5,8 \pm 0,3	4,8 \pm 0,2	4,5 \pm 0,05
Senke	5,6 \pm 0,1	5,2 \pm 0,4	4,9 \pm 0,3
T \emptyset	5,5 \pm 0,2	5,4 \pm 0,2	5,0 \pm 0,2
Rippe	5,3 \pm 0,6	5,0 \pm 0,4	4,8 \pm 0,5
Senke	5,6 \pm 0,2	5,4 \pm 0,3	5,0 \pm 0,4
N \emptyset	5,8 \pm 0,1	5,8 \pm 0,1	5,8 \pm 0,1
Fläche	5,9 \pm 0,1	5,8 \pm 0,2	5,8 \pm 0,2
Senke	5,6 \pm 0,1	5,8 \pm 0,1	5,8 \pm 0,1
W \emptyset	5,2 \pm 0,1	4,8 \pm 0,1	4,5 \pm 0,1
Böhlen ⁵			
	0—5	5—10	10—15 cm
I 1956		2,9	
1960		3,6	
1962/63		3,3	
Tf. 1965	4,8	5,0	5,0
1966	5,1	4,4	3,6
II 1956		5,6	
1960		4,9	
1962/63		5,9	
III 1956		5,0	
1960		5,4	
1962/63		6,7	
1966	5,3	5,2	
IV 1956		6,3	
1960		6,1	
1962/63		5,7	
1965	5,8	5,3	4,8
1966	4,9 ⁶	3,9 ⁶	3,8 ⁶
V 1956		7,3	
1960		6,9	
1962/63		7,0	
1966	5,0	5,3	

schen 30 und 58 ‰). Eine Veränderung dieser Startverhältnisse ist aus den von CEHME (persönliche Mitteilung) 1964 auf der Teichhalde im 5. Rekultivierungsjahr gefundenen Werten nicht zu ersehen.

Auch die Berzdorfer Kohle bringt einen bedeutenden Gehalt an sulfidisch gebundenem Schwefel mit, der in rein tertiärem Material nach OEHME zwischen 0,2 und 1,3 ‰ schwanken kann. Schon nach halbjähriger Lagerzeit sind daher in den Kohleteilen beträchtliche hydrolytische Säuremengen festzustellen. Der

⁵ Werte für 1956—1963 nach BRÜNING (1962) und BRÜNING, UNGER und DUNGER (1965)

⁶ an Meliorationsgrenze entnommen

anfangs hinreichende CaO-Gehalt kann, unterstützt von der Meliorationskalkung, den Einfluß der säurebildenden Substanz zunächst kompensieren. Nach 1–3 Jahren stellen sich pH-Werte um 5,8 ein (N in Tab. 7). Unter der zunehmenden Tiefenwirkung und der Verwitterung und der gleichfalls steigenden Einwaschung mineralischer und organischer Säuren bildet sich jedoch nach etwa 8–10 Jahren eine erhebliche Bodenversauerung ab 5–10 cm Bodentiefe aus (s. besonders Senken in E–H und A–D; Tab. 7 und Abb. 29). Die bislang festgestellten Werte unterschreiten jedoch noch nicht die in natürlichen schwach sauren Waldböden üblichen Verhältnisse (s. W, Tab. 7). Auch an den Standorten LF und besonders LE ist trotz starker Rohhumusbildung bis Frühjahr 1967 noch kein Absinken der Bodenreaktion unter diese Norm nachweisbar.

Bodenwasser, Bodenluft und Bodentemperatur

Der Wasserhaushalt beeinflusst die Leistungsfähigkeit eines Bodens wesentlich. Die untersuchten Kippen und Halden sind ausschließlich auf Niederschlagswasser angewiesen. Der Grundwasserspiegel liegt in Böhlen 16–17 m, auf den Halden in Berzdorf 35–40 m unter der Geländefläche. Dennoch sind wasserführende Zwischenhorizonte nennenswerten Umfanges nicht nachzuweisen. Bis auf wenige Ausnahmen (Senke auf Außenhalde Nord) kommt es auch bei Starkregen nicht zu Staunässe auf der Halden- und Kippenfläche.

Das ökologisch günstigste Maß für die hier so entscheidende Wasserhaltefähigkeit ist die Feldkapazität (LAATSCH, 1954). Sie ist bestimmt als diejenige Wassermenge, die der Boden 2–3 Tage nach einer längeren Regenperiode oder nach ausreichender Beregnung enthält, sofern die Sickerwasserbewegung dann praktisch vernachlässigt werden kann.

Entsprechende Untersuchungen von BRÜNING (1961) ergaben auf den tertiären Rohbodenflächen der Kippe Böhlen infolge des hohen Schluffgehaltes dieses Materials eine sehr hohe Feldkapazität (Tab. 6). Eine Änderung durch die Rekultivierung ist nicht deutlich. Wesentlich niedriger liegt die Feldkapazität am Böhlener Standort V (Kulturboden) und auf den Halden Berzdorf. Sie entspricht den bekannten Werten für sandigen Lehm bis Lehm. In Berzdorf scheint sich mit steigender Rekultivierungszeit eine Tendenz zur Erhöhung der Feldkapazität abzuzeichnen. Deutlich ist auf den älteren aufgeförsteten Haldenflächen (T, E–H, A–D) die Erhöhung der wasserhaltenden Kraft in den Senken entsprechend des verstärkten Gehaltes an Feinmaterial.

Der aktuelle Wassergehalt wurde für die Halden Berzdorf monatlich im Zug der bodenzoologischen Probennahme geprüft. Es ergaben sich vorwiegend Werte um 75–85 % der Feldkapazität (= F. K.). Der Welkepunkt bei etwa 35 % F. K. wurde nur in den Trockenperioden (1962: Mitte Juni, 2. Hälfte Oktober) erreicht. Hierbei ist die Feststellung bedeutsam, daß dies auch lediglich auf den Rippen (bei 29–35 % F. K.) erfolgte, während die Senken noch 44–60 % F. K. aufwiesen. Die monatlichen Feststellungen des aktuellen Wassergehaltes sind im übrigen zu sporadisch, als daß sie zu einem Jahresgang der Bodenfeuchte zusammengestellt werden könnten.

Auf den tertiären Versuchsflächen der Kippe Böhlen wurde dagegen in Trockenperioden teilweise langfristig der Welkepunkt unterschritten, so daß hier die sommerliche Trockenheit als wesentlicher Standortsfaktor berücksichtigt werden muß.

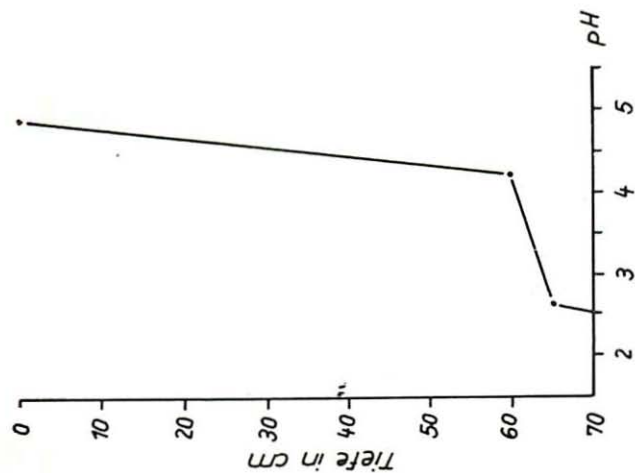


Abb. 28. Gang der Bodenreaktion auf tertiärem Rohboden nach komplexer Gefügemelioration (nach Werten von BRÜNING, 1962).

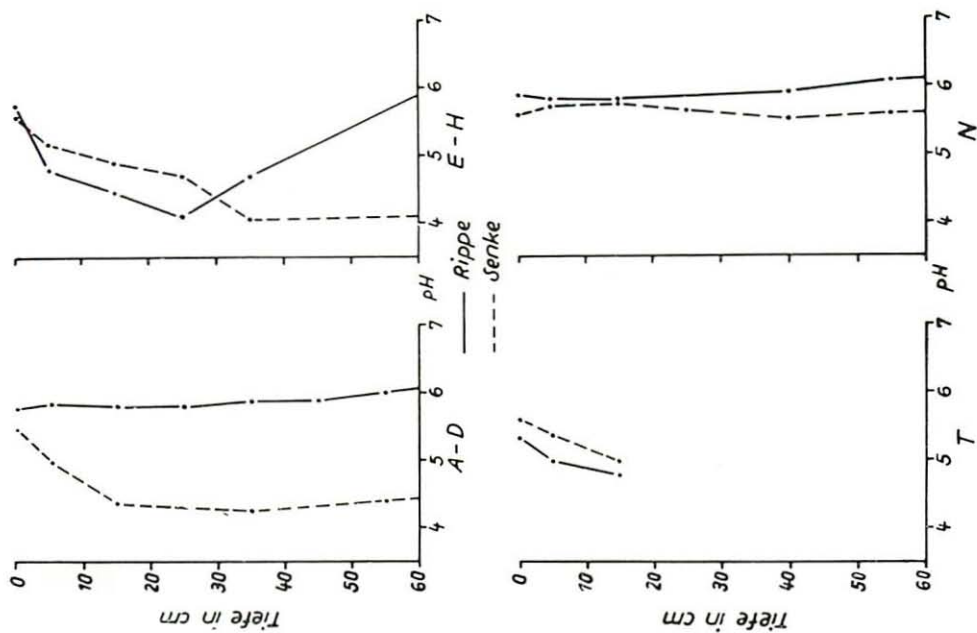


Abb. 29. Gang der Bodenreaktion auf verschieden alten Rekultivierungsstufen der Halden bei Berzdorf: A-D 11jährig, E-H 8jährig, T 4jährig, N 2jährig rekultiviert. Aufnahme Oktober 1963.

Für die Durchlüftung der Böden und damit auch für den Lebensraum der luftatmenden Bodentiere ist nicht das gesamte Porenvolumen (Tab. 6) entscheidend, sondern der Anteil der Makroporen (über 0,03 mm Durchmesser). Die kleineren Mikroporen oder Kapillaren sind im Zustand der Wassersättigung (100 % F. K.) mit Wasser gefüllt. Man kann daher durch Eintragen der Feldkapazität am Profildiagramm des Porenvolumens (Abb. 27) den Anteil der Makroporen sichtbar machen. Ein Vergleich der Feldkapazitäten und Porenvolumina (Tab. 6) ergibt für die Halden Berzdorf eine Verringerung des Anteils der Makroporen von etwa 40 % (N, Fläche) bis etwa 4 % (A-D, Senke) mit zunehmender Rekultivierungszeit. Durchschnittlich kann man auf frisch geschüttetem Material mit etwa 22 %, nach 5–10jähriger Entwicklung jedoch nur noch mit etwa 10 % Makroporen rechnen. Diese Verhältnisse werden durch den Tertiär-Anteil des Abraumes und durch die Geländebewegung (Rippe-Senke) stark modifiziert. Der sich einstellende Makroporen-Anteil entspricht nach SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL (1956) etwa einem milden Lehmboden. Hiermit wird deutlich, daß der Anteil tertiärer Massen die Gestaltung des Porengefüges bestimmt. Unter diesem Gesichtswinkel erscheint die bereits festgestellte Neigung zur Dichtlagerung der tertiär-pleistozänen Massen noch klarer und ungünstiger für die Entwicklung des Bodenlebens.

Auf der Kippe Böhlen zeigen die von BRÜNING gemessenen Werte eine durchaus andere Entwicklung an. Während sich für den unbearbeiteten Rohboden Makroporen-Anteile von 8–16 % ergeben, liegen diese Werte für langjährig kultivierte Flächen (III, IV) zwischen 10 und 23 %. Hier stellt sich demnach eine befriedigende Durchlüftung ein. Diese Aussage ist jedoch nur mit Vorbehalt gestattet, da die Besonderheiten der Wasserführung dieser ursprünglich z. T. schwer benetzbaren Tertiärmassen das normale Verhältnis zwischen Feldkapazität und Porenvolumen möglicherweise beträchtlich stören. Auf dem Kulturboden (V) entsprechen die Messungen nur knapp dem der Bodenart (sL) angemessenen Makroporen-Gehalt von 16 %. Daraus kann die Folgerung gezogen werden, daß aufgeschüttete pleistozäne und tertiär-pleistozäne Massen offensichtlich lange Zeit benötigen, um über die starke Entwicklung einer grabenden Bodenfauna wieder zu einem befriedigenden und stabilen Porengefüge zu gelangen.

Unter den mikroklimatisch wirksamen Faktoren sind schließlich noch die Bodentemperaturen zu besprechen. Um die Situation zu verstehen, ist ein Blick auf die Einfügung des Standortklimas in die klimatische Dynamik der umgebenden Landschaftsteile nötig. Wie bereits im Abschnitt „Standorte“ beschrieben, bildet sich auf der Kippe Böhlen ein „Kippenklima“ mit starken Tendenzen zur Verschiebung nach trocken-warm aus. Dies wird vor allem durch die großen, kaum bedeckten Rohbodenflächen bedingt, die infolge ihrer dunkelbraunen Färbung hohe Wärmemengen speichern können. Ihre nächtliche Wärmeabgabe entfaltet unter der von der nahen Industrie erzeugten Dunstglocke eine intensive Wirkung auf den Temperatur- und Wasserhaushalt. Die angepflanzten

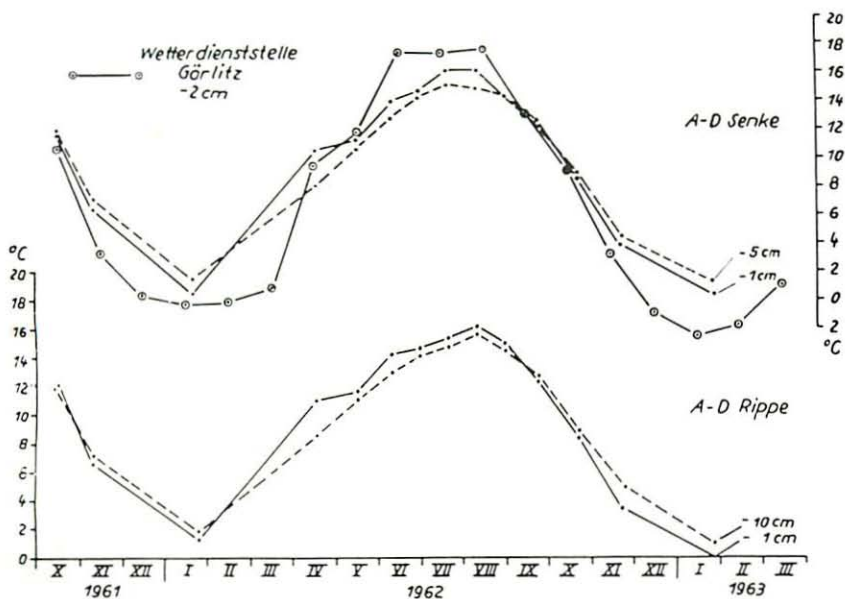


Abb. 30. Gang der Bodentemperaturen (Monats- bzw. Periodenmittel) am Standort A-D (Zuckerinversionsmessungen) im Vergleich zu Thermometermessungen der Wetterdienststelle Görlitz.

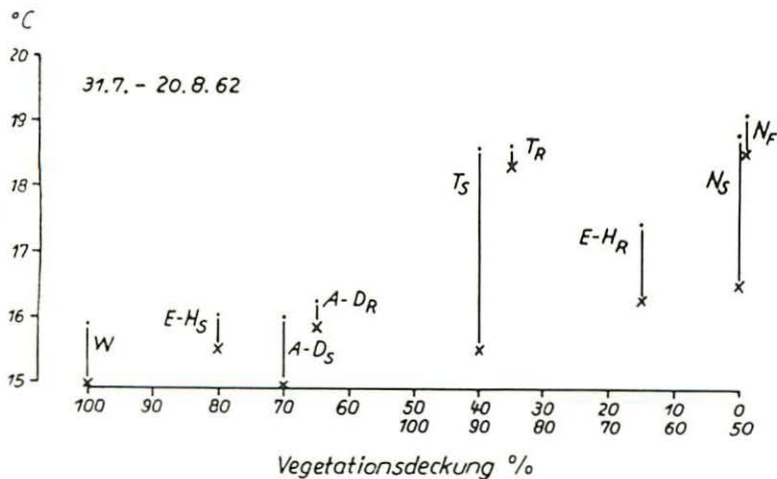


Abb. 31. Durchschnittswerte der hochsommerlichen Spitzentemperaturen in 1 (Punkt) und 5 cm (Kreuz) Bodentiefe an verschiedenen Standorten der Halden und eines Auwaldes bei Berzdorf in Abhängigkeit von der Vegetationsdeckung. Die oberen Prozentwerte beziehen sich auf die Baum- und Strauchschicht, die Werte der unteren Reihe auf die Krautschicht.

Baumbestände auf den Versuchspartellen sind zu locker und die Partellen selbst zu klein, als daß in ihnen starke Abweichungen im Sinne der Bildung eines eigenständigen „Wald-Klimas“ erfolgen könnten. Somit ergeben sich auf der Kippe Böhlen zeitweise extrem hohe Bodentemperaturen und signifikant höhere Durchschnittswerte gegenüber dem angrenzenden Gelände (BRÜNING). Die geringe Wärmeleitfähigkeit der tertiären Rohböden bedingt allerdings schon in 10 cm Bodentiefe einen relativ ausgeglichenen, den Normalverhältnissen für schwach bedeckte Böden bereits vergleichbaren Temperaturgang.

Anders liegen die Verhältnisse auf den Halden bei Berzdorf. Hier bedecken sich die frisch geschütteten Flächen auch bei fehlender Aufpflanzung sehr schnell mit einer Pioniervegetation. Die relativ helle Färbung der pleistozänen Anteile verhindern im Verein mit dem zunächst großen Luftgehalt der Schüttmassen eine hohe Wärmeaufnahme. Das rasche Wachstum führt schon nach 3–5 Jahren zu so dichten Beständen, daß ein eigenständiges Kleinklima entsteht. Der bedeutsamste Faktor ist hier die stark erhöhte Windgeschwindigkeit, die in den ersten Jahren des Aufwachsens beträchtlich einwirkt.

Der Gang der Bodentemperaturen wurde hier mit Hilfe der Zuckerinversionsmethode nach PALLMANN, EICHENBERGER und HASLER (1940) in der Modifikation nach BERTHET (1960) gemessen. Der Vorteil dieser Methode liegt darin, daß über ein gewünschtes Zeitintervall (hier ein Monat) in genau bekannter Bodentiefe ein Temperaturmittel gemessen werden kann, das sehr genaue Vergleichswerte ergibt. Der Umstand, daß die Zuckerinversion auf Temperaturänderungen nicht streng arithmetisch, sondern „biologisch“, d. h. also unter Betonung hoher Temperaturen reagiert, ist für die Beurteilung bodenökologischer Verhältnisse kein Mangel, sondern vielmehr ein Vorteil!

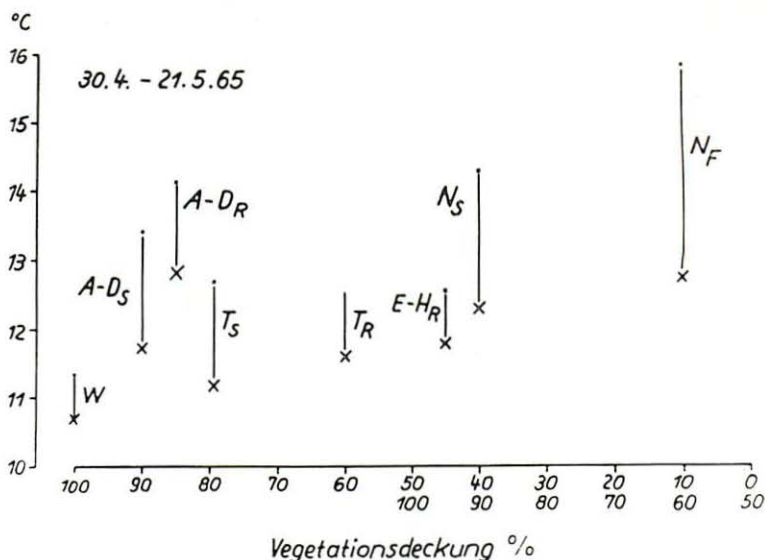


Abb. 32. Durchschnittswerte der Frühjahrstemperaturen; Darstellung wie in Abb. 31.

Als Beispiel ist in Abb. 30 der Gang der Bodentemperaturen im Standort A—D dargestellt. Die zum Vergleich eingezeichnete Temperaturkurve auf unbedecktem Ackerboden der meteorologischen Station Görlitz (Monatsmittel aus $4 \times$ täglichen Thermometerablesungen) weist eine weitaus höhere Amplitude auf (zur Lage der Station und Vergleichbarkeit der Werte s. Abschnitt Standorte). Es ist deutlich erkennbar, daß am Standort A—D bereits ein eigenständiges, ausgeglichenes, waldartiges Klima herrscht. In Abb. 31 und 32 ist der Versuch unternommen, die Dämpfung des Temperaturganges in Abhängigkeit vom Grad der Vegetationsdeckung darzustellen. Die hochsommerlichen Temperaturen entsprechen in den Senken der älteren Rekultivierungszeitstufen durchaus den im Wald gemessenen. Die meist auch schwächer gedeckten Rippen erwärmen sich deutlich stärker. Bemerkenswert ist die relativ starke Annäherung der bereits zu 40 % (Strauchschicht) gedeckten Teichhalde an die Extremwerte der Außenhalde Nord (1962). In der Frühjahrserwärmung zeigt sich keine so klare Abhängigkeit von der Vegetationsdeckung, da die Einstrahlung in der Periode des Laubaustriebes noch nicht so wirksam zurückgehalten wird. Hier äußert sich vielmehr stark der Einfluß der Krautschicht, die z. B. im dargestellten Frühjahr (1965) auf der Teichhalde wesentlich stärker entwickelt war als auf der sich schneller erwärmenden Langleichhalde (A—D).

3.3. Die bodenkundliche Beurteilung der Standorte

Die Ausgangsverhältnisse

Nach der Schüttung der Abraummassen liegen an der Oberfläche der Kippen und Halden profillose Rohböden vor, die sich durch starke Erosionsneigung und engräumigen Materialwechsel auszeichnen.

Entscheidend zeigt sich zunächst der Einfluß kulturfeindlicher mineralischer Stoffe. Solche liegen in Gestalt sulfidisch gebundenen Schwefels aus kohleführenden tertiären Schichten vor. Auf den tertiären Rohböden der Kippe Böhlen verhindert die über mehrere Jahrzehnte anhaltende Säurebildung langfristig die Weiterentwicklung dieser Böden. Sie stellen sich als sehr nährstoffarme, extrem saure Massen dar, die hinreichend locker gelagert sind. Der Korngrößenzusammensetzung nach sind sie als sandiger Lehm zu bezeichnen, obwohl sie diesem im übrigen durch Farbe, Kohlengehalt und Schwerbenetzbarkeit nicht entsprechen.

Tertiär-pleistozäne Mischmassen, wie sie auf den Halden Berzdorf vorliegen, weisen hinsichtlich der Bodenart ein bunteres Muster von reinem Sand und Kies bis zum tonigen Lehm auf. Soweit nicht durch die Planierraupe sekundär verfestigt, haben sie im Durchschnitt ein hinreichendes Porenvolumen. Ihr Nährstoff-Defizit ist im Vergleich zu den Böhlener Tertiärmassen niedrig, ebenso ihre Säureproduktion. Dennoch kann diese gewöhnlich von dem vorhandenen Basenvorrat nicht hinreichend abgedeckt werden. Die Sorptionskapazität und die Wasserhaltekraft werden durch den Anteil kohleführender Tertiärmassen des Berzdorfer Deckgebirges erhöht. Diese Mischböden haben wesentlich bessere Voraussetzungen für eine weitere Entwicklung ohne zusätzliches Eingreifen des Menschen.

Veränderungen durch die Wiederurbarmachung

Durch intensive und aufwendige Gefügemelioration kann in Böhlener Tertiärmassen die Abstumpfung des aktuellen Säuregehaltes und der Aufbau von Sorptionsträgern erzielt sowie der Nährstoffvorrat aufgefüllt werden. Weiterhin

wird hiermit die Schwerbenetzbarkeit gemildert und schließlich aufgehoben.

Für die Böden der Halden bei Berzdorf wurde es als genügend angesehen, mit verhältnismäßig geringen Kalk- und Mineraldüngergaben den Säure- und Nährstoffspiegel auf ein Normalniveau zu bringen.

Veränderungen durch die Rekultivierung

Durch den Anbau bodenpfleglicher Holzarten und den Voranbau bzw. die Untersaat standortgerechter Gräser und Kräuter werden die Bodenverhältnisse stark verändert. Im Verlaufe von 5–10 Rekultivierungsjahren wird auf tertiären Rohböden eine zunehmende Bildung von feinem Arthropodenmoder beobachtet. Der Bestandesabfall von wenigstens 3 t/ha wird jährlich voll verarbeitet. Der Boden wandelt sich durch Ausbildung eines vollen Humusprofils und eines gut durchwurzelten A-Horizontes in einen „anthropogenen Kippenranker“ mit A–C-Profil um. Die Struktur verbessert sich in Richtung auf eine schwach ausgeprägte Krümelstruktur, die Sorptionsfähigkeit erhöht sich, und Porenvolumen und Wasserhaltevermögen bleiben befriedigend. Absinkende pH-Werte besonders im Unterboden weisen auf das noch immer starke Säure-Nachlieferungsvermögen hin. Durch landwirtschaftliche Rekultivierung werden Veränderungen in gleicher Richtung, jedoch mit teilweise verringertem Wirkungsgrad erreicht.

Auf pleistozän-tertiären Mischböden der Berzdorfer Halden bildet sich bei Aufforstung mit bodenpfleglichen Laubholzarten schon nach 5–8 Jahren Regenwurmhumus als Humusform in einem vollständigen Humusprofil eines Kippenrankers. Der Übergangscharakter dieser Stufe wird durch bald beginnende Einwaschungserscheinungen deutlich. Hierbei ergibt sich besonders in den Senken eine beträchtliche Dichtlagerung des Materials mit minimalem Gehalt an Makroporen. Mikroklimatisch zeigt sich mit zunehmender Vegetationsentwicklung die Bildung eines eigenständigen waldartigen, d. h. gedämpften Temperaturganges. Grundsätzlich gleiche Veränderungen werden am Profil des Kulturbodenauftrages in Böhlen (Standort V) beobachtet. Die Berzdorfer Halden zeigen mit zunehmender Rekultivierungszeit eine erhöhte Säurebildung im Unterboden.

Aufforstungen mit Nadelhölzern führen in wenigen Jahren zur Bildung eines dickfilzigen eumyzetischen Moders als ungünstiger Humusform.

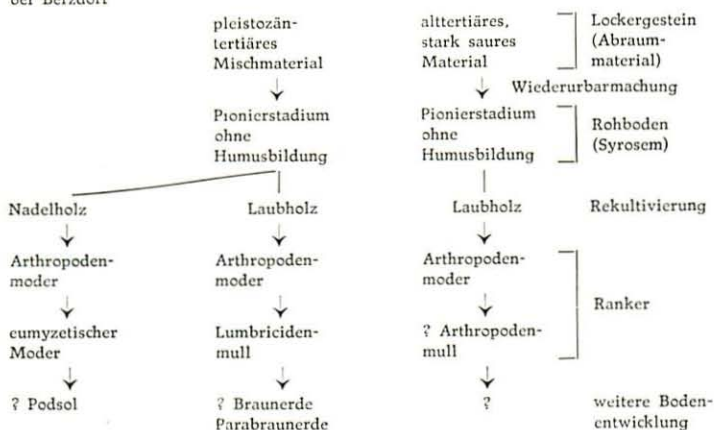
Die Verwandtschaft der Standorte

Als hervorstechende Merkmale bieten sich zunächst die Hauptunterschiede des geologischen Ausgangsmaterials, sodann die Ausbildung der Humusformen und schließlich die voraussichtliche Entwicklung der Böden zur zusammenfassenden Betrachtung der bodenkundlichen Verwandtschaft an. Hiernach ergeben sich die in Tab. 8 dargestellten Verhältnisse.

In dieser Darstellung kommt die Entwicklungsverzögerung durch die Mineralsäureproduktion nicht zum Ausdruck. Hierin sowie im lokal stark verdichtenden Tertiäranteil unterscheidet sich das bodenbildende Material der Berzdorfer Halden vom Kulturbodenauftrag Böhlen, V. Auch kann das Schema nicht

die engräumigen Lokalausprägungen berücksichtigen, die sich durch das Schüttungsmuster ergeben. Sieht man diese Entwicklung in der zeitlichen Abfolge, so ergibt sich als einschneidender Unterschied zwischen alttertiären Massen (Böhlen) und pleistozän-tertiären Mischmassen (Berzdorf) eine starke Entwicklungshemmung des alttertiären Materials auf dem Stadium des Rankers mit moder- bis mullartigem Arthropodenhumus. Auffällig wird in dieser Darstellung auch die negative Beeinflussung der Bodenentwicklung durch Rekultivierung mit Nadelhölzern. Im Überblick ergibt sich schließlich die Berechtigung zur Parallelisierung der ersten beiden Entwicklungsstufen unabhängig von Ausgangsmaterial und Art der Rekultivierung.

Tabelle 8. Boden-Entwicklungsschema nach Befunden auf der Kippe bei Böhlen und auf den Halden bei Berzdorf



Die Grenzen der bodenkundlichen Beurteilung

Obwohl sich der vorstehende Versuch einer bodenkundlichen Beurteilung auf umfangreiche systematische Untersuchungen verschiedener Fachleute sowie eigene ergänzende Beobachtungen stützen kann, muß das Ergebnis noch in vielen Punkten unsicher bleiben. Umfangreiche Laborversuche zur bodenchemischen und -mineralischen Dynamik sowie zur gesamten Mikromorphologie könnten sicher noch wesentlich zur Klärung vieler Fragen beitragen. Damit ist aber bereits gesagt, daß rasch auszuführende, routinemäßige bodenkundliche Feldmethoden nicht ausreichen, um ein sicheres Urteil über die Wirkung der zur Wiedernutzbarmachung getroffenen Maßnahmen und die künftige Entwicklung dieser Standorte zu fällen. Hierbei bildet die Wertung der Einzelbefunde in ihrer Bedeutung für die Bodenentwicklung ein oft nicht eindeutig lösbares Problem. Als am meisten erfolgreich erwies sich die komplexe öko-

logische Betrachtung nach der Entwicklung des „Waldhumustypes“ (HARTMANN, 1952). Dies bedeutet aber nichts anderes als die Erkenntnis, daß die „rein bodenkundliche“ Beurteilung nach chemisch-physikalischen Methoden trotz hohen Arbeitsaufwandes die hier gestellten Fragen der Bodenentwicklung zur nachhaltigen Fruchtbarkeit nicht in genügendem Umfang erfassen kann. Aus der bodenkundlichen Analyse (im herkömmlichen Sinne!) resultiert also die Forderung nach der weiteren Betrachtung des biologischen Aspektes.

4. Der vegetationskundliche Aspekt

4.1. Grundlagen

Im Gegensatz zu den klar umrissenen Pflanzengesellschaften natürlicher, zum Teil sogar künstlicher Standorte (Ruderalflächen) finden sich auf Kippen und Halden sehr heterogene Pflanzenbestände ein, an denen sich Arten aus mehreren Assoziationen, ja sogar aus vier verschiedenen Klassen beteiligen. Neben den typischen Rohbodenpionieren aus der Klasse der Ruderal- und Hackunkrautgesellschaften (Chenopodietea) sind Pflanzen der Kahlschlaggesellschaften (Epilobietea), der Getreideunkrautgesellschaften (Secalinetea) und der Wirtschaftswiesen (Molinio-Arrhenatheretea) recht zahlreich vertreten. Hier liegen Sonderstandorte vor, die nach den bislang ausgearbeiteten Systemen schwer zu erfassende Sondergesellschaften tragen. Die vegetationskundliche Beurteilung der Entwicklung der Kippen- und Haldenböden kann sich daher wenigstens in der Pionierphase der Besiedlung nicht auf den Zeigerwert bekannter und einheitlicher Pflanzengesellschaften stützen. Dennoch ist es durchaus möglich, differenzierte Aussagen zu treffen. Eine günstige und übersichtliche Möglichkeit hierzu besteht darin, daß man die hervortretenden Arten nach ihrer Gesellschaftszugehörigkeit in Gruppen zusammenfaßt und ihre Gruppenmächtigkeit nach der Mittelwertsskala von TÜXEN und ELLENBERG (1937) bestimmt. Auf diese Weise ist es bereits im Pionierstadium möglich, einen quantitativen Überblick über die aufkommenden Entwicklungstendenzen zu erhalten.

Die kleinflächigen Unterschiede in der pflanzlichen Erstbesiedlung sind um so größer, je heterogener das oberflächlich entstandene Schüttungsmuster der Mischböden ist (BEER, 1955/56). Diese Initialstadien bestehen vorwiegend aus annuellen Arten. Sie werden rasch von einer Pioniergesellschaft abgelöst, in der anfangs die biennen oder überwinternd annuellen Arten vorherrschen. An deren Stelle treten schließlich großenteils Stauden. In diesem Stadium gewinnt am Standort der Konkurrenzfaktor eine solche Bedeutung, daß weniger lebenskräftige Entwicklungsrichtungen unterdrückt werden und sich eine einheitliche Pflanzengesellschaft herauszubilden beginnt.

Vergleicht man die Beschreibungen der Erstbesiedlung von Kippen und Halden des Braunkohlenbergbaues (HANF, 1939, u. a.) und des Steinkohlenbergbaues (ZEITZ, 1965, u. a.) mit der Initialflora auf den Trümmerbergen zerstörter Städte (ENGEL, 1949), so zeigen sich interessante Übereinstimmungen.

Für die pflanzensoziologischen Aufnahmen der Standorte nach der Methode BRAUN-BLANQUET und die ständige Beratung bei der Auswertung dankt der Verfasser seiner Frau, Dipl.-Biol. Ingrid Dunger.

4.2. Ergebnisse

Die Berzdorfer Halden

Die Ergebnisse der pflanzensoziologischen Aufnahmen (1961: Standorte A-D und E-H; 1962: A-D, E-H und T; 1964 und 1966 sämtliche Standorte) zeigen

die folgende allgemeine Sukzessionsfolge auf den Halden des Braunkohlentagebaues Berzdorf.

Die erste großflächige Pioniergesellschaft wird von der *Melilotus*-Gruppe mit *Tripleurospermum inodorum* gebildet. Sie herrscht auf der Außenhalde Nord (N) noch im 3. bis 5. Jahr nach der Rekultivierung. Mit dem Aufkommen der angepflanzten Gehölze tritt diese Gruppe jedoch rasch zurück. Auf der Teichhalde ist sie im 5. Rekultivierungsjahr bei einer Baum- und Strauchdeckung von 70 % (s. Tab. 9) bereits fast verschwunden. Lang anhaltend ist dagegen die sie ablösende staudenreiche (2.) Pioniergesellschaft. Auf den hier vorliegenden pleistozän-tertiären Mischböden wird sie vorherrschend von der *Artemisia*-Gruppe

Tabelle 9. Deckungsgrade der Vegetation für die Standorte im Bereich des Tagebaus Berzdorf

Standort	Jahr	Rekultivierungs- alter (Jahre)	Baumschicht %	Strauchschicht %	Krautschicht %
Außenhalde Nord					
Senke (N _S)	1962	1	—	—	—
	1964	3	—	—	90
	1966	5	—	—	95
Fläche (N _F)	1962	1	—	—	—
	1964	3	—	2	30
	1966	5	—	15	55
Teichhalde (T)	1962	3	—	35	60
	1964	5	60	10	60
	1966	7	70	15	60
Langteichhalde					
E—H (E—H _S)	1961	6	—	85	90
	1962	7	—	85	80
	1964	9	60	10	80
	1966	11	65	10	65
(E—H _R) (= Sandstrosse)	1961	6	25	25	15
	1962	7	—	25	20
	1964	9	40	5	75
	1966	11	25 ⁷	— ⁷	55
Rand (L A—C)	1964	9	—	50	35
	1966	11	60	—	20
A—D	1961	9	—	100	85
	1962	10	70	—	65
	1964	12	90	5	75
	1966	14	75 ⁷	5	80
LE (Kiefer)	1964	12	—	70	5
	1966	14	65	—	10
LF (Lärche)	1964	12	—	80	30
	1966	14	40	— ⁷	35
Auwald Kiesdorf					
(W)	1962/66	—	60	40	25

⁷ Läuierungshieb

repräsentiert, in der besonders *Tussilago farfara*, *Equisetum arvense*, *Agrostis stolonifera*, *Cirsium arvense*, *Agropyron repens*, *Dactylis glomerata*, *Epilobium angustifolium* und – durch Einsaat begünstigt – *Lupinus polyphyllus* auftreten. *Calamagrostis epigeios*, ein typischer Rohbodenpionier tertiärer Sande, tritt hier stark zurück. Auf der Teichhalde (T) entwickelt sich im 3.–7. Rekultivierungs-jahr die 2. Pioniergesellschaft mit der *Artemisia*-Gruppe und erreicht im 5. Jahr etwa ihren Höhepunkt.

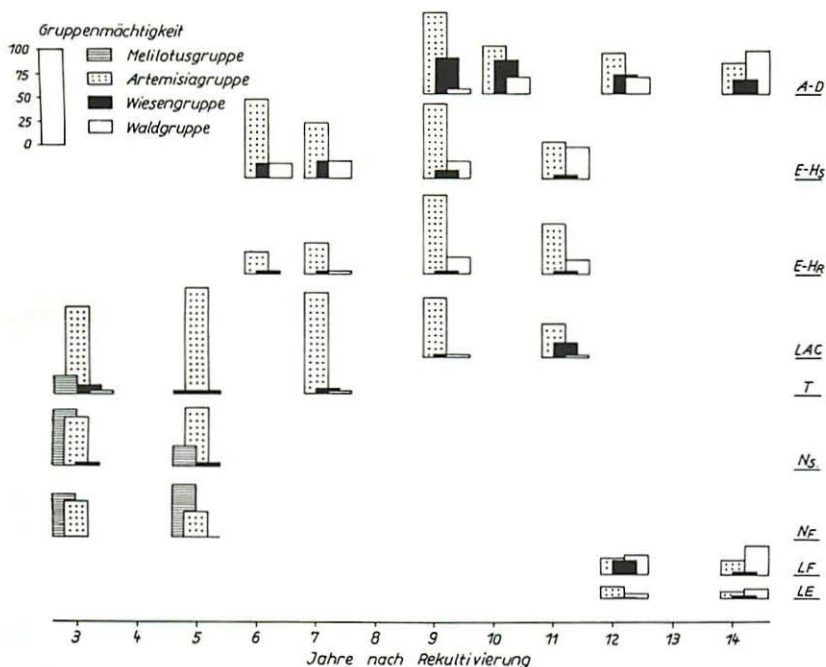


Abb. 33. Anteil der wichtigsten Artengruppen der pflanzlichen Besiedlung der Berzdorfer Halden in Abhängigkeit von der Rekultivierungszeitstufe; dargestellt nach der Gruppenmächtigkeit.

Vom 7. bis zum 10. (11.) Jahr zeigt sich auf der Langteichhalde, Standort E–H, die Ausbildung eines weiteren Stadiums, der Wiesengruppe mit *Holcus lanatus*, *Achillea millefolium*, *Poa trivialis* u. a. Dieses Gräserstadium erreicht etwa im 9. Jahr das Maximum. Mit Beginn des Kronenschlusses der Baumschicht tritt die Wiesengruppe zugunsten der Waldgräser und Schattenpflanzen wieder zurück. Die quantitativen Verschiebungen der Gruppenanteile sind aus der Darstellung der Gruppenmächtigkeiten (Abb. 33) zu ersehen.

Mit dem Rückgang der Artemisia- und der Wiesengruppe im 11. und 12. Rekultivierungsjahr steigt der Anteil der ersten Waldvertreter und leitet ein Vorwaldstadium ein. Besonders erwähnenswert ist hierfür neben der starken Entwicklung von *Poa nemoralis* und *Betula pendula* das Aufkommen von *Senecio luchsii*, *Galium aparine*, *Rubus idaeus*, *Stachys silvatica* und *Urtica dioica*. Im 14. Jahr hat die Waldgruppe am Standort A–D der Langteichhalde bereits die größte Gruppenmächtigkeit erreicht (Abb. 33).

Nach dieser allgemeinen Übersicht ist es nötig, auf die speziellen Verhältnisse der Standorte näher einzugehen.

Die Außenhalde Nord (N) ist bis in das 5. Rekultivierungsjahr der ungünstigen Randlage wegen noch eine offene Fläche. Die strauchhohen Gehölze erreichen im günstigsten Fall 15 % Deckung. Die Gesamtdeckung der Krautschicht ist nur in der feuchteren Senke (N₂) annähernd vollkommen (95%); auf der Fläche (N₁) beträgt sie lediglich 55 %. Vorherrschend ist die *Melilotus*-Gruppe; an bindigen Bodenstellen auch *Tussilago lartara* und *Agropyron repens* aus der *Artemisia*-Gruppe. Lediglich in der Senke konnte sich bereits mit *Poa trivialis* ein Vertreter der Wiesengruppe ansiedeln. Die Moosentwicklung wird von dem anspruchslosen *Bryum argenteum* eingeleitet. Bald dominiert jedoch der typische Rohbodenpionier *Ceratodon purpureus*.

Die Teichhalde (T) war im 3. Jahr nach der Rekultivierung bereits deutlich weiter entwickelt als der Standort N. Die Strauchschicht bedeckte hier (1962) 35 % und die Krautschicht 60 % der Gesamtfläche. Dementsprechend ist auch die *Melilotus*-Gruppe bereits weiter zurückgedrängt als auf der Außenhalde Nord und die Wiesengruppe mit *Achillea millefolium* und *Holcus lanatus* schon stärker vertreten. Beherrschend zeigt sich hier über die gesamte Beobachtungszeit (3.–7. Jahr) das Stadium der staudenreichen Pioniergesellschaft (*Artemisia*-Stadium), mit *Tussilago lartara*, *Equisetum arvense*, *Agropyron repens*, *Tanacetum vulgare*, *Cirsium arvense*, *Artemisia vulgaris* und *Dactylis glomerata* neben der durch die Einsaat dominierenden Lupine. In der Moosdecke findet sich zunächst noch fast ausschließlich *Ceratodon purpureus*.

In den Jahren 1964–1966 schließt sich der Bestand. Es bildet sich eine niedere Baumschicht von 60 % (1964) bis 70 % (1966) und eine schwache Strauchschicht von 10 bis 15 % Deckung aus. In diesem Stadium verschwindet die *Melilotus*-Gruppe und *Ceratodon purpureus*. Die *Artemisia*-Gruppe gewinnt dagegen weiter an Mächtigkeit. Die Wiesengruppe zeigt nur schwache Anzeichen der Vermehrung. Von den Waldvertretern erreicht lediglich *Poa nemoralis* eine geringe Mächtigkeit. Als erstes Waldmoos tritt 1966 *Brachythecium rutabulum* auf.

Der Standort E–H der Langteichhalde befand sich bei der ersten Besichtigung im Jahr 1961 bereits im 6. Jahr nach der Rekultivierung. Er wies zu dieser Zeit eine geschlossene Strauchschicht mit 85 % Deckung, auf der mitgeprüften sandigen Rippe (= Sandstrosse) mit 25 % Deckung auf. Die *Melilotus*-Gruppe fehlte bereits, und die *Artemisia*-Gruppe mit *Epilobium angustifolium* sowie den bei T aufgeführten Arten war voll entwickelt. Auch die Wiesengruppe war schon mit *Holcus lanatus* und *Achillea millefolium* gut entfaltet. Sie steigt nun in den folgenden Jahren deutlich an.

Im 10. bis 11. Jahr (1966) gehen die Pionierpflanzen (*Artemisia*-Gruppe) stark zurück. Jetzt übertreffen die Waldpflanzen, die schon vorher mit *Poa nemoralis* und *Calamagrostis arundinacea* schwach vertreten waren, sogar die Wiesengruppe an Mächtigkeit. Besonders das Aufkommen von *Senecio luchsii* und der ersten Waldmoose deutet auf den Beginn des Vorwaldstadiums hin.

Die Sandstrosse zeigt sich im Vergleich zum übrigen Bestand anfangs noch recht unterentwickelt. 1964 herrschen hier noch das Pioniermoos *Ceratodon purpureus* und *Polytrichum juniperinum*, ein ausgesprochenes Mineralbodenmoos sandiger, lehmiger bis lettiger Böden mit wenig Humusbeimengungen, das auf feuchten Standorten fehlt. Charakteristisch ist auch, daß der sonst allgemein verbreitete *Tussilago lartara* sich auf dieser Sandstrosse nicht ansiedelt. Mit dem Kronenschluß des Gesamtbestandes im 10. bis 11. Jahr wird dieser etwa 5 m breite Streifen in das Bestandesklima mit eingeschlossen. Schon 1966 hat er sich in der Vegetation den Nachbarflächen angeglichen und trägt nun sogar *Atrichium undulatum*, ein Schattenmoos frischer bis feuchter, schwach humoser, tätiger Böden.

Der Standort E–H unterscheidet sich weiterhin von den übrigen geprüften Flächen durch ein lokales Auftreten von *Lysimachia vulgaris*, *Lycopus europaeus* und *Deschampsia caespitosa*. Diese Arten sind als Feuchtigkeitszeiger bekannt. Sie deuten auf eine erhöhte Wasserführung in einem Teil des Standortes (etwa $\frac{1}{5}$ der Fläche) hin, die zwanglos durch einen stärkeren Schluff- und Tongehalt des hier verstorzten Mischmaterials zu erklären ist.

Am Standort A—D setzte die Beobachtung im 9. Rekultivierungsjahr ein. Er zeigte in diesem Stadium bei einer bereits geschlossenen Baum- und Strauchschicht eine starke Vergrasung. Zwar war die *Artemisia*-Gruppe noch reichlich vertreten, doch erreichte die Wiesengruppe hier im Vergleich zu anderen Standorten die stärkste Gruppenmächtigkeit. Sie sinkt in den folgenden Jahren mit dem Aufkommen des Vorwaldstadiums merklich ab. 14 Jahre nach der Rekultivierung wies die Waldgruppe die höchste Gruppenmächtigkeit und die höchste Artenzahl auf: *Senecio luchsii*, *Sambucus nigra*, *Galium aparine*, *Rubus idaeus*, *Stachys silvatica*, *Atrichium undulatum*, *Brachythecium rutabulum*, u. a.

Die Standorte LE und LF wurden 1952 mit Kiefer und Lärche aufgepflanzt. Obwohl sie das gleiche Rekultivierungsalter wie der direkt benachbarte Standort A—D auf der Langteichhalde haben, sind sie noch 1966 ausgesprochen artenarm. Die Krautschicht erreicht unter Kiefer (LE) eine Deckung von 5–10 %, unter Lärche (LF) 30–35 %. Neben der angesäten Lupine treten aus der *Artemisia*-Gruppe lediglich *Equisetum arvense* und *Cirsium arvense* in nennenswerter Zahl auf. Von der Wiesengruppe findet sich vorwiegend *Achillea millefolium*. Die Waldgruppe setzt sich hier ganz anders zusammen als an den übrigen Standorten: *Agrostis tenuis*, *Cerastium semidecandrum*, *Gnaphalium silvaticum*, *Hieracium pilosella*, *Veronica officinalis*, *Pyrola minor*, *Betula pendula* und *B. pubescens*. Es sind dies Arten, die vorwiegend auf sauren Böden vorkommen, in denen die Streuzersetzung gehemmt ist und Moderbildung aufweist (SCAMONI, 1955).

Die Kiefernplantation (LE) ist noch ärmer als die Lärchenpflanzung (LF) und unterscheidet sich von dieser durch das Auftreten von *Polytrichum piliferum*. Nach VON KRUEDENER (1955) ist dieses Moos ein Zeiger für vollkommen verhärtete, sandige bis sterile Böden. Es kennzeichnet „für eine natürliche Verjüngung hoffnungslose Standorte“. Schließlich zeigt LE auch starken Flechtenwuchs. Unter Lärche (LF) haben sich dagegen das günstigere, für den Standort E—H bereits erwähnte *Polytrichum juniperinum* und *Brachythecium*-Arten, besonders *Brachythecium rutabulum*, angesiedelt.

Die Böhlener Kippe

Die alttertiäre Rohbodenkippe bei Böhlen zeigt auch vegetationskundlich völlig andere Verhältnisse als die pleistozän-tertiären Mischbodenhalden bei Berzdorf.

Die Initialbesiedlung geht hier ungleich schwerer und langsamer vor sich. An eng begrenzten, günstigen Stellen, besonders in kleinen Senken, vermögen zunächst *Calamagrostis epigeios*, *Agrostis stolonifera* und *Polygonum lapathifolium*, sehr selten auch *Polygonum aviculare* und *Agropyron repens* Fuß zu fassen. Moose fehlen hier unter den Pionieren, da sie mit der ständigen Erosion und Überwehung nicht Schritt zu halten vermögen.

Zu den Erstbesiedlern gesellen sich etwas später an besonders günstigen, geschützten Stellen noch *Erigeron canadense*, *Cirsium arvense*, *Sisymbrium altissimum*, *Poa annua*, *Oenothera biennis*, *Carduus acanthoides* u. a. Der ständige Kampf gegen die starke Versandung verhindert jedoch, daß sich aus diesen

Keimzellen der Vegetation größere Bestände bilden. Selbst etwa 20 Jahre nach der Verkippung (1966) decken solche Vegetationsinseln nur wenig mehr als 2 % der Fläche (vgl. BRÜNING, UNGER und DUNGER, 1965). Zwar vergrößern sich die von *Calamagrostis epigeios* und *Agrostis stolonifera* gebildeten Horste allmählich und erhöhen hierbei auch ihren sekundären Artenbestand, doch findet man nur sehr vereinzelt Arten wie *Epilobium angustifolium*, *Salix caprea*, *Betula pendula* und *Rubus idaeus*. Solche Arten deuten – an diesem Standort sehr schwach und zögernd – eine Entwicklungsrichtung auf einen armen Eichen-Birkenwald hin an, wie ihn BEER (1955/56) bereits für die Hochhalde Espenhain bei ähnlicher Mineralzusammensetzung des Materials erwähnt. In wievielen Jahrzehnten dieses Stadium – ohne erneuten menschlichen Eingriff – erreicht sein könnte, ist vorläufig schwerlich abzuschätzen.

Meliorations- und Rekultivierungsmaßnahmen (s. Abschnitt Standorte) verändern die Wachstumsbedingungen auch für die Wildflora grundlegend. Da die Standorte II und Tafel 2 durch häufige Bodenbearbeitung gestört sind, konzentrieren sich die Beobachtungen auf die Standorte III und IV (Gehölzanzpflanzungen), sowie ähnliche Versuchspartellen und Schutzpflanzungen in unmittelbarer Nähe.

Anfangs zeigen die Vegetationsuntersuchungen auf den rekultivierten Flächen ein sehr heterogenes Bild. Neben vielen Ruderalpflanzen treten Ackerunkräuter und vor allem auch Vertreter der Kulturwiesen auf. Schließlich bildet sich hieraus doch eine mehr oder weniger deutliche staudenreiche Pioniergesellschaft. Sie bleibt jedoch ärmer als auf den Berzdorfer Halden und entwickelt sich wohl infolge Nährstoffarmut nicht zu einem vergleichbaren *Artemisia*-Stadium. Nach 8–10 Jahren vergrast dieses Pionierstadium allmählich. Zu *Dactylis glomerata*, *Agrostis stolonifera*, *Agropyron repens* und *Calamagrostis epigeios* gesellen sich *Poa pratensis*, *Bromus inermis* und vereinzelt *Arrhenatherum elatius*. Die Aussaat dieser Arten dürfte wesentlich auf benachbarten Gräser-Versuchs-anbau zurückzuführen sein. Für das Berzdorfer Wiesenstadium typische Arten, wie *Achillea millefolium* und *Holcus lanatus*, treten hier jedoch nicht auf. Da ebenfalls keine Waldarten folgen, stagniert die Entwicklung (1965/66: Standort IV).

Wo der Tertiärboden durch Untermischung oder Überzug mit pleistozänem Material (Standort V) verbessert wurde, treten Vegetationsverhältnisse auf, die denen der Berzdorfer Halden sehr ähnlich sind. Hier dominiert nicht *Calamagrostis epigeios*, sondern *Tussilago farfara*. Auch die charakteristischen Pioniermoose *Bryum argenteum*, *Bryum caespitium*, *Ceratodon purpureus* und *Funaria hygrometrica* stellen sich ein. Die Übereinstimmung geht soweit, daß ebenfalls *Artemisia vulgaris* in der Pioniergesellschaft zur vollen Entfaltung kommt und schließlich von einer Wiesengruppe mit *Achillea millefolium*, *Daucus carota*, *Medicago lupulina* und *Carex hirta* abgelöst wird. Vorwaldarten konnten noch nicht beobachtet werden, da der Kronenschluß bei der letzten Untersuchung des Pflanzstreifens (im 6. Jahr) noch nicht erreicht war.

Der Kiesdorfer Wald

Der Vergleichsstandort W (Auwald bei Kiesdorf) ist ein Restgehölz mit dem Charakter eines *Fraxino-Ulmetum typicum*. Trotz geänderter Vorflutverhältnisse und Randeinflüsse erhalten sich infolge der Hangfeuchtigkeit *Impatiens noli-tangere*, weiter *Anemone nemorosa*, *Ficaria verna*, *Primula elatior* u. a. Die Baumschicht wird vor allem von *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und *Prunus avium* gebildet. In der Strauchschicht herrschen *Corylus avellana*, *Prunus padus*, *Evonymus europaeus* und *Sambucus nigra* vor.

4.3. Die vegetationskundliche Beurteilung der Standorte

In den ersten Jahren nach der Verkippung bildet sich ein heterogenes Bild der Pflanzenbesiedlung. An die Stelle der Beschreibung einer Pflanzengesellschaft muß hier die quantitative Erfassung der Gruppenmächtigkeit charakteristischer Artengruppen treten.

Die Ausgangsverhältnisse

Auf pleistozän-tertiären Halden bei Berzdorf breitet sich rasch eine erste Pioniergesellschaft mit der *Melilotus*-Gruppe aus. Eine staudenreiche Pioniergesellschaft, durch die *Artemisia*-Gruppe gekennzeichnet, löst diese bereits nach 3–5 Jahren ab. Die Weiterentwicklung ohne Melioration und Rekultivierung wurde nicht untersucht, dürfte aber etwa die gleiche Richtung wie bei Laubholz-Rekultivierung verfolgen, wenn auch wesentlich verzögert.

Auf der alttertiären Kippe bei Böhlen erhält sich ein über 20 Jahre nachgewiesenes armes Pionierstadium mit *Agrostis stolonifera* und *Calamagrostis epigeios*, das nur schwache Ansätze einer schleppenden Entwicklung zu einem armen Eichen-Birken-Wald erkennen läßt.

Veränderungen durch die Wiederurbarmachung

Die auf den Halden bei Berzdorf vorgenommene Kalkung unterstützt die begonnene Entwicklung, verändert aber deren Richtung nicht erkennbar. Die intensive Gefügemelioration und Säureabstumpfung auf den alttertiären Abraummassen in Böhlen verwandelt dagegen auch die Vegetations-Verhältnisse grundlegend. Auf derartigen meliorierten Flächen kann sich im Laufe von 6–8 Jahren nach heterogenen Anfangsbildungen ein verarmtes *Artemisia*-Stadium herausbilden.

Veränderungen durch die Rekultivierung

Die Rekultivierungsart bestimmt auf den Berzdorfer Halden eindeutig die Entwicklungsrichtung der pflanzlichen Besiedlung. Die Anpflanzung raschwüchsiger Laubholzarten führt bereits nach dem 7. Rekultivierungsjahr zur Ablösung des *Artemisia*-Stadiums durch ein Gräserstadium und (11.–12. Jahr) schließlich durch das Vorwald-Stadium mit einer *Senecio-luchsii*-Gesellschaft. Nach 14 Jahren läßt sich bereits die Entwicklung des Standortes (unter ent-

sprechenden Nutzungsbedingungen!) zu einem mesophilen Laubmischwald aus der Ordnung der Fagetalia erkennen. Diese Standorte erscheinen vegetationskundlich als stabil und bei standortsgerechter Nutzung ertragssicher. Es bilden sich frische, schwach humose tätige Böden.

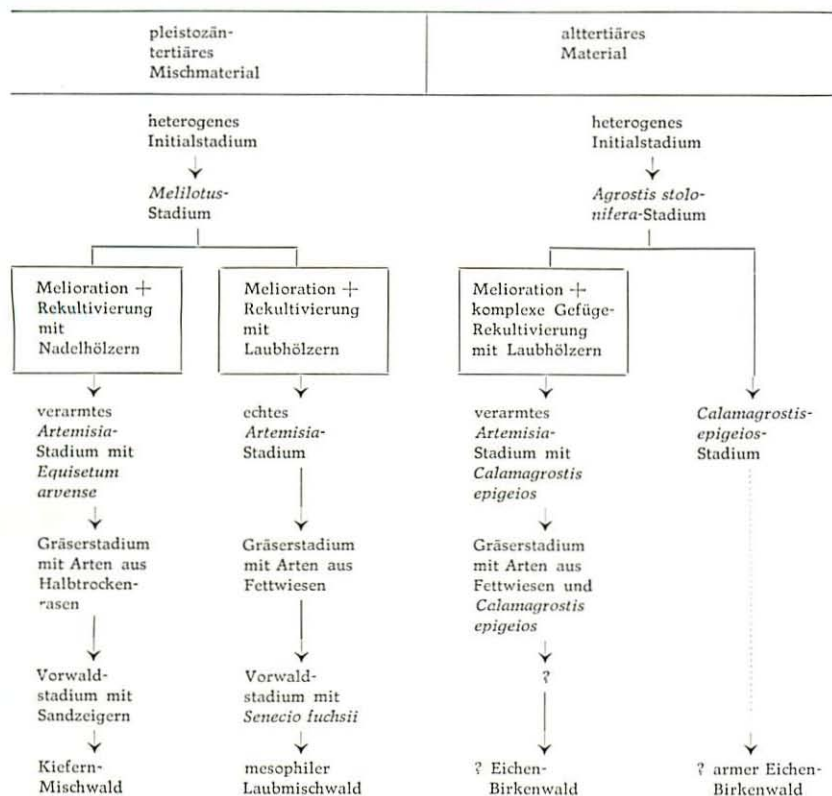
Wo jedoch Nadelhölzer angepflanzt wurden, verläuft die Entwicklung der Pflanzengesellschaften gehemmt und verändert. Bald treten Zeigerpflanzen auf, die auf saure Böden mit gehemmter Streuzersetzung hinweisen. In der Kiefern-pflanzung sind die Bodenverhältnisse schließlich durch Verhagerung verschlechtert. Eine zunehmende Verarmung und Ertragsschwäche ist die wahrscheinliche Folge. Als Endglied zeichnet sich ein Kiefern-Mischwald aus der Ordnung der Pinetalia ab.

Auf meliorierten alttertiären Rohböden der Kippe Böhlen ließ sich der Einfluß der Rekultivierung weniger stark nachweisen. Dies kann methodisch bedingt sein, da die Untersuchung weniger intensiv und auf Laubholzanpflanzungen beschränkt war. Bedeutsam ist weiter, daß die Holzbestände zu kleinflächig, also durchweg randbeeinflußt waren. Da aber das langsam aufkommende Wiesenstadium hier ebenfalls verarmt ausgeprägt ist, darf man folgern, daß die fehlende Entwicklung zum Vorwald-Stadium eine stagnierende (oder wenigstens stark verzögerte) Entwicklung des Standortes ausweist. Als Endglied der natürlichen Besiedlung ist lediglich ein Eichen-Birken-Wald aus der Ordnung der Quercetalia robor-petraeae anzunehmen.

Die Verwandtschaft der Standorte

Die Entwicklung der Pflanzengesellschaften auf den untersuchten Kippen und Halden wird in erster Linie von den pedogeologischen Eigenschaften des bodenbildenden Materials bestimmt. Auf pleistozän-tertiärem Mischmaterial (Halden Berzdorf) oder pleistozänem Kulturbodenauftrag (Kulturbodenkippe Böhlen, V) lassen sich klare Besiedlungswellen erkennen (s. Sukzessionsschema Tab. 10), aus denen die Verwandtschaft der untersuchten Standorte entsprechend der jeweiligen Rekultivierungszeitstufe hervorgeht. Die Art der Rekultivierung bestimmt hier die Entwicklung der natürlichen Pflanzengesellschaft. Diese Standorte haben (höchstwahrscheinlich auch ohne Rekultivierung) die Fähigkeit, später mesophile Laubmischwälder zu tragen. Das nicht standortgemäße Aufpflanzen mit Nadelhölzern degradiert sie zu Kiefern-mischwäldern. Die Vegetationsentwicklung auf alttertiärem Rohboden in Böhlen verläuft demgegenüber gehemmt und läßt einen direkten Vergleich nicht zu. Der Zeitfaktor, der im Sukzessionsschema nicht berücksichtigt ist, spielt hier eine wesentliche Rolle. Während auf pleistozän-tertiärem Mischmaterial das Endglied der Entwicklung in 20 Jahren erreicht sein kann, muß auf alttertiärem Material wenigstens die 2–3fache Zeitspanne angesetzt werden. Eine klare Aussage hierzu ist gegenwärtig jedoch nicht möglich. Entsprechende Stadien auf meliorierten Rohbodenflächen in Böhlen zeigen die sehr geringe Verwandtschaft mit der Entwicklung auf Mischböden sowohl unter Laubhölzern als auch unter Nadelhölzern.

Tabelle 10. Sukzessionschema der Vegetation auf den Standorten der Kippe Böhlen und der Halden Berzdorf



Grenzen der vegetationskundlichen Beurteilung

Während der Beobachtungszeitraum für die Beurteilung der Entwicklung auf Mischböden ausreichte, war er für tertiäre Rohböden noch zu knapp. Hieraus wird bereits deutlich, daß sich viele Fragen der vegetationskundlichen Standortsansprache auf Kippen und Halden nur mit einem beträchtlichen Zeitaufwand klären lassen. Die Anlage der Versuchsflächen auf der Kippe Böhlen verhindert durch überall vorherrschenden Randeinfluß die typische Bestandesausprägung. Damit wird eine weitere Voraussetzung für die erfolgreiche Anwendung der vegetationskundlichen Methode deutlich. Ganz besonders war es unmöglich, über die Verhältnisse auf den ständig gestörten Standorten II (landwirtschaftliche Rekultivierung) und Tafel 2 (turnusmäßige Zeilenlockerung zwischen den Baumreihen) auf vegetationskundlichem Weg Auskunft zu erhalten.

Die klaren Aussagen über die Sukzession der natürlichen Pflanzengesellschaften auf den Berzdorfer Halden beweisen dagegen die gute Eignung der vegetationskundlichen Methode zur Beurteilung der Standortentwicklung unter großflächigen Bedingungen. Eine theoretische Einschränkung ist jedoch auch hier nötig. Die vegetationskundliche Ansprache stützt sich im wesentlichen auf zustandsanzeigende Arten, die nicht selbst einen ausschlaggebenden Faktor der Standortentwicklung darstellen. Es ist denkbar, daß eine anfänglich sehr hohe, durch die Rekultivierung bedingte Nährstofffreisetzung zu einer Überschätzung der vorhandenen Potenzen führt. Erst die später sich einspielenden Faktoren der „nachschaaffenden Kraft“ bringen die Klärung, ob die anfänglich eingeschlagene Entwicklungsrichtung beibehalten werden kann.

5. Der mikrobiologische Aspekt

5.1. Grundlagen

Die mikrobiologische Beurteilung eines Bodens ist auf sehr verschiedene Weise möglich. Grundsätzlich ergeben sich die gleichen Fragen, wie sie später für den pedozoologischen Aspekt näher behandelt werden sollen. Die Keimzahlen der Mikroorganismen kann man durch Beimpfen von Kulturplatten mit einer Bodensuspension oder durch direkte Zählung der Mikroben im Präparat bestimmen. Die Anwendung der Fluoreszenzmikroskopie gestattet, die lebenden Mikroben durch intravitale Färbung von toten zu trennen. Beläßt man einen Objektträger, der mit einer sehr dünnen Agar-Schicht präpariert sein kann, über längere Zeit in engem Kontakt mit natürlich gelagertem Boden, so kann man den Aufwuchs als Abbild einer annähernd natürlichen Artenkombination studieren. Die absolut-quantitative Beurteilung eines Standortes wird bei allen diesen Methoden mehr oder weniger eingeschränkt durch:

1. die sehr hohe Variabilität der Besatzdichte auf kleinstem Raum, d. h. die Notwendigkeit, die Ergebnisse auf sehr kleine Bodenmengen zu beschränken (etwa 1 g Boden)
2. die Schwierigkeit, aus der auf den Nährböden erhaltenen „potentiellen Bodenmikroflora“ den im Moment der Probenahme im Boden wirklich aktiven Anteil herauszulesen
3. die rasche Reaktionsfähigkeit der Bodenmikroflora auf Änderungen der Temperatur-Feuchte-Bedingungen, des Nahrungsangebotes und der Symbiose-Antibiose-Konstellation; d. h. die hohe Zeitabhängigkeit der Ergebnisse.

Es ist leicht einzusehen, daß die oft angewandte „Gesamt-Keimzahl-Bestimmung“ ein schlechter Beurteilungsmaßstab ist, und daß jeder Schritt zur Spezifizierung der Global-Zahlen eine wesentliche Erhöhung der Information mit sich bringt. Unter Beachtung dieser Verhältnisse: an vielen Bodentypen ausgeführte Analysen (z. B. VANDECAVEYE und KATZNELSON, 1940; LOUB, 1960 und 1966; MISCHUSTIN, 1964; SCHOLZ-KÖNIG, 1966) beweisen Möglichkeit und Wert der Bodencharakterisierung auf der Grundlage der spezifizierten Besatzdichte der Mikroorganismen-Population.

Einen grundsätzlich anderen Weg kann man beschreiten, indem man statt der sehr aufwendigen und fehleranfälligen Bestimmung auf der (für viele Mikroorganismen ohnehin schwer definierbaren) Basis des Individuums die Gesamtleistung der Mikroorganismen in einem Bodenabschnitt feststellt. Diese produktionsbiologischen Methoden bedienen sich gewöhnlich der CO_2 -Entwicklung einer definierten Bodenmenge als Maß für die „Gesamtaktivität“ der Boden-Mikroflora.

Detailliertere Ergebnisse sind möglich, wenn der Umsatz bestimmter Stoffgruppen bestimmt wird. Alle diese Prüfungen erfordern gewöhnlich Laboruntersuchungen und geben nur ein bedingtes Maß für die Abläufe unter natürlichen Bedingungen. Von einer idealen produktionsbiologischen Testmethode zur Kennzeichnung der typischen Verhältnisse eines Standortes muß jedoch gefordert werden, daß sie

1. die tatsächlichen Verhältnisse unter natürlichen Bedingungen wiedergibt und
2. reproduzierbare Messungen über einen längeren Zeitraum gestattet. Untersuchungen in dieser Richtung unternahm RICHARD (1945) mit Hilfe eines Reiftestes an Eiweiß- und Zellulose-Schnüren, die für bestimmte Zeit der Zersetzung im Boden ausgesetzt waren. UNGER (1960) entwickelte den produktionsbiologischen Test der zellulolytischen Aktivität weiter. Er setzte eine definierte Menge (10 g) Zellulosewatte in verschlossenen PCU-Gazebeuteln der Zersetzung im Boden aus und berechnete nach einer Exposition von etwa 100 bis 150 Tagen den Tagesabbauwert. Die Anwendung dieser Methode im Rahmen unterschiedlicher Fragestellungen erbrachte gute Resultate (UNGER, 1963 a, b, 1964).

Welche Bedeutung darf man jedoch der Feststellung eines solchen Ausschnittes aus der Leistungsskala der Bodenmikroflora beimessen? Die Zellulosezersetzung wird unter aeroben Verhältnissen (und solche sind fast ausschließlich auf den untersuchten Haldenstandorten zu erwarten) in sauren Böden mit geringem Kulturzustand vorwiegend von Schimmelpilzen (MISCHUSTIN, 1937, 1938), in besseren Böden vorwiegend von Myxobakterien, aber auch anderen, sporenlosen wie sporenbildenden Bakterien und schließlich wohl auch von Aktinomyzeten bewirkt (POCHON und DE BARJAC, 1958; MÜLLER, 1965; KAS, 1966). In verschiedenen Böden ergeben sich charakteristische Assoziationen von Zellulosezersetzern (SEIFERT, 1947). Ihre überwiegende Mehrzahl lebt fakultativ zellulolytisch, nur wenige sind obligat auf diese C-Quelle angewiesen. Die Gefahr einer unnatürlichen Stimulation der mikrobiologischen Aktivität durch die Zuführung der Zellulose erscheint gering, zumal keine gleichzeitige N-Zufuhr erfolgt. Der Gazebeuteltest nach UNGER dürfte demnach ein zutreffendes quantitatives Bild von der Aktivität am Standort vermitteln.

Es wäre erwünscht, hiermit qualitative Aussagen verbinden zu können. UNGER (1963 c) befaßt sich mit dieser Frage und kommt zu dem Ergebnis, daß aus der Färbung der nicht abgebauten Restwatten Hinweise auf die Gruppe der Zersetzer gezogen werden können. Noch ist diese Methode allerdings zu wenig ausgearbeitet, um sichere Determinationen zuzulassen. Immerhin bietet die „Buntheit“ der Watte einen Maßstab für die Vielfalt der Zellulosezersetzer im Boden.

In der vorliegenden Arbeit sind folgende Gesichtspunkte ausschlaggebend für die Prüfung des Zelluloseabbaues gewesen:

1. Die zellulosezersetzenden Mikroorganismen bilden einen interessanten und typischen Ausschnitt aus der Mikroflora.
2. Für die Messung der zellulolytischen Aktivität liegt mit dem Gazebeuteltest nach UNGER eine sehr rationelle und anpassungsfähige Methode vor, die in beliebiger Tiefenstufe über längere Zeit aufsummierend mißt.
3. Die Methode bietet gleichzeitig Anhaltspunkte für den qualitativen Aspekt.
4. Andere quantitativ-qualitative Methoden zur Erfassung der Mikroorganismen gestatten gewöhnlich nur Aussagen über relativ kurze Zeiträume, sind teilweise starken Einschränkungen in der Aussagefähigkeit unterworfen und erfordern einen gleich höheren Aufwand.

5.2. Ergebnisse

Berzdorf

An den Standorten A–D, E–H und LE der Langteichhalde, sowie auf der Teichhalde, der Außenhalde Nord und im Wald bei Kiesdorf wurden 1963 (vom 13. 5. – 10. 10. = 150 Tage) und 1965 (vom 14. 5. – 4. 11. = 175 Tage) Gazebeutel mit 10 g Zellulosewatte ausgelegt. Die Prüftiefen betragen jeweils 2, 7 und 12 cm, jede Variante erhielt 5 Parallelen. Da auf den Standorten A–D, E–H, T und N Rippen und Senken gesondert untersucht wurden, kamen in jedem Jahr an 10 Unterstandorten in 3 Tiefen insgesamt 150 Beutel zur Auslage. Die Beutel lieferte Herr Dr. H. Unger, Jena, in fertigem Zustand und übernahm auch freundlicherweise die Auswertung der Restwatten. Die in Abb. 34 dargestellten Ergebnisse fußen auf den von ihm festgestellten Werten.

Den Werten gemeinsam ist eine in der Regel sehr starke Tiefenabstufung, sowie eine Erhöhung der Aktivität in den Senken. Hierin drückt sich einmal die geringe Populationsdichte der zellulosemineralisierenden Mikroorganismen in tieferen Schichten, zum anderen aber der fördernde Einfluß der Feuchtigkeit auf deren Aktivität in den Senken aus.

Der Jahresvergleich 1963/1965 weist in 3 von 6 Fällen eine wesentlich höhere Abbauleistung im Jahr 1965 aus, wobei besonders der Anstieg im Standort W beachtenswert ist. Nach UNGER (1964) wirken in erster Linie die Feuchtigkeit, in zweiter Linie die Temperatur auf die zellulolytische Aktivität ein. Die tägliche Niederschlagsmenge während der Eingraberperiode betrug 1963 2,5 mm, 1965 2,1 mm. Die Regenverteilung läßt für 1963 ein trockeneres Frühjahr und einen feuchteren Herbst als 1965 erkennen. Die mittlere Temperatur der Monate Mai bis Oktober ergibt für 1963 14,7 °C, für 1965 13,4 °C (alle Werte nach Messungen der Wetterdienststelle Görlitz). Der Zelluloseabbau kann nach diesen Angaben im Jahr 1963 schwach begünstigt sein (im Vergleich zu 1965). Die Werte beider Jahre werden unter diesem Vorbehalt als vergleichbar bewertet. Für die am Standort W gefundenen Differenzen fehlt eine Erklärung.

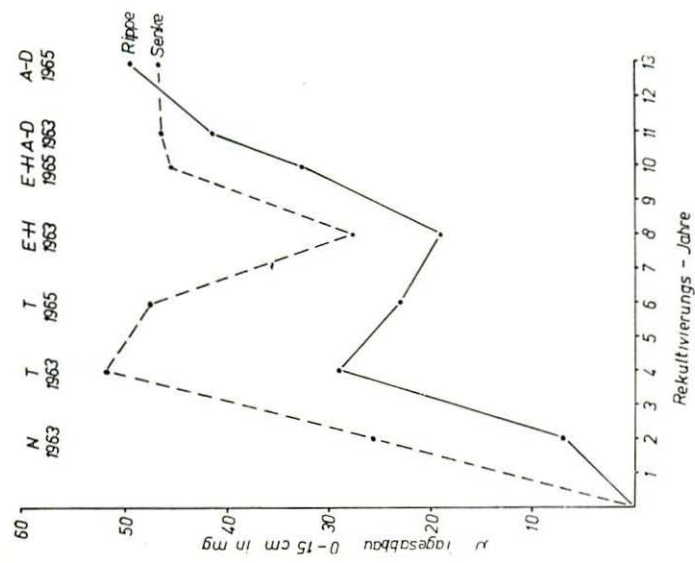


Abb. 35 Durchschnitt der Tagesabbauwerte der Zellulose aller Tiefenstufen 0-14 cm (Abb. 34) in Abhängigkeit vom Rekultivierungsalter der Standorte.

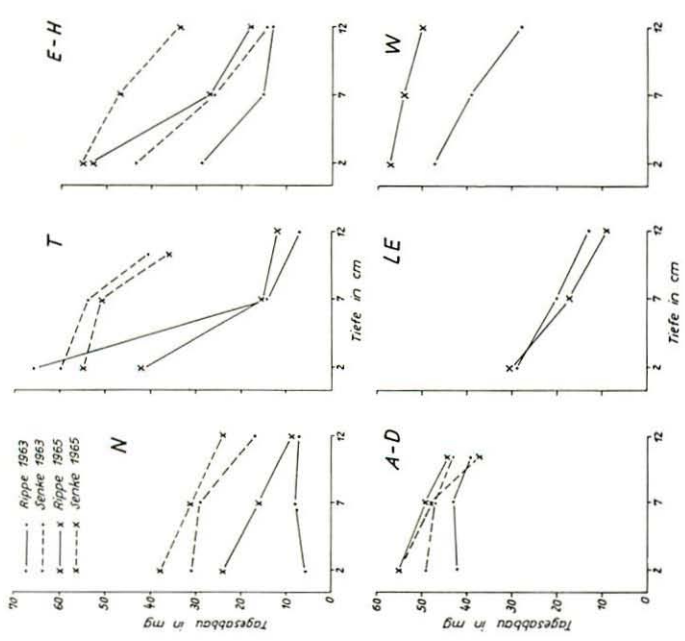


Abb. 34. Tagesabbauwerte der Zellulose in verschiedenen Standorten der Halde bei Berzdorf.

Ordnet man die Aktivitätswerte nach der Rekultivierungszeitstufe der Standorte, so ergibt sich eine zweigipflige Kurve (Abb. 35). Der Abbau erreicht nach Schließung der Vegetationsdecke (T, 1963) im Stadium des Arthropodenmoders ein erstes Maximum. Beim Übergang dieses *Artemisia*-Stadiums in das Gräser-Stadium (T, 1965) sinken die Werte wieder ab und zeigen erst im Übergang des Gräser- in das Vorwald-Stadium bei beginnender Mullbildung wieder eine ähnliche Zersetzungsleistung an. Es ist interessant, daß die Tiefenstufe 12 cm (Abb. 36) unter den schwach bewachsenen Rippen den ersten Gipfel vermissen läßt, im 13. Jahr aber zu gleichen Werten gelangt. Einen wichtigen Hinweis auf die Wirkung der Rekultivierungsart geben die Werte von Standort LE (Kiefern-Pflanzung). Gleichzeitig und von gleichen Bodenverhältnissen wie A-D ausgehend, dürfte sich hier ebenfalls zunächst ein „Pionier-Maximum“ entwickelt haben, das jedoch dann nicht von einem neuen Anstieg abgelöst wurde (Abb. 37).

Die Erklärung für das An- und Absinken der zellulolytischen Aktivität muß zweifellos in einer Sukzession der Zellulosezerersetzer gesucht werden. Es ist denkbar, daß das erste Maximum von Schimmelpilzen, der zweite Anstieg dagegen von Bakterien und Myxobakterien hervorgerufen wurde. Die visuelle Beurteilung der Farbtönung auf den Restwatten ergab leider nur geringe An-

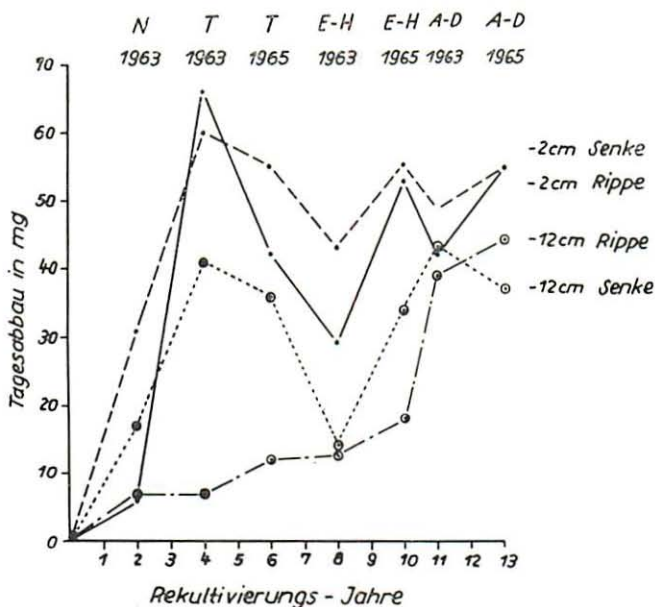


Abb. 36. Durchschnittliche Tagesabbauwerte der Zellulose in 2 cm und 12 cm Tiefe in Abhängigkeit vom Rekultivierungsalter der Standorte.

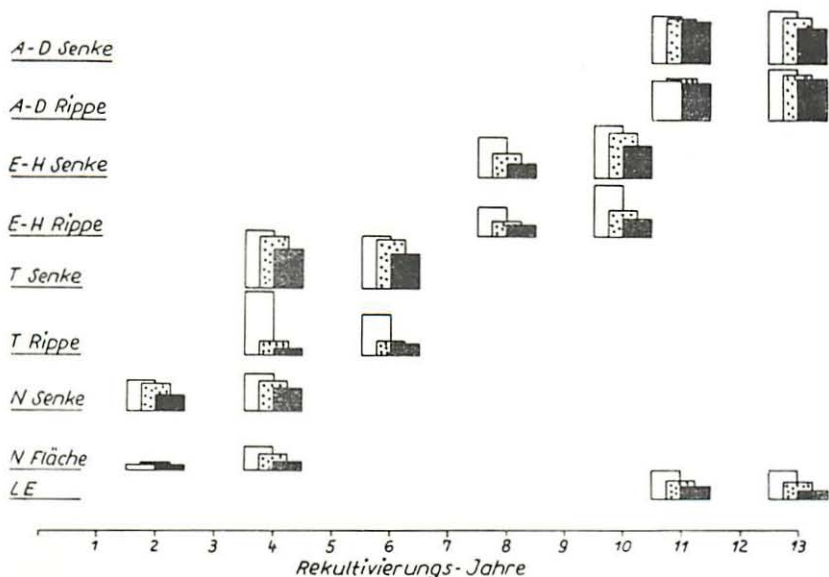


Abb. 37 Graphische Darstellung des Zelluloseabbaues an allen geprüften Standorten der Halden bei Berzdorf in Abhängigkeit vom Rekultivierungsalter. Weiß: 2 cm, punktiert: 7 cm, schwarz: 12 cm Tiefe.

haltspunkte hierzu (UNGER, in lit.). Im Pionierstadium (N) waren besonders grau-grauschwarze Tönungen, an den übrigen Standorten mehr Braun-ocker-Farben vorhanden, während im Wald mit einem Grau-braun-gelb-Muster die höchste Vielfalt vorlag.

Böhlen

In den Jahren 1960 bis 1963 stellte UNGER gleichartige Prüfungen der zellulolytischen Aktivität an den Standorten der Kippe Böhlen (I, II, III, IV, V; es fehlt Tafel 2) an (BRÜNING, UNGER und DUNGER, 1965). Es genügt hier, das Endergebnis vergleichend darzustellen (Abb. 88). Methodisch ist zu beachten, daß sich die Böhlener Werte auf eine Bodentiefe von 10 cm beziehen.

Allgemein liegen die Werte etwas tiefer als in Berzdorf. Dies kann als Hinweis auf die ungünstigeren Standortverhältnisse der Tertiärboden-Kippe gewertet werden. Die Abbauleistungen der Standorte II und V sind durch die landwirtschaftlichen Kulturen bzw. die Düngergaben stark beeinflusst und geben für II stark geförderte optimale Werte, für V dagegen durch vorwiegende Getreidenutzung höchstens durchschnittliche Werte wieder. (Die Prüfung wurde auf dem landwirtschaftlich genutzten Teil des Kulturboden-Auftrages, nicht wie die pedozoologischen Proben auf dem aufgeforsteten Randstreifen vorgenommen!) Schalten wir die landwirtschaftliche Rekultivierung aus der Betrachtung aus, so bietet sich ein Vergleich der Rekultivierungszeitstufen in der Reihung

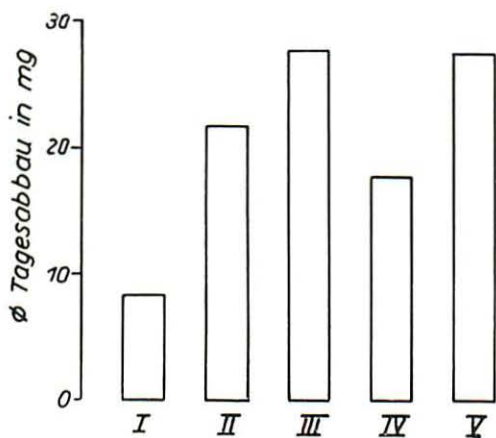


Abb. 38. Durchschnittlicher Zelluloseabbau an den Standorten der Kippe Böhlen nach Werten von UNGER für 1960/63.

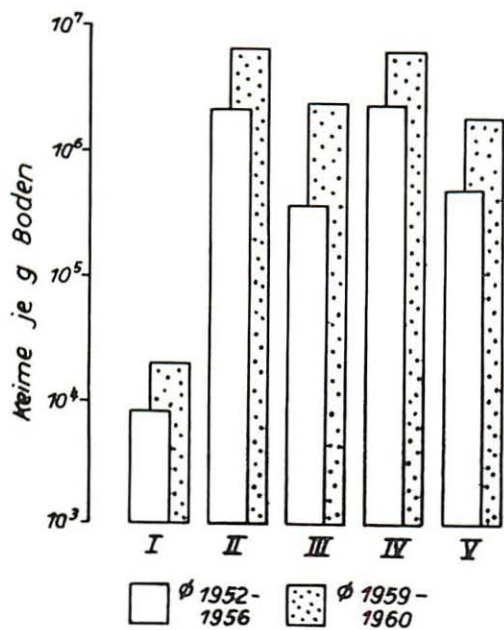


Abb. 39. Ergebnisse von Keimzahlbestimmungen an den Standorten der Kippe Böhlen nach BRÜNING.

I-III (6.-9. Jahr) IV (9.-12. Jahr) an. Der unbehandelte Rohboden weist (nach 15 Jahren Lagerzeit!) eine Aktivität auf, die etwa derjenigen der Außenhalde Nord im ungünstigen Fall im 2. Jahr entspricht. Für die Pappelpflanzung (III) ergibt sich eine 3fache Aktivität, wobei die Tendenz im Laufe der Jahre 1960 bis 1963 noch ansteigend verläuft. Das nachfolgende Absinken im Standort IV (bei gleichbleibender oder schwach sinkender Tendenz) legt nahe, die Werte in III als „Pioniermaximum“ mit den Ergebnissen auf der Teichhalde Berzdorf zu vergleichen. Es kann dagegen nicht gesichert werden, ob sich im Standort III das gleiche Minimum wie in IV einstellen wird und ob im Standort IV ein nachfolgendes Ansteigen zu einem neuen Optimalwert eintritt. Sicher ist jedoch, daß die Entwicklung in Böhlen auf tertiärem Rohboden gegenüber den Verhältnissen der pleistozän-tertiären Halden stark verzögert verläuft. Möglicherweise bleibt eine weitere Aktivierung überhaupt (ohne weiteres Eingreifen mit kultivierenden Mitteln) aus, wie dies für den Standort LE (Kiefern-pflanzung) auch in Berzdorf angenommen werden muß. Qualitative Unterschiede ließen sich aus der Färbung des Restwatten besonders für den Gegensatz Rohboden-Kulturboden darstellen, weniger innerhalb der Varianten der Rohböden. Eine papierartigblättrige Veränderung der Oberfläche am Standort IV interpretierte UNGER als möglichen Hinweis auf das Zurücktreten der Mineralisierung gegenüber der Humifizierung in dieser Versuchsfläche.

Es ist methodisch interessant, mit den Befunden der zellulolytischen Aktivität die Ergebnisse von Keimzahlenbestimmungen zu vergleichen, die BRÜNING nach der Koch'schen Plattengußmethode durchführen ließ (BRÜNING, 1962; BRÜNING, UNGER und DUNGER, 1965). In halblogarithmischer Darstellung lassen sich die Werte leicht mit den Abbauleistungen vergleichen (Abb. 39 und 38). Die Ergebnisse stimmen darin überein, daß der unbehandelte Rohboden die weitaus geringste biologische Aktivierung zeigt. Im übrigen scheinen nach beiden (quantitativen!) Maßstäben die Standorte II und IV einerseits, III und V andererseits einander zu ähneln. Nach der Keimzahl müßten allerdings die Standorte II und IV mikrobiologisch den anderen klar überlegen sein. Da keine qualitativen Untergliederungen dieser „Keimzahlen“ vorliegen, sind diese Werte hier nicht ausdeutbar und müssen deshalb völlig unberücksichtigt bleiben.

5.3. Die mikrobiologische Beurteilung der Standorte

Die mikrobiologische Beurteilung der untersuchten Standorte mußte auf rationale Testmethoden beschränkt werden. Als solche bewährte sich der Gazebeuteltest der zellulolytischen Aktivität nach UNGER. Vergleichend betrachtete Keimzahlen-Bestimmungen erwiesen sich dagegen als unauswertbar.

Auf der Grundlage der Zellulose-Mineralisierung lassen sich die Standorte mikrobiologisch wie folgt einschätzen:

1. Nach der Verkipfung bzw. Wiederurbarmachung der Deckgebirgsmassen steigt die mikrobiologische Aktivität sowohl in alttertiären Sanden (Böhlen) als auch in pleistozän-tertiären Massen (Berzdorf) stark an.
2. Dieser Anstieg ist abhängig von der Rekultivierungszeit, ist ihr jedoch nicht proportional.
3. Unter gleichartigen Rekultivierungsbedingungen (Berzdorf) entwickelt sich

die mikrobiologische Aktivität in Geländesenken ungleich rascher als auf Rippen.

4. Im 5. bis 10. Rekultivierungsjahr sinkt die Abbauleistung vorübergehend ab. Dies kann als natürliche Folge einer Sukzession von Mikroorganismen-Gesellschaften angesehen werden.
5. Diese Gesellschaften scheinen sich nicht überall und in allen Tiefenstufen gleichartig zu entwickeln. Unter langsam bewachsenden Rippen steigt (unter 10 cm Tiefe) die Aktivität langsamer, jedoch stetig an und erreicht schließlich die für die übrigen Flächen gültigen Werte.
6. Unterstandorte vergleichbarer Rekultivierungszeitstufen weisen standortsbedingte Abweichungen auf. In Berzdorf erfolgt die mikrobiologische Aktivierung insbesondere auf N langsamer als auf T.
7. Die mikrobiologische Besiedlung der alttertiären Kippe Böhlen geht trotz intensiver Maßnahmen zur Wiedernutzbarmachung sehr deutlich langsamer als auf pleistozän-tertiärem Material in Berzdorf bei geringerem Aufwand der Inkulturnahme. Der Standort V in Böhlen ist den Verhältnissen in Berzdorf annähernd vergleichbar; ein direkter Vergleich wird durch die landwirtschaftliche Nutzung des Meßbereiches am Standort V verhindert.
8. Die Art der Rekultivierung entscheidet in hohem Maß über den Grad und die Form der mikrobiellen Aktivität. Hinweise dafür geben am klarsten die Standorte II und III in Böhlen und A-D und LE in Berzdorf mit jeweils gleichen Startbedingungen, jedoch landwirtschaftlicher (II) und Pappel-Rekultivierung (III) bzw. Laubholz- (A-D) und Nadelholz-Aufpflanzung (LE). Eine bodenpflegliche Rekultivierung mit raschwüchsigen Laubhölzern sichert eine weitaus bessere mikrobiologische Aktivierung.

6. Der pedozoologische Aspekt

6.1. Grundlagen

Die Besiedlung der Halden und Kippen des Braunkohlenbergbaues durch Bodentiere ist ein wesentliches Kriterium für deren Entwicklung zu produktionsfähigen Böden. Wie in der Einleitung bereits festgestellt, kann man die Bodentiere sowohl als Wirkungsfaktoren, d. h. produktionsbiologisch, als auch als Zustandsanzeiger auffassen und auswerten. Die produktionsbiologische Methode stellt an die Erfassung der Bodenfauna andere Anforderungen als die Indikatormethode. Während die erstere im Idealfall repräsentative Globalzahlen für die gesamte Bodenfauna voraussetzt, kann sich die andere auf die detaillierte Kenntnis einer oder weniger Gruppen beschränken. Die vergleichende Berücksichtigung beider Arbeitsweisen erfordert also, einen für beide Richtungen genügenden Mittelweg in der Erfassungsmethode zu suchen.

Es gibt keine Möglichkeit, mit einer einheitlichen Methodik die gesamte Bodenfauna gleichzeitig zu erfassen. In der Praxis wird daher die Auswahl der berücksichtigten Bodentiergruppen häufig von der Wahl der Entnahmeart bestimmt. Umgekehrt diktiert die Notwendigkeit der differenzierten Probenentnahme und -auslese von vornherein eine Beschränkung auf diejenigen Tiergruppen, denen entsprechend der gestellten Frage das höchste Interesse zukommt.

Zweifellos ist hierbei in erster Linie die Makro- und Megafauna zu nennen. Dies gilt nicht nur für die produktionsbiologisch wichtigen Lumbriciden, sondern ebenfalls für viele räuberische Gruppen der Carabiden und Spinnen, die häufig einen hohen Zeigerwert besitzen (HEYDEMANN, 1953). Besonders für die Anfangsbodenbildungen dürfte die Mesofauna jedoch ein gleiches Interesse beanspruchen, wie aus Arbeiten von KUBIENA (1948), KÜHNELT (1950), NOSEK (1964) u. a. bekannt ist. Auf die erwartungsgemäß hohe Indikatorbedeutung der Mesofauna, besonders der Collembolen, weist GHILAROV (1965 a) unter Berufung auf die Arbeiten von H. GISIN (1955) und G. GISIN (1952) hin. Nach Berechnungen von MACFADYEN (1963) sind sogar die produktionsbiologischen Leistungen der Mesofauna an bestimmten Standorten denen der Makrofauna energiemäßig ebenbürtig. Der Boden-Mikrofauna spricht GHILAROV (1965 a) dagegen einen besonderen Wert für die Diagnostik des Standortes ab. Diese Auffassung ist im gegebenen Zeitpunkt sicherlich richtig, zumal weder die autökologischen Kenntnisse noch die produktionsbiologischen Erfassungsmöglichkeiten ausreichen, mikrofaunistische Ergebnisse zur Zustandsanalyse eines Standortes zu verwenden. Hiervon sind die in letzter Zeit gut bearbeiteten Thekamöben (BONNET, 1964; u. a.) vielleicht auszunehmen. Grundsätzlich muß bei den Arten der Mikrofauna (Protozoen, Nematoden, Rotatorien) mit der Fähigkeit gerechnet werden, sich in Dauerstadien sehr weit zu verbreiten, bis zum Eintritt optimaler Lebensbedingungen zu überdauern und diese dann engräumig und kurzzeitig auszunützen. Wir haben es hier also

widerum mit dem Problem der Trennung einer „potentiellen“ von einer „aktiven“ Besiedlung zu tun, das bei der Behandlung der Mikroflora bereits berücksichtigt werden mußte.

Die angeführten Gründe lassen es angesichts der nötigen Beschränkungen des Arbeitsaufwandes geraten erscheinen, auf die Erfassung der Mikrofauna zu verzichten. Hiermit ist jedoch nicht gesagt, daß genügend eingehende Untersuchungen, besonders der Thekamöben-Populationen, nicht zu wichtigen Erkenntnissen führen könnten.

Sammel- und Auslesemethoden

Um die wichtigsten Gruppen der Makro- und Mesofauna in einem quantitativ definierten Maß zu sammeln, war es nötig, 5 verschiedene Sammelmethoden anzuwenden (Tab. 11). Eine von diesen, der Fallenfang, ist nicht flächenbezogen und erfordert in der folgenden Auswertung eine besondere Behandlung. Die anderen Methoden führen zu untereinander vergleichbaren Ergebnissen. Es wurden mit Absicht nach Möglichkeit allgemein übliche Standard-Methoden

Tabelle 11. Auslesetechnik der Bodentiergruppen

Gruppe	1,5-l-Probe Handauslese	Trichterauslese O'Connor	nach Berlese / Tullgren	Fallenfang
Phytophage				
Coleoptera	×			×
Lepidoptera, Hymenoptera et. al.	×			×
Mollusca	×			×
Zoophage				
Carabidae	×			×
Staphylinidae	×			×
Arachnomorpha	×		(X)	×
Chilopoda	×		(X)	×
Parasitiformes			×	×
Makrohumiphage				
Lumbricidae	× ^s			(X)
Diplopoda	× ^s		(X)	×
Isopoda	×			×
Diptera (Larven)	×	×	(X)	
Mikrohumiphage				
Enchytraeidae		×	(X)	
Collembola			×	
Protura			×	(X)
Oribatei			×	(X)
Acaridae			×	×
Trombidiformes			×	×
Paupoda			×	
Symphyla			×	

^s hinzu kommt die Formol-Methode

angewendet, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den Befunden anderer Autoren zu sichern. Deshalb genügt eine knappe Darstellung der Methoden:

a) Für die Makrofauna wurden Bodenproben mit einem Stechzylinder von 1,5 Liter Inhalt (nach DUNGER, 1958 a) entnommen und mit der Hand ausgelesen. Die Zylinder hatten eine Eintauchtiefe von 4,8 cm und erfaßten eine Bodenoberfläche von 313 cm². Bei entsprechender Vorbehandlung der Entnahmefläche waren mit diesem Gerät auch Proben in 5 bis 10 cm oder tieferen Schichten möglich. Der Vorteil dieser Methode gegenüber der häufig empfohlenen Auslese von 0,5 oder 1,0 m² Bodenoberfläche besteht darin, daß erstens der Boden im Labor und damit wesentlich genauer ausgelesen werden kann, daß zweitens eine größere Zahl von Wiederholungen und damit eine bessere Erfassung der Unterschiede innerhalb des Standortes möglich ist, und daß drittens die Gefahr des Entlaufens der agilen Arten verringert wird. Der entnommene Boden kann ohne Beeinträchtigung des Ergebnisses in Leinensäcken verpackt und ins Labor transportiert werden. Ist das Auslesen am gleichen Tag nicht möglich, so lassen sich die Säcken in größeren Plastbeuteln kühl gelagert (Keller) einige Tage ohne Schädigung der Tiere erhalten.

b) Die Lumbricidenfauna kann mit dem 1,5-Liter-Zylinder nicht hinreichend erfaßt werden. Ergänzend wurde daher die Formel-Methode nach RAW (1959) angewendet. Man befreit vorsichtig 1 m² Bodenoberfläche von der deckenden Vegetation, Fallaub etc. und übergießt die Fläche gleichmäßig mit 5 Liter 0,2%igem Formol. Die herausgetriebenen Tiere werden abgelesen. Es ist nötig, die Fläche 30 Minuten zu beobachten und anschließend nachzuharken, um bereits unter der Erdoberfläche ermattete Tiere noch mit einzusammeln. Gegebenenfalls kann man ein zweites Mal übergießen.

c) Die Mesofauna, insbesondere die Kleinarthropoden, wurden mit der üblichen Methode des Thermoelektors (Berlese-Tullgren-Trichter) in der von BALOGH und LOKSA vorgeschlagenen Modifikation (Kleintrichter) erfaßt. Zur Probenentnahme diente ein Stechzylinder nach NAUMANN mit einer variablen Eintauchtiefe von 5 bis 10 cm und einer Öffnungsfläche von 3 cm². Nach vorhergehenden Testuntersuchungen wurde die jeweils in einem Trichter ausgelesene Bodenmenge auf 60 cm² festgelegt. Hierfür waren entweder 4 Einstiche zu 5 cm Tiefe oder 2 Einstiche zu 10 cm Tiefe nötig.

d) Die Enchytraeiden können mit dem Tullgren-Trichter nicht ausgelesen werden. Eine Überprüfung der von NIELSEN (1952), MARZUSCH-TRAPPMANN (1959) und O'CONNOR (1955) vorgeschlagenen Methoden ergab, daß sich unter den gegebenen Bedingungen eine Modifikation des Baermann-Trichters nach dem Vorschlag von O'CONNOR am besten eignete. Je Trichter wurden 50 cm² Boden ausgelesen. Die Beheizung erfolgte ansteigend mit einer anfangs gedrosselten 60-Watt-Lampe, so daß sich nach 150 Minuten die Probe oberflächlich auf 45 °C erwärmte. Nach 3 Stunden wurden die unten im wassergefüllten Trichter angesammelten Enchytraeiden abgezogen.

e) Die epedaphische Fauna ist zu sehr unterschiedlichen Tageszeiten aktiv und verbringt den Rest in oft starker Aggregation. Es ist kaum möglich, sie flächenbezogen quantitativ zu erfassen. Einen sehr wesentlichen Einblick gewährt jedoch der Fallenfang. Hierfür wurde eine Einsatzfalle entwickelt (DUNGER, 1963 a). Sie besteht aus Kunststoffeinsätzen, die in die wie üblich eingegrabene Glasfalle gehängt werden. Nach Verschluss mit einem Gummistopfen können sie auch als Transportgefäße dienen. Hierdurch ergeben sich wesentliche arbeitstechnische Vorteile vor allem bei häufigen Fallenleerungen. Die Einsätze wurden stets mit 3 %igem Formol etwa 5 cm hoch gefüllt. Die Leerung und Auslese erfolgte im Labor unter Benutzung des Binokulars.

Repräsentanz der Proben

Da man in keinem Fall die Gesamtheit der Bodenfauna studieren kann, muß man sich auf Stichproben beschränken. Es ist zu prüfen, inwieweit diese Rückschlüsse auf die Gesamtheit, die untersucht werden soll, zulassen. Hierbei besteht ein Unterschied je nachdem, ob die Populationsdichte ein und derselben Art (quantitativ) oder der gesamte Artenbestand einer Gruppe am Standort (qualitativ) erfaßt werden soll. Für die vorliegende Arbeit kommen beide Ziele in Betracht. Die anstehenden Fragen sollen zunächst für die Erfassung der Kleinarthropodenfauna besprochen werden.

Die Populationsdichte, ausgedrückt in Individuen pro Flächen- bzw. Volumeneinheit, ergibt sich zunächst aus dem arithmetischen Mittel \bar{x} aus allen Einzelproben, vorausgesetzt, daß es sich um methodisch gleichartige Proben handelt. Die Genauigkeit dieses Mittelwertes hängt von der Verteilung (Dispersion) der Individuen ab. Es ist allgemein bekannt, daß Bodentiere praktisch nie eine gleichmäßige oder eine Zufallsverteilung, sondern fast stets eine mehr oder weniger starke Aggregation aufweisen (DEBAUCHE, 1962). Da sich der Boden als Lebensraum allgemein durch eine „Hemmung des Austausches“ (KÜHNELT, 1957) auszeichnet, muß erwartet werden, daß eine Vielzahl von miteinander korrelierten Faktoren biotischer und abiotischer Natur in Richtung der Störung der Normalverteilung, d. h. also einer Aggregation hinwirkt. Bei Kleinarthropoden wird z. B. häufig eine negative Binomialverteilung angetroffen (DEBAUCHE, 1962). Die Werte der Einzelproben zeigen nach logarithmischer Transformation ($\log x$ bzw. $\log x + k$) eine annähernd symmetrische Streuung um den Mittelwert. In Abb. 40 und 41 ist dies für die Collembolenpopulation der Teichhalde an einem Beispiel dargestellt.

Einen anderen einfachen Hinweis auf die Form der Verteilung ergibt der Dispersionsquotient (CD) aus der Varianz s^2 und dem Mittelwert \bar{x} :

$$CD = \frac{s^2}{\bar{x}}$$

Nach CANCELA DA FONSECA (1966) ist der Dispersionsquotient bei

homogener Verteilung	CD < 1	Aggregation	CD > 1
Zufallsverteilung	CD = 1		

Es genügt, aus den gegebenen Beispielen (Abb. 40, Tab. 12) festzustellen, daß tatsächlich eine nicht normale Verteilung im Sinne einer Aggregation vorliegt.

Es erhebt sich nun die Frage, wieviele Einzelproben entnommen werden müssen, um eine hinreichende Genauigkeit der erhaltenen Mittelwerte zu sichern. Vorerst ist es jedoch nötig zu klären, was als hinreichende Genauigkeit anzusehen ist. Die Mittelwerte der Besiedlungsdichte werden nicht nur von der in der Natur vorhandenen Verteilung der Individuen, sondern ebenfalls von der Art der Probenahme und der Auslese beeinflusst. Der vielfach untersuchte Fehler, der bereits hiermit verbunden ist (vgl. BALOGH, 1958, u. a.), kann mit wenigstens 10–25% angesetzt werden. Somit ergibt sich bereits aus methodischen Gründen, daß für vergleichende Untersuchungen mit ein und derselben Methode eine höhere Genauigkeit als etwa 25% (mittlerer Fehler der Mittelwerte) nicht gefordert werden kann. In Tab. 12 sind die sich ergebenden Fehler in Abhängigkeit von der genommenen Probenzahl an einem Beispiel dargestellt. Für die zu untersuchenden Kleinarthropoden reicht eine Probenzahl von 8–10 Einzelproben, die zusammen etwa 500 cm³ Bodenvolumen oder 100 cm² Bodenoberfläche entsprechen, um genügend repräsentative Mittelwerte zu erhalten. Dies steht im Einklang mit Erfahrungswerten anderer Autoren (DEBAUCHE, 1962; MACFADYEN, 1962).

Aus der Feststellung der deutlichen Aggregation ergibt sich noch eine weitere Schlussfolgerung. Die aus solchem Material erhaltenen Originalwerte dürfen nur mit parameterfreien statistischen Testmethoden weiter ausgewertet werden, soweit sie nicht durch Transformation sekundär in eine Normalverteilung überführt worden sind.

Will man den Artenbestand vollständig erfassen, so ergibt sich eine ganz entsprechende Frage. Es ist klar, daß auf einer beliebig kleinen Fläche nicht alle Arten z. B. der Collembolen vorhanden sein können. Die Proben müssen deshalb so groß gewählt (bzw. so oft wiederholt) werden, daß das Minimalareal erreicht wird. Wenn dies als „kleinste Fläche, die den Tierbestand noch wahrheitsgetreu repräsentiert“, definiert wird (BALOGH, 1958), so ist hierunter der Bestand an konstanten und der Mehrzahl der akzessorischen, nicht jedoch der akzidentellen Arten zu verstehen. Das Minimalareal läßt sich von einer Artenarealkurve ablesen, die man aus einer Probenreihe für eine möglichst einheitliche Tiergruppe leicht berechnen kann (Abb. 42–44). Man geht hierbei von der durchschnittlichen Artenzahl der Einzelproben aus und gewinnt sodann durch Vereinigen von jeweils 2, 3, 4... Proben zu größeren Einheiten die diesen Arealgrößen entsprechenden durchschnittlichen Artenzahlen. Der Übergang zwischen steilem Kurvenanstieg und flacherem Verlauf bezeichnet die Größe des Minimalareals, da bei weiterer Erhöhung der Probenzahl nur noch wenige, akzidentelle Arten hinzutreten. Aus Abb. 42 ist ersichtlich, daß für die angewendeten Kleinarthropodenproben von 60 cm³ etwa 10 Wiederholungen ausreichen, um das Minimalareal zu erreichen. Somit bestätigt sich auch hierdurch die oben getroffene Feststellung der nötigen Probenzahl. Die Prüfungen sind hier durchweg auf die Gruppe der Collembolen bezogen, da diese für eine nähere Auswertung vorgesehen sind. Für verschiedene Milbengruppen werden jedoch ähnliche Probengrößen genannt (MACFADYEN, 1962).

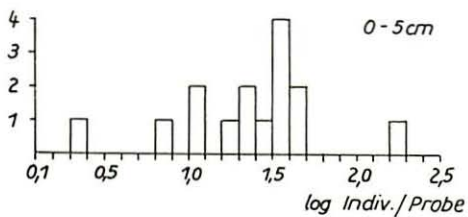
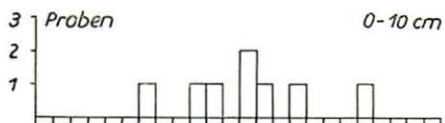


Abb. 40. Streuung der Individuendichte der gesamten Collembolenpopulation in 60 cm³-Proben (Standort T, 12. 6. 1962). Oben: 8 Proben zu 0-10 cm, $\bar{x} = 37,5$; $s^2 = 1443,7$; CD = 38,2. Unten: 16 Proben zu 0-5 cm, $\bar{x} = 40,0$; $s^2 = 2315,1$; CD = 57,8.

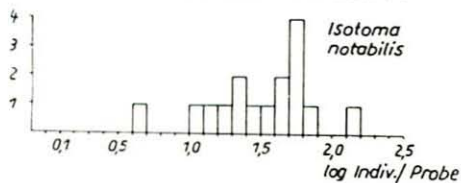
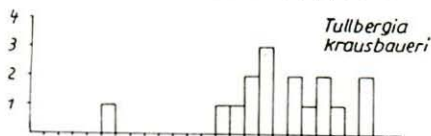
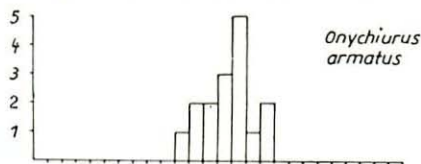
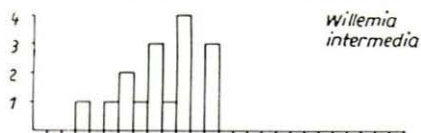
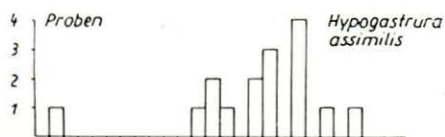


Abb. 41. Streuung der Individuendichte einzelner dominanter Arten aus der in Abb. 40 dargestellten Probe (0-5 cm).

Tabelle 12. Beispiel einer Collembolen-Probe

Entnahme: 21. 5. 1962; Auwald bei Kiesdorf

16 Proben zu 4 Einstichen (= 48 Einstiche) in 0–5 cm Tiefe (jede Probe entspricht $4 \cdot 3 \text{ cm}^2 = 12 \text{ cm}^2$ Bodenoberfläche und $4 \cdot 15 \text{ cm}^3 = 16 \text{ cm}^3$ Bodenvolumen)

Auslese: Tullgren-Trichter, Modifikation nach Balogh und Loksa

Probe Nr.	Individuenzahl		Auswertungsergebnis
1	46	$\bar{x} = 35 \pm 29 \%$	
2	50	$s^2 = 418$	
3	38	CD = 11,9	
4	5		$\bar{x} = 27 \pm 22 \%$
5	21	$\bar{x} = 19 \pm 20 \%$	$s^2 = 272$
6	9	$s^2 = 56$	CD = 10,1
7	27	CD = 2,9	
8	20		
9	30	$\bar{x} = 34 \pm 16 \%$	
10	50	$s^2 = 115$	
11	26	CD = 3,4	
12	31		$\bar{x} = 37 \pm 23 \%$
13	21	$\bar{x} = 40 \pm 36 \%$	$s^2 = 604$
14	10	$s^2 = 847$	CD = 16,3
15	72	CD = 21,2	
16	56		

$$\bar{x} = 32 \pm 15 \%, s^2 = 350 \quad \text{CD} = 10,9$$

8 Proben zu je 2 Einstichen (= 16 Einstiche) in 0–10 cm Bodentiefe; jede Probe entspricht $2 \cdot 3 = 6 \text{ cm}^2$ Bodenoberfläche und $2 \cdot 30 = 60 \text{ cm}^3$ Bodenvolumen

Probe Nr.	Individuenzahl		Auswertungsergebnis
1	6		
2	7		
3	21		
4	10		$\bar{x} = 16 \pm 25 \%$
5	13		$s^2 = 126$
6	17		CD = 7,8
7	14		
8	41		

Die Erfassung der Arten im Ablauf der Vegetationsperiode kann man prüfen, wenn entsprechende Kurven nicht für einen einheitlichen Probenstermin, sondern über eine Vegetationsperiode ermittelt werden (Abb. 43). Es zeigt sich, daß bereits etwa 25 Proben in entsprechender jahreszeitlicher Verteilung hinreichen, um die konstanten und die Mehrzahl der akzessorischen Arten zu erfassen. Hierbei ist jedoch nur an die Alternative Präsenz-Absenz, nicht aber an die Erfassung der Dominanzverhältnisse etc. gedacht, die selbstverständlich eine höhere Probenzahl im Jahresablauf voraussetzen.

Für die Erfassung der Enchytraeidenpopulation mit Hilfe der Auslesemethode nach O'CONNOR ergeben sich die gleichen Grundfragen. In Tab. 13 ist die Streuung einer Probenzorie als Beispiel dargestellt. Sowohl der mittlere Fehler des arithmetischen Mittels als auch der Dispersionsquotient entsprechen in der Größenordnung den Befunden bei Kleinarthropoden. Die Arten der Enchytraeiden wurden nicht determiniert.

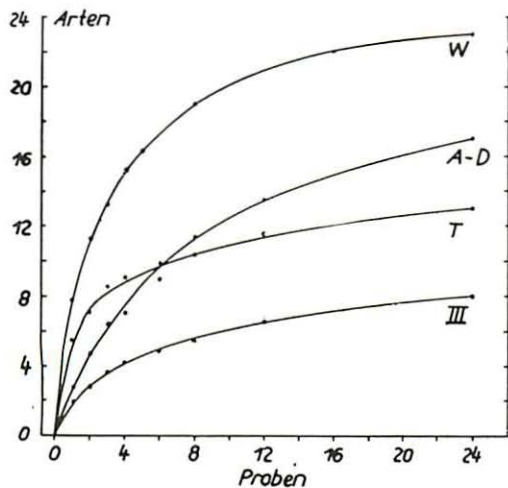


Abb. 42. Arten-Arealkurven der Collembolenpopulationen verschiedener Standorte der Halden bei Berzdorf (T, A-D), eines Auwaldes (W) und einer forstlich rekultivierten Fläche der Kippe Böhlen (III), bezogen auf einen Probentermin (24 Proben zu je 60 cm³).

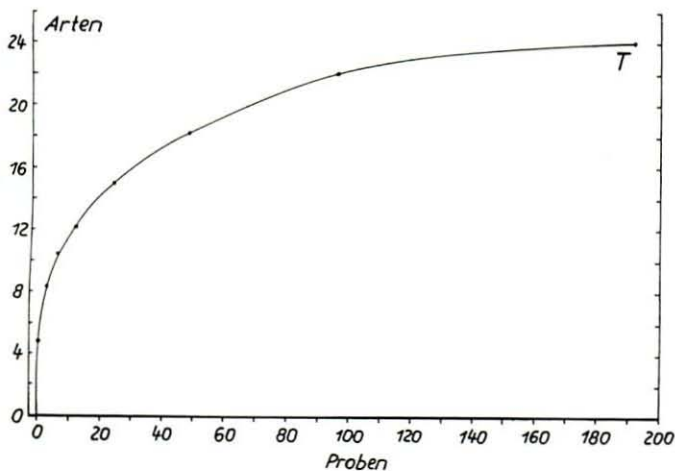


Abb. 43. Arten-Arealkurve der Collembolenpopulation der Teichhalde bei Berzdorf (T), bezogen auf die gesamte Prüfperiode (Mai—November 1962).

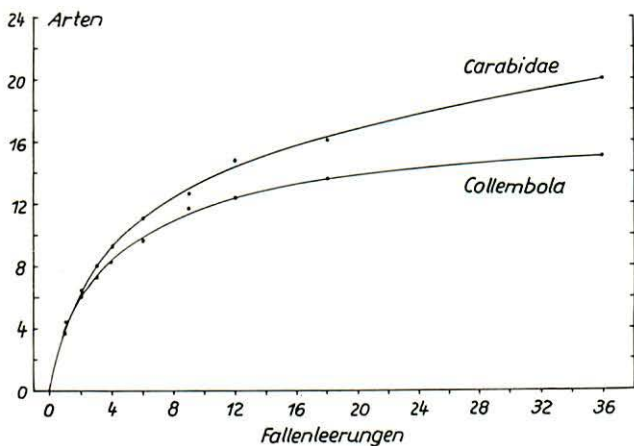


Abb. 44. Arten-Aktivitätskurven der Carabiden- und Collembolen-Fänge auf der Langteichhalde bei Berzdorf (A—D), bezogen auf eine Fangzeit von 4 Wochen (9 Fallen \times je 4 Leerungen) im Mai 1961 (Carabiden) bzw. 1962 (Collembolen).

Größere Streuungen der Werte sind naturgemäß bei der Erfassung der Makrofauna zu erwarten. Dies bezieht sich insbesondere auf Artengruppen mit größerer Beweglichkeit. Gerade bei diesen „Makroproben“ ist jedoch eine Einschränkung des Aufwandes aus technischen Gründen nötig. GHILAROV empfiehlt, je Standort 2—4 Proben von jeweils einem Quadratmeter zu prüfen. BALOGH kommt bei der Diskussion dieser Methodik zu dem Schluß, daß es geraten ist, 10 Quadrate zu 25×25 cm zu untersuchen. Wie oben bereits betont, ist eine genaue Auslese im Labor der Durchsicht einer größeren Bodenmenge am Standort selbst vorzuziehen. BALOGH (1958) weist bereits darauf hin, daß die von ihm empfohlene Probengröße das Minimalareal für kleinere und schwächer bewegliche Arten häufig weit überschreitet, für größere, agile Gruppen dagegen noch immer nicht erreicht. Für einige Arten der Streuafauna muß die Erfassbarkeit mit derartigen flächenbezogenen Proben überhaupt in Frage gestellt werden (FRÖMMING, 1958; VOLZ, 1962).

Die Entscheidung der zu wählenden Probengröße und der Zahl der Wiederholungen hängt daher in erster Linie von der vordringlich zu untersuchenden Gruppe ab. Bei den vorgenommenen Untersuchungen interessierten besonders Dipterenlarven und Coleopteren (-Larven) sowie Lumbriciden. Für die ersteren ergibt die beschriebene 1,5-Liter-Zylindermethode in 8 Wiederholungen eine hinreichende Genauigkeit ab (Tab. 14). Die hierbei effektiv untersuchte Bodenmenge (12 l der Schicht 0—5 cm, 4 l der Schicht 5—10 cm) entspricht gut der von VOLZ (1962) angewendeten Methode. Die Verteilung dieser Proben über eine größere Fläche dürfte jedoch zu einem repräsentativeren Ergebnis führen als die Entnahme auf einer einheitlichen Fläche von 50×50 cm. Im allgemeinen muß man erwarten, daß die Makrofauna mit den so gewonnenen Werten unterschätzt wird. Es wäre nützlich, Untersuchungen über den Einfluß der Tag-Nacht-Bedingungen und der Witterungsverhältnisse im Moment der Probennahme auf das Ergebnis dieser Methode auszuführen.

In Vorproben wurde schließlich untersucht, bis zu welcher Tiefe die quantitativen Bodenproben zu entnehmen waren. Die Profilausprägung an den Haldenstandorten reichte nicht aus, um die pedozologischen Proben hierauf abzustimmen (vgl. Abb. 19—20). Ein Vergleich der Besiedlung verschiedener Bodentiefen zeigte, daß die Populationsdichte unterhalb 5 cm Bodentiefe (bis auf aktiv grabende Arten) sehr gering war. Dies weist auf eine physiologische Flachgründigkeit der Haldenstandorte hin. Aus Tab. 13 ist jedoch auch für den untersuchten Auwald die gleiche Erscheinung festzustellen. Hier dürfte sich die zeitweilig starke Untergrundvernässung dieses Hang-Pseudogleyes bemerkbar machen. Diese Verhältnisse gaben Veranlassung, die Probentiefe für die Prüfung der Dominanz- und Konstanz-Verhältnisse der näher zu untersuchenden Gruppen auf 0—5 cm festzulegen und lediglich zur Erlangung des quantitativen Überblicks noch die Schicht von 5—10 cm

Tabelle 13. Beispiel einer Enchytraeiden-Probe

Entnahme: 18. 6. 1962; Auwald bei Kiesdorf

48 Proben zu 50 cm³ in 0–5 cm TiefeZahl der Einzelproben mit x Individuen/50 cm³

x	Probenzahl	x	Probenzahl	x	Probenzahl
4	2	16	—	28	—
5	—	17	2	29	2
6	2	18	—	30	1
7	1	19	2	31	3
8	1	20	4	32	—
9	—	21	5	33	2
10	—	22	1	34	1
11	—	23	—	35	—
12	2	24	1	36	—
13	3	25	4	37	—
14	1	26	1	38	—
15	4	27	2	39	—
				40	1
$\bar{x} = 20 \pm 6 \%$		$s^2 = 75,9$		CD = 3,8	

12 Proben zu 50 cm³ in 5–10 cm TiefeZahl der Einzelproben mit x Individuen/50 cm³

x	Probenzahl	x	Probenzahl		
0	1	7	—		
1	2	8	1		
2	2	9	—		
3	1	10	1		
4	1	11	—		
5	2	12	1		
6	—				
$\bar{x} = 4 \pm 27 \%$		$s^2 = 14,6$		CD = 3,7	

parallel zu entnehmen. Die Tiefenschichtung wurde darüber hinaus in besonderen Stichproben untersucht.

Für die *Lumbricidenfauna* waren bei dieser Tiefenbeschränkung der Probenentnahme zu geringe Werte zu erwarten. Ergänzend wurde deshalb die beschriebene Formol-Methode angewendet. Überraschenderweise stimmten die so gewonnenen Biomassen der Lumbriciden an den meisten Standorten gut mit den Biomassen aus den Zylinderproben überein. Man muß daraus den Schluß ziehen, daß bei Anwendung der Formol-Methode etwa die gleiche Gewichtsmenge an kleinen Regenwürmern unberücksichtigt bleibt, wie sich der Erfassung mittels des Stechzylinders durch Tiefenwanderung entziehen (große Arten). Die im folgenden angegebenen Biomassen der Lumbriciden sind daher stets als Minimalwerte anzusehen, die durchschnittlich um 25 bis 50 % zu tief liegen können.

Schließlich ist es noch nötig, die Repräsentanz der Fangergebnisse der ergänzend angewendeten *Bodenfallen* kritisch einzuschätzen. Die agile epedaphische Bodenfauna entzieht sich großenteils der Erfassung durch die flächenbezogene Probenentnahme. Sie verdient aber dennoch, bei der pedozoologischen Beurteilung der Standorte berücksichtigt zu werden, da sie wesentlichen Anteil an Stoffumsatz und Artenbestand des Standortes haben kann. Leider läßt sich nicht sicher bestimmen, welcher Prozentsatz dieser Tiergruppen bereits mit der Zylindermethode erfaßt worden ist. Aus dem Vergleich der beteiligten Arten (s. Abschnitt Indikatormethode) wird jedoch deutlich, daß eine große Zahl von Arten mit hoher Aktivitätsdichte mit der Zylindermethode nicht oder nur sehr selten gesammelt wurde. Der Fallenfang bietet also eine wichtige Ergänzung des Gesamtbildes.

Die *Einschätzung der Ergebnisse* wird dadurch sehr erschwert, daß zwischen Besiedlungsdichte und Aktivitätsdichte (= Fangergebnis) keine direkte quantitative Beziehung be-

Tabelle 14. Beispiel der Errechnung der Dipterenlarven aus 1,5-Liter-Proben
 Entnahme: 9. 7. 1962; Teichhalde Berzdorf (T)
 8 Proben zu 1,5 Liter 0—5 cm, Handauslese der Individuen über 3 mm Länge

Probe Nr.	Individuenzahl	Auswertungsergebnis
1	4	$\bar{x} = 3,5 \pm 19\%$
2	5	$s^2 = 3,4$
3	5	CD = 0,98
4	5	
5	2	
6	1	
7	1	
8	5	

Auslese der kleineren Individuen (unter 3 mm) mit Hilfe des O'Connor-Apparates; jeweils 6 Teilproben zu $50 \text{ cm}^3 = 8 \cdot 6 = 48$ Teilproben

Zahl der Einzelproben mit x Individuen/ 50 cm^3

x	Probenzahl	Auswertungsergebnis	
0	25	für 50 cm^3	für 1,5 Liter
1	12	$\bar{x} = 1 \pm 20\%$	$\bar{x} = 30 \pm 20\%$
2	6	$s^2 = 2,0$	
3	1	CD = 2,0	
4	2		
5	1		
6	1		

Mittlere Gesamtzahl der Dipterenlarven je 1,5 Liter Boden in 0—5 cm Tiefe: 33,5 Individuen

steht (HEYDEMANN, 1958). VAN DER DRIFT (1950) u. a. haben gezeigt, daß eine solche Aussage jedoch mit Hilfe des Rückfanges markierter Tiere möglich wird. Diese Methode ist aber sehr aufwendig und muß Spezialuntersuchungen vorbehalten bleiben.

Es wurde nun weiterhin festgestellt, daß selbst Vergleiche der Fallenfangergebnisse untereinander nicht immer eine quantitative Schlußfolgerung zulassen. Wie neuere kritische Untersuchungen gezeigt haben (GREENSLADE, 1964; DUNGER, 1967 b), muß man damit rechnen, daß sich dieselbe Art an verschiedenen Standorten auch bei gleicher Besiedlungsdichte unterschiedlich oft fängt. Abgesehen von mikroklimatischen Einwirkungen hängt dies zum einen von den Unebenheiten der Laufstrecke, d. h. von der Höhe des Raumwiderstandes (HEYDEMANN, 1956) ab. Je stärker strukturiert die Bodenoberfläche (z. B. durch Streu, Vegetation) wird, desto geringer wird der horizontale Anteil der lokomotorischen Aktivität und damit das Fangergebnis. Zum anderen findet man an Standorten mit geringer allgemeiner Besiedlungsdichte, schlechten Ernährungsbedingungen und schwacher Konkurrenz eine erhöhte Laufaktivität und damit überdurchschnittliche Fangzahlen (KACZMAREK, 1965).

Schließlich hat man verschiedentlich, selbst bei Kleinarthropoden (JOOSE, 1966) gefunden, daß direkt nach dem Eingraben der Falle das Fangergebnis wesentlich höher ist als in der Folgezeit. Diese „Eingrabewirkung“ („digging-in-effect“) — deren Ursachen nicht genügend bekannt sind — kann das Ergebnis erheblich verfälschen. Sie wird durch die angewandte Methode der Einsatzfallen, die während der gesamten Untersuchungsperiode das Aus- und Eingraben erspart, vermieden.

Aus der besprochenen methodischen Kritik ist nicht die Schlußfolgerung zu ziehen, daß die Fangergebnisse der Bodenfallen keine verwertbare Aussage ermöglichen. Es ist allerdings nötig, bei der vergleichenden Beurteilung der Standorte deren spezifische Einwirkung auf die lokomotorische Aktivität zu berücksichtigen. Als allgemeiner Trend muß erwartet werden, daß die Fangzahlen im Laufe der Entwicklung der Haldenböden bei gleicher Populationsdichte der geprüften Gruppe ständig abnehmen, da der Raumwiderstand ansteigt und die sich einstellenden Ernährungs- und Konkurrenzverhältnisse die Laufaktivität drosseln. Die Auswertung der Fallenproben verlangt also eine gesonderte und völlig andere Betrachtungsweise, als die zuvor besprochenen quantitativen Volumen- bzw. Flächenproben.

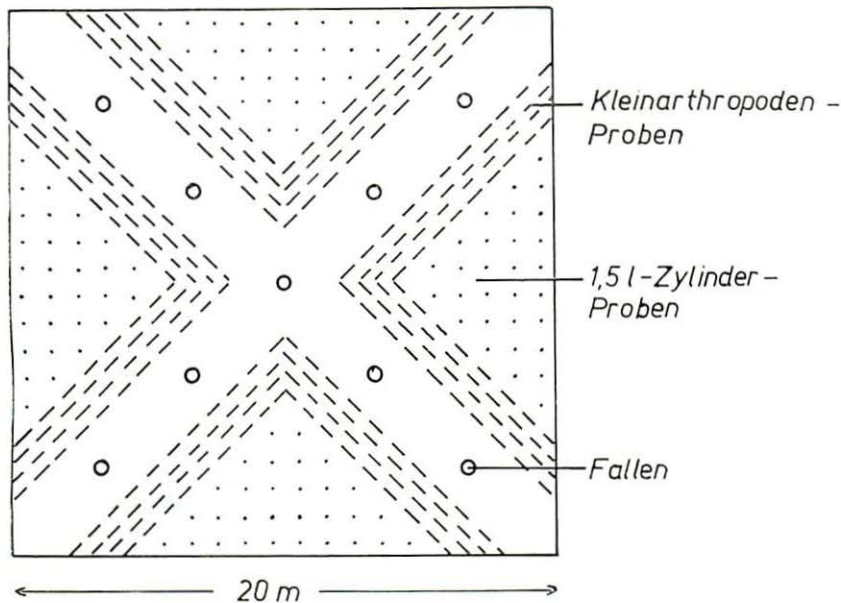


Abb. 45. Anlage der Probenquadrate zur kombinierten Entnahme von Fallen- und Volumenproben der Bodenfauna.

Ein hohes Interesse beansprucht schließlich die Frage, wieviele Fallen je Standort nötig sind, um alle auf Grund ihrer Aktivität an der Bodenfläche für den Fallenfang in Betracht kommenden konstanten und akzessorischen Arten zu fangen. Da das Fangergebnis von der Grenzlinie Boden/Falle abhängt, handelt es sich hierbei also um das Problem der kleinsten Fanglinie, die ausreicht, um einen repräsentativen Ausschnitt aus der an der Oberfläche aktiven Artenzahl zu erhalten. In Analogie zur Berechnung der Arten-Arealkurve kann man die Frage mit Hilfe einer „Arten-Aktivitätskurve“ lösen (Abb. 44). Es ergibt sich sowohl für Collembolen wie auch für Carabiden, daß im geprüften Fall der Beobachtung über einen Monat wenigstens 3 Fallen (bei viermaliger Leerung = 12 Fangergebnisse) benötigt werden, um eine hinreichende Information über die Artenzusammensetzung der „Fallenfauna“ zu erreichen. Gegenüber der Anwendung von 9 Fallen gewinnt man mit 3 Fallen bei Collembolen 75 % und bei Carabiden 70 % der Arten, allerdings mit einem Aufwand von nur 33 %. Da diese beiden Gruppen hier zur systematischen Untersuchung vorgesehen sind, ist damit die untere Grenze der anzuwendenden Fallenzahl festgelegt. In Anbetracht der auch innerhalb der großen Probequadrate zu erwartenden Feinunterschiede der Aktivität erschien es angebracht, 9 Fallen in entsprechender Verteilung je Probequadrat zu verwenden.

Übersicht über die Probenentnahmen

Aus den vorstehenden Überlegungen ergab sich der folgende Plan der Probenentnahme für jeden Standort:

- 24 Kleinarthropodenproben zu je 60 cm^3 , geteilt in
 - 16 Proben zu je 4 Einstichen 0–5 cm
 - 8 Proben zu je 2 Einstichen 0–10 cm

Tabelle 15. Verteilung der Probenentnahmen

	Zylinderproben		Fallen	O'Connor-Proben (Enchytraeiden)	Formolproben (Lumbriciden)
	1,5 l	60 cm ³			
Langteichhalde A—D und E—H sowie L A—F					
IV—XII 1961	180	432	612	360	
III 1962—III 1963	173	385	665	1038	
IV—V 1965	20	48	54	120	
IV 1966					9 m ²
	373	865	1332	1518	9 m ²
Teichhalde T A—D					
V 1962—III 1963	104	192	297	624	
V 1965	10	24	27	60	
V 1966					4 m ²
	114	216	324	684	4 m ²
Auwald Kiesdorf W A—D					
V 1962—III 1963	70	168	261	420	
V 1965	10	24	27	60	
IV 1966					3 m ²
	80	192	288	480	3 m ²
Außenhalde Nord N Deutsch-Ossig					
VII 1962—III 1963	20	34	84	120	
V 1965	8	12	12	48	
V 1966					4 m ²
	28	46	96	168	4 m ²
Kippe Böhlen I—V und Tf. 2					
IV—XII 1960		60	204		
X 1962	22	42		132	
IX 1963	30	42		180	
X 1965	15	45		90	
V 1966	29			174	10 m ²
	96	189	204	576	10 m ²

12 1,5-Liter-Zylinderproben, geteilt in

8 Proben 0– 5 cm

4 Proben 5–10 cm

60 Enchytraeidenproben zu 50 cm³, geteilt in

48 Proben 0– 5 cm

12 Proben 5–10 cm

9 Fallenproben

Die 3 verschiedenen Volumenproben wurden im Abstand von 4 Wochen entnommen, die Fallen wöchentlich geleert. Da auf den Halden eine starke Beeinflussung durch lokale Ausbildungen zu erwarten war, wurden typisch erscheinende Probenquadrate von 20 m Seitenlänge als ständige Beobachtungsflächen ausgewählt. Um zu verhindern, daß die natürlichen Verhältnisse durch

	○ ○ ○ ○	○ C	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○ ○ ○ ○ ○
	○ ○ ○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ C	○ ○ ○ ○ ○ ○
○ ○ Gruppe	I	II	III	IV	V	S	Bem.	○ ○
○ ○ Collembolen								○ ○
○ ○ übr. Apteryg.								○ ○
○ ○ Oribatiden								○ ○
○ ○ Acaridiae								○ ○
○ ○ Trombidiformes								○ ○
○ ○ Parasitiformes								○ ○
○ ○ Myriopoden								○ ○
○ ○ Arachniden								○ ○
○ ○ Dipterenlarven								○ ○
○ ○ übr. Ins.-Larven								○ ○
○ ○ Insekten								○ ○
○ ○ Oligochaeten								○ ○
○ ○ ○ ○ ○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○ ○ ○ ○ ○	○ ○
○ ○ ○ ○ ○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○ ○ ○ ○ ○	○ ○

Abb. 46. Kerblockkarte (DIN A 6) zur Erfassung der Kleinarthropoden nach Größenklassen (I—V). Die Rückseite bzw. die freien Lochpaare rechts sind für Standorts- und Datumsangaben vorgesehen.

Abb. 47 (s. S. 88 und 89). Vorder- und Rückseite einer Kerblockkarte (DIN A 4) zur Erfassung und Berechnung der Collembolen-Population. Rand mit doppelter Kerblockreihe nicht dargestellt; schmale Spalten entsprechen 1 Lochpaar (wie in Abb. 46). I—V = Größenklassen; ΣJ , ΣM = Summe der Individuen bzw. Biomassen; DJ, DM = Dominanz der Individuen bzw. Biomassen.

die regelmäßigen Probenentnahmen zunehmend gestört werden, erfolgten die Entnahmen jeweils in hierfür festgelegten Teilen des Gesamtquadrates (Abb. 45). Innerhalb dieser Teilflächen wurden die Einzelproben jeweils nach einem festen Muster entnommen, so daß aus der Nummer der Einzelprobe stets die Entnahmestelle bis auf etwa 1 m² genau hervorgeht. Dies erschien nötig, weil von vornherein die Möglichkeit zu bedenken war, daß sich auch innerhalb dieser Beobachtungsquadrate insbesondere reliefbedingte Unterschiede abzeichnen werden.

Da die Proben jeweils sofort aufgearbeitet werden mußten, konnten nicht alle Standorte gleichzeitig untersucht werden. Somit ergab sich die Notwendigkeit, die Entnahmedaten so zu staffeln, daß jeweils in der ersten Woche die Standorte A—D und E—H, in der zweiten Woche T, in der dritten Woche W und in der vierten Woche N geprüft wurden (mit Ausnahme der wöchentlich geleerten Fallen).

Der Standort N (Außenhalde Nord) war erst ab Juli 1962 der Untersuchung zugänglich. Hier wurde kein Beobachtungsquadrat angelegt und die Probenserien auf jeweils die Hälfte reduziert. Lediglich ergänzende Beobachtungen liegen von den zusätzlichen Standorten LAC, LE und LF vor. Auf der Kippe Böhlen konnten schließlich im Laufe von 5 Jahren jeweils nur an einem Termin Volumenproben entnommen werden. Für das Jahr 1960 liegen ganzjährige Fallenproben vor. Die Tab. 15 gibt einen Überblick über Zahl und zeitliche Verteilung der Probenentnahmen.

Auswertung

Mit den genannten Methoden konnten im Untersuchungszeitraum rund 270 000 Individuen aller Bodentiergruppen erfaßt werden. Der Hauptanteil entfällt hierbei mit 99 650 Individuen auf die Collembolen. Die Auswertung dieses umfangreichen Materials war einmal unter produktionsbiologischen Gesichtspunkten nach der Biomasse, zum anderen für ausgewählte Gruppen durch die Artendetermination vorzunehmen. Hierzu diente das folgende Auswertungsschema.

Sämtliche entnommenen Proben sind zunächst fortlaufend in einem Tagebuch erfaßt. Kleinarthropodenproben (Trichterauslese) werden Probe für Probe auf einer Randlochkarte DIN A 6 in 12 Hauptgruppen aufgeschlüsselt und dabei gleichzeitig nach Größenklassen aufgetrennt (Abb. 46). Dies ermöglicht ein späteres leichtes Sortieren der Probenkarten nach Probennummer (= Tagebuchnummer), der Tiergruppe (in 1—4 Dominanzstufen) und nach der Größenklasse. In der praktischen Arbeit der Auswertung hat sich dieses System gut bewährt, auch wenn die Karten anfangs ohne Kerbung als einfache Kartekarten benutzt werden.

Die hohe Zahl der Collembolen machte eine gesonderte Form der Auswertung nötig. Hierfür wurden Kerblockkarten im Format DIN A 4 entwickelt (Abb. 47), die auf der Vorderseite eine direkte Kerblockzuordnung von 86 Arten ermöglichen. Auf der Rückseite lassen sich alle nötigen Angaben über Standort, Datum, Entnahmereit, Weiterverarbeitung und Tagebuchnummer auftragen und verlochen. Weitere Eintragungen zur Charakteristik der Population und des Standortes (vorwiegend im Hinblick auf die Benutzung solcher Karten für Stichproben aus verschiedenen Biotopen) sind vorgesehen. Auch auf dieser Karte werden die Individuen jeder Art nach Größenklassen aufgeschlüsselt. Die Verrechnungsspalten sind für die Summe der Individuen und der Biomassen bzw. die entsprechenden Dominanzverhältnisse bestimmt, können aber auch für andere Rechnungsarten (Konstanzverhältnisse u. a.) Verwendung finden. Da die gleiche Karte sowohl für Einzelproben als auch für Berechnungen von Durchschnitten (Gesamtstandort, Jahresdurchschnitt etc.; in diesem Falle wird vorn das Kerblock „Durchschnittsprobe“ gestanzt) dienen kann, hat sich diese Methode der Auswertung als außerordentlich rentabel erwiesen. Ein gewisser Nachteil besteht darin, daß die Zahl von 86 Arten ohne Verletzung des Systems der direkten Zuordnung nicht mehr erweitert werden kann. Für die Collembolenfauna der geprüften Standorte reichte diese Zahl gerade aus. Für andere Gruppen (Lumbriciden, Myriopoden) wurden die gleichen Karten nach entsprechendem Ersetzen der Artnamen verwendet.

Das aus den Einsatzfallen, den 1,5-Liter-Zylinder- und Formol-Proben gewonnene Tiermaterial wurde primär in die Gruppen

Carabiden	Spinnen (+ Weberknechte)
Staphyliniden	Chilopoden
Käfer (restliche)	Diplopoden
Dipterenlarven	Isopoden
Insekten (restliche)	Lumbriciden
Mollusken	Enchytraeiden

aufgeteilt. Für jede Gruppe wurden die Individuenzahlen und die Gewichte (auf einer Halbmikrowaage, Anzeigegenze 0,1 mg; Tiergewichte im angetrockneten fixierten Zustand) festgestellt; für die Insektengruppen nach Larven und Imagines getrennt.

Weiter wurden aus den Fallen die Collembolen und Milben isoliert und in der oben beschriebenen Weise weiterbearbeitet.

6.2. Die produktionsbiologische Methode

Die produktionsbiologische Methode versucht, den Stoff- bzw. Energiehaushalt der Bodenfauna zu messen und hieraus Rückschlüsse auf deren Bedeutung am Standort zu ziehen. Freilich ist es wenigstens gegenwärtig noch unmöglich, eine auf lückenlose detaillierte Einzelwerte gegründete Gesamtbilanz aufzustellen. Man muß sich vielmehr mit Näherungszahlen begnügen, die jedoch bereits wichtige Einblicke in die Standortverhältnisse ermöglichen (MACFADYEN, 1963; ENGELMANN, 1966; PETRUSEWICZ, 1967)

Welche produktionsbiologische Bedeutung kommt den Bodentieren in einem terrestrischen Ökosystem zu? Dies ist in erster Linie eine Frage der Ernährungsweise. Wie das Orientierungsschema (Abb. 48) erkennen läßt, gehören die meisten Bodentiere, energetisch betrachtet, der Rückgewinnungsstufe (Rekuperationsstufe) an („decomposers“, MACFADYEN, 1962; Rekuperanten, BALOGH, 1958). Sie verhindern durch ihre Fraßtätigkeit die Anhäufung ungenutzter organischer Substanz bzw. potentieller Energie (als Rohhumus, Torf usw.) und haben in der bekannten Weise Anteil an der Bildung einer für die Bodenertragsleistung günstigen Humusform (DUNGER, 1960 b, 1964 a). Alle vom Energiegehalt der Humusstufe (einschließlich der darin enthaltenen Reduzen-

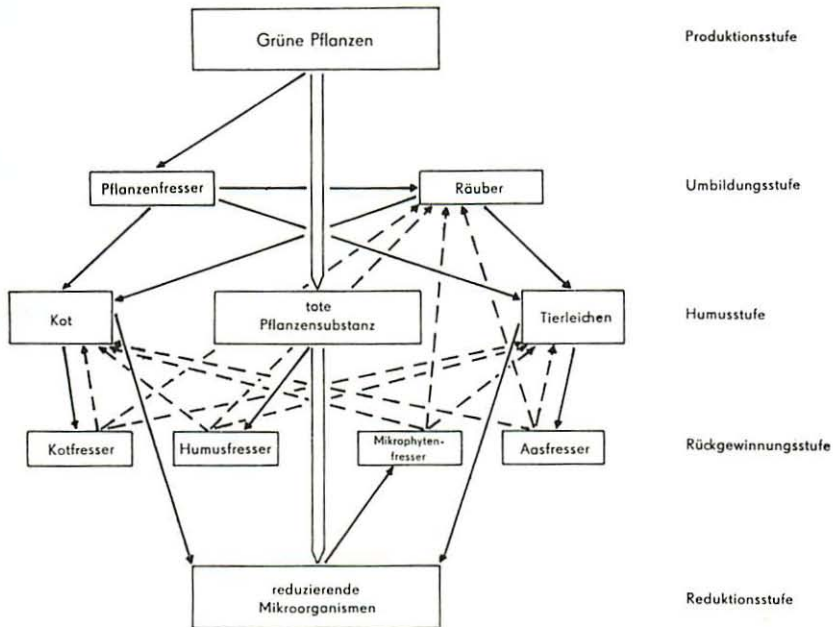


Abb. 48. Schema des Stoffumsatzes in einem terrestrischen Ökosystem. Die Mineralisierungsprozesse sind nicht dargestellt. (Nach DUNGER, 1964 a.)

ten, d. h. der Mikroorganismen) zehrenden Bodentiere kann man als Humiphagen (DUNGER, 1960 a) bezeichnen. Diese Ernährungsgruppe besitzt für die produktionsbiologische Beurteilung eines Standortes das höchste Interesse. Nach der Größe, der Fähigkeit zum aktiven Graben im Boden und der Eigenart der weniger differenzierten Nahrungsaufnahme kann man zwischen Makrohumiphagen und Mikrohumiphagen unterscheiden (DUNGER, 1960 a; entspricht „large decomposers“ und „small decomposers“ bei MACFADYEN, 1963). Die Räuber (Zoophagen) und besonders die Pflanzenfresser (Phytophagen) haben dagegen gewöhnlich einen geringeren Anteil an der Bodenfauna. Die Zuordnung der untersuchten Tiergruppen zu diesen Ernährungsstufen („trophic levels“) ist aus Tab. 11 zu ersehen.

Die Erfassung des Stoffwechsels dieser Ernährungsstufen ist ein wesentliches Ziel der produktionsbiologischen Analyse. Für die pedozoologische Standortdiagnose wird damit jedoch noch nicht in jedem Fall die nötige Information gewonnen sein. HAIRSTON, SMITH and SLOBODKIN (1960) und MACFADYEN (1963) weisen bereits darauf hin, daß etwa gleiche Stoffwechselgrößen innerhalb dieser Ernährungsstufen von sehr unterschiedlichen systematischen Einheiten (z. B. Collembolen, Oribatiden, Enchytraeiden, Nematoden) hervorgebracht werden können. Es erscheint daher diagnostisch bedeutungsvoll, die wichtigsten systematischen Einheiten gesondert zu erfassen.

Es steht außer Zweifel, daß mit dem Ausscheiden dieser Ernährungsstufen die wirkliche Vielfalt des Nahrungsnetzes nicht entfernt wiedergegeben werden kann. Noch bedenklicher als diese Vereinfachung erscheint der Umstand, daß mit der Zuordnung ganzer Taxozönosen zu einer Ernährungsstufe offensichtlich nicht geringe Fehler in Kauf genommen werden müssen. Innerhalb der „räuberischen Gruppen“ gibt es bekanntlich durchaus auch pflanzenfressende Arten (Carabiden), zu humiphagen Gruppen zählen nicht selten einzelne Räuber und echte Pflanzenfresser (Dipterenlarven, selbst Collembolen).

Bei Mikrohumiphagen kommen schließlich, soweit bekannt, noch häufiger als sonst fakultative Übergänge zwischen verschiedener Ernährungsweise bei ein und demselben Tier vor. Um diesen Fehler auszuschalten, müßte die Zuordnung der Bodentiere zu Ernährungsstufen auf der Artenebene vorgenommen werden. Abgesehen davon, daß dieser Arbeitsaufwand praktisch nicht zu bewältigen wäre, würde ein solcher Versuch auch an der häufig zu geringen Kenntnis der Ernährungsansprüche vieler Arten scheitern. Es bleibt also gegenwärtig nur übrig, durch das geschilderte generalisierende Verfahren einen allgemeinen Einblick in die Verhältnisse anzustreben.

6.2.1. Produktionsbiologische Einheiten

Die produktionsbiologische Wertung jedes in einer Stichprobe enthaltenen Exemplares ist bestrebt, dessen Bedeutung innerhalb des Stoff- und Energiehaushaltes des Standortes in einer absoluten Maßeinheit quantitativ auszudrücken. Es bedarf keiner Diskussion, daß hierfür selbst bei Betrachtung ledig-

lich einer recht einheitlichen Gruppe wie etwa der Collembolen das Individuum als Maßeinheit nicht ausreicht. Selbst bei diesem Beispiel können die so erfaßten Individuen im Gewichtsverhältnis von 1 : 1000 stehen (DUNGER, 1968 a)

Die Biomasse

Die einfachste produktionsbiologische Einheit ist das Lebendgewicht des Individuums bzw. der Population, als Biomasse bezeichnet. Sie stellt im gegebenen Moment den Bestand („standing crop“) des betreffenden Ausschnittes des Ökosystems an organischer Materie dar. Theoretisch ergibt die energetische Basis eine noch bessere Möglichkeit der Kennzeichnung durch den Energieinhalt der Biomasse. Praktisch sind solche Untersuchungen jedoch auf Einzelbeispiele bzw. die Kennzeichnung künstlicher Populationen im Labor beschränkt. Dies mindert jedoch nicht grundsätzlich den Wert der Biomasse als produktionsbiologische Maßeinheit für die ökologische Beurteilung eines Standortes. VOLZ (1962) hat ihre Bestimmung für die hervortretenden Gruppen der Bodenfauna als „gravimetrische Gruppenanalyse“ bezeichnet, und dieses Verfahren als „physiognomische Methode“ der Artenanalyse („soziologische Methode“, VOLZ, 1964) gegenübergestellt.

Gewichtsbestimmung bei der Makrofauna

Für die Gruppen der Makrofauna kann das Gewicht durch direktes Wägen der ausgelesenen Exemplare bestimmt werden. Schwierigkeiten bereitet die Behandlung der (im allgemeinen auch der Mesofauna zuzurechnenden) Enchytraeiden, da hier die Gesamtgewichte der Einzelaufsammlungen nicht selten an der unteren Grenze der Wägegenauigkeit liegen (0,1 mg) oder sie noch unterschreiten. In solchen Fällen mußte in der vorliegenden Arbeit mit Näherungszahlen gearbeitet werden, die das wahre Gewicht der Enchytraeidenpopulation möglicherweise zu gering wiedergeben.

Allgemein ist zu bedenken, daß man bei dieser üblichen Methode nicht das Gewicht der lebenden, sondern der in 70 %igem Alkohol fixierten Tiere erhält. Dieses liegt durchschnittlich um 25 % tiefer als das Lebendgewicht (Dunger, 1958 a), da das Gewebe beim Fixieren Wasser verliert. Ein weiterer Fehler liegt darin, daß infolge des unterschiedlichen Gehaltes an stoffwechsel-inaktiven Substanzen (Schalen, Skelette) und der wechselnden Darmfüllung im „Lebendgewicht“ offensichtlich verschiedenwertiges Material gemessen wird. Erhöhte Skelettgewichte sind in der vorliegenden Arbeit besonders bei Isopoden und Diplopoden zu berücksichtigen (Gehäuseschnecken traten nur ganz vereinzelt auf). Für alle Gruppen ist aber die Darmfüllung einzurechnen. Sie stört die Gewichtsbestimmung besonders deshalb, weil die Labormessung des Sauerstoffbedarfes gewöhnlich auf Tiergewichte bei leerem Darm bezogen wird und für die Berechnung der Gesamtatmung aus der Biomasse die gleichen Grundlagen zu fordern sind. BOUCHE (1966) hat für Lumbriciden festgestellt, daß die Darmfüllung 20–27 % des Lebensgewichtes betragen kann. Beide Fehler, die Verminderung durch die Fixierung und die Erhöhung durch den Darminhalt, gleichen sich möglicherweise annähernd aus. Man darf daher das „Alkoholgewicht“ der aus den Proben ausgelesenen Tiere als beste Annäherung an das Lebendgewicht im nüchternen Zustand betrachten.

Gewichtsbestimmung bei Kleinarthropoden

Da es schwierig ist, das Gewicht der Kleinarthropoden im Laufe von Populationsuntersuchungen direkt zu bestimmen, werden seit der Arbeit von BORNE-

BUSCH (1930) die verschiedensten indirekten Methoden angewendet, um Durchschnittsgewichte pro Individuum zu erhalten (vgl. EDWARDS, 1967). Der einschneidendste Fehler, der bei diesen Methoden in Kauf genommen werden muß, liegt darin, daß die Altersstruktur und deren jahreszeitlicher Wechsel vernachlässigt wird (vgl. HALE, 1967). EDWARDS (1967) fand bei der Untersuchung von Kleinarthropoden englischer Acker-, Wiesen- und Waldstandorte, daß sich das Verhältnis zwischen Länge und Gewicht mit hinlänglicher Genauigkeit durch die Formel

$$Y = b \cdot X$$

darstellen läßt. Hierbei ist

X = Länge des Tieres in mm

b = Regressionskoeffizient (für jede Tiergruppe gesondert zu bestimmen)

$$Y = \sqrt[3]{\text{Gewicht des Tieres in } \mu\text{g.}}$$

Die Längenbestimmung aller Individuen einer Stichprobe bereitet keine grundsätzlichen Schwierigkeiten. Die gefundene Längen-Gewichts-Beziehung eröffnet daher die Möglichkeit, ein zutreffendes Gewicht der Population zu errechnen, das deren Zusammensetzung nach Arten und Altersstufen berücksichtigt. In Abb. 49 werden für die Familien der Collembolen die EDWARDSschen Regressionsgeraden mit einigen Direktmessungen verglichen. Es ergeben sich erwartungsgemäß einige Abweichungen. Grundsätzlich bestätigt jedoch der Vergleich, daß es möglich ist, auf diesem Wege hinreichend genaue Durchschnittsgewichte zu bestimmen.

Bei der produktionsbiologischen Bearbeitung eines großen Materials ist es jedoch ein wenig produktives Verfahren, wenn die Länge jedes Individuums mikroskopisch exakt gemessen werden soll. Wesentlich rentabler und noch immer hinreichend aussagekräftig ist es, die Funde nach Größenklassen aufzuteilen. Hierfür wurden fünf Stufen verwendet:

Klasse	Größenordnung (mm)	Durchschnittsgröße (mm)
I	< 0,5	0,4
II	0,5–1,0	0,75
III	1,0–2,0	1,5
IV	2,0–3,0	2,5
V	> 3,0	4,5

Diese Größenklassen wurden für die Collembolen und mit geringfügigen Abweichungen auch für die anderen Kleinarthropoden verwendet (Abb. 49). Ihnen konnten nun Durchschnittsgewichte zugeordnet werden, womit die Gewichtsberechnung eine wesentliche Vereinfachung erfährt (s. Tab. 16).

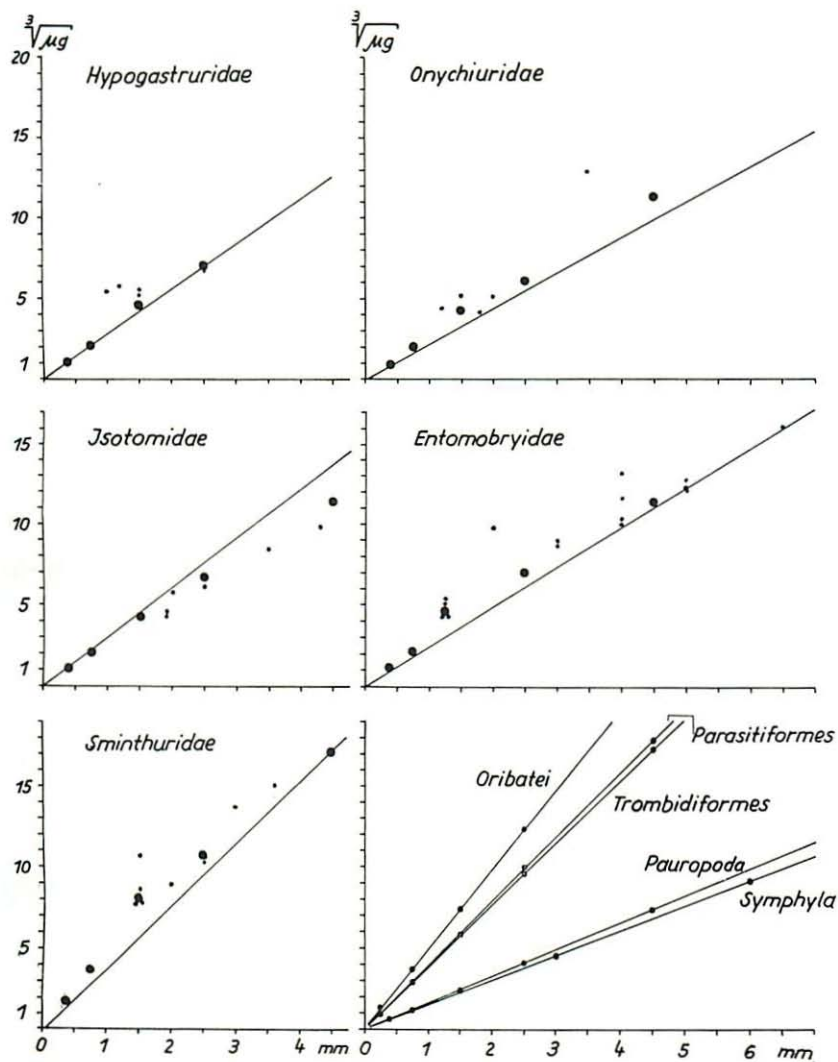


Abb. 49. Vergleich der Regressionsgeraden des Längen-Gewichts-Verhältnisses bei Kleinarthropoden nach EDWARDS (1967) mit einigen Originalbestimmungen von ZINKLER (1966), HEALEY (1967 a) und DUNGER (1961) an Collembolen. Die gewählten Klassenmitten der Größenklassen sind durch ● gekennzeichnet.

Der Sauerstoffverbrauch

Mit der Feststellung der Biomasse ist zwar der lebende organische Stoffbestand, nicht aber der Stoffwechsel charakterisiert. Es ist bekannt, daß zwischen beiden keine lineare Abhängigkeit besteht (s. u.). Große Tiere haben einen relativ niedrigen, kleine Tiere einen relativ hohen Stoffwechsel. Daraus wird deutlich, daß der Vergleich der Biomassen von Tiergruppen verschiedener Größenklassen, z. B. der Lumbriciden und der Collembolen, zu falschen Ergebnissen führen muß. Selbst innerhalb einer Tiergruppe kann man die Stoffwechselleistung einer Population nur auf Grund der Biomasse nicht richtig einschätzen.

Als gut meßbare Stoffwechselgröße kommt in erster Linie die Atmung in Betracht. Sie kann als Sauerstoffverbrauch, bezogen auf Tiergewicht und Zeiteinheit bei einer definierten Temperatur angegeben werden (z. B. $\text{mm}^3 \text{O}_2/\text{g/h}$ 18°C). Legt man wie üblich zugrunde, daß $1 \text{mm}^3 \text{O}_2$ 4,778 gcal an Energie freisetzt, so kann das gleiche Meßergebnis ebenso in Kalorien ausgedrückt werden. Mit dem Sauerstoffverbrauch einer Art bzw. einer Gruppe ist eine charakteristische, mit der Biomasse kombinierbare Stoffwechselgröße gewonnen, die einen Vergleich zweier Populationen auf einer einheitlich wertenden Basis ermöglicht. Wird die Populationsdynamik im Jahresablauf durch genügend häufige Stichproben studiert, und werden die den Stoffwechsel direkt beeinflussenden Faktoren, besonders die Temperatur, gleichzeitig überprüft, so ist es möglich, die Stoffwechselleistung einer Population über ein Jahr bzw. eine entsprechende Zeiteinheit aufzusummieren. Diese Größe kann man als einen optimalen Grundwert für die produktionsbiologische Standortdiagnose ansehen. Mit ihrer Ermittlung verbinden sich jedoch noch methodische Fragen, die im folgenden besprochen werden müssen.

Will man den Sauerstoffverbrauch zur Charakterisierung der produktionsbiologischen Bedeutung der Faunenteile heranziehen, so ist man darauf angewiesen, diese Größe indirekt zu bestimmen. Die Grundlage hierfür bilden Laboruntersuchungen des Ruhestoffwechsels. Sie wurden für die Gruppen der Mesofauna von NIELSEN (1949, 1961: Nematoden, Enchytraeiden), ENGELMANN (1961: Oribatiden), O'CONNOR (1963: Enchytraeiden), BERTHET (1964: Oribatiden) und ZINKLER (1955: Collembolen) durchgeführt. Die z. T. älteren Befunde an verschiedenen Gruppen der Makro- und Megafauna sind bei ALBRITTEN (1954), ZINKLER (1966), SATCHELL (1967) u. a. zusammengestellt.

Für die produktionsbiologische Einschätzung der Atmung einer Population stehen einerseits die Biomasse/ m^2 , andererseits die im Laborversuch erhaltene Atmung, bezogen auf eine Gewichts- und Zeiteinheit, zur Verfügung. Die Atmung der Population (bezogen auf 1m^2 Bodenoberfläche) kann man hieraus auf verschiedene Weise berechnen.

Die einfachere Methode geht unter Vernachlässigung der Größenunterschiede innerhalb der Population von einem Durchschnittsgewicht je Individuum aus und erhält die Gesamtatmung durch einfache Multiplikation der Individuenzahl mit der Atmung je Durchschnittsgewicht. Hieraus kann man die Jahresatmung der Population einschätzen, indem man je nach Tiergruppe und geographischer Lage 150–250 „aktive Tage“ im Jahr und eine entsprechende Durchschnittstemperatur (gewöhnlich zwischen 5 und 10°C) annimmt (MACFADYEN, 1963). So gewonnene Werte sind ziemlich grob. Wenn das zugrundegelegte

Gesamtgewicht der Population jedoch aus der Kenntnis der Jahresdynamik resultiert bzw. dieser genügend entspricht, sind hiermit bereits wichtige Einblicke in die Stoffwechselleistung der Population möglich.

Um sich den wirklichen Verhältnissen mehr zu nähern, ist es nötig, die Beziehungen zwischen Sauerstoffverbrauch und Gewicht stärker zu berücksichtigen. Trägt man den Sauerstoffverbrauch der wichtigsten Bodentiergruppen in Abhängigkeit vom Gewicht nach den Mittelwerten der Labormessungen der oben genannten Autoren in einem semilogarithmischen Maßstab auf, so lassen sich die Punkte durch eine Kurve zusammenfassen (Abb. 50). Eine Ausnahme bilden die Werte für die Oribatiden (BERTHET, 1964), die infolge des hohen Skelettanteils sehr niedrig liegen. Korrigiert man sie jedoch nach dem Vorschlag ZINKLERS (1966) mit dem Faktor 3, so fügen sie sich sehr gut in die übrigen Werte ein. Die so empirisch gewonnene „Normalkurve der Atmung“ muß einer Formel des Typs

$$Y = a \cdot X^b$$

folgen, wenn sie eine allgemeine Gesetzmäßigkeit ausdrücken soll (vgl. ENGELMANN, 1961; ZINKLER, 1966). Hierbei ist Y = Sauerstoffverbrauch (mm^3/h); X = Körpergewicht (g); a und b = Konstanten. Der Exponent b liegt bei Tiergruppen, deren Stoffwechsel der Oberfläche proportional ist, etwa bei 0,75, bei Gewichtsabhängigkeit dagegen um 1,0. Für Oribatiden beträgt nach BERTHET (1964) $b = 0,72$, nach ENGELMANN (1961) $b = 85$. ZINKLER gibt für Collembolen $b = 0,74$ an.

Für die meisten Gruppen der Mesofauna dürfte demnach wie auch für die hemimetabolen Insekten (EDWARDS, 1953) eine Proportionalität zur Körperoberfläche bestehen.

Die Normalkurve der Atmung (Abb. 50) läßt sich nach der obigen Gleichung in logarithmischer Form für 18°C berechnen als

$$\log Y = 1,83 + 0,75 \cdot \log X$$

Die Berechnung dieser Kurve (Abb. 51) gibt die wertvolle Möglichkeit, gleitende Beziehungen zwischen Atmungsintensität und Körpergewicht bei produktionsbiologischen Untersuchungen an Bodentieren herzustellen. Es muß aber die Frage aufgeworfen werden, ob die hier errechneten Beziehungen die tatsächlichen Verhältnisse voll erfassen können.

Die in Abb. 50 dargestellten Messungen beziehen sich durchweg auf den Ruhe-Sauerstoffverbrauch. Der Lokomotions-Stoffwechsel beträgt z. B. bei Collembolen meist etwa das Doppelte dieses Wertes (ZINKLER, 1966), übersteigt ihn aber bei Lumbriciden offensichtlich nur um 30–60 % (SATCHELL, 1967) und bei Nematoden nur um 5 % (NIELSEN, 1949). Die angestellten Berechnungen unterschätzen also die Gesamtatmung um einen Betrag, der vorläufig nicht bestimmt werden kann. Es muß auch darauf hingewiesen werden, daß die experimentelle Messung des Sauerstoffverbrauches gerade bei kleinen Bodentieren selten mit genügender Sicherheit an ruhenden Tieren vorgenommen werden kann. Neben der Lokomotionsaktivität modifizieren vor allem Nahrungsaufnahme, Fortpflanzung und endogene Rhythmen in noch sehr ungenügend bekanntem Maß die Atmungsrate. Es fällt auf, daß stark positiv abweichende Meßpunkte (4, 5, 8 in Abb. 50) räuberischen Arten zugehören. PHILLIPSON (1962, 1963) hat an Opilioniden gezeigt, wie stark sich besonders die Fortpflanzungsvorgänge (Eireifung) auf die Atmung auswirken.

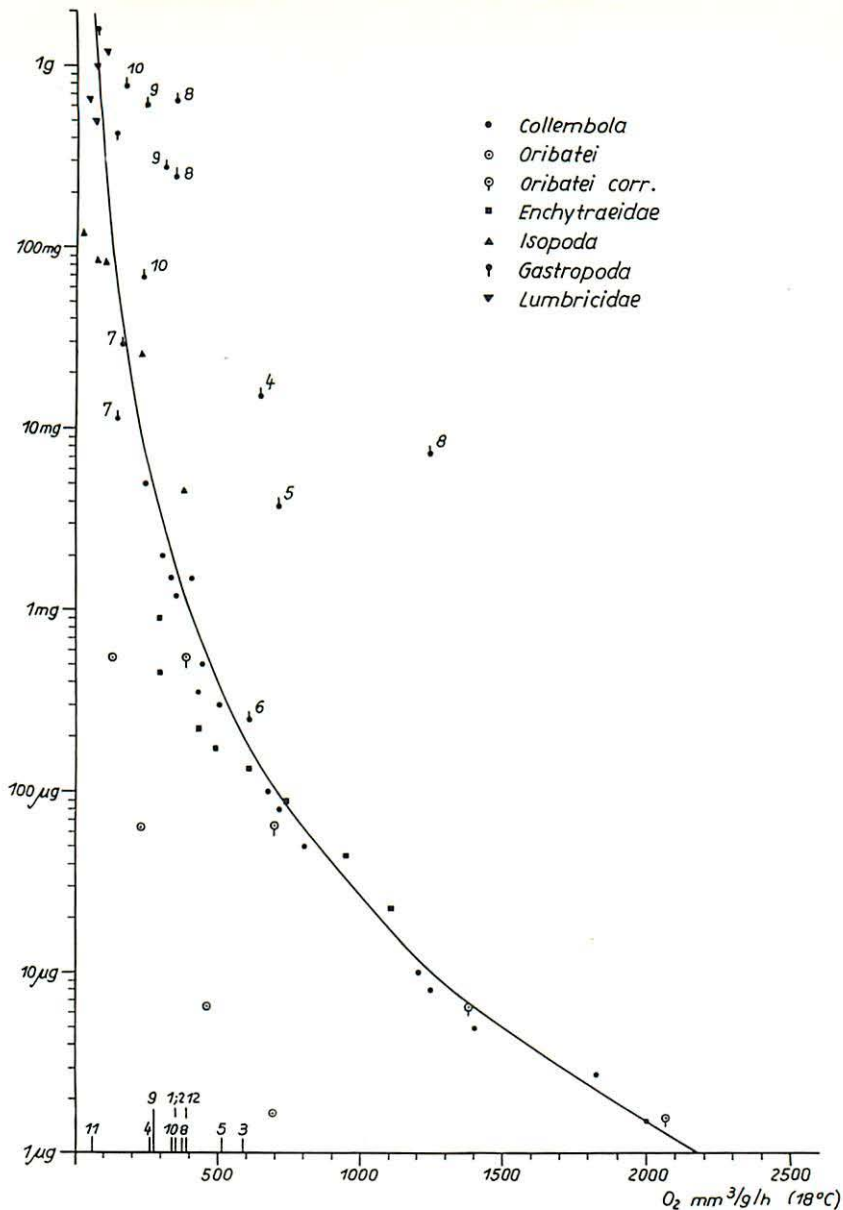


Abb. 50. Empirische „Normalkurve“ des Sauerstoffverbrauches der wichtigsten Bodentiergruppen in Abhängigkeit vom Gewicht (nach Mittelwerten der Messungen verschiedener Autoren, s. Text). Die Zahlen bedeuten: 1 = Isopoda; 2 = Diplopoda; 3 = Chilopoda; 4 = Araneae; 5 = Opiliones; 6 = Parasitidae; 7 = Thysanura; 8 = Coleoptera (zoophag); 9 = Diptera; 10 = div. Holometabola (Lepidoptera et al.); 11 = Lumbricidae; 12 = Enchytraeidae. Die Strichmarken auf der Abszisse zeigen die mittlere Atmung der entsprechenden Gruppe im Jahresdurchschnitt nach MACFADYEN (1963) an.

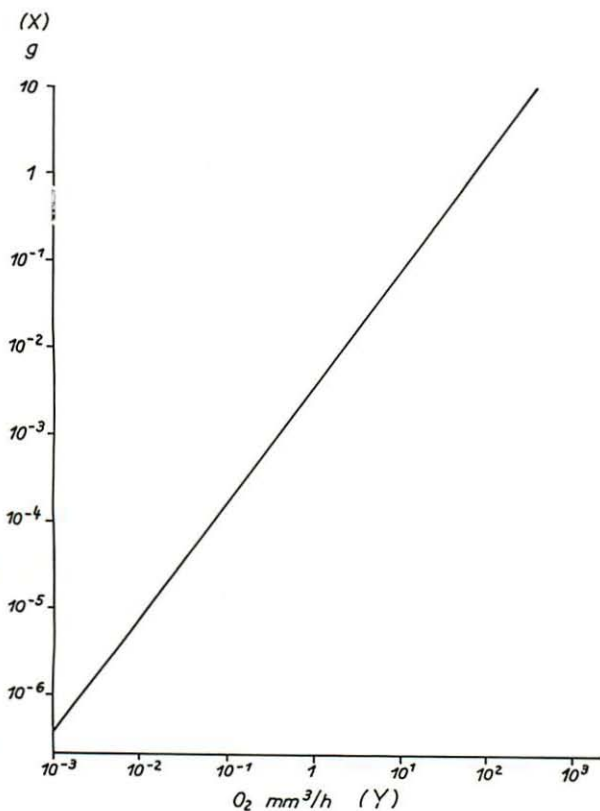


Abb. 51. Berechnung der mittleren Normalkurve der Atmung der Meso- und Makrofauna des Bodens bei 18 °C aus den Werten der Abb. 50.

Zu berücksichtigen ist weiter die Frage der stoffwechsellinaktiven Körpersubstanzen. Während es bei Gastropoden relativ leicht ist, das Körpergewicht ohne Schale zu berechnen, ist dies für das Skelett der Oribatiden z. B. kaum möglich. Während diese (deshalb?) von der Normalkurve der Atmung abweichen, stimmen die von Isopoden bekannten Werte (WIESER, 1962; SAITO, 1965) mit ihr überein. Es hat sich weiter z. B. bei Enchytraeiden (O'CONNOR, 1967) und Collembolen (Zinkler, 1966) gezeigt, daß bei erwachsenen Tieren die Atmung auch bei weiterer Gewichtszunahme nicht mehr ansteigt. Bei kritischer Betrachtung erweisen sich also die Atmungszahlen auch bei sorgfältiger Beachtung der Gewichtsabhängigkeit nur als ein Maßstab zur bestmöglichen Einschätzung („best estimation“) der Stoffwechselaktivität der Population ohne absolute Gültigkeit.

Um ökologisch sinnvolle Werte zu erhalten, muß schließlich der jahreszeitliche Gang der Temperatur berücksichtigt werden. Die Abhängigkeit der Atmung von der Temperatur wird durch den Q_{10} -Wert gekennzeichnet. Dies ist der Koeffizient, mit dem der Sauerstoffverbrauch bei einer gegebenen Temperatur multipliziert werden muß, um den Verbrauch bei einer um 10 °C höheren

Temperatur zu erhalten. ZINKLER (1966) fand für Collembolen Q_{10} -Werte zwischen 1,9 und 2,7. Entsprechend der RGT-Regel sind allgemein für die hier betrachteten Tiergruppen Q_{10} -Werte zwischen 2 und 3 zu erwarten, soweit der Bereich von etwa 5 bis 20 °C nicht wesentlich überschritten wird. Es ist daher möglich, den Sauerstoffverbrauch bei Bodentieren mit einem mittleren Q_{10} -Wert von 2,5 auf das gemessene Temperaturmittel zu beziehen.

Angewandtes Berechnungsverfahren

Für die geprüften Gruppen der Kleinarthropoden geht die Berechnung von den Größen- bzw. Gewichtsklassen aus (Tab. 16 und 17). Wenn, wie in der vorliegenden Arbeit, über 150 000 Individuen verrechnet werden müssen, bietet ein klassenweises Zusammenfassen der Einzelwerte die brauchbarste Möglichkeit, um die aufwendige Rechenarbeit ohne wesentliche Einbuße in der Aussage auf einen Umfang zu reduzieren, der technisch noch bewältigt werden kann. Für die Enchytraeiden und für die Makro- und Megafauna wurden nach dem Vorbild von MACFADYEN (1963) durchschnittliche Atmungsraten je Gramm festgelegt (Tab. 18). Der hiermit begangene Fehler ist vertretbar, da diese Gruppen im Bereich des steilen Aufstieges der Normalkurve des Sauerstoffverbrauches liegen (Abb. 50) und damit nur noch eine geringe Gewichtsabhängigkeit zeigen.

Tabelle 16. Berechnung der Biomassen und der Atmung bei Collembolen

Klasse	mm	Gewicht in μg	O_2 (10^{-3} mm^3/h bei 18 °C)
Hypogastruridae			
I	0,4	1,5	3,0
II	0,75	10	62
III	1,5	100	68
IV	2,5	350	170
V	4,5	2000	650
Onychiuridae			
I	0,4	1,0	2
II	0,75	8	10
III	1,5	80	57
IV	2,5	300	150
V	4,5	1500	500
Isotomidae			
I	0,4	1,5	3
II	0,75	10	12
III	1,5	80	57
IV	2,5	300	150
V	4,5	1500	500
Entomobryidae			
I	0,4	1,5	3
II	0,75	10	12
III	1,5	100	68
IV	2,5	350	170
V	4,5	1500	500
Sminthuridae			
I	0,4	5	7
II	0,75	50	40
III	1,5	500	230
IV	2,5	1200	440
V	4,5	5000	1300

Tabelle 17. Berechnung der Biomassen und der Atmung bei der Mesofauna

Klasse	mm	Gewicht in μg	O_2 (10^{-3} mm ³ /h bei 18 °C)
Symphyla			
I	0,4	0,2	1
II	0,75	1,5	3
III	1,5	12	14
IV	3,0	100	68
V	6,0	750	300
Pauropoda			
I	0,4	0,2	1
II	0,75	1,7	3
III	1,5	15	16
IV	2,5	65	49
V	4,5	400	190
Trombidiformes			
I	0,25	1	2
II	0,75	25	24
III	1,5	190	110
IV	2,5	900	350
V	4,5	5300	1300
Parasitiformes			
I	0,25	1	2
II	0,75	30	27
III	1,5	200	115
IV	2,5	1000	380
V	4,5	5600	1400
Oribatei			
I	0,25	6	3
II	0,75	50	12
III	1,5	400	64
IV	2,5	1900	200
V	4,5	11000	760

Tabelle 18. Berechnung der Atmung für die Makrofauna

Phytophage	
Coleoptera,	
Lepidoptera,	
Hymenoptera	
et al. (= div. Insecta)	340 mm ³ /g h (18 °C)
Mollusca ⁹	280 mm ³ /g h
Zoophage	
Carabidae,	
Staphylinidae	370 mm ³ /g h
Arachnomorpha ¹⁰	260 mm ³ /g h
Chilopoda	580 mm ³ /g h
Humiphage	
Lumbricidae	125 mm ³ /g h
Diplopoda,	
Isopoda	350 mm ³ /g h
Diptera	280 mm ³ /g h
Enchytraeidae	700 mm ³ /g h

⁹ gilt für Gastropoden ohne Schale
¹⁰ gilt für Araneen

Der erhaltene Sauerstoffverbrauch jeder Gruppe wurde mit $C_{10} = 2.5$ auf die mittlere Monats-temperatur in 1 cm Bodentiefe bezogen, die aus den Temperaturmessungen mit Hilfe der Zucker-inversionsmethode (s. S. 52; Abb. 30) bekannt ist.

Auch in der Darstellung der Fallenfangergebnisse wurde von der üblichen Individuen-Basis abgegangen. Die alleinige Berücksichtigung der Aktivitätsdichte erweist sich in produktionsbiologischer Sicht als ungenügend. Einen wesentlich besseren Einblick in die tatsächlichen Verhältnisse gewinnt man durch die Berechnung der zugehörigen Gewichte und des entsprechenden Sauerstoffverbrauches. Angesichts der oben bereits diskutierten Beschränkung der Aussage der Fangergebnisse in quantitativer Hinsicht erscheint es nicht sinnvoll, für die „Aktivitäts-Atmung“, d. h. den Atmungsstoffwechsel der gefangenen Tiere, temperatur-korrigierte Werte anzugeben. Da ja der Fangvorgang bereits eine — unter anderem temperaturabhängige — Aktivität voraussetzt, steht die Aktivitäts-Atmung (wie auch Aktivitätsdichte und -gewicht) ohnehin in einer Beziehung zu den Temperaturverhältnissen im gegebenen Moment.

6.2.2. Ergebnisse der produktionsbiologischen Untersuchungen

Allgemeines

Die Ergebnisse der produktionsbiologischen Untersuchungen sind in den Tab. 19–22 zusammengefaßt und in den Abb. 52–54 in Abhängigkeit von dem Rekultivierungsalter der Standorte dargestellt.

Das Jahr 1962, in dem die ganzjährige Prüfung vorgenommen wurde, war im Vergleich zum langjährigen Mittel zu kalt und mit nur 74 % des Normalniederschlags auch zu trocken. Man muß annehmen, daß die Entwicklung der Bodenfauna infolge des langen und harten Winters 1961/1962 nicht optimal verlief. Allerdings brachte der Sommer bei niedrigen Temperaturen (s. Abb. 30) keine längere Trockenperiode, so daß in dieser Zeit günstige Bedingungen für die Aktivität der Bodenfauna herrschten. Die Frostperiode (= 104 Tage!) engte die Beobachtungszeit auf Ende März bis Anfang Dezember ein. Für die Berechnung des Gesamt-Atmungsstoffwechsels wurde dementsprechend eine Zeit von 252 Tagen, eingeteilt in 9×4 Wochen, zugrundegelegt. Diese 4-Wochen-Intervalle werden jeweils durch einen Untersuchungstermin repräsentiert, dessen Ergebnis als Mittelwert auf die gleichzeitig festgestellte mittlere Bodentemperatur des Zeitraumes bezogen werden konnte. Die nicht durch Untersuchungen belegten 4-Wochen-Perioden (für A–D, E–H und T je eine Periode im Oktober/November bzw. April; für W 2 Perioden am Jahresbeginn) ließen sich aus dem temperaturkorrigierten Jahresverlauf der Stoffwechselhöhe mit geringem Fehler interpolieren. Ein größerer Fehler muß für die Außenhalde Nord in Kauf genommen werden. Hier wurden die Ergebnisse aus nur 3 Untersuchungen (Juni–September) gemittelt und als Jahresdurchschnitt angenommen. Die geringe und ungleichmäßige Pionierbesiedlung dieser Halde verursacht jedoch schon in der Erfassung der Fauna eine erhöhte Ungenauigkeit, so daß es nicht sinnvoll erschien, weitere Ausgleichsrechnungen anzusetzen.

Die Gesamtergebnisse der Jahresuntersuchungen 1962 liegen aus den dargestellten Witterungsursachen wahrscheinlich im Vergleich zu „Normaljahren“ zu niedrig. Weiter ist zu bedenken, daß vor allem die Nematoden und Protozoen nicht mit erfaßt wurden. MACFADYEN (1962) berechnet allein für die Nematoden unter Mull-Humus-Bedingungen $\frac{1}{3}$ bis $\frac{1}{4}$ der Gesamtatmung der Bodenfauna. Schließlich muß die bereits besprochene Unterschätzung der an der Bodenoberfläche aktiven Tiergruppen (epedaphische Bodenfauna) sowie die unvollständige Erfassung der Lumbricidenfauna berücksichtigt werden.

Überschlägt man den Einfluß der genannten Faktoren auf das Gesamtergebnis, so gelangt man zu der Annahme, daß sowohl die Gesamt-Biomasse als auch die Gesamtatmung (unter Berücksichtigung der vollständigen Bodenfauna bei normalen Witterungsbedingungen am Standort) um minimal 50 %, maximal 100 % unterschätzt wurde.

Tabelle 19. Jahresdurchschnitt der Biomassen auf den Standorten Halden und Auwald bei Berzdorf (1962)

(obere Zeile: g/m²; untere Zeile: Prozentwerte in Klammern)

Standort	N	T	E—H	A—D	W
Insecta	0,03 (15,2)	0,16 (5,8)	0,50 (5,5)	0,10 (0,2)	0,44 (1,2)
Mollusca	—	—	—	+ (+)	0,32 (0,9)
Phytophage Summe:	0,03 (15,2)	0,16 (5,8)	0,50 (5,5)	0,10 (0,2)	0,76 (2,1)
Carabidae	—	0,10 (3,4)	0,05 (0,6)	0,01 (+)	0,07 (0,2)
Staphylinidae	0,4 (19,9)	0,13 (4,7)	0,10 (1,1)	0,05 (0,1)	0,12 (0,3)
Arachnomorpha	+ (1,4)	0,07 (2,6)	0,04 (0,5)	0,02 (+)	0,04 (0,1)
Chilopoda	—	+ (+)	+ (+)	0,04 (0,1)	0,22 (0,6)
Parasitiformes	+ (0,5)	0,03 (1,0)	0,03 (0,3)	0,02 (+)	0,06 (0,2)
Zoophage Summe:	0,04 (21,8)	0,33 (11,7)	0,22 (2,5)	0,14 (0,2)	0,51 (1,4)
Lumbricidae	—	0,14 (5,1)	6,67 (73,4)	40,59 (97,6)	32,23 (88,0)
Diplopoda	—	0,03 (1,2)	0,04 (0,4)	+ (+)	0,09 (0,2)
Isopoda	—	—	—	—	0,02 (+)
Diptera (Larven)	0,01 (5,2)	1,36 (49,1)	1,04 (11,4)	0,41 (1,0)	0,12 (0,3)
Makrohumiphage Summe:	0,01 (5,2)	1,53 (55,4)	7,75 (85,2)	41,00 (98,6)	32,46 (88,5)
Enchytraeidae	0,02 (7,6)	0,07 (2,5)	0,18 (2,0)	0,10 (0,2)	1,92 (5,2)
Collembola	0,03 (12,4)	0,36 (12,9)	0,28 (3,1)	0,11 (0,3)	0,36 (1,0)
Oribatei	0,07 (31,4)	0,29 (12,9)	0,09 (1,0)	0,05 (0,1)	0,30 (0,8)
Trombidiformes	0,01 (6,2)	0,03 (1,2)	0,03 (0,3)	0,01 (+)	0,02 (+)
Myriopoda + Protura	— (—)	+ (+)	0,03 (0,3)	0,01 (+)	0,17 (0,5)
Mikrohumiphage Summe:	0,13 (57,6)	0,75 (29,5)	0,61 (6,7)	0,28 (0,6)	2,77 (7,5)
Gesamtsumme:	0,21	2,77	9,08	41,52	36,48

Tabelle 20. Jährliche Gesamtatmung der Bodenfauna auf den Standorten Halden und Auwald bei Berzdorf (1962)

(obere Zeile: kcal/m²; untere Zeile: Prozentwerte in Klammern)

Standort	N	T	E—H	A—D	W
Insecta	0,43 (14,4)	1,05 (4,7)	0,24 (0,6)	0,47 (0,6)	2,46 (2,6)
Mollusca	— —	— —	— —	0,06 (+)	1,28 (1,4)
Phytophage					
Summe:	0,43 (14,4)	1,05 (4,7)	0,24 (0,6)	0,53 (0,6)	3,74 (4,0)
Carabidae	— —	0,61 (2,7)	0,38 (0,9)	0,08 (0,1)	0,38 (0,4)
Staphylinidae	0,29 (9,8)	0,72 (3,2)	0,59 (1,4)	0,27 (0,3)	0,69 (0,6)
Arachnomorpha	0,02 (0,7)	0,20 (0,9)	0,20 (0,5)	0,07 (0,1)	0,17 (0,2)
Chilopoda	— —	0,02 (0,1)	0,02 (0,1)	0,44 (0,5)	2,02 (2,1)
Parasitiformes	0,04 (1,3)	0,68 (3,0)	0,45 (1,1)	0,26 (0,4)	0,77 (0,8)
Zoophage					
Summe:	0,35 (11,8)	2,23 (9,9)	1,64 (4,0)	1,12 (1,4)	4,03 (4,3)
Lumbricidae	— —	0,16 (0,7)	25,55 (64,3)	75,87 (91,4)	54,06 (58,4)
Diplopoda	— —	0,03 (0,4)	0,23 (0,6)	0,01 (+)	0,62 (0,7)
Isopoda	— —	— —	— —	— —	0,13 (0,1)
Diptera (Larven)	0,07 (2,4)	7,04 (31,4)	5,21 (12,3)	1,70 (2,1)	0,54 (0,6)
Makrohumiphage					
Summe:	0,07 (2,4)	7,28 (32,4)	30,99 (77,2)	77,58 (93,5)	55,35 (59,8)
Enchytraeidae	0,27 (9,1)	0,95 (4,3)	2,19 (5,3)	1,24 (1,5)	21,9 (23,6)
Collembola	0,60 (20,2)	7,47 (33,4)	3,95 (9,6)	1,77 (2,1)	5,52 (5,9)
Oribatei	0,85 (28,6)	2,60 (11,6)	0,72 (1,7)	0,36 (0,4)	1,34 (1,4)
Trombidiformes	0,40 (13,4)	0,87 (3,9)	0,45 (1,1)	0,26 (0,3)	0,40 (0,4)
Myriopoda + Protura	— —	0,03 (0,1)	0,22 (0,5)	0,13 (0,2)	0,49 (0,5)
Mikrohumiphage					
Summe:	2,12 (71,3)	11,92 (53,3)	7,53 (18,2)	3,76 (4,5)	29,65 (31,8)
Gesamtsumme:	2,97	22,48	40,40	82,99	92,77

Die gefundenen Biomassen stimmen mit den Ergebnissen von BORNEBUSCH (1930), VAN DER DRIFT (1950) und VOLZ (1962) befriedigend überein. Die Berechnung der Gesamtatmung steht dagegen im Widerspruch zu den von MACFADYEN (1963) mitgeteilten Daten, die das 5–20fache der am Standort W (Auwald-Restgehölz) gefundenen Werte betragen. Diese Differenzen lassen sich selbst unter Einrechnung größerer Standorts- und Klimaunterschiede nur durch verschiedene Auffassungen in der Berechnungsmethode erklären. Einzelheiten hierzu müssen bei der gesonderten Besprechung der Gruppen diskutiert werden.

Im Gegensatz zu den Jahresdurchschnitten ergeben die Stichproben (Tab. 21) stark schwankende Werte. Dies wird besonders aus der Jahresdynamik der Gruppen (Abb. 55 ff.) deutlich. Man darf daher nur mit großer Vorsicht versuchen, aus Stichproben verschiedener Jahre eine Entwicklungstendenz sowohl hinsichtlich der Gesamtmenge als auch hinsichtlich der prozentualen Zusammensetzung der Fauna herauszulesen. Voraussetzung für die Vergleichbarkeit ist mindestens eine einheitliche Jahreszeit. Für die Standorte bei Berzdorf wurde zur Prüfung der Entwicklungstendenz das Frühjahr (April–Mai) 1965 gewählt. Auf der Kippe Böhlen wurden lediglich im Herbst (September–Oktober) Proben entnommen. Die Tab. 22 stellt die Mittelwerte aus den Ergebnissen 1960 bis 1965 dar. Die Umrechnung der Biomassen aus diesen Stichproben in Atmungsgrößen erscheint wegen der genannten Einschränkung wenig sinnvoll.

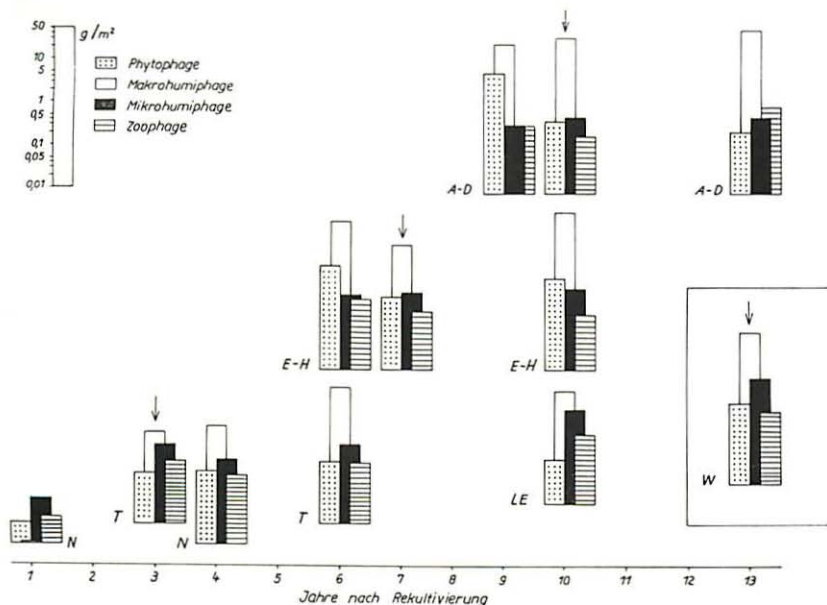


Abb. 52. Biomassen der Bodenfauna auf den Standorten der Halden bei Berzdorf in Abhängigkeit vom Rekultivierungsalter. Die aus Jahresdurchschnitten gewonnenen Werte (Tab. 19) sind durch einen Pfeil gekennzeichnet.

Tabelle 21. Stichproben der Biomassen auf den Standort Halden und Auwald bei Berzdorf (April/Mai 1961 und 1965; LE und LF Juni 1962)
(obere Zeile: g/m²; untere Zeile: Prozentwerte in Klammern)

Standort	N		T		E-H		LE		LF		A-D		W	
	1965		1965		1961		1962		1962		1961		1965	
Insecta	0.55 (7.3)	0.19 (1.1)	2.45 (7.8)	1.28 (2.8)	0.11 (1.6)	0.05 (1.3)	5.23 (15.0)	0.24 (0.4)	0.51 (0.8)	0.25 (0.4)	0.03 (-)	0.27 (0.4)	0.76 (1.2)	0.51 (0.8)
Mollusca	—	0.11 (0.6)	—	0.02 (-)	—	—	0.18 (0.5)	—	—	—	—	—	—	0.25 (0.4)
Phytophage Summe:	0.55 (7.3)	0.30 (1.7)	2.45 (7.8)	1.30 (2.9)	0.11 (1.6)	0.05 (1.3)	5.41 (15.5)	0.27 (0.4)	0.76 (1.2)	0.27 (0.4)	0.27 (0.4)	0.27 (0.4)	0.76 (1.2)	0.76 (1.2)
Carabidae	0.37 (4.8)	0.04 (0.3)	0.06 (0.2)	0.12 (0.3)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.04 (+)
Staphylinidae	0.02 (0.3)	0.14 (0.8)	0.36 (1.1)	0.06 (0.1)	0.26 (3.8)	0.30 (7.9)	0.14 (0.4)	0.44 (0.6)	0.10 (0.1)	0.44 (0.6)	0.44 (0.6)	0.44 (0.6)	0.10 (0.1)	0.10 (0.1)
Arachnomorpha	0.01 (0.2)	0.08 (0.4)	0.01 (+)	—	0.16 (2.4)	0.29 (7.6)	0.01 (+)	0.01 (+)	0.18 (0.3)	0.01 (+)	0.01 (+)	0.01 (+)	0.18 (0.3)	0.18 (0.3)
Chilopoda	0.02 (0.2)	—	—	—	0.01 (0.2)	0.05 (1.3)	0.22 (0.6)	0.60 (0.9)	0.59 (0.8)	0.05 (0.6)	0.05 (0.6)	0.05 (0.6)	0.59 (0.8)	0.59 (0.8)
Parasitiformes	0.01 (0.1)	0.02 (0.1)	0.01 (+)	0.01 (+)	+	0.03 (0.7)	0.01 (+)	0.01 (+)	0.04 (+)	0.01 (+)	0.01 (+)	0.01 (+)	0.04 (+)	0.04 (+)
Zoophage Summe:	0.43 (5.8)	0.28 (1.6)	0.44 (1.3)	0.19 (0.4)	0.43 (6.4)	0.67 (17.5)	0.38 (1.0)	1.06 (1.5)	0.95 (1.2)	0.67 (1.5)	0.67 (1.5)	1.06 (1.5)	0.95 (1.2)	0.95 (1.2)

Lumbricidae	2.25 (29.7)	13.00 (74.8)	21.06 (70.2)	43.63 (93.0)	4.54 (67.4)	2.02 (52.2)	16.45 (47.2)	55.30 (83.0)	63.76 (90.1)
Diptopoda	—	—	—	—	—	—	0.07 (0.2)	0.18 (0.3)	—
Isopoda	—	—	—	—	—	—	—	—	+
Diptera (Larven)	3.86 (50.9)	3.12 (17.9)	6.85 (21.7)	1.08 (2.3)	—	—	12.03 (34.6)	9.27 (13.8)	0.04 (+)
Makrohumiphage									
Summe:	6.11 (80.6)	16.12 (92.7)	27.91 (91.9)	44.71 (95.3)	4.54 (67.4)	2.02 (52.2)	28.55 (82.0)	61.75 (97.1)	63.80 (90.1)
Enchytraeidae	0.17 (2.2)	0.18 (0.1)	n. b.	0.39 (0.8)	0.56 (8.3)	0.07 (1.8)	n. b.	0.40 (0.6)	4.41 (6.2)
Collembola	0.15 (2.0)	0.26 (1.5)	0.42 (1.3)	0.16 (0.3)	0.06 (0.8)	0.23 (5.9)	0.31 (0.9)	0.10 (0.2)	0.31 (0.4)
Oribatei	0.16 (2.2)	0.27 (1.6)	0.12 (0.4)	0.19 (0.4)	0.99 (14.7)	0.56 (14.6)	0.07 (0.2)	0.07 (0.1)	0.19 (0.3)
Trombidiformes	0.01 (0.1)	0.01 (0.1)	0.01 (+)	0.02 (+)	0.02 (0.3)	0.02 (0.5)	0.01 (+)	0.02 (+)	0.01 (+)
Myriopoda + Protura	+ (+)	+ (+)	0.01 (+)	0.03 (+)	+ (+)	0.22 (5.7)	+ (+)	+ (+)	0.13 (0.2)
Mikrohumiphage									
Summe:	0.49 (6.5)	0.82 (3.4)	0.56 (1.7)	0.79 (1.5)	1.63 (24.1)	1.10 (28.5)	0.39 (1.1)	0.59 (0.9)	5.05 (7.1)
Gesamtsun.me:	7.58	17.41	31.35	46.98	6.72	3.82	34.72	66.67	70.59

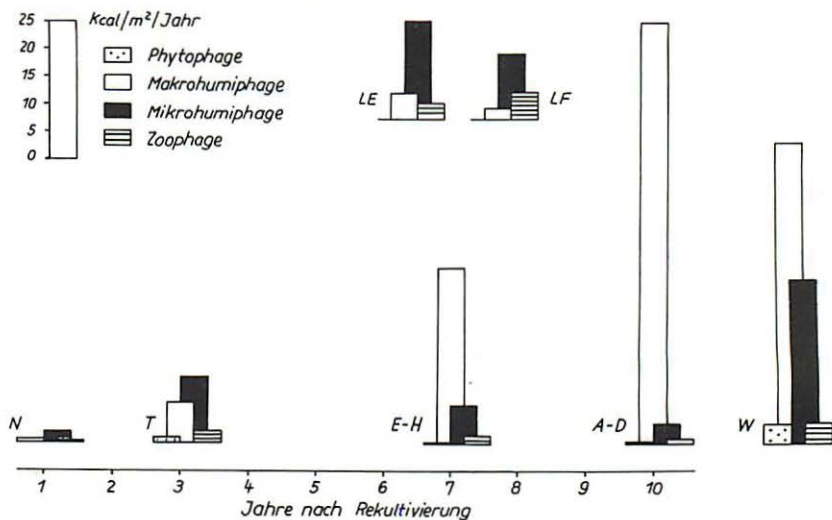


Abb. 53. Sauerstoffverbrauch der Bodenfauna auf den Standorten der Halden bei Berzdorf in Abhängigkeit vom Rekultivierungsalter (Jahresdurchschnitte 1962).

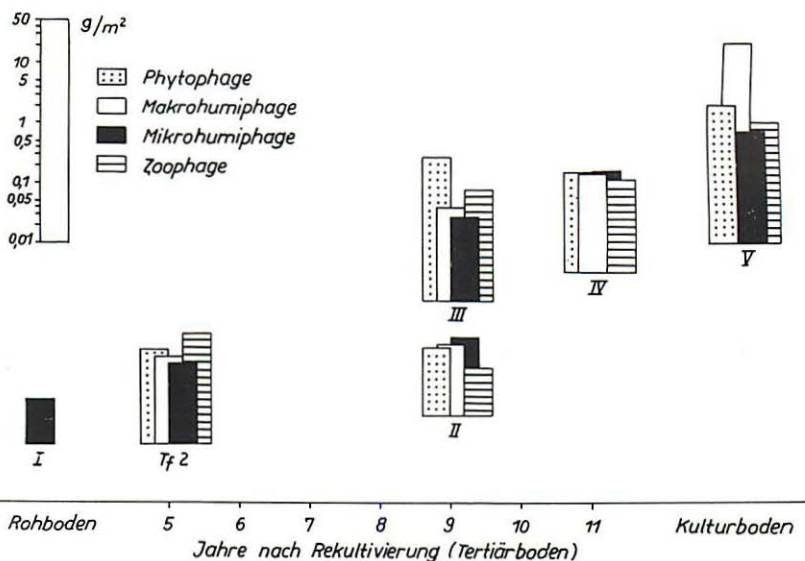


Abb. 54. Biomassen der Bodenfauna auf den Probestellen der Kippe Böhlen in Abhängigkeit vom mittleren Rekultivierungsalter. Mittelwerte aus Stichproben der Jahre 1960—1965; logarithmischer Maßstab.

Tabelle 22. Durchschnittliche Biomassen aus Stichproben der Monate September/Oktober 1960—1965 von der Kippe Böhlen

(obere Zeile: g/m²; untere Zeile: Prozentwerte in Klammern)

Standort	I	Tf. 2	II	III	IV	V
Insecta	—	0,41 (23,0)	0,12 (21,9)	2,51 (65,2)	0,32 (17,9)	2,06 (7,8)
Mollusca	—	—	—	—	0,15 (8,2)	—
Phytophage Summe:	—	0,41 (23,0)	0,12 (21,9)	2,51 (65,2)	0,47 (26,1)	2,06 (7,8)
Carabidae	—	0,75 (42,4)	0,03 (5,7)	0,52 (13,6)	0,12 (6,8)	0,49 (1,9)
Staphylinidae	—	0,01 (0,6)	0,02 (2,9)	0,10 (2,6)	0,08 (4,3)	0,12 (0,5)
Arachnomorpha	—	0,02 (1,2)	0,02 (2,9)	0,06 (1,6)	0,12 (6,4)	0,12 (0,5)
Chilopoda	—	—	—	—	0,01 (0,6)	0,25 (0,9)
Parasitiformes	0,01 (10,4)	0,01 (0,5)	—	0,03 (0,8)	0,04 (2,0)	0,05 (0,2)
Zoophage Summe:	0,01 (10,4)	0,79 (44,7)	0,07 (11,5)	0,71 (18,6)	0,37 (20,1)	1,03 (4,0)
Lumbricidae	—	—	—	—	—	21,48 (81,3)
Diplopoda	—	—	—	—	0,02 (0,8)	0,64 (2,4)
Iseopoda	—	—	—	—	—	—
Diptera (Larven)	—	0,31 (17,5)	0,15 (27,8)	0,36 (9,4)	0,44 (24,5)	0,51 (1,9)
Makrohumiphage Summe:	—	0,31 (17,5)	0,15 (27,8)	0,36 (9,4)	0,46 (25,3)	22,63 (85,6)
Enchytraeidae	—	0,02 (1,2)	0,04 (7,7)	0,03 (0,7)	0,11 (5,9)	0,17 (0,6)
Collembola	0,02 (43,5)	0,05 (2,8)	0,01 (2,4)	0,05 (1,3)	0,05 (2,7)	0,18 (0,7)
Oribatei	—	0,10 (5,5)	0,03 (5,3)	0,05 (1,3)	0,10 (5,4)	0,30 (1,1)
Trombidiformes	0,02 (45,7)	0,05 (2,5)	0,13 (23,4)	0,12 (3,1)	0,18 (10,0)	0,04 (0,1)
Myriopoda + Protura	—	0,05 (2,8)	—	+	0,07 (4,1)	0,07 (0,3)
Mikrohumiphage Summe:	0,04 (89,2)	0,27 (14,8)	0,21 (38,8)	0,25 (6,4)	0,51 (28,1)	0,76 (2,8)
Gesamtsumme:	0,05	1,78	0,55	3,83	1,81	36,48

In Tab. 23–25 sind die Wochen-Aktivitätsgewichte, d. h. die Gesamtgewichte der pro Woche und Falle gefangenen Individuen, im Durchschnitt des Jahres 1962 (Berzdorf) bzw. 1960 (Böhlen) zusammengestellt. Auf der Langteichhalde Berzdorf umfaßte die Fangperiode die gesamte schneefreie Zeit des Jahres (Ende März bis Anfang Dezember), auf der Teichhalde und im Wald Mai bis Dezember, auf der Außenhalde Nord dagegen nur Juli bis Dezember. Am letztgenannten Standort sind deshalb relativ zu niedrige Ergebnisse zu erwarten, da im Frühjahr mit erhöhter Aktivität zu rechnen ist. Auf der Kippe Böhlen wurden die Fallen von April bis November allerdings nur 14tägig geleert. Die Ergebnisse sind ebenfalls auf Fang/Woche bezogen. Die Vergleichsfangperiode vom 30. 4. bis 21. 5. 1965 (3 Wochen) muß wiederum kritisch und unter Berücksichtigung der Frühjahrsfänge 1962 beurteilt werden. Es ist bekannt, daß die Fallenfänge auch an annähernd konstanten Standorten von Jahr zu Jahr je nach Witterungsablauf wesentliche Unterschiede ergeben (VAN DER DRIFT, 1959; BEYER, 1964). In dieser Hinsicht erscheinen die Frühjahre 1962 und 1965 allerdings relativ gut vergleichbar, da auch 1965 (mit Ausnahme des Januar) die Temperaturen bis in den Mai teilweise wesentlich unter dem langjährigen Mittel lagen. Die Niederschläge waren 1965 normal oder etwas höher.

Tabelle 23. Wochen-Aktivitätsgewichte der Standorte Halden und Auwald bei Berzdorf (Jahresdurchschnitt 1962)

(obere Zeile: mg/Falle/Woche; untere Zeile: Prozentwerte in Klammern)

Standort	N	T	LAC	E—H	LE	LF	A—D	W
Zahl der Fallen	4	9	3	9	4	2	9	9
Zahl der Leerungen	80	288	96	324	128	64	324	252
Insecta (div.)	133,3 (21,4)	62,2 (15,5)	56,6 (16,7)	45,8 (22,5)	24,1 (12,9)	22,4 (19,9)	26,2 (9,9)	34,9 (4,6)
Carabidae	317,7 (51,0)	147,5 (36,7)	174,1 (52,0)	20,0 (10,0)	99,9 (52,0)	34,2 (30,6)	143,2 (53,2)	470,5 (61,0)
Staphylinidae	1,2 (0,2)	81,4 (20,3)	7,1 (2,1)	8,8 (4,4)	3,1 (1,7)	2,9 (2,7)	9,9 (3,9)	32,6 (4,3)
Arachnomorpha	170,3 (27,4)	102,1 (25,4)	79,7 (23,8)	114,9 (57,0)	46,4 (23,4)	37,7 (33,3)	66,2 (24,7)	188,3 (24,0)
Chilopoda	0,4 (+)	1,6 (0,4)	3,7 (1,1)	1,4 (0,7)	10,0 (5,2)	8,9 (7,9)	6,1 (2,2)	8,4 (1,1)
Diplopoda	—	3,9 (1,0)	2,6 (0,8)	1,9 (0,9)	1,1 (0,7)	1,2 (1,1)	6,0 (2,2)	18,5 (2,5)
Isopoda	—	—	—	+	—	0,4 (0,4)	0,4 (0,1)	3,9 (0,5)
Mollusca	—	0,4 (0,1)	1,0 (0,3)	—	—	—	2,8 (1,0)	0,1 (+)
Collembola	0,5 (+)	2,3 (0,6)	10,6 (3,2)	8,9 (4,5)	7,7 (4,1)	5,5 (5,0)	7,4 (2,8)	15,1 (2,0)
Gesamtsumme:	623,4	401,4	335,4	201,7	192,3	113,2	268,2	772,3

Tabelle 24. Wochen-Aktivitätsgewichte der Standorte Halden und Auwald bei Berzdorf
(3-Wochen-Durchschnitt Mai 1965)

(obere Zeile: mg/Falle/Woche; untere Zeile: Prozentwerte in Klammern)

Standort	N	T	LAC	E—H	LE	LF	A—D	W
Zahl der Fallen	4	9	3	9	4	2	9	9
Zahl der Leerungen	12	27	9	27	12	6	27	27
Insecta (div.)	112,8 (8,3)	61,6 (5,4)	1225,0 (54,1)	105,7 (5,6)	60,8 (17,4)	711,8 (42,5)	36,5 (1,9)	34,2 (1,2)
Carabidae	1089,3 (79,6)	647,0 (56,6)	718,3 (31,7)	1528,7 (81,6)	181,7 (52,0)	859,3 (51,6)	1706,3 (86,8)	2576,7 (89,0)
Staphylinidae	2,4 (0,2)	151,3 (13,3)	10,4 (0,5)	28,9 (1,5)	3,9 (1,1)	2,4 (0,1)	49,7 (2,3)	102,1 (3,5)
Arachnomorpha	144,7 (10,3)	259,7 (22,7)	290,3 (12,8)	201,7 (10,7)	93,7 (26,7)	94,3 (5,6)	147,2 (7,6)	88,8 (3,0)
Chilopoda	6,8 (0,5)	6,5 (0,5)	7,5 (0,3)	1,2 (0,1)	—	—	4,5 (0,2)	14,0 (0,5)
Diplopoda	—	1,1 (0,1)	1,6 (0,1)	5,3 (0,3)	2,7 (0,8)	—	5,7 (0,3)	71,7 (2,4)
Isopoda	—	0,1 (+)	3,8 (0,2)	0,5 (+)	—	—	+ (+)	3,1 (0,1)
Mollusca	—	+ (+)	—	0,2 (+)	—	—	—	5,2 (0,2)
Collembola	14,5 (1,1)	15,8 (1,4)	6,0 (0,3)	4,4 (0,2)	7,0 (2,0)	4,0 (0,2)	17,5 (0,9)	3,7 (0,1)
Gesamtsumme:	1370,5	1143,1	2262,9	1876,6	349,8	1671,8	1967,4	2899,5

Tabelle 25. Wochen-Aktivitätsgewichte der Standorte auf der Kippe bei Böhlen
(Jahresdurchschnitt 1960)

(obere Zeile: mg/Falle/Woche; untere Zeile: Prozentwerte in Klammern)

Standort	I	II	III	IV	V
Zahl der Fallen	3	2	4	4	2
Zahl der Leerungen	39	21	57	58	30
Insecta (div.)	542,1 (49,0)	271,1 (38,7)	174,9 (37,0)	133,4 (27,2)	208,7 (10,4)
Carabidae	511,3 (46,1)	389,6 (55,6)	233,2 (49,4)	279,8 (57,0)	1699,6 (85,0)
Staphylinidae	8,1 (0,6)	1,1 (0,1)	6,3 (1,3)	5,8 (1,3)	10,6 (0,5)
Arachnomorpha	39,8 (3,5)	28,7 (4,1)	19,6 (4,2)	19,0 (3,9)	41,8 (2,1)
Chilopoda	—	—	3,3 (0,7)	23,0 (4,7)	8,0 (0,4)
Diplopoda	1,3 (0,1)	2,1 (0,3)	3,5 (0,7)	5,8 (1,3)	12,8 (0,6)
Diptera (Larven)	0,5 (+)	3,5 (0,5)	10,2 (2,5)	13,5 (2,7)	13,8 (0,7)
Collembola	1,0 (0,9)	4,7 (0,7)	19,7 (4,2)	9,4 (1,9)	6,7 (0,3)
Gesamtsumme:	1105,1	700,8	470,7	489,7	2002,0

Überblick über die gesamte Bodenfauna

Standorte bei Berzdorf

Die produktionsbiologischen Werte der Bodenfauna der Haldenböden zeigen die erwartete Abstufung nach dem Rekultivierungsalter (Abb. 52, 53). Es überrascht dagegen zunächst, daß der Standort A–D bereits eine höhere Biomasse aufweist als der natürliche Standort W. Hieran ist möglicherweise die unvollständige Erfassung der Lumbriciden beteiligt. Es wird jedoch auch deutlich, daß am Standort W infolge des zeitweilig hohen Grundwasserstandes (Hang-Pseudogley!) flachgründige Bedingungen herrschen und wohl auch der Randeinfluß eine optimale Ausbildung der Bodenfauna in diesem Auwald-Restgehölz verhindert.

Die Betrachtung der Ernährungsstufen zeigt interessante und charakteristische Sukzessionsverhältnisse bei der Besiedlung der Haldenböden. In der Anfangsphase haben die Mikrohumiphagen die höchste Bedeutung. Sie steigern ihre Entwicklung noch in den folgenden Jahren, wenn sich die Krautschicht annähernd schließt (T, 1962; „*Artemisia*-Stadium“). Hier bestreiten sie 53 % (mit Dipterenlarven 85 %!) der Gesamtatmung der Bodenfauna. Im 6. Jahr beginnt jedoch die Entwicklung der Lumbricidenfauna (T, 1965; E–H, 1961) und führt nicht nur zu einem prozentualen, sondern auch zu einem absoluten Rückgang der Kleinarthropodenfauna. Anfangs wird hierdurch interessanterweise trotz Steigerung der Biomasse auf das dreifache (E–H gegen T, 1962) kaum eine Erhöhung der Gesamtatmung erzielt. Erst mit der beherrschenden Ausbreitung der Lumbriciden (A–D) schnellte der Gesamt-Stoffwechsel auf die doppelte Größe. Die unter der Laubholzpflanzung (A–D) ausgeprägte starke Depression der Mikrohumiphagen tritt unter Nadelhölzern (LE und LF) nicht oder nur in geringem Umfang ein. Die Biomassen aus den Stichproben im Sommer 1962 deuten dort sogar auf eine absolute Förderung einiger Kleinarthropoden (Oribatiden) hin. Dementsprechend gewinnen die Makrohumiphagen unter Kiefer und Lärche nur eine geringe Bedeutung. Hieraus ergibt sich der Eindruck eines Konkurrenzverhaltens beider Ernährungsstufen. Inwieweit dies zutrifft, ist bei der Diskussion der Einzelgruppen zu klären.

Die räuberischen Tiergruppen verringern ihren prozentualen Anteil an der Gesamtf fauna mit steigender Rekultivierungszeit. An den Absolutwerten ist jedoch in den ersten Jahren noch eine beträchtliche Steigerung abzulesen, die unter Nadelhölzern auch nach 10 Jahren noch anhält. Es bleibt zu diskutieren, ob die niedrigere Biomasse der Zoophagen im Mull-Humus-Stadium der Laubholzpflanzung (A–D) einen echten Rückgang oder lediglich eine ungenügende Erfassung sich einstellender größerer, stärker beweglicher Räuber ausdrückt.

Die Aktivitätsgewichte machen die letztere Auffassung wahrscheinlich. Sie sinken im allgemeinen erwartungsgemäß mit zunehmender Strukturierung der Bodenoberfläche in den ersten 6 Rekultivierungsjahren gegenüber dem Pionier-

standort N ab. Wie bereits erklärt, muß hiermit kein absoluter Rückgang der Besiedlungsdichte verbunden sein. Die nachfolgende Erhöhung der Aktivität am Standort A–D bedeutet dagegen mit Sicherheit eine Verstärkung der produktionsbiologischen Bedeutung dieser Gruppen, besonders der Carabiden, in diesem Stadium. Die Fangergebnisse des Frühjahrs 1965 bestätigen diesen Trend. Beim Vergleich der Gesamtsummen der Aktivitätsgewichte ist es nötig, die Gruppe der „übrigen Insekten“ gesondert zu beachten. Hierunter sind besonders an Pionierstandorten (N) und Kahlstellen (LAC) eine hohe Zahl vorwiegend bodenfremder Arten (Dipteren, Hymenopteren, Käfer) miterfaßt, die das Gesamtbild der Bodenfauna verfälschen.

Standorte der Kippe Böhlen

Auf der tertiären Rohbodenkippe bei Böhlen zeigt die Bodenfauna völlig andere Verhältnisse. Die Pionierfauna stellt auf nicht meliorierten Flächen (I) auch nach 20 Jahren noch eine minimale Biomasse mit Vorwiegen der Mikrohumiphagen dar. Typisch ist hier auch die hohe epedaphische Aktivität. Nach der Wiederurbarmachung und Aufforstung mit Laubgehölzen (Tf. 2, III, IV) entwickelt sich eine noch immer sehr arme Bodenfauna, die allenfalls mit der Besiedlung der Nadelholzflächen in Berzdorf (LE, LF) vergleichbar ist. Von dieser unterscheidet sich die Böhlener Fauna aber zunächst durch das völlige Fehlen der Lumbriciden und damit durch den schwachen Anteil der Makrohumiphagen, weiter durch eine nur geringe Förderung der Mikrohumiphagen und schließlich durch eine starke Ausbildung der Phytophagen. Mit zunehmendem Rekultivierungsalter tendiert die Entwicklung zur Vermehrung der Humiphagen und zur Verringerung der Zoophagen. Das starke Auftreten phytophager Insekten (-Larven) am Standort III muß vorwiegend auf die direkte Nachbarschaft zu einer landwirtschaftlich rekultivierten Rohbodenfläche (II; s. Karte 1, S. 16) zurückgeführt werden. Die landwirtschaftliche Form der Rekultivierung auf Standort II vermag die Entwicklung der Bodenfauna wesentlich weniger zu fördern.

Im scharfen Gegensatz zu dieser stark gehemmten Besiedlung der tertiären Rohböden findet sich auf dem mit Kulturboden überzogenen Standort V eine reichere Bodenfauna ein, die sich durchaus mit derjenigen auf den Berzdorfer Halden vergleichen läßt. Auffällig ist die vergleichsweise hohe Biomasse der Mikrohumiphagen trotz bereits längerer, wenn auch nicht sehr dichter Ansiedlung von Lumbriciden. Während der Untersuchungszeit haben hier die angepflanzten Gehölze des Schutzstreifens noch keinen Kronenschluß erreicht. Urteilt man hiernach, so ließe sich der Rückgang der Besiedlungsdichte der Kleinarthropoden nach Kronenschluß auf den Halden bei Berzdorf auf diese Veränderungen, nicht dagegen auf ein Konkurrenzverhalten gegenüber den Lumbriciden zurückführen.

Besprechung der Einzelgruppen

Collembolen

Aus methodischen Gründen ist die Collembolenfauna in zwei Gruppen zu trennen, in die „Berlesefauna“ und die „Fallenfauna“. Zunächst soll der mit Hilfe der quantitativen Bodenproben erhaltene eu- und hemiedaphische Teil dieser Gruppe näher untersucht werden.

In der Anfangsphase (N) erreichten die Collembolen auf den Berzdorfer Halden eine Besiedlungsdichte von maximal 5000 Individuen/m², bereits nach 3 Jahren Rekultivierungszeit (T) jedoch maximal 62 000, mit einem Jahresdurchschnitt von etwa 40 000 Individuen/m² (Abb. 55). Dies entspricht der Dichte in mittleren Wald- und Wiesenböden (vgl. Tab. II bei HALE, 1967). Mit weiterer Entwicklung der Haldenstandorte sinkt die Collembolenbesiedlung jedoch wieder auf maximal 38 000 (E-H) und schließlich 14 000 (A-D) Individuen/m². Der Auwald zeigt mit einer maximalen Dichte von 46 000 und einem Durchschnitt von 31 000 Individuen je m² normale Besiedlungsverhältnisse mittlerer bis schwach gestörter Waldböden.

Die mit der oben beschriebenen Methode errechneten Biomassen liegen für die Standorte T und W bei 0,36 g/m². Diese Einschätzung deckt sich gut mit den Angaben von HALE und HEALEY (HALE, 1967), nicht dagegen mit der Berechnung von MACFADYEN (1963), der offensichtlich die Altersstruktur der Population nicht berücksichtigt. Maximal wurden am Standort T 0,63 g/m², an den Standorten E-H 0,58, A-D 0,15 und N 0,06 g/m² beobachtet. Im Unterschied zur ausgeglichenen Populationsdynamik der übrigen Haldenstandorte fällt der Jahresgang am Standort E-H auf. Er vermittelt das Bild eines Übergangsstadiums zwischen Sukzessionsstufen zum Zeitpunkt des beginnenden Kronenschlusses der Gehölze. Zu beachten ist auch die Verschiebung des Jahresmaximums von Mai bis Anfang Juni (T) über Juli (E-H, A-D) bis an die Grenze Juli/August (W). Die Ursache hierfür ist vielleicht im verzögerten und ausgeglicheneren Verlauf der Erwärmung des Bodens mit zunehmendem Kronenschluß des Bestandes zu suchen (vgl. Abb. 31, 32).

Die Berechnung des Sauerstoffverbrauches stimmt gut mit den von CRAGG (1961) und HALE (1967) zugrundegelegten Werten überein. So erhält CRAGG bei einer Besiedlungsdichte von 80 000 Individuen/m² auf Grünland und einer Biomasse von 0,6 g/m² einen Grundwert der Atmung von 1,1 mg O₂/h/m² bei 13 °C (= 0,769 cm³O₂/h/m²). Am Standort W wurden vergleichsweise bei 46 000 Individuen/m² und 0,43 g/m² Biomasse bei 13,6 °C 0,318 cm³ O₂/h/m² errechnet.

Völlig abweichende Werte hat dagegen MACFADYEN (1963), z. T. nach den Angaben von BORNEBUSCH (1930) in der Korrektur nach NIELSEN (1949) aufgestellt. Hiernach werden unter Buchen-Rohhumus (Standort 4 bei BORNEBUSCH) im Extremfall 168 Kcal/m²/Jahr = 35,14 l O₂/m²/Jahr von einer Collembolenfauna von nur 0,2 g/m² veratmet. Nach einer Überschlagsrechnung ergibt sich hieraus ein Grundwert von etwa 280 cal/g/h bei 250 aktiven Tagen im Jahr. Die Normalkurve der Atmung (Abb. 50) weist jedoch selbst für die atmungsaktivsten Jungtiere der Collembolen bei 18 °C lediglich mögliche Grundwerte von 10 (bis maximal 15) cal/g/h aus. Hieraus ergibt sich für die vorliegenden Untersuchungen eine wesentlich vorsichtigeren und den wahren Verhältnissen wohl besser entsprechende Einschätzung des Anteils der Collembolen am gesamten Stoffwechsel als in der Übersicht bei MACFADYEN (1963).

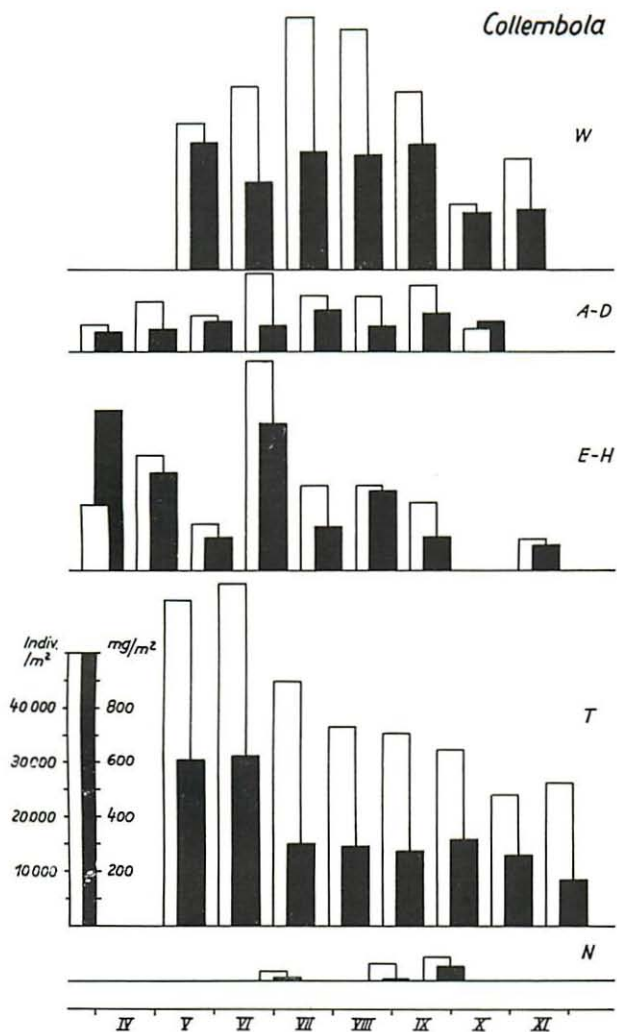


Abb. 55. Jahresdynamik der Individuendichten (weiss) und Biomassen (schwarz) der eu- und hemiedaphischen Collembolen der Haldenstandorte und des Auwaldes (W) bei Berzdorf. Die Angaben gelten für 0–10 cm Bodentiefe.

Dieser kritische Vergleich war nötig, um die extreme Bedeutung zu zeigen, die den Collembolen in den ersten 4–6 Jahren der faunistischen Entwicklung der Haldenböden zukommt. Sie nehmen am Standort T mit 33,4 ‰ die erste Stelle in der Stoffwechselleistung der Bodenfauna ein (Mikrohumiphage insgesamt 53,3 ‰, s. Tab. 20). Mit fortschreitender Bestandesentwicklung sinkt dieser Anteil bis auf 2,1 ‰ (A–D). Im Wald (W) liegt er jedoch mit 5,9 ‰ infolge der gehinderten Regenwurmtätigkeit relativ hoch.

Das Verhältnis zwischen Individuendichte, Biomasse und Atmung im Jahresgang der eu- und hemiedaphischen Collembolen ist in Abb. 56 am Beispiel des Standortes A–D dargestellt. Die Atmungskurve stellt naturgemäß einen gewissen Ausgleich zwischen der differentiellen Dynamik der Besiedlungsdichte und der Biomasse dar. Hieraus wird auch ihre besondere Eignung zum Vergleich der Entwicklung der Bodenfauna auf verschiedenen Standorten deutlich. Die quantitative Einschätzung muß sich allerdings stets auf die temperaturkorrigierte Atmung beziehen, in der Maxima während der kühlen Jahreszeit nicht mehr zum Ausdruck kommen (Herbstmaximum in Abb. 56).

Im Vergleich des Jahresganges der theoretischen Atmung (18 °C) zeichnen sich die bereits besprochenen Charakteristika der Standortpopulationen deutlich ab (Abb. 57).

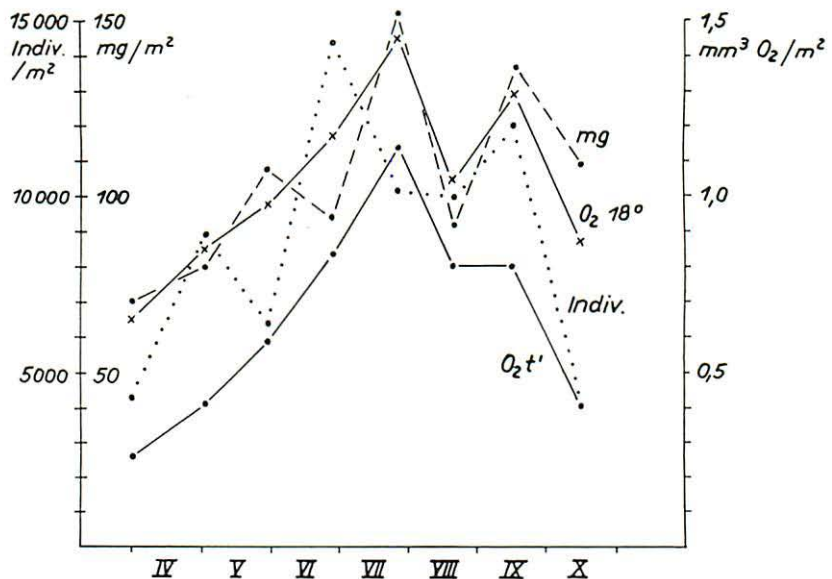


Abb. 56. Vergleich der Individuendichte, der Biomasse, des theoretischen Sauerstoffverbrauchs (18 °C) und des temperaturkorrigierten Sauerstoffverbrauchs ($O_2 t'$) der eu- und hemiedaphischen Collembolen im Jahresgang (Standort A–D).

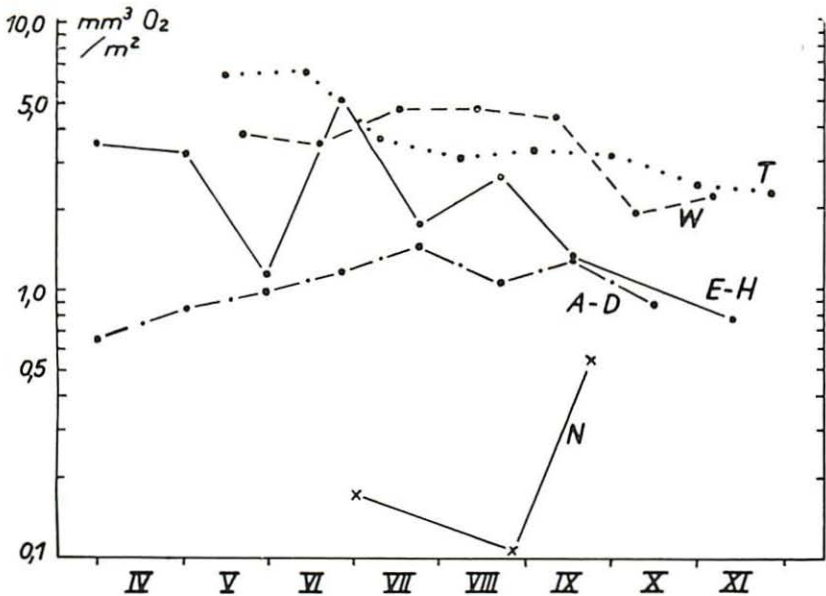


Abb. 57. Vergleich des theoretischen Sauerstoffverbrauches (18 °C) der Collembolenpopulationen an den untersuchten Standorten der Halden und im Auwald bei Berzdorf im Jahre 1962.

Auf den alttertiären Probeflächen der Kippe Böhlen bleibt die in Berzdorf festgestellte Maximalentwicklung der eu- und hemiedaphischen Collembolen in den Anfangsjahren völlig aus (Tab. 22). Lediglich der Standort V mit Kulturbodenaustrag zeigt eine mit den Standorten E-H und A-D vergleichbare Besiedlung. Auch der meliorierte Tertiärboden bietet demnach, obwohl ausgesprochen konkurrenzarm, sehr ungünstige Entwicklungsbedingungen für die im Boden lebenden Collembolen.

Auf die Bedeutung des Fallenfanges zum Studium der epedaphischen Collembolenfauna ist man erst in letzter Zeit aufmerksam geworden (DUNGER, 1963; JOOSSE, 1965). Wie die Tab. 26 zeigt, sind die Fangergebnisse auch für diese Gruppe durchaus repräsentativ und geben einen interessanten Einblick in diesen, bislang bei quantitativen Untersuchungen gewöhnlich vernachlässigten Teil der Collembolenfauna.

Es muß betont werden, daß die „Fallenfauna“ der Collembolen nicht mit dem Atmobios nach GISIN (1943) identisch ist. Hierzu kann man wohl nur den tagaktiven Teil der epedaphischen Collembolen zählen, z. B. *Entomobrya nivalis* (JOOSSE, 1965). Dagegen gehören viele Arten der in den Fallen häufig erhaltenen Entomobryiden und großen Isotomiden in den Untersuchungen von JOOSSE, (z. B. *Orchesella cincta* und *Tomocerus minor*) zu den nachtaktiven Formen und zeigen damit bereits

eine mehr dem mesophilen Hemiedaphon zuneigende Lebensweise. In überraschend hohen Zahlen wurden auch Hypogastruriden gefangen.

Das unterschiedliche Durchschnittsgewicht je Individuum (Tab. 26) weist bereits vor der systematischen Aufgliederung auf sehr abweichende Artenzusammensetzungen an den Standorten hin. Es zeigt sich, daß unter ausgeglichenen Wald-Bedingungen eine mittlere Aktivitätsdichte sehr großer Arten (*Tomocerus*, *Orchesella*) herrscht, während in den Vorstadien (LAC, E—H) mittelgroße Arten mit höherer Dichte vertreten sind (*Lepidocyrtus*). Im Extrem weist der Standort T die größte Dichte und gleichzeitig das nächst dem Pionierstandort N kleinste Gewicht auf (*Hypogastrua*-Arten). Hieraus läßt sich die Erkenntnis bekräftigen, daß die bloße Beachtung der Aktivitätsdichte zur Beurteilung der Verhältnisse nicht genügt. Jedoch darf hiermit nicht die Aussage verbunden werden, daß das größte Aktivitätsgewicht die besten Standortbedingungen anzeigt. Dies beweist am deutlichsten der Maximalwert am Standort III auf der Kippe Böhlen, der im übrigen sehr verarmte Verhältnisse zeigt und auch in der Gesamtaktivität aller Tiergruppen die letzte Stelle einnimmt (Tab. 25). Die produktionsbiologisch aussagekräftigste Vergleichsbasis stellt wiederum der theoretische Sauerstoffverbrauch (18 °C) dar (s. oben).

Tabelle 26. Vergleich zwischen Aktivitätsdichte und Aktivitätsgewicht der Collembolen

Standort	Individuen / Falle / Woche	Jahresdurchschnitt 1962		Mai 1965		
		mg/Falle/ Woche	µg/Indi- viduum	Individuen/ Falle/Woche	mg/Falle/ Woche	µg/Indi- viduum
Berzdorf						
N	2,1	0,50	238	66,8	14,49	216
T	61,5	2,30	37	47,7	15,84	332
LAC	47,6	10,60	222	31,1	6,01	193
E—H	47,0	8,97	190	29,7	4,38	147
LE	18,4	7,71	419	14,7	6,99	475
LF	18,3	5,56	303	7,7	4,00	519
A—D	21,3	7,43	348	32,3	17,46	540
W	22,9	15,09	658	8,0	3,68	460
Standort	Individuen/Falle/Woche	Jahresdurchschnitt 1960				
		mg/Falle/Woche	µg/Individuum			
Böhlen						
I		2,4	0,96		400	
II		7,6	4,69		617	
III		18,7	19,66		1051	
IV		9,8	9,41		960	
V		8,9	6,68		751	

Die Abb. 58 und 59 geben einen Einblick in das Verhältnis zwischen Individuenzahl, Biomasse und Sauerstoffverbrauch je Falle im Jahresgang. Die Kurven zeigen auf den ersten Blick im allgemeinen einen gleichsinnigen Verlauf. Bei genauer Betrachtung fällt jedoch auf, daß (bes. bei T) Biomasse und Sauerstoffverbrauch im Frühjahr und Herbst positiv von dem Verlauf der Individuendichte abweichen. Diese Erscheinung wird durch das Ablösen der dominierenden Gruppen im Laufe des Jahres verursacht (Abb. 60–61). Auf der Teichhalde sind 1962 im Herbst (und Frühjahr) die Isotomiden, während des Sommers aber die Hypogastruriden vorherrschend. Die Entomobryiden sind in diesem Entwicklungsstadium der Halden noch schwach vertreten, nehmen aber nach dem Eintritt waldähnlicher Verhältnisse (A—D) während des Sommers die erste Stelle ein. Diese Verhältnisse weisen auf die Bedeutung hin, die der Be-

achtung der jahreszeitlichen Aspektausbildung für den Vergleich verschiedener Standorte zukommt.

Beim Vergleich des Jahresganges der Atmung (Abb. 62) fallen starke witterungsbedingte Aktivitätsunterschiede auf. Die Übereinstimmung der 3 Sommermaxima macht unwahrscheinlich, daß Zyklen in der Populationsentwicklung die Ursache hierfür bilden. Es ist jedoch bemerkenswert, daß die Standorte mit schwach regulierendem Bestandesklima (LAC bis LF) die schärfste Reaktion auf die Witterungslage erkennen lassen. Es muß aber auch beachtet werden, daß dies die Standorte mit Vorwiegen der *Lepidocyrtus*-Arten sind.

Die Fallenfänge im Mai 1965 lassen in dieser quantitativen Auswertung kaum Rückschlüsse auf die Entwicklungstendenz der Standorte zu (Tab. 24). Deutlich ist, daß sich die Population auf der Teichhalde (T) stark in Richtung der älteren Rekultivierungsstufen entwickelt hat. Auffällig ist jedoch das geringe Aktivitätsgewicht am Standort E-H und im Wald (W). Hier dürfte das Entwicklungsmaximum infolge des zu kühlen Frühjahrs noch nicht erreicht sein. Vielleicht sind dieselben Witterungsbedingungen die Ursache für die unerwartet starke Förderung der epigäischen Collembolenaktivität auf der auch im Jahre 1965 noch schwach gedeckten Außenhalde Nord (N).

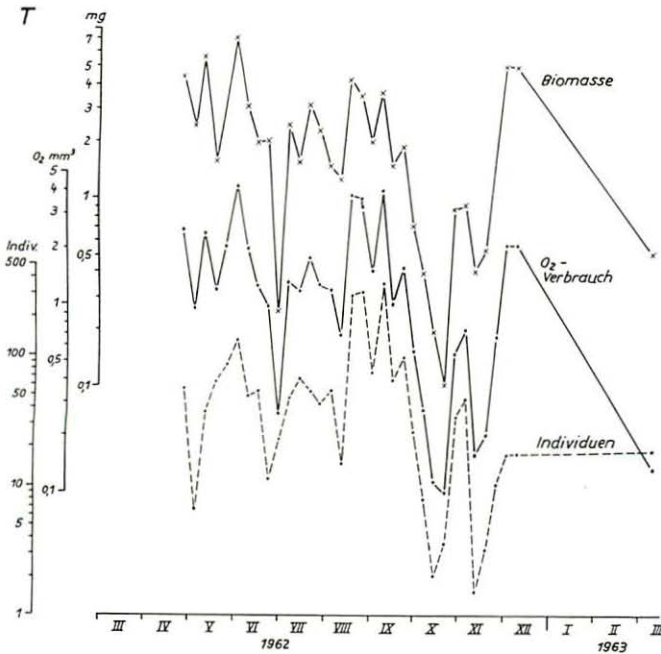


Abb. 58. Vergleich der Aktivitätsdichte, des Aktivitätsgewichtes und der Aktivitäts-Atmung (18 °C) der epedaphischen Collembolen am Standort T (1962).

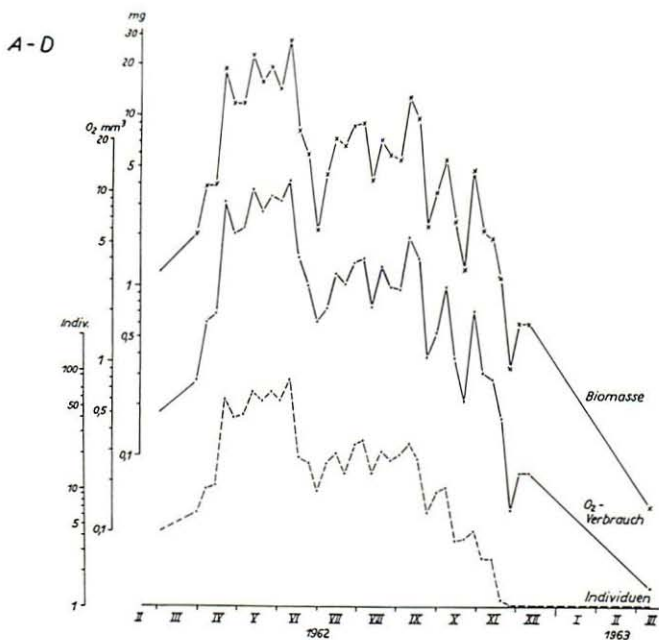


Abb. 59. Vergleich der Aktivitätsdichte, des Aktivitätsgewichtes und der Aktivitäts-Atmung (18 °C) der epedaphischen Collembolen am Standort A-D (1962).

Abschließend sei die Entwicklung der gesamten Collembolenfauna auf den Berzdorfer Halden verglichen. Sie ist im ersten Rekultivierungsjahr allgemein noch recht gering, erreicht aber bereits im 3. Jahr am Standort T ein Maximum in der Individuendichte und -aktivität. Während im eu- und hemiedaphischen Bereich auch die Stoffwechsellistung maximal ansteigt, bleibt diese bei der epedaphischen Population noch klein. Mit der Veränderung des Vegetationsbildes zum Vorwald-Stadium sinken Besiedlungsdichte und Atmungsleistung der Arten des Bodeninneren wieder stark ab. Die Collembolenfauna der Bodenoberfläche gleicht sich dagegen durch das Auftreten größerer Arten bei mittlerer Aktivitätsdichte schrittweise den für Waldbedingungen typischen Verhältnissen an. Man darf annehmen, daß mit zunehmender Bodenentwicklung auch die euedaphische Besiedlung durch die Collembolen wieder ansteigt. Solange dies noch nicht eintritt – und die Stichproben 1965 geben noch keinen Hinweis hierfür (A-D) –, kann man den Rekultivierungsprozeß der Haldenstandorte zu nachhaltig fruchtbaren Waldböden noch nicht als abgeschlossen betrachten. Der Nadelholzanbau mit beginnender Rohhumusentwicklung fördert weder die eu- noch die epedaphische Collembolenbesiedlung. Eine Ausgleichswirkung dieser Gruppe für die hier schwache Tätigkeit der Makrohumi-phagen kommt daher im geprüften Zeitraum nicht in Betracht.

Sminthuridae

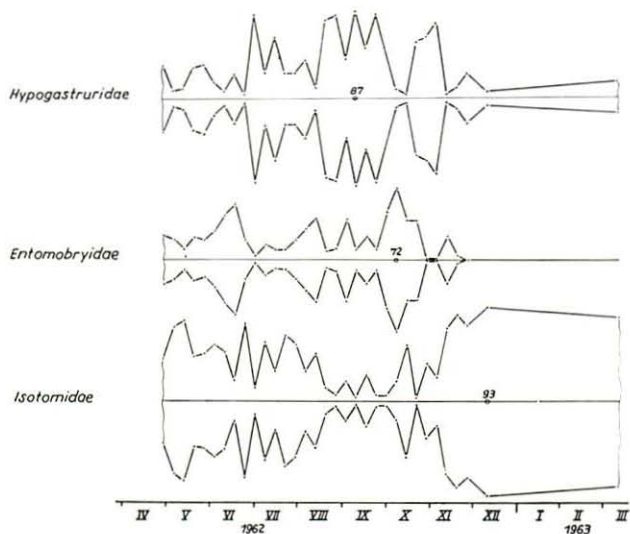


Abb. 60. Dominanzverhältnisse der epedaphischen Collembolen-Familien am Standort I im Jahresablauf (1962) (gemessen an der Aktivitäts-Atmung bei 18 °C).

Sminthuridae

Hypogastruridae

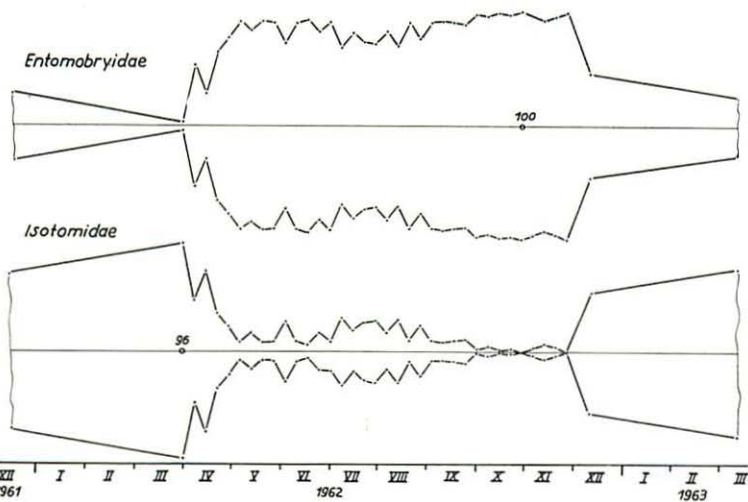


Abb. 61. Dominanzverhältnisse der epedaphischen Collembolen-Familien am Standort A—D im Jahresablauf (1962) (gemessen an der Aktivitäts-Atmung bei 18 °C).

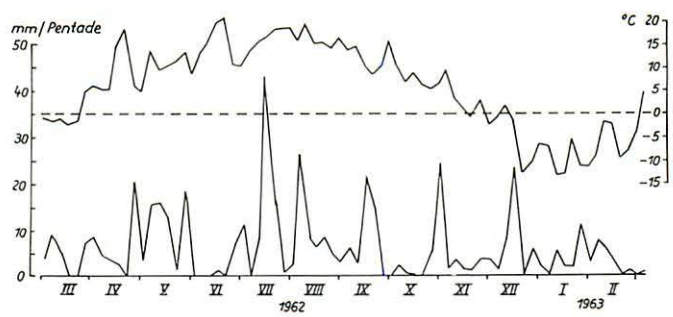
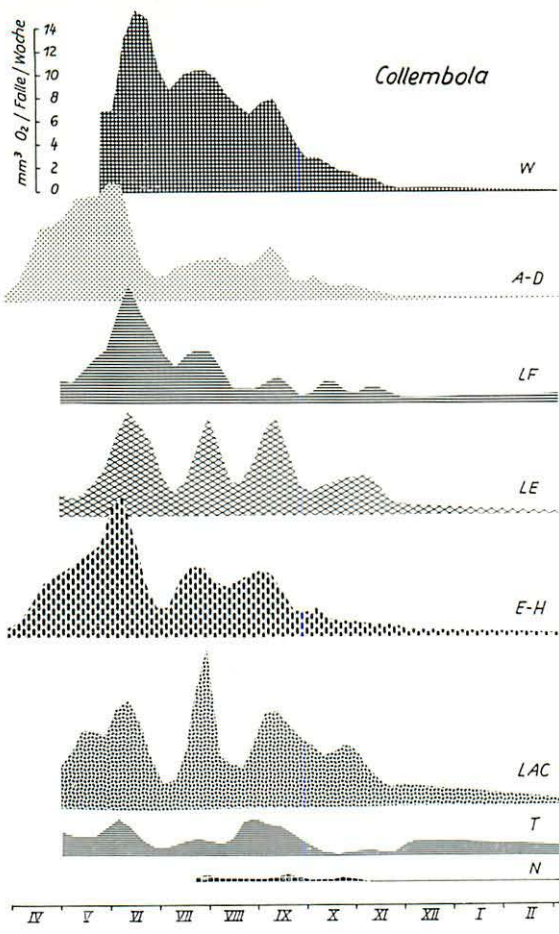


Abb. 62. Jahresdynamik der Aktivitäts-Atmung der epedaphischen Collembolen der Haldenstandorte und des Auwaldes (W) bei Berzdorf (Darstellung als Ausgleichskurve). Zum Vergleich ist der Jahresgang der Niederschläge und der Temperatur angegeben.

Im Gegensatz zu den Erfahrungen, die an der Entwicklung auf den Berzdorfer Halden gewonnen werden konnten, zeigen die tertiären Rohböden der K i p p e B ö h l e n von vornherein eine sehr hohe Aktivitätsatmung der oberflächenbewohnenden Collembolen bei einer minimalen Leistungs- und Siedlungsdichte der euedaphischen Arten. Diese Verhältnisse beweisen, daß ein mikroklimatischer Ausgleich (wie in Berzdorf) nicht Vorbedingung für ein hohes Aktivitätsgewicht der Collembolen ist. Die lokale Eigenart der Collembolenpopulation prägt sich auch noch im Fangergebnis mit Dominanz der großen Art *Orchesella quinquetasciata* des mit Kulturboden überzogenen Standortes V aus, der im übrigen zu gleichalten Übergangsstufen der Berzdorfer Halden Ähnlichkeit zeigt. Die Entwicklungsstufe der Faunula auf den Tertiärböden läßt sich dagegen kaum mit derjenigen auf pleistozänen Mischböden vergleichen. Das euedaphische Pioniermaximum scheint hier ganz auszufallen (Tf. 2). Die hohe Oberflächenaktivität deutet immerhin eine zeitliche Parallelität der Entwicklung in Berzdorf und Böhlen an, jedoch in unterschiedlicher und verarmter Ausprägung.

Oribatiden

Eine ähnliche Entwicklung zeigen die Oribatiden. Im Anfangsstadium übertreffen sie die Collembolen auf pleistozänem Mischmaterial, fehlen jedoch völlig auf unbehandeltem tertiären Rohboden in Böhlen. Wie bei Collembolen geht ihre Besiedlungsdichte nach einem – allerdings schwächeren – Pioniermaximum auf Standort T in der Vorwaldstufe stark zurück. Obwohl die Oribatiden auf der Teichhalde 1962 ebenfalls ihre maximale Atmung erreichen (Tab. 20), bleiben sie doch in der Bedeutung für den Gesamtstoffwechsel der Standort fauna um $\frac{2}{3}$ gegenüber den Collembolen zurück. Im Auwald (W) wurden bei gleicher Biomasse weniger Individuen (Maximum 32 000 gegen 67 000 Individuen/m²) und damit eine geringere Atmung im Vergleich zum Standort T festgestellt. Auf den meliorierten tertiären Rohbodenflächen der Kippe Böhlen liegt die Biomasse der Oribatiden fast durchweg höher als die der Collembolen, ohne jedoch ihrerseits eine erkennbare Entwicklungstendenz der Standorte anzuzeigen. Der Standort V entspricht in der Biomasse der Oribatiden den Standorten T und W im Berzdorfer Raum. Somit zeigt sich allgemein eine stärkere Fähigkeit der Oribatiden zur Besiedlung von Pionierstandorten.

Sehr charakteristisch ist weiterhin die hohe Individuendichte in der Rohhumusdecke unter Nadelholzpflanzungen (LE, LF). Die Stichprobe am Standort LE ergab im Juli 1962 140 000 Individuen/m² (= 0,99 g/m²). Damit dürfte jedoch noch nicht die Höchstzahl für diesen Standort erreicht sein. Die Jahresperiodik an den übrigen Probeflächen (Abb. 63) der Berzdorfer Halden zeigt das Entwicklungsmaximum der Oribatiden vorwiegend im Herbst, was auch aus Angaben der Literatur (Zusammenstellung bei WALLWORK, 1967) hervorgeht.

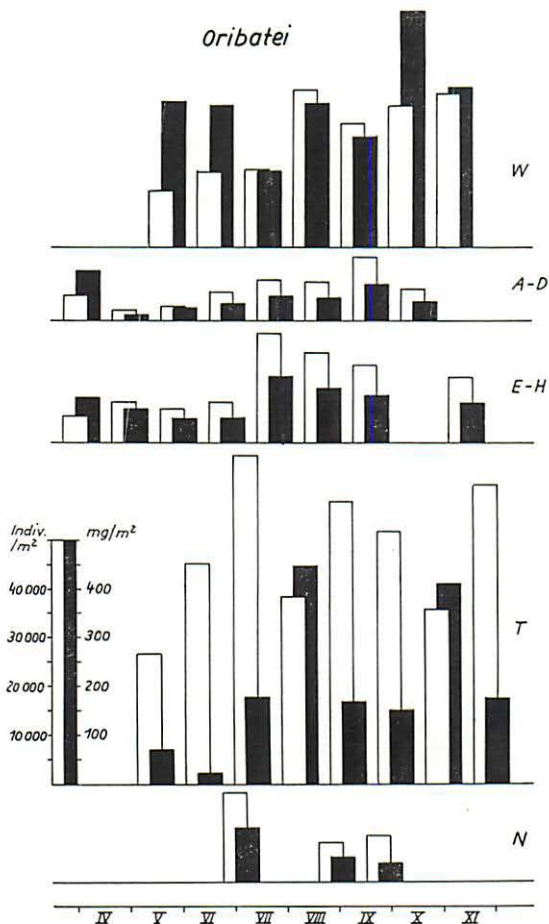


Abb. 63. Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse der Oribatiden an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

Übrige humiphage Kleinarthropoden

Den Trombidiformes und Acaridiae kommt an den untersuchten Standorten nur geringe Bedeutung zu. Entsprechend der heterogenen Zusammensetzung der hierunter vereinigten Arten weist der Jahresgang der Individuendichten und Biomassen beträchtliche Schwankungen auf (Abb. 64). Bemerkenswert ist die teilweise hohe Besiedlung in der Anfangsphase (N).

Unter den Trombidiformes sind die Tydeiden nach KARG (1963) vornehmlich Pilz- und Algenfresser, die übrigen wohl größtenteils jedoch Räuber (WALLWORK, 1967). Die vollständige Zuordnung dieser Gruppe zu den Humiphagen ist daher an sich nicht berechtigt. Tatsächlich zeigt auch der Anteil der Tydeiden an der Gesamtzahl der Trombidiformes charakteristische Unterschiede. So dominieren sie in den Fallenfängen auf der Böhlener Kippe erst nach der Melioration und forstlichen Rekultivierung (Abb. 65). Die gesamte Aktivitätsdichte der Trombidiformes liegt jedoch auf allen Standorten nur etwa um 10 % der jeweils für die Collembolen festgestellten Werte.

Zur Vervollständigung des Überblickes sind die gefundenen Paupopoden, Symphylen und Proturen in Abb. 66 gemeinsam dargestellt. Wie im systematischen Abschnitt noch näher zu erklären ist, steigt die Individuendichte der Symphylen erst mit Eintritt der Vorwaldstufe langsam an. In der Darstellung sind Säulen mit über 0,1 mg/Individuum auf Symphylen zurückzuführen. Alle diese Gruppen haben an den geprüften Standorten allenfalls eine indikatorische, jedoch keinerlei produktionsbiologische Bedeutung.

Enchytraeiden

Für die Entwicklung der Enchytraeiden bieten die untersuchten Kippen und Halden offensichtlich keine geeigneten Bedingungen. Selbst die Besiedlung des Waldes (W) zeigt mit maximal 24 000 Individuen/m² und 2,9 g/m² (im Durchschnitt nur 1,9 g/m²) ungünstige Verhältnisse an, die sich durch die Vergleyung und den zeitweilig starken Grundwassereinfluß erklären lassen (Abb. 67). Auf den Haldenstandorten liegt die Individuendichte noch wesentlich tiefer. Dies dürfte ebenfalls auf die Bodenverhältnisse, besonders die Neigung zur Verdichtung, weniger dagegen auf etwa fehlende Nahrung zurückzuführen sein.

Es ist bemerkenswert, daß auch diese Gruppe in der Besiedlungsdichte ein – allerdings sehr schwaches – Pioniermaximum auf Standort T ausbildet. Hier handelt es sich jedoch um sehr kleine Arten, die später von größeren abgelöst werden. Im ganzen gesehen weisen auch die Populationen der Enchytraeiden auf einen unausgereiften Entwicklungszustand der Haldenböden noch im Vorwald-Stadium nach 10jähriger Rekultivierung hin (A–D). Auf der Kippe Böhlen scheinen sie immerhin eine relative Verbesserung der bodendynamischen Bedingungen im Standort IV gegenüber den jüngeren Rekultivierungsstufen auf melioriertem Tertiärboden anzuzeigen.

In den geprüften Populationen beträgt das mittlere Individuengewicht 0,1 mg. Dies wurde bei der Berechnung des Sauerstoffverbrauches der Enchytraeiden zugrundegelegt (Abb. 67). Aus der Normalkurve der Atmung sind hierfür rund 700 mm³ O₂/g/h bei 18 °C abzulesen. Diese Berechnungsmethode nimmt auf das Schwanken der Größenverhältnisse keine Rücksicht und erbringt daher nur Näherungswerte. Nach Temperaturkorrektur zeigen die Jahressummen (Tab. 20) jedoch eine sehr gute Übereinstimmung mit entsprechenden Berechnungen von O'CONNOR (1963).

Der so ermittelte Anteil der Enchytraeiden an der gesamten Atmung der Bodenfauna beträgt im untersuchten Auwald (W) 23,6 %, am Standort A–D dagegen lediglich 1,5 % (Tab. 20).

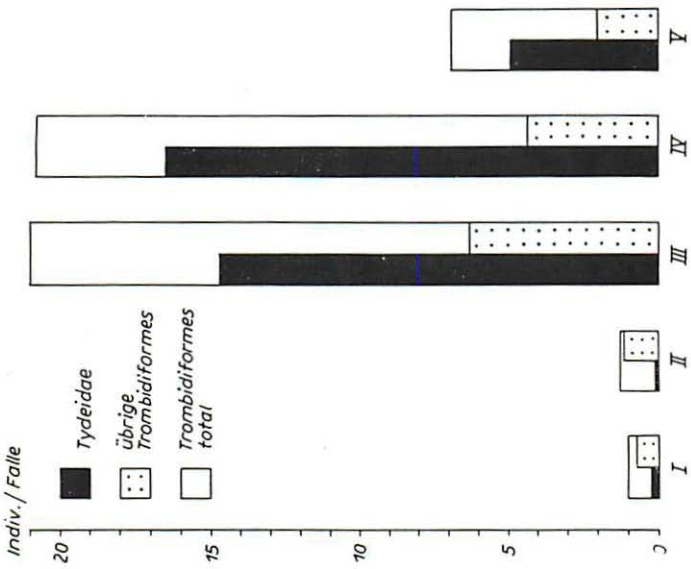


Abb. 65. Anteil der Tydeidae an der Aktivitätsdichte der Trombidiformes im Jahresdurchschnitt der Fallen auf den Standorten der Kippe bei Böhlen (1960).

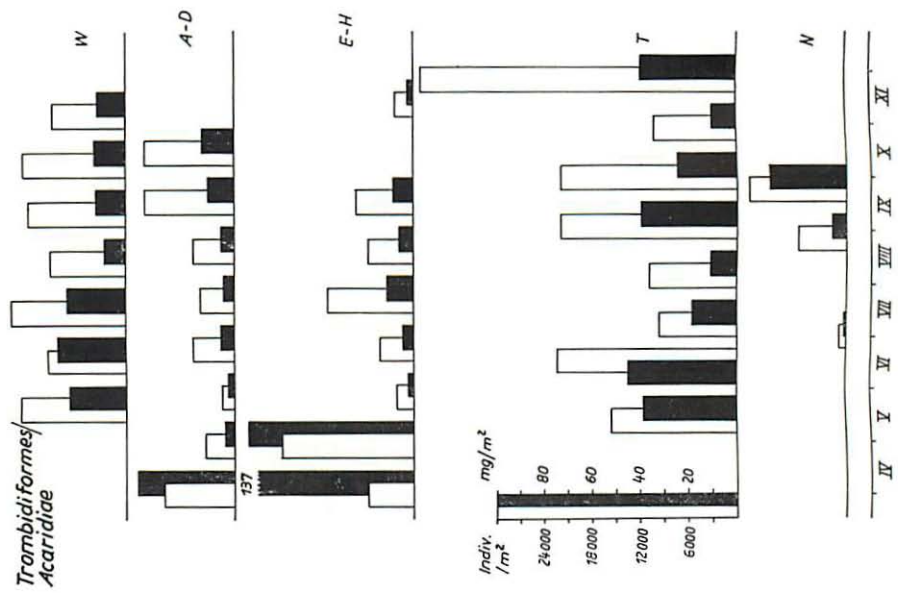


Abb. 64. Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse der Trombidiformes und Acaridiae an den Standorten der Hal- den und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

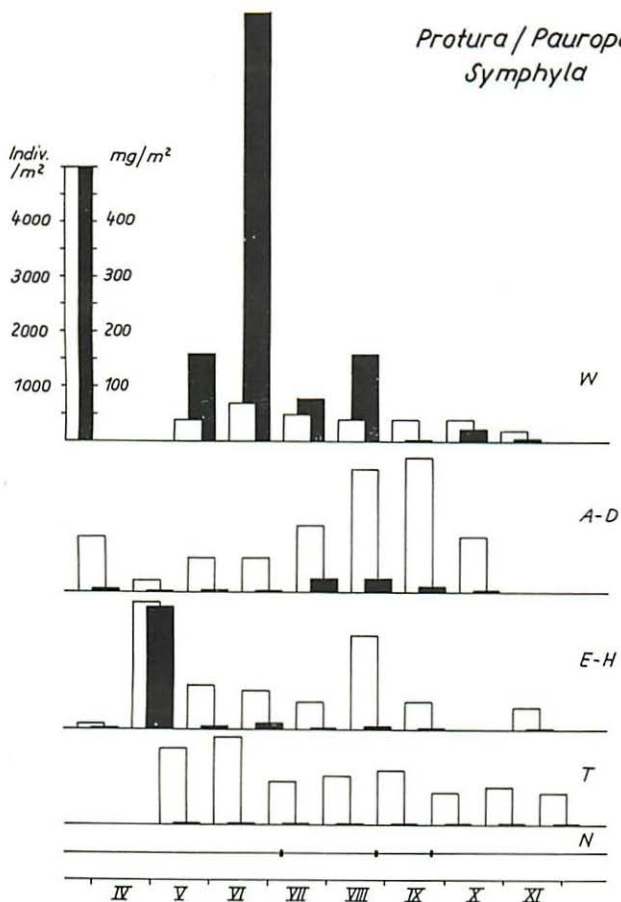


Abb. 66. Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse der Proturen, Pauropoden und Symphyla an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

Lumbriciden

Die Besiedlung der Halden und Kippen durch die Lumbriciden verläuft außerordentlich charakteristisch (DUNGER, 1967 a; 1968 b). Die pleistozän-tertiären Mischböden der Berzdorfer Halden bieten hierfür offensichtlich durchaus günstige Bedingungen. Dennoch entwickeln sich in den ersten 5 Jahren (T, 1962) lediglich einzelne, eng begrenzte Nester an Stellen, an denen eingeschleppte Individuen überleben konnten (vorzugsweise Senken). Eine zusammenhängende Population kann jedoch erst nach dem 5. Jahr beobachtet werden (Abb. 68). Dann verläuft die Besiedlung allerdings beachtlich rasch. Der Standort T zeigt 1965

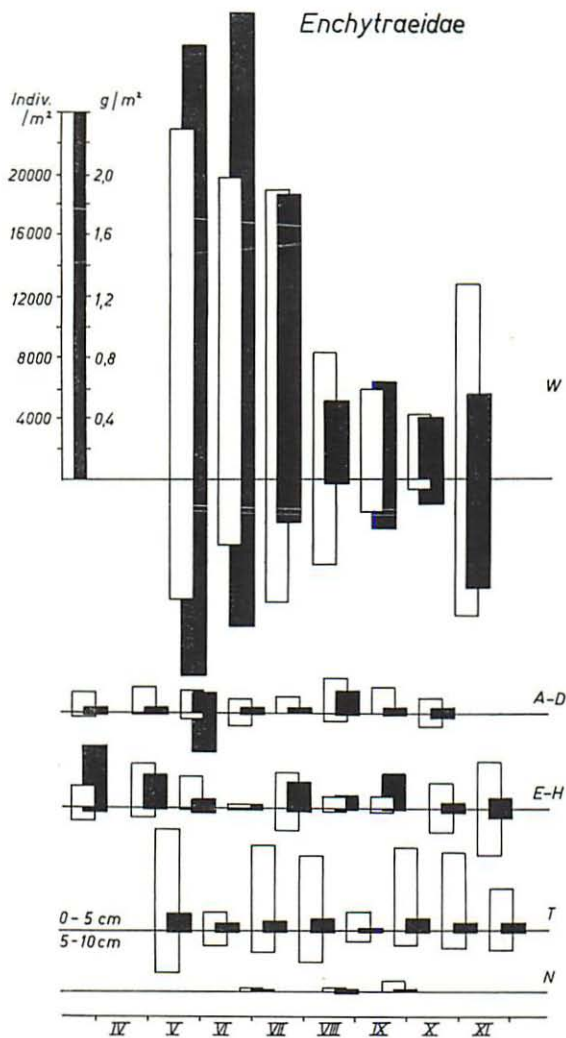


Abb. 67. Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse der Enchytraeidae an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

(6. Jahr) einen Frühjahrsbestand von $13,0 \text{ g/m}^2$. Am Standort E-H ergibt sich 1962 (7. Jahr) als Jahresmittel $6,7 \text{ g/m}^2$, während der Frühjahrsbestand 1965 (10. Jahr) bei $43,6 \text{ g/m}^2$ liegt. Die höchste Populationsdichte weist schließlich der Standort A-D mit einem Jahresmittel 1962 (10. Jahr) von $40,6 \text{ g/m}^2$ und einem Frühjahrsbestand 1965 (13. Jahr) von $55,3 \text{ g/m}^2$ auf. Damit erreicht die Lumbricidenfauna im Laufe von 10 Jahren auf diesen Halden eine Besiedlungsdichte, die der Größenordnung nach mit natürlichen Standorten vergleichbar ist (W). Durch den Anbau von Nadelhölzern (LE, LF) wird diese Entwicklung nachhaltig unterbunden. Es bilden sich Minimalbestände, die $5,0 \text{ g/m}^2$ kaum erreichen.

Die alttertiären Rohböden der Kippe Böhlen bieten dagegen bis in das 14. Jahr nach der Rekultivierung den Lumbriciden noch kaum Möglichkeit zur Einwanderung und Entwicklung. Nur im aufgetragenen Kulturboden (V) ist eine mittlere Lumbricidenpopulation zu finden (durchschnittlich $21,5 \text{ g/m}^2$).

Die bisher besprochenen Ergebnisse wurden aus Zylinderproben gewonnen. Die Resultate der Formelmethode weichen hiervon nur sehr geringfügig ab. Da sie jedoch die großen Arten stärker berücksichtigen, ergibt der Vergleich beider Methoden eine Fehleinschätzung der absoluten Populationsdichte (s. S. 83). Der wahre Wert der Gesamtbiomasse kann um etwa 25 % höher veranschlagt werden.

Die produktionsbiologische Bedeutung der Lumbriciden ergibt sich aus der Höhe des Atmungsstoffwechsels (Tabelle 20). Die Berechnung auf der Grundlage der Zylinderproben-Werte muß auf die charakteristischen Differenzen des durchschnittlichen Individuengewichtes Rücksicht nehmen. Dieses beträgt in der Anfangsphase der zusammenhängenden Besiedlung (E-H) etwa 30 mg/Individuum und steigt später auf $124 \text{ mg/Individuum}$ (A-D). Hierin zeigt sich bereits eine Sukzession der vorherrschenden Arten, die im Abschnitt der Indikatormethode zu besprechen ist. Die Formelmethode ergibt dagegen für das 11. bis 14. Rekultivierungsjahr (E-H und A-D 1955) 200 bis $300 \text{ mg/Individuum}$. Da die hierbei zusätzlich erfaßten großen Arten relativ weniger Stoffwechselleistung haben als die vernachlässigten kleinen, begreift die Berechnung der Atmung den kleineren Fehler, wenn sie sich auf die Ergebnisse der Zylinderproben stützt.

Die Normalkurve des Sauerstoffverbrauches (Abb. 50) entspricht im mittleren Verlauf gut der Mittelwertkurve für Lumbriciden aus der Zusammenstellung bei SATCHELL (1967). Hieraus ergibt sich z. B. bei einem Individuengewicht von 100 mg ein Sauerstoffverbrauch von $0,120 \text{ cm}^3 \text{ O}_2/\text{g/h}$ bei 18°C . Auf diese Weise kann die jährliche Gesamtatmung aus den temperatur-korrigierten Monatswerten der frostfreien Periode aufsummiert werden. Es wäre einfacher, die Jahresdurchschnitte der Biomasse auf das gemessene Mittel der Temperatur während der Untersuchungsperiode (= der frostfreien Jahreszeit) zu beziehen. Hiernach beträgt die Gesamt-Atmung für das Jahr 1962 am Standort A-D bei einer Durchschnittstemperatur von $12,2^\circ \text{C}$ (in 1 cm Bodentiefe) $86,20 \text{ Kcal/m}^2$. Da die höchsten Biomassen aber in der kühleren Jahreszeit auftreten, ergibt die Summe der korrigierten Monatswerte einen niedrigeren Wert von $77,58 \text{ Kcal/m}^2$.

Unter Beachtung dieser methodischen Aspekte erscheint ein Vergleich mit den Angaben der Jahresatmung der Lumbriciden bei MACFADYEN (1963) wenig aussagekräftig. Dieser Autor geht von einer mittleren Atmung von 7 cal/g/Tag bei 16°C (umgerechnet $0,073 \text{ cm}^3 \text{ O}_2/\text{g/h}$ bei 18°C) aus, was einem mittleren Individuengewicht von etwa 900 mg entspricht. Die Gesamtatmung wird sodann offensichtlich auf einen Jahresdurchschnitt von 16°C bei je nach Standort unterschiedlicher Länge der Aktivitätsperiode im Jahr bezogen. Es ist klar, daß derartige Verhältnisse an den hier geprüften Standorten nicht gegeben sind. Immerhin ist interessant, daß MACFADYENs Berechnungen für Waldböden den hier gefundenen Maximalwert in A-D kaum übersteigen oder, wenn man den vermutlichen Fehler in der Erfassung der Lumbriciden mit in Rechnung setzt, nicht ganz erreichen. Allerdings wäre es nötig, auch die von MACFADYEN verwendeten Grundwerte von BORNEBUSCH u. a. entsprechend fehlerkritisch zu untersuchen. Die Lumbricidenfauna des Grünlandes wird dagegen allgemein mit 110 (SATCHELL, 1967) oder 120 bis $330 \text{ Kcal/m}^2/\text{Jahr}$ (MACFADYEN, 1963) wesentlich höher eingeschätzt.

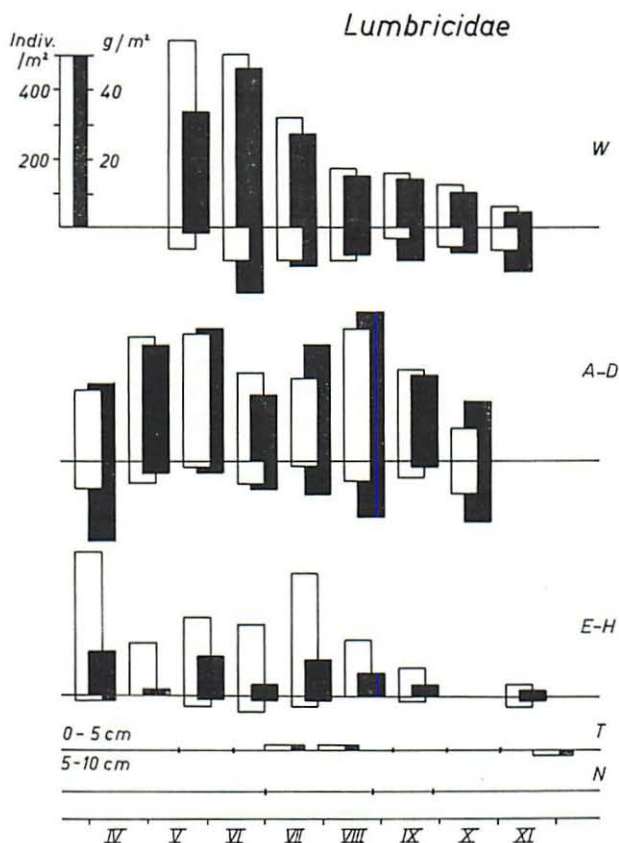


Abb. 68. Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse der Lumbriciden an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

Aussagekräftiger als diese absoluten Vergleiche ist die Einschätzung der relativen Bedeutung der Lumbriciden für den Stoffumsatz am Standort. In den ersten 4 Jahren nach der Rekultivierung sind den vereinzelt Lumbriciden weniger als 1 % des Gesamtstoffwechsels am Standort (T) zuzurechnen. Nach dem 5. Jahr steigert sich der Anteil wesentlich, wie die Stichprobe auf N 1965 erkennen läßt. Im 7. Jahr bestreiten die Lumbriciden (E-H) bereits 64 % und im 10. Jahr (A-D) 91 % des gemessenen Sauerstoffverbrauchs. Im Vergleich mit den Verhältnissen im Auwald (W) zeigt sich in diesem Stadium auch bei den Formolproben eine Übereinstimmung der Größenstruktur der Populationen. An beiden Standorten ist der Anteil der großen, tiefgrabenden Lumbriciden (*Lumbricus terrestris*) gering. Im Wald haben die Lumbriciden jedoch lediglich einen Anteil von 58 % an der Gesamtatmung.

Unter Berücksichtigung der schwachen Entwicklung der Mikrohumiphagen zum Zeitpunkt der Probenentnahmen kann man ab dem 10. Rekultivierungsjahr am Standort A-D von einem Lumbricidenmaximum sprechen. Für die spätere Entwicklung stehen verschiedene Möglichkeiten offen. Bei weiterer Zunahme des Anteils tiefgrabender Formen kann die hohe Dominanz der Lumbriciden voraussichtlich erhalten bleiben, wie sie z. B. von VOLZ (1962) aus trockenen Varianten von Auenwäldern im Mullzustand beschrieben wurde. Vermag sich jedoch dieser Teil der Lumbriciden der zunehmenden Verdichtungserscheinungen wegen – die auch von Versauerung begleitet sein können (s. S. 48) – nicht zu vermehren, so ist ein (relativer) Rückgang der Bedeutung der Lumbriciden zugunsten der Mikrohumiphagen anzunehmen. Hierbei können sich Verhältnisse einstellen, die denen im grundwasserbeeinflussten Auwaldrestgehölz (W) ähnlich sind.

Die Befunde auf der Kippe bei Böhlen lassen derartige Schlußfolgerungen noch nicht zu. Sie bedürfen bei der Betrachtung zur künstlichen Förderung der Bodenfauna einer besonderen Besprechung.

Übrige Makrohumiphage

Unter den übrigen Makrohumiphagen nehmen die Dipterenlarven eine hervorragende Stellung ein. Der Vergleich des Jahresganges der Biomassen auf den Halden bei Berzdorf zeigt deutlich ihre Fähigkeit, sich an schwach vegetationsbedeckten Standorten stark zu entwickeln (Abb. 69). Die Dipterenlarven bilden zusammen mit den Collembolen am Standort T 1962 ein Maximum, wobei ihre Biomasse 49 %, ihre Atmung 31 % der gesamten Bodenfauna beträgt. In der weiteren Entwicklung sinkt ihre Bedeutung wieder stark ab (s. Tab. 19, 20, 21). Angesichts der ausgeprägten Saisonbindung der Entwicklung der Dipterenlarven dürfen hohe Biomassen in den Frühjahrs-Stichproben 1965 (E-H, A-D) nicht überbewertet werden.

Die Befunde auf der Kippe bei Böhlen deuten auch bei dieser Gruppe darauf hin, daß die meliorierten Rohboden-Standorte über das 2. Pionierstadium mit hervortretender Dipteren-Entwicklung noch nicht fortgeschritten sind. 10 bis 25 % der Biomasse entfallen hier auf die Dipterenlarven, während im Kulturbodenauftrag (V) lediglich etwa 2 % von dieser Gruppe eingenommen werden. Im absoluten Vergleich der Besiedlungsdichten fällt jedoch auf, daß der Standort V im Bereich der Böhlener Kippe mit $0,51 \text{ g/m}^2$ an erster Stelle steht, während auf meliorierten Tertiärböden nur $0,44 \text{ g/m}^2$ (IV) erreicht werden. Alle diese Biomassen sind gering im Vergleich zum Jahresmittel der Teichhalde 1962 mit $1,36 \text{ g/m}^2$ und gleichen dem Wert, der sich auf der Langteichhalde nach Abklingen des „Dipteren-Stadiums“ im 10. Jahr (A-D) einstellt ($0,4 \text{ g/m}^2$). Da in Böhlen keine ganzjährige Prüfung vorliegt, sind die Ergebnisse nicht voll vergleichbar. Dennoch scheint der Schluß berechtigt, daß auch die Entwicklung der Dipterenlarven in den tertiären Rohböden der absoluten Biomasse nach gehemmt verläuft.

Dipterenlarven

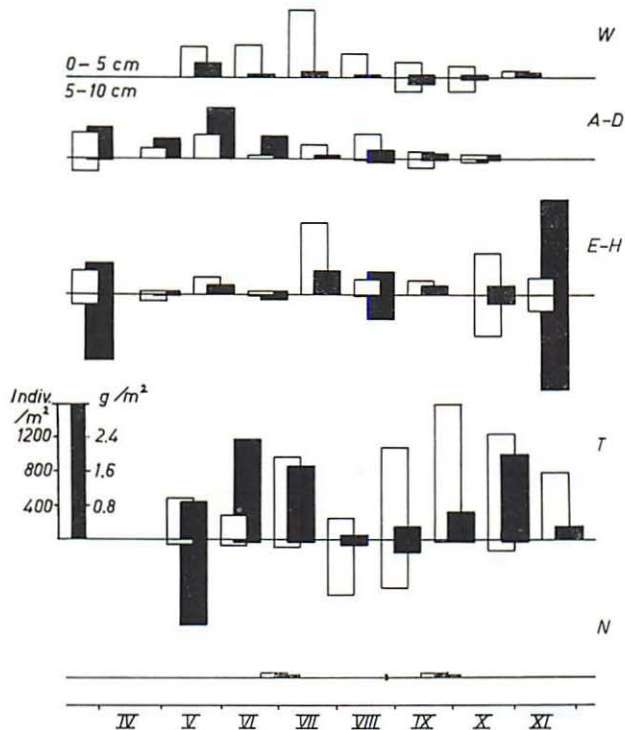


Abb. 69. Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse der Dipteren-Larven an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

Eine sehr zurücktretende Rolle bei der Neubesiedlung der Kippen und Halden spielen die *Diplopoden*. Sie sind auf den Halden bei Berzdorf auch nach 10 Jahren noch nicht gleichmäßig auf der Gesamtfläche vertreten und werden daher nicht genügend repräsentativ von den Zylinderproben erfasst. Ihr Anteil an der Biomasse übersteigt jedoch kaum 1% der Gesamtf fauna. Auf der Kippe Böhlen ergeben sich sehr ähnliche Verhältnisse.

Einen besseren Überblick über die *Diplopoden* gewinnt man aus den Ergebnissen der Fallenproben (Abb. 70). Als Pioniere zeigen sich Spätherbst-(Frühlings-)Arten, die auf den Standorten T, LAC, E-H, LE und LF möglicherweise mit gleicher Besiedlungsdichte vertreten sind, infolge des zunehmenden Raumwiderstandes an diesen Standorten jedoch immer seltener gefangen werden.

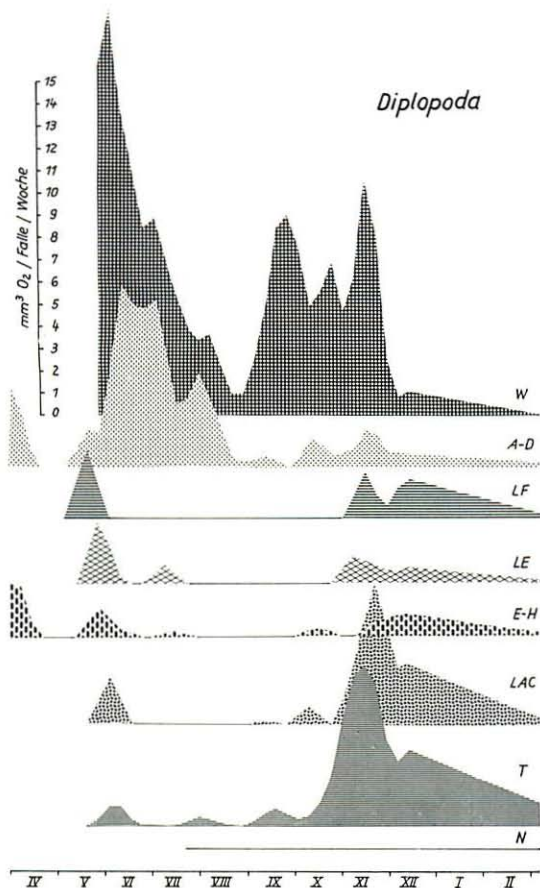


Abb. 70. Jahresdynamik der Aktivitäts-Atmung der Diplopoden an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

Eine Änderung der Population wird erst im Standort A-D deutlich. Die hier wiederum erhöhte Aktivitäts-Atmung muß auf eine stärkere Besiedlung zurückgeführt werden. Hieraus bestätigt sich, daß die Zylinderproben für diese Gruppe ungenügende Werte liefern, solange nicht eine bestimmte Minimaldichte erreicht ist.

Die Isopoden sind im geprüften Zeitraum noch nicht in der Lage, die Halden und Kippen zu besiedeln. Dieser Befund bestätigt die bekannte „Bodenbearbeitungs-Feindlichkeit“ dieser Gruppe.

Parasitiformes

Die Populationsentwicklung der räuberischen parasitiformen Milben (Abb. 71) folgt deutlich derjenigen ihrer bevorzugten Beutetiere, der Collembolen (Abb. 55). Es ist interessant, daß sich diese Beziehung jedoch nur zu den eu- und hemiedaphischen Collembolen, nicht aber zur Fallenaktivität der epedaphischen Arten herstellen läßt. Diese sind offensichtlich ihrer Größe wegen nicht mehr als Nahrungsgrundlage für die Gamasiden geeignet.

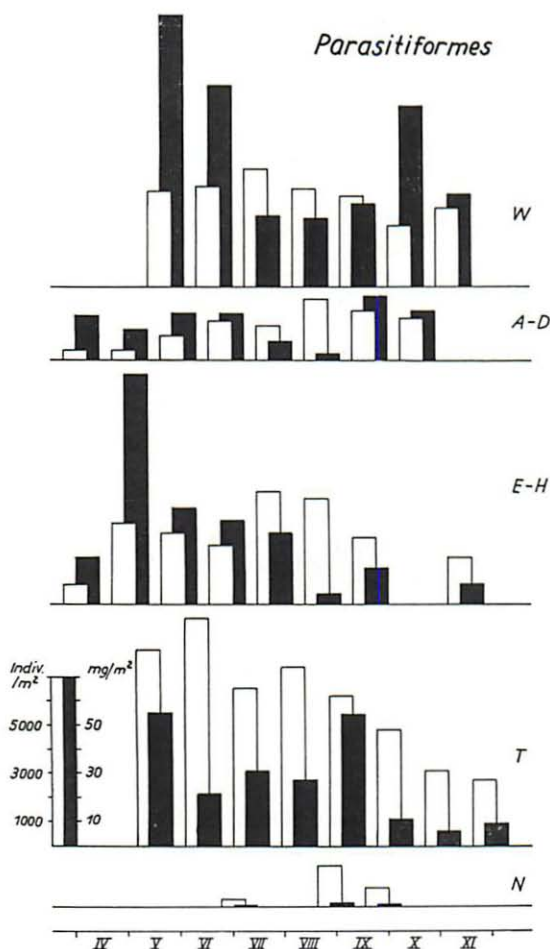


Abb. 71. Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse der Parasitiformes an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

Das Fallenfangergebnis der Parasitiformes selbst ist allgemein gering. Ihre Aktivitätsdichte liegt im Bereich der Kippe bei Böhlen am Standort III nächst der unbehandelten Rohbodenfläche am niedrigsten, obwohl dieser Standort die höchste Aktivität der oberflächenbewohnenden Collembolen zeigt.

Die produktionsbiologische Bedeutung der räuberischen Milben ist, gemessen am Sauerstoffverbrauch, recht niedrig (Tab. 20). Das Maximum liegt mit $0,77 \text{ Kcal/m}^2/\text{Jahr}$ am Standort W, den relativ höchsten Anteil hat diese Gruppe am Standort T ($0,68 \text{ Kcal/m}^2/\text{Jahr}$) mit $3,0 \%$.

Die von MACFADYEN (1963) berechneten Werte liegen wiederum wesentlich höher. Bei Umrechnung der Ergebnisse von BORNEBUSCH (1930) für einen Fichten-Rohhumus erhält dieser Autor maximal $133,6 \text{ Kcal/m}^2/\text{Jahr}$ für die Parasitiformes. Betrachtet man dagegen die (ihrerseits wohl bereits überhöhte) Summe für die Collembolen + Oribatiden an diesem Standort von $81,9 \text{ Kcal/m}^2/\text{Jahr}$, so erscheint dieser Wert für die Parasitiformes (der etwa 33% der Gesamtatmung ausmacht) weitaus überschätzt.

Übrige Zoophage

Die übrigen Gruppen der zoophagen Bodentiere können ihrer Größe und ihrer Laufaktivität an der Bodenoberfläche wegen mit der Zylindermethode nicht repräsentativ erfaßt werden. Die Berücksichtigung der Fallenfang-Ergebnisse ist daher für diese Gruppen besonders wichtig. Auf die überschneidende Selektivität beider Methoden haben SKUHRAVY (1957) und HEYDEMANN (1961) für die Spinnen und Carabiden und DUNGER (1967 b) für die Myriopoden bereits hingewiesen. Hiernach gibt es zwischen Arten, die fast ausschließlich mit der Zylindermethode und solchen, die vorwiegend in Fallen gefangen werden, alle Übergänge. Auch jahreszeitliche Schwankungen sind hierbei zu berücksichtigen. Tageszeit und Wetterlage im Moment der Entnahme der Zylinderprobe sind besonders dann von Bedeutung, wenn es sich um nachtaktive Arten handelt. Diese leben tagsüber aggregiert an Stellen versteckt, die bei einer Flächenprobe gewöhnlich nicht erfaßt werden (Stubben, unter größeren Steinen etc.). Der quantitativen Beschreibung dieser großen zoophagen Tiergruppen kommt daher nicht die gleiche Aussagekraft wie für die bislang besprochenen Gruppen zu. Bei der Betrachtung der Tabellen 19 bis 22 ist zu berücksichtigen, daß die Biomassen der Zoophagen dieser methodischen Schwierigkeiten wegen wohl durchweg unterschätzt worden sind. Hierin drückt sich eine allgemeine Unvollkommenheit der üblichen bodenfaunistischen Erfassungsmethoden aus, die eine exakte gleichmäßige Wertung aller Gruppen verhindert. Dies scheint auch aus der Aufstellung bei MACFADYEN (1963) hervorzugehen. Hiernach entfallen an zwei Grünlandstandorten nur $1,4\%$ bzw. $10,9 \%$ der Gesamtatmung der Bodenfauna auf die Zoophagen, während in einem Fichten-Rehhumus sogar $37,4 \%$ für die räuberischen Gruppen berechnet wurden. Es ist wenig wahrscheinlich, daß diese Differenzen den wirklichen Verhältnissen entsprechen.

Unter diesem Gesichtspunkt ist auch der mit zunehmendem Reaktivierungsalter ständig von $11,8\%$ auf $1,4\%$ absinkende Anteil der Zoophagen an der Gesamtatmung der Bodenfauna der Berzfelder Halden kritisch zu beurteilen. An den Standorten E-H und A-D verringert sich hierbei auch die Absoluthöhe der Atmung der Zoophagen. Vergleicht man hierzu die Ergebnisse des Fallenfanges (Tabelle 23 und 24), so kann man lediglich ein Absinken der Aktivitätsgewichte bis in das 7. Reaktivierungsjahr (E-H), sodann jedoch wieder ein Ansteigen (A-D) feststellen. Wie bereits ausgeführt, darf dieser Anstieg der Fallenaktivität als Ausdruck einer wirklichen Erhöhung der Besiedlungsdichte angesehen werden. Die Stichproben der Fallenaktivität im Mai 1965 bestätigen diesen Trend und deuten zu diesem Zeitpunkt auch bereits auf eine Erhöhung der Population, vor allem der Carabiden, am Standort E-H hin. Hieraus muß die Schlußfolgerung gezogen werden, daß der in den älteren Reaktivierungs-Stadien absinkende Anteil der zoophagen Gruppen in den Ergebnissen der Zylindermethode durch das Vorherrschen von Arten verursacht wird, die von dieser Methode nicht mehr quantitativ erfaßt werden. Entwicklung und Bedeutung dieser Gruppen auf den untersuchten Standorten können daher nur im kritischen Vergleich der Ergebnisse beider Erfassungsmethoden eingeschätzt werden.

Die größte Bedeutung besitzen im allgemeinen die Carabiden (Abb. 72 und 73). Sowohl auf den Berzfelder Halden als auch auf der Kippe bei Böhlen sind sie im Pionierstadium nur in der Falle nachweisbar (N und I). In jungen

Rekultivierungsstufen (T und Tf. 2) zeigen auch die Zylinderproben eine starke Population vor allem kleinerer Arten an. Mit der Entwicklung der Lumbriciden verschiebt sich jedoch das Beute-Angebot. Der hierdurch zunehmende Anteil großer Carabiden spiegelt sich zunächst nur in den Fallenfangergebnissen wider (A–D, V). Die jahreszeitliche Verteilung in der Effektivität beider Erfassungsmethoden wird am Vergleich der Abb. 72 und 73 sehr deutlich. So liegt das Maximum der Aktivitätsatmung am Standort T ausgeprägt im Frühjahr, während die Zylindermethode erst ab Jahresmitte bis in den Spätherbst hohe Biomassen erfäßt.

Ein wesentlich einheitlicheres Bild bieten die Staphyliniden. Auf den Berzdorfer Halden wie auch auf der Kippe bei Böhlen wächst ihre Populationsdichte in offensichtlicher Abhängigkeit von der Entwicklung der mikrohumiphagen Gruppen, die ihre Hauptbeute darstellen (Abb. 74 und 75). Im Jahresgang zeigt die Aktivität übereinstimmend eine Spätsommerdepression. Im Sauerstoffverbrauch übertreffen die Staphyliniden die Carabiden und Spinnen an allen Standorten. Dies ist jedoch eher ein Hinweis auf ihre gleichmäßigere Verbreitung auf der Bodenoberfläche und damit ihre bessere Erfäßbarkeit mit der Zylinderprobe als darauf, daß ihre produktionsbiologische Bedeutung die der anderen Gruppen übersteigt.

Die quantitativen Verhältnisse der Arachnomorphen (Spinnen und Weberknechte) sind wiederum denen der Carabiden sehr ähnlich (Abb. 76 und 77). Allerdings kann hier für den Standort A–D noch kein erneuter Anstieg der Population nachgewiesen werden. Es überrascht, daß weder auf den Rohhumusflächen der Langteichhalde (LE, LF), noch auf dem Moderhumus der Standorte III und IV der Kippe bei Böhlen erhöhte Biomassen oder Aktivitätszahlen von Spinnen vorliegen. Auch in dieser Hinsicht scheint die Entwicklung der Prüfflächen also noch nicht abgeschlossen zu sein. Wie die Carabiden und Staphyliniden erreichen die Spinnen die höchste Populationsdichte aller geprüften Standorte im Auwald (W).

Von den Chilopoden werden in den Fallenproben lediglich die Lithobiomorphen erhalten (Abb. 79). Sie zeigen im Gegensatz zu den Spinnen eine gesteigerte Aktivität in den Nadelholzbeständen (LE, LF) und im moderähnlichen Humus der Kippe bei Böhlen (IV). Auch an der ungeschützten Haldenkante (LAC) fangen sie sich verstärkt. Im Jahresgang der Fallenaktivität fällt der starke Gegensatz zwischen den Haldenstandorten und dem gleichmäßiger feuchten Auwald (W) auf.

Die Ergebnisse der Zylinderproben berücksichtigen die Lithobiomorphen sehr unvollständig. Sie repräsentieren dagegen gut die Population der Geophilomorphen (Abb. 78). Diese folgen als obligatorische Regenwurm-Fresser der steigenden Ausbreitung der Lumbriciden. Entsprechend sind lediglich am Standort A–D der Halden Berzdorf und am Standort V der Kippe Böhlen beachtliche Biomassen der Geophilomorphen vorhanden.

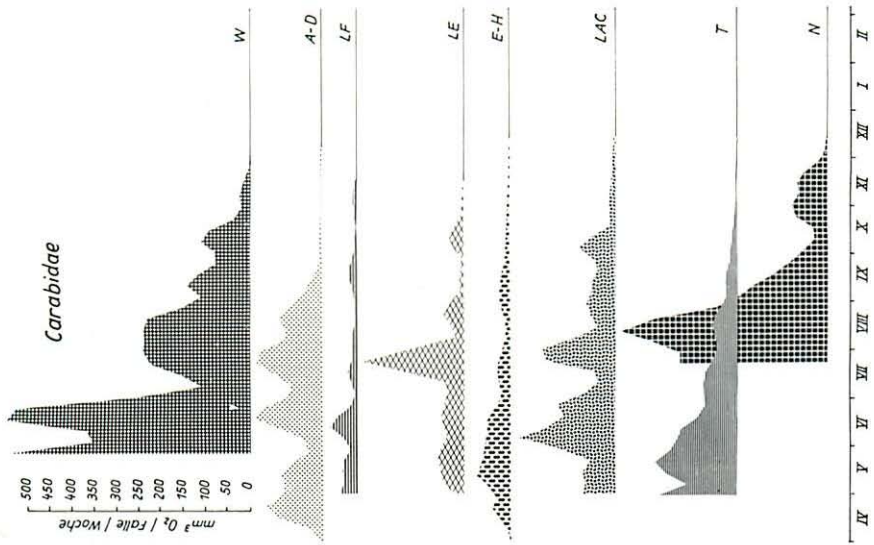


Abb. 73.

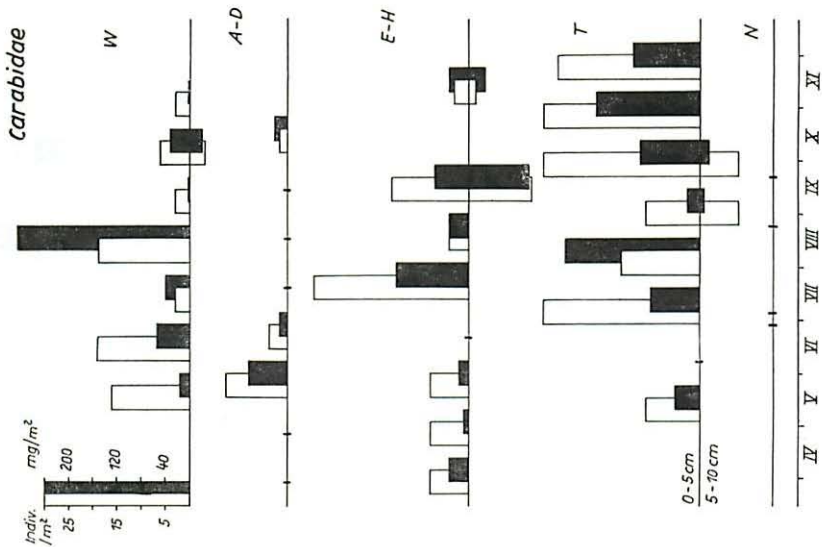


Abb. 72.

Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse (Abb. 72) und der Aktivitäts-Atmung (Abb. 73) der Carabidae an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

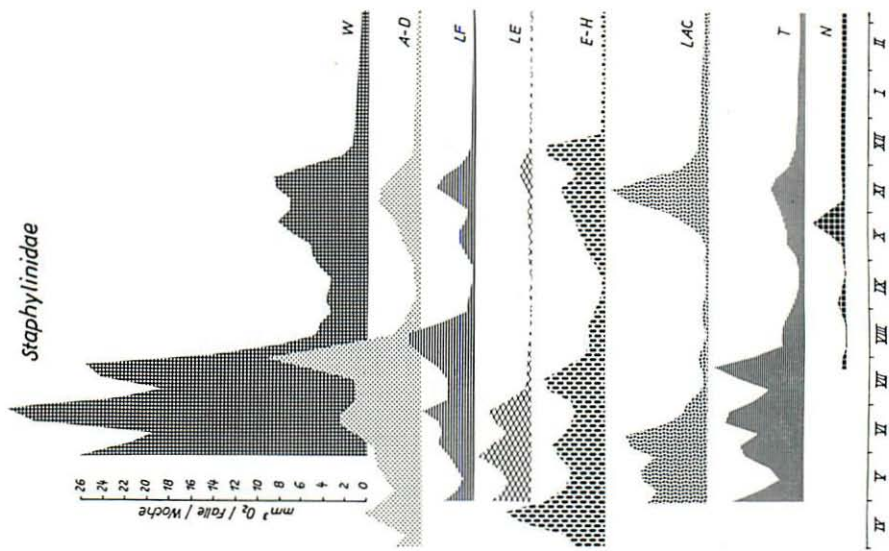


Abb. 75.

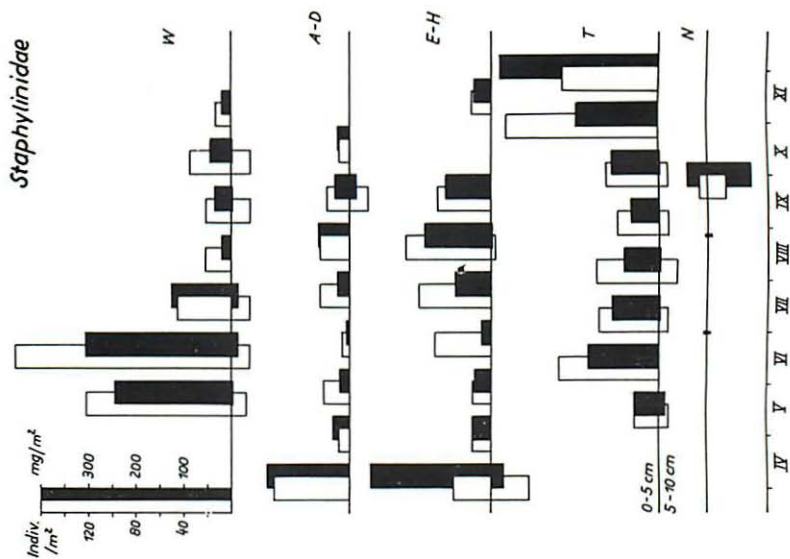


Abb. 74.

Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse (Abb. 74) und der Aktivitäts-Atmung (Abb. 75) der Staphylinidae an den Standorten der Halden und des Auwalds bei Berzdorf (1962).

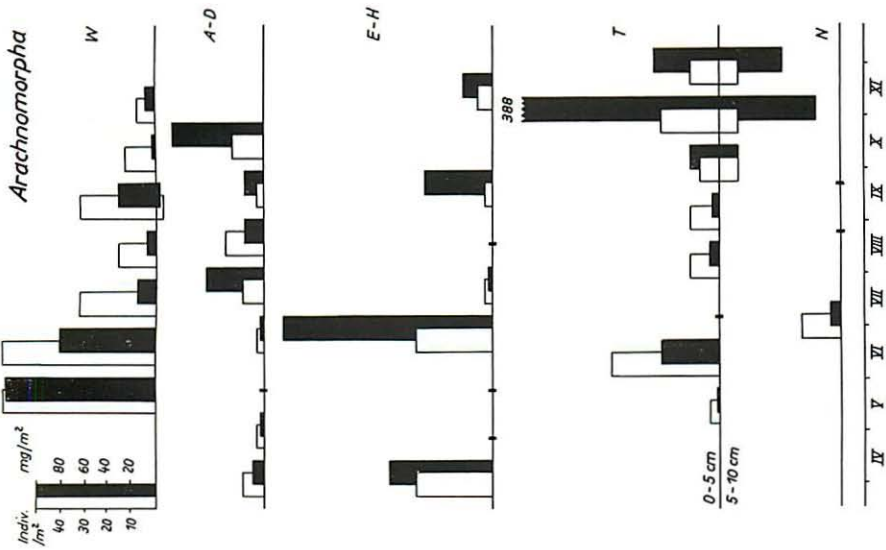


Abb. 76.

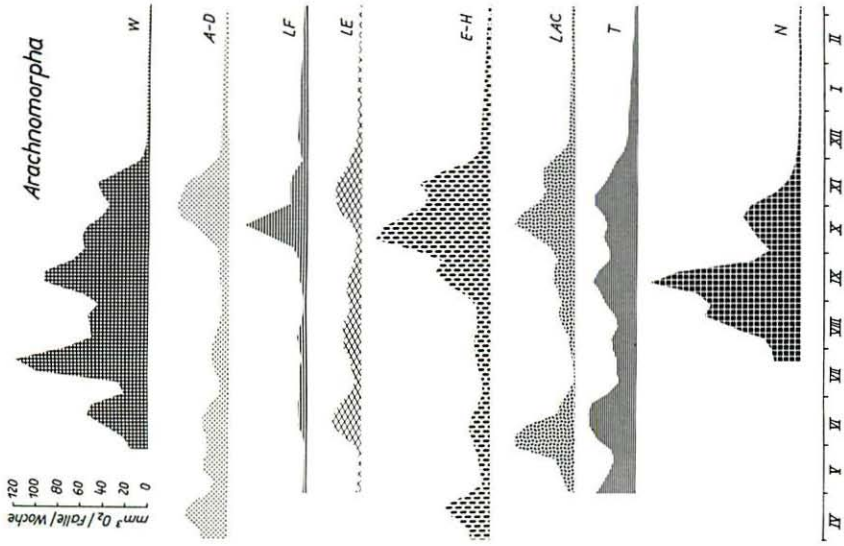


Abb. 77.

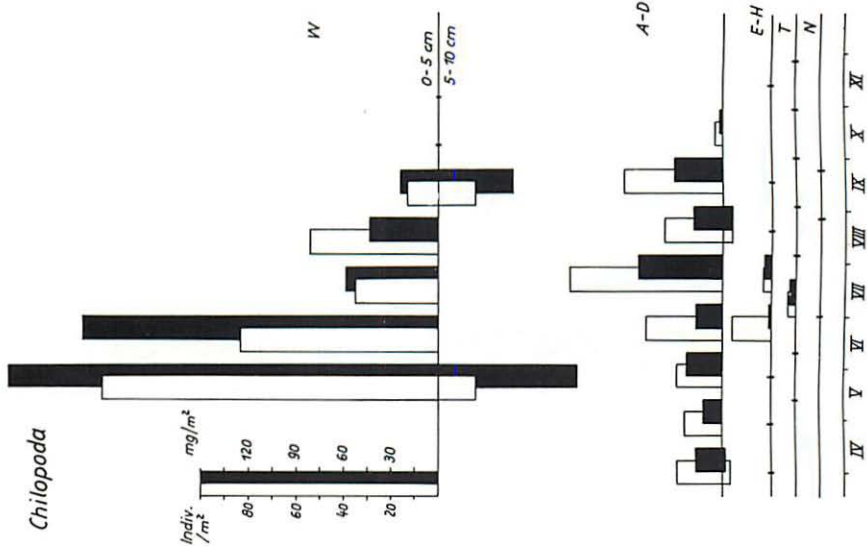


Abb. 78.

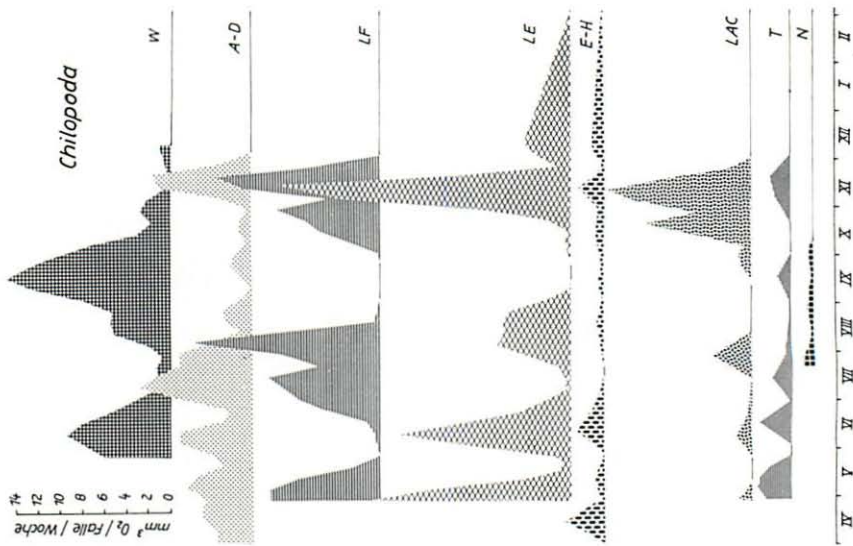


Abb. 79.

Jahresdynamik der Individuendichte und Biomasse (Abb. 78) und der Aktivitäts-Atmung (Abb. 79) der Chilopoda an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

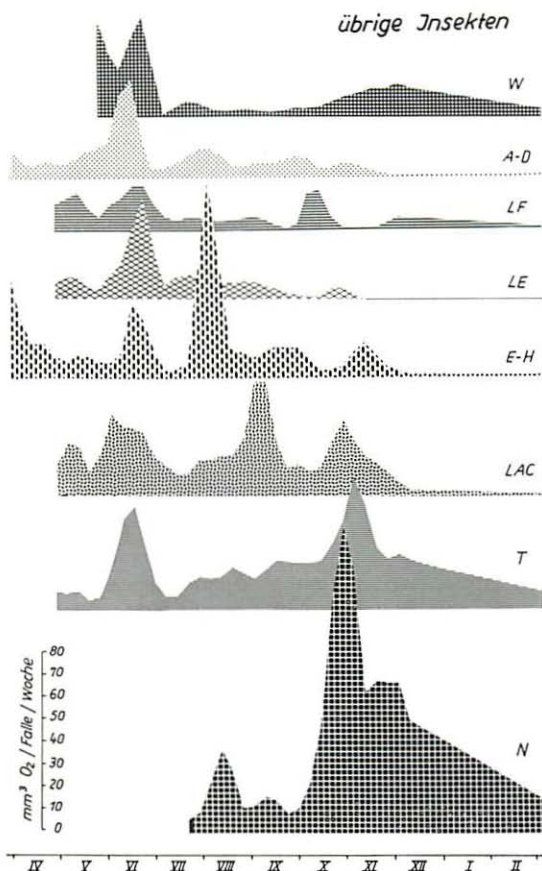


Abb. 80. Jahresdynamik der Aktivitäts-Atmung der vorwiegend phytophagen Insekten an den Standorten der Halden und des Auwaldes bei Berzdorf (1962).

Phytophage

Die phytophagen Bodentiere spielen in den untersuchten Standorten nur eine untergeordnete Rolle. Auf den Halden bei Berzdorf (Abb. 80) wie auch auf der Kippe bei Böhlen zeigt sich, daß die Fallenaktivität der „übrigen Insekten“ auf den Pionierstandorten am höchsten ist und mit steigendem Rekultivierungsalter abnimmt.

Zur näheren Deutung dieser Befunde muß diese heterogene Gruppe jedoch weiter aufgeteilt werden. Dies lohnt jedoch für die produktionsbiologische Betrachtung wenig. Es muß betont werden, daß in dieser Sammelgruppe auch einige Arten enthalten sind, die sich höchstens fakultativ phytophag ernähren.

Diese Einschränkung trifft auch für die Schnecken zu, die im übrigen wesentlich übersichtlichere Verhältnisse bieten. In den ersten 10 Jahren der Rekulтивierung fehlen sie auf den Halden und Kippen fast vollständig. Auch später nimmt ihre Anzahl und Bedeutung nur sehr langsam zu. Hier muß jedoch einschränkend bemerkt werden, daß gerade diejenigen Arten, die als erste die Halden besiedeln, nämlich große Nacktschnecken (*Arion*) und – auf der Langteichhalde – die Weinbergschnecke (*Helix pomatia*), weder mit der Zylindermethode noch mit den Fallen quantitativ erfaßt werden können. Schließlich ist noch anzumerken, daß auch der Standort W, vermutlich wegen der starken Randstörung dieses kleinen Auwald-Restgehölzes, auffällig arm an Gastropoden ist.

6.2.3. Energiebilanz und Umsetzung des Bestandesabfalles

Als wesentliche Leistung der Bodenfauna wurde bereits die Umwandlung oder „Rückgewinnung“ (Rekuperation) der in der toten organischen Substanz festgelegten Energie genannt. Betrachtet man die Bedeutung dieses Vorganges für den gesamten Stoff- oder Energiehaushalt des Standortes, so interessiert die Menge der durch die Bodenfauna mineralisierten Stoffe bzw. freigesetzten Energie erst in zweiter Linie. Es ist vielmehr zunächst hervorzuheben, daß die Bodenfauna als Katalysator der Umsetzung des Bestandesabfalles wirkt, indem sie den Stoffwechsel der Mikroorganismen stimuliert (DUNGER, 1958 b). Der hierdurch angeregte Energieumsatz ist wesentlich höher zu veranschlagen als derjenige der Tiere selbst (MACFADYEN, 1961). Diese Anregung beruht erstens auf dem Zerkleinern und „Aufschließen“ des Bestandesabfalles während der Passage durch den Tierdarm, zweitens auf dem Einbeziehen der Streu in den Mineralboden durch Wühlen und Vermischen, drittens auf einem „Ausimpfen“ und Verbreiten von Mikroorganismen durch die Bodentiere und viertens möglicherweise auf von den Bodentieren ausgeschiedenen Wirkstoffen. Quantitativ meßbar ist hiervon lediglich der zuerst genannte Teil. Er ist jedoch mit den folgenden in charakteristischer Weise verknüpft, so daß man die Menge der von den Bodentieren aufgenommenen Streu als guten Maßstab betrachten darf.

Von der Vorstellung des Energiestromes her kann man dies so ausdrücken, daß infolge der geringen Angreifbarkeit der frisch gefallenen Streu für die Mikroorganismen ein Engpaß entsteht, der zur Anhäufung ungenutzter Energie (im Rohhumus) führt. Die Erweiterung dieses Engpasses ist also die eigentliche Umsetzungsleistung der Bodentiere. Dabei spielt die von den Tieren in den Körper aufgenommene (Assimilation, A) und entweder im Zuwachs der Biomasse festgelegte (Produktion, P) oder zur Atmung verbrauchte Energiemenge (Respiration, R) d. h. die Rekuperation im engeren Sinne, eine untergeordnete Rolle (Abb. 81).

Die Beziehung zwischen der in den Darmkanal aufgenommenen Nahrungsmenge (c) und dem Stoffwechsel der Bodentiere (X) kann man mit der Formel

$$c = b \cdot X$$

ausdrücken. Die spezifische Stoffwechselgröße eines Tieres kann hierbei – im Gültigkeitsbereich des „Oberflächengesetzes“ – nach BORNEBUSCH (1930) durch die Zweidrittelpotenz des Gewichtes charakterisiert werden. Für diesen Fall wird der Proportionalitätsfaktor (b) als Konsumquotient (KQ; DUNGER, 1958 a) bezeichnet und die Berechnung nach der Formel

$$c \text{ (in g Trockensubstanz)} = \frac{KQ}{100} \cdot \sqrt[3]{g^2} \text{ (in g Lebendgewicht)}$$

vorgenommen. Der Konsumquotient ist eine artspezifische, für verwandte Arten jedoch meist ähnliche, nahrungsabhängige und temperaturvariable Größe. Für gut untersuchte Tiergruppen und Ernährungsverhältnisse ist hiernach eine Einschätzung der Umsetzungsleistung möglich (VAN DER DRIFT, 1951; DUDICH, BALOGH und LOKSA, 1952; DUNGER, 1958 a; GERE, 1956 und 1962; PHILLIPSON, 1960).

In der vorliegenden Arbeit ist der angestrebte Überblick über die Leistung der Gesamtfauuna leichter zu gewinnen, wenn man für X als spezifische Stoffwechselgröße den Sauerstoffverbrauch einsetzt. Nach der Normalkurve (Abb. 50) kann dieser einem durchschnittlichen Individuengewicht zugeordnet werden. Hierbei fließt gleichzeitig die ökologisch sinnvolle Voraussetzung einer konkreten Bezugstemperatur ein. Setzt man nun unter Vernachlässigung der Produktion die Atmungsenergie der gesamten assimilierten Energie gleich, so kann man die Formel auf energetischer Basis ausdrücken. Hierbei wird b zur Assimilationsrate Q_a (assimilation efficiency; ODUM, 1959):

$$\frac{c_{\text{assimiliert}}}{c_{\text{aufgenommen}}} = Q_a \text{ (\%)}$$

In der Literatur wird eine durchschnittliche Assimilationsrate von etwa 10 % des Energiegehaltes bzw. 5 bis 20 % des Trockengewichtes angegeben (GERE, 1956; VAN DER DRIFT und WITKAMP, 1960; BOCOCK, 1963). Legt man dies allgemein zugrunde, so kann die aufgenommene Nahrungsmenge c aus dem Sauerstoffverbrauch berechnet werden nach

$$c \text{ (cal/g/h)} = \text{Atmung (cal/g/h)} \cdot 10$$

und die jährliche Streuumsetzung durch die humiphagen Bodentiere ergibt sich als

$$c \text{ (cal/m}^2\text{/Jahr)} = \text{Atmung (cal/m}^2\text{/Jahr)} \cdot 10$$

Wie groß ist der Fehler, den man bei dieser Art der Einschätzung begeht? Dies sei am Beispiel der beiden wichtigsten makrohumiphagen Bodentiergruppen überprüft.

Für die Diplopoden wurden in Fütterungsversuchen bei 18 °C durchschnittlich 140,5 mg Kotballen/g/Tag gefunden (DUNGER, 1958 a). Dieses Ergebnis ist ein Mittelwert aus der Prüfung von 3 Diplopodenarten bei Fütterung mit 4 verschiedenen, gern gefressenen Streuarten über 4 Wochen. Benützt man den von OVINGTON (1962) gegebenen Wert von 4,5 Kcal/g Trockengewicht pflanzlicher Substanz (der von BOCOCK, 1963, auch für Kotballen von Glomeris mit 4,76 Kcal/g gut bestätigt wurde), so entspricht dies einer Kotabgabe von 632,25 cal/g/Tag. Die durchschnittliche Atmung kann mit 43,2 cal/g/Tag bei 18 °C angesetzt werden (MACFADYEN, 1963). Die Summe der veratmeten Energie und des Energieinhaltes der Kotballen ergibt sodann annähernd den Energieinhalt der aufgenommenen Nahrung (= 675,45 cal/g/Tag). Hieraus ergibt sich die Assimilationsrate zu:

$$\frac{43,2 \text{ cal}}{675,4 \text{ cal}} = 6,4 \text{ \%}$$

Die Festlegung von Energie im Körpergewebe beträgt nach GERE (1956) und BOCOCK (1963) bei verschiedenen Diplopoden zwischen 0,29 und maximal 4,99 %, gewöhnlich unter 1,0 %. Selbst unter Berücksichtigung der Produktion ist also eine Assimilationsrate von 10 % offensichtlich sehr hoch veranschlagt.

Für die Lumbriciden folgert SACHELL (1967) aus einer Zusammenstellung einschlägiger Befunde eine tägliche minimale Nahrungsaufnahme von 27 mg/g. Dies ergibt umgerechnet 121,5 cal/g/Tag. Bei einem mittleren Gewicht der in den Versuchen verwendeten Arten von 300 mg/Individuum kann man eine Atmung von 12 cal/g/Tag ansetzen. Hiernach beträgt die durchschnittliche Assimilationsrate 10,1 %. Nach den Befunden von NEEDHAM (1957) nahmen jedoch die geprüften Tiere im Versuch bei einer täglichen Nahrungsaufnahme von 27 mg/g ab, d. h. sie brauchten zusätzlich potentielle Energie aus den Körpergeweben. Hieraus kann man den Schluß ziehen, daß die Assimilationsrate für Lumbriciden ebenfalls 10 % nicht übersteigt.

Es bedarf keiner besonderen Betonung, daß auf diese Weise nur eine grobe Überschlagsrechnung möglich ist. Die angenommene mittlere Assimilationsrate von 10% wird in Abhängigkeit von der Nahrung und der Tierart, bei einigen Gruppen auch vom Entwicklungsstadium schwanken. Die letztgenannte Erscheinung ist für Raupen (GERE, 1951) und Opilioniden (PHILLIPSON, 1960) bekannt, die jedoch nicht direkt mit den Humiphagen vergleichbar sind. Als Maß für die assimilierte Energie wird hier die aus dem Ruhe-Sauerstoffverbrauch abgeleitete Atmungsenergie verwendet. Die tatsächlich veratmete Energiemenge liegt jedoch z. T. wesentlich höher. Die Unschärfe der Berechnung, die bereits mit den technischen Schwierigkeiten bei der Messung des Sauerstoffverbrauches im Labor beginnt und sich im ökologischen Bereich weiter steigert, gestattet nicht, diesen Fehler quantitativ einzuschätzen. Er geht jedoch im wesentlichen mit in die oben angestellte Überschlagsrechnung der Assimilationsrate ein. Entsprechendes gilt für die Berücksichtigung der produzierten Biomasse. Somit erscheint für das Einschätzen der gesamten Streumsetzung durch die humiphagen Bodentiere der beste Weg, aus der Jahresdynamik der Atmung und einer als konstant angenommenen Assimilationsrate von 10% einen Vergleichswert zu ermitteln, der in der Mehrzahl der Fälle die wahre Größe unterschätzt, jedoch kaum einmal überschreitet.

Für den Prozeß der „Humus-Aufbereitung“ ist es nicht gleichgültig, an welcher Stelle der Nahrungskette die geprüfte Tiergruppe steht. Wie das Schema (Abb. 81) verdeutlicht, bestimmen die Erstzersetzer die Größe des Nahrungs- bzw. Energie-Stromes, der mit Hilfe der Humiphagen „zurückgewonnen“¹¹ wird. Die Menge des durch die Bodenfauna umgesetzten Bestandesabfalles wird also durch die Tätigkeit der Folgezersetzer nicht mehr erhöht. Die Streu erleidet durch sie stofflich wie energetisch lediglich eine weitere Transformation. Erst- und Folgezersetzer sind deshalb bei dieser Betrachtung zu trennen.

Dies geschieht in üblicher Weise, indem man die Makrohumiphagen als Erstzersetzer, die Mikrohumiphagen als Folgezersetzer ansieht. Es ist jedoch gut bekannt, daß besonders die Lumbriciden das organische Material oft in stark zersetztem Zustand aufnehmen und auch mehrfach auswerten, d. h. als Folgezersetzer wirken können. Dagegen kommen Mikrohumiphage wohl nur in wenigen Fällen als Erstzersetzer in Frage (DUNGER, 1956). Die übliche Grobeinteilung überschätzt also den Anteil der Erstzersetzer und unterschätzt die Folgezersetzung. Auch hierzu sind quantitative Verhältnisse nicht faßbar. Einen gewissen Ausgleich stellt die Unterschätzung des tatsächlich gefressenen Anteils der Streu durch die oben beschriebene Berechnungsmethode dar. Die von den Makrohumiphagen aufgenommene Stoff- bzw. Energiemenge kann also nur als der bestmögliche Näherungswert für die Umsetzungsleistung der Bodenfauna aufgefaßt werden.

Die Feststellung der unscharfen Grenze zwischen Erst- und Folgezersetzung auch innerhalb der Makrohumiphagen entwertet die Trennung zwischen Makro- und Mikrohumiphagen nicht. Wie schon früher dargelegt, (DUNGER, 1963 b; 1964) bestehen spezifische Unterschiede in der „Aufbereitung“, insbesondere der Zerkleinerung, der organischen Substanz durch die Angehörigen beider Gruppen. Weiter ist nach den bisherigen Kenntnissen eine spezielle Ernährung von Mikroorganismen nur bei den Mikrohumiphagen bekannt. Dieser Fall ist im Schema (Abb. 81) als zweite Stufe der Folgezersetzung dargestellt. Auch hierdurch wird der Zersetzungs Vorgang insgesamt wesentlich gefördert, da eine ständige Dezimierung der Mikroorganismen deren Wachstumsrate erhöht und Hemmungserscheinungen verringert.

Aus dem Schema wird weiter deutlich, daß die Energie-Assimilation der humiphagen Bodentiere nicht den wesentlichsten Teil ihrer Tätigkeit darstellt. Fallen ein, zwei oder schließlich alle der für die Bodentiere dargestellten Zersetzungsstufen infolge der Unterentwicklung der Bodenfauna an einem Standort fort,

¹¹ Wie schon JERMY (1958) betont, ist der Ausdruck „Rekuperation“ (= Rückgewinnung) nicht sehr glücklich, da ja die in der toten organischen Substanz enthaltene potentielle Energie höchstens im übertragenen Sinne „verloren“ war. Es handelt sich vielmehr um eine besondere Form der Transformation, die besser als „Humustransformation“ zu bezeichnen wäre.

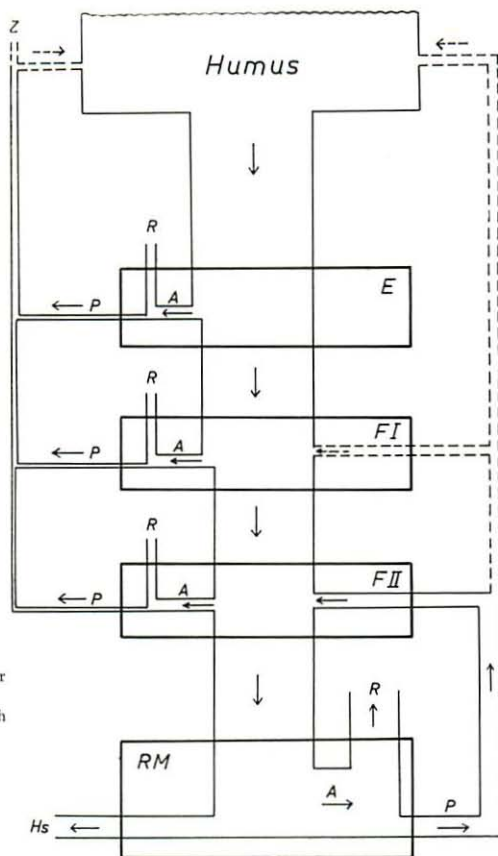


Abb. 81.
 Schema der Energieströmung bei der
 Umsetzung des Bestandesabfalles
 (= Humus im weiteren Sinn) durch
 die Bodenfauna:
 E = Ersterzsetzer, FI und FII =
 Folgerzsetzer, RM = reduzierende
 Mikroorganismen, Z = Zoophage,
 A = Assimilation, R = Atmung,
 P = Produktion, Hs = Huminstoff-
 bildung.

so sind die Mikroorganismen nicht in der Lage, die gleiche Menge organischer Substanz umzusetzen (GHILAROV, 1960; KURČEVA, 1960; EDWARDS und HEATH, 1963).

Wendet man die eben diskutierte Berechnungsweise auf die Verhältnisse der untersuchten Standorte der Halden bei Berzdorf an, so ergeben sich die in Tab. 26 dargestellten Werte. Für die Berechnung des Energieinhaltes des Bestandesabfalles wurde der von OVERTON (1962) verwendete Wert von 4,5 kcal/g lufttrockener organischer Substanz benützt. Hierbei ist weder der Holzanteil des oberirdischen Bestandesabfalles noch die (unbekannte) Menge der abgestorbenen Wurzeln berücksichtigt. Der tatsächliche Bestandesabfall liegt demnach höher.

Der errechnete jährliche Sauerstoffverbrauch muß, wie bei den einzelnen Gruppen bereits besprochen, höher angesetzt werden, für die Makrohumiphagen besonders infolge der unvollständigen Erfassung der Lumbriciden, für die Mikrohumiphagen, um die fehlende Berücksichtigung der Mikrofauna, insbesondere der Protozoen und der Nematoden, auszugleichen. Eine Erhöhung um 25 % (Makrohumiphage) bzw. 50 % (Mikrohumiphage) erscheint hierfür auch bei vorsichtiger Bewertung angebracht.

Nunmehr ist es möglich, eine Vorstellung von der Beteiligung der humiphagen Bodenfauna bei der Umsetzung des Bestandesabfalles zu gewinnen (Tab. 26). Nach dieser Einschätzung vermag die streuzersetzende Makrofauna im 3. Rekultivierungsjahr dem rasch zunehmenden Anfall organischer Substanz an der Bodenoberfläche nicht zu folgen und nur etwa 5 % hiervon umzusetzen. Die Folge ist die Ausbildung eines moderartigen Humus. Im 7. Jahr beträgt die direkte Streuumsetzung durch die Erstzersetzer dagegen bereits fast 30 %. Es überrascht, daß dieser Wert nur wenig unter dem für den Waldstandort ermittelten liegt. Offenbar reicht eine solche Beteiligung der Makrofauna unter im übrigen günstigen Bedingungen bereits aus, um Mullhumus entstehen zu lassen. Dies wird erklärlich, wenn man bedenkt, daß nicht nur der wirklich in den Darmkanal aufgenommene Teil der Streu, sondern auch abgebrochene Teile, in den Boden eingezogene, aber nicht gefressene Blattstücke und auch nur von dem Kot bedeckte Partien der Streu ebenfalls dem mikrobiellen Angriff leichter zugänglich sind. Im 10. Rekultivierungsjahr ist die Makrofauna am Standort A-D imstande, über drei Viertel der Streu im Laufe des Jahres zu fressen. Man darf dies wohl für biologisch aktive und nicht gehemmte Laubmischwälder als normal ansehen. Sehr wahrscheinlich wird der gefundene potentielle Umsetzungswert von etwa 75 % jedoch praktisch nur zu ungefähr zwei Dritteln realisiert. Angesichts der hohen Beteiligung der Lumbriciden am Standort A-D könnte etwa ein Drittel des Energiegewinnes der Makrohumiphagen auf das Konto der Folgezersetzung zu buchen sein.

Es wird weiter möglich, die Beteiligung der humiphagen Bodenfauna an der endgültigen Mineralisierung der Streu einzuschätzen. Während in den ersten Entwicklungsjahren der Haldenstandorte nur 1,5 bis 2 % des Energieinhaltes des Bestandesabfalles freigesetzt werden, erhöht sich diese Leistung der Bodenfauna später auf 3,5 und schließlich 8,1 % (A-D). Auch dieser Wert liegt über dem für den Wald (W) festgestellten. Er bedeutet jedoch kein Extrem, sondern fügt sich gut in die von MACFADYEN (1963) entwickelte Vorstellung ein, nach der die gesamte Bodenfauna etwa 10-20 % der gesamten jährlichen Energiezufuhr freisetzt.

Zu beachten ist schließlich das in Tab. 27 dargestellte Verhältnis zwischen Makro- und Mikrohumiphagen auf der Basis des Sauerstoffverbrauches („Humiphagenverhältnis“). Es scheint, daß man Verhältniszahlen um 5 als für faunistisch ausgewogene Laubwaldböden normal ansehen darf. Kleinere Verhältniszahlen weisen auf eine Hemmung der Makrohumiphagen, größere (17 in

Tabelle 26. Umsetzung des Bestandesabfalles durch die Bodenfauna auf den Halden und in einem Auwald (W) bei Berzdorf (1962)

Standort	N	T	E—H	A—D	W
Rekultivierungsalter (Jahre)	1	3	7	10	—
Bestandesabfall					
g/m ² /Jahr; Trockensubstanz	(35)	442	327	282	491
kcal m ² /Jahr	(157)	1989	1471	1269	2209
Makrohumiphage					
Atmung in kcal/m ² /Jahr	0,07	7,28	30,99	77,58	55,35
Korrigierte Atmung (+ 25 %)					
kcal/m ² /Jahr	0,1	9,1	40,0	97,0	69,2
Streuumsatzung der Erstsersetzer					
kcal/m ² /Jahr	1	91	400	970	692
% des Bestandesabfalles	(0,6)	4,6	27,3	76,3	31,4
Mikrohumiphage					
Atmung in kcal/m ² /Jahr	2,12	11,92	7,51	3,76	29,65
Korrigierte Atmung (+ 50 %)					
kcal m ² /Jahr	3,4	17,8	11,2	5,6	44,4
Humiphage					
Gesamtatmung (korrigiert)					
kcal/m ² /Jahr	3,5	26,9	51,2	102,6	113,6
Energiefreisetzung					
% des Bestandesabfalles	(2,2)	1,4	3,5	8,1	5,2

Tabelle 27. Anteile der Humiphagen-Gruppen an der Gesamtatmung

Standort	Rekultivierungs- alter	Korrigierte Atmung (kcal—m ² /Jahr)			Humiphagen- Verhältnis (Spalte 3 : 2)	Lumbriciden- Verhältnis (Lumbriciden : Spalte 2 %)	Berechnung
		Makro- H u m i p h a g e	Mikro-	Summe			
Berzdorf							
W	—	69,2	44,4	113,6	1,56	97,5	aus Jahres- durchschnitt errechnet
A—D	10	97,0	5,6	102,6	17,32	97,7	
E—H	7	40,0	11,2	51,2	3,57	80,0	
T	3	9,1	17,8	26,9	0,51	2,2	
N	1	0,1	3,4	3,5	0,03	0,0	aus Stichproben geschätzt
LE	10	7,0	26,9	33,9	0,26	100,0	
LF	10	3,2	17,7	20,9	0,18	100,0	
Böhlen							
I	(—)	0,0	0,7	0,7	0,00	0,0	
Tf. 2	5	2,3	4,4	6,7	0,53	0,0	
II	9	1,1	3,5	4,6	0,32	0,0	
III	9	2,7	4,1	6,8	0,66	0,0	
IV	11	3,4	8,3	11,7	0,41	0,0	
V	(13)	40,7	12,6	53,3	3,29	78,8	

A–D) auf eine Hemmung der Mikrohumiphagen hin, bzw. auf eine verstärkte Förderung der entsprechenden anderen Gruppe. Leider liegen methodisch gut vergleichbare Ergebnisse an anderen Standorten nicht vor, um diese Vermutung weiter prüfen zu können. Man darf immerhin hierin einen für die bodenzologische Einschätzung eines Standortes wesentlichen Faktor sehen.

An den lediglich durch Stichproben untersuchten Standorten ergeben sich ganz entsprechende Verhältniszahlen. Es erscheint daher gerechtfertigt, auch diese in die Betrachtung einzubeziehen. Hiernach müssen sämtliche Standorte auf der Kippe bei Böhlen auf tertiärem Rohboden als stark gehemmt und zu Rohhumus-Verhältnissen tendierend betrachtet werden, was sich im übrigen auch in den Nadelholzpflanzungen der Berzdorfer Halde (LE und LF) deutlich ausprägt. Der mit Kulturboden überzogene Standort V zeigt dagegen ein normales Verhältnis zwischen Makrohumiphagen und Mikrohumiphagen.

6.2.4. Die pedozoologische Beurteilung der Standorte nach der produktionsbiologischen Methode

Ausgangsverhältnisse

Erwartungsgemäß besitzt die sich direkt nach dem Schütten der Halden einstellende Pionier-Bodenfauna zunächst nur eine minimale Leistungsfähigkeit (N). Unter ungünstigen Verhältnissen erhält sich dieser Zustand über wenigstens 20 Jahre (Böhlen, I), wobei selbst die in geringen Mengen anfallenden organischen Reste nur unvollständig umgewandelt werden.

Veränderung durch die Rekultivierung

Unter günstigen Bedingungen führt auf den pleistozän-tertiären Mischböden der Berzdorfer Halden das Aufpflanzen von Laubgehölzen und die Untersaat von Steinklee und Lupine zu einem fast explosiven Hochschnellen der pflanzlichen Produktion und damit des Bestandesabfalles. Die Bodenfauna reagiert hierauf mit einem raschen Anstieg der zur schnellen Vermehrung und Besiedlung fähigen Gruppen. Dies sind vor allem Mikrohumiphage (Collembolen, Milben) und Dipterenlarven. In diesem „Collembolen-Dipteren-Stadium“ überwiegt jedoch die Menge des Bestandesabfalles die Umsetzungsleistung der humiphagen Bodenfauna noch bei weitem (T). Mit fortschreitender Entwicklung sinkt die Streuproduktion der Pflanzendecke vor allem durch den Rückgang der Kräuter wieder etwas ab. Die Umsetzungsleistung der Bodenfauna steigt dagegen im 7. Jahr (E–H) auf etwa 30 % und im 10. Jahr (A–D) auf etwa 75 % des Energieinhaltes der Streu an. Hiermit ist das „Lumbriciden-Stadium“ erreicht, das sich durch ein starkes Zurückdrängen der Mikrohumiphagen auszeichnet. Dieses Stadium dürfte – setzt man weiterhin gleichartige Umweltsverhältnisse voraus – noch nicht als stabiler Endzustand anzusehen sein. Es ist vielmehr zu erwarten, daß die Beteiligung der Mikrohumiphagen später wiederum ansteigt. Ungeachtet dessen kann man feststellen, daß sich auf

diesen Haldenflächen nach 10 Jahren eine Bodenfauna entwickelt hat, deren produktionsbiologische Leistung ausreicht, um die Humusdynamik im erwünschten Sinn der Mull-Humusbildung zu lenken.

Das Anpflanzen von Kiefer (LE) oder Lärche (LF) behindert diese günstige Entwicklung. Hier überwiegen nach 10 Jahren weiterhin die Mikrohumiphagen hinsichtlich der Zersetzungsleistung, die im ganzen etwa nur $\frac{1}{4}$ der unter Laubhölzern (A–D) erhaltenen Höhe aufweist. Die Folge ist eine zunehmende Rohhumus-Anhäufung, die ihrerseits wieder auf die weitere Entwicklung der Bodenfauna hindernd einwirkt.

Auf den alltertiären Rohböden der Kippe bei Böhlen verläuft die gesamte produktionsbiologische Entwicklung auch nach der Rekultivierung wesentlich schleppender. Mit Laubhölzern aufgepflanzte Flächen (III, IV) zeigen auch noch nach etwa 10 Jahren Verhältnisse des „Collembolen-Dipteren-Stadiums“ an. Die Umsetzungsleistung der makrohumiphagen Fauna kann man mangels ganzjähriger Untersuchungen nur grob einschätzen. Ein entsprechender Überschlag ergibt unter Bezug auf die von BRÜNING (s. S. 36) mitgeteilten Streumengen eine „Aufbereitung“ von höchstens 5 % des Energieinhaltes des Bestandesabfalles durch die Makrofauna und eine Energiefreisetzung durch die gesamte humiphage Fauna von maximal 1 % des jährlichen Abfalls (Standort IV). Die Bodenfauna ist demnach an diesen Standorten im Bereich der Untersuchungszeit noch nicht fähig, die erwünschte Umsetzung des Bestandesabfalles einzuleiten. Da dieser Abfall an den untersuchten Standorten relativ leicht mikrobiell zersetzlich ist, bietet auch seine schwache Anhäufung als Moder kein Hindernis für eine spätere intensivere Entwicklung der Bodenfauna.

Die mit Kulturboden überzogene Fläche (V) auf der Kippe Böhlen zeigt produktionsbiologisch – dem Entwicklungsstand der Aufpflanzung und der Randlage zu dem Acker entsprechend – intermediäre Verhältnisse. Auf der gleichen Grundlage wie für die übrigen Böhlener Standorte kann man eine Umsetzungsleistung der Makrofauna von etwa 30 % und eine Energiefreisetzung durch die humiphage Bodenfauna von etwa 4 % des Bestandesabfalles kalkulieren. Diese Verhältnisse sind mit denen des Standortes E–H der Berzdorfer Halden gut vergleichbar.

Verwandtschaft der Standorte

Die Verwandtschaft der untersuchten Standorte ist im produktionsbiologischen Sinn in der Höhe und der Eigenart der Umsetzungsleistung und der Energiefreisetzung zu erblicken. Am übersichtlichsten gibt diese Beziehungen ein Diagramm wider, in dem die Gesamtatmung der Humiphagen als Höhe und das Verhältnis der von den Mikrohumiphagen und den Makrohumiphagen veratmeten Energie (= „Humiphagenverhältnis“) als spezifische Eigenart der produktionsbiologischen Leistung dargestellt sind (Abb. 82). Hierbei heben sich die armen Pionierstandorte (N; I) und die Standorte einer leistungsfähigen Bodenfauna (A–D, W) klar heraus. Eng verwandte Übergangsverhältnisse mit

positiver Entwicklungstendenz zeigen weiter die Standorte E-H in Berzdorf und V in Böhlen. Alle übrigen Standorte ergeben zusammen eine letzte Gruppe, die bei schwacher Umsetzungsleistung und niedrigem Humiphagenverhältnis Moder- oder Rohhumus-Bedingungen anzeigt. Im übrigen bestehen innerhalb dieser Gruppe offensichtlich beachtliche Unterschiede, besonders hinsichtlich der Zeitdauer, über die dieses Stadium voraussichtlich anhält.

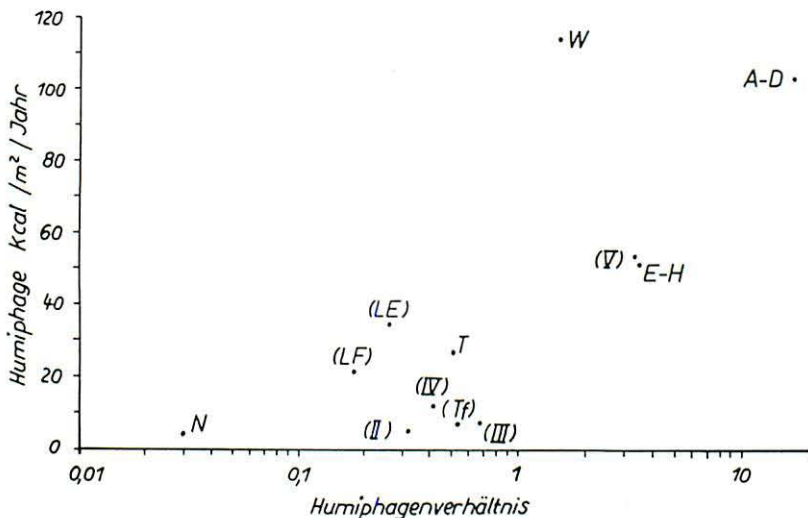


Abb. 82. Beziehungen zwischen der Gesamtatmung der humiphagen Bodentiere und dem Humiphagenverhältnis (Makrohumiphagen : Mikrohumiphagen) an den Halden- und Auwaldstandorten bei Berzdorf und den Kippenstandorten bei Böhlen. (In Klammern gesetzte Standorte wurden lediglich stichprobenweise geprüft.)

Einen Maßstab für den „Entwicklungsgrad“ der Bodenfauna kann man im „Lumbricidenverhältnis“, d. h. im Anteil der Lumbriciden an der Gesamtatmung der Makrohumiphagen, erblicken (Abb. 83). Hierbei erscheinen diejenigen Halden- und Kippenstandorte, deren Bodenfauna entweder infolge der Kürze der durchlaufenen Rekultivierungszeit (N, T) oder infolge nachhaltiger Hemmwirkungen durch abiotische Bedingungen noch eine unentwickelte Bodenfauna tragen, im linken unteren Teil der Darstellung. Die Nadelholzanpflanzungen unterscheiden sich nunmehr stark von dieser Gruppe. Sie zeigen damit an, daß die abiotischen Faktoren und die Zeitdauer zur Entwicklung einer leistungsfähigen Fauna ausgereicht hätten, was jedoch durch die Art der angepflanzten Vegetation verhindert wurde.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen der landwirtschaftlichen (II) und der forstwirtschaftlichen Rekultivierungsform auf dem tertiären Rohboden der Böhlener Kippe ist nach den Produktionsverhältnissen nicht zu bemerken.

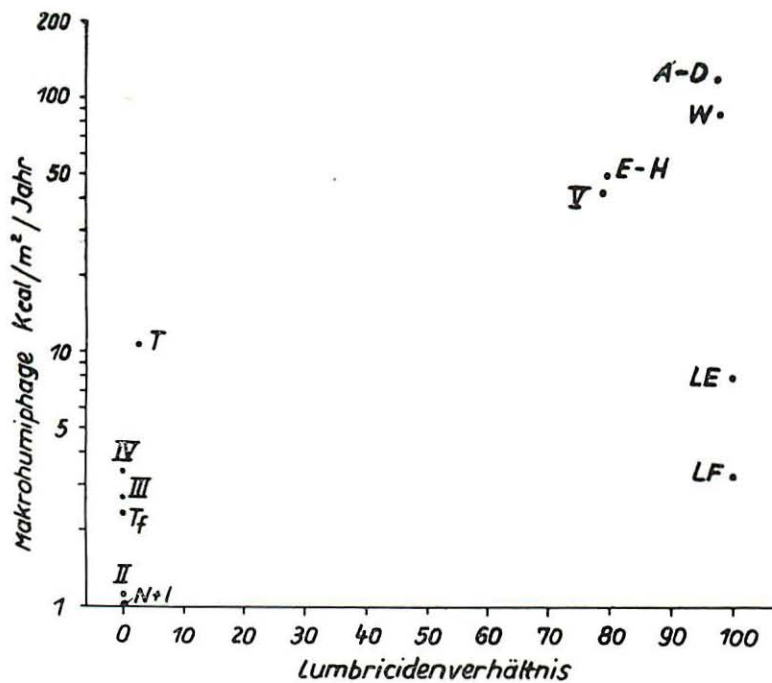


Abb. 83. Beziehungen zwischen der Gesamtatmung der Makrohumiphagen und der Anteil der Lumbriciden an den Halden- und Auwald-Standorten bei Berzdorf und den Kippenstandorten bei Böhlen.

Zwar weist der Standort II die geringsten Leistungen der Bodenfauna auf, doch kann man diesen Umstand nur im Vergleich der Tertiärbodenstandorte untereinander, nicht aber gegenüber der Faunenentwicklung auf den Berzdorfer Halden als bemerkenswert betrachten.

Grenzen der produktionsbiologischen Beurteilung

Mit Hilfe der produktionsbiologischen Methode ist der Bodenzologe in der Lage, Fragen von grundsätzlicher Bedeutung für die Entwicklung nachhaltiger produktiver Böden auf den Halden und Kippen zu beantworten. Der hierzu notwendige hohe Arbeitsaufwand verhindert die verbreitete Anwendung solcher Untersuchungen und legt eine Beschränkung der zu prüfenden Tiergruppen nahe. Eine solche Begrenzung tritt zwangsläufig infolge der geringen Repräsentanz in der Erfassung der größeren Zoophagen sowie der gewöhnlich nur kurzzeitig bodenbewohnenden Phytophagen ein. Die Berücksichtigung dieser Gruppen hat jedoch weit mehr indikatorische Bedeutung und kann bei der Klärung der vordringlichen Frage nach der humusdynamischen Leistung der

Bodenfauna vernachlässigt werden. Innerhalb der Humiphagen ergibt die Prüfung der Lumbriciden bei geringstem Aufwand die übersichtlichsten Resultate, jedoch erfordert eine vollständige Einschätzung der Standortverhältnisse die Berücksichtigung aller Humiphagen.

Die hierbei auftretenden Schwierigkeiten führen dazu, daß einzelne unbewiesene Annahmen in die Berechnung einfließen. Im vorliegenden Fall betrifft dies den Ausgleich der unvollständig erfaßten Lumbriciden und der überhaupt nicht geprüften Mikrofauna (Nematoden, Protozoen). Somit erhalten derartige produktionsbiologische Berechnungen trotz kritischer methodischer Abwägung der Komponenten den Charakter „bestmöglicher“ Schätzwerte. Mit fortschreitender Erfahrung auf diesem jungen Forschungsgebiet wird es immer besser gelingen, Relationen und Größenordnungen im Einzelfall festzulegen und damit den möglichen Fehler sicherer einzuschätzen. Die hier erhaltenen Ergebnisse konnten die bereits im Schrifttum mitgeteilten Erfahrungen in vielen Fällen bestätigen.

Aus dem Anteil der einzelnen Bodentiergruppen an der Biomasse bzw. der Gesamatmung lassen sich wesentliche Rückschlüsse auf wichtige abiotische und biotische Bedingungen am Standort ziehen. Detaillierte Auskünfte hierüber kann man jedoch gewöhnlich erst auf der Basis der Artentrennung erlangen. Hier berühren sich also die Anwendungsbereiche der produktionsbiologischen und der Indikatormethode.

6.3 Die Indikatormethode

6.3.1. Grundlagen

Jede Art stellt für ihre Entwicklung bestimmte Anforderungen an ihre Umwelt (ökologische Valenz). Die Erfüllung dieser Forderungen entscheidet darüber, ob die Art am Standort leben und sich vermehren kann oder nicht. Ist die ökologische Valenz (= ökologischer Standard nach GHILAROV, 1956, 1965 a) einer Art bekannt, so läßt ihr Auftreten umgekehrt Rückschlüsse auf die ökologischen Verhältnisse in den besiedelten Standorten zu. In der Anwendung auf die Bodendiagnostik kann diese einfache Feststellung zu recht unterschiedlichen Folgerungen führen. Hierfür seien zwei Beispiele genannt.

Beispiel 1: Aufbauend auf der Erkenntnis, daß verschiedene Dipterenarten sehr unterschiedliche Standortverhältnisse zu ihrer Entwicklung benötigen, sagt DOKUTSCHAEV (1949; zit. nach GHILAROV, 1965 a) in einem Gespräch: „Bringen Sie mir verschiedene Fliegen aus Kaukasien und ich werde Ihnen sagen, wie dort die Böden beschaffen sind“.

Beispiel 2: Aus Untersuchungen von HÖLLER (1959) geht hervor, daß einige Arten der Wurzelmilben (Acaridiae) bevorzugt in Fäulnisherden auftreten, Hornmilben (Oribatei) dagegen an Stellen mit oxydativen Umsetzungsprozessen. KARG (1963) fand in einem Ackerboden im Laufe des Jahres gegensätzlich verlaufende Abundanzschwankungen beider Milbengruppen. Er folgert hieraus, daß zeitweise anaerobe, zeitweise aerobe Prozesse in diesem Ackerboden überwiegen.

Beide Aussagen stehen offensichtlich auf sehr verschiedener Ebene. Es scheint daher auch für die vorliegende Arbeit nötig, sich mit weiteren Voraussetzungen zur Anwendung der Indikatormethode zu beschäftigen. In der eingangs getroffenen Feststellung der Beziehung zwischen der ökologischen Valenz einer Art (oder einer Gruppe) und den ökologischen Verhältnissen eines Standortes sind bereits die beachtenswerten Elemente genannt: 1. Das Verhalten der Art (bzw. der Gruppe) als Zeiger, 2. die Standortbedingungen als gewünschte Aussage und 3. der Bezugsraum bzw. die Bezugszeit als Geltungsbereich der Aussage.

Die Bodentiere als Zeiger

Im einfachsten Fall genügt es, das Vorhandensein (Präsenz/Absenz einer Art festzustellen. Die gewünschte Aussage wird hiermit jedoch vorwiegend bei ohnehin klaren Standortverhältnissen möglich sein. Es ist zu erwarten, daß weitaus häufiger Relativmaße wie Dominanz und Konstanz charakteristische Unterschiede zutage treten lassen.

Wenn mit der Dominanz die relative Bedeutung einer Art oder einer Artengruppe im dynamischen Beziehungsgefüge eines Standortes gekennzeichnet werden soll, so wird die Individuendominanz nicht immer ein genügender Anhaltspunkt sein. Wie in der Vegetationskunde schon seit langem üblich (BRAUN-BLANQUET, 1951), ist eine Wertung der quantitativen Verhältnisse (Gewichtsdominanz, Stoffwechsel-Dominanz) in bestimmten Fällen sicherlich aussagekräftiger. Damit

kompliziert sich zwar die Anwendung der Indikatormethode, gleichzeitig erweitert sich aber deren Anwendungsbereich beträchtlich.

Es wird relativ selten eintreten, daß eine Absolutgrenze der ökologischen Amplitude einer Art genau in den gewünschten Aussagebereich fällt. Für relative Aussagen sind nicht nur quantitative Verhältnisse wie Dominanz, Arealdeckung, Gewicht u. a., sondern ebenso *Verhaltensweisen* wie Phänologie, Entwicklung, Aggregation, Tiefenverbreitung u. a. bedeutungsvoll. Eine besondere Stellung nimmt die Ernährungsweise ein. Wie GHILAROV (1965 a) betont, haben monophage Pflanzenfresser den geringsten Zeigerwert, da sie sich als obligate Trabanten einer bestimmten Pflanzenart einstellen. Entsprechend deutet das Auftreten der meist oligophagen Räuber auf die Entwicklung geeigneter Beutetiere am Standort hin. Sind diese Beutearten selbst schwerer zu beobachten als die Räuber, so gewinnen sie an indikatorischem Interesse (KARG, 1962). Ihre Verbreitung ist jedoch bereits stärker polyfaktoriell bedingt, da diese Arten ihrerseits bestimmte Forderungen an die abiotischen Standortsfaktoren stellen. Vollends vieldimensional wird das bedingende System bei Humiphagen. Ihre noch zu wenig bekannte, teils oligophage, teils polyphage Ernährungsweise und ihre Abhängigkeit von der Entwicklung spezifischer Räuber erschwert die Analyse ihrer ökologischen Valenz aus dem bekannten Auftreten an einer Reihe von Standorten besonders.

Auch der umgekehrte Weg der Rückbeziehung von Laborergebnissen auf natürliche Verhältnisse erbringt häufig unsichere Ergebnisse. Eine sichere allgemeingültige Einschätzung der autökologischen Aussage der Bodenfauna eines Standortes ist daher bislang nur in relativ wenigen Fällen möglich. Wiederum dem Beispiel der Vegetationskunde folgend, ist deshalb verschiedentlich der Weg eingeschlagen worden, charakteristische *Artenkombinationen* auszuscheiden, die nunmehr klarere Standortsdefinitionen zulassen als das mehr oder weniger zufällige Auftreten oder Fehlen einzelner Arten. Auch hierin steht die Bodenzologie ganz am Anfang.

Die kritische Betrachtung führt zu dem Ergebnis, daß weder die autökologischen noch die soziologischen Kenntnisse der Bodenfauna genügend weit gediehen sind, um in jedem konkreten Fall zwingende, von der persönlichen Erfahrung des Beurteilers unabhängige Schlußfolgerungen aus einigen untersuchten Teilen der Bodenfauna auf subtile, der einfachen physiognomischen Beurteilung nicht zugängliche Verhältnisse des Standortes zu ziehen. Es ist daher notwendig, einerseits weiterhin systematisch Erfahrungen in dieser Richtung zu sammeln, andererseits die Aussage für die Standortbedingungen sorgfältig auf den tatsächlichen Erfahrungsstand und Geltungsbereich einzuzengen.

Die bodendiagnostische Aussage

Primär erscheint es selbstverständlich, daß das Vorkommen oder das Verhalten einer Art nur als Anzeiger für ökologische Faktoren verwendet werden kann, die zu dem Lebensablauf dieser Art in einer eindeutig erfafßbaren Beziehung stehen. Als solche kommen für Bodentiere z. B. Textur- und Struktureigenschaften, Temperatur- und Feuchtigkeitshaushalt des Bodens, Nahrungsangebot und Bodenbedeckung in Betracht.

Sehr häufig werden jedoch bodenzologische Analysen nicht zur Einschätzung solcher physikalisch-chemisch meist schneller nachweisbaren Verhältnisse herangezogen, sondern als Zeiger für komplexe und dynamische Systeme („Bodenfruchtbarkeit“), die mit „exakten“ Methoden nicht immer eindeutig faßbar sind. Zweifelsohne sind viele Bodentiere hierfür grundsätzlich geeignet, da sie ja nicht eine Anzahl unabhängiger Faktoren, sondern ein bestimmtes dynamisches Gefüge dieser Faktoren in einem bestimmten zeitlichen Ablauf als Voraussetzung für ihre Existenz fordern. Die euedaphischen Tiere „messen“

diesen Komplex auch tatsächlich im Zentrum seines Wirkens und – entsprechend der Dauer ihres Individualzyklus – über längere Zeit. Die Grundsichtigkeit in der Anwendung der Bodenfauna als Indikator für komplexe Standortverhältnisse liegt darin, in Pionieruntersuchungen die Beziehungen einer Tierart zu einem solchen nur ungenügend allgemein definierbaren Zustand festzustellen und sie als grundsätzlich und allgemein gültig anzuerkennen. So bleiben schließlich beide Wege gleichberechtigt: einmal die Analyse, welchem Bodenzustand das gefundene Auftreten einer Art (oder besser einer Artenkombination) an verschiedenen Standorten entspricht, zum anderen die Nachprüfung, welche Arten den Boden in einem bekannten, definierten Zustand besiedeln.

Es versteht sich nach der Betrachtung von selbst, daß direkte Beziehungen zwischen der Individuendichte einer Bodentiergruppe und der „Bodenfruchtbarkeit“, wie sie KSEMAN (1938) für die Collembolen und nach ihm weitere unkritische Autoren in verschiedener Abwandlung annehmen, undiskutabel sind. Selbst wenn man die besser definierbare (und wohl meist auch gemeinte) Ertragsleistung eines Standortes auf diese Weise testen will, muß man notwendigerweise zu Fehlschlüssen gelangen. Stets sind es nur bestimmte einfache oder komplexe Teilvorgänge im Stoffhaushalt des Standortes, die sich in den bodenzoologischen Detailuntersuchungen sicher offenbaren. Je konkreter sie benannt werden können, desto größer wird der Nutzen sein, der hieraus zu ziehen ist.

Klarere Hinweise als zu den Fragen des Stoffhaushaltes im Boden scheint die Indikatormethode im Bereich der Bodenzöologie auf die Gliederung genetisch-geographischer Bodeneinheiten (Bodentypen) geben zu können. Die Ergebnisse von GHILAROV und seiner Mitarbeiter (zusammengefaßt bei GHILAROV, 1965 a) zeigen beispielhaft die Möglichkeiten, die sich bei Auswertung geeigneter Artengruppen, hier besonders polyphager holometaboler Insekten, für die Aufklärung der Bodenentwicklung in großräumigen Gebieten der Sowjetunion ergeben. Sie sind etwa vergleichbar mit den Hinweisen, die aus dem Studium der Parasiten auf die Entwicklung ihrer Wirte gezogen werden können. Wesentlich schwieriger sind solche Zusammenhänge in Gebieten festzustellen, in denen jahrhundertlang verschiedene Wirtschaftsformen das gleitende Muster der Bodentypen überprägten (vgl. VOLZ' Versuche zu einer pedozoologischen Standortlehre: 1965). Hier müssen erst noch ausreichende Beweise dafür gesammelt werden, daß auf Grund der Artenkombination der Bodenfauna subtile Bodeneinheiten reproduzierbar und objektiv abgrenzbar sind, d. h. unabhängig von der Wahl der Methode und der Auslegung der Ergebnisse durch den Beurteiler. Entsprechend ist es gegenwärtig auch nicht möglich, eine Koinkidenz einer einheitlichen Bodentier-Gesellschaft mit der Ausdehnung eines Bodentypes (oder auch einer pflanzensoziologischen Einheit) grundsätzlich anzuerkennen oder aber abzulehnen (RABELER, 1965, 1962; FRANZ, 1965). Bei allen derartigen Untersuchungen muß man beachten, daß offensichtlich die Wahl der im Detail geprüften Gruppe auf das Ergebnis der Aussage einen wesentlichen Einfluß hat.

Der Geltungsbereich der bodendiagnostischen Aussage

In den eingangs angeführten Beispielen werden sehr unterschiedliche Geltungsbereiche vorausgesetzt. Die Mißachtung der räumlich-zeitlichen Begrenzung der Aussagefähigkeit pedozoologischer Ergebnisse hat in der Vergangenheit nicht selten zu Fehlurteilen geführt. Wenn im allgemeinen als selbstverständlich angenommen wird, daß in ein und demselben Lebensraum (Biotop) mehrere Lebensformen (KÜHNELT, 1943) nebeneinander Platz finden (und das gilt auch für die Merozönose des Bodens; vgl. Lebensformenschichten nach GISIN, 1943), so muß man auch anerkennen, daß Angehörige einer Lebensform in erster Linie nur auf die sie direkt beeinflussenden Strukturteile des Biotopes (d. h. auf den entsprechenden Merotop) Schlußfolgerungen zulassen. TISCHLER (1965) weist sehr richtig darauf hin, daß man scharf zwischen steno-

topen und stenöken Arten trennen muß, die zwar beide eine eng begrenzte ökologische Amplitude haben, ihre Anforderungen aber teils nur in einem Biotop, teils in jeweils gleichen Strukturteilen sehr verschiedenartige Biotope erfüllt finden.

Dies wird um so mehr von Bedeutung sein, je kleiner die betrachtete Art bzw. ihr Aktionsradius ist und je engräumiger die Umweltsverhältnisse abwechseln. Solche Bedingungen sind für die euedaphischen Bodentiere jedoch in den meisten Fällen anzunehmen. Die Hemmung des Austausches im Boden ermöglicht das Ablaufen gegensätzlicher Prozesse in unmittelbarer räumlicher und zeitlicher Nachbarschaft. Die Durchschnittsprobe euedaphischer Tiere erfaßt die Verhältnisse jedoch nicht getrennt und ist deshalb wie in dem nach KARG angeführten Beispiel zur statistischen Aussage gezwungen.

Größere Arten mit weiterem Aktionsradius durchbrechen diese engen Grenzen und vermischen — auch im ursprünglichen Sinn des Wortes — die Kleinstrukturen des Bodens. Ihr Verhalten läßt daher weit eher Schlüsse zu, die für einen größeren Raum gültig sind. Hierin findet auch das eingangs zitierte stolze Wort DOKUTSCHAEV's seine Berechtigung. Es ist allerdings nach dem heutigen Stand der Kenntnisse nur in Ausnahmefällen möglich, aus der Verbreitung einzelner solcher Arten mehr auszusagen als das, was der geschulte bodenkundliche Beobachter ohnehin sieht. Bei weiträumiger Betrachtung kompliziert sich das Problem weiter dadurch, daß man die Arealgrenzen der als Indikator verwendeten Arten und die Erscheinungen der regionalen Stenözie (KÜHNELT, 1943) bzw. des zonalen Schichtwechsels (GHILAROV, 1951, 1959) zu beachten hat. Dies gilt auch, wenn Erfahrungen, die in anderen geographischen Räumen gewonnen wurden, zur Deutung pedozoologischer Befunde herangezogen werden.

Neben dem räumlichen ist schließlich der zeitliche Geltungsbereich in Rechnung zu ziehen. Der hohe Arbeitsaufwand pedozoologischer Untersuchungen zwingt oft dazu, die Beurteilung auf die Analyse des Zustandes an nur einem Zeitpunkt im Jahresablauf zu gründen. Nun schwanken aber die phänologischen Daten ein und derselben Art an verschiedenen Standorten oft beträchtlich. Es ist deshalb durchaus nicht sicher, daß Untersuchungen mit der gleichen Methodik und zur gleichen Zeit an verschiedenen Standorten auch voll vergleichbare Ergebnisse liefern. Ein Blick auf die Jahresdynamik der geprüften Tiergruppen auf den Halden bei Berzdorf (Abb. 55 ff.) bestätigt diese Unsicherheit. Auch hierin verhalten sich die einzelnen Gruppen je nach Dauer der Entwicklungsperiode und Erfafbarkeit der Entwicklungsstadien recht unterschiedlich.

Auswahl der zu prüfenden Tiergruppen

Die nähere Betrachtung der Indikatormethode hat ergeben, daß ihr nicht eine einheitlich anwendbare Konzeption für Routineuntersuchungen, sondern vielmehr ein vielschichtiges, heute noch sehr unvollständig bekanntes Indikatorproblem zugrunde liegt. So kann auch der Sinn der folgenden Untersuchungen nicht allein darin liegen, mit Hilfe der vorliegenden Erfahrungen die biotischen Bedingungen auf den Kippen und Halden zu charakterisieren. Es wird darüber hinaus notwendig sein, durch kritische Prüfung der indikatorisch verwertbaren Momente weitere Bausteine zur Entwicklung der Methode selbst zu suchen.

An eine Bestimmung und Verarbeitung des gesamten Materials war von vornherein nicht zu denken. Vom Verfasser konnten alle gesammelten Collem-

bolen, Myriopoden und Lumbriciden sowie ein kleiner Teil der „restlichen“ Insekten, von seinem wissenschaftlichen Mitarbeiter S. Tobisch das gesamte Carabidenmaterial systematisch bearbeitet werden. Diese Ergebnisse liegen der folgenden Betrachtung nach der Indikatormethode zugrunde. Durch freundliche Bestimmungshilfen der in der Einleitung genannten Fachkollegen war es darüber hinaus möglich, Einblicke in die Artenzusammensetzung weiterer Gruppen zu erhalten. Die so getroffene Auswahl ermöglicht die vergleichende Prüfung eu-, hemi- und epedaphischer Arten verschiedener Größen- und Ernährungsverhältnisse.

Standortsdifferenzierung

Durch die Eigenart der zu untersuchenden Standorte der Kippen und Halden war die Auswahl der Probenstellen bereits weitgehend vorgezeichnet, ohne daß eine Orientierung auf vegetationskundliche oder bodenkundliche Abgrenzungen nötig wurde. Bei der Beschreibung der Standorte (S. 13 ff.) wurde jedoch schon darauf hingewiesen, daß die ausgewählten Probenquadrate in sich noch Differenzierungen auf Grund des Bodenreliefs zuließen. Vor der näheren Bearbeitung der Proben war daher zu prüfen, ob die von den Schüttungsrippen erhaltenen Ergebnisse mit denen aus den benachbarten Senken des gleichen Probenquadrates vermengt werden dürfen, oder ob zwischen beiden echte Unterschiede bestehen, die bei einer solchen Mittelwertbildung verloren gehen.

Die Prüfung dieser Verhältnisse nach der χ^2 -Methode ($2 \cdot n$ -Tafel) auf der Grundlage der Jahresdurchschnittswerte 1962 (Probtiefe 0-5 cm) erbrachte die in Tabelle 28 dargestellten Ergebnisse. Die Abundanz der Collembolen ist an allen Probenstellen (bis auf den Pionierstandort N) in den Senken hoch signifikant größer als auf den Rippen. Die Arten zeigten jedoch auf den Rippen im allgemeinen die gleiche Konstanz wie in den Senken. Ausgenommen hiervon ist der Standort E-H, wo die Rippe als ausgesprochen arme Sandstrosse ausgebildet ist. Die in entsprechenden Tests für die Dominanz festgestellten Werte ähneln denen der Konstanz. Das bedeutet, daß für den Vergleich der Dominanzen und Konstanz der Collembolen alle Ergebnisse eines Standortes vereint werden können, bis auf diejenigen des Standortes E-H.

Tabelle 28. Relief-Test: Rippe / Senke

Jahresdurchschnittswerte der Collembolen 1962

Probenart Standort	Berlese-Proben				Fallen-Proben	
	N	T	E-H	A-D	A-D	
Zahl der getesteten Arten	12	10	16	14	20	
χ^2 Tab. 5 %	19,7	16,9	25,0	22,4	30,1	
Abundanz						
χ^2 err.	10,1	59,5	287,1	39,4	147,6	
Signifikanz	----	+++	+++	+++	+++	
Konstanz						
χ^2 err.	8,2	3,6	55,5	14,4	36,6	
Signifikanz	----	----	+++	----	++	

Signifikanz-Bezeichnung

P < 0,1	+++	Differenz hoch signifikant
F = 0,1—1,0	++	Differenz gut signifikant
P = 1,0—5,0	+	Differenz signifikant
P = 5,0—10,0	—	Differenz nicht signifikant
P = 10,0—30,0	— —	Differenz nicht signifikant
P > 30,0	— — —	Differenz nicht signifikant

Tabelle 29. Tiefen-Test: Proben 0—5 gegen 0—10 cm

(Berleseproben 60 cm³; Jahresdurchschnitt 1952)

Standort	T	E—H	A—D	W
Zahl der getesteten Arten	14	17	15	21
χ^2 Tab. 5 %	22,4	26,3	23,7	31,4
Abundanz				
χ^2 err.	111,8	75,8	26,9	46,6
Signifikanz	+++	+++	+	+++
Konstanz				
χ^2 err.	10,8	15,8	5,6	17,7
Signifikanz	---	---	---	---

(Kennzeichnung der Signifikanz wie in Tabelle 28)

Die entsprechende Prüfung für die Ergebnisse des Fallenfanges weichen hiervon ab. Hier ergibt sich auch für den Standort A-D 1962 eine gesicherte Differenz zwischen Rippe und Senke in der Konstanz der Arten. Diese Werte erfordern also eine getrennte Auswertung.

Eine weitere Vorprüfung ist nötig, um die Vergleichbarkeit der Kleinarthropoden — Proben aus 0-5 cm und aus 0-10 cm Tiefe zu testen (Tabelle 29). Da in jedem Fall gleiche Volumina ausgelesen wurden, besteht der Unterschied zwischen beiden lediglich in der Tiefenstufe, aus der sie entnommen wurden. Wie die Signifikanz ausweisen, reicht jedoch die geringe Tiefendifferenz noch nicht aus, um bereits Konstanz-Unterschiede zu verursachen. Die Abundanzen liegen dagegen wiederum in den Flachproben (0-5 cm) signifikant höher. Auch hier kann der Schluß gezogen werden, daß für die Betrachtung der Konstanzen und der Dominanzen beide Entnahmereihen ohne wesentlichen Fehler zu einer Durchschnittszahl vereinigt werden dürfen.

6.3.2. Der Zeigerwert einzelner Bodentiergruppen

Collembolen

Das von den untersuchten Standorten gewonnene Collembolenmaterial wird nach der Auslesetechnik scharf in zwei Gruppen geteilt. Es erscheint notwendig, beide getrennt auszuwerten. Da man in den Bodenfallen eindeutig nur Arten mit epigäischer Aktivität erhält, liegt hier eine einheitliche Lebensformenschicht (Hauptisöcie nach GISIN, 1943) vor. Sie deckt sich allerdings nicht völlig mit der von GISIN eingeführten Gliederung, indem sie den größten Teil des Hemiedaphons und das Atmobios umfaßt. Die „Fallen-Fauna“ der Collembolen soll hier deshalb als epedaphische Lebensformenschicht bezeichnet werden. Diese Einteilung erscheint durch den praktischen Beweis der epedaphischen Aktivität wenigstens ebenso schlüssig wie die Gliederung nach morpho-ökologischen Gesichtspunkten.

Eine Übersicht über das in Fallen gewonnene Collembolen-Material gibt die Tab. 30. Die Standorte wurden nach den Ergebnissen des Relief-Testes (Tab. 23) größtenteils in Rippen und Senken untergliedert. Die Zahl der gefundenen Arten steigt mit zunehmendem Rekultivierungsalter im allgemeinen an. Da die Artenzahl einer Stichprobe jedoch stets von der Zahl der insgesamt untersuchten Individuen abhängt, ist es nötig, beide Größen miteinander in Beziehung zu setzen. Das Verhältnis zeigt den wirklichen Artenreichtum des Standortes an. Es wird am klarsten durch den „Mannigfaltigkeits-Index“ α nach FISHER-WILLIAMS ausgedrückt und läßt sich am besten nomographisch be-

stimmen (vgl. BONNET, 1964, u. a.). Wendet man diesen Index auf die Ergebnisse der Fallenfunde an (Tab. 30), so zeigen sich innerhalb der Haldenstandorte bei Berzdorf nur geringfügige Unterschiede. Der zum Vergleich untersuchte Auwald verfügte dagegen über einen wesentlich höheren Artenreichtum. Die epedaphische Collembolenfauna der Böhlerer Tertiär-Böden ist deutlich ärmer als auf den Berzdorfer Halden. Auf dem Kulturbodenauftrag stellen sich jedoch praktisch die gleichen Werte wie in Berzdorf ein. Hierbei überrascht die geringe Differenzierung der Rekultivierungszeitstufen auf den pleistozän-tertiären Böden. Sie erlaubt zunächst den Schluß, daß die Verbreitungsaktivität

Tabelle 30. Gliederung des Fallen-Collembolenmaterials nach Unterstandorten und Berechnung der Mannigfaltigkeits-Indizes (α)

Kennzeichnung der Standorte s. S. 16—20 und 23—27

Die tiefgestellten Buchstaben bedeuten: F = Fläche, R = Rippe, S = Senke

Arabische Zahlen = Jahre nach Rekultivierung; Stichproben über wenige Wochen in Klammern

Standort und Alter	Fangzeit	Fallen	Leerungen je Falle	determiniert ^z Individuen	Individuen/ Falle/Woche	Arten	α
Berzdorf							
N _F 1	VII/62—III/63	2	21	50	1,2	11	4,8
N _S 1	VII/62—III/63	2	21	153	3,7	11	2,5
N _F (4)	V/65	2	3	240	40,0	10	2,0
N _S (4)	V/65	2	3	558	93,0	11	1,8
T _R 3	V/62—III/63	2	33	10 391	157,4	19	2,2
T _S 3	V/62—III/63	7	33	8 837	38,3	20	2,4
LAC 7	V/62—III/63	3	33	4 798	47,6	19	2,5
T _R (6)	V/65	2	3	242	40,3	7	1,8
T _S (6)	V/65	7	3	1 045	49,7	13	1,5
E-H _R 6	IV/61—XII/61	3	34	4 038	39,6	16	2,1
E-H _R 7	III/62—III/63	3	37	3 957	35,6	15	2,0
E-H _S 6	IV/61—XII/61	6	34	7 388	36,2	20	2,4
E-H _S 7	III/62—III/63	6	37	11 969	54,3	16	1,8
A-D _R 9	IV/61—XII/61	4	34	2 025	14,8	14	1,9
A-D _S 9	IV/61—XII/61	5	34	2 320	13,6	17	2,4
A-D _R 10	III/62—III/63	4	37	3 531	23,8	16	2,5
A-D _S 10	III/62—III/63	5	37	4 190	22,6	16	2,0
E-H (10)	V/65	9	3	803	29,7	10	1,6
A-D (13)	V/65	9	3	871	32,2	15	2,5
LAC (10)	V/65	3	3	280	31,1	15	3,2
LE 10	V/62—III/63	4	33	2 446	18,4	18	2,5
LF 10	V/62—III/63	2	33	1 220	18,3	15	2,3
LE (13)	V/65	4	3	176	14,5	9	2,0
LF (13)	V/65	2	3	46	7,7	8	2,7
W 1962	V/62—III/63	9	29	5 876	22,9	38	5,4
W 1965	V/65	9	3	219	8,1	18	4,6
Böhleren							
I	V/60—XI/60	3	14	192	2,1	7	1,3
II 6	VI/60—XI/60	2	11	318	5,0	9	1,8
III 6	V/60—XI/60	4	15	2 097	17,3	11	1,6
IV 8	V/60—XI/60	4	15	1 141	9,6	12	1,9
V 10	V/60—XI/60	2	15	534	8,8	13	2,3

Tabelle 31. Gliederung des Berlese-Collembolenmaterials nach Unterstandorten und Berechnung der Mannigfaltigkeits-Indizes (α) (vgl. Tabelle 30)

Standort und Alter	Untersuchungs- zeit	Zahl der			Arten	α
		Proben zu je 60 cm ²	determinierten Individuen	Individuen / 60 cm ² (0—5 cm)		
Berzdorf						
NF 1	VII/62—IX/62	17	40	2,3	8	3,0
NS 1	VII/62—IX/62	17	37	2,4	6	1,9
NF (4)	V/65	6	49	11,5	7	2,3
NS (4)	V/65	6	85	19,5	8	2,2
TR 3	V/62—XI/62	48	1552	32,3	17	2,6
TS 3	V/62—XI/62	144	5239	36,3	25	3,4
TR (6)	V/65	6	143	23,8	9	2,1
TS (6)	V/65	18	323	17,9	12	2,3
E-HR (6)	IV/61	6	172	28,7	14	2,8
E-HS (6)	IV/61	18	329	18,3	22	5,1
E-HR 7	III/62—XI/62	48	217	5,1	15	3,5
E-HS 7	III/62—XI/62	144	1098	8,7	30	5,6
A-DR (9)	IV/61	6	161	26,8	11	2,4
A-DS (9)	IV/61	18	438	24,3	16	3,0
A-DR 10	III/62—XI/62	48	234	5,5	17	4,0
A-DS 10	III/62—XI/62	144	780	6,1	26	4,9
E-HR (10)	IV/65	6	47	7,8	9	3,4
E-HS (10)	IV/65	18	285	15,8	15	3,2
A-DR (13)	IV/65	6	37	6,1	7	2,7
A-DS (13)	IV/65	18	155	8,6	12	2,8
LE (10)	VII/62	10	45	5,7	8	2,8
LF (10)	VII/62	10	123	13,8	11	2,8
W 1962	V/62—XI/62	168	4638	27,6	38	5,7
W (1965)	V/65	24	555	23,1	21	4,1
Böhlen						
I	IX + XII/60; X/65	19	94	7,8	6	1,4
Tf. 4-7	X/62; IX/63; X/65	19	100	9,6	8	2,1
II 6-9	IX + XII/60; X/62; IX/63	27	77	4,9	9	2,6
III 6-9	IX + XII/60; X/62; IX/63	37	976	26,7	9	1,3
III 11	X/65	9	115	22,9	6	1,3
IV 8-13	IX + XII/60; X/62; IX/63; X/65	36	356	16,9	11	2,0
V 10-15	IX + XII/60; X/62; IX/63; X/65	35	355	19,1	22	4,6

der epedaphischen Collembolen sehr hoch ist und kein Hindernis für die vergleichende Auswertung der Artenkombination verschieden alter Standorte bedeutet. Tatsächlich unternehmen bereits im ersten Jahr nach der Rekultivierung (Standort N) sehr viele Arten nachgewiesene Besiedlungsversuche, die erst nach 10 und mehr Jahren geeignete Entwicklungsmöglichkeiten vorfinden.

Erscheinen hiernach die Ergebnisse des Fallenfangs gut auswertbar, so muß doch die Frage gestellt werden, welche Verfälschungen durch eine mögliche Selektivwirkung der Fallen in der Arten-

zusammensetzung der epedaphischen Collembolen zu erwarten sind. Mangels objektiver Testmöglichkeit ist diese Frage schwer zu beantworten. Man muß immerhin annehmen, daß die Arten des eigentlichen Atmobios, also die Bewohner der höheren Pflanzen, nur zu einem gewissen Teil erfaßt werden. Im übrigen geht der folgende Vergleich von der Arbeitshypothese aus, daß die Relativwerte der Fangergebnisse (Aktivitätsdominanz und -Konstanz) repräsentative Daten der Artenzusammensetzung der epedaphischen Collembolen-Faunulae liefern. Zu beachten sind hierbei die Erfassungslücken, die bei kurzfristigen Fängen in nur einer Jahreszeit (Standorte mit eingeklammerten Alterszahlen) unvermeidlich sind.

Die Auslese von Bodenproben mit Hilfe des Berlese-Tullgren-Apparates erfaßt im wesentlichen eine andere Lebensformenschicht, das Euedaphon. Gleichzeitig erhält man aber auch hemiedaphische Formen. Wenn es sich auch im wesentlichen um deren \pm euedaphische Jugendformen handelt und zwischen Euedaphon und Hemiedaphon überhaupt ein gleitender Übergang besteht, so erscheint es doch richtig, die Ergebnisse der Bodenproben denen der Fallen als „edaphische“ Lebensformenschicht gegenüberzustellen. GISIN (1943) hat gezeigt, daß die Collembolengesellschaften dieser Schichten durchaus nicht kongruent entwickelt sind und deshalb jede Schicht einer gesonderten Betrachtung bedarf.

In der Übersicht über das Berlese-Collembolenmaterial (Tab. 31) zeigen sich auch tatsächlich andere Verhältnisse als bei den epedaphischen Formen. Die Zunahme der Artenzahl mit dem Rekultivierungsalter ist auf den Berzdorfer Halden deutlicher und hier nun auch mit einem Anstieg des Mannigfaltigkeitsindex α verbunden. Am Standort E-H ist nach 7 Jahren ein relativer Artenreichtum der edaphischen Collembolen erreicht, der demjenigen des Auwaldrestgehölzes völlig entspricht. Die absolute Artenzahl liegt jedoch wie auch die Individuendichte im Wald wesentlich höher. Auf den Böhlener Tertiärböden ergeben sich wiederum entsprechend niedrigere Werte. An der Größe des Mannigfaltigkeitsindex gemessen, sind die Stichproben mit den Jahresdurchschnitten gut vergleichbar; z. B. E-H (6) und E-H 7. Beim Artenvergleich müssen jedoch auch hier Saisoneinflüsse berücksichtigt werden.

Die Synusien der Collembolen und ihre Sukzession

Die Befunde lassen sich am übersichtlichsten darstellen, wenn man die vorhandenen Arten in Synusien gliedert. Es ist nicht zu erwarten, daß sich hierbei Collembolenvereine von allgemeiner Gültigkeit finden lassen. Nach dem heutigen Stand der Kenntnisse ist es noch unsicher, in welchem Maß dies überhaupt möglich ist (CASSAGNAU, 1965). In bezug auf die konkreten Verhältnisse der untersuchten Standorte erfüllt das Aufstellen solcher Synusien sein Ziel, wenn es damit möglich wird, nicht zufällige Artenkombinationen zu erfassen.

Es war von vornherein zu erwarten, daß die aufeinanderfolgenden Rekultivierungs-Zeitstufen vorwiegend gleitende Übergänge im Vorkommen der Collembolenarten zeigen. Das bedeutet, daß sich solche Synusien eher durch Dominanz- und Konstanz-Unterschiede charakteristischer Arten als durch die Vikarianz von Differentialarten unterscheiden lassen. Einen Überblick über diese

Verhältnisse erhält man am besten, wenn man für die in Betracht kommenden Arten ein Dominanz-Konstanz-Diagramm zeichnet (Abb. 84). Hierin treten die bevorzugt besiedelten Standorte in der rechten oberen, die \pm gemiedenen links unten auf. In Auswertung dieser Ergebnisse werden nachfolgend die erkennbaren Synusien beschrieben.

Epedaphische Lebensformenschicht

Die epedaphischen Populationen der Collembolen auf den Kippen und Halden lassen sich in zwei Entwicklungsreihen trennen. Auf den Halden bei Berzdorf dominiert insgesamt *Lepidocyrtus paradoxus* (Abb. 84). Die Standorte auf

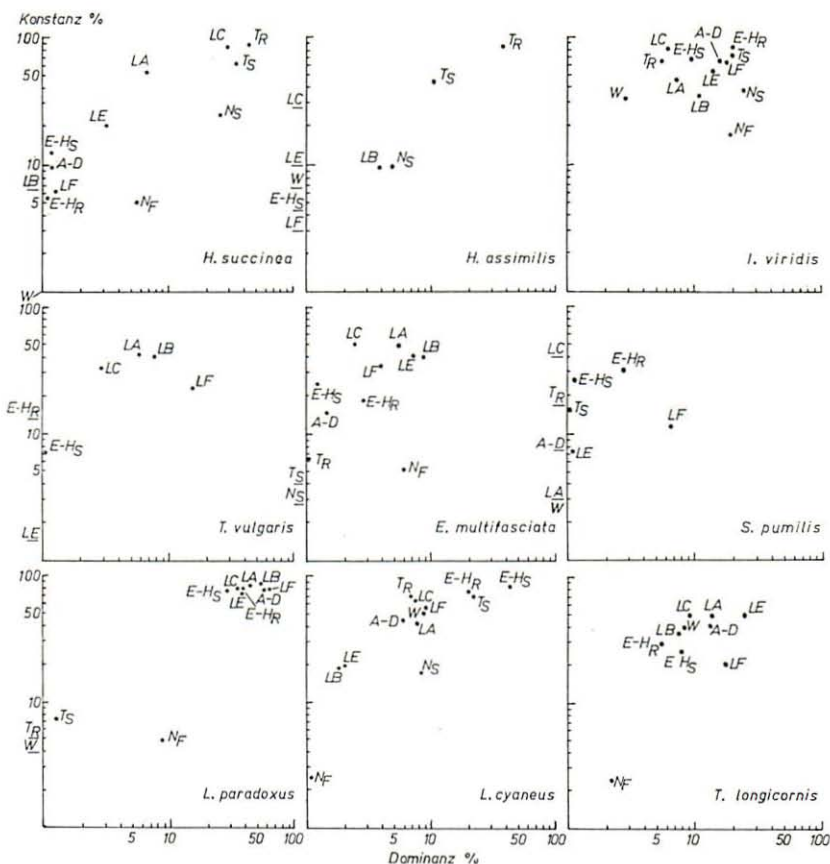


Abb. 84. Diagramm der Aktivitäts-Dominanz und -Konstanz auf den Standorten im Raume Berzdorf weit verbreiteter epedaphischer Collembolen. Die eingezeichneten Standorts-Durchschnitte gelten für die Ganzjahres-Werte; vgl. Tabelle 30.

Tabelle 32. *Lepidocyrtus paradoxus*-Entwicklungsreihe

Standort Rekultivierungsjahr	I				II	
	Nf	NS	Nf	NS	TR	TS
	1.	1.	(4.)	(4.)	3.	3.
Ch. <i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel	9/+	—	18/8	6/9	·/·	1/+
I <i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nic.)	46/3	24/3	11/9	8/7	4/4	4/4
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin)	2/+	5/+	—	—	·/·	·/·
<i>Eurletieilla hortensis</i> (Fitch)	4/+	—	1/5	1/5	·/·	—
II <i>Hypogastrura succinea</i> (Gisin)	6/+	25/3	10/8	37/9	43/9	36/6
<i>Hypogastrura assimilis</i> Krausb.	—	5/1	7/8	16/9	38/9	11/5
III <i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullbg.)	6/+	·/·	—	·/2	1/+	·/·
<i>Tomocerus longicornis</i> (Müll.)	2/+	—	—	—	—	—
<i>Sminthurides schoetti</i> (Ax.)	1/+	—	—	—	·/·	·/·
<i>Neanura muscorum</i> (Templ.)	—	—	—	—	—	·/·
IV <i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	1/+	8/2	9/9	4/9	7/7	23/7
<i>Isotoma olivacea</i> Tullbg.	—	—	—	—	·/·	·/·
<i>Tomocerus flavescens</i> (Tullbg.)	—	—	—	—	·/·	—
B. <i>Isotoma viridis</i> Bourl.	20/2	27/4	36/9	14/9	6/7	20/7
<i>Isotomurus palustris</i> (Müll.)	—	1/+	1/2	14/9	·/·	2/+
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubb.)	—	—	6/6	·/3	·/·	·/·
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	—	—	1/3	—	·/·	·/·
<i>Orchesella flavescens</i> (Bourl.)	—	3/+	—	—	·/·	·/·
<i>Entomobrya nivalis</i> (L.)	—	—	—	—	—	·/·

(Die Zahlen bedeuten hier wie in den Tabellen 33–36 Aktivitätsdominanz in %/Aktivitätskonstanz in %)

der Böhlener Tertiärkippe werden dagegen deutlich von *Orchesella quinquefasciata* beherrscht. Zunächst seien die Synusien innerhalb der *Lepidocyrtus paradoxus*-Entwicklungsreihe auf den Berzdorfer Halden untersucht (Tab. 32–34).

Zum besseren Vergleich werden in den Tabellen stets nur die Relativwerte angegeben: Die erste Zahl bezeichnet die mittlere Aktivitätsdominanz aus allen Proben des Standortes und des in Tabelle 30 näher bezeichneten Zeitraumes in Prozent, die Zahl hinter dem Schrägstrich gibt die entsprechende Aktivitätskonstanz in Prodez (0/0) an. Ein Punkt bedeutet eine mittlere Aktivitätsdominanz unter 0,5 %, ein Plus entsprechend eine Aktivitätskonstanz unter 0,5 0/ (= 5 %). Selten mit erbeutete euedaphische Arten sind in diese Tabellen nicht mit aufgenommen.

Im Pionierstadium bildet sich auf der Außenhalde Nord (N 1; Tab. 32) eine *Entomobrya lanuginosa*-Synusie heraus. Ihre Abgrenzung ist unscharf, da sich – begünstigt durch das Fehlen der Konkurrenz – zunächst viele Arten einfinden, denen die Standorts-Bedingungen jedoch noch keine Entwicklungsmöglichkeiten bieten. Auch ist die Gesamtzahl der erhaltenen Individuen sehr gering (203) im Vergleich zu anderen Entwicklungsstufen (T 1962; 19 228). Charakteristisch für diese Pionierbesiedlung erscheinen noch *Lepidocyrtus lanuginosus* und *Bourletieilla hortensis*. Nach 3 Jahren (N [4]) besiedelt diesen Standort eine Übergangspopulation zu der auf der Teichhalde unter günstigeren Bedingungen bereits im 3. Jahr entwickelten *Hypogastrura succinea*-Synusie (T 3; Tab. 32). Es fällt auf, daß dieser Übergang in den Senken (N_S) zeitiger vollzogen wird als auf der stärker austrocknungsgefährdeten Fläche des Pionierstandortes.

Tabelle 33. *Lepidocyrtus paradoxus*-EntwicklungsreiheIII *Tomocerus vulgaris*-Synusie

III a typische Ausbildung

III b Variante mit *Sminthurides schoetti*

Standort Rekultivierungsjahr	III a		III b			
	LAC 7.	LAC (10.)	LE 10.	LF 10.	LE (13.)	LF (13.)
Ch. <i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel	45/8	11/8	38/7	49/8	19/9	17/6
III <i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullbg.)	6/4	4/3	·/+	8/2	6/3	4/3
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullbg.)	6/5	14/8	7/6	4/3	14/7	2/1
<i>Tomocerus longicornis</i> (Müll.)	11/5	?	25/5	5/2	?	?
<i>Neanura muscorum</i> (Templ.)	1/1	1/1	—	—	—	—
<i>Sminthurides schoetti</i> (Ax.)	·/+	·/1	3/2	2/2	6/4	9/3
IV <i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	6/5	34/8	2/2	9/6	10/5	—
<i>Isotoma olivacea</i> Tullbg.	·/1	2/4	·/+	·/+	—	—
<i>Tomocerus flavescens</i> (Tullbg.)	—	1/3	—	—	2/2	11/4
I <i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nic.)	1/2	1/1	·/+	—	—	—
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin)	·/+	15/8	·/+	·/+	2/1	—
<i>Bourletiella hortensis</i> (Fitch)	·/+	—	—	—	—	—
II <i>Hypogastrura succinea</i> Gisin	12/4	1/1	3/2	1/+	—	—
<i>Hypogastrura assimilis</i> Krausb.	2/2	3/3	·/1	·/+	—	—
B. <i>Isotoma viridis</i> Bourl.	9/5	9/7	15/8	17/6	37/8	41/8
<i>Isotomurus palustris</i> (Müll.)	·/+	—	3/2	2/2	—	2/1
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubb.)	—	2/1	—	·/+	3/3	9/3
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	·/1	2/2	1/+	1/1	—	—
<i>Brachystomella parvula</i> (Schäff.)	·/+	—	·/+	—	—	—
<i>Pseudachorutes corticicolus</i> (Schäff.)	—	—	·/+	—	—	—
<i>Entomobrya muscorum</i> (Nic.)	—	—	—	·/+	—	—
<i>Entomobrya nivalis</i> (L.)	—	—	·/+	—	—	—

Die genannte *Hypogastrura succinea*-Synusie ist durch eine sehr starke Massenentwicklung von *Hypogastrura succinea* und *H. assimilis* charakterisiert. Die Charakterarten der Pioniersynusie spielen nur noch eine geringe Rolle. Besonders in der Senke (T_S) gewinnt jedoch bereits *Lepidocyrtus cyaneus*, eine für spätere Stufen typische Art, zunehmend an Bedeutung. Dies kennzeichnet deutlich die außerordentlich rasche Entwicklung an diesem Standort zu einem Zeitpunkt, der vegetationskundlich durch das *Artemisia*-Stadium, mikrobiologisch durch ein Maximum des Zelluloseabbaues und bodenkundlich durch eine Moderhumusbildung im Rankerstadium hervorgerufen ist.

An weniger begünstigten Standorten geht das *Hypogastrura*-Stadium in eine *Tomocerus-vulgaris*-Synusie über (Tab. 33). Im untersuchten Zeitraum ist sie auf den erosionsexponierten, schwach bewachsenen Haldenrand (LAC) und auf die mit Nadelhölzern bepflanzten Flächen (LE, LF) beschränkt. Neben dem Verhalten von *Tomocerus vulgaris* (Abb. 84) erscheint die hohe Dominanz von *Entomobrya multifasciata* und *Neanura muscorum* als charakteristisch für diese Synusie. Der auffällige Unterschied in der Verteilung von *Sminthurides schoetti* erlaubt das Abtrennen einer durch diese Art gekennzeichneten Variante unter den Nadelhölzern. Besonders am Haldenrand ist deutlich, daß anfangs noch *Hypogastrura succinea* stark vertreten ist (LAC 7).

Tabelle 34. *Lepidocyrtus paradoxus*-EntwicklungsreiheIV *Lepidocyrtus cyaneus*-Synusie

IV a typische Ausbildung

IV b arme Ausbildung

Standorte Rekultivierungsjahr	IV a							IV b				
	TR (6.)	TS (6.)	E-H _R 6.	E-H _R 7.	E-H _S 6.	E-H _S 7.	E-H (10.)	A-D _R 9.	A-D _S 9.	A-D _R 10.	A-D _S 10.	A-D (13.)
Ch. <i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel	57/9	55/3	20/8	38/8	13/7	38/8	8/8	41/8	37/8	51/8	55/8	30/9
IV <i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	22/8	16/9	46/7	20/8	62/7	40/8	69/9	8/5	8/4	5/5	7/4	4/5
<i>Isotoma olivacea</i> Tullbg.	—	—	1/2	2/2	3/3	1/2	—	·/+	·/+	·/+	·/+	·/1
<i>Tomocerus flavescens</i> (Tullbg.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	16/8
III <i>Tomocerus vulgaris</i> Tullbg.	2/2	—	·/+	·/1	·/+	·/+	2/3	·/+	—	—	·/+	22/9
<i>Entomobrya multilasciata</i> (Tullbg.)	5/8	4/5	1/1	3/2	·/+	1/2	—	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1
<i>Tomocerus longicornis</i> (Müll.)	?	?	1/2	5/3	1/2	8/3	?	8/4	17/4	14/4	14/4	?
<i>Neanura muscorum</i> (Templ.)	—	1/2	—	—	·/+	—	—	—	·/+	·/+	—	·/1
<i>Sminthurides schoetti</i> (Ax.)	—	·/1	·/+	1/1	·/+	·/+	·/+	·/+	·/+	·/1	1/1	1/2
II <i>Hypogastrura succinea</i> Gisin	—	1/2	1/2	1/+	1/1	1/1	·/+	6/2	5/2	·/+	2/1	·/1
<i>Hypogastrura assimilis</i> Krausb.	—	—	·/+	·/+	·/+	·/+	·/1	·/+	·/+	·/+	·/1	—
I <i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nic.)	—	·/1	·/+	1/1	·/+	·/+	—	—	·/+	·/+	—	—
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin)	1/3	1/2	·/+	—	—	—	—	—	·/+	—	·/+	—
<i>Bourletiella hortensis</i> (Fitch)	—	—	3/2	1/2	·/+	·/+	·/+	·/+	·/+	—	·/+	1/1
B. <i>Isotoma viridis</i> Bourl.	12/8	21/9	14/8	22/9	11/6	10/7	8/8	27/7	20/5	27/7	15/6	9/9
<i>Isotomurus palustris</i> (Müll.)	—	·/+	1/2	3/2	1/2	·/1	1/1	7/3	10/3	1/1	4/3	6/5
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubb.)	—	—	—	—	—	—	5/2	—	·/+	—	1/1	9/2
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	1/3	—	9/4	3/3	6/3	1/3	—	·/1	1/1	1/1	·/1	·/+
<i>Brachystomella parvula</i> (Schäff.)	—	—	—	—	—	—	—	—	·/+	—	—	—
<i>Entomobrya muscorum</i> (Nic.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	·/+	—	—
<i>Orchesella cincta</i> (L.)	—	·/1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Orchesella flavescens</i> (Bourl.)	—	—	—	—	—	—	—	·/+	—	—	—	—
<i>Bourletiella bicincta</i> (Koch)	—	—	—	—	·/+	—	—	—	—	—	—	—
<i>Dicyrtoma minuta</i> (Fabr.)	—	—	—	—	—	—	·/+	—	—	—	—	·/+
<i>Dicyrtoma fusca</i> (Lucas)	—	—	—	—	·/+	—	—	—	—	—	—	—

später jedoch die Entwicklung von Arten der nächsten Sukzessionsstufe (IV) zunimmt (LAC [10]).

Es überrascht, daß sich im Auflagehumus der Nadelholzstandorte keine eigenständigere epedaphische Collembolenfauna ausgebildet hat. Man darf dies als einen Hinweis darauf werten, daß die Verhagerung und Verarmung der Flächen unter Nadelhölzern zunächst den bestimmenden Einfluß auf die Zusammensetzung der Collembolenpopulation ausüben.

Mit zunehmendem Wachstum und Kronenschluß der Laubhölzer bildet sich etwa im 6. Jahr – an günstigen Standorten (T) offensichtlich unter Überspringen des *Tomocerus-vulgaris*-Stadiums, an weniger günstigen (LAC) später auf dieses folgend – eine weitere Gesellschaft aus, die *Lepidocyrtus cyaneus*-Synusie. Sie enthält anfangs noch Elemente der *Tomocerus vulgaris*-Synusie (T [6]; Tab. 34) und zeichnet sich allgemein durch eine wesentliche Erweiterung des Artenspektrums aus. Diese Synusie erscheint während der Beobachtungszeit am Standort E–H typisch ausgebildet und am Standort A–D in einer merklich ärmeren Form. Hiermit schließt die Entwicklung auf den Haldenstandorten vorläufig ab. Die Stichprobe im Frühjahr 1965 deutet jedoch am Standort A–D im 13. Jahr darauf hin, daß durch Zunahme echter Waldbewohner wie *Tomocerus flavescens* eine erneute Veränderung in der epedaphischen Collembolenpopulation eingeleitet wird.

Die *Orchesella quinquefasciata*-Entwicklungsreihe auf der tertiären Rohbodenkippe bei Böhlen zeigt interessante Parallelstufen zu der eben geschilderten Sukzession. Eine *Entomobrya lanuginosa*-Stufe ist hier nicht erfaßt worden. Da die Kippe erst etwa 15 Jahre nach der Schüttung untersucht wurde, ist es jedoch immerhin möglich, daß auch ein solches Stadium anfangs vorhanden war. Sowohl auf dem unbehandelten Rohboden wie

Tabelle 35. *Orchesella quinquefasciata*-Entwicklungsreihe

Standorte Rekultivierungsjahr	A <i>Hypogastrura vernalis</i> -Synusie		B <i>Tomocerus vulgaris</i> -Synusie			C <i>Bourletiella flava</i> -Synusie	
			A			B	C
	I	II	III	IV	V		
		6	6	8	10		
Ch. <i>Orchesella quinquefasciata</i> Bourl.	16/3	38/7	67/9	64/9	42/9		
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullbg.)	55/5	26/5	22/9	12/6	17/7		
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel	4/1	2/1	·/2	6/4	2/3		
A <i>Hypogastrura vernalis</i> (Carl)	3/1	28/6	4/3	·/+	·/+		
B <i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullbg.)	—	—	—	2/2	5/3		
C <i>Bourletiella flava</i> Gisin	—	—	·/+	—	13/5		
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	·/+	2/2	1/2	1/1	11/5		
<i>Sminthurus viridis</i> (L.)	—	—	—	—	2/1		
Begleiter							
<i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nic.)	—	2/1	·/1	·/1	3/4		
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	18/3	—	5/4	13/3	·/1		
<i>Isotoma viridis</i> Bourl.	—	—	·/1	1/2	3/3		
<i>Hypogastrura succinea</i> Gisin	—	—	—	·/+	—		
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin)	—	—	—	—	·/1		

Tabelle 36. *Orchesella flavescens* — *Tomocerus flavescens*-Synusie des Auwald-Restgehölzes (Berzdorf-Kiesdorf)

	1962	(1965)
Ch. <i>Orchesella flavescens</i> (Bourl.)	33/8	2/1
<i>Tomocerus flavescens</i> (Tullbg.)	20/7	29/8
<i>Entomobrya muscorum</i> (Nic.)	6/5	3/2
<i>Sminthurus fuscus</i> (L.)	5/2	·/+
<i>Dicyrtoma minuta</i> (Fabr.)	1/1	2/1
<i>Entomobrya nivalis</i> (L.)	2/2	?
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> Fabr.	1/1	?
<i>Entomobrya arborea</i> (Tullbg.)	·/+	·/+
<i>Entomobrya corticalis</i> (Nic.)	·/+	—
<i>Lepidocyrtus violaceus</i> (Lubb.)	·/+	—
<i>Dicyrtoma lusca</i> (Lucas)	·/+	—
<i>Dicyrtoma setosa</i> (Krausb.)	·/+	—
B. <i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	9/5	22/5
<i>Tomocerus longicornis</i> (Müll.)	9/4	?
<i>Hypogastrura denticulata</i> (Bagn.)	5/4	7/3
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubb.)	4/2	24/6
<i>Isotoma viridis</i> Bourl.	3/3	5/3
<i>Isotomurus palustris</i> (Müll.)	1/1	·/+
<i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullbg.)	·/+	·/+
<i>Hypogastrura assimilis</i> Krausb.	·/+	·/+
<i>Hypogastrura succinea</i> Gisin	·/+	—
<i>Xenylla brevisimilis</i> Stach	·/+	—
<i>Pseudachorutes corticicolus</i> (Schäff.)	·/+	·/+
<i>Neanura muscorum</i> (Templ.)	·/+	—
<i>Neanura conjuncta</i> (Stach)	·/+	—
<i>Isotoma olivacea</i> Tullbg.	·/+	—
<i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nic.)	·/+	—
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullbg.)	·/+	·/+
<i>Orchesella quinquelasciata</i> (Bourl.)	·/+	—
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel	·/+	—
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	·/+	—
<i>Sminthurides schoetti</i> (Ax.)	·/+	—
<i>Bourletiella hortensis</i> (Fitch)	·/+	—
<i>Bourletiella bicincta</i> (Koch)	·/+	—
<i>Heteromurus nitidus</i> (Templ.)	—	·/+

auch auf den 6jährig rekultivierten Flächen ist eine *Hypogastrura vernalis*-Synusie zu erkennen (Tab. 35). Sie ist unter der landwirtschaftlichen Kultur am deutlichsten ausgebildet (II 6). Wie in Berzdorf folgt auf das *Hypogastrura*-Stadium eine *Tomocerus vulgaris*-Synusie (IV 8). Bemerkenswert ist hier jedoch das geänderte Verhalten von *Entomobrya multifasciata*, die nicht ihren Schwerpunkt in der *Tomocerus*-Synusie, sondern bereits in der letzten Phase der *Hypogastrura*-Synusie (III 6) hat. Durch *Bourletiella flava*, *Sminthurus viridis* und das plötzliche Anschwellen von *Lepidocyrtus cyaneus* ist das letzte beobachtete Stadium, die *Bourletiella flava*-Synusie der Fläche mit Kulturbodenaustrag (V 10), scharf von den vorhergehenden Ausbildungen geschieden. Sie entspricht in der hohen Bedeutung von *Lepidocyrtus cyaneus* deutlich der *Lepidocyrtus cyaneus*-Synusie der Berzdorfer Halden und ermöglicht eine weitere Parallelisierung. Überraschend ist hier jedoch der relativ hohe Anteil von *Entomobrya lanuginosa*. Er dürfte auf die starke Störung des Standorts durch die

im Prüfljahr 1960 vorgenommene Aufpflanzung des Randstreifens mit Laubgehölzen hinweisen.

Die epedaphische Collembolenpopulation des vergleichend untersuchten Auwald-Restgehölzes ist scharf von beiden Entwicklungsreihen unterschieden. Man kann sie als *Orchesella flavescens-Tomocerus flavescens*-Synusie bezeichnen (Tab. 36). Auch hier weist die Stichprobe im Frühjahr 1965 charakteristische Erfassungslücken auf. Die dominierenden Arten beider Entwicklungsreihen auf den Kippen und Halden, *Orchesella quinquefasciata* und *Lepidocyrtus paradoxus*, sind in diesem Auwald vertreten, spielen hier jedoch als Begleiter eine sehr untergeordnete Rolle. Dies ist ein wichtiger Hinweis darauf, daß Arealgrenzen für die unterschiedliche Ausprägung der Entwicklungsreihen auf der Kippe Böhlen und den Halden bei Berzdorf nicht die Ursache bilden.

Edaphische Lebensformenschicht

Die eu- bis hemiedaphischen Populationen der Collembolen stimmen auf den Berzdorfer Halden und den Böhlener Kippen trotz der Bodenunterschiede und der Entfernung beider Standorte von etwa 200 km in entsprechenden Stadien gut überein. Sie können daher gemeinsam betrachtet werden. In den Tabellen (37-40) sind wiederum die Relativwerte, also Dominanz $\%$ /Konstanz $\%$, angegeben.

Das Pionierstadium wird durch eine *Proisotoma minuta*-Synusie gebildet (Tab. 37). Auf den Berzdorfer Halden geht diese bereits im 3.-4. Jahr in die folgende Gesellschaft über, während sie auf den Tertiärböden der Böhlener Kippe sowohl auf den unbehandelten wie auf den meliorierten Flächen wenigstens 9 Jahre anhält. Die rekultivierten Standorte in Böhlen sind durch das Auftreten von *Friesea aturcata* besonders ausgezeichnet. Im 7.-9. Jahr sind auch hier zunehmend Arten nachfolgender Gesellschaften anzutreffen. Vorherrschend ist jedoch auf allen diesen Standorten und Zeitstufen *Tullbergia krausbaueri*. Sie tritt als einzige Art mit hoher Konstanz auch unter den ungünstigsten Bedingungen auf.

Die nachfolgende *Isotomodes productus - Anurida pygmaea*-Synusie wird auf den Berzdorfer Halden vom 3. Jahr an, auf den meliorierten Tertiärböden bei Böhlen erst vom 10. Jahr an beobachtet. Sie wird außer den genannten Arten im Beginn scharf durch das Auftreten von *Isotoma notabilis* charakterisiert. Innerhalb dieser Synusie lassen sich recht klar Varianten unterscheiden, die zum Teil wiederum sukzessiv ineinander übergehen. Zuerst bildet sich an den untersuchten Standorten die Variante mit *Willemia intermedia* (Tab. 38). Die zunehmende Mannigfaltigkeit der Synusien zeigt sich deutlich an der Zahl der begleitenden Arten. *Tullbergia krausbaueri* dominiert weiterhin. Beachtenswert ist, daß den Böhlener Standorten *Onychiurus armatus* noch immer völlig fehlt.

Tabelle 37. Edaphische Collembolen-Synusien der Kippen und Halden
I *Proisotoma minuta*-Synusie

Standort	NF ²	NS	NF ²	NS	I	Tf. 2	II	III
Rekultivierungsjahr	1	1	(4)	(4)		4-7	6-9	6-9
I <i>Proisotoma minuta</i> (Tullbg.)	—	5/1	—	—	15/3	1/1	2/1	1/1
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullbg.)	2/1	5/1	—	—	1/1	2/1	4/1	—
<i>Bourletiella hortensis</i> (Fitch)	3/1	—	—	—	—	—	—	—
<i>Hypogastrura vernalis</i> (Carl)	—	—	—	—	4/2	11/1	—	1/1
<i>Friesea aturcata</i> Denis	—	—	—	—	—	5/2	(+)	6/5
II <i>Isotomodes productus</i> (Ax.)	2/1	—	—	2/1	—	—	·/+	—
<i>Anurida pygmaea</i> (Börn.)	—	—	—	—	—	—	—	·/+
<i>Isotoma notabilis</i> Schöff.	—	—	—	13/2	—	—	2/1	2/2
<i>Willemia intermedia</i> Mills	—	—	—	—	—	—	—	·/+
<i>Hypogastrura succinea</i> Gis.	5/1	—	29/3	13/2	—	—	—	—
<i>Hypogastrura assimilis</i> Krausb.	—	3/1	16/5	28/2	—	—	—	—
B. <i>Tullbergia krausbaueri</i> (Börn.)	76/7	79/5	35/5	25/2	61/5	67/8	87/9	90/9
<i>Isotoma viridis</i> Bourl.	—	5/1	4/3	4/2	1/1	11/2	—	—
<i>Onychiurus armatus</i> (Tullbg.)	7/1	—	6/5	13/2	—	—	—	—
<i>Onychiurus cancellatus</i> Gis.	2/1	—	8/3	—	—	—	—	—
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin)	3/1	—	—	—	—	—	—	—
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	—	3/1	—	1/1	—	—	4/1	—
<i>Folsomia quadriculata</i> (Tullbg.)	—	—	2/1	—	—	—	—	—
<i>Orchesella quinquefasciata</i> (Bourl.)	—	—	—	—	—	1/1	—	—
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	—	—	—	—	·/+	2/1	·/+	—
<i>Folsomia candida</i> (Willem)	—	—	—	—	18/1	—	—	—
<i>Folsomia sensibilis</i> Ksen.	—	—	—	—	—	—	—	·/+

(Die Zahlen bedeuten hier wie in den Tabellen 38—40 Dominanz %/Konstanz %)

Möglicherweise aus dem *Willemia intermedia*-Stadium hervorgehend entwickelt sich auf älteren Standorten in Berzdorf (E-H) und überraschend parallel auch auf dem Kulturbodenauftrag in Böhlen eine *Friesea mirabilis*-Variante der *Isotomodes*-Synusie (Tab. 39). Sie stellt die artenreichste Ausbildung der edaphischen Collembolensynusien auf den Halden und Kippen überhaupt dar und wird durch weitere Charakterarten wie *Onychiurus tricampatus*, *Onychiurus saxonicus*¹², *Folsomia litsteri* und *Tullbergia affinis* gut gekennzeichnet.

Im Gegensatz hierzu ist die als typische Ausbildung der *Isotomodes productus*-*Anurida pygmaea*-Synusie bezeichnete Artenkombination am Standort A-D eher durch Garniturlücken als durch Charakterarten von den genannten Varianten abzugrenzen. Als typisch können *Neelus minimus* und *Tullbergia macedougalli* angesehen werden, jedoch ist ihre Bindung an diese Ausbildung nicht sehr scharf. Die untersuchten Proben geben keinen Hinweis darauf, daß die am

¹² *Onychiurus saxonicus* n. sp., hier als nomen nudum gebraucht; die Beschreibung erfolgt an anderer Stelle.

Tabelle 38. Edaphische Collembolen-Synusien der Kippen und Halden

II *Isotomodes productus*-*Anurida pygmaea*-SynusieII a Variante mit *Willemia intermedia*

Standort	TR	TS	TR	TS	III	IV
Rekultivierungsjahr	3	3	(6)	(6)	11	8-13
II <i>Isotomodes productus</i> (Ax.)	2.2	2.3	4.5	6.5	1/1	5/3
<i>Anurida pygmaea</i> (Börn.)	2.2	2.3	1/1	.1	—	—
<i>Isotoma notabilis</i> Schöff.	21.8	21.8	26.7	29.3	8/3	15/4
II a <i>Willemia intermedia</i> Mills	5/4	4/4	2/3	5/4	—	12/3
<i>Hypogastrura succinea</i> Gis.	10/6	11/5	—	—	—	—
<i>Hypogastrura assimilis</i> Krausb.	14/5	11.4	—	—	—	—
II b <i>Folsomia litsteri</i> Bagn.	·/+	·/+	—	—	—	—
<i>Tullbergia affinis</i> Börn.	—	·/+	—	1/1	—	—
II c <i>Tullbergia macedougalli</i> (Bagn.)	—	·/+	—	—	—	—
I <i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullbg.)	—	—	—	—	6/1	·/+
B <i>Tullbergia krausbaueri</i> (Börn.)	24/8	28/8	57/9	42/9	76/9	64/8
<i>Onychiurus armatus</i> (Tullbg.)	12.7	13.6	4.5	6.6	—	—
<i>Isotoma viridis</i> Bourl.	3/3	2.2	—	.1	5/1	·/+
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	2/2	1.1	1/1	.1	—	2/+
<i>Onychiurus cancellatus</i> Gis.	—	·/+	—	2.2	—	—
<i>Isotomurus palustris</i> (Müll.)	1/+	·/+	—	—	—	—
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	—	·/+	1.3	1.2	4/4	·/+
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubb.)	·/+	·/+	—	—	—	—
<i>Entomobrya</i> sp. (iuv.)	3/+	1/1	—	—	—	—
<i>Onychiurus subuliginatus</i> Gis.	—	·/+	—	—	—	—
<i>Tullbergia quadrispina</i> (Börn.)	·/+	·/+	—	7/3	—	—
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullbg.)	—	·/+	—	—	—	—
<i>Folsomia nana</i> Gis.	—	·/+	—	—	—	—
<i>Folsomia candida</i> (Willem)	—	·/+	—	—	—	—
<i>Isotomiella minor</i> (Schöff.)	—	·/+	3/1	—	—	—
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin)	—	·/+	—	—	—	·/+
<i>Sminthurides schoetti</i> (Ax.)	·/+	—	—	—	—	—
<i>Neelus incertus</i> Börn.	·/+	—	—	—	—	—
<i>Pseudosinella alba</i> (Pack.)	—	—	—	—	—	1/+

Standort E-H vorhandene *Friesea mirabilis*-Variante nach einigen Jahren in die typische Ausbildung übergeht. Zu beachten ist in diesem Stadium noch, daß *Isotoma notabilis* die bislang allein dominierende Art *Tullbergia krausbaueri* größtenteils bereits übertrifft. Gleichzeitig nimmt der Anteil von *Onychiurus armatus* ab.

Eine völlig verarmte Ausbildung der *Isotomodes*-Synusie ist unter den Nadelholzstandorten (LE und LF) anzutreffen. Allerdings muß man berücksichtigen, daß es sich hierbei nur um eine Stichprobe, nicht um ein Jahresmittel handelt.

Noch klarer als in der edaphischen Schicht sind die edaphischen Collembolen-Synusien der Kippen und Halden von derjenigen des Auwald-Restgehölzes unterschieden (Tab. 40). Hier handelt es sich um eine *Tullbergia denisi*-Synusie, in der *Tullbergia krausbaueri* und *Isotoma notabilis* nur noch subdominant auftreten, die Arten *Folsomia nana* und *F. quadrioculata* dagegen eine sehr starke Entwicklung erfahren. Beim Vergleich der Stichprobe (1965) mit dem Jahresdurchschnitt (1962) fallen Verschiebungen in der Dominanzbeurteilung auf, die man entsprechend auch für die Kippen- und Haldenproben berücksichtigen muß.

Tabelle 39. Edaphische Collembohlen-Synusien der Kippen und Halden: II *Isotomodes productus-Anurida pygmaea*-Synusie

Standorte Rekultivierungsjahr	II b <i>Friesea mirabilis</i> -Variante										II c typische Ausbildung										II d arme Ausbildung																
	E-Hr		E-HR		E-Hs		E-HR		E-Hs		V		A-DR		A-DR		A-DR		A-DR		A-DR		LE		LF												
	(6)	(6)	7	7	7	7	7	7	7	7	7	10-15	(9)	(9)	(9)	(9)	(9)	(9)	(9)	(9)	(9)	(9)	(10)	(10)	(10)	(10)											
II	1/1	3/3	6/2	4/2	4/3	2/2	3/1	1/3	3/2	10/3	2/1	10/3	5/1	1/3	3/2	10/3	2/1	10/3	5/1	1/3	3/2	10/3	2/1	10/3	5/1	1/3	3/2	10/3	2/1	10/3	5/1						
<i>Isotomodes productus</i> (Ax.)	1/1	2/4	—	1/1	—	1/1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—							
<i>Anurida pygmaea</i> (Börn.)	8/5	23/9	9/2	26/7	21/5	31/9	25/6	56/9	54/9	38/9	33/7	35/3	26/7	3/3	3/4	3/2	1/1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—						
II b	5/8	8/9	17/6	3/2	2/1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—						
<i>Friesea mirabilis</i> (Tullbg.)	—	1/1	2/1	1/1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—						
<i>Onychiurus tricampatus</i> Gis.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—					
<i>Onychiurus saxonicus</i> n. sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—				
<i>Folsomia listeri</i> Bagn.	—	1/1	—	2/1	4/3	2/1	4/3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—			
<i>Tullbergia affinis</i> Börn.	—	3/2	—	1/—	—	—	1/1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—			
II c	—	4/1	—	1/—	—	1/2	—	1/1	1/2	1/1	2/1	—	5/3	1/1	1/2	1/1	2/1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—			
<i>Neelus minimus</i> Willem	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
II a	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
<i>Willemia intermedia</i> Mills	1/2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
<i>Hypogastrura succinea</i> Gis.	19/2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
<i>Hypogastrura assimilis</i> Krausb.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—		
I	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullbg.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Bourletiella hortensis</i> (Fitch)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Hypogastrura vernalis</i> (Carl)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
B.	40/9	21/8	45/8	21/6	21/5	36/8	31/6	12/7	15/8	20/5	21/5	37/6	45/8	12/7	15/8	20/5	21/5	37/6	45/8	12/7	15/8	20/5	21/5	37/6	45/8	12/7	15/8	20/5	21/5	37/6	45/8	12/7	15/8	20/5	21/5	37/6	45/8
<i>Hypogastrura kraushaueri</i> (Börn.)	8/5	12/7	4/2	9/4	2/1	6/4	7/4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Onychiurus armatus</i> (Tullbg.)	1/2	1/1	—	—	11/4	23/3	7/4	3/1	1/1	—	1/1	6/1	3/1	1/1	—	1/1	6/1	3/1	8/2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Isotomiella minor</i> (Schaff.)	3/3	3/3	5/1	3/2	—	1/1	2/3	1/1	1/1	4/1	4/1	4/2	—	1/1	—	1/1	4/1	4/2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Isotoma viridis</i> Bourl.	6/5	7/5	1/1	3/1	13/5	6/3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Onychiurus cancellatus</i> Gis.	3/7	5/5	4/2	6/3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Isotomurus palustris</i> (Müll.)	1/2	2/2	3/1	1/—	8/3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Sminthurinus aureus</i> (Luubb.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Onychiurus subuliginatus</i> Gis.	1/1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Onychiurus subuliginatus</i> Gis.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Tullbergia quadrispina</i> (Börn.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Sminthurides schoetti</i> (Ax.)	2/2	1/1	1/—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Pseudosminella alba</i> (Pack.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Entomobrya</i> sp. (juv.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Isotoma olivacea</i> Tullbg.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Lepidocyrtus puradonax</i> Uzel	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Onychiurus illabotatus</i> Gis.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
<i>Onychiurus vanderdrifti</i> Gis.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	

Weitere 10 accidentelle Arten nicht aufgeführt

Tabelle 40. *Tullbergia denisi*-Synusie des Auwald-Restgehölzes Berzdorf-Kiesdorf

	1962	(1965)
Ch. <i>Tullbergia denisi</i> (Bagn.)	2/2	3/3
<i>Tullbergia callipygos</i> Börn.	·/+	·/1
<i>Folsomia nana</i> Gis.	26/8	17/8
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullbg.)	19/8	19/8
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> Fabr.	·/1	—
B. <i>Tullbergia krausbaueri</i> (Börn.)	13/7	32/9
<i>Isotoma notabilis</i> Schöff.	11/7	3/4
<i>Onychiurus armatus</i> (Tullbg.)	7/6	3/4
<i>Isotomiella minor</i> (Schöff.)	3/5	7/7
<i>Onychiurus subuliginatus</i> Gis.	3/2	3/3
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullbg.	5/4	—
<i>Pseudosinella alba</i> (Pack.)	4/4	·/+
<i>Hypogastrura denticulata</i> (Bagn.)	1/1	1/2
<i>Bourletiella hortensis</i> (Fitch)	1/1	2/3
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubb.)	·/+	2/3
<i>Folsomia „anophthalma“</i> (Ax.)	·/1	1/1
<i>Neelus minimus</i> Willem	·/1	1/2
<i>Onychiurus vanderdrifti</i> Gis.	1/1	—
<i>Tullbergia quadrispina</i> (Börn.)	1/1	—
<i>Onychiurus cancellatus</i> Gis.	·/+	3/2
<i>Willemia intermedia</i> Mills	·/1	·/+
<i>Arrhopalites caecus</i> (Tullbg.)	·/+	·/+
<i>Pseudosinella decipiens</i> Denis	·/+	·/+
<i>Isotoma viridis</i> Bourl.	·/1	—
<i>Arrhopalites sericus</i> Gis.	·/+	—
<i>Isotomurus palustris</i> (Müll.)	·/+	—
<i>Isotoma olivacea</i> Tullbg.	·/+	—
<i>Sminthurus luscus</i> (L.)	·/+	—
<i>Isotomodes productus</i> (Ax.)	·/+	—
<i>Folsomia candida</i> (Willem)	—	·/+
<i>Folsomia litsteri</i> (Bagn.)	—	·/+
<i>Onychiurus tranconianus</i> (Gis.)	·/+	—
<i>Sminthurides pumilis</i> (Krausb.)	·/+	—
<i>Onychiurus illaboratus</i> Gis.	·/+	—
<i>Neanura muscorum</i> (Templ.)	·/+	—
<i>Tullbergia macdougalli</i> (Bagn.)	·/+	—

Der indikatorische Wert der Collembolen-Synusien

GISIN (1955) schließt seine interessante Bearbeitung Schweizer Weinberge mit der Bemerkung ab: „Es erscheint immerhin verfrüht, jetzt schon Typen von Collembolengemeinschaften als Maßstab für die Wertigkeit der Rebberge aufzustellen, solange wir über die ökologische Valenz der wichtigsten Zeigerarten nicht genauere Kenntnisse haben. Dazu sind noch spezielle autökologische Untersuchungen nötig.“ Seither ist eine Vielzahl solcher Beobachtungen publiziert worden (vgl. Zusammenstellung bei CHRISTIANSEN, 1964), und man kann das Verhalten mancher Arten in größeren geographischen Gebieten besser einschätzen (CASSAGNAU, 1961; LOKSA, 1966 u. a.). Dennoch erscheint die von GISIN empfohlene Zurückhaltung auch heute noch nicht überholt. Ein wesentlicher Teil der Charakter-Arten der hier gefundenen Synusien wird in der Literatur als sehr weit verbreitet (oft kosmopolitisch) und eurytop geführt. Es ist

aber inzwischen auch deutlich geworden, daß sich hiermit gerade bei den bodenbewohnenden Kleinarthropoden wohl nur in seltenen Fällen auch eine wirkliche Euryökie verbindet. Gerade hier bestehen leider heute noch die empfindlichsten Lücken in unserer Kenntnis. So kann auch die vorliegende Arbeit nur einen unvollkommenen, auf andere Standortverhältnisse nicht ohne weiteres übertragbaren Versuch liefern, die Entwicklung der Collembolen als Zeiger des Bodenzustandes auszunutzen.

Der Überblick über die Sukzession der Synusien bestätigt jedoch bereits den Nutzen eines solchen Versuches. Es erwies sich, daß der Entwicklungszustand der Collembolenbesiedlung unabhängig von der geographischen Lage und dem geologischen Ausgangsmaterial charakteristische Rekultivierungsstadien kennzeichnet. Die Collembolen-Synusien eignen sich durchaus als relativer Wertungsmaßstab für den Erfolg der Rekultivierungsmaßnahmen.

Wesentlich unsicherer muß dagegen die absolute bodendiagnostische Aussage der Collembolen-Entwicklung in den Kippen- und Haldenböden bleiben. Es würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen, alle 77 gefundenen Arten einer autökologischen Diskussion an Hand der Literatur zu unterziehen. Die nachfolgenden Betrachtungen sollen sich deshalb auf einige besonders interessierende Arten beschränken.

Der charakteristischste epedaphische Collembole der pleistozän-tertiären Halden bei Berzdorf ist *Lepidocyrtus paradoxus*. Diese vorwiegend mitteleuropäische Art wird sonst meist nur einzeln auf feuchten Wiesen, selten auf Äckern gefunden. Auf den Tertiärböden der Böhlener Kippe nimmt *Orchesella quinquetasciata* ihren Platz ein. Verbreitung und ökologische Valenz dieser Art sind noch wenig bekannt. Die Neigung zur Ausbildung der ssp. *atrofrontalis* scheint auf eine Entwicklung unter trocken-heißen Bedingungen hinzudeuten (DUNGER, 1963 c). Auf der Kippe bei Böhlen wird auch der Standort V mit Kulturbodenauftrag stark von *O. quinquetasciata* besiedelt. Ob hierfür der hohe Populationsdruck dieser Art aus den umliegenden Tertiärflächen oder der Pioniercharakter des Standortes zur Fangzeit durch die Neuaufpflanzung des Schutzstreifens ausschlaggebend ist, kann nicht entschieden werden.

In der die Berzdorfer Halden zuerst besiedelnden *Entomobrya lanuginosa*-Synusie herrschen Wiesen-Arten vor. *Entomobrya lanuginosa* scheint gegen Einstrahlung und Störung des Standortes nicht empfindlich; LEUTHOLD (1961) fand sie als Charakterart stets kurz geschorener Parkwiesen in Oberbayern. Offensichtlich stellt sie aber höhere Ansprüche an den Wasserhaushalt des Bodens. Hieraus wäre erklärbar, warum diese Art auf der Böhlener Kippe nur den Kulturbodenauftrag stärker besiedelt. *Bourletiella hortensis* gilt als trockenresistente Art der Magerwiesen. Außer im Pionierstadium tritt sie auf der kahlen Sandstrosse 1961–1962 am Standort E–H auf.

Das starke Auftreten der *Hypogastrura*-Arten (*Hypogastrura succinea*-Synusie der Berzdorfer Halden, *Hypogastrura vernalis*-Synusie der Böhlener Kippe)

zeigt einen erhöhten Anfall organischer Substanz auf der Bodenoberfläche an, der nicht durch Makrohumiphagen schnell aufgenommen wird und somit zur Moderbildung tendiert, jedoch nicht schwer abbaubar ist. Dieses Stadium bildet sich daher sehr charakteristisch auf der Teichhalde, in Anklängen auch am Standort LAC sowie auf den jüngeren meliorierten Flächen der Böhlener Kippe aus. Über die ökologischen Ansprüche von *Hypogastrura succinea* kann noch wenig gesagt werden; sie fehlt im Auwald und auf den Böhlener Standorten fast völlig. *H. assimilis* fand G. GISIN (1952) besonders im Winter im Kompost. Von dieser wie auch von anderen „Winterarten“ (z. B. *Isotoma olivacea*) wurden zu fast allen Jahreszeiten aktive Populationen gefunden. Entscheidender als die Jahreszeit ist wohl die Qualität des Nahrungsangebotes (TÖRNE, 1964; CASSAGNAU und ROUQUET, 1962). *Hypogastrura vernalis* scheint extremere (trocken-warme) Milieubedingungen zu bevorzugen oder zu ertragen als die anderen gefundenen Arten der Gattung (NAGLITSCH, 1962; CASSAGNAU, 1961).

Mit zunehmendem Einfluß makrohumiphager Arten wird das *Hypogastrura*-Stadium zurückgedrängt. Solange sich jedoch noch keine genügend humiden Bedingungen einstellen, bildet sich sodann eine *Tomocerus vulgaris*-Synusie heraus. Die bevorzugte Entwicklung von *T. vulgaris* in diesem „halbextremen“ Stadium bringt vielleicht etwas Licht in die Frage des ökologischen Verhaltens dieser Art. Mit ihr tritt gewöhnlich *Entomobrya multifasciata* besonders stark auf. LOKSA (1966) fand sie als xeroresistent-wärmeliebend in den verschiedensten Typen ungarischer Buschwälder. Ähnlich verhält sie sich auf der Kippe Böhlen, wo sie auch den unbehandelten Extremstandort stark zu besiedeln vermag. Auf den Berzdorfer Halden fehlt sie jedoch unter den Pionieren. Offenbar benötigt sie zu ihrer Entwicklung eine längere Anlaufzeit. Der Vorzugsbereich von *Tomocerus longicornis* liegt offensichtlich mehr den humiden Verhältnissen zugewandt als bei *T. vulgaris* (vgl. Abb. 84); er vermag jedoch auch dieses Übergangsstadium bereits zu besiedeln. Die Frühjahrsproben sagen über das Vorkommen dieser Herbstart (Adulte kommen hier wie bei GISIN, 1960, angegeben, erst ab Juli vor) nichts aus, im Gegensatz zur Frühjahrsart *Tomocerus vulgaris*.

Unter Nadelholzpflanzung zeigt die epedaphische Collembolen-Population ebenfalls den Charakter der *Tomocerus vulgaris*-Synusie. Die Sonderstellung des Standortes drückt sich im reichlichen Auftreten von *Sminthurides schoetti* aus, einer „Charakterart der Fettwiesen und Moore“ (GISIN, 1943). Im Vorkommen auf *Sphagnum* (STACH, 1956), Marsch- und Moorboden zeigt sie eine stärkere Bindung an Feuchtigkeit als *Sm. pumilis* (PETERSEN, 1965), die auch auf den Halden und Kippen wesentlich weiter verbreitet ist. Ihre Vorliebe für die Kiefer- und Lärchenstandorte mit beginnender Rohhumusbildung (eumyzetischer Moder) legt jedoch nahe, daß für die Entwicklung dieser Art wiederum Ernährungsbedingungen bestimmender sind als die herrschenden mikroklimatischen Einflüsse. Gleichzeitig wird hieran die Problematik besonders

deutlich, die mit der Verwendung ökologischer Erfahrungen aus verschiedenen Regionen und Biotopen für die pedozoologische Diagnose verbunden ist.

Wie für viele Collembolen-Arten, so sind ältere ökologische Angaben für die Charakterart des Wiesen- und Vorwald-Stadiums, *Lepidocyrtus cyaneus*, in Folge neuerer taxonomischer Differenzierungen nicht mehr brauchbar. Gesichert erscheint ihr typisches Vorkommen in gedüngten Fettwiesen. Geht man hiervon aus, so kann man das Vorherrschen dieser Art als Zeichen für eine bessere Humusdynamik und relativ ausgeglichene Feuchtigkeitsbedingungen in einem Stadium ansehen, das mikroklimatisch noch mehr den Verhältnissen in reichen Wiesen als in Wäldern zuneigt. Das Auftreten von *Isotoma olivacea* im Frühjahr und Sommer scheint wiederum besonders an die Ernährungsverhältnisse gebunden zu sein. Erst im 13. Jahr tritt auf A-D mit *Tomocerus flavescens* ein typischer Wald-Humusbewohner auf den Halden auf.

Ein Übergang zur *Lepidocyrtus cyaneus*-Synusie ist auf dem Kulturboden-auftrag der Kippe Böhlen ausgebildet. Hier finden sich charakteristische Pflanzenbewohner des Laubwaldes (*Bourletiella flava*) oder der Wiese (*Sminthurus viridis*).

Klarere ökologische Aussagen als von den epedaphisch aktiven Collembolen können von den euedaphischen Arten erwartet werden. Hier tritt jedoch sofort in dem Pionierverhalten und der weiten Verbreitung von *Tullbergia krausbaueri* auf allen geprüften Kippen- und Haldenstandorten ein überraschendes Problem auf. GHILAROV (1965 a) bespricht sehr ausführlich auf Grund der Arbeiten von GISIN (1955) u. a. die Möglichkeit, diese Art als positiven Indikator für die Fruchtbarkeit eines Bodens anzuerkennen. Nun zeigt sich hieran sehr deutlich, wie unfruchtbar der Begriff der „Bodenfruchtbarkeit“ als Grundlage für eine solche Diskussion ist. Nach den Feststellungen GISINs (1955) zeigt die starke Entwicklung von *Tullbergia krausbaueri* das Vorliegen eines warmen Bodens ohne Feuchtigkeitsüberschuß an. Solche Böden sind für die Weinkultur sehr geeignet, erfüllen aber für den Anbau anderer Früchte oft nicht die wichtigsten Voraussetzungen. Interessant sind in diesem Zusammenhang die Ergebnisse von PETERSEN (1965), der *Tullbergia krausbaueri* in Dänemark am zahlreichsten in jungen, nur schwach bewachsenen Dünen fand, wogegen die Art in Böden mit dichter Vegetationsdecke und mit höherer Feuchtigkeit immer spärlicher auftrat. Daß ihre Entwicklung nicht vom Nahrungsangebot abhängt, geht aus der Verbreitung über alle Stadien der Halden und Kippen einwandfrei hervor. GISIN (1955, 1956) sieht die Bodenstruktur als entscheidend an. Tatsächlich erfüllen auch alle untersuchten Halden- und Kippenböden trotz starker Verschiedenheit der Gesamtstruktur die Forderung nach einem hinreichenden Porenvolumen (etwa 50 %) und einer merklichen Erwärmung der Böden. Der relative Mangel an Makroporen in den Tertiärflächen der Kippe Böhlen behindert die Besiedlung offensichtlich deswegen nicht, weil die Schwerbenetzbarkeit des tertiären Materials das Vollaugen des

Bodens mit Wasser verhindert. In diesem Sinn ist *Tullbergia krausbaueri* nicht eigentlich ein „ubiquistischer“ Begleiter, sondern eine charakteristische Art besonders der Anfangsstadien der Bodenbesiedlung auf Kippen und Halden. Ihre hohe Vermehrungsfähigkeit bei kurzem Lebenszyklus (7–9 Wochen bei 12 °C, nach MILNE, 1960) gestattet ihr, auch kurzzeitig gebotene günstige Entwicklungsbedingungen auszunutzen. Eine solche Massenvermehrung wurde im Spätherbst 1960 am Standort III auf der Kippe bei Böhlen beobachtet, wo *T. krausbaueri* ihre Population von etwa 12 000 Individuen/m² Ende September auf 65 000 Anfang Dezember steigerte.

Im Gegensatz zur eben besprochenen Art muß man nach den bisherigen Kenntnissen bei *Proisotoma minuta* eine Abhängigkeit von einer sich rasch zersetzenden Nahrungsquelle annehmen, während im übrigen keine eng umschriebenen ökologischen Ansprüche bekannt sind. Die ebenfalls hohe Vermehrungsfähigkeit ermöglicht es dieser Art offensichtlich, solche sporadisch anfallenden Nahrungsquellen auszunutzen, die unter den mikroklimatischen Extrembedingungen der Pionierstandorte einem schnellen mikrobiellen Abbau (Verwesung) unterliegen. In ähnlicher Weise dürfte das einmalige starke Auftreten von *Folsomia candida* auf dem unbehandelten Rohboden der Böhleener Kippe zu deuten sein. Wo nach Eintritt ausgeglichenerer humider Verhältnisse die Zersetzung in der Richtung der Humifizierung verläuft, findet *Proisotoma minuta* auf den Kippen und Halden offensichtlich keine geeigneten Lebensbedingungen mehr. Auf den meliorierten Rohbodenflächen (Tf. 2, II, III) wird die Art von der südlichen, wärmeliebenden *Friesea aturcata* begleitet.

Den Eintritt gemäßigter Bedingungen zeigt an den geprüften Standorten ziemlich scharf das Aufkommen von *Isotomodes productus*, *Anurida pygmaea* und *Isotoma notabilis* an. Die erstgenannte Art darf man als xeroresistent bezeichnen, obwohl durchaus nicht auf trockene Böden beschränkt (NAGLITSCH, 1962). Das ökologische Verhalten von *Anurida pygmaea* läßt sich gut mit den Angaben von PETERSEN (1965) vergleichen, der die Art in einer ziemlich begrenzten Verbreitung unter Kiefernjungwuchs auf älteren Dünen fand. Beide Arten sind in ihrer Verbreitung an den geprüften Standorten auf die Kippen und Halden konzentriert und kommen nur sporadisch im Auwald vor. Sie fehlen in den Nadelholzpflanzungen. *Isotoma notabilis* ist dagegen viel weiter verbreitet, wengleich durchaus nicht ubiquistisch. Nach Untersuchungen von POOLE (1961) bevorzugt sie Böden mit tieferer organischer Schicht; ihr Fehlen im Pionierstadium scheint demnach das Fehlen einer Humusschicht anzuzeigen.

Eine überraschend scharf reagierende Zeigerart für die Anfangsphase der *Isotomodes-Anurida*-Synusie tritt auf den Halden und der Tertiärkippe in *Willemia intermedia* auf. Die Art ist erst kurze Zeit taxonomisch aufgeklärt; über ihre ökologischen Ansprüche ist noch wenig bekannt.

Mit dem Eintritt in das Wiesenstadium wurden an den Standorten E–H (Berzdorf) und V (Böhlen) weitere charakteristische Arten gefunden. Davon scheint *Friesea mirabilis* mehr noch als *Isotoma notabilis* an die Entwicklung

einer Humusschicht gebunden zu sein (POOLE, 1961), wengleich die Art sonst sehr weite ökologische Amplituden zeigt. Hinzu kommen typische Wiesenbewohner wie *Tullbergia affinis*, *Onychiurus tricampatus* und, auch in früheren Stadien bereits auftretend, *O. subuliginatus*. Im eigentlichen Vorwald-Stadium treten diese Wiesenbewohner bereits wieder zurück. Hier entwickeln sich mit *Neelus minimus* und *Tullbergia macdougalli* Arten feuchter Humusböden stärker, die jedoch noch keine stärkere Bindung an echte Waldbedingungen erkennen lassen.

Die Betrachtungen über die Collembolen-Populationen der geprüften Standorte zusammenfassend kann man feststellen, daß diese Gruppe trotz vieler Unsicherheiten in der ökologischen Beurteilung einzelner Arten eine Vielzahl von positiven Ansätzen zur Standortcharakterisierung gibt. GISIN (1955) hat die besondere Eignung der Collembolen hierfür darin gesehen, daß

1. die Jungtiere gewöhnlich mit den Adulten erfaßt und bestimmt werden können,
2. die Collembolen-Synusien ungefähr den Pflanzenassoziationen entsprechen,
3. die Collembolen als Mikrohumiphagen die mikrobiologischen Zustände am Standort gut widerspiegeln,
4. die Collembolen nicht „bearbeitungsfeindlich“ sind, d. h. durch die Bodenbearbeitung in ihrer Artenzusammensetzung nicht primär verändert werden,
5. die Artenzusammensetzung im Gegensatz zur Besatzdichte an einheitlichen Standorten nur geringen lokalen und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist, und
6. auch eine Düngung keine grundsätzliche Umwälzung der Collembolenfauna eines Standortes hervorruft.

Alle diese Punkte lassen sich aus den Erfahrungen der vorliegenden Arbeit weitgehend bestätigen. Sie können noch dahingehend erweitert werden, daß die Collembolen im Laufe der Entwicklung der Halden- und Kippenstandorte typische Vergesellschaftungen (Synusien) bilden, deren Kenntnis Rückschlüsse auf den jeweiligen Zustand des geprüften Standortes erlaubt.

Milben

Von dem gewonnenen Milbenmaterial wurden bislang lediglich die Paratiformes näher bearbeitet. Auch hiervon liegen zunächst nur Ergebnisse von den Fallenfängen auf der Kippe bei Böhlen (1960) sowie auf den Standorten A-D und E-H der Langteichhalde bei Berzdorf (1961) vor. Die Artbestimmung führte freundlicherweise Herr Dr. habil. W. Karg, Kleinmachnow, durch.

Bereits dieser kleine Ausschnitt aus der Fauna der Raubmilben bestätigt offensichtlich deren Eignung für bodendiagnostische Zwecke, die bereits von KARG (1963) betont wird. Wie Tab. 41 zeigt, sind nach diesen, allerdings ergänzungsbedürftigen Befunden nur wenige Arten auf den Kippen und Halden

Tabelle 41. Epedaphisch lebende Parasitiformes aus Fallen 1960/61 (Individuenzahlen)

Art	Böhlen 1960					Standort		Berzdorf 1961	
	I	II	III	IV	V			E—H	A—D
<i>Eulaelaps stabularis</i> (Koch)	1	—	—	—	—			—	—
<i>Typhlodromus reticulatus</i> Oudms.	2	3	—	—	1			—	—
<i>Arctoseius cetratus</i> (Selln.)	—	2	—	—	—			—	—
<i>Eugamasus hyalinus</i> Willm.	—	2	—	—	1			—	—
<i>Antennoseius dungeri</i> Karg	—	1	—	—	—			—	—
<i>Antennoseius bacatosimilis</i> Karg	—	5	6	—	—			—	—
<i>Antennoseius bacatus</i> (?)	—	—	1	—	—			—	—
<i>Typhlodromus bicaudus</i> Wainst.	—	—	1	—	—			—	—
<i>Pergamasus crassipes</i> (L.)	—	—	—	7	—			—	—
<i>Nenteria stammeri</i> Hirsch. und Zirn.	—	—	—	1	—			—	—
<i>Antennoseius masoviae</i> Selln.	1	—	1	—	5			—	—
<i>Antennoseius pannonicus</i> Willm.	—	1	—	—	3			—	—
<i>Macrocheles vagabundus</i> (Berl.)	—	—	—	—	2			—	—
<i>Macrocheles glaber</i> (Müll.)	—	—	—	—	1			—	—
<i>Eugamasus fimetorum</i> (Berl.)	—	—	—	—	2			—	—
<i>Cosmolaclaps vacuus</i> (Mich.)	—	—	—	1	1			1	—
<i>Uropoda orbicularis</i> (O. F. Müll.)	—	—	—	—	27			2	—
<i>Eugamasus celer</i> (Koch)	—	—	—	—	1			1	—
<i>Macrocheles rotundiscutis</i> Breg. und Korol.	—	—	—	—	—			5	—
<i>Eugamasus lunulatus</i> (Müll.)	—	—	—	—	—			3	—
<i>Epicriopsis berlesei</i> Oudms.	—	—	—	—	—			2	—
<i>Typhlodromus bakeri</i> (Garman)	—	—	—	—	—			1	—
<i>Eugamasus eta</i> (Oud. und Vgts.)	—	—	—	—	—			26	3
<i>Lasioseius berlesei</i> (Oudms.)	—	—	—	—	—			22	11
<i>Anblyseius calicis</i> (Karg)	—	—	—	—	—			3	4
<i>Neojordensia levis</i> (Oud. und Vgts.)	—	—	—	—	—			1	4
<i>Pergamasus longicornis</i> (Berl.)	—	—	—	—	—			1	20
<i>Pergamasus quisquiliarum</i> (G. und R. Can.)	—	—	—	—	—			—	1
<i>Gamasodes spiniger</i> Oudms.	—	—	—	—	—			—	1
<i>Sejus serratus</i> (Halb.)	—	—	—	—	—			—	1
<i>Sejus unguiculatus</i> Berl.	—	—	—	—	—			—	1
<i>Sejus borealis</i> (Berl.)	—	—	—	—	—			—	2
<i>Laelaps hilaris</i> Koch	—	—	—	—	—			—	1
<i>Hirstionyssus isabellinus</i> Oudms.	—	—	—	—	—			—	3
<i>Poecilochirus necrophori</i> Vitzth.	2	—	1	3	7			—	8
<i>Pergamasus septentrionalis</i> (Oudms.)	—	—	—	9	4			—	10
<i>Asca bicornis</i> (Can. und Franz.)	—	—	1	—	—			5	2
<i>Ameroseius corbicula</i> (Sowerby)	—	—	1	4	—			10	4

allgemein vertreten. Neben der durch Phoresie (Aaskäfer) verbreiteten *Poecilochirus necrophori* sind es Oberflächenformen der Wiesen, die jedoch in den extremsten Probenstellen der Kippe Böhlen (I und II) fehlen (*Pergamasus septentrionalis*, *Asca bicornis*, *Ameroseius corbicula*).

Im übrigen zeigen die Faunulae der Standorte unerwartet hohe Unterschiede. Sie können nach der zusammenfassenden Darstellung von KARG (1965) wie folgt ausgewertet werden.

Den unveränderten tertiären Rohboden scheint keine Art zu bevorzugen; *Eulaelaps stabularis* ist offensichtlich wenigstens zeitweise Kleinsäugerparasit. Im Gegensatz zu anderen Tiergruppen zeigen die Parasitiformes eine starke

Beeinflussung durch die Rekultivierungsmaßnahmen. Bei landwirtschaftlicher Rekultivierung stellen sich Ackerbodenbewohner ein; vielleicht ist hierzu auch die neue Art *Antennoseius dungeri* Karg zu zählen. Die Besiedlung der gleichalten Pappelpflanzung (III) weicht hiervon kaum ab, wohl infolge der geringen Flächendeckung der Bodenvegetation und der benachbarten Lage beider Probenstellen. In der älteren Laubholzpflanzung (IV) fehlen diese Arten jedoch. An ihre Stelle treten Wiesenbewohner (*Pergamasus crassipes*). Im Kulturbodenauftrag (V) fällt schließlich die überwiegende Beteiligung von koprophilen Arten und Kompostbewohnern auf (*Macrocheles*- und *Eugamasus*-Arten; wahrscheinlich ist auch *Uropoda orbicularis* hierzu zu rechnen). Diese Erscheinung kann unterschiedlich interpretiert werden, zur Entscheidung wäre ein größeres Material nötig. Sicherlich darf man hieraus jedoch einen Hinweis auf die andersartige Humusdynamik des Standortes (Regenwurmboden!) gegenüber dem Tertiärboden ableiten.

Nur 7 der 38 gefundenen Arten sind beiden Standortgruppen gemeinsam. Auf der Langteichhalde bei Berzdorf unterscheiden sich die Altersstufen der Rekultivierung (E-H im 6., A-D im 9. Jahr) deutlich. Gemeinsam sind beiden eine Reihe von Oberflächenbewohnern der Wiesen. Für E-H ist das Auftreten von *Epicriopsis berlesei* und *Eugamasus lunulatus* hervorzuheben, die vom Flußufer bzw. sumpfigen Laubwald bekannt sind und somit offensichtlich auf die auch pflanzensoziologisch erfaßte (S. 60) lokale Vernässungsstelle reagieren. Am Standort A-D deuten dagegen die 3 *Sejus*-Arten, Bewohner feuchter Wiesen, vielleicht auf ein insgesamt frischeres Bestandesklima hin. Diese Vermutungen bedürfen jedoch einer weiteren Bestätigung.

Myriopoden und Isopoden

Von den Myriopoden und besonders den Isopoden haben die Untersuchungen der Kippen und Halden nur ein relativ kleines Material erbracht. Es liegen insgesamt 913 Chilopoden, 750 Diplo-poden, 228 Pauropoden, 115 Symphylen und nur 43 Isopoden vor. Die Tiere wurden teils aus Fallen oder Formalin-Proben für Lumbriciden erhalten, teils aus Bodenproben im Berlese-Tullgren-Apparat oder aber aus 1,5-l-Proben mit der Hand ausgelesen. Die Uneinheitlichkeit der Erfassung gestattet hier meist keine Dominanzberechnung. Die direkte Angabe der von jedem Standort enthaltenen Individuenzahl erlaubt ebenfalls kein Urteil über die Verbreitung der Arten, da unterschiedliche Probenzahlen zugrundeliegen. Hier wie bei einigen folgenden Gruppen wird deshalb die Präsenz nach dem folgenden Schlüssel angegeben:

XX	= sehr häufig, bevorzugter Standort	(~ dominant)
X	= häufig, regelmäßig vertreten	(~ subdominant)
+	= zurücktretend, unregelmäßig vertreten	(~ rezedent)
○	= vereinzelt	(~ subrezedent)
.	= nur 1-3 Exemplare	

Soweit der Umfang des Materials hierfür ausreichte, wurde gleichzeitig die relative Konstanz der Arten in der angegebenen Form berücksichtigt. Ausschlaggebend für die Einschätzung war die jeweils effektivste Sammelmethode. Bei einigen Arten der Chilopoden und Diplo-poden erlaubten die größeren Fangzahlen auch die Berechnung der Aktivitätsdominanz. Gelegentliche, nicht quantitative Aufsammlungen finden hier keine Berücksichtigung, zumal hierbei keine weiteren Arten entdeckt wurden.

Die Bestimmung des Isopoden-Materials übernahm freundlicherweise Fräulein Dr. R. Beyer, Leipzig, die Nachbestimmung der Pauropoden-Arten Herr Dr. J. Chalupský, Prag.

Die *Symphyle* (Tab. 42) waren auf den Kippen und Halden mit 3 Arten vertreten, von denen nur eine gleichzeitig im Auwald bei Berzdorf vorkam. Über ihre Verbreitung und Ökologie im mitteleuropäischen Raum ist wenig bekannt. Am häufigsten ist die bereits von einem Auwaldrand bei Leipzig gemeldete (DUNGER, 1958 a) *Symphylella vulgaris*. Sie bevorzugt offensichtlich mittlere Entwicklungsstadien und tritt im geschlossenen Wald zurück. Über das Verhalten von *Symphylella subnuda* kann aus dem geringen Material schwerlich etwas ausgesagt werden. EDWARDS (1959) bezeichnet diese Art als seltener als die anderen. Sie scheint eine atlantisch-mediterrane Verbreitung zu haben (SCHUBART, 1964); das nächste bekannte Vorkommen liegt am Ober- und Mittelrhein. Sie entwickelt sich im Vorwald-Stadium (A-D) zunehmend stärker, wie die Funde 1965 zeigen.

Nach EDWARDS (1959) sind die Arten beider genannter Gattungen als Humiphage anzusehen, im Gegensatz zu der als Wurzelschädling in landwirtschaftlichen Kulturen bekannten *Scutigerella immaculata*.

Von der deutschen *Pauropoden*fauna ist ebenfalls fast nichts bekannt. Auf den Berzdorfer Halden (Tab. 42) herrscht weitaus *Ailopauropus gracilis* vor. Er ist offensichtlich in der Lage, sich rasch zu vermehren und bevorzugt deutlich den Standort T im Stadium der Moder-Humus-Bildung. Auch in Böhlen ist er am Standort IV stärker vertreten. CHALUPSKÝ (1961 a) fand die Art in Eichenlaub, also wohl ebenfalls in Moder-Humus, in der Umgebung von Prag. Ein ganz ähnliches Verhalten, nur mit geringerer Individuendichte, zeigt *Allopauropus vulgaris*. Von *A. multiplex* liegen nur einige Exemplare vom Standort T und aus dem Auwald vor. Auf den letzteren fast beschränkt zeigt sich *A. (Decapauropus) cuenoti*. Diese möglicherweise etwas feuchtigkeitsliebende Art (1 Exemplar auch an der feuchten Stelle am Standort E-H) ist in der ČSSR im angrenzenden Nordböhmen weit verbreitet (CHALUPSKÝ, 1961 b).

Aufschlußreicher ist die Verbreitung der *Chilopoden* (Tab. 43). In den ersten Rekultivierungsstadien dominiert auf den pleistozän-tertiären Halden bei Berzdorf der Flußuferbewohner *Lamyctes fulvicornis*. Diese auch auf landwirtschaftlichen Kulturböden und in Heidegebieten gefundene Art vermehrt sich parthenogenetisch. Ihre höchste Individuendichte erreicht sie in der verhärgerten Kiefernplantation (LE), die offenbar den ältesten ihr zusagenden Standort darstellt. Im Vorwald-Stadium des Standortes A-D ist sie kaum noch zu finden. Angesichts dieser eindeutigen Bevorzugung der Initialstadien wäre eine starke Verbreitung von *Lamyctes fulvicornis* auf der Böhlener Kippe zu erwarten gewesen. Einige Exemplare bestätigen auch ihr Vorkommen am Standort IV. Sie hat sich jedoch weder hier auf rekultivierten Tertiärböden noch auf dem feldnahen Standort V mit Kulturbodenauftrag weiter vermehrt. Welche Faktoren hierfür den Ausschlag geben, kann vorläufig nicht geklärt werden. An den offenen und halboffenen Standorten allgemein verbreitet und in mittleren Entwicklungsstadien (E-H; IV) auch absolut vorherrschend ist da-

Tabelle 42. Verbreitung der Isopoden, Symphylen und Pauropoden auf den Halden und im Auwald (W) bei Berzdorf und auf der Kippe bei Böhlen (Zeichenerklärung s. Text S. 179)

Standort	Berzdorf							Böhlen				
	N	T	E-H	LE	LF	A-D	W	I	II	III	IV	V
Isopoda Individuen	—	—	1	—	—	2	37	—	—	—	3	—
<i>Porcellio scaber</i> Latr.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Cylisticus convexus</i> (De Geer)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Porcellium conspersum</i> (C. L. Koch)	—	—	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—
<i>Ligidium hypnorum</i> (Cuvier)	—	—	—	—	—	—	×	—	—	—	—	—
<i>Trichoniscus p. pusillus</i> Brandt	—	—	—	—	—	—	×	—	—	—	—	—
<i>Protracheoniscus politus</i> (C. L. Koch)	—	—	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—
Symphylla Individuen	—	5	67	1	9	17	11	—	—	—	—	5
<i>Symphylella vulgaris</i> (Hansen)	—	○	××	+	××	+	—	—	—	—	—	—
<i>Symphylella</i> sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Symphylellopsis subnuda</i> (Hansen)	—	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—	○
<i>Scutigera</i> sp.	—	—	—	—	—	—	+	—	—	—	—	—
Pauropoda Individuen	1	97	54	—	2	36	28	—	—	1	6	3
<i>Allopauropus gracilis</i> Hansen	—	××	×	—	—	×	+	—	—	—	+	—
<i>Allopauropus vulgaris</i> Hansen	—	×	+	—	—	+	+	—	—	—	—	—
<i>Allopauropus multiplex</i> (Remy)	—	+	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—
<i>Allopauropus cuenoti</i> (Remy)	—	—	—	—	—	—	+	—	—	—	—	—
<i>Allopauropus amaudruti</i> (Remy)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Allopauropus</i> sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Stylopauropus p. pedunculatus</i> Lubb.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Tabelle 43. Verbreitung der Chilopoden auf den Halden und im Auwald (W) bei Berzdorf und auf der Kippe bei Böhlen (Zeichenerklärung s. Text S. 179)

Standort	Berzdorf							Böhlen						
	N	T	LAC	E-H	LE	LF	A-D	W	I	Tf. 2	II	III	IV	V
Individuen	10	38	22	62	39	42	291	285	—	12	—	13	52	47
<i>Lamyctes fulvicornis</i>														
Mein.	×	×	×	×	×	○	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Lithobius forficatus</i> (L.)	·	×	×	×	×	×	×	○	—	×	—	×	×	+
<i>Lithobius melanops</i>														
Newp.	—	—	○	○	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Lithobius microps</i> Mein.	·	—	—	·	+	×	×	—	—	—	—	—	+	×
<i>Lithobius mutabilis</i>														
L. Koch	—	·	—	—	—	—	—	×	—	—	—	—	—	—
<i>Lithobius piceus</i>														
L. Koch	—	—	—	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—	—
<i>Lithobius crassipes</i>														
L. Koch	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Necrophloeophagus flavus</i> (De Geer)	—	—	—	—	—	—	+	×	—	—	—	—	—	×
<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. Koch)	—	—	—	—	—	—	—	+	—	—	—	—	—	—
<i>Schendyla furcidens</i> Kaczsm.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Strigamia transilvanica</i> (Verh.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach)	—	—	—	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—	—
<i>Geophilus electricus</i> (L.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

gegen *Lithobius forficatus* vertreten. Seine Entwicklung wird anfangs möglicherweise durch das fehlende oder noch geringe Angebot großer Collembolen (*Orchesella*, *Tomocerus*) als Nahrung begrenzt (N, T; I–II). Die höchste Aktivitätsdichte erreicht er in der Vorwald-Stufe sowohl unter Laub- als auch unter Nadelhölzern (A–D, LE, LF). Diesen Standorten gemeinsam ist vor allem die stärkere Gliederung der Bodenoberfläche, die den *Lithobius*-Arten bessere Versteckmöglichkeiten bietet. In gleicher Weise muß man das Dominieren von *L. forficatus* am Standort IV der Kippe Böhlen erklären, da der Standort III offensichtlich gleichgute Ernährungsbedingungen bietet.

Ein hohes Interesse besitzt weiter das Verhalten von *Lithobius microps*. Diese Art löst *Lamyctes fulvicornis* auf den älteren Rekultivierungsstufen der Berzdorfer Halden (A–D) ab und entwickelt sich auch auf dem Kulturbodenauftrag auf der Böhlener Kippe (V) stark. Diese atlantisch-mediterrane Art ist aus dem weiteren Untersuchungsgebiet außer diesen Funden auf Kippen und Halden bislang nur aus einem Garten in Görlitz bekannt (DUNGER, 1966). Zu ihren ökologischen Ansprüchen bemerkt EASON (1964), daß sie auch in England, wo sie als einheimisch angesehen werden darf, „a natural preference of microhabitats produced by human activity“ hat. Dabei ist sie jedoch durchaus kein Pionierbesiedler solcher Flächen, sondern benötigt längere Zeit zur Besiedlung und stellt auch deutlich höhere Ansprüche an die Standortverhältnisse. Das geht besonders aus der erst nach 1964 einsetzenden, nur geringen Entwicklung von *L. microps* am Standort IV hervor. Der Standort III wird während der Untersuchungszeit noch gar nicht besiedelt. Interessant ist weiter die Differenzierung der Nadelholz-Standorte durch das Vorherrschen von *Lamyctes fulvicornis* in LE (Kiefernplantation) und *Lithobius microps* in LF (Lärchenplantation). LF ist weniger verhärtet und trägt eine bessere und anspruchsvollere Krautschicht. *Lithobius microps* erreicht am Standort A–D die höchste festgestellte Individuendichte aller Chilopoden. Er ist jedoch auffällig selten in den Bodenfallen nachzuweisen (DUNGER, 1967 b).

Alle bislang besprochenen Lithobiomorphen sind nicht oder nur untergeordnet im geschlossenen Laubwald der Umgebung vertreten. Die für solche Habitate typischen Arten, vor allem *Lithobius mutabilis*, wandern ihrerseits kaum auf die Haldenflächen ein bzw. können sich hier nicht vermehren (Einzelnachweise in T und LF). Eher scheinen die Haldenbedingungen *L. melanops* zuzusagen, der bevorzugt in Wäldern unter der Borke lebender Bäume anzutreffen ist, aber auch zur nidicolen, synanthropen und sogar halophilen Lebensweise neigt.

Von den vorwiegend Regenwürmer fressenden Geophilomorphen dringt *Necrophloeophaqus flavus* (= *Geophilus longicornis* Leach) am stärksten in die Haldenböden ein. Er bleibt jedoch in Berzdorf auf den Standort A–D, in Böhlen auf den Standort V beschränkt und kann somit nicht als Pionierart gelten. Beachtlich ist besonders, daß der Standort E–H noch nicht besiedelt wird, obwohl er doch bereits eine hinreichende Lumbricidenfauna trägt.

Von den Diplopoden (Tab. 44) besiedelt nur eine Art alle Halden- und Kippen-Standorte, die einjährige, nur im Herbst und Frühjahr aktive *Craspedosoma simile*. In Berzdorf trat sie auf der Außenhalde Nord erst 1965 (im 4. Jahr), auf der Teichhalde jedoch bereits in sehr hoher Zahl (höchste für diese Art gefundene Aktivitätsdichte!) im 3. Jahr der Rekultivierung auf. Sie geht später mit Aufkommen anderer Arten, insbesondere von *Polydesmus inconstans*, wieder stark zurück. Dieser Übergang wird in Berzdorf bereits am Standort E-H deutlich, in Böhlen dagegen erst am Standort V. Für *Cr. simile* gibt VERHOEFF (1929) eine Vorliebe für eine „gewisse Feuchtigkeit“ an. Diese Forderung ist auf den Tertiärboden-Standorten der Kippe Böhlen nicht erfüllt. Man muß daher annehmen, daß dieser Diplopode offene Stellen aller Art, nicht nur „besonders an Gewässern“ (SCHUBART, 1934) bevorzugt. Hierauf deuten auch die weiteren Funde in Sachsen hin, u. a. auch an der verlassenen Braunkohlengrube „Olba“ nördlich Bautzen. Charakteristisch ist, daß alle von den Kippen und Halden untersuchten Exemplare der selteneren macrodactylen Form (*Cr. simile oblongo-*

Tabelle 44. Verbreitung der Diplopoden auf den Halden und im Auwald (W) bei Berzdorf und auf der Kippe bei Böhlen (Zeichenerklärung im Text s. S. 179)

Standort	Berzdorf								Böhlen					
	N	T	LAC	E-H	LE	LF	A-D	W	I	Tf. 2	II	III	IV	V
Individuen	7	121	18	43	7	4	216	180	6	5	2	5	31	103
<i>Craspedosoma simile</i> (Verh.)	+	XX	XX	XX	.	○	×	.	+	+	.	+	+	○
<i>Polydesmus inconstans</i> Latz.	-	-	.	×	.	-	XX	-	-	-	-	-	.	XX
<i>Julus scandinavicus</i> Latz.	-	-	-	.	-	-	.	XX	-	-	-	-	.	.
<i>Blaniulus guttulatus</i> (Bosc)	-	-	-	-	-	-	.	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindroiulus</i> <i>teutonicus</i> (Poc.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.	-	×	×
<i>Cylindroiulus nitidus</i> (Verh.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○	.
<i>Isobates varicornis</i> (C. L. Koch)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.
<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.
<i>Glomeris connexa</i> C. L. Koch	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Glomeris hexasticha</i> Brandt	-	-	-	-	-	-	-	.	-	-	-	-	-	-
<i>Ceratosoma caroli</i> Rothenb.	-	-	-	-	-	-	-	.	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylosoma pallipes</i> (Oliv.)	-	-	-	-	-	-	-	×	-	-	-	-	-	-
<i>Polydesmus denticulatus</i> (C. L. Koch)	-	-	-	-	-	-	-	×	-	-	-	-	-	-
<i>Unciger ioetidus</i> (C. L. Koch)	-	-	-	-	-	-	-	×	-	-	-	-	-	-
<i>Leptoiulus proximus</i> (Němec)	-	-	-	-	-	-	-	○	-	-	-	-	-	-
<i>Polyzonium germanicum</i> Brandt	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-

sinuatum) angehören, deren Ausbildung auf warmes Klima schließen läßt (VERHOEFF, 1929).

Erst in den späteren Entwicklungsstufen der Standorte tritt *Polydesmus inconstans* hinzu, wird aber dann (A-D; V) zum beherrschenden Diplopoden. Einen geschlossenen Waldbestand fordert dieser als eurytop bekannte Diplopode nicht (vgl. Standort V, Böhlen), wohl aber anscheinend eine hinreichende Ausbildung des Humusprofils. Sein Auftreten auf den Kippen und Halden folgt auffällig demjenigen der Lumbriciden. Waldarten wie *Julus scandinavicus* unternehmen zwar sowohl in Berzdorf als auch in Böhlen verschiedentliche Besiedlungsversuche, können aber im Untersuchungszeitraum noch zu keiner stärkeren Entwicklung gelangen. Die an den Standorten IV und V der Kippe Böhlen verzeichneten *Cylindroiulus*-Arten sind von dem benachbarten gedüngten Feld eingedungen und haben wahrscheinlich keinen diagnostischen Wert. Bemerkenswert ist dagegen das Zurücktreten der Diplopoden unter den Nadelholzpflanzungen bei Berzdorf (LE und LF). Betrachtet man die Myriopoden im allgemeinen, so kann man sie als durchaus geeignete Standorts-Indikatoren bezeichnen. Leider ist es jedoch gegenwärtig noch nicht möglich, das teilweise sehr differenzierte Verhalten einzelner Arten ökologisch voll auszunutzen, da es noch an einschlägigen Erfahrungen fehlt.

Auf negative Weise geben schließlich auch die Isopoden einen wesentlichen Hinweis zur Beurteilung der Standorte. Trotz verschiedentlichlicher Besiedlungsversuche haben sie sich auf den untersuchten Kippen und Halden nirgends nennenswert vermehrt (Tab. 42). Die Erklärung dieser Erscheinung durch die bekannte „Bearbeitungsfeindlichkeit“ und vielleicht auch „Besiedlungsträgheit“ der Isopoden reicht wohl nicht aus, zumal hier Zeiträume über 15 Jahre zur Diskussion stehen. Es liegt weiter nahe, die fehlende Isopodenbesiedlung durch den Mangel an Austauschkaik im Prozeß der Anfangsbodenbildung zu begründen. In Anbetracht der zunehmenden Vermehrung der Diplopoden und auch einiger Gehäuseschnecken an den gleichen Standorten erscheint dies jedoch ebenso wenig zutreffend. Es dürfte lohnen, dieser Frage im ökologischen Experiment intensiv nachzugehen.

Spinnen und Weberknechte

Von den über 20 000 Spinnen und Weberknechten (Arachnomorpha), die von den untersuchten Kippen und Halden vorliegen, konnten bislang nur etwa 6 % artenmäßig bestimmt werden. Die Determination führten Herr Dr. B. v. Broen, Berlin, und Herr Dr. M. Moritz, Berlin, aus. Über das Material aus den Fallen der Kippe Böhlen 1960 haben beide bereits berichtet (VON BROEN und MORITZ, 1965). Von den 73 insgesamt gefundenen Arten sind zunächst nur 20 sowohl von den Berzdorfer Halden als auch von der Böhleiner Kippe nachgewiesen. Tabelle 45 gibt einen Überblick über die häufigsten und charakteristischsten Arten. Die Häufigkeitsangaben sind insofern nicht voll vergleichbar, als sie sich für Böhlen auf einen Jahresdurchschnitt, für Berzdorf dagegen auf einen einzigen Leerungstermin beziehen.

Im Vergleich mit der Spinnenfauna anderer Standorte fällt die Ähnlichkeit zur Artenkombination im Neuland der Nordseeküste (HEYDEMANN, 1961, 1967)

Tabelle 45. Vorläufige Übersicht über die häufigsten Spinnenarten (Fallenfänge; Zeichenerklärung im Text s. S. 179)

Standort	Böhlen 1960					Berzdorf 14. 5. 1962			
	I	II	III	IV	V	T	E-H	LE-F	A-D
Gesamtzahl der Individuen	309	98	203	138	199	53	27	14	88
Gesamtzahl der Arten	23	15	28	32	26	17	15	12	20
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blekw.)	××	××	××	·	·	××	—	—	·
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch)	+	·	—	·	·	—	—	—	·
<i>Tibellus oblongus</i> (Walken.)	·	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Porrhomma pygmaeum</i> (Blekw.)	·	·	·	—	—	—	—	—	—
<i>Trochosa ruficola</i> (Degeer)	·	×	+	×	·	·	—	·	+
<i>Robertus arundineti</i> (Cambr.)	·	·	+	·	—	—	—	—	—
<i>Araeoncus lunicus</i> (Blekw.)	·	·	+	·	—	—	—	—	—
<i>Cornicularia vigilax</i> (Blekw.)	·	·	+	·	—	—	—	—	—
<i>Erigone atra</i> (Blekw.)	—	·	+	·	·	·	—	—	·
<i>Lepthyphantes tenuis</i> (Blekw.)	·	·	+	+	·	—	—	—	—
<i>Troxochrus scabriculus</i> (Westr.)	—	+	×	×	·	—	+	—	·
<i>Xysticus kochi</i> Thorell	·	·	—	+	·	—	—	—	—
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch)	·	—	·	+	·	—	·	—	—
<i>Atigenna subnigra</i> (Cambr.)	—	—	·	·	·	—	—	—	—
<i>Zelotes pusillus</i> (C. L. Koch)	—	—	·	+	·	·	·	—	·
<i>Meioneta rurestris</i> (C. L. Koch)	·	+	+	·	×	—	—	·	—
<i>Pardosa agrestis</i> (Westr.)	×	×	+	×	×	—	—	—	—
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch)	+	·	+	×	×	—	—	—	—
<i>Centromerita bicolor</i> (Blekw.)	·	—	—	—	+	—	·	—	—
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blekw.)	—	—	·	·	+	—	·	—	—
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundev.	—	—	—	—	—	+	—	—	—
<i>Pardosa amentata</i> (Clerck)	—	—	—	—	—	·	—	—	—
<i>Oedothorax fuscus</i> (Blekw.)	—	—	—	—	—	·	—	—	—
<i>Platybunus triangularis</i> Herbst	—	—	—	—	—	·	·	—	—
<i>Pardosa pululata</i> (Clerck)	—	—	—	—	—	·	+	—	—
<i>Meioneta beata</i> (O. P. Cambr.)	—	—	—	—	—	—	—	+	·
<i>Nothocyba subaequalis</i> (Westr.)	—	—	—	—	—	—	—	·	—
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundev.	·	—	—	—	·	×	·	×	×
<i>Stylophora concolor</i> (Wider)	—	—	—	·	—	·	·	—	×
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider)	—	—	·	—	—	—	—	·	+
<i>Lepthyphantes menzei</i> Kulcz.	—	—	—	—	·	—	—	·	·
<i>Dicymbium nigrum</i> (Blekw.)	—	—	—	—	—	—	·	—	·

und an offenen thüringischen Salzstellen (HIEBSCH, 1962) auf. Auf den Halden und Kippen fehlen zwar die halobionten Elemente, dagegen scheinen die Photophilie (Bevorzugung vegetationsarmer Standorte) und Trockenheitsresistenz für die Erstbesiedlung ausschlaggebend zu sein. Soweit es die bisherigen Untersuchungen erkennen lassen, zeigen einige Arten ein sehr differenziertes Verhalten und eignen sich damit wiederum für standortdiagnostische Zwecke.

Der unbehandelte Rohboden und die jüngeren Rekultivierungsstufen der Tertiärböden in Böhlen werden absolut durch die Art *Oedothorax apicatus* beherrscht. Die geringe Entwicklung dieses in Nordwestsachsen sehr häufigen Feldbewohners (GEILER, 1963) am relativ feuchtesten Standort IV scheint der von WIEHLE (1960) angenommene Feuchtigkeitsliebe dieser Art zu wider-

sprechen. Eher ist sie als bedeckungsfeindlich anzusehen, was auch aus dem Vorkommen in den Anfangsstadien in Berzdorf (T) hervorgeht.

Ganz anders verhält sich dagegen die ebenfalls in Massen auf Feldern gefangene *Pachygnatha degeeri*. Sie entwickelt sich im trockenwarmen Gesamtklima der Böhlener Kippe (obwohl vorhanden!) nur sehr schwach und bevorzugt auf den Berzdorfer Halden ganz deutlich die weiter entwickelten Stadien, besonders die Vorwald-Stufe (A–D). Sie weist damit die gleiche Tendenz auf, die – noch klarer ausgeprägt – auch bei der als ombrophil-hygrobiont beschriebenen (TRETZEL, 1952) *Stylophora concolor* vorliegt. Von Interesse ist weiterhin das Artenpaar *Erigone atra* und *E. dentipalpis*. In „feuchten Lebensräumen“ ist *E. dentipalpis* nach WIEHLE (1960) „zahlenmäßig schwächer als *E. atra* vertreten, in trockenen weit stärker“. Beide Arten sind auf der Kippe Böhlen nachgewiesen, jedoch tritt *E. dentipalpis* hier ganz zurück. Umgekehrt übertrifft *E. dentipalpis* ihre Schwesterart am relativ feuchtesten Standort der Kippen und Halden (A–D, Berzdorf) deutlich. Das Beispiel möge verdeutlichen, welche Vorsicht bei der Verwendung allgemein-faunistischer Erfahrungen für standortdiagnostische Zwecke zuweilen nötig ist. Hierzu kommen immer wieder methodische Aspekte: Nach einer Bemerkung von HIEBSCH (1962) ergeben gerade für *Erigone atra* die Fallenfänge relativ niedrige Werte, obwohl sie bei direkter Bodenabsuche häufig angetroffen wird.

Mit *Erigone atra* traten bei den Untersuchungen von HIEBSCH (1962) *Trochosa ruricola* und *Pardosa agrestis* in der *Aster tripolium*-Zone dominierend auf. Auch diese beiden Arten zeigen auf der Kippe Böhlen unterschiedliches Verhalten. Die als photophil und xerophil bekannte *Pardosa agrestis* ist auch auf dem unbehandelten Rohboden noch zahlreich vertreten, zeigt jedoch die maximale Entwicklung auf dem (1960 noch völlig freien) Standort V. Die hemihygrophile *Trochosa ruricola* ist dagegen unter Vegetationsdeckung häufiger, wobei offensichtlich der Haferbestand des landwirtschaftlich rekultivierten Standortes II sogar noch günstiger wirkt als die junge Pappelpflanzung am gleichalten Standort III.

Von den noch nicht besprochenen Erstbesiedlern der Berzdorfer Halden verdienen schließlich *Pachygnatha clercki* und *Zelotes pusillus* noch eine Erwähnung. Die erstere ist als Bewohner von Ufergebieten, feuchten Wiesen und Bruchwäldern bekannt; ihre Begrenzung auf den Standort T müßte an weiterem Material erhärtet werden. *Zelotes pusillus* ist dagegen eine Waldwiesenform. Nach dem Verhalten anderer Wiesenarten wäre ihr stärkstes Auftreten am Standort E–H zu erwarten gewesen. Offensichtlich meidet sie doch eine stärkere Bedeckung. Weitere Arten sind bei VON BROEN und MORITZ (1965) diskutiert. Die bisherigen Befunde zeigen, wie wertvoll, aber gleichzeitig auch wie problematisch die Auswertung der Spinnenfauna zur Standortsbeurteilung sein kann. Die weitere Bearbeitung des vorliegenden Materials erscheint aussichtsreich.

Carabiden

Im untersuchten Material befanden sich 94 Arten und Unterarten der Carabiden. Insgesamt wurden 8636 Individuen geprüft. Die Bestimmung verdankt der Verfasser seinem wissenschaftlichen Mitarbeiter S. Töbisch. Wie schon im produktionsbiologischen Teil festgestellt (S. 135), ist der Fallenfang für diese Gruppe anderen quantitativen Erfassungsmethoden weit überlegen. Die folgenden Betrachtungen beschränken sich daher auf dieses Material. Die Haldenstandorte werden für diese Gruppe nicht in Rippen und Senken untergliedert, da sich zwischen beiden keine signifikanten Differenzen in der Carabidenpopulation ergeben.

Durch eine größere Anzahl von Arbeiten sind die Eignung der Carabiden als Zeiger der Standortsverhältnisse und ihre ökologischen Ansprüche in Mitteleuropa bereits verhältnismäßig gut bekannt (VON BROEN, 1965; VAN DER DRIFT, 1951; GEILER, 1956; GRÜM, 1959; HEYDEMANN, 1955, 1962, 1964; KIRCHNER, 1960; LAUTERBACH, 1964; LEHMANN, 1965; RABELER, 1951, 1962; SCHERNEY, 1955; SKUHRAVÝ, 1959; THIELE, 1964a und b; TIETZE, 1966; TISCHLER, 1958; u. a.). Ihre Besprechung kann daher im Rahmen dieser Arbeit knapp gefaßt werden. Eine ausführliche Darstellung wird an anderer Stelle gegeben.

Von besonderem Interesse sind zunächst diejenigen Arten, die wenigstens an einem der untersuchten Standorte eine Aktivitätsdominanz von mehr als 6 % erreichen (dominante und subdominante Arten in Anlehnung an GEILER, 1956; abweichend von TISCHLER, 1949). Sie sind in Tabelle 46 zusammengestellt. Von den 94 nachgewiesenen Arten traten nur 35 sowohl im Böhlener als auch im Berzdorfer Bereich auf. 17 Arten wurden nur auf der Böhlener Kippe, 38 Arten nur auf den Berzdorfer Halden, 4 Arten nur im Auwaldrestgehölz bei Berzdorf-Kiesdorf nachgewiesen.

Die Erstbesiedler sind vorwiegend stenöke Feldtiere (*Brosicus cephalotes*, *Harpalus pubescens*, *Pterostichus cupreus*) oder euryöke Feldtiere (*Harpalus aeneus*, *Carabus c. cancellatus*). Es handelt sich fast ausschließlich um Herbsttiere (Larvalüberwinterer) oder Frühjahrstiere mit Herbstbestand, die nachtaktiv sind (außer *Bembidion quadrimaculatum*) und xerotherme Bedingungen bevorzugen. Hinsichtlich der Ernährungsweise zeigen die Erstbesiedler keine Einheitlichkeit: man findet sowohl bevorzugt räuberisch lebende, als auch pflanzenfressende (*Harpalus aeneus*) und omniphage Arten. Einige Arten sind flugfähig und scheinen diese Eigenschaft auch für die Besiedlung auszunutzen, insbesondere die *Bembidion*-Arten. Gerade bei dem vorherrschenden *Brosicus cephalotes* fehlt die Flugfähigkeit jedoch wahrscheinlich völlig. Diese Art dürfte aus den umgebenden Feldern spontan auf die neugeschütteten Halden einwandern. Bedeutungsvoll erscheint, daß ihre Larven wie auch die der *Harpalus*-Arten ständig im Boden leben, und so die Extrembedingungen ertragen. Bereits im 3. Rekultivierungsjahr werden diese Erstbesiedler auf den pleistozän-tertiären Halden bei Berzdorf vollständig abgelöst. Keine dieser Arten erlangt in älteren Rekultivierungszeitstufen Aktivitätsdominanzen über 6 %.

Mit beginnender Flächendeckung, zunächst durch die Krautschicht (*Artemisia*-Stadium in T), erhöht sich die Zahl der Carabidenarten sprunghaft von 15 auf 51. Hieraus wird deutlich, daß die pleistozän-tertiären Halden im 2. Pionierstadium besonders günstige Besiedlungsbedingungen für Carabiden bieten. Spezielle Standortsverhältnisse der Teichhalde (T) sind hierfür nicht verantwortlich zu machen. Die Kontrollfänge 1965 (Beginn des Wiesenstadiums) erbrachten hier nur geringe Unterschiede zu den weiter entwickelten Halden. Die relative Artenmannigfaltigkeit (α ; Tab. 46) weist entsprechende Veränderungen auf.

Mit *Bembidion lampros* und *Pterostichus coerulescens* werden tagaktive Frühjahrstiere am Standort T vorherrschend, die als euryöke Feldtiere und

Tabelle 46. Aktivitätsdominanzen der wichtigsten Carabidenarten auf den Halden und im Auwald bei Berzdorf (1962) und auf der Kippe bei Böhlen (1960)

XX = > 15% dominant
 X = 15-6% subdominant

+ = 6-1% rezedent
 O = < 1% subrezedent

Standort	Berzdorf							Böhlen					
	N	T	LAC	E-H	LE	LF	A-D	W	I	II	III	IV	V
Artenzahl	15	51	33	31	25	11	28	23	23	24	33	29	37
α	3,1	10,2	9,0	6,9	7,5	4,2	5,7	4,3	5,4	5,4	8,3	6,5	7,8
Feldarten													
<i>Erosus cephalotes</i> (L.)	XX	-	-	O	-	-	-	-	XX	XX	XX	+	X
<i>Harpalus pubescens</i> (Müll.)	XX	O	+	-	-	-	-	+	+	XX	+	X	X
<i>Bembidion femoratum</i> (Sturm)	XX	+	+	O	-	-	-	-	-	O	-	-	-
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (L.)	X	-	-	-	-	-	-	-	O	+	-	-	O
<i>Harpalus aeneus</i> (Fabr.)	X	+	+	O	+	-	+	-	X	+	X	+	+
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank)	X	+	+	+	-	+	O	-	+	+	O	+	+
<i>Pterostichus cupreus</i> (L.)	+	+	+	-	-	-	-	-	-	O	O	O	XX
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst)	O	XX	X	X	X	-	X	O	+	+	O	-	+
<i>Calathus melanocephalus</i> (L.)	-	X	X	XX	XX	XX	+	-	XX	XX	XX	XX	X
<i>Pterostichus coeruleus</i> (L.)	-	X	XX	XX	XX	X	X	-	-	O	O	+	+
<i>Amara cursitans</i> Zimmerm.	-	-	X	O	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calathus ambiguus</i> (Payk.)	-	O	X	-	+	-	-	-	X	+	+	+	X
<i>Pterostichus lepidus</i> (Leske)	-	-	X	+	X	-	O	-	-	O	-	-	O
<i>Bradycellus collaris</i> (Payk.)	-	O	+	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dyschirius globosus</i> (Herbst)	-	O	+	X	X	+	+	O	-	-	-	-	-
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftsch.)	-	O	-	-	X	XX	+	-	-	-	-	-	O
<i>Pterostichus vulgaris</i> (L.)	-	O	-	-	X	+	XX	+	O	O	+	X	XX
Waldarten													
<i>Pterostichus niger</i> (Schall.)	-	+	+	+	-	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabr.)	-	+	O	O	+	+	X	X	-	-	-	-	-
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabr.)	-	O	+	-	-	-	O	X	-	-	-	+	-
<i>Abax ater</i> (Vill.)	-	-	-	-	-	-	-	XX	-	-	-	-	-
<i>Agonum assimile</i> (Payk.)	-	-	-	-	-	-	-	XX	-	-	-	-	-

regelmäßige Kahlschlagbesiedler bekannt sind. Ähnlich verhält sich, jedoch mit stärkerer Vorliebe für xerotherme Standorte, der hier subdominante *Calathus melanocephalus*. Die meisten Arten entstammen offenen Standorten wie Feldern, Wiesen und Ödländereien. Fast die Hälfte der von HEYDEMANN (1962, 1967) als häufig bei der Besiedlung frisch eingedeichter Köge genannten Arten

treten hier auf. Gleichzeitig kommen aber auch *Pterostichus oblongopunctatus* und *Pt. niger*, die ersten euryöken Walddiere, hinzu. Neben dem mikroklimalischen Übergangscharakter des Standortes T mag das reiche Angebot von großen epedaphischen Collembolen und Dipterenlarven für die starke Entwicklung der Carabidenfauna ausschlaggebend sein. In der weiteren Entwicklung verändert sich dieses Faunenbild auf den Standorten LAC und E-H nur wenig, wenn man vom Rückgang der Artenmannigfaltigkeit absieht. Das Lichterwerden der Bodenvegetation bewirkt offenbar im Verein mit der am Standort E-H auch im 7. Jahr noch unvollständigen Baumdeckung, daß sich die Waldarten unter den Carabiden noch nicht stärker vermehren, ja sogar eher rückläufige Entwicklungstendenzen zeigen. Einige Wiesenarten wie *Carabus granulatus* treten dagegen regelmäßiger auf. An unbedeckt gebliebenen Sandstellen findet sich die für trockene Sandäcker charakteristische *Amara fulva*.

Erst im 10. Rekultivierungsjahr stellen sich verstärkt Waldelemente ein (A-D). Hier dominiert der euryöke Feld- und Waldrand-Bewohner *Pterostichus vulgaris*. Mit *Pterostichus oblongopunctatus*, *Pt. niger* (beide subdominant), weiter *Cychrus caraboides rostratus* und *Carabus nemoralis* gewinnen vorwiegend euryöke Walddiere zunehmend an Bedeutung. Die xerothermen Elemente treten nunmehr in den Hintergrund. Die Entwicklung der Carabidenfauna erreicht hiermit ein „Vorwald-Stadium“. Dieses scheint nur sehr allmählich zu einer echten Waldfauna überzuleiten. Noch 1965 fehlen am Standort A-D für die umgebenden Laubwälder so typische Arten wie *Abax ater*, *Agonum assimile* und *Carabus hortensis*, und das Auftreten von *Carabus auratus*, einer stenöken (?) Feldart, weist dem Standort noch immer einen Übergangscharakter zu.

In den gleichalten Nadelholzpflanzungen (LE, LF) bleibt die Entwicklung der Waldarten wesentlich weiter zurück. Am auffälligsten ist hier der subdominante (LE) oder dominante (LF) *Harpalus rubripes*, eine wärmeliebende, auf sandigen, aber auch bindigeren Feldern gefundene Art, die sonst nur spärlich aufzutreten pflegt.

Die Carabidenfauna des unbehandelten tertiären Rohbodens auf der Kippe bei Böhlen (I) ist derjenigen der Berzdorfer Pionierstandorte sehr ähnlich (*Brosicus cephalotes*, *Harpalus pubescens*, *Harpalus aeneus*, *Trechus quadristriatus*). Bemerkenswert ist die hier bereits dominante Entwicklung von *Calathus melanocephalus*, die auch auf allen rekultivierten Rohbodenflächen eintritt. Sie kennzeichnet alle diese Standorte als trocken-warm. Wahrscheinlich benötigt diese nicht flugfähige Art längere Zeit zur Besiedlung, weshalb sie am Standort N in Berzdorf noch nicht vorhanden war. In Böhlen wird sie begleitet von dem xerophilen Sandbewohner *Calathus erratus*.

Die Rekultivierungsmaßnahmen verändern die Carabidenfauna der Probeflächen nur sehr geringfügig. Bei landwirtschaftlicher Nutzung (II) tritt die xerophile Feldart *Pterostichus lepidus* hinzu; nach Aufforstung vermehrt sich der Anteil derjenigen Feldarten, die bindigeren Boden bevorzugen und wohl auch etwas höhere Ansprüche an die Wasserführung des Bodens stellen (*Pterostichus*

vulgaris, *Pt. coerulelescens*). Waldtiere stellen sich dagegen nicht ein, wenn man vom rezedenten Auftreten von *Notiophilus biguttatus* auf Standort IV absieht. Auf dem als Kulturboden aufgetragenen sandigen Lehm (Standort V) entwickelt sich eine für lehmige Äcker typische Artenkombination. Hier wurde auch die größte Artenzahl der Carabiden auf der Böhlener Kippe festgestellt. Der Mannigfaltigkeitsindex zeigt jedoch am Standort III den höchsten Wert und weist damit darauf hin, daß dieser Standort 1960 eine mit dem *Artemisia*-Stadium der Berzdorfer Halden vergleichbare Entwicklungsstufe erreicht hat.

Hinsichtlich der geographischen Herkunft der Carabidenarten läßt sich eine Scheidung der untersuchten Standortgruppen vornehmen. Während auf den tertiär-pleistozänen Haldenböden bei Berzdorf entsprechend der höheren Bindigkeit und besseren Deckung ein höherer Anteil von Litoraea-Elementen wie *Bembidion ustulatum*, *B. obtusum*, *Trechus secalis*, *Loricera pilicornis*, *Agonum muelleri*, *Pterostichus niger* und *Pt. strenuus* auftritt, werden die tertiären Rohböden der Böhlener Kippe zu einem größeren Prozentsatz von xerothermophilen Kontinentalarten besiedelt (*Calosoma auropunctatum*, *Calathus ambiguus*, *Pterostichus lepidus*, *Harpalus distinguendus*). Auch als halophil bekannte Arten wie *Amara ingenua* und *A. convexiuscula* finden hier Entwicklungsmöglichkeiten.

Die Carabiden eignen sich nach den dargestellten Befunden gut als Indikatoren der Standortverhältnisse auf den Kippen und Halden. Sowohl der Gesamtcharakter der Standorte als auch deren Entwicklungsstufen lassen sich an Hand ihrer Artenzusammensetzung charakterisieren. Die geringen Unterschiede zwischen den Rekultivierungsstufen und -arten auf tertiären Rohböden legen jedoch die Frage nahe, ob die dort angelegten Probeflächen von teilweise nur 12 m Breite zur Ausbildung einer eigenständigen Kleinf fauna ausreichen. Nach den Erfahrungen von Heckenuntersuchungen (THIELE, 1964 a; u. a.) darf dies bejaht werden. Die weitgehende Ähnlichkeit der Carabidenbesiedlung der Böhlener Probeflächen ist somit weniger als mangelnde Eignung dieser Arten zur Standortcharakteristik, sondern vielmehr als Zeichen für die sehr unvollständige Wirkung der Rekultivierungsmaßnahmen, insbesondere auch der Aufforstungen, zu werten. Allerdings wäre es von Interesse, die lediglich 1960 vorgenommenen Untersuchungen an älteren Rekultivierungsstadien zu wiederholen.

Pterygote Insekten außer Carabiden

Der weitaus überwiegende Teil der pterygoten Insekten — mit Ausnahme der Carabiden — aus den dargestellten Untersuchungen harrt noch der Bestimmung. Hier können nur einige Bemerkungen zu den bisherigen Ermittlungen angefügt werden.

Vom tiergeographischen Standpunkt besonders interessant ist die starke Besiedlung des unbearbeiteten tertiären Rohbodens (I) auf der Kippe bei Böhlen durch den *Sandohrwurm*, *Labidura riparia* (Pall.). Zwischen dem 23. 5. 60 und dem 29. 8. 60 wurden in 3 Fällen 530 Exemplare gefangen, nach dem 26. 9. dagegen kein einziges Stück mehr. Die Art bevorzugt feuchte Sandböden der

Meeresküsten und Flußufer. Auf Binnendünen und in Heidegebieten lebt der Sandohrwurm nach WEIDNER (1941) nur dort, wo der Sand einige Zentimeter unter der Oberfläche genügend Feuchtigkeit bewahrt. Dies scheint die feinsandig-schluffige Beschaffenheit der tertiären Rohböden zu garantieren. In der Ernährung der Art spielen lebende oder tote Tiere die Hauptrolle. In Betracht kommen vor allem größere Collembolen sowie anfliegende Dipteren, deren Überreste reichlich im Darmkanal untersuchter erwachsener Exemplare zu finden waren. Das Auftreten dieser Art auf der Kippe war insofern überraschend, als nach HARZ (1957) die früher bekannten Binnenlandvorkommen meist seit 100 Jahren nicht mehr bestätigt waren. Fast gleichzeitig wurden weitere Vorkommen auf Braunkohlenhalden in der Ober- und Niederlausitz, die dünenartige Bedingungen mit Flugsandbildung zeigen, mitgeteilt (HÖREGOTT, 1959; MESSNER, 1963; DUNGER, 1965). Da bei europäischen Exemplaren der Nachweis der Flugfähigkeit noch nicht gelungen ist, muß man annehmen, daß bislang unbeachtete kleine Restvorkommen noch recht weit verbreitet sind.

Außerhalb der „Flugsanddünen“ des Standortes I ist kein einziges Exemplar des Sandohrwurmes gefunden worden. *Labidura riparia* stellt mithin einen seltenen Fall der strikten Begrenzung auf den unbearbeiteten tertiären Rohboden dar. Ganz im Gegensatz hierzu ist der Gemeine Ohrwurm, *Forficula*

Forficula auricularia

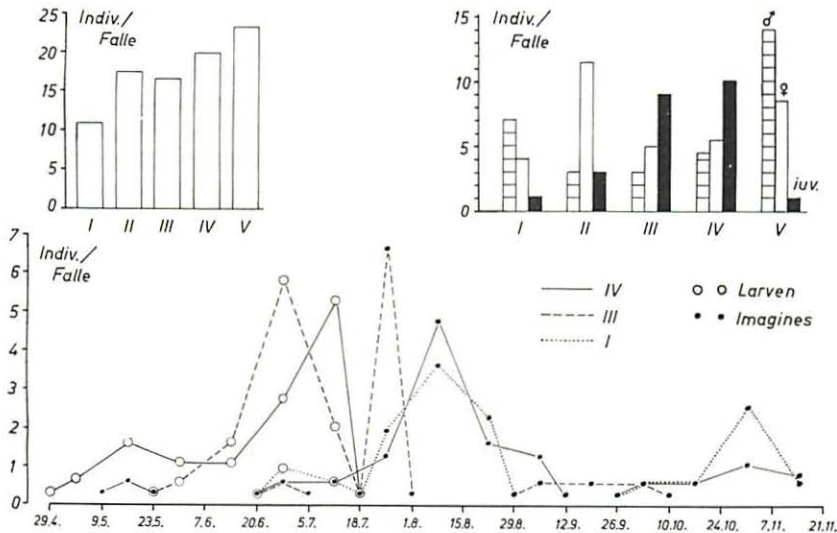


Abb. 85. Oben: Gesamtzahlen und Geschlechter- und Altersanteil der Aktivitätsdichte von *Forficula auricularia* auf der Kippe bei Böhlen.
Unten: Jahresgang 1960 der Aktivitätsdichte für Larven und Adulte.

auricularia L., über alle Standorte der Böhlener Kippe verbreitet. Seine höchste Aktivitätsdichte erreicht er auf dem Kulturbodenauftrag (V). Die Auftrennung des Materials nach Geschlecht und Entwicklungsstadien lehrt jedoch (Abb. 85), daß die Entwicklung fast nur in den forstlich rekultivierten Flächen normal verläuft. In den anderen Standorten treten unnormale Geschlechterverhältnisse auf. Die forstlich rekultivierten Flächen (III und IV) lassen sich nach dem Zeitpunkt der Imaginalhäutung unterscheiden. Dieser liegt an dem wärmeren und trockeneren Standort III um 1–2 Wochen zeitiger als an dem bereits stärker geschützten Standort IV. Auf den pleistozän-tertiären Halden bei Berzdorf sind die Dermapteren allgemein wesentlich spärlicher und allein durch *Forficula auricularia* vertreten.

Die Ameisen (Formiciden) besiedeln die späteren Entwicklungsstadien der Berzdorfer Halden nur wenig stärker als die Pionierstadien. Vorherrschend ist *Lasius niger* L. Im *Artemisia*-Stadium trat auf N gelegentlich auch *Formica rufa* L. auf. Charakteristisch für die Anfangsstadien ist jedoch *Formica glebaria* Nyl., die mit Rückgang der trocken-warmen Verhältnisse von *Myrmica rubra* L. abgelöst wird.

Auf den tertiären Rohböden der Böhlener Kippe zeigen die Ameisen, unabhängig von der Meliorations- und Rekultivierungsstufe, nur eine geringe Aktivitätsdichte. Von den 6 hier vorgefundenen Arten (die Bestimmung übernahm freundlicherweise Herr Prof. Dr. K. H. C. Jordan, Bautzen) trat *Lasius niger* weitaus am häufigsten und auf allen Standorten auf. *Tetramorium caespitum* L., als Bewohner trockener Sandböden bekannt, konnte dagegen überraschenderweise nur auf dem Kulturbodenauftrag (V) nachgewiesen werden. Auffällig ameisenarm waren die relativ frisch meliorierten Standorte II und III. Den übrigen, also sowohl dem Rohboden (I) als auch den älteren Standorten auf Tertiärböden (IV) und auf Kulturböden (V), gemeinsam sind *Formica glebaria* und *Myrmica ruginodis* Nyl., beides xerothermophile Arten.

Da sich die gefundenen Ameisen vorwiegend von Blatt- und Wurzelläusen ernähren, wäre eine entsprechende quantitative Verteilung der Aphidoidea zu erwarten gewesen. Diese waren jedoch in den Fallen- und Bodenproben des Standortes V weniger vertreten als in den aufgeforsteten Standorten III und IV. JORDAN (briefl.) bemerkt, daß viele Exemplare von *Lasius niger* sehr klein waren und wohl Hungerformen darstellten. Berücksichtigt man dies, so scheint die geringe Ameisenentwicklung auf den letztgenannten Standorten III und IV darauf hinzuweisen, daß die physikalischen und vielleicht auch chemischen Bedingungen der tertiären Böden den Ameisen wenig zusagen. Die in dieser Hinsicht wohl weniger empfindlichen Larven der Planipennia („Blattlauslöwen“) entwickeln sich im Gegensatz zu den Ameisen tatsächlich entsprechend dem Nahrungsangebot mit deutlicher Bevorzugung der forstlich rekultivierten Standorte III und IV.

Einen weiteren Einblick in die Besiedlungsverhältnisse der pterygoten Insekten gibt die Bearbeitung der Zikaden (Auchenorrhyncha) der Kippe bei Eöhlen durch SCHIEMENZ (1964). Die meisten der gefundenen 28 Arten haben meso- bis xerophilen Charakter. Es ist auffällig, daß der Kulturbodenauftrag nur eine geringe Zikadenfauna zeigte, wobei nur eine Art auf diesen Standort beschränkt ist, der mesophile Wiesenbewohner *Streptanus aemulans* (Kbm.). Dagegen ist die auf dem unbearbeiteten Rohboden absolut dominierende Art *Errastunus ocellaris* (Fall.) auch der häufigste (allerdings nur mit 6 Exemplaren!) Bewohner des Kulturbodenauftrages, während sie auf allen anderen Standorten nicht nachgewiesen werden konnte. Für die Standorte können hieraus nur mit Vorsicht Schlußfolgerungen gezogen werden. Hierbei ist bei diesen Gruppen auch stark der Artenaustausch zwischen den relativ kleinen und benachbarten Untersuchungsflächen zu beachten.

Lumbriciden

Die auf den untersuchten Kippen und Halden vorgefundenen Lumbricidenarten sind in Tabelle 47 zusammengestellt. Bei der Betrachtung der Tabelle ist zu beachten, daß die Untersuchungen 1961 bis 1965 durch Handauslese der oberen 10 cm vorgenommen wurden, während 1966 die Formalinmethode Anwendung gefunden hat. In den ersteren können große, tiefgrabende Arten, in den letzteren kleinere Arten, die keine Gänge anlegen, unbewertet sein. Einige Beobachtungen an der Lumbriciden-Besiedlung der Berzdorfer Halden wurden bereits mitgeteilt (DUNGER, 1967a).

Berzdorf

Die Pionierart und auch produktionsbiologisch der bedeutendste Regenwurm der Kippen und Halden ist *Allolobophora caliginosa*. Nach WILCKE (1962) ist sie eine stenöke Mineralbodenform, die in Europa auf allen Mineralbodenarten verbreitet ist, jedoch in leichten Lehmböden die stärkste Entwicklung zeigt (GUILD, 1948). Die ersten Funde dieser Art auf den Berzdorfer Halden (T, 1962; N, 1966) zeigen, daß sie zunächst nur wenige, eng umschriebene Stellen besiedelt, und zwar durchweg Senken, in denen sich die Feuchtigkeit länger erhält. Es ist wahrscheinlich, daß diese Exemplare aus zufällig oberflächlich verkipptem Mutterbodenmaterial oder aber aus Pflanzballen der Laubhölzer stammen und als einzige die ungünstigen Bedingungen der nahrungsarmen ersten Rekultivierungsjahre überstanden haben. Ihre Beschränkung auf feuchtere Senken weist weiterhin auf den bedeutenden Einfluß der Austrocknung im Pionierzustand hin. Nach ZICSI (1958) zeigt *A. caliginosa* im Experiment die höchste Trockenresistenz der von ihm untersuchten Lumbricidenarten. Hierbei scheint die Fähigkeit, sich bei Austrocknung für die Dauer der Trockenperiode zu einem schwächer empfindlichen Ruhestadium zusammenzuringeln, von hoher Bedeutung zu sein. Solche „Knäuel-Stadien“, die keine echte Diapause darstellen (SATCHELL, 1967), konnten in 5–30 cm Tiefe beobachtet werden.

Die Flächenbesiedlung geschieht von diesen Enklaven aus sehr langsam. Wenigstens ab dem 3. Rekultivierungsjahr dürfte das Nahrungsangebot hinreichen, um eine bedeutende Vermehrung der Lumbriciden zu ermöglichen. Als

Tabelle 47. Verbreitung der Lumbriciden auf den Halden und im Auwald bei Berzdorf und auf der Kippe bei Böhlen

· = einzeln
 ○ = < 5 Individuen/m²
 + = 5–20 Individuen/m²
 × = 20–50 Individuen/m²
 ×× = > 50 Individuen/m²

Werte für 1966 nach der Formalinmethode, übrige nach Handauslese der oberen 10 cm

Rekultivierungsalter (Jahre)	Standort	<i>Dendrobaena octaedra</i> (Sav.)	<i>Lumbricus rubellus</i> Hoffm.	<i>Allolobophora caliginosa</i> (Sav.)	<i>Allolobophora rosea</i> (Sav.)	<i>Octolasion lacteum</i> (Sav.)	<i>Allolobophora chlorotica</i> (Sav.)	<i>Allolobophora longa</i> Udz.	<i>Lumbricus terrestris</i> L.	<i>Lumbricus castaneus</i> (Sav.)	<i>Eiseniella tetraedra</i> (Sav.)
Berzdorf											
1	N 1962	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
3	T 1962	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
4	N 1965	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
5	N 1966	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
6	T 1965	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
6	E-H 1961	××	—	—	—	—	—	—	—	—	—
7	T 1966	×××	—	—	—	—	—	—	—	—	—
7	E-H 1962	××	—	—	—	—	—	—	—	—	—
9	A-D 1961	××	—	×	—	—	—	—	—	—	—
10	E-H 1965	××	—	—	—	—	—	—	—	—	—
10	LE 1962	××	—	—	—	—	—	○	—	—	—
10	A-D 1962	+	×	×	+	—	—	—	—	—	—
11	E-H 1965	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—
13	A-D 1965	×	—	×	—	—	—	—	—	—	—
14	LE 1966	×	—	×	—	—	—	—	—	—	—
14	A-D 1966	+	×	×	+	—	—	—	+	—	—
—	W	·	○	×	+	×	—	—	×	+	○
Böhlen											
— 14	meliorierter Tertiärboden	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
15	V 1965/66	—	—	×	○	○	+	—	+	—	—

Hemmfaktor könnte dagegen der pH-Wert des Bodens wirken, zumal *A. caliginosa* nicht zu den säuretoleranten Arten gezählt werden kann. Als unterste pH-Grenze gilt für diese Art etwa 5,0 (4,3 nach MURCHIE, 1958; 5,4 nach EL-DUWEINI und GHABBOUR, 1964). Diese Forderung erfüllen die Haldenböden in den ersten Jahren nach der Schüttung meist vollkommen. Nach dem 10. Jahr, also zum Zeitpunkt der verstärkten Verbreitung von *A. caliginosa*, sinkt der pH-Wert dagegen bereits in 15 cm Bodentiefe unter 4,5. Hieraus wird klar, daß der Säuregrad des Bodens auf den Berzdorfer Halden die Anfangsentwicklung dieser Art nicht behindert. Die spätere Versauerung der Tiefen unter 20 cm

dürfte jedoch ebenfalls wenig schaden, da die Art nur selten bis 50 cm gräbt, sondern sich gewöhnlich in den oberen 15 cm aufhält (EVANS, 1947). Dieses Verhalten zeigte sie auch auf den Halden. Die Vertikalverteilung ist bei DUNGER (1967 a) näher dargestellt.

Man darf nach dem bisher Gesagten annehmen, daß die langsame Besiedlung der Haldenstandorte im wesentlichen von der Vermehrungs- und Ausbreitungsfähigkeit der Art selbst abhängt. Erfahrungen an anderen Standorten bestätigen (HAMBLYN und DINGWALL, 1945; GRAFF, 1961), daß *A. caliginosa* nur etwa 10 m/Jahr in unbesiedeltes Gebiet eindringen kann. Die Vermehrungsfähigkeit ist mit etwa 27 Kokons/Jahr (EVANS und GUILD, 1948) und einer langen Brutdauer von 74 Wochen (GRAFF, 1953) relativ gering. Hieraus wird verständlich, warum diese den Bedingungen der Halden am besten angepaßte Art nicht bereits in früheren Entwicklungsstadien der Haldenstandorte in größerer Individuendichte lebt.

Wesentlich anders verhält sich *Dendrobaena octaedra*. Als oberflächlich lebender Humusbewohner besitzt sie eine bedeutend höhere Ausbreitungsfähigkeit, verbunden mit einer etwa 4mal höheren Vermehrungsrate. Diese Art ist anfänglich nirgends auf den Halden nachzuweisen, offensichtlich infolge der fehlenden Humusaufgabe. Nachdem sich eine solche jedoch (auf T im 3. Jahr) ausbildet, wandert *D. octaedra* in beachtlicher Geschwindigkeit ein und vermehrt sich so rasch, daß sie bereits im 6. Jahr auf der gesamten Fläche häufig bis sehr häufig anzutreffen ist. Solange die Streuaufgabe nicht von anderen, grabenden Lumbriciden rasch abgebaut wird, bleibt *D. octaedra* vorherrschend. Sie besiedelt auch den Nadel-Rohhumus des Kiefern- und Lärchenbestandes, wo sich *Aliolobophora caliginosa*, wohl der nicht zusagenden Nahrung wegen, nur sehr schwach entwickelt. Im Vorwald-Stadium wird *D. octaedra* von *Lumbricus rubellus*, ebenfalls einem wenig grabenden Humusbewohner mit hoher Vermehrungsfähigkeit, abgelöst. Seine Brutdauer beträgt mit 53 Wochen etwa das Doppelte der Zeit, die *D. octaedra* benötigt. Hierin, vielleicht aber auch in einem höheren Anspruch hinsichtlich der Beschattung des Standortes, ist der Grund für das spätere Auftreten von *L. rubellus* zu suchen.

Als nächste Mineralbodenformen werden auf den Halden *Aliolobophora rosea* und *Octolasion lacteum* festgestellt. Ihre Entwicklung beginnt erst etwa vom 10. Jahr nach der Rekultivierung an. Da *A. rosea* eine sehr weite ökologische Valenz zeigt, hätte man sie schon anfangs mit *A. caliginosa* zusammen erwarten können. Vielleicht ist für sie jedoch in den Pionierstufen das Nahrungsangebot nicht ausreichend. Nach Untersuchungen von WILCKE (1962) stellt diese Art etwas höhere Ansprüche an die Nährstoffversorgung.

Erstmalig im 13. Jahr zeigte sich in feuchten Senken am Standort A-D auch *Aliolobophora chlorotica*. Ihr Auftreten darf als Zeichen einer zunehmenden Stabilisierung der Wasserversorgung gewertet werden. Da diese Art den Wald gewöhnlich meidet (VOLZ, 1961 a), ist zu erwarten, daß sie am Standort A-D zu keiner wesentlichen Vermehrung kommt. In der offenen Feldrandlage des

Standortes V in Böhlen dagegen ist sie nach *A. caliginosa* der häufigste Lumbricide.

Arten, die eine noch größere Feuchtigkeit voraussetzen, wie die im Auwald regelmäßig vertretenen Humusbewohner *Lumbricus castaneus* und *Eiseniella tetraedra*, konnten auf keinem Standort der Halden und Kippen gefunden werden.

Den vorläufigen Abschluß der Neubesiedlung der Halden durch die Lumbriciden bildet die bodendynamisch wichtigste Art, *Lumbricus terrestris*. Sie war erstmalig am Standort A–D im 14. Jahr zu finden, jedoch hier bereits in einer beachtlichen Population. Diese große Mineralbodenart ist infolge ihrer geringen Vermehrungsfähigkeit und Ausbreitungsgeschwindigkeit sicherlich auf Einschleppung angewiesen. Wo diese frühzeitig erfolgt, wäre anzunehmen, daß sich diese auf den Halden sehr erwünschte Art auch bereits in einem zeitigeren Stadium zu entwickeln vermag.

Nach 14 Besiedlungsjahren besteht auf den aufgeförsteten Halden bei Berzdorf eine bereits recht ausgeglichene Lumbricidenpopulation, die hinsichtlich der Populationsdichte und des Grades der Artengliederung gut mit dem Bestand des benachbarten Auwaldes (W) vergleichbar ist (Abb. 86/87). In den mittleren Entwicklungsstadien (8.–10. Jahr) zeigt sie in der einseitigen Kombination einer euryöken Humusart (*Dendrobaena octaedra*) mit einer schwachgrabenden Mineralbodenform (*Allobophora caliginosa*) Ähnlichkeiten zur Fauna unter Nadelholzbeständen, in denen die Bodendegradation durch Kalzung (BÖSENER, 1965) oder günstige Bodeneigenschaften (PEREL, 1958) wenig wirksam ist. Dieser Vergleich legt die Vermutung nahe, daß unabhängig von der möglichen Einwanderungsgeschwindigkeit der Arten die ernährungs-physiologischen Bedingungen, insbesondere der Komplex der mikrobiologischen Nahrungsvorbereitung, in den ersten 8–10 Jahren der Haldenentwicklung zur Ausbildung einer anspruchsvolleren Lumbricidenfauna noch nicht ausreicht. Ob dieser Schluß berechtigt ist, könnte nur in einem Besiedlungsexperiment entschieden werden.

Böhlen

Im Gegensatz zur allgemeinen und relativ raschen Verbreitung der Lumbriciden auf den pleistozän-tertiären Halden bei Berzdorf konnte auf den Probenflächen des Tertiärbodens in Böhlen in den ersten 14 Jahren unabhängig von der Art der Rekultivierung keine Lumbricidenbesiedlung festgestellt werden. Lediglich die mit Kulturboden überzogene Fläche (Standort V) enthielt eine arten- und individuenreiche Population. Es ist anzunehmen, daß sich diese bereits kurz nach dem Aufbringen des sandigen Lehmbodens entwickelte, da hiermit ein entsprechender Lumbricidenimport erfolgt sein muß und die sofort einsetzende, zunächst landwirtschaftliche Nutzung auch hinreichende kontinuierliche Lebensbedingungen geboten haben dürfte.

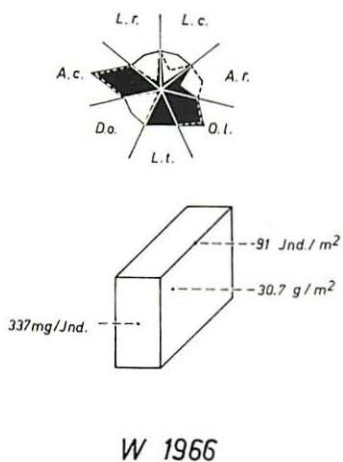
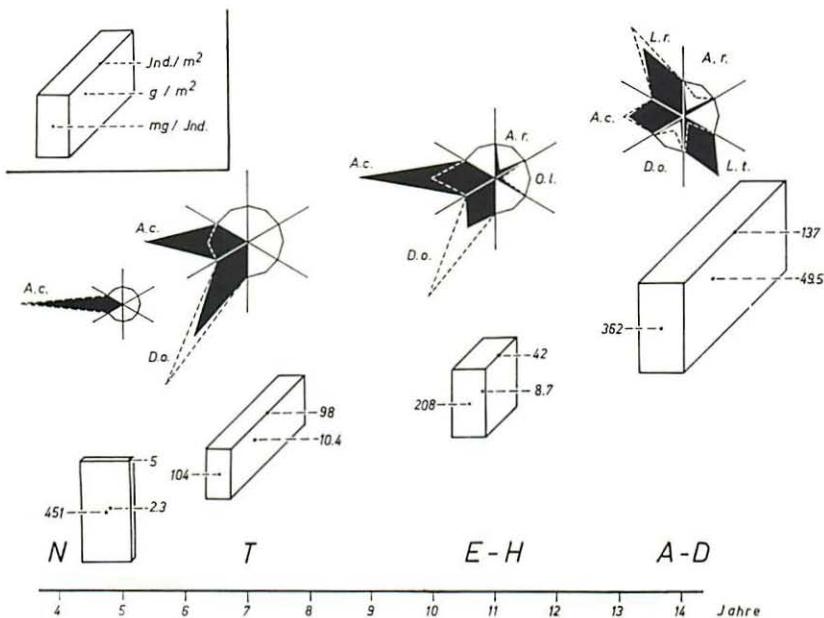


Abb. 86. Dominanzverhältnisse (Mauchadiagramme: schwarz: Biomasse; gestrichelt: Individuenzahl), Individuenzahlen und Biomassen der Lumbricidenpopulationen auf Standorten der Halden bei Berzdorf (Formalinproben 1966).

Abb. 87. Werte wie in Abb. 86 für das Auwaldrestgehölz bei Berzdorf-Kiesdorf.

Erläuterung:

- A. c. = *Allolobophora caliginosa*
- A. r. = *A. rosea*
- L. r. = *Lumbricus rubellus*
- L. t. = *L. terrestris*
- L. c. = *L. castaneus*
- O. l. = *Octolasion lacteum*
- D. o. = *Dendrobaena octaedra*

Hinweise auf die Ursache des anfänglichen Unvermögens der Lumbriciden, rekultivierte Tertiärbodenflächen zu besiedeln, waren zunächst durch eine Untersuchung der Grenze des Kulturbodens zum meliorierten Tertiärboden zu erwarten. Hierfür war günstig, daß der Standort V direkt an den bereits 1952 meliorierten Standort IV angrenzte, den Lumbriciden also (1966) über 13 Jahre Gelegenheit geboten wurde, vom Kulturboden in die Tertiärbodenfläche einzuwandern.

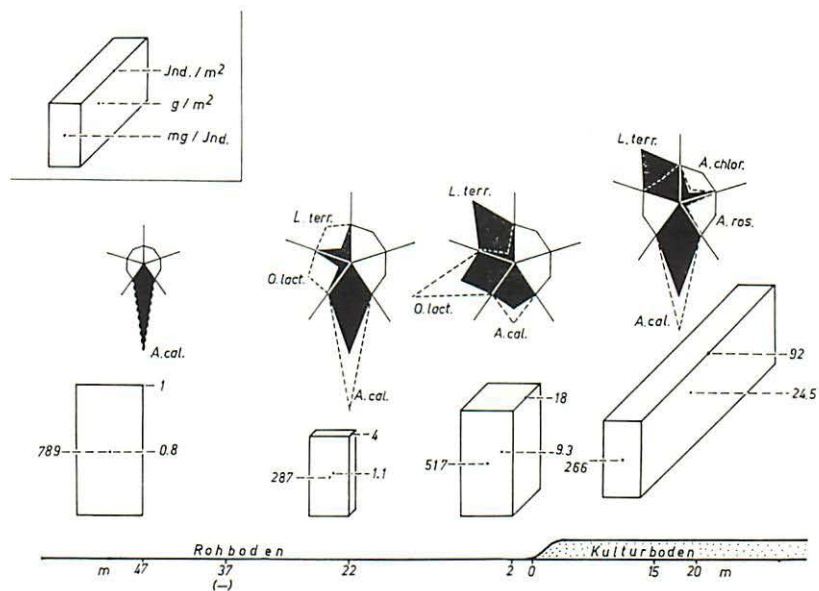


Abb. 88. Einwanderung der Lumbricidenfauna von einem Kulturbodenauftrag auf altertären Abraummassen (Standort V) in eine meliorierte Tertiärbodenfläche (Standort IV) auf dem Versuchsgelände der Kippe Böhlen im Verlauf von 13 Jahren.

Befunde nach der Formalin-Methode; Darstellungen wie in Abb. 86/87.

Eine Serie von Formalinproben ergab (Abb. 88), daß *Allolobophora caliginosa* im Laufe dieser 13 Jahre vereinzelt bis zu 50 m in das Gebiet des Standortes IV eingedrungen ist.¹³ *Lumbricus terrestris* und *Octolasion lacteum* waren noch in 22 m Entfernung vom Kulturboden nachweisbar, während *Allolobophora chlorotica* und *A. rosea* im Gebiet des Tertiärbodens überhaupt nicht angetroffen wurden. Die Ausbreitungsbereitschaft entspricht – bis auf das überraschende Fehlen von *A. rosea* beim Besiedlungsversuch – den auf den Berzdorfer Hal-

¹³ Kontrolluntersuchungen im Jahr 1967 zeigen eine deutliche Beschleunigung des Besiedlungsprozesses, deuten also auf eine Minderung der Besiedlungsfeindlichkeit nach 14 Jahren hin (DUNGER, 1968 b).

den gemachten Erfahrungen. Allerdings ist für alle Arten eine starke Hemmung deutlich. Auch für *A. caliginosa* beträgt die normale Wandergeschwindigkeit wenigstens das 2–4fache (GRAFF, 1961).

Haltungsverfahren

Um zu prüfen, welche Faktoren für diese Hemmung verantwortlich sein können, wurden Haltungsverfahren im Freiland auf melioriertem tertiären Boden angelegt.

Hierzu dienten unten offene Gazekäfige (Abb. 4, S. 19) von 1,2 m³ Inhalt, die 1 m tief unter möglicher Beibehaltung der typischen Schichtungsverhältnisse eingegraben wurden. Drei dieser Versuchskästen standen am Standort „Tafel 2“, der eine Tiefenmelioration bis 60 cm erhalten hatte, der 4. Kasten am Standort IV, und zwar an der Stelle, bis zu welcher gerade noch eine *A. caliginosa* vorgedrungen war.

Der Versuchsansatz gliederte sich wie folgt:

- Kasten I: Standort Tafel 2; mit Zusatzkalkung entspr. 100 dt/ha CaO (infolge schlechter Lösung nur geringer Einfluß auf den pH-Wert des Bodens!)
- Kasten II: Standort Tafel 2; mit 20 cm Laubmulchung (Pappellaub)
- Kasten III: Standort Tafel 2; ohne besondere Behandlung
- Kasten IV: Standort IV; ohne besondere Behandlung

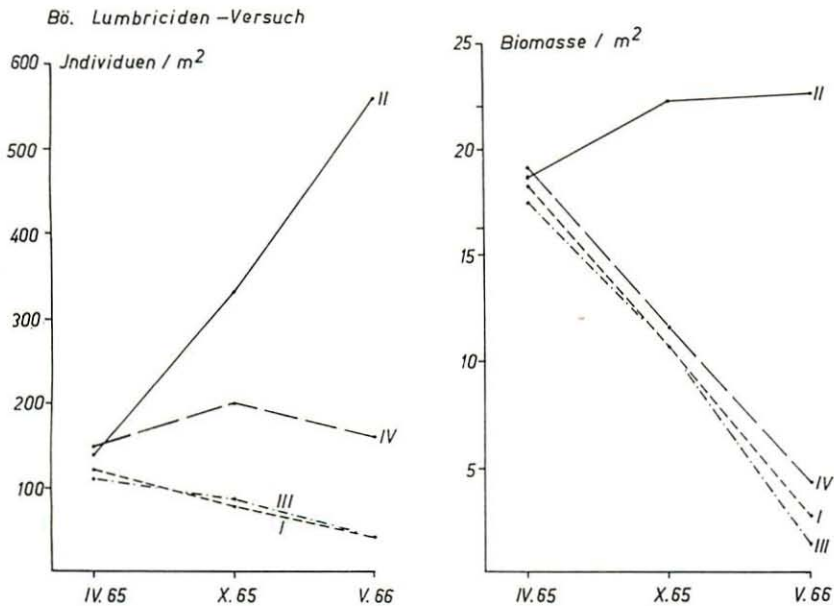


Abb. 89. Gesamtergebnis des Freiland-Haltungsverfahrens von Lumbriciden auf tertiärem Rohboden der Kippe bei Böhlen.

IV.65 = Ansatz; X.65 = 1. Kontrolle; V.66 = 2. Kontrolle. Weitere Erläuterungen im Text.

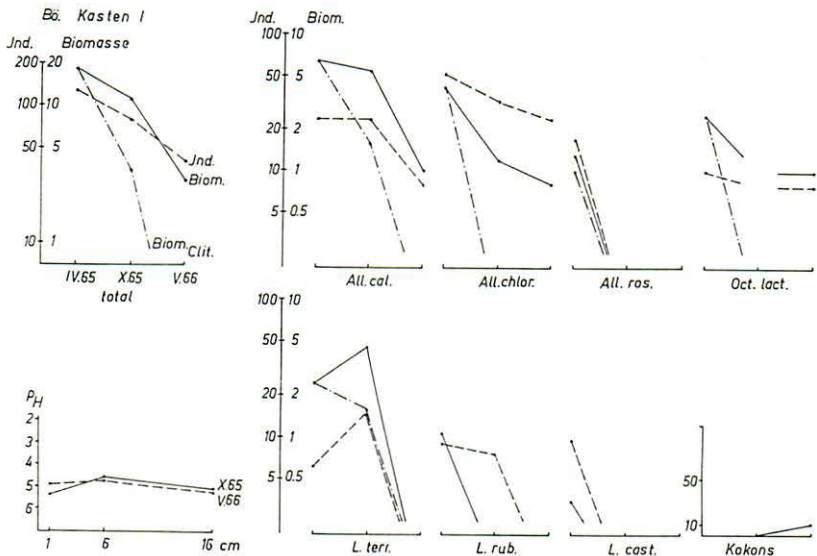


Abb. 90. Haltungsver Versuch von Lumbriciden auf tertiärem Rohboden des Standortes Tafel 2 mit Zusatzkalkung.

Ausgezogene Linien: Gesamtbiomasse der Art bzw. (links oben) aller Lumbriciden;
 Strich-Punkt-Linie: Anteil der geschlechtsreifen Würmer mit Clitellum an der Biomasse;
 gestrichelte Linie: Individuenzahlen
 Darstellung links unten: pH-Werte in 1, 6 und 16 cm Tiefe.

In diese Kästen wurden im April 1965 jeweils etwa 125 vorwiegend geschlechtsreife Individuen der Arten

<i>Allolobophora caliginosa</i>	<i>Lumbricus terrestris</i>
<i>Allolobophora chlorotica</i>	<i>Lumbricus rubellus</i>
<i>Allolobophora rosea</i>	<i>Lumbricus castaneus</i>
<i>Octolasion lacteum</i>	<i>Dendrobaena octaedra</i>

eingesetzt. Im Oktober 1965 und Mai 1966 erfolgte eine gründliche Durchsicht der Kästen, wobei das Tiermaterial lebend bestimmt und in die Kästen zurückgesetzt wurde. Die Ergebnisse sind in der Übersicht Abb. 89 und in den Details Abb. 90–93 dargestellt.

Es zeigte sich, daß lediglich mit Mulchung eine befriedigende Haltung möglich ist. In den anderen Kästen konnten nach der Überwinterung (bis zur Untersuchung im Mai 1966 war noch keine Trockenperiode eingetreten!) nur noch 5–20 % der eingesetzten Biomasse nachgewiesen werden. *Lumbricus terrestris*, *Allolobophora rosea*, *Lumbricus castaneus* und *Dendrobaena octaedra* waren zu diesem Zeitpunkt in keinem der Kästen mehr vorhanden. Die dominierende Rolle spielte überall *Allolobophora caliginosa*, die sich allerdings auch lediglich in der Mulchung (Kasten II) vermehrte. Hier fanden auch *A. chlorotica* und wie erwartet die Streuart *Lumbricus rubellus* Lebensmöglichkeiten. Jedoch auch letztere Art war bereits stark dezimiert. Überraschenderweise war *D. octaedra* auch in der Mulchung nicht in der Lage zu überdauern. Hierin findet sich

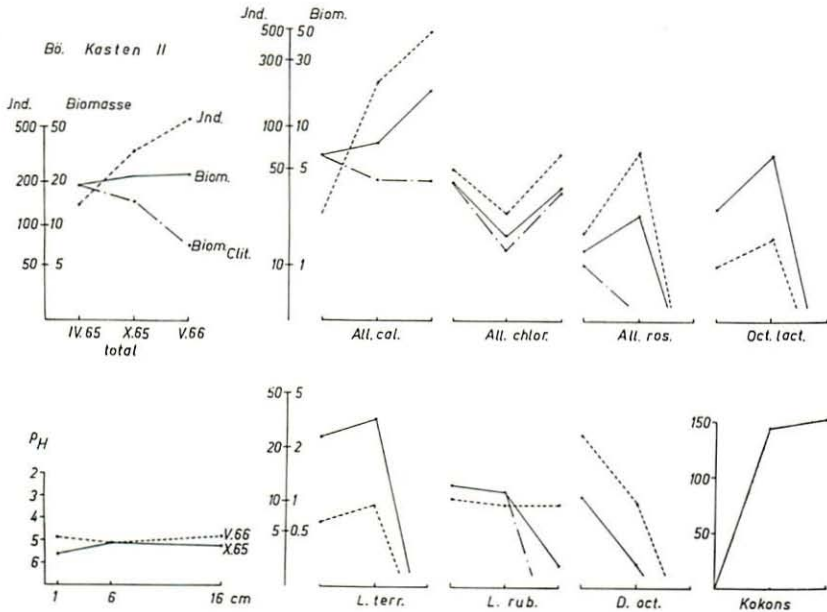


Abb. 91. Haltungsveruch von Lumbriciden auf tertiärem Rohboden des Standortes Tafel 2 mit etwa 15 cm starker Mulchung aus Pappellaub.

zunächst die Erklärung dafür, warum nicht wenigstens säuretolerante Strebewohner auf die aufgeforsteten Tertiärbodenflächen einwandern.

Aufschlußreich ist auch die Zahl der abgelegten Kokons. Hierdurch erweist sich der um 9 Jahre ältere Standort IV dem Standort Tafel 2 deutlich überlegen. Allerdings wurden auch dort nach der Überwinterung keine neuen Kokons mehr registriert. In der Mulchung stammten die Kokons des Frühjahres nur von *A. caliginosa* und *A. chlorotica*.

Der Versuch mit Kasten I verlief insofern unbefriedigend, als sich die Kalkgabe infolge der ungünstigen Lösungsbedingungen und der Schwerbenetzbarkeit des Bodens nicht auf den Säuregrad des Bodens auswirkte. Immerhin standen den Tieren feinverteilte Kalkkonkretionen zur Aufnahme zur Verfügung. Eine positive Wirkung auf das Überdauern der Lumbriciden (Abb. 90) im Vergleich zum unbehandelten Kasten III (Abb. 92) kann bei *A. chlorotica*, *O. lacteum* und *L. terrestris* festgestellt werden. Die letztere Art fehlt jedoch nach der Überwinterung auch hier, und *A. caliginosa* läßt keine Verbesserung der Verhältnisse erkennen. Die „Regenwurmfeindlichkeit“ des Tertiärbodens ist also noch nicht aufgehoben. Mit Rücksicht auf die methodische Unvollkommenheit der Kalkgabe kann aus diesem Versuch nicht entschieden werden, ob eine erhöhte Säureabstumpfung die Besiedlungshemmung für Lumbriciden auf den meliorierten Rohbodenflächen beseitigt.

Eindeutig kann festgestellt werden, daß für die Mehrzahl der Arten nicht der Nahrungsmangel als entscheidender Hemmfaktor angesehen werden darf. Dieser wird vielmehr im Komplex der mineralischen und strukturellen Eigenschaften des Tertiärmaterials zu suchen sein, insbesondere in der wahrscheinlich starken Säureaktivierung auf der Haut und im Darmkanal der Lumbriciden. Hiergegen scheint *A. caliginosa* das größte Widerstandsvermögen zu besitzen.

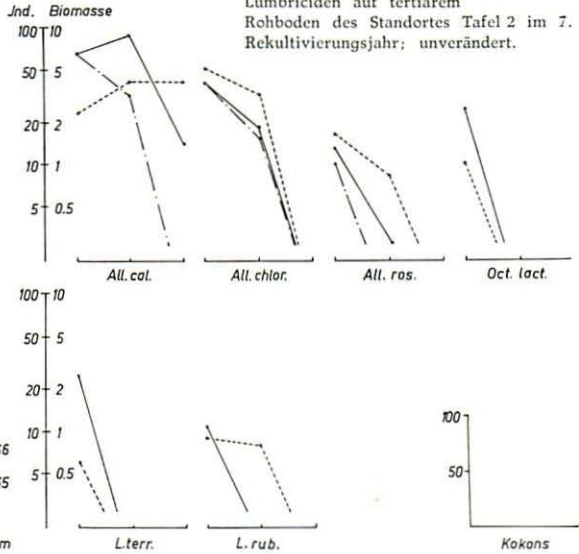
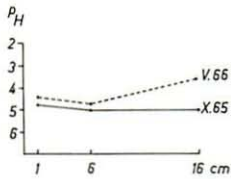
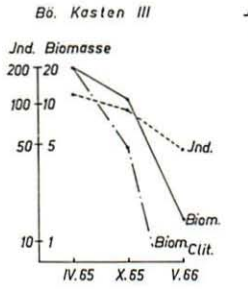


Abb. 92. Haltungsveruch von Lumbriciden auf tertiärem Rohboden des Standortes Tafel 2 im 7. Reaktivierungsjahr; unverändert.

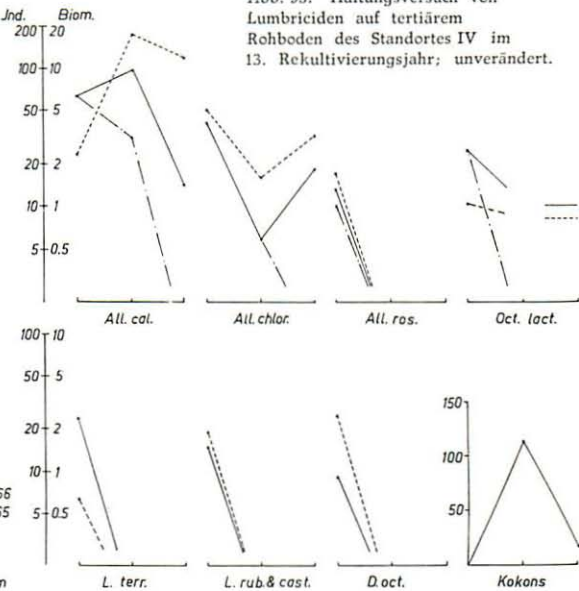
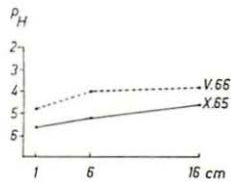
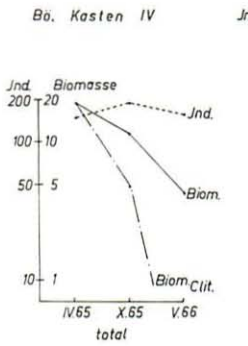


Abb. 93. Haltungsveruch von Lumbriciden auf tertiärem Rohboden des Standortes IV im 13. Reaktivierungsjahr; unverändert.

Mollusken

Zur Beurteilung der Molluskenfauna war es in weit stärkerem Maße als bei den bislang besprochenen Gruppen nötig, zusätzliche Beobachtungen und Aufsammlungen zu berücksichtigen. Entsprechend ist die quantitative Einschätzung unsicherer. Die Verteilung der gefundenen Arten ist in Tabelle 48 dargestellt. Für den vergleichsweise mit angeführten Auwald wurden nur die quantitativen Proben berücksichtigt, die Liste stellt keinesfalls das Arteninventar dieses Restgehölzes dar. Die Bestimmung der Arten verdankt der Verfasser Frau Dr. Gisela Vater, Görlitz.

Ähnlich wie bei den Lumbriciden kommt der Verbreitungsfähigkeit bei den Mollusken eine besondere Bedeutung zu. Dies gilt vor allem für die Gehäuse-schnecken, die als „bearbeitungsfeindlich“ bekannt sind. Als besonders wanderaktiv zeigen sich Arten der Gattung *Vallonia*. Charakteristisch erscheint, daß sich auf den feuchteren Böden der Berzdorfer Halden *Vallonia pulchella*, auf der Böhleener Tertiärkippe dagegen die mehr trockenresistente *V. costata* vermehrt. Von den Glasschnecken tritt hier auch die gegen Trockenheit wohl unempfindlichste einheimische Art dieser Gruppe, *Vitrina pellucida*, auf. Der durch die Gehölzaufpflanzung 1960 nochmals gestörte Feldrandstandort V beherbergt während der Prüfzeit keine Gehäuseschnecken. Auf der Langteichhalde bei Berzdorf zeigt die starke Entwicklung der Weinbergschnecke an, daß das Angebot an mit der Nahrung aufnehmbarem Kalk für eine stärkere Ausbildung der Molluskenfauna durchaus hinlänglich ist. Dies bestätigt die Auffassung, daß die Gehäuseschnecken als Standortsindikatoren solcher nur wenige Jahre alter Flächen nur nach genauer Untersuchung der Einwanderungsbereitschaft und -möglichkeit geeignet sind.

Von den Nacktschnecken erlangen *Deroceras*-Arten die weiteste Verbreitung. Nach Sektionsbefunden sind hieran mindestens *D. reticulatum* (O. F. Müller) und *D. agreste* (L.) in Berzdorf, in Böhlen dagegen wohl nur *D. reticulatum* beteiligt. Spätere Stadien der Berzdorfer Halden werden durch die Kiefernwald-Art *Arion subfuscus* gut charakterisiert. Der fehlende Nachweis in der Lärchenanpflanzung ist vermutlich auf das geringere Durchsuchen dieses Stückes zurückzuführen.

Tabelle 48. Verbreitung der Mollusken auf den Halden und im Auwald bei Berzdorf und auf der Kippe bei Böhlen (Zeichenerklärung s. Text S. 179)

Standort	Berzdorf								Böhlen				
	N	T	LAC	E-H	LE	LF	A-D	W	I	II	III	IV	V
<i>Vallonia pulchella</i> (O. F. Müll.)	—	×	—	—	—	—	×	+	—	—	—	—	—
<i>Vallonia costata</i> (O. F. Müll.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	+	—
<i>Vitrina pellucida</i> (O. F. Müll.)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	+	—
<i>Euconulus fulvus</i> (O. F. Müll.)	—	—	—	○	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Helix pomatia</i> L.	—	—	+	×	×	—	+	—	—	—	—	—	—
<i>Vertigo</i> sp.	—	—	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—	—
<i>Vitrea crystallina</i> (O. F. Müll.)	—	—	—	—	—	—	×	×	—	—	—	—	—
<i>Retinella petronella</i> (Charp.)	—	—	—	—	—	—	—	+	—	—	—	—	—
<i>Perforatella bidens</i> (Chemn.)	—	—	—	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—
<i>Deroceras</i> sp.	—	×	○	×	—	—	×	×	○	—	—	—	○
<i>Arion subfuscus</i> (Drap.)	—	—	—	×	○	—	×	×	+	—	—	—	—
<i>Arion circumscriptus</i> Johnston	—	—	—	—	—	—	—	○	—	—	—	—	—

Wirbeltiere

Die Besiedlung der Halden und Kippen durch Wirbeltiere darf nicht unerwähnt bleiben, obwohl in dieser Richtung keine besonderen, insbesondere keine quantitativen Untersuchungen angestellt wurden.

Auf den tertiär-pleistozänen Halden bei Berzdorf gewinnt in den mittleren Rekultivierungsstufen (6.–8. Jahr) die Ostschermaus (*Arvicola terrestris* [L.]) hohe Bedeutung. Am Standort A–D war insbesondere im 10.–12. Jahr jeder Quadratmeter von wenigstens 1–2 sehr oberflächlich liegenden Wühlgängen dieser Art durchzogen. Ähnlich stark waren in den späteren Untersuchungsjahren (1963–66) der Standort E–H und zuletzt auch die Teichhalde (T) durch die Ostschermaus beeinflusst. Die Gänge wurden in Senken und Rippen etwa gleichstark angelegt. Auf dem Tertiärboden der Böhlener Kippe konnten solche Gänge nicht beobachtet werden.

Ebenfalls auf die Berzdorfer Halden beschränkte sich das Auftreten der Waldspitzmaus (*Sorex araneus* [L.]). Sie wurde besonders am Standort A–D gelegentlich in den Bodenfallen erbeutet. An den jüngeren Standorten T und N trat sie während der Beobachtungszeit noch nicht auf, ebenso fehlte sie in den Nadelholzpflanzungen.

Bedeutung für die Entwicklung der Haldenstandorte hat weiterhin die bereits nach 3–4 Jahren einsetzende Besiedlung mit Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus* [L.]). In den späteren Jahren wechselte auch häufig Rehwild (*Capreolus capreolus* [L.]) ein. Letzteres wurde für die Böhlener Kippenfläche nicht bekannt.

Als wichtiger Besiedler der Böhlener Kippe muß dagegen der Fasan genannt werden (*Phasianus colchicus* [L.]). Er erreicht hier eine sehr hohe Individuendichte und dürfte somit dezimierend auf die sich entwickelnde Oberflächenfauna Einfluß nehmen.

Das Auftreten weiterer Arten, obwohl teilweise von lokalfaunistischem Interesse, wie z. B. die Beobachtung des Wiedehopfes auf den Berzdorfer Halden, berührt das Ziel der Arbeit nicht und soll daher hier unberücksichtigt bleiben.

6.3.3. Die pedozoologischen Affinitätsbeziehungen der Standorte

Die vorstehenden Faunenanalysen auf der aut- und synökologischen Basis führen zur Beschreibung sehr verschiedenwertiger Eigenschaften der Standorte. Die hieraus für die vergleichende Standortdiagnose zu ziehenden Schlußfolgerungen lassen je nach der persönlichen Erfahrung des Bearbeiters, der subjektiven Einschätzung der Befunde und der Intensität der Untersuchung eine beträchtliche Toleranz zu. Eine objektive, d. h. mathematisch-statistisch faßbare und übersichtliche Darstellung der gesicherten Aussage ist daher erwünscht. Eine solche Möglichkeit bietet sich in der Berechnung der Ähnlichkeit (Affinität) der Standortfaunen an. Als Grundlage hierfür kann die Überlegung gelten, daß die Faunulae zweier verglichener Standorte um so ähn-

licher sein werden, je ähnlicher die abiotischen und biotischen Lebensbedingungen in beiden Standorten sind. Über die Richtung und die qualitative Ursache der Affinität kann bei einem solchen Vergleich nichts ausgesagt werden. Die Grundhypothese beinhaltet weiterhin, daß der Standortvergleich auf dieser Grundlage nur dann zulässig ist, wenn man mit dem gleichen regionalen Besiedlungspotential rechnen darf, d. h., wenn nicht einzelne Arten durch standortsunabhängige Faktoren an der Besiedlung gehindert sind.

Methodische Grundlagen

Für die Ähnlichkeit der Fauna oder Flora zweier Standorte sind über 20 verschiedene Berechnungsmethoden vorgeschlagen worden. Eine repräsentative Auswahl hat CANCELA DA FONSECA (1966) vergleichend zusammengestellt. Sie können der biologischen Grundlage nach in zwei Gruppen getrennt werden, die Präsenz/Absenz-Berechnung und die Abundanz/Konstanz/Dominanz-Berechnung.

Präsenz/Absenz. Gewöhnlich wird angestrebt, die Ähnlichkeit zweier Standorte auf Grund des gemeinsamen Besitzes bestimmter Arten ohne Rücksicht auf deren jeweilige Bedeutung in den Gemeinschaften zu ermitteln („Arten-Affinität“).

Am gebräuchlichsten sind hierfür die Jaccard'sche Zahl (Ja) oder der Sørensen-Quotient (QS). Sie errechnen sich nach den Formeln:

$$Ja = \frac{a}{b+c-a} \qquad QS = \frac{2a}{b+c}$$

Hierbei sind

a = Zahl der in beiden Standorten gemeinsam vorkommenden Arten

b = Zahl der nur im Standort I vorkommenden Arten

c = Zahl der nur im Standort II vorkommenden Arten

Im bodenzoologischen Bereich sind meist nur Stichproben, selten aber die wirkliche Gesamtzahl der vorkommenden Arten bekannt. Es ist daher zu wünschen, daß der verwendete Index von der Probengröße unabhängig ist, besonders dann, wenn der dem Vergleich zugrundeliegende Probenumfang nicht voll übereinstimmt. Diese Forderung erfüllen beide genannten Indices (Ja; QS) nicht. MOUNTFORD (1962) schlug deshalb einen Exponential-Index (I) vor, der auf dem Mannigfaltigkeits-Index α (s. S. 158) beruht und sich durch die Formel

$$e^{bI} + e^{cI} = 1 + e^{(b+c-a)I}$$

darstellen läßt. Die Berechnung geschieht durch Interpolieren in einer Exponential-Tabelle oder auf nomographischem Wege.

Eine Erweiterung der sachlichen Basis des ökologischen Vergleiches ist durch Benützung des χ^2 -Testes möglich. Die Berechnung geht von der 2-mal-2-Tafel aus und setzt das Festlegen einer Grundgesamtheit N voraus. Ist N die Summe der für die Besiedlung beider verglichenen Standorte regional in Betracht kommenden Arten, so ist $d = N - (a+b+c)$ = Zahl der beiden Standorten fehlenden Arten. Die 2-mal-2-Tafel lautet dann:

		Standort II		
		Präsenz	Absenz	
Standort I	Präsenz	a	b	a+b
	Absenz	c	d	c+d
		a+c	b+d	N

Die χ^2 -Methode läßt verschiedene Möglichkeiten der Bildung von Affinitäts-Koeffizienten zu. Im Anschluß an BONNET (1964) wird hier der Korrelations-Koeffizient φ benutzt:

$$\varphi = \pm \sqrt{\frac{\chi^2}{N}} = \frac{|ad-bc|}{\sqrt{(a+b)(c+d)(a+c)(b+d)}}$$

Da bei den hier zur Diskussion stehenden Vergleichen stets

$$\frac{(a+b) \cdot (a+c)}{N} \quad \text{bzw.} \quad \frac{(c+d) \cdot (b+d)}{N} < 500$$

ist, muß die Formel noch nach der Yates'schen Korrektur verändert werden in

$$\varphi_c = \pm \sqrt{\frac{\chi^2_c}{N}} = \frac{|ad-bc| - \frac{N}{2}}{\sqrt{(a+b)(c+d)(a+c)(b+d)}}$$

Das Vorzeichen des Korrelations-Koeffizienten φ_c ergibt sich nach DAGNELIE (1960; zit. nach CANCELA DA FONSECA, 1966) aus:

$$\begin{aligned} a > \frac{(a+b) \cdot (a+c)}{N} &= \text{positive Affinität} \\ a = \frac{(a+b) \cdot (a+c)}{N} &= \text{keine Affinität} \\ a < \frac{(a+b) \cdot (a+c)}{N} &= \text{negative Affinität} \end{aligned}$$

Der Begriff der „negativen Affinität“ kann biologisch so aufgefaßt werden, daß beide verglichenen Stichproben bzw. Populationen mehr unterschiedliche als gemeinsame Charakterzüge aufweisen. Die Anwendung der χ^2 -Methode ist nicht die einzige Möglichkeit, die Grundgesamtheit der in Betracht kommenden Arten in die biozönotische Affinitätsrechnung einzuführen (CASSAGNAU und MATSAKIS, 1965).

Werden auf einem dieser Wege für 20 Standortfaunulae die Indizes der Arten-Affinität berechnet, so erhält man 190 Werte, die einer übersichtlichen Gliederung bedürfen, um überschaubar zu werden. In der Literatur wird hierfür gewöhnlich die graphische Darstellung einer Korrelationstabelle benutzt. Eine solche Tabelle ist jedoch selbst bei geringem Umfang schwer lesbar, vor allem zeigt sie nicht das Endergebnis der statistischen Gruppierung der Standorte. Eine derartige Klassifikation läßt sich dagegen mit der von MOUNTFORD (1962) vorgeschlagenen Methode in übersichtlicher Weise erreichen. (Abb. 94).

Die Entscheidung, welche der möglichen Affinitäts-Berechnungen angewendet werden sollte, richtet sich — soweit die statistischen Voraussetzungen erfüllt sind — nach deren Aussagekraft für das jeweilige Problem. Zur Orientierung werden in Abb. 95 die Affinitäts-Klassifikationen der Collembolen-Faunulae der Böhleener Kippenstandorte nach 4 Methoden verglichen. Die Ergebnisse nach der Jaccard'schen Zahl und dem Sorensen-Quotienten sind fast identisch, unterscheiden sich aber durch höhere Affinität der Standorte II/III zu IV von den Ergebnissen nach I und φ_c . Da die erstgenannten Indizes nach den Untersuchungen von BONNET (1964) eine geringere Unterscheidungskraft haben und weiter mit dem Nachteil der Abhängigkeit von der Probengröße behaftet sind, sollen sie hier ausscheiden. Von den verbliebenen zeigt φ_c eine schärfere Differenzierung zwischen der Fauna des Kulturbodens (V) und des Tertiärbodens (I-IV). Dieser Methode soll deshalb hier der Vorzug gegeben werden.

Sie setzt jedoch die Klärung der Frage voraus, wie die Grundgesamtheit der Arten jeweils zu ermitteln ist. Wählt man hierfür die Gesamtzahl der faunistisch regional bekannten Arten, so wird der Affinitätsgrad der untersuchten Standorte durch die Zahl der diesen gemeinsam fehlenden Arten herabgedrückt. Beschränkt man die Grundgesamtheit dagegen auf die Summe der auf allen geprüften Standorten gefundenen Arten, so erhöht sich die Variationsbreite des Affinitätsgrades, was für die begrenzte Fragestellung dieser Arbeit von Nutzen ist. Daher wurde so verfahren.

Carabidae QS

	I	II	III	IV	V
I		≡	≡	≡≡	•
II	71		•	•	•
III	69	60		≡≡	≡≡
IV	75	63	72		/
V	63	61	72	64	

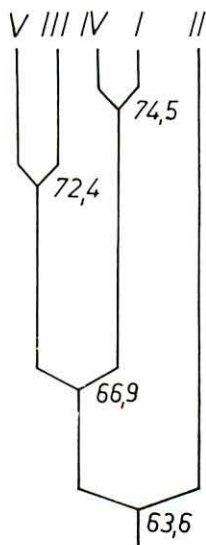


Abb. 94. Darstellung der Arten-Affinität der Carabidenfaunulae von 5 Standorten der Kippe bei Böhlen nach dem Sorensen-Quotient (QS); links als Korrelationstabelle; rechts als Affinitäts-Klassifikation nach MOUNTFORD.

Collembolen Böhlen

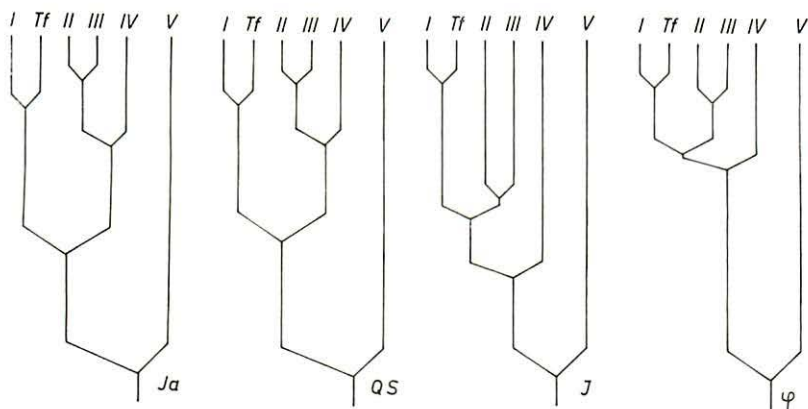


Abb. 95. Affinitäts-Klassifikation der Collembolen-Faunulae nach der Jaccard'schen Zahl (Ja), dem Sorensen-Quotient (QS), dem Mountford-Index (I) und φ . Standorte der Kippe bei Böhlen.

Strebt man mit Hilfe der Affinitätsrechnung einen „objektiven Bestandesvergleich“ (FRANZ, 1963) an, so ist zu fragen, ob das Vorkommen oder Fehlen einer Art eine biologisch tragfähige Aussage ermöglicht. Neben Problemen der Erfassungsmethode (Saisondynamik, Schichtengliederung der Synusien; etc.) ist zu bedenken, daß

- nicht das Auftreten oder Fehlen, sondern die Rolle einer Art in der Gemeinschaft deren biologische Bedeutung bestimmt. Werden akzidentell-subrezedente Arten genauso wie eukonstant-dominante Arten gewertet, so können sich hohe Affinitätsgrade auch bei sehr unterschiedlichen Faunenverhältnissen ergeben. Es ist daher nötig, weiterhin Abundanz/Konstanz/Dominanz-Berechnungen anzustellen.
- die „Art“ als Grundeinheit der statistischen Berechnung nicht in jedem Fall eine einheitliche Basis sichert. Es erscheint empfehlenswert, alle eindeutigen und als genetisch \pm stabil anzusehenden taxonomischen Einheiten gleichberechtigt in Rechnung zu setzen. Damit entscheidet aber der Grad der taxonomischen Bearbeitung nicht unwesentlich über den Erfolg des Affinitätsvergleiches.
- mit der Auswahl der verglichenen Artengruppen jeweils nur ein bestimmter Faktorenkomplex der Standortsbedingungen für den Vergleich festgelegt wird. Je genauer dieser Komplex bekannt ist (auf der autökologischen Stufe), desto besser ist das Ergebnis ökologisch deutbar. Die Vereinigung ökologisch differenter Tiergruppen zur Affinitätsberechnung verfälscht das Ergebnis bis zur Wertlosigkeit, es sei denn es gelingt, einen ausgewogenen und so breiten Ausschnitt aus der Standortsfauna zu prüfen, daß dies dem Vergleich der praktisch nie erfäßbaren Gesamtfauuna gleichkommt. Da dies selten möglich ist, erscheint es geraten, für Affinitätsberechnungen nur überschaubare Gruppierungen auszuwählen. Dies bedeutet, daß z. B. innerhalb der Collembolen eine getrennte Auswertung der epedaphischen und der edaphischen Faunulae nötig ist und daß die Information um so höher sein wird, je unterschiedlicher die ökologischen Ansprüche der in getrennten Berechnungen geprüften Tiergruppen sind (Collembolen; Carabiden).

Abundanz/Konstanz/Dominanz. Der Versuch, die Bedeutung der Art in der Gemeinschaft bei der Affinitätsberechnung zu berücksichtigen, führt zur Berechnung der Abundanz-, Konstanz- oder Dominanz-Affinität.

Man kann diese Beziehungen bereits in die Darstellung der Arten-Affinität einfließen lassen, indem man z. B. die akzidentellen Arten ausschaltet (CASSAGNAU, 1961). Welche Stufe der Begrenzung anzuwenden ist, bleibt jedoch dem Bearbeiter überlassen. Ein Beispiel (Abb. 96) zeigt, daß sich der Affinitätsgrad nach dem Mountford-Index bereits nach Weglassen der Arten mit Konstanzwerten unter 12,5 % ändert (vgl. Abb. 95). Bei Erhöhung der Grenze auf 25 % wandelt sich das Verhältnis abermals. Sachlich deutbar ist diese Erscheinung so, daß die Arten-Affinität im Falle der Berücksichtigung aller Arten bei den Collembolen von der Reaktivierungs-Zeitstufe abhängt. Bei Vernachlässigung der akzidentellen Arten gibt dagegen die Bestockung des Standortes den Ausschlag. Ein Qualitätsmerkmal für die „Güte“ der Methode kann hieraus nicht abgeleitet werden.

Collembolen Böhlen

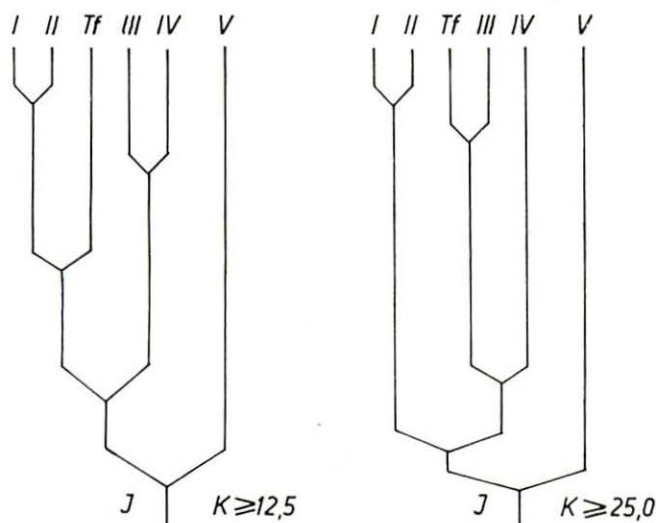


Abb. 96. Affinität der Collembolen-Faunulae unter Beschränkung auf Arten mit mindestens 12,5 % bzw. 25% Konstanz (vgl. Abb. 95).

Die Affinitätsberechnung auf Grund der Individuen-Abundanz ist z. B. nach dem Odum-Index (Od) möglich:

$$\text{Od} = \frac{\sum |n_I - n_{II}|}{N_I + N_{II}}$$

n_I = Abundanz einer Art am Standort I

n_{II} = Abundanz der gleichen Art am Standort II

N_I = Summe der Individuen am Standort I

N_{II} = Summe der Individuen am Standort II

Der Odum-Index stellt die Summe der Abundanzdifferenzen beider Standorte dar, bezogen auf die Gesamtgröße beider Populationen. Er ist um so schlechter brauchbar, je höher die Differenz der Populationsgröße und je höher die Mannigfaltigkeit (α) der Population wird.

Die Dominanz-Affinität wird häufig nach der Renkonen'schen Zahl (Re) berechnet:

$$\text{Re} = \sum D(I; II)$$

wobei D (I; II) den jeweils kleineren der beiden Dominanzwerte einer Art am Standort I bzw. II bedeutet.

Die Renkonen'sche Zahl vergleicht die gemeinsamen Dominanzwerte ohne Rücksicht auf die Populationsgrößen und Probengrößen und setzt daher deren Gleichheit voraus. Dieser Vergleich wurde bereits mehrfach in der Literatur kritisiert. Es erscheint besser, ihn durch die Berechnung der „Homogenität“ zu ersetzen, die bislang auf bodenzoologischem Gebiet keine Anwendung fand.

Die Homogenität zweier Proben (bzw. Probenreihen) kann man nach RIEDL (1953, 1963) auf der Grundlage der Dominanz nach folgender Überlegung bestimmen: Die Dominanz einer Art bezeichnet deren Anteil an der Zusammensetzung der Probe. Auf die Homogenität zweier Proben hat nicht nur die Übereinstimmung der Dominanzen der Arten Einfluß, sondern auch die jeweilige

Bedeutung der Arten im Gesamtgefüge der beiden Proben. Diese ergibt sich aus dem Dominanzmittel und wird von RIEDL als Basis ($B, \%$) bezeichnet:

$$B = \frac{D_I + D_{II}}{2}$$

Die Übereinstimmung der Dominanzen ($\bar{U}W, \%$) kann durch das prozentuale Verhältnis von D_I zu D_{II} ausgedrückt werden:

$$\bar{U}W = \frac{D_I \cdot 100}{D_{II}}, \text{ wobei } D_I < D_{II} \text{ ist.}$$

Das Produkt aus B und $\bar{U}W$, geteilt durch 100, ergibt den Deckungswert ($DW, \%$) für jede einzelne Art. Die Deckungswerte lassen sich anschaulich graphisch darstellen, wenn für jede Art B auf der Ordinate und $\bar{U}W$ auf der Abszisse abgetragen und die eingeschlossene („gedeckte“) Fläche schwarz angelegt wird. Dabei sind die Arten sinnvollerweise nach sinkenden Basis-Werten zu ordnen (Abb. 97).

Die Summe der Deckungswerte ergibt sodann die Homogenität (H) der Proben. Im Vergleich zur Renkonen'schen Zahl kann sie so geschrieben werden:

$$H = \sum DW = \sum \left(\frac{D_I}{2} + \frac{D_I^2}{2 D_{II}} \right) \quad D_I < D_{II}$$

Den Vorteil der Homogenitätsberechnung gegenüber der Renkonen'schen Zahl kann man an folgendem Beispiel verdeutlichen:

Dominanzwerte von 6 hypothetischen Proben

Vergleich: I gegen II . . . IV

Art	Probennummer					
	I	II	III	IV	V	VI
a	60	45	55	35	80	85
b	15	40	—	15	—	15
c	10	5	35	10	—	—
d	10	5	10	10	15	—
e	5	5	—	30	5	—
	100	100	100	100	100	100

	Re-Zahl	Homogenität
I : II	75	62,3
I : III	75	69,0
I : IV	75	65,5
I : V	75	65,8
I : VI	75	66,1

Der besondere Wert der RIEDL'schen Berechnung scheint jedoch weniger im Endergebnis der Homogenität, sondern in der Darstellung der Deckungswerte zu beruhen. Die in Abb. 97 dargestellten Beispiele lassen erkennen, daß einem und demselben Homogenitätswert sehr unterschiedliche Verhältnisse zugrunde liegen können. Der Nachteil dieser für den Einzelvergleich sehr brauchbaren Methode besteht nun wieder darin, daß sie für eine übersichtliche Gruppierung der multiplen Verhältnisse nicht geeignet ist.

Wiederum am gleichen Material getestet, ergeben die Affinitäts-Indizes der zuletzt besprochenen Gruppe die in Abb. 98 dargestellten Unterschiede. Während nach der Aktivitätsdichte der epedaphischen Collembolen die Standorte IV und V nächstverwandt sind, tritt nach der Aktivitätsdominanz der gleichfalls forstlich rekultivierte Standort III an die Stelle des offenen Kulturbodenauftrages (V). Die Renkonen'sche Zahl läßt die nach der Homogenität vorhandene Verwandtschaft der beiden landwirtschaftlich rekultivierten bzw. randbeeinflußten Standorte II und V nicht erkennen.

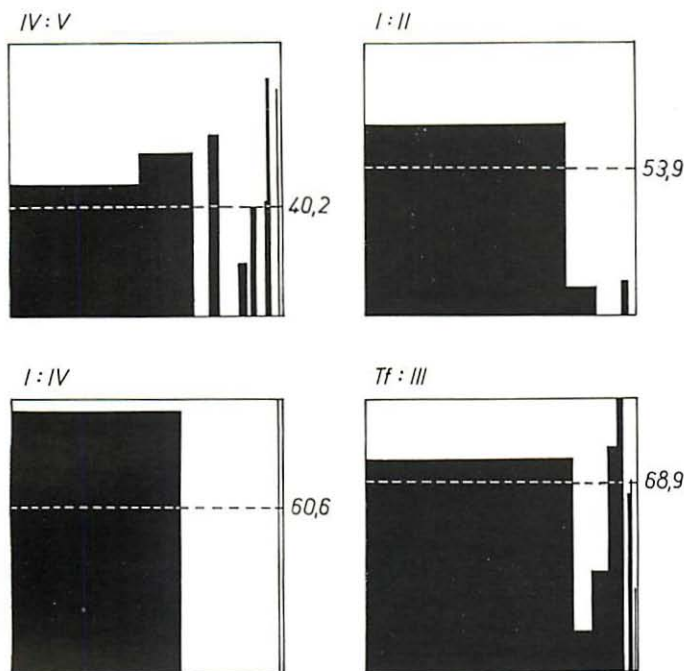


Abb. 97. Beispiele zur Darstellung des Deckungswertes nach RIEDL. Edaphische Collembolen der Standorte auf der Kippe bei Böhlen.

Schließlich sei eine letzte wesentliche Variante besprochen, die bislang nicht beachtet wurde. Die Bedeutung einer Art in der geprüften Gemeinschaft wurde zunächst nur auf der Basis des Individuums eingeschätzt. Es wäre jedoch von hohem Interesse, bei der Affinitätsberechnung auch produktionsbiologische Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Nach der im produktionsbiologischen Teil besprochenen Methode ist es z. B. möglich, den Anteil jeder Art an dem Gesamtgewicht der Gruppe oder besser an der (theoretischen) Gesamttatmung der Gruppe zugrunde zu legen („Atmungs-Dominanz“). Als Ergebnis zeigen sich selbst bei einer doch relativ einheitlichen Gruppe wie den edaphischen Collembolen wesentliche Affinitätsunterschiede gegenüber der Individuen-Dominanz (Abb. 99). Während nach dieser die Fauna des ältesten forstlich rekultivierten Standortes (IV) annähernd gleichstarke Beziehungen zur unbearbeiteten Variante und zu den übrigen, mcliorierten Rohbodenstandorten aufweist, deutet der produktionsbiologische Vergleich auf eine nähere Verwandtschaft zur Fauna des Standortes V hin.

Kombinierte Klassifikation. Die Diskussion der Methoden zur Affinitätsberechnung von Standortfaunen führt zu der Schlussfolgerung, daß es sich hierbei um ein Problem mit vielen Teillösungen, jedoch ohne einheitliche, allgemeingültige Lösung handelt. Vom jeweiligen Zweck her muß entschieden werden, welches die ergebnisreichste, mit den geringsten Nachteilen behaftete Methode ist.

Für den Versuch eines statistischen Vergleichs der Faunenentwicklung in Kippen- und Haldenböden hat die Berechnung der Arten-Affinität und der Do-

Collembolen Fallen Böhlen

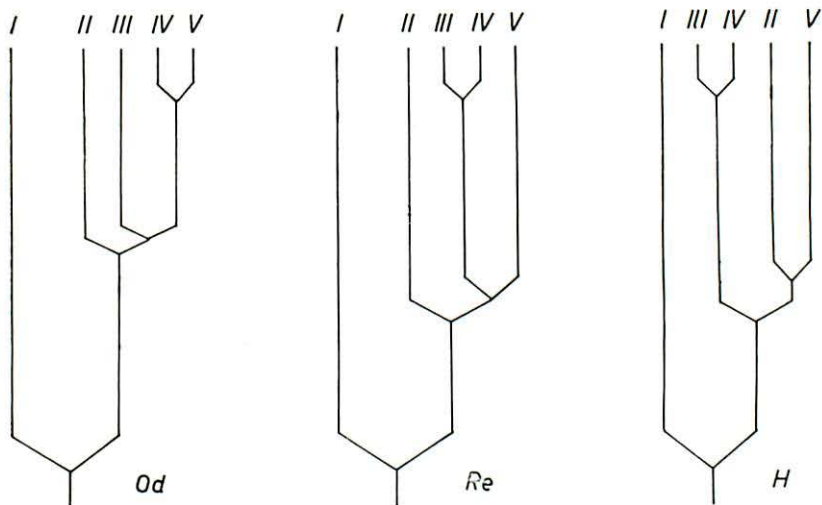


Abb. 98. Affinitäts-Klassifikation der epedaphischen Collembolen auf Standorten der Kippe bei Böhlen nach der Aktivitätsdichte (Od) und der Aktivitätsdominanz (Re; H).

Collembolen Böhlen

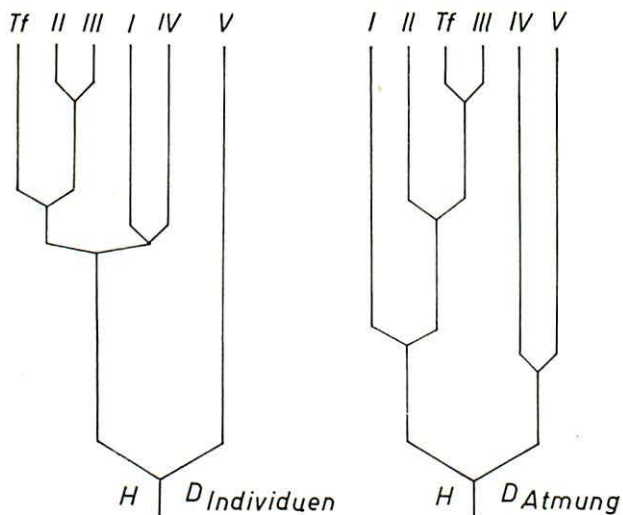


Abb. 99. Vergleich der Affinitäts-Klassifikation der edaphischen Collembolen der Standorte auf der Kippe bei Böhlen nach der Individuen-Dominanz und der Atmungs-Dominanz (Homogenität).

minanz-Affinität gleichermaßen Bedeutung. Aus der Darstellung der Deckungswerte nach RIEDL ist abzuleiten, daß die optimale Lösung in einer Kombination beider Betrachtungsweisen zu suchen ist.

Eine solche Verbindung wird möglich, wenn man im Klassifikationsschema längs der Abszisse die Ähnlichkeits-Verzweigung nach der Arten-Affinität aufträgt und die Standorte sodann auf der oberen Ordinate nach dem Prinzip der größten Dominanz-Affinität ordnet. Hierbei geht man von der Basalverzweigung der Arten-Affinität aus und stellt die jeweils dominanz-ähnlichsten Endglieder beider Zweigsysteme zueinandergewandt im Abstand der jeweiligen Dominanz-Affinität dar (eng verwandt = genähert; wenig verwandt = entfernt). Verfährt man so weiter in der von der Arten-Affinität festgelegten Reihenfolge, so gewinnt man eine eindeutige waagerechte Ausrichtung der ursprünglich um die Längsachsen beliebig drehbaren Ähnlichkeits-Darstellungen mit einer der Grundklassifikation komplementären Aussage. Hierbei können die Arten-Affinität und die Dominanz-Affinität wechselweise zur Grund-Klassifikation herangezogen werden. Von einem solchen Vorgehen ist zu erwarten, daß es optimal imstande ist, die bestehenden Beziehungen widerzuspiegeln. Nach den dargelegten Erfahrungen erschien die Berechnung des q_c für die Arten-Affinität, der Homogenität (H) für die Dominanz-Affinität am geeignetsten.

Ergebnisse

Auf Grund der angeführten Überlegungen wurden für die drei Gruppen der epedaphischen Collembolen, der edaphischen Collembolen und der Carabiden die Affinitätsbeziehungen nach der kombinierten Arten-Dominanz-Methode untersucht. Es liegt nahe, die Ergebnisse mit der ökologisch-soziologischen Einschätzung des Materials zu vergleichen.

Die Klassifikation der epedaphischen Collembolen (Abb. 100–101) zeigt eine scharfe Trennung zwischen den Standorten der Halden bei Berzdorf und der Kippe bei Böhlen. Sie entspricht deren Einteilung in die *Lepidocyrtus paradoxus*- und die *Orchesella quinquelasciata*-Entwicklungsreihe (Tab. 32–35, S. 163). Die Untergliederung der Faunulae der Böhlener Standorte in Synusien (Tab. 35) wird jedoch weder von der Arten-Affinität, noch von der Dominanz-Affinität wiedergegeben. Etwas mehr Übereinstimmung zeigt sich bei der Beurteilung der Berzdorfer Haldenstandorte. Die getrennte Position der nahe verwandten *Entomobrya lanuginosa*-Synusie und der *Hypogastrura succinea*-Synusie der Standorte N und T gegenüber den älteren Stadien tritt auch nach der Affinitätsrechnung deutlich zutage. Eine Abgliederung der Ausbildungen der *Tomoceris vulgari*-Synusie (LAC; LE; LF) gegen diejenigen der *Lepidocyrtus-cyaneus*-Synusie ist jedoch nur nach der Dominanz-Affinität für den extremen Standort LAC angedeutet. Beachtenswert ist die in beiden Darstellungen stärkere Bindung der Faunula der Lärchenaufpflanzung an die entwickelteren Stadien der Standorte A–D und E–H gegenüber der gesonderten Stellung der Faunula des noch stärker verarmten Kiefernstückes (LE). Die Sandstrasse des Standortes E–H (EH_R) tritt in der epedaphischen, beweglicheren Collembolenfauna weder soziologisch noch der Affinitätsbeziehung nach gesondert in Erscheinung (vgl. edaphische Schicht!) Eine einzelne Ausdeutung der Affinitätsbeziehungen der Unterstandorte im Bereich der *Lepidocyrtus cyaneus*-Synusie ist kaum möglich. Häufig scheinen witterungsabhängige Jahresausprägungen ausschlaggebend zu sein.

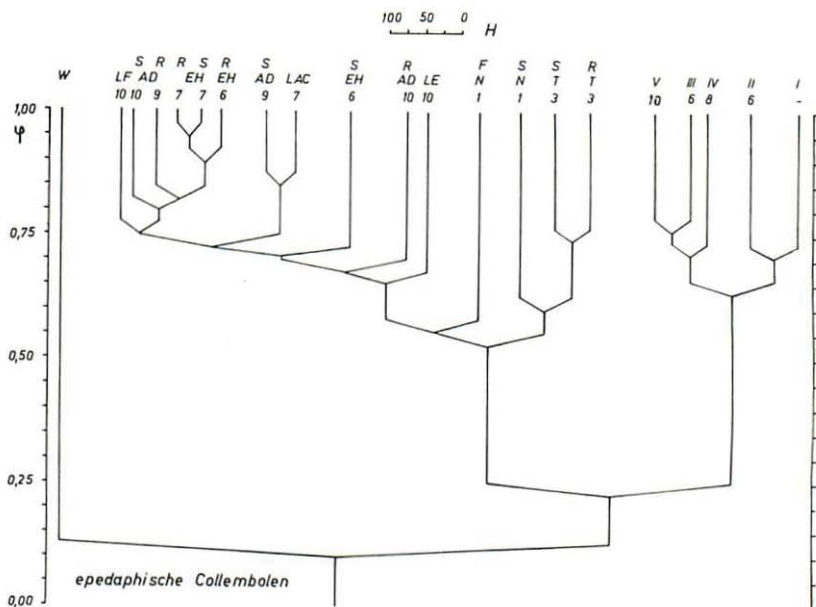


Abb. 100. Klassifikation der epedaphischen Collembolen-Faunulae der untersuchten Standorte nach der kombinierten Arten/Dominanz-Affinität.

Die edaphische Collembolenfauna weist im Gegensatz zur epedaphischen Schicht soziologisch keine Trennung zwischen den Standortgruppen Berzdorf und Böhlen auf (Tab. 37–39, S. 169). Dies zeigt auch die Affinitätsberechnung (Abb. 102–103). Die Abgliederung der *Proisotoma-minuta*-Synusie bestätigt sich im Affinitäts-Test. Differenzen ergeben sich dagegen in der Einschätzung der Varianten der *Isotomodes productus-Anurida pygmaea*-Synusie. Deren *Willemia intermedia*-Variante läßt sich für Böhlen (IV) nicht von den Pionierstandorten abtrennen. Dafür gewinnen der Dominanz-Affinität nach die verarmte *Friesea mirabilis*-Variante der Sandstrosse (EH_R), der Arten-Affinität nach die arme Ausbildung der *Isotomodes productus*-Synusie nähere Bindung an diese Pionierstadien. Überraschend ist die Affinitäts-Eingliederung der Berzdorfer *Willemia*-Variante (T) in die älteren Standorte. In der Beurteilung der edaphischen Faunula des Böhlener Kulturbodenauftrages (V) stimmen dagegen soziologische Gliederung und Affinitäts-Klassifizierung weitgehend überein.

Entsprechende Berechnungen wurden schließlich an den Carabiden der untersuchten Standorte ausgeführt (Abb. 104–105). Hier treten charakteristische Unterschiede in der Betrachtung nach der Arten-Affinität gegenüber der Dominanz-Affinität zutage. Die erstere bewertet die allgemein auf den Standor-

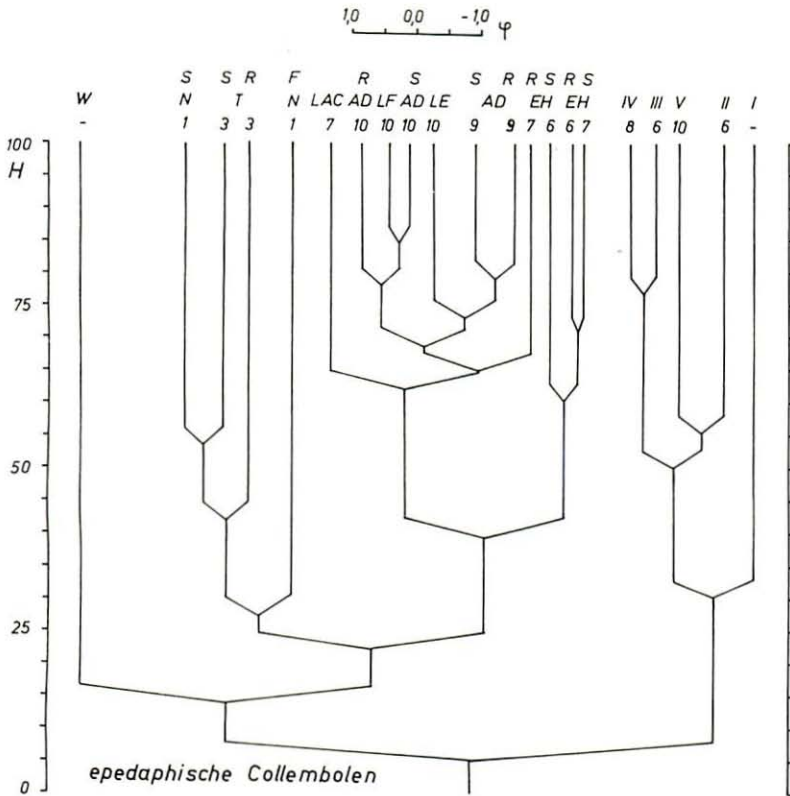


Abb. 101. Klassifikation der epedaphischen Collembolen-Faunulae der untersuchten Standorte nach der kombinierten Dominanz/Arten-Affinität.

ten der Böhlener Kippe auftretenden Arten so stark, daß diese Standortsgruppe einen geschlossenen Ähnlichkeits-Zweig bildet, an den die Besiedlung der Außenhalde Nord (N) nur lose angefügt ist. Den Dominanzverhältnissen nach besteht dagegen eine weitaus stärkere Bindung der Berzdorfer Pionierbesiedlung an die entsprechenden Stadien in Böhlen, wohingegen der (1960) 10jährige Kulturboden-Standort (V) in den Affinitätsbereich der älteren Rekultivierungsstadien der Berzdorfer Halden rückt. Hierin drückt sich besonders die übereinstimmende Dominanz von *Pterostichus vulgaris* aus, die auch tatsächlich eine vergleichbare Entwicklungsstufe anzudeuten scheint.

Im Gegensatz zu den für die Collembolenfaunulae erhaltenen Ergebnissen scheint die Klassifikation der Carabidenpopulationen nach der Arten-Affinität

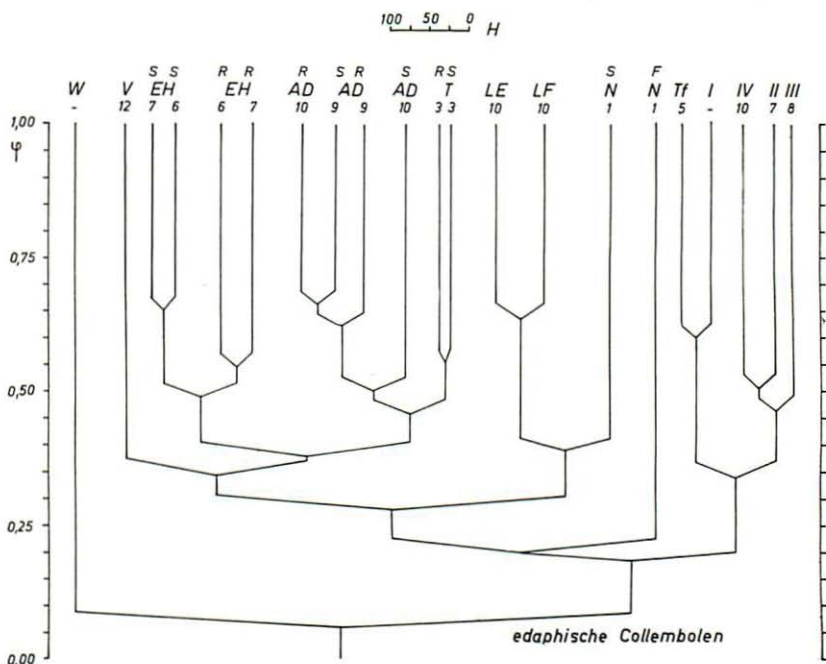


Abb. 102. Klassifikation der edaphischen Collembolen-Faunulae der untersuchten Standorte nach der kombinierten Arten/Dominanz-Affinität.

weniger aussagekräftig zu sein. Man muß hierin eine Folge der relativ eng benachbarten Lage der Probenstellen auf der Kippe bei Böhlen und z. T. auch auf der Langteichhalde bei Berzdorf sehen. Die räumliche Trennung reicht hierbei nicht aus, um den Einfluß der „zufälligen Überläufer“ auf die Berechnung der Arten-Affinität auszugleichen.

Die Affinitätsrechnung erbringt im Vergleich zur ökologisch-soziologischen Auswertung des Materials erwartungsgemäß keine neuen Gesichtspunkte. Da es kein objektives Kriterium dafür gibt, welcher Klassifizierungsmethode und welcher Tiergruppe der Vorrang oder auch nur ein höherer Wert zuzubilligen ist, stehen die dargestellten Varianten gleichberechtigt nebeneinander, ohne in jedem Fall zu einer einheitlichen „objektiven“ Beurteilung zu führen.

Aus praktischen Gründen liegt es daher nahe, der Affinitätsbeurteilung primär die soziologische Analyse zugrunde zu legen, die mathematisch-statistische Affinitätsberechnung dagegen nur zur sekundären Prüfung von Teilaspekten des ökologischen Vergleichs hinzuzuziehen. Ein solches Verfahren erscheint auch logisch begründet. Die statistische Berechnung setzt eine völlige Gleichwertigkeit der einbezogenen Arten voraus. Die soziologische Analyse

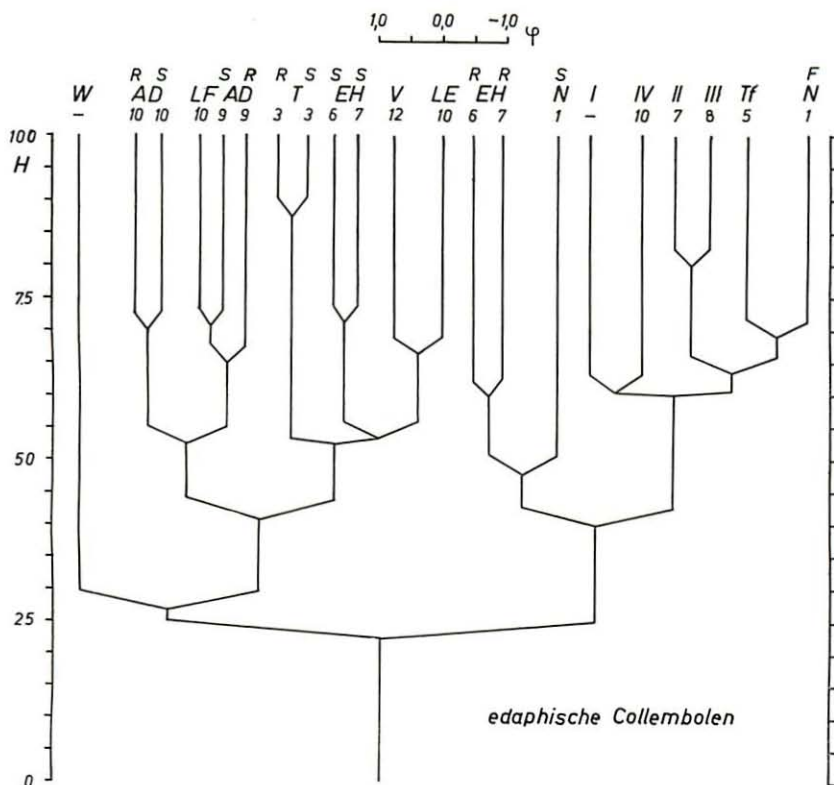


Abb. 103. Klassifikation der edaphischen Collembolen-Faunulae der untersuchten Standorte nach der kombinierten Dominanz/Arten-Affinität.

bewertet dagegen stenöke „Indikator“-Arten bzw. stete „Charakter“-Arten stärker als euryöke bzw. unstete Arten, erschließt also eine weitere Information. Die jeweils interessierenden Komponenten der ökologischen Valenz der Charakterarten sind grundsätzlich quantitativ (im ökologischen Experiment) deutbar. Es ist daher nicht zu befürchten, daß hierbei eine objektive Methode (Berechnung) durch eine subjektive „Kunst“ (soziologische Gruppierung) ersetzt wird.

Der hier vorgenommene Vergleich führt somit zu dem methodischen Ergebnis, daß eine mathematisch-statistische Nachprüfung der soziologischen Analyse für die Zwecke der pedozoologischen Standortdiagnose nur im speziellen Fall und im biologisch sinnvollen Rahmen Erfolg verspricht.

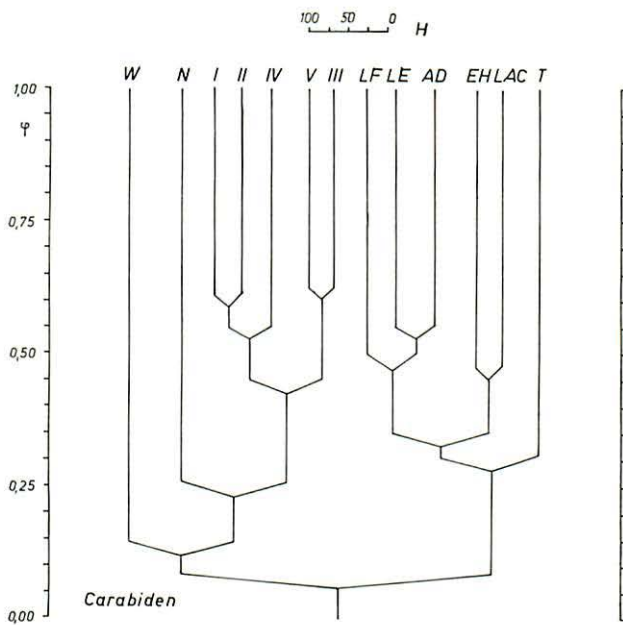


Abb. 104

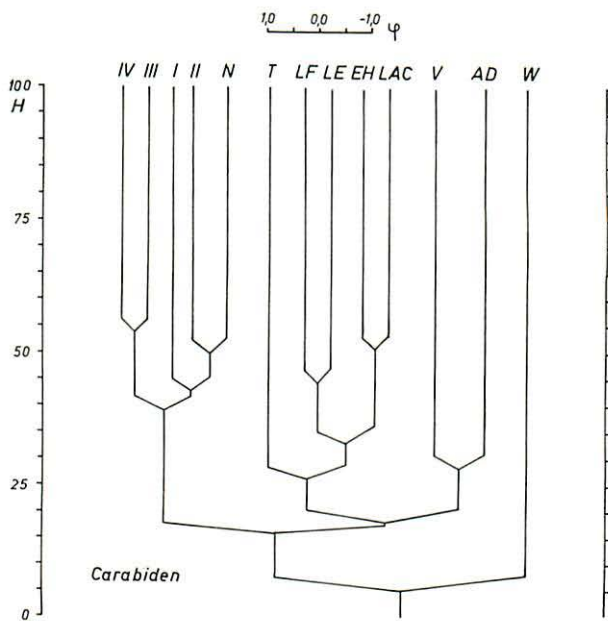


Abb. 105

6.3.4. Die ökologische Konvergenz der Standorte

Eine andere Möglichkeit der objektiven Darstellung der Ergebnisse bietet sich in dem Vergleich der ökologischen Konvergenz der Standorte. Im Gegensatz zur Affinität der Faunulae auf der Grundlage des Artenbestandes drückt die ökologische Konvergenz nach BONNET (1964) die Struktur der Population aus. Diese läßt sich am klarsten durch zwei relative Populationscharakteristika kennzeichnen, die Artenmannigfaltigkeit (α , s. S. 158) und die Dominanz-Struktur (GAUSE, 1936; KACZMAREK, 1963; auch „Abundanzstaffelung“ genannt: TRETZEL, 1955). Danach sind Standorte, die bei vergleichbarer Populationsdichte von einer ähnlichen Zahl von Arten mit einer ähnlichen Verteilung der Abundanzprozente besiedelt werden, ökologisch konvergent, auch wenn keine Übereinstimmung in den Arten selbst besteht.

Nach dem Vorschlag von BONNET (1964) kann man die Dominanz-Struktur durch die Streuung der Abundanz-Prozente erfassen:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{N - 1}} \qquad \bar{x} = \frac{1}{N} \sum x_i = \frac{100}{N}$$

x_i = Dominanz ($\%$) einer Art N = Zahl der Arten

Der Sinn der ökologischen Konvergenz ist in der Umkehrung der biozönotischen Grundprinzipien von THIENEMANN (1920) gegeben. Eine hohe Artenmannigfaltigkeit (α) zeigt variable Lebensbedingungen an, ein niedriger α -Wert dagegen einseitige. In je größerem Individuenreichtum die einzelnen Arten auftreten, bzw. in je höherem Grade einzelne Arten durch hohe Dominanz hervortreten, d. h. je höher der Wert σ wird, desto mehr entfernen sich die Lebensbedingungen eines Biotopes vom Normalen und für die meisten Organismen Optimalen. Der von BONNET (1964) eingeführte Quotient σ/α , der hier als „BONNETsche Zahl“ (Bo) bezeichnet werden soll, beinhaltet somit einen mathematischen Ausdruck der THIENEMANN'schen ökologischen Grundprinzipien.

$$Bo = \frac{\sigma}{\alpha}$$

Je niedriger die BONNETsche Zahl ist, desto ausgeglichener und durchschnittlich optimalere Lebensbedingungen kann man am Standort erwarten. Hohe Werte weisen auf das Wirken extremer Milieufaktoren hin.

Abb. 104 und 105. Klassifikation der Carabiden-Faunulae der untersuchten Standorte nach der kombinierten Arten/Dominanz-Affinität (oben) und Dominanz/Arten-Affinität (unten).

Wie bereits für die Berechnung der Affinität diskutiert, muß man auch hier berücksichtigen, daß je nach der Wahl der Tiergruppe die ökologische Konvergenz nur für die jeweils entsprechenden Strukturteile (hier: Bodenschichten) des Standortes betrachtet werden kann. Für die edaphische Schicht werden die mit dem Berlese-Tullgren-Trichter gewonnenen Collembolen ausgewertet. Für die epedaphische Schicht stehen dagegen lediglich Fallenfang-Ergebnisse mit der nötigen Reichhaltigkeit zur Verfügung. Hierbei handelt es sich nicht um Populationsstrukturen, sondern um Aktivitätsstrukturen. Inwieweit die BONNETSchen Zahlen nach Aktivitäts-Charakteristika die dargelegten ökologischen Gesetzmäßigkeiten erkennen lassen, ist unbekannt. Da jedoch zwischen Populationsstruktur und Aktivitätsstruktur nur graduelle, nicht jedoch grundsätzliche Unterschiede anzunehmen sind, sollen hier die Fallenfang-Ergebnisse der epedaphischen Collembolen und der Carabiden gleichfalls zur Betrachtung der ökologischen Konvergenz herangezogen werden. Ein direkter Vergleich von Populations- mit Aktivitätsstrukturen ist jedoch nicht zulässig. Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle 49 und Abb. 106 dargestellt.

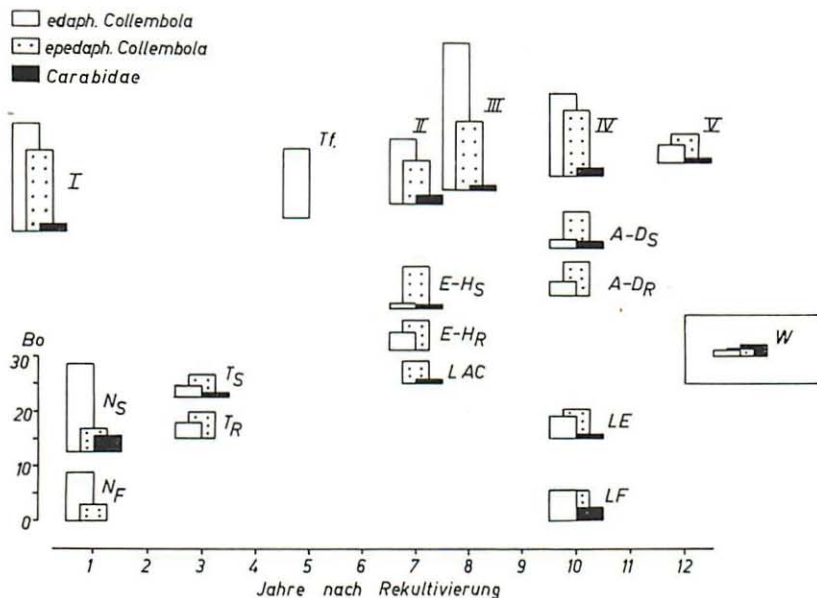


Abb. 106. Darstellung der ökologischen Konvergenz der untersuchten Standorte nach der BONNETSchen Zahl: Hohe Säulen zeigen extreme, niedrige ausgeglichene Verhältnisse an. Weiße Säulen: edaphische Collembolen (nach der Populationsstruktur); punktierte Säulen: epedaphische Collembolen; schwarze Säulen: Carabiden (beide nach der Aktivitätsstruktur).

Auf den ersten Blick wird deutlich, daß sich die BONNETSche Zahl im Laufe der Entwicklung der Standorte nicht einsinnig verändert, sondern Schwankungen erleidet, und daß sich die gefundenen Verhältnisse im Bodeninnern teilweise stark von den epedaphischen (Aktivitäts-) Verhältnissen unterscheiden.

Die edaphischen Collembolenpopulationen zeigen eine rasche Abnahme des Extrem-Charakters der Lebensbedingungen bereits 3 Jahre nach der Rekultivierung auf pleistozän-tertiären Halden (T). Bei näherer Betrachtung kann man hierin jedoch keinen kontinuierlichen Trend sehen. So

Tabelle 49. Relative Populationscharakteristika der Collembolen und Carabiden von Standorten der Kippe bei Böhlen und der Halden und eines Auenwaldes bei Berzdorf.

Erläuterung der Standortbezeichnung s. Tabelle 30/31, S. 159/160. (Die eingeklammerten Altersangaben der Standorte Böhlen gelten nur für edaphische Collembolen.)

Standort	edaphische Collembolen			epedaphische Collembolen			Carabiden		
	α	σ	Bo	α	σ	Bo	α	σ	Bo
Berzdorf									
N _F 1	3,0	25,7	8,6	4,8	13,6	2,8			
N _S 1	1,9	30,6	16,1	2,5	10,8	4,3	3,1	8,6	2,8
T _R 3	2,6	7,6	2,9	2,2	12,6	4,7			
T _S 3	3,4	7,3	2,1	2,4	9,5	3,9	10,2	7,6	0,7
IAC 7				2,5	10,2	4,1	9,0	5,6	0,6
E-H _R 7	3,5	11,5	3,3	2,0	11,3	5,6			
E-H _S 7	5,6	6,1	1,1	1,8	13,8	7,6	6,9	6,5	0,9
LE 10	2,8	11,6	4,2	2,5	13,3	5,3	7,5	5,2	0,7
LF 10	2,8	15,8	5,6	2,3	12,9	5,6	4,2	11,6	2,8
A-DR 10	4,0	9,8	2,4	2,5	15,2	6,1			
A-DS 10	4,9	7,5	1,5	2,0	13,1	6,6	5,7	8,3	1,5
W 1962	5,7	5,6	1,0	5,4	6,4	1,2	4,3	8,8	2,1
Böhlen									
I 1960 (-1965)	1,4	27,4	19,5	1,3	19,3	14,8	5,4	7,7	1,2
Tf (4-7)	2,1	26,3	12,5						
II 6 (-9)	2,6	30,9	11,8	1,8	14,1	7,8	5,4	8,1	1,5
III 6 (-11)	1,3	34,8	26,7	1,6	20,0	12,5	8,3	7,5	0,8
IV 8 (-13)	2,0	30,3	15,2	1,9	18,2	9,6	6,5	9,8	1,5
V 10 (-15)	4,6	15,7	3,4	2,3	12,1	5,3	7,8	5,2	0,7

weisen von den Standortsparen N_F und N_S bzw. LE und LF die nach der Affinität (s. Abb. 102 und 103) jeweils weiterentwickelten Standorte (N_S und LF) einen höheren Extremcharakter auf als der Parallelstandort. Wesentlich deutlicher ist dies in der Reihe der Standorte auf tertiärem Rohboden durch den extrem hohen Bo-Wert des Standortes III. Geht man von der Grundhypothese aus, daß verschiedenalte Standorte gleicher Boden- und Rekultivierungsart Entwicklungsreihen darstellen, so scheinen die Ergebnisse zu beweisen, daß sich die Lebensbedingungen für die in Frage stehenden Tiergruppen nicht kontinuierlich verbessern, sondern „Krisen“ durchlaufen. Solche sind logisch dann zu erwarten, wenn sich wesentliche ökologische Faktoren am Standort ändern und damit auch neue Konkurrenzbedingungen entstehen. Sowohl mit der soziologischen als auch mit der produktionsbiologischen Methode waren bei vielen Tiergruppen derartige Übergangssituationen nachzuweisen. Sie drücken sich auch in den Affinitätsbeziehungen aus, z. B. in der geringen Ähnlichkeit der edaphischen Collembolen-Faunulae der Unterstandorte N_S und N_F. Diese Überlegungen machen deutlich, daß es unmöglich ist, aus der Höhe der BONNETschen Zahlen die „Richtung“ der Aussage zu bestimmen. Die extremeren Verhältnisse (für edaphische Collembolen) des Standortes N_S im Vergleich zu N_F

können also grundsätzlich ebensogut einen Fortschritt wie einen Rückschritt im Sinne der Bildung einer ausgeglichenen, stabilen Populationsstruktur bedeuten. Die Entscheidung ist hier ebenso wie für die Standorte LF und LE nur auf Grund der eben erwähnten anderweitigen Untersuchungen möglich. Hier nach muß man für N_S und LF jeweils eine Weiterentwicklung gegenüber dem Vergleichsstandort annehmen. Es scheint jedoch auch aus den Ergebnissen hervorzugehen, daß die Oszillationen mit weiterer Entwicklung des Standortes geringer, die Krisen weniger extrem werden. Unter diesem Gesichtspunkt erweisen sich die rekultivierten Standorte auf tertiärem Rohboden der Kippe Böhlen bis in das 10. Rekultivierungsjahr als sehr extrem und lediglich zu dem 1. Pionierstadium der Berzdorfer Halden ökologisch konvergent. Innerhalb der pleistozän-tertiären Böden sind nach der Rekultivierung die extremsten Verhältnisse wiederum in den Nadelholz-Aufpflanzungen zu finden. Mit Laubhölzern rekultivierte Standorte zeigen dagegen im edaphischen Bereich eine eindeutige ökologische Konvergenz zu den Verhältnissen des parallel untersuchten Auenrestgehölzes.

Für die epedaphische Schicht sind die gefundenen BONNETschen Zahlen schwerer ausdeutbar, da sie auf Aktivitätsstrukturen (Collembolen und Carabiden) beruhen. Die geringen Werte für *epedaphische Collembolen* auf der Außenhalde (N) bei Berzdorf überraschen besonders, zumal die Oberflächencollembolen auf den Standorten der Kippe Böhlen den edaphischen Verhältnissen immerhin vergleichbare Aktivitäts-Strukturen erkennen lassen. Möglicherweise beeinträchtigt hier die außergewöhnlich geringe Aktivitätsdichte den Aussagewert der BONNETschen Zahl (vgl. Tab. 30, S. 159). In der Weiterentwicklung der Berzdorfer Halden-Standorte fällt auf, daß sich die BONNETschen Zahlen für edaphische und epedaphische Collembolen divergierend verhalten ($E-H_S$; $A-D_S!$). Es ist denkbar, daß diese Erscheinung durch eine Selektivwirkung des zunehmenden Raumwiderstandes hervorgerufen wird (vgl. S. 84). Diese Annahme schwächt jedoch den Extremcharakter im Vergleich mit den weitaus ausgeglicheneren Verhältnissen im Auwald nicht ab, zumal dort mit einem wenigstens gleichhohen Raumwiderstand gerechnet werden muß.

Die für die Carabiden berechneten BONNETschen Zahlen deuten wiederum andere Verhältnisse an. Nach den Standorten N und LF weist für diese Gruppe der Auwald die extremsten Verhältnisse auf. Das Klassifikationsschema (Abb. 104) zeigt, daß dieser ökologischen Konvergenz nur im Falle des Standortes N eine lose Arten-Affinität entspricht. Für die agile Carabidenfauna bietet das durchweg randbeeinflußte Auenrestgehölz offensichtlich ungünstige Lebensbedingungen, da sich die Wiesenarten nicht mehr, die Waldarten noch nicht optimal entwickeln können. Auf den Kippen- und Haldenböden, insbesondere auf pleistozän-tertiärem Material, findet diese besiedlungsaktive Gruppe dagegen in den ersten 6 Rekultivierungsjahren so vorteilhafte Verhältnisse, daß sich rasch eine sehr ausgeglichene Aktivitäts-Struktur mit hoher Artenmannig-

faltigkeit einstellt. Es wäre jedoch verfehlt, die Carabiden-Fauna dieser Entwicklungsstadien deshalb als besonders „stabil“ zu bezeichnen oder als Indikator für einen optimalen Zustand des Standortes insgesamt zu wählen. Auch hier wird also deutlich, daß die Berechnung der ökologischen Konvergenz nur als Ergänzung der autökologisch-soziologischen Analyse Wert und Berechtigung hat.

6.3.5. Die pedozoologische Beurteilung der Standorte nach der Indikatormethode

Die Kenntnis der Artenstruktur der Standortsfauen ermöglicht sehr verschiedenartige Ansätze zur Beurteilung der Standortsfaktoren. Wie im Vorstehenden dargelegt, können diese nicht vollinhaltlich durch objektive mathematisch-statistische Methoden, wie Berechnung der Affinität oder der ökologischen Konvergenz, zusammengefaßt werden. Je nach der Tiergruppe, der Lebensformensicht und der Art des Testes ist der Gültigkeitsbereich der Aussage und ihre Auswertung zu differenzieren. Die Summe der aus den Untersuchungen der Collembolen, der Carabiden und einer Reihe weiterer Gruppen bekannt gewordenen Details ermöglicht eine pedozoologische Beurteilung der Standorte nach der Indikatormethode.

Die Veränderung der Standortverhältnisse läßt sich an der Sukzession von Synusien der Bodentiere verfolgen. Hierfür eignen sich nicht nur die näher untersuchten Collembolen und die Carabiden, sondern auch Spinnen und andere Gruppen mit hinreichender Artenzahl. Wichtige ergänzende oder grundlegend differenzierende Zeiger sind auch in kleineren Gruppen wie Myriopoden und Lumbriciden zu finden. Hiernach ist es möglich, Stadien der Standortsentwicklung abzugrenzen und den erreichten Rekultivierungsgrad unabhängig von der Qualität des Ausgangssubstrates vergleichend einzuschätzen. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnenen Erfahrungen beziehen sich allerdings fast ausschließlich auf forstlich rekultivierte Flächen. Der Wirkungsgrad der landwirtschaftlichen Rekultivierung wird nach den Erfahrungen am Standort II auf der Kippe bei Böhlen im wesentlichen nach der Fauna des Bodeninneren beurteilt werden müssen. Es lassen sich im untersuchten Zeitraum 4 Hauptstadien erkennen:

1. Stadium (1. Pionierstadium)

Im wesentlichen findet sich das 1. Entwicklungsstadium im nichtmeliorierten Zustand bzw. zu einer Zeit, in der Melioration und Rekultivierung noch keinen Einfluß auf die Besiedlung genommen haben (N und I). Im edaphischen Bereich bildet sich eine einseitige und arme *Proisotoma minuta*-Synusie aus. In der epedaphischen Lebensformensicht entspricht ihr die *Entomobrya lanuginosa*-Synusie. Für alle Tiergruppen ist festzustellen, daß die hier auftretenden Arten vorwiegend trocken-warmen oder wechselfeuchten Extremstandorten wie offenen Ufern, sandigen Äckern oder Ödländereien entstammen. Sie kenn-

zeichnen die Außenhalde Nord (N) im 1. Pionierstadium als trockenen oder wechselfeuchten und warmen, oligotrophen Extremstandort. Einige Gruppen lassen günstigere Entwicklungsbedingungen in den Senken erkennen. Während dieses Stadium auf pleistozän-tertiärem Boden innerhalb von 1–3 Jahren überwunden wird, bleibt es auf tertiärem Rohboden der Kippe bei Böhlen ohne Rekultivierung wenigstens über 20 Jahre bestehen. Hier ist der xerotherme Charakter weitaus stärker; der Standort I gleicht einer Sanddüne. Neben einheimischen Arten solcher Biotope sind hier wärmeliebende kontinentale und mediterrane Arten vertreten. Im edaphischen Bereich erstreckt sich das 1. Pionierstadium auf tertiärem Boden jedoch nicht nur auf den unbehandelten Rohboden, sondern bis in das 9. Jahr nach der Rekultivierung. Da sich die epedaphische Population während dieser Zeit bereits weiterentwickelt, muß man eine Behinderung der Sukzession der edaphischen Synusien durch die ungünstigen strukturellen und chemischen Eigenschaften des tertiären Rohbodens annehmen.

2. Stadium (2. Pionierstadium)

Die einsetzende stärkere Entwicklung der Vegetation, insbesondere der Krautschicht, leitet das 2. Pionierstadium ein. Es wird im epedaphischen Bereich durch die *Hypogastrura*-Synusie charakterisiert, die eine Eutrophierung der Bodenoberfläche durch erhöhten Anfall organischer Substanz mit unvollständiger Humifizierung anzeigt. Die starke Belebung der Moderschicht durch Mikrohumiphage und vor allem Dipterenlarven ermöglicht auch zoophagen Gruppen, wie besonders für Carabiden nachgewiesen, in Verbindung mit dem gemildert-extremen Charakter der klimatischen Faktoren, eine hohe, vorübergehend auch eine optimal erscheinende Populationsausbildung. Über den Grad der Siedlungsdichte und der Mannigfaltigkeit entscheidet die Entwicklung der Krautschicht. Auf tertiären Böden bleibt das 2. Stadium stets ärmer als auf pleistozän-tertiären Mischböden. Auf der Kippe bei Böhlen bildet sich diese Besiedlungsstufe in der epedaphischen Schicht bereits auf Standorten aus, die im edaphischen Bereich noch in das 1. Pionierstadium einzustufen sind (bis zum 9. Jahr). Ökologisch ist auch dieses 2. Stadium noch in die Verwandtschaft von offenen Stellen, Ödländereien, Flußufeln und sandigen Äckern zu stellen. Arten mit extrem xerothermen Ansprüchen treten jedoch bereits zurück. Auch auf der Kippe bei Böhlen besteht nach der Rekultivierung kein „Sanddünen-Charakter“ mehr. Diese Feststellung trifft auch für den edaphischen Bereich zu. Die Collembolen zeigen dieses Stadium mit dem Einsetzen der *Isotomodes productus*-*Anurida pygmaea*-Synusie, hier in der *Willemia intermedia*-Variante, sehr scharf an. In diese Periode fällt auch der Beginn der Lumbricidenbesiedlung mit der ersten Vermehrung von *Allolobophora caliginosa*.

Im Bereich der Berzdorfer Halden wird das 2. Stadium am Standort T bereits im 3. Jahr erreicht und im 5. Jahr abgeschlossen. Auf der Kippe bei Böhlen sind im epedaphischen Bereich die Standorte II und III (bis 9. Jahr) und

im edaphischen Bereich die Standorte III (ab 9. Jahr) und IV hierzu zu rechnen.

3. Stadium (Wiesenstadium)

Die Weiterentwicklung führt zunächst zu einem Vorherrschen von Arten, die Wiesenstandorten entstammen. Für die epedaphischen Collembolen ist die *Lepidocyrtus cyaneus*-Synusie bezeichnend. Hier setzt jedoch bereits eine breitere Differenzierung je nach Art der Rekultivierung (Laubhölzer/Nadelhölzer) oder der standörtlichen Gegebenheiten (erosionsexponierte Haldenkante: LAC; Sandstrosse: EH_R) ein. Die genannten extremeren Varianten sind durch eine von der *Lepidocyrtus*-Synusie nur schwach abgetrennte *Tomocerus vulgaris*-Synusie charakterisiert. Diese Ausbildung ist auch auf den tertiären Standorten der Kippe bei Böhlen anzutreffen, und zwar wiederum das 2. Pionierstadium im edaphischen Bereich überlappend (III ab 10. Jahr und IV). Die edaphische Lebensformenschicht zeigt für die Collembolen ein breiteres, weniger scharfes Spektrum von Varianten der *Isotomodes productus*-*Anurida pygmaea*-Synusie. Abweichungen von der für dieses Stadium als optimal anzusehenden *Friesea mirabilis*-Variante zeichnen sich im wesentlichen durch Garniturlücken aus. Besonders charakteristisch ist die sprunghafte Entwicklung der Lumbriciden-Population, wenigstens anfangs mit Vorherrschen vermehrungsstarker Oberflächenarten wie *Dendrobaena octaedra*. Die Humusdynamik unterscheidet sich wesentlich vom 2. Pionierstadium. Die auf Verzögerung in der Zersetzung des Bestandesabfalles hindeutenden Arten treten hier sehr zurück.

Neben den vorherrschenden Wiesenarten haben Kahlschlagbewohner und Feldtiere einen bedeutenden Anteil an der Zusammensetzung der Bodenfauna. Sie kennzeichnen dieses Stadium der Haldenentwicklung im Gegensatz zu dem physiognomischen Eindruck eines „Buschwaldes“ noch immer als ungesichert und nicht ausgeglichen hinsichtlich der mikroklimatischen Bedingungen.

Der Übergang in das folgende „Vorwald-Stadium“ verläuft gleitender als bei vorhergehenden Stadien. Für die Berzdorfer Halden ist er in die erste Beobachtungszeit des Standortes A–D zu legen (9.–11. Jahr).

4. Stadium (Vorwaldstadium)

Das letzte hier beobachtete Stadium wird durch das Auftreten von euryöken Waldarten eingeleitet. Im Übergangsstadium erscheinen z. B. *Pterostichus vulgaris*, *Polydesmus inconstans* und *Lithobius microps* charakteristisch. Hierzu kann auch der mit Kulturboden überzogene Standort V der Kippe Böhlen gezählt werden, der bis 1966 noch keine für echte Waldarten hinreichende Dekkung aufwies. Auch an den Standorten LE (Kiefer) und LF (Lärche) kommen Übergangsarten hinzu, jedoch gleichzeitig mit Verhagerungszeigern. Die Prüfungen 1965 wiesen am Standort A–D schließlich auf eine verstärkte Einwanderung von Waldarten hin, ohne allerdings den Waldrand- oder Vorwaldcharakter zu verdecken.

Die Collembolen-Synusien dieser Standorte zeigen eine uncharakteristische Verarmung. Zur Ausbildung einer neuen, typischen Gemeinschaft ist möglicherweise ein größerer Zeitraum nötig.

Die mikroklimatischen Verhältnisse streben bereits in den Anfangsjahren dieses Stadiums einem mesophilen Niveau zu. Die Verbesserung der Umsetzungsprozesse der organischen Substanz geht aus dem Auftreten einer Reihe weiterer Lumbriciden, darunter *Lumbricus terrestris*, hervor. Negative Auswirkung einer zunehmenden Bodenversauerung sind nicht nachzuweisen.

Innerhalb der jeweils gleichen Entwicklungsstadien weisen die Standortfaunen untereinander meist hohe Affinitäten auf. Für epedaphische Collembolen ergab sich eine parallele Entwicklung regional verschieden ausgeprägter Entwicklungsreihen (*Lepidocyrtus paradoxus*-Reihe und *Orchesella quinquefasciata*-Reihe). Diese Äquivalenz drückt sich in der Affinitätsberechnung nicht aus.

Für Struktur und Artenmannigfaltigkeit der Populationen ergeben sich rhythmische Veränderungen. Erhöhte ökologische Konvergenzen bestehen in erster Linie zwischen Populationen in voller (typischer) Ausbildung der jeweiligen Sukzession. Darüber hinaus zeigen die edaphischen Collembolen einen sukzessiven Abbau des Extremcharakters der Populationen vom 1. Pionierstadium bis zum Wiesen- und Vorwaldstadium.

Die epedaphische Fauna zeigt nicht immer den gleichen Entwicklungszustand des Standortes an wie die edaphische Fauna. Dies gilt für die Standorte auf tertiärem Rohboden, in denen Struktur und Chemismus des verstürzten Materials trotz 8–14jähriger Rekultivierung die Lebensbedingungen für Arten des Bodeninneren beeinträchtigen. Das auffälligste Merkmal hierfür ist jedoch die starke Verzögerung der Lumbricidenbesiedlung auf derartigen Standorten.

7. Diskussion der Ergebnisse

7.1. Pedozoologische Gesichtspunkte für die Wiedernutzbarmachung von Kippen und Halden

Die natürliche Besiedlung der Böden

Alle Maßnahmen zur Wiedernutzbarmachung von Kippen- und Haldenflächen sind darauf gerichtet, an der Oberfläche der verstürzten Massen einen nachhaltig leistungsfähigen Boden zu erzeugen. Die Kenntnis der natürlichen Bodenentwicklung lehrt, daß dies zu einem wesentlichen Teil ein bodenbiologischer Vorgang ist. Die Bodenfauna bietet sich hierfür als geeignetes Studienobjekt an, da sie einerseits ein bedeutender Faktor, andererseits ein methodisch geeigneter Indikator der Bodenbildung ist.

Entscheidend für den Verlauf der Besiedlung ist zunächst die spezielle Standorts-Situation. Im Bereich eines Tagebaues und seiner Kippen- und Halden-Flächen, d. h. in einem Gebiet von nicht selten mehreren Quadratkilometern Ausdehnung, wird zunächst der Tier- und Pflanzenbestand mehr oder weniger völlig vernichtet. Die entstehenden Kippen oder Halden bieten extreme (xerotherme, oligotrophe, konkurrenzarme, erosionsgefährdete, oft auch saure) Bedingungen, die gewöhnlich auch in der weiteren Umgebung nicht in ähnlicher Ausprägung vorhanden sind. Sie bewirken eine strenge Auslese derjenigen Arten, die in der Lage sind, an der Besiedlung der neuverstürzten Abraummassen teilzunehmen. Man kann sie trennen in „Gäste“, die nur einen Teil ihrer Ansprüche verwirklicht finden, und echte Besiedler, die sich am Standort entwickeln und meist auch vermehren können. Die Gäste nutzen ihre hohe Ortsbeweglichkeit (Flugvermögen) zu „Besuchen“ auf den Kippen oder Halden aus. Sie können dann Bedeutung erlangen, wenn sie zu ortssteten Arten in Nahrungsbeziehungen treten. Als ein Beispiel hierfür kann der starke Anflug von Dipteren besonders auf der unbearbeiteten Rohbodenfläche der Böhlener Kippe gelten, der offensichtlich eine ins Gewicht fallende Nahrungsquelle für zoophage Erstbesiedler darstellt. Dies sind jedoch Ausnahmen, und die weiteren Betrachtungen können auf die echten Besiedler beschränkt bleiben.

Bei jeder Ansiedlung einer Art verlaufen zwei miteinander korrelierte Vorgänge von grundsätzlicher Bedeutung:

1. Die Ansiedlung einer Art ist nur dort von Dauer, wo die neue Umgebung eine den Ansprüchen der Art gerechte Umwelt bietet. Man kann dies die Besetzung einer ökologischen Nische nennen.
2. Die Lebenstätigkeit der neu angesiedelten Art wirkt verändernd auf die Umwelt ein, die Ansiedlung hat somit eine „ökologische Rückwirkung“.

Über die Möglichkeit, eine vorhandene und geeignete ökologische Nische (Definition s. S. 233) zu besetzen, entscheidet die Ausbreitungs- und

Vermehrungsfähigkeit jeder Art. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, daß viele Bodentiere, insbesondere der Mesofauna, ein hohes Ausbreitungsvermögen besitzen und dieser Faktor meistens nur eine geringe Besiedlungsverzögerung verursacht. Man kann hierin jedoch ein unterschiedliches Verhalten der Lebensformenschichten feststellen. So bleiben die edaphischen Synusien der Collembolen zum Teil um eine volle Entwicklungsstufe hinter den epe-daphischen Synusien dieser Gruppe zurück, was wohl nicht nur auf die unterschiedliche Veränderung der Standortsfaktoren in den Biostrata, sondern auch auf das höhere Ausbreitungsvermögen der Oberflächenarten zurückzuführen ist. Viel stärker ausgeprägt ist die Abhängigkeit der Besiedlung von der Wander- und Vermehrungsfähigkeit bei einigen Gruppen der Makro- und Mega-fauna, wie hier besonders für Lumbriciden nachgewiesen.

Die ökologische Rückwirkung wird in ihrer Richtung von dem ökologischen Verhalten der Art, in ihrer Bedeutung von der produktionsbiologischen Leistung bestimmt. Sie erstreckt sich nicht nur auf die Veränderung abiotischer Faktoren des Standortes, sondern ebenso auf die Wechselbeziehungen zwischen Mikrophyten, Makrophyten und Bodentieren. Das Ergebnis der ökologischen Rückwirkung einer neu hinzugekommenen Art kann für diese selbst, aber auch für alle übrigen Arten die Lebensbedingungen verbessern oder aber verschlechtern.

Am deutlichsten sind diese Beziehungen in den vorliegenden Untersuchungen an den Lumbriciden hervorgetreten. Die tertiären Rohböden der Böhlener Kippe und die frisch verstrzten pleistozän-tertiären Mischböden der Berzdorfer Halden bieten dieser Gruppe keine geeignete ökologische Nische. Auf der Teichhalde sind jedoch bereits im 3. Jahr für *Allolobophora caliginosa* hinreichende Lebensbedingungen vorhanden. Ihre geringe Vermehrungs- und Ausbreitungsfähigkeit verhindert jedoch zunächst eine nennenswerte Populationsentwicklung dieser Art. Ihren Platz in der Verarbeitung der organischen Substanz nehmen rasch entwicklungsfähige Dipterenlarven und Collembolen ein. Sie verbessern durch ihre Tätigkeit in Wechselbeziehung mit der gleichfalls gesteigerten mikrobiellen Aktivität und den in der Nährstoffaufnahme begünstigten Makrophyten weiterhin die Lebensbedingungen für die Lumbriciden. Die Ansammlung einer moderartigen Humusschicht eröffnet weitere ökologische Nischen, und zwar für streubewohnende Arten. Hiervon ist *Dendrobaena octaedra* dank ihrer hohen Vermehrungsrate in sehr kurzer Zeit in der Lage, die neu gegebenen Bedingungen zu nutzen. Mit ihrer starken Populationsentwicklung tritt sie sofort in Nahrungskonkurrenz zu *A. caliginosa* und verschlechtert zudem ihre eigenen Lebensbedingungen, indem sie den Abbau der Moder-Humusaufgabe beschleunigt. Wo, wie im Falle der Laubholzanzpflanzungen, die erstarkende Population von Mineralboden-Lumbriciden für eine zunehmend rasche Zersetzungsdynamik der organischen Substanz sorgt, wird daher das Stadium der optimalen Entwicklung von *Dendrobaena octaedra* in 3 bis 5 Jahren überwunden. Wo aber der Zersetzungswiderstand der Streu so hoch ist, daß sich eine dauernde Humusaufgabe bildet, wie im Falle der Nadelholzrekultivierung, hält das Dominieren dieser Art über lange Zeit an. Auch von *A. caliginosa* gehen ökologische Rückwirkungen aus, die zur Einschränkung der eigenen Entwicklung führen. Die produktionsbiologisch hauptsächlich dieser Art zuzuschreibenden Veränderungen in der Humusdynamik und der Feinstruktur des oberen Bodens ermöglicht eine zunehmende Zahl anderer, grabender Lumbriciden die Besiedlung mit wachsender Konkurrenzkraft.

Die Beobachtungen an der bodenfaunistischen Besiedlung von Bergbauflächen finden eine Bestätigung in interessanten Parallelen aus Wiederbesiedlungsversuchen im experimentellen Maßstab einerseits, in Sukzessionsuntersuchungen an natürlichen Verwitterungsreihen von Felsböden andererseits. Von den letzteren sind die Arbeiten von KUBIENA (1943; 1948; vgl. auch

KÜHNELT, 1950) und STEBAEV (1963) die bedeutendsten. In völliger Übereinstimmung mit den Schlußfolgerungen STEBAEVs kann man folgende allgemeine Grundzüge der Tierbesiedlung unabhängig von der Art des Substrates erkennen:

1. Die Entwicklung der Mikro- und Mesofauna, insbesondere der näher studierten Kleinarthropoden, eilt derjenigen der Makrofauna in den ersten Stadien voran. Zuerst siedeln sich epedaphische Formen (Fauna der Streu, Mooschicht etc.) an, die Einwanderung der (eu-)edaphischen Formen nimmt längere Zeit in Anspruch und setzt eine weitere Entwicklung der Standortverhältnisse voraus.
2. Die Entwicklung der Pioniergesellschaften vollzieht sich nicht gleichförmig unter Zunahme der Populationsdichte und der Artenmannigfaltigkeit, sondern in abgrenzbaren Stadien. Ein späteres Stadium muß nicht immer eine höhere Besiedlungsdichte und, wie sich an der Berechnung der Bonnet'schen Zahl gut verdeutlichen läßt, auch keine ausgeglichene Populationsstruktur aufweisen als ein vorhergehendes jüngerer.
3. Von den ökologischen Standortfaktoren kommt der Verbesserung des Wasserhaushaltes die höchste Bedeutung für die Entwicklung der Bodenfauna zu. Hieran ist die Bodenfauna selbst in Wechselwirkung mit der Entwicklung der Makrophytenbedeckung beteiligt. Auf diese Verhältnisse wiesen bereits KÜHNELT (1961) vom allgemein bodenökologischen Gesichtspunkt und JACKS (1964) als Ergebnis einer Literaturschau über die Rolle der Organismen in den ersten Stadien der Bodenentwicklung hin.

Es sei noch betont, daß ein Vergleich mit den Befunden STEBAEVs an Boden-Entwicklungsreihen im Süd-Ural nicht nur Übereinstimmungen in diesen allgemeinen Grundzügen, sondern weitgehend auch hinsichtlich der besiedlungsaktiven Gruppen und Arten ergibt.

Weitere Hinweise können aus dem Studium der Wiederbesiedlung engräumiger sterilisierter Bodenausschnitte im natürlichen Bodenverband gewonnen werden. BUAHIN und EDWARDS (JOHNSON, 1963, 1964) fanden, daß epedaphische Collembolen wie *Isotoma viridis*, *I. olivacea*, *Entomobrya multifasciata*, *Sminthurus viridis*, *Sminthurides pumilis*, *Bourletiella repanda* und *B. bilineata* rasch an der Oberfläche des Bodens einwandern, wobei Hindernisse übersprungen werden. Edaphische Arten wie *Folsomia quadrioculata* und *Isotoma notabilis* kehren dagegen langsamer zurück und erreichen erst nach 15 Monaten die ursprüngliche Populationsdichte. Sowohl die Artenzusammensetzung als auch die Reihenfolge der Zuwanderung stimmen mit den Erfahrungen von Kippen- und Haldenböden überein, obwohl hier völlig andere Dimensionen vorliegen.

COLEMAN und MACFADYEN (1966) konnten zeigen, daß die Besiedlung sterilisierter Böden auch von der Entwicklung der Mikroflora beeinflusst wird. Sie bestätigten damit, wie schon G. GISIN (1952), VON TORNE (1964) u. a., experimentell die kausale Vernetzung in der Entwicklung der Mikroflora und der Kleinarthropodenfauna, die auch in der vorliegenden Untersuchung aus dem gleichsinnigen Kurvenverlauf der produktionsbiologischen Kennziffern insbesondere im 2. Pionierstadium der Berzdorfer Halden vermutet werden konnte.

Über die bodenfaunistische Besiedlung von Bergbaugelände selbst liegen bislang nur sehr wenige Mitteilungen vor. DAVIS und MURPHY (1961) untersuchten die Kleinarthropodenfauna rekultivierter und unbehandelter Restflächen eines Eisenerz-Tagebaues in Mittelengland. Soweit aus der knappen Mitteilung ersichtlich, scheint nach 10jähriger Rekultivierung (Grasland) im edaphischen Bereich eine *Isotoma notabilis* — *Friesea mirabilis* — Gemeinschaft vorzuliegen, die sich möglicherweise

mit der *Eriosea mirabilis*-Variante der *Isotomodes productus*-Synusie etwa gleichalter Flächen der Berzdorfer Halden verglichen läßt.

In zwei weiteren Tagebaugebieten des sächsischen Raumes wurde die faunistische Besiedlung im Rahmen von Diplomarbeiten beobachtet (KIRMSE, 1955; HILSE, 1958). In beiden Fällen erhielt der Verfasser Teilmaterial zur Bestimmung. Die hierbei gefundenen Verhältnisse fügen sich zwanglos in den in dieser Arbeit näher dargestellten Rahmen ein. Die Diskussion der einschlägigen Literatur scheint also zu bestätigen, daß die hier mitgeteilten Beobachtungen an der Besiedlung von Kippen- und Haldenböden über die ausgewählten speziellen Untersuchungsobjekte hinaus Gültigkeit haben.

Die künstliche Lenkung der Bodenbesiedlung

Mit jeder Maßnahme zur Melioration und Rekultivierung der Kippen und Halden erfährt die faunistische Besiedlung dieser Böden eine – meist jedoch unbewußte und ungezielte – Lenkung. Im Laufe dieser Arbeit ergab sich eine Vielzahl spezieller Hinweise zur Wirkung verschiedener Abschnitte der Wiedernutzbarmachung auf die Bodentiere. Sie können, hauptsächlich unter dem Gesichtspunkt der Rekultivierungspraxis, wie folgt zusammengefaßt werden:

1. Das Planieren der Kippen- und Haldenoberfläche senkt die Überlebenschance für anspruchsvollere Arten im Pionierstadium. Werden Senken belassen, die sich durch höhere Feuchtigkeit und – durch Einwehung oder Einschwemmung – bessere Nährstoffversorgung auszeichnen, so können sich hier Keimzellen zur Flächenbesiedlung wichtiger Arten, vor allem auch von Lumbriciden, erhalten oder frühzeitig ausbilden (vgl. S. 193). Hierfür sind Niveauunterschiede von etwa 50 cm ausreichend, die keine zusätzliche Erosionsgefährdung und Schwierigkeiten in der späteren Bewirtschaftung verursachen, zumal sie ohnehin einer gewissen Einebnung anheimfallen.

2. Das Lockern, Kalken und Düngen der Abraummassen wirkt auf die primär besiedelnden Bodentiere nur wenig ein. Es beeinflußt dagegen nachhaltig und direkt die spätere Entwicklung euedaphischer Tiere. Indirekt hat es weiterhin durch die Förderung der höheren Pflanzen und der Mikroorganismen auch für die Bodenfauna eine hohe Bedeutung.

3. Eine wirkungsvolle Erosionsbekämpfung ist eine wesentliche Voraussetzung für das Überwinden des 1. Pionierstadiums auf Abraumflächen vom Charakter einer Flugsanddüne.

4. Die anbaubiologische Rekultivierung erzielt in den Anfangsjahren die besten Entwicklungsbedingungen für die Bodenfauna, wenn sie auf rasche Flächendeckung, Sicherung des Wasserhaushaltes und hohe Produktion organischen Materials ausgerichtet ist. Wo ein kräftiges Wachstum von Leguminosenstauden (Lupine) erreicht wird, bildet sich ein reiches 2. Pionierstadium aus, das die Grundlage für eine rasche und günstige Weiterentwicklung der Bodenfauna darstellt.

5. Die forstliche Rekultivierungsform durch Anbau raschwüchsiger (Pappeln) und stickstoffsammelnder (Erlen) Laubholzarten fördert die optimale Ausbildung der Bodenfauna weiterhin. Unter dem Schutz des beginnenden Kronenschlusses ist die produktionsbiologisch erstarkende Bodenfauna in der Lage, den relativ hohen Bestandesabfall humusdynamisch günstig umzusetzen.

6. Unter Nadelholzplantagen wird die Entwicklung dagegen nach Durchschreiten des 2. Pionierstadiums entscheidend gehemmt. Das trocken-warme Bestandesklima und die ungünstigen Zersetzungseigenschaften des (anfangs sehr geringen!) Bestandesabfalles führen zu einer anhaltenden Verarmung der Bodenfauna.

7. Pflegearbeiten an den forstlichen Kulturen wie Läuterungshiebe, Freistellen von schwachwüchsigen Wertholzarten im Unterwuchs oder Beseitigen der Bodenvegetation in den Pflanzzeilen beeinträchtigen die erwünschte Entwicklung der Bodenfauna in dem Maße, in dem sie die beginnende Stabilität des mesophilen Bestandesklimas gefährden und – im letztgenannten Fall – der Bodenfauna die Ernährungsmöglichkeiten beschneiden. Solche Maßnahmen sollten daher, wo nötig, unter bestmöglicher Berücksichtigung der Rückwirkungen auf das Bodenleben vorgenommen werden.

8. Die landwirtschaftliche Rekultivierungsform bietet wesentlich ungünstigere Voraussetzungen für den Aufbau einer biogenen Bodenstruktur. Unter gleichen Startbedingungen erzeugte auf tertiärem Rohboden eine forstliche Rekultivierung ein Vielfaches der bodenzoologischen Leistung (Vergleich der Standorte II und III der Kippe bei Böhlen). Auf diesem Gebiet konnten jedoch nur knappe Erfahrungen gesammelt werden. Man kann annehmen, daß auf gutem, rekultivierungswürdigen Ausgangsmaterial mit flächendeckenden Pionierkulturen auch auf landwirtschaftlichem Weg eine voll-

wertige Aktivierung der Bodenfauna möglich ist. Dieser Prozeß dürfte zwar längere Zeit in Anspruch nehmen, wäre aber überall dort zu bevorzugen, wo eine künftige landwirtschaftliche Nutzung vorgesehen ist. Im Moment der landwirtschaftlichen Inanspruchnahme zunächst forstlich rekultivierter Flächen ist meist mit einem einschneidenden Umstellungsprozeß der Bodenorganismen zu rechnen, der den anfänglichen Gewinn an bodenbiologischer Aktivität aufheben dürfte. Hierzu wären weitere Untersuchungen notwendig.

Alle die eben besprochenen Maßnahmen können die tierische Besiedlung der Kippen und Haldenflächen nur im Rahmen der im vorhergehenden Abschnitt (s. S. 229) besprochenen Grundzüge der Stadienfolge beeinflussen. Hieraus scheint die deduktive Ableitung berechtigt, daß die Entwicklung der Bodenfauna an die sukzessive Ausbildung wesentlicher Bodeneigenschaften geknüpft ist, die man in erster Linie in der biogenen Feinstruktur zu suchen hat. Dieser Schluß läßt sich auch auf induktivem Wege durch die autökologische Untersuchung besonders edaphischer Arten bestätigen. Damit ist der mögliche Einwand gegen den Wert der bodenfaunistischen Erhebung entkräftet, der darauf hinausläuft, daß die Maßnahmen zur Wiedernutzbarmachung nicht an der Ausbildung einer reichen Bodenfauna, sondern an der Erzeugung eines stabilen und leistungsfähigen Bodens gemessen werden muß. Beides ist offensichtlich eng miteinander verbunden. Den Anforderungen, die sich aus der Betrachtung der bodenfaunistischen Verhältnisse ergeben, darf daher auch eine allgemeine Bedeutung für die Rekultivierungspraxis beigemessen werden. Ihr Schwerpunkt liegt auf

- der Stabilisierung des Wasserhaushaltes (Schutz gegen Verdunstung und Einstrahlung: Erhöhung der Wasserkapazität)
- der Starteutrophierung (möglichst rasche Erzeugung leicht zersetzlicher organischer Substanz)
- der physiologischen Entgiftung des Bodens (z. B. Abstumpfung der freien Mineralsäure).

Die Periode des Bodenaufbaues kann erst dann als im wesentlichen abgeschlossen betrachtet werden, wenn ein fortgeschrittenes Lumbriciden-Stadium erreicht ist. Im Falle der Laubholz-Rekultivierung entspricht dieses der vollen Entwicklung eines Vorwald-Stadiums.

Auf ungünstigem Ausgangsmaterial, wie z. B. meliorierten alttertiären Böden des Tagebaues Böhlen, ist dies jedoch nur in einem sehr langen Zeitabschnitt von etwa 20 Jahren zu erreichen. Hier erhebt sich die Frage, ob das künstliche Einführen produktionsbiologisch entscheidender Arten der Bodenfauna Erfolg verspricht. Man hat hierbei zwei Situationen zu unterscheiden.

Im ersten, einfacheren Fall handelt es sich lediglich darum, wenig verbreitungsaktive Arten auf Flächen auszubringen, die ihnen bereits geeignete Lebensbedingungen bieten, jedoch von ihnen noch nicht erreicht wurden. Solche Maßnahmen können hohe Bedeutung erhalten, wo zoogeographische Schranken, zwischengelagerte Wüstengebiete u. ä. die Ausbreitung grundsätzlich verhindern

(DIMO, 1939; GHILAROV und MAMAEV, 1964; GHILAROV, 1965 b). Unter den relativ engräumigen Bedingungen der Wiederbesiedlung von Kippen und Halden ist die Effektivität einer solchen Maßnahme wesentlich geringer. In Betracht kommen nach den gewonnenen Erfahrungen lediglich einige Lumbricidenarten, vor allem *Allolobophora caliginosa* und, im fortgeschrittenen Stadium, *Lumbricus terrestris*. Bei sehr ausgedehnten Rekultivierungsflächen ist hierdurch immerhin eine Beschleunigung der Besiedlung um einige Jahre denkbar. Aufwand und Erfolg werden im konkreten Fall gegeneinander abgewogen werden müssen.

Der zweite, kompliziertere Fall liegt dort vor, wo die Entwicklung der Standortsfaktoren nicht ausreicht, um den erwünschten Arten eine Besiedlung zu ermöglichen. Hier handelt es sich darum, zunächst geeignete Lebensbedingungen zu schaffen. Wo dies großflächig nicht zu erreichen ist, erscheint es nach den Ergebnissen der Lumbriciden-Haltungsversuche auf der Kippe bei Böhlen lohnend, Vorzugsbedingungen in lokalen Keimzellen für die weitere Besiedlung zu schaffen. Man kann hierbei von der Erwartung ausgehen, daß die ökologische Rückwirkung der Lebenstätigkeit der eingesetzten Lumbriciden ausreicht, um sukzessiv rings um diese Keimzellen für diese Art hinreichende Lebensbedingungen zu schaffen. Als Vorzugsbedingungen kommen neben einer eventuell nötigen Bodenentgiftung wiederum vor allem die Regelung des Wasserhaushaltes und die Zufuhr reichlicher, geeigneter Nahrung in Betracht. Beides ist nach den in Böhlen gewonnenen Erfahrungen am einfachsten und wirkungsvollsten durch eine Laubstreu-Mulchung zu erreichen. Über den Wirkungsgrad eines solchen Vorgehens liegen noch keine hinreichenden Erfahrungen vor. Als einzusetzende Arten kommen auch hier im wesentlichen Lumbriciden, speziell *Allolobophora caliginosa*, in Frage. In noch extremeren Bodenverhältnissen wären jedoch nach den Überlegungen und Versuchen von KOZLOVSKAJA, FADEEVA und ZAGURALSKAJA (1964) auch verschiedene Bodenarthropoden der Makrofauna und Enchytraeiden zu berücksichtigen. Für die verbreitungsaktiven Arten der Mesofauna wie auch langsam einwandernde, aber produktionsbiologisch zweitrangige Arten der Makrofauna dürfte dagegen der Aufwand des künstlichen Verbreitens in keinem Falle lohnen.

Zum Abschluß dieser Betrachtungen sei betont, daß alle die hier diskutierten Fragen der natürlichen Besiedlung der Kippen und Halden und ihrer künstlichen Lenkung nur dann gelten, wenn die Entwicklung ihren Ausgang vom profillosen, unentwickelten Lockergestein (Rohboden) nimmt. Wird dagegen Material aus dem oberen Profildbereich rezenter, gewachsener Böden aufgetragen, so ergeben sich grundlegend andere Bedingungen, die hier nicht untersucht wurden.

7.2. Ergebnisse zur Methodik der pedozoologischen Standortdiagnose

Die Frage der ökologischen Nischen

Betrachtet man die Anwesenheit einer Art von ihrem standortdiagnostischen Wert, so kennzeichnet sie in erster Linie das Vorhandensein einer ihren Anforderungen, d. h. ihrer ökologischen Valenz¹⁴, entsprechenden ökologischen Nische. Da dieser Begriff unterschiedlich gebraucht wird, sei betont, daß hier nicht seine Definition als „Beruf“ der Art (ODUM, 1959), sondern als „Planstelle“ (KÜHNELT, 1948) gemeint ist, entsprechend der ursprünglich von ELTON (1927) zugrundegelegten Bedeutung bzw. der „minimalen Umwelt“ nach WEBER (1939) und FRIEDRICHS (1943), die mit CLEMENTS and SHELFORD (1947) treffend als „der in der Außenwelt gegebene Faktorenkomplex, der einem Organismus in der betreffenden Umgebung die Existenz ermöglicht“ bezeichnet werden kann. Aus der Kenntnis der Artengarnitur eines Standortes ergibt sich gewissermaßen sein „Stellenplan“, dessen standortdiagnostische Auswertung in sehr verschiedenen Stufen möglich ist.

Als erste Stufe sei der Fall besprochen, daß lediglich die Artenliste von einem Standort bekannt ist, ohne daß Aussagen über die autökologischen Ansprüche der Arten möglich sind. Dieser Fall tritt bei der geringen Kenntnis des Verhaltens der Bodentiere tatsächlich nicht selten ein (vgl. Abschnitt Myriopoden, S. 179). Folgt man dem GAUSEschen Prinzip (1934), nach dem jede Nische von nur einer Art besetzt wird, so ergibt sich die Zahl der „Planstellen“ direkt aus der Artenzahl. Dies drücken auch die THIENEMANNschen biozönotischen Grundprinzipien (1920) aus. Wie im Abschnitt „Ökologische Konvergenz“ (S. 219) ausgeführt, können auf dieser Grundlage die Mannigfaltigkeit und die Populationsstruktur als allgemeine Charakteristika der Standortssauna ermittelt werden.

Hier muß die Frage erhoben werden, ob diese Größen als absoluter Wertmaßstab in der pedozoologischen Standortdiagnose brauchbar sind. Unter den gegebenen Aussagemöglichkeiten ist hiermit die Frage gleichbedeutend, ob diese Größen kontinuierlich die Annäherung an einen optimalen Zustand, den man als Klimax des Standortes bezeichnen kann, wiedergeben. Die an den ersten Besiedlungsstadien der Kippen und Halden gewonnenen Erfahrungen beweisen, daß dies nicht zutrifft. Bei den näher geprüften Collembolen und Carabiden ergeben sich Stadien mit Zwischen-Klimax-Charakter. Fraglos kann man für diese Entwicklungsabschnitte tatsächlich ein erhöhtes biozönotisches Gleichgewicht konstatieren, das nach der vorteilhaften Definition von KÜHNELT (1965) als „erhöhter Verknüpfungsgrad von Nahrungsketten“ anzusehen ist. Hiermit ist jedoch die Zuerkennung einer erhöhten Stabilität nicht gleichbedeu-

¹⁴ Der Begriff der „Valenz eines Tieres“ wird hier, dem eingebürgerten Sprachgebrauch folgend, beibehalten. Er wird von einigen Autoren durch „Potenz“ ersetzt, im Gegensatz zur „Valenz der Umweltfaktoren“.

tend, wenigstens solange die geologisch-klimatischen Faktoren wie auch die Vegetation nicht gleichzeitig eine stabilere Lage erreicht haben. Damit verliert die Untersuchung der Mannigfaltigkeit und der ökologischen Konvergenz für die pedozoologische Standortdiagnose nicht an Bedeutung. Sie verlangt jedoch in jedem Fall die zusätzliche Bestimmung des diagnostischen „Sinnes“ ihrer Aussage. Das Gleiche gilt auch für die Berechnung der Standorts-Affinität (s. S. 216). Diese Worte haben nur im Rahmen des Gültigkeitsbereiches ihrer konkreten Bezugsbasis Aussagekraft und können nicht ohne weiteres verallgemeinert werden.

Eine andere Auswertungsstufe wird möglich, wenn über den Charakter der ökologischen Nischen, die von der gefundenen Fauna besetzt werden, eine Aussage gelingt. Hierbei ergeben sich gewöhnlich zwei Grundprobleme: Einmal ist es schwer, die in Betracht kommenden Faktoren einigermassen vollständig zu erfassen, zum anderen muß die Frage der ordnenden und wertenden Übersicht über die Vielzahl der Einzelaussagen gelöst werden. In beiden Fällen empfiehlt es sich, durch eine soziologische Ordnung der Artenvielfalt eine komplexere Aussage anzustreben. Es hat sich gezeigt, daß die Gliederung in Synusien auch bei der rasch wechselnden Besiedlung junger Boden-Entwicklungsstadien möglich und ergebnisreich ist, wenngleich eine einheitliche Grundlage des methodischen Verfahrens (in Analogie zur Pflanzensoziologie) noch aussteht.

Für die ökologische Aussage wird bei einem solchen Vorgehen vorausgesetzt, daß sich die ökologischen Nischen biozönotisch verwandter Arten einer größeren taxonomischen Einheit (Collembolen, Oribatiden, usw.) in charakteristischer Weise überlappen. Die am häufigsten an einem Standort geforderte Faktorenkombination (d. h. die häufigsten Überlappungspunkte der Nischen) können sodann als besonders wesentlich und kennzeichnend angesehen werden.

Eine solche Wertung wird jedoch gewöhnlich nicht sofort zu einer standortstypischen, sondern zunächst zu einer gruppenspezifischen Hierarchie der wirkamen ökologischen Faktoren führen.

Aus einem Vergleich des ökologischen Verhaltens verschiedener taxonomischer Einheiten bei der Besiedlung der Kippen und Halden wird deren verschiedene Einstellung im Faktorengefälle deutlich. So liegen die stärksten Faunenveränderungen für die Collembolen im Bereich des 2. Pionierstadiums, für die Lumbriciden dagegen erst im Vorwald-(Lumbriciden-)Stadium. Es handelt sich hierbei um die gleiche Erscheinung, die z. B. für Gruppen des litoralen Benthos beschrieben wurden (RIEDL, 1963). Dies zeigt, daß für die pedozoologische Standortdiagnose eine ähnliche Situation wie für die geologische Stratigraphie besteht, die sich je nach der vorliegenden Formation auf ganz verschiedene Gruppen von Leitfossilien stützen muß. Leider muß hinzugefügt werden, daß ein der stratigraphischen Tabelle entsprechender Katalog des optimalen Indikatorbereiches für Bodentiergruppen wohl noch in weiter Ferne steht.

Produktionsbiologische oder Indikator-Auswertung?

Die vorliegenden Ergebnisse erlauben einen detaillierten Vergleich der Aussagen, die nach der produktionsbiologischen und der Indikator-Methode der pedozoologischen Standortdiagnose möglich sind. Für die produktionsbiologische Methode ergibt sich eine ähnliche Stufengliederung der Auswertungsintensität wie eben für die Indikator-Methode geschildert. Der Beschränkung auf die Kenntnis der bloßen Anzahl der „Planstellen“ entspricht die Ermittlung globaler Produktions-Kennziffern. Als solche ist die Messung der „Gesamtatmung“ einer Bodeneinheit methodisch am besten zugänglich. Hierbei bleibt jedoch die „Arbeitsorganisation“ völlig unberücksichtigt, die aber bodenzoologisch meist ein viel größeres Interesse besitzt als die Endsumme der Produktion oder des Energieverbrauches. Der produktionsbiologischen Äquivalenz der Leistungen steht die grundlegende ökologische Divergenz der Qualitäten (Ernährungs- bzw. Energie-Stufen) gegenüber. Eine Standortsbeurteilung lediglich auf Grund von Summeneffekten, wie z. B. der Gesamtatmung, ist daher wenigstens ebenso aussichtslos wie nach einer ökologisch nichtssagenden Faunenliste.

Der hier angewandte Arbeitsvorgang, bei dem die produktionsbiologischen Werte erst sekundär aus konkreten Faunenanalysen abgeleitet werden, gibt von vornherein die Möglichkeit des spezifischen Bezuges dieser Größen. Erst die Darstellung der Richtung und Qualität (Stufen in der Nahrungskette und in der Energieströmung des Ökosystems), der räumlichen Bindung (Euedaphon, Epedaphon) und der gruppenstrukturellen Verteilung der Leistungen (Mikro-, Meso-, Makro-, Megafauna) läßt eine sinnvolle Beurteilung der pedozoologischen Aktivität am Standort zu.

Stellt man nun die Frage, welche Auswertungsmethode für die pedozoologische Standortdiagnostik die effektivere ist, so wird man ohne Zweifel der produktionsbiologischen Betrachtung den Vorrang einräumen müssen. Sie erbringt völlig eigenständige Erkenntnisse von unmittelbar standortkundlichem Interesse, indem sie direkte Wirkungsfaktoren der Bodenbildung und -umbildung erfäßt. Die hier gegebene Möglichkeit der allgemeingültigen zahlenmäßigen Formulierung der Ergebnisse erhöht deren Bedeutung für die angewandt-ökologische Arbeit weiterhin beträchtlich.

Von eben diesem Standpunkt gesehen sind dagegen Zahl, Arten und Vergesellschaftungsformen der Bodentiere an sich uninteressant. Ihre Betrachtung lohnt jedoch immer dann, wenn sie sich als sichere und methodisch vorteilhafte Indikatoren für bedeutende Standortfaktoren erweisen. Es steht zu hoffen, daß man mit fortschreitender Kenntnis diese Eigenschaften einzelner Bodentiere oder -gruppen eindeutiger und ökonomischer als bisher nutzen kann. Eine Korrelation zu den chemisch-physikalisch, vegetationskundlich oder mikrobiologisch erfäßbaren Verhältnissen läßt sich bei einer autökologisch-soziologischen Auswertung der Bodenfauna im Einzelfall klarer und unmittelbarer herstellen. Teilergebnisse der Indikator-Methode können auf den ver-

schiedensten Ebenen in die produktionsbiologische Gesamtbeurteilung des Standortes eingefügt werden, während das umgekehrte Vorgehen seltener erfolgreich ist. Zur Lösung einer speziellen Problematik, die über die allgemeine Klassifizierung eines Standortes hinausgeht, wird man kaum auf die autökologische und soziologische Betrachtung der Bodenfauna verzichten können.

Die spezifische Leistung der pedozoologischen Standortdiagnose

Nach dem eben Gesagten muß sich ein Vergleich der pedozoologischen Diagnose mit der Standortsbeurteilung durch andere Disziplinen vorrangig auf die Ergebnisse der Indikatormethode stützen. Die Betrachtung aller im speziellen Teil berührten Teilaspekte würde hierfür zu weit führen. Es ist daher eine Beschränkung auf das Gegenüberstellen der Aussagen zu den bodenklimatischen, den humusdynamischen und den kultivierungshemmenden Faktoren angebracht.

Bodenklima: Die bodenkundliche Analyse stützt sich auf die Feldkapazität, das Porenvolumen, den aktuellen Wassergehalt und den Gang der Bodentemperaturen (Tabelle 6; Abb. 27 und 30-32). Für die Halden bei Berzdorf läßt sich hiernach eine Verschiebung von trocken-warm nach frisch-kühl in Abhängigkeit von dem Rekultivierungsalter feststellen. Im Vergleich hiermit liegen jedoch die Feldkapazitäten für die Standorte der Kippe bei Böhlen sehr hoch. Eine wesentliche Bezugsgröße findet sich in Anzahl und Andauer der Unterschreitungen des Welkepunktes. Hierfür sind relativ aufwendige ganzjährige Untersuchungen und Zusatzserklärungen zur Bedeutung dieser Ereignisse für den Gesamtstandort nötig. Die ökologische Analyse der Bodenfauna läßt die Veränderung von xerothermen zu mesophilen Bedingungen sehr differenziert erkennen. Ihr Vorteil besteht in der einheitlichen Bewertung des gesamten klimatischen Jahresablaufes zu einem beliebigen Probentermin und in der Möglichkeit, verschiedene Schichten des Bodens getrennt zu beurteilen. Ihre empfindliche Reaktion auf den speziellen Witterungsablauf des Untersuchungsjahres und die häufig noch unzureichende autökologische Kenntnis der Arten sind die methodischen Nachteile der pedozoologischen Betrachtung. Dennoch erweist sie sich in bestimmter Beziehung nicht nur den bodenkundlichen, sondern auch der vegetationskundlichen Untersuchung überlegen. Die Pflanzenentwicklung zeigt zwar einen gleichgerichteten Sukzessionsverlauf an, gleichzeitig jedoch ihre stärkere selektive Bindung an für sie bedeutsame Bodenfaktoren (Feldkapazität). Das bedingt eine erhöhte vegetationskundliche Nivellierung mancher Entwicklungsstadien, wie sie vor allem am Beispiel der rekultivierten Tertiär-Flächen der Böhlener Kippe deutlich wird. Auch bietet die Vegetationskunde kaum Anhaltspunkte zur differenzierten Betrachtung von Bodenschichten. Die vorliegenden mikrobiologischen Analysen erlauben keine Beurteilung der bodenklimatischen Verhältnisse. Auch bei intensiverer Bearbeitung, als dies hier möglich war, bieten die Mikrophyten im allgemeinen mehr ein Bild der aktuellen mikroklimatischen Situation als des langfristigen Standortklimas.

Humusdynamik: Die bodenchemische Analyse der organischen Substanz wird durch den Kohleanteil der Abraummassen maskiert und zum Teil unbrauchbar gemacht. In diesem speziellen Fall erwies sich die Beurteilung nach den Hartmann'schen „Waldhumusformen“ (S. 40) als besonders glücklich. Sie bieten für die forstlichen Rekultivierungsstadien der Kippen und Halden ein verlässliches Einteilungsprinzip. Die pedozoologischen Ergebnisse fügen sich in diese Kategorien der Humusformen vollständig ein. Sie vermögen sie zu erklären und zu detaillieren. Sie gestatten auch Aussagen über ihre voraussichtliche Weiterentwicklung. Diese Übereinstimmung ist allerdings durchaus nicht überraschend, da ja die Waldhumusformen größtenteils unter Berücksichtigung bodenzoologischer Erkenntnisse aufgebaut sind. Auch die vegetationskundliche Analyse ist, wie sich zeigte, in der Lage, die humusdynamische Situation in Übereinstimmung zu den besprochenen Ergebnissen einzuschätzen. Ihre Aussagen sind jedoch weniger detailliert und gewöhnlich so stark an andere Faktorenkomplexe gebunden, daß sich hieraus im allgemeinen nur Bestätigungen für die mit den oben genannten Methoden ermittelten Verhältnisse ableiten lassen. Im mikrobiologischen Bereich genügt die Bestimmung des Zelluloseabbaues nicht, um humusdynamische Tendenzen darzulegen. Der Verlauf der zellulolytischen Aktivität ließ qualitative Änderungen der Mikrophytenentwicklung vermuten, aus denen bei näherem Studium spezielle Hinweise zu erwarten wären. Einige komplexe biologische Bodenuntersuchungen unter Zusammenarbeit von Mikrobiologen und Bodenzoologen

haben die unterschiedliche biologische Gesetzmäßigkeit und räumliche Bezogenheit beider Organismengruppen mehr oder weniger hervorgehoben (LOUB und HAYBACH, 1967; G. MÜLLER, 1955, 1965; SZABO, MARTON, VARGA und SCHÖNFELD, 1962). In Anfangsbodenbildungen zeigten sich jedoch nach Untersuchungen von AMROŽ und NOSEK (1967) gute Vergleichsmöglichkeiten zwischen der Kleinarthropodenfauna und der enzymatischen Aktivität der Mikroflora in der humusdynamischen Einschätzung der Standorte.

Hemmfaktoren: Die den normalen Reaktivierungsablauf hemmenden Faktoren wirken gewöhnlich nicht gleichzeitig auf alle Teilprozesse der Bodenbildung ein. Da der Gang der chemisch-mineralischen Verwitterung und die mikrobielle Entwicklung nicht eingehend studiert wurden, kann hier lediglich über pflanzen- und tierwirksame Hemmfaktoren gesprochen werden. Als bedeutsamste wurden die Schwerbenetzbarkeit der tertiären Abraummassen der Böhleiner Kippe und das Mineralsäure-Entwicklungsvermögen durch sulfidisch gebundenen Schwefel festgestellt. Beide liefen sich durch die in Böhlen angewandte Gefüge-Melioration auf ein pflanzenverträgliches Maß herabsetzen, d. h., sie wirkten sich vor der Melioration auf die Vegetation stark hemmend, danach stark abgeschwächt oder nicht mehr aus. Im Gegensatz hierzu war ein direkter Einfluß dieser Hemmfaktoren auf einen Teil der Bodenfauna, speziell der Bodenarthropoden, nicht nachzuweisen. Dies äußert sich besonders deutlich darin, daß die Gefügemelioration der tertiären Rohböden mindestens im edaphischen Bereich keine grundlegende Faunenveränderung hervorruft. Ein anderer Teil der Bodenfauna, der besonders anschaulich durch die Lumbriciden repräsentiert wird, läßt erst 15 Jahre nach der Melioration eine beginnende Kompensation der Hemmwirkung erkennen. Eine experimentelle Sicherung der aktiven Komponenten steht noch aus. Es ist jedoch anzunehmen, daß sich in dem unterschiedlichen Verhalten von Pflanzen und Tieren nicht lediglich Abstufungen der Wirkungsschwelle der gleichen Hemmfaktoren ausprägen. Unabhängig vom Ergebnis der Kausalanalyse ergibt sich deutlich, daß ohne Klärung der pedozoologischen Situation das volle Verständnis der gehemmten Entwicklung derartiger Standorte nicht möglich wird.

Wie die vorstehend besprochenen Beispiele zeigen, besteht durchaus die Notwendigkeit, die standortsdiagnostischen Betrachtungen auf bodenkundlichem, vegetationskundlichem und mikrobiologischem Gebiet durch die pedozoologischen Befunde zu ergänzen. An der Frage der Hemmfaktoren wie auch an produktionsbiologischen Überlegungen zur Stoff- und Energieströmung ist nachzuweisen, daß in bestimmten Stadien der Standortsentwicklung der Bodenfauna die Rolle des „Flaschenhalses“, der die Geschwindigkeit der Veränderungsprozesse kontrolliert, zukommt. Es wäre verfrüht, und ist hier auch nicht beabsichtigt, eine Gesamtübersicht der spezifischen Leistungsmöglichkeiten der pedozoologischen Standortdiagnose aufstellen zu wollen. Zwei wertvolle Eigenschaften verdienen jedoch noch besonders hervorgehoben zu werden: Einmal haben die pedozoologischen Befunde im Gegensatz zu den mikrobiologischen je nach dem Lebenszyklus der untersuchten Gruppe über eine längere Periode Gültigkeit und lassen sich – anders als bei höheren Pflanzen – wiederum gruppenspezifisch eindeutig auf eine bestimmte Bodenschicht beziehen. Zum anderen hat sich für die Besiedlung von Kippen und Halden, wie bereits früher an natürlichen Boden-Entwicklungsreihen und bei der Kompostreifung, erwiesen, daß die Bodenfauna eine sehr klare Differenzierung biologisch-dynamisch verschiedener Stadien der Standortentwicklung erlaubt.

Die Suche nach der „pedozoologischen Felddiagnose“

Die Anerkennung des bedeutenden Wertes der pedozoologischen Standortdiagnose schließt noch nicht ihre Anwendung in der ökologisch-landeskulturellen Praxis ein. Der hiermit verbundene Aufwand an Arbeitszeit und der vor-

ausgesetzte Spezialisierungsgrad des Bearbeiters bringen ungleich größere Schwierigkeiten mit sich, als dies bei der Anwendung der (bereits mehr oder weniger standardisierten) bodenkundlichen oder vegetationskundlichen Methoden der Fall ist. Der bedeutendste Nachteil der pedozoologischen Betrachtung scheint die Unmöglichkeit zu sein, einen Gesamtüberblick über die Bodenfauna zu geben – im Gegensatz zur Vegetationskunde und selbst zur methodisch sonst sehr verwandten Hydrobiologie (Limnologie) –, und weiter der daraus folgende Zwang, einen von sehr vielen möglichen Ausschnitten aus der Fauna auszuwählen und der Beurteilung zugrunde zu legen. VOLZ, der sehr viel zur Entwicklung dieser von ihm als „pedozoologische Standortlehre“ bezeichneten Arbeitsrichtung beigetragen hat (1957, 1961 b, 1962, 1964), betont zu Recht, daß „die Pedozoologie sowohl dem Gegenstand wie der Methodik nach durchaus eine Wissenschaft sui generis“ ist (1967). Für das von ihm angestrebte „Standortstypensystem auf pedozoologischer Grundlage“ fordert er, „es sollte nicht nur wenigen zoologischen Spezialisten, sondern einem möglichst großen Kreis von Fachleuten verständlich sein“. Dem wäre hier hinzuzufügen, daß die pedozoologische Standortdiagnose als Voraussetzung für ein synthetisches Standortstypensystem ebenfalls soweit erarbeitet werden sollte, daß sie von einem großen Kreis von Ökologen, Landwirten, Forstwirten und Geographen parallel zur Vegetationskunde praktisch zu handhaben ist.

Bei einem solchen Ziel scheint auf den ersten Blick die Anwendung der Indikator-Methode der beträchtlichen Determinierungs-Schwierigkeiten wegen auszuschneiden. Bedenkt man jedoch, daß es z. B. keinem Landwirt einfallen wird, die chemische Gesamtanalyse eines Bodens selbständig ausführen zu wollen, so sollte man der pedozoologischen Parallele doch ebenfalls eine reale Chance einräumen. Die Rolle des bodenchemischen Zentrallabors hätte in diesem Fall ein pedozoologisches Determinierungszentrum zu übernehmen, in dem die langjährige Erfahrung des pedozoologischen Spezialisten weitaus rationeller genutzt werden könnte, als dies bislang möglich ist. Selbstverständlich ist damit die Frage nach der problemgerechten Beschränkung auf eine oder wenige Bodentiergruppen nicht beseitigt, sie wird im Gegenteil durch eine solche Lösung noch aktueller. Noch in der gegenwärtigen Praxis wird die Auswahl der zu bearbeitenden Gruppe faktisch durch die Spezialisierung des Bearbeiters bestimmt. Es hat sich dabei erwiesen, daß es kaum eine bodendiagnostisch „unbrauchbare“ Bodentiergruppe gibt. Als Beispiel sei auf die bedeutenden Informationen hingewiesen, die GHILAROV in seinen vielfältigen, 1965 zusammengefaßten Arbeiten allein aus der Verbreitung der Elateriden-Larven (Drahtwürmer) ableiten konnte.

Obwohl auch die vorliegenden Beobachtungen an der faunistischen Besiedlung von Kippen und Halden auf ausgewählte Gruppen beschränkt bleiben mußten, ermöglichen sie doch eine Vorstellung von der diagnostischen Bedeutung und gegenseitigen Beeinflussung charakteristischer Teile der Makro- und Mesofauna. Die Ergebnisse gestatten in Übereinstimmung mit einigen anderen

Autoren die Arbeitshypothese aufzustellen, daß der beste Überblick über die bodenzoologischen Verhältnisse bei geringstem Arbeitsaufwand auf Grund der Makrofauna möglich ist. Dabei sollte eine produktionsbiologische Analyse in grober Detaillierung ausgeführt werden, wie sie vom Verf. benützt und in ähnlicher Weise auch von VOLZ (1962, 1965) unter der Bezeichnung „physiognomische Methode“ angewendet wurde. Diese erste Stufe kann in effektiver Weise ohne wesentlichen Aufwand durch Bestimmen der dominanten Arten einiger Gruppen, insbesondere der Lumbriciden, mit der Indikator-Methode kombiniert werden.

Eine vollgültige pedozoologische Standortdiagnose wird jedoch selten ohne Berücksichtigung der Mesofauna und gegebenenfalls auch der Mikrofauna auskommen. Der erste Schritt hierzu ist nach den hier gewonnenen Erfahrungen wiederum in einer grob detaillierten produktionsbiologischen Betrachtung zu sehen. Bloße Auszählungen der Individuendichten sind – wie sich am Stadienvergleich der Berzdorfer Halden zeigte – häufig sehr wenig signifikant. Daher empfiehlt sich die relativ geringe Mehrarbeit der Auszählung nach Größenklassen, mit deren Hilfe nach dem hier gegebenen Vorschlag eine wesentlich wertvollere produktionsbiologische Aussage möglich wird. Auch sollte die Aufgliederung der Gruppen wenigstens soweit getrieben werden, daß sich allgemeine biologische Aussagen treffen lassen.

Beispielsweise ist der Begriff der „Besiedlungsdichte der Milben“ so wenig deutbar, daß sich die Mühe seiner Erarbeitung meist nicht lohnt. Bei der Besiedlung der Kippen und Halden laufen in einigen Stufen bedeutende gegensinnige Verschiebungen des Anteils der Trombidiformes, Acaridiae und Oribatei, z. T. auch der Parasitiformes ab, die sich in der Gesamtzahl der „Milben“ keineswegs ausdrücken. Der sehr unterschiedlichen Eingliederung in der Nahrungskette wegen ergibt auch ein nachweisbarer „Summeneffekt“ keinen biologischen Sinn.

Wird schließlich eine detaillierte pedozoologische Diagnose nötig, so müssen die Aussagemöglichkeiten der Indikator-Methode auch für den Bereich der Meso- und Mikrofauna herangezogen werden. Als allgemeingültige Empfehlung läßt sich hierzu aus der vorliegenden Arbeit ableiten, daß bei der Wahl der Gruppe und Methode der Gültigkeitsbereich in räumlicher und zeitlicher Sicht besondere Beachtung verdient. Die erhöhte Saisonabhängigkeit der Mikrofauna läßt in der Regel die Gruppen der Mesofauna, insbesondere die Kleinarthropoden und die noch zu wenig bekannten Enchytraeiden, aussagekräftiger erscheinen. Welcher dieser Gruppen hierbei der Vorzug zu geben ist, kann gegenwärtig noch nicht auf sachlicher Grundlage entschieden werden. Methodisch haben die Collembolen den Vorzug der besseren taxonomischen Bearbeitung.

Die vorstehenden Überlegungen lassen sich zu dem folgenden Vorschlag für eine abgestufte pedozoologische Standortdiagnose zusammenfassen und konkretisieren. Der Vorschlag geht von den in Nord-Mittel-europa vorherrschenden Standortverhältnissen aus und berücksichtigt die speziellen Bedingungen anderer Gebiete nicht.

1. Stufe: Sie dient als „pedozoologische Felddiagnose“ einer groben Charakterisierung des Standortes und soll daher möglichst weitgehend

unter Feldbedingungen und ohne spezielle zoologische Kenntnisse ausführbar sein.

Methode: Von 1 m² Bodenoberfläche die Streu rasch und verlustlos abräumen, die Bodenvegetation ohne Eingriff in den Boden selbst abschneiden. Das gewonnene Material auf einer Gummimatte direkt durchmustern (evtl. vorher absieben). Die Bodenoberfläche mit 5 l 0,2 %igem Formalin begießen und alle an der Oberfläche erscheinenden Tiere ablesen (vgl. S. 77). Alle Tiere sofort in 70 %igem Alkohol mit Formalin-Zuschuß fixieren, nach den Hauptgruppen (s. Tabelle 11, S. 76) sondern und abwiegen. Das kann mit Hilfe einer Apotheker-Schalenwaage auch unter Feldbedingungen geschehen. Anschließend — besser aber vorher — wenigstens die dominanten Arten der Lumbriciden bestimmen. Nach Einarbeitung ist auch dies am Standort möglich.

Erweiterungsmöglichkeiten der 1. Stufe: Bestimmen dominanter oder auffälliger Arten anderer Gruppen; vollständige Auslese der Streu im Tullgren- oder Winkler-Apparat im Labor; Auslese von Stichproben der oberen 5—10 cm des Bodens am Standort oder im Labor; errechnen der produktionsbiologischen Daten.

2. Stufe: Sie vervollständigt die Übersicht über die pedozoologischen Standortverhältnisse mit Laboruntersuchungen, erfordert jedoch noch nicht die Spezialbearbeitung einer taxonomisch schwierigen Gruppe. Die 1. und 2. Stufe kann man zusammen als „pedozoologische Grunddiagnose“ bezeichnen.

Methode: Zunächst sind die als Erweiterungsmöglichkeiten in der 1. Stufe genannten Arbeiten aufzunehmen. Sodann werden Kleinarthropodenproben entnommen (S. 77), im Berlese-Tullgren-Trichter ausgelesen und nach dem vorgeschlagenen System auf Karteikarten (S. 87, Abb. 46) ausgewertet. Zur Umrechnung in die produktionsbiologischen Einheiten können die Werte der Tabelle 16 und 17 benutzt werden.

Erweiterungsmöglichkeiten der 2. Stufe: Entsprechende Erfassung der Enchytraeiden (S. 77), evtl. auch der Thekamöben (Methode nach HEAL, 1964; vgl. VOLZ, 1967). Anwendung der Fallenfang-Methode (S. 77) in beschränkten Zeiträumen, mit produktionsbiologischer Auswertung eines Teiles oder des gesamten Fangmaterials.

3. Stufe: Sie soll die pedozoologische Standortdiagnose entsprechend den vorliegenden Verhältnissen abrunden und zur Klärung einer standörtlich gegebenen Problematik beitragen („pedozoologische Spezialdiagnose“). Sie setzt die Ausführung der 1. und 2. Stufe im allgemeinen voraus und kann ohne Mitarbeit eines oder mehrerer Spezialisten nicht ausgeführt werden. Des nötigen Aufwandes wegen scheidet sie für Routine-Beurteilungen aus.

Methode: Soziologische und autökologische Bearbeitung wenigstens einer artenreicheren Gruppe je nach der Problemstellung. Vorteilhaft ist die Berücksichtigung sowohl der Makrofauna als auch der Mesofauna (und evtl. der Mikrofauna), und gleichzeitig der humiphagen und zoophagen Bodenfauna. Produktionsbiologische Übersicht über die Energiebilanz.

Die Zahl der jeweils notwendigen Parallelproben ergibt sich für alle Stufen aus den Berechnungen zur Repräsentanz der Proben (S. 77). Während sich für die 2. und besonders 3. Stufe keine allgemeine Vorschrift geben läßt, kann man für die 1. Stufe 3 Proben zu je 1 m² (innerhalb einer physiognomischen Standorteinheit) als hinreichend betrachten. Die pedozoologische Felddiagnose hält sich somit dem Arbeitsaufwand nach noch annähernd in der Größenordnung der vegetationskundlichen Standortanalyse.

Die Frage des günstigsten Aufnahme-Termins und der Wiederholungen zu verschiedenen Jahreszeiten ist im allgemeinen nach den speziellen Standortverhältnissen zu entscheiden. Für die 1. Stufe ist die Beschränkung auf eine Frühjahrsuntersuchung (Anfang Mai) vielleicht diskutabel. Hierfür wäre noch stärker zu untersuchen, wie sich der Witterungsablauf des Vorherbstes und -winters auf diese Ergebnisse auswirkt. Für die 2. und 3. Stufe ist eine einmalige Prüfung der Bodenfauna im Jahr völlig unzureichend. Drei Wiederholungen scheinen nach den vorliegenden Erfahrungen das Mindestmaß darzustellen. Eine Standard-Methode ist hierfür — wenigstens gegenwärtig — nicht möglich.

Der hier gegebene Vorschlag einer abgestuften pedozoologischen Standortdiagnose geht von der Überzeugung aus, daß sich die allgemeine Kenntnis von der Bedeutung und Verbreitung der Bodenfauna bereits bei einer umfangreichen Anwendung der pedozoologischen Felddiagnose wesentlich erweitern ließe. Nach den Erfahrungen dieser Arbeit wäre es z. B. durchaus möglich, hiermit einen rationellen Test der Rekultivierungswirkung auf Kippen und Halden im großen Maßstab durchzuführen. Ein bedeutender Vorteil würde sich auch dann ergeben, wenn bei allen speziellen Untersuchungen einer Bodentiergruppe (Collembolen, Enchytraeiden usw.) der üblichen Standortbeschreibung (Mikroklima, pH, Bodenart und -typ, Bodenstruktur; Pflanzengesellschaft, usw.) auch eine pedozoologische Felddiagnose beigefügt würde.

Das vorgeschlagene Verfahren weicht in einigen, bereits im einzelnen begründeten Punkten von der von VOLZ (1962, 1967) verwendeten Methodik ab. In der Zielrichtung entspricht die „pedozoologische Grunddiagnose“ (1. und 2. Stufe) jedoch der VOLZschen „physiognomischen Methode“, die Ergebnisse tragen also den von ihm entworfenen Erfordernissen für die Haupttypen eines pedozoologischen Standortstypensystems Rechnung. Es bedarf einer vielfältigen Zusammenarbeit, um dieses weitgesteckte Ziel einer Lösung näher zu bringen. Diese Arbeit ist ein Versuch, hierzu einen Beitrag zu leisten. -

8. Zusammenfassung

Die Bildung nachhaltig fruchtbarer Böden auf Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues ist großenteils ein bodenbiologisches Problem. Die vorliegende Arbeit untersucht die Beteiligung der Bodenfauna an diesem Prozeß und ihre Eignung als Anzeiger des Entwicklungszustandes. Der Vergleich zweier Tagebaugebiete mit verschiedenen meliorierten und rekultivierten alttertiären Rohbodenkippen (Böhlen bei Leipzig) und pleistozän-tertiären Mischbodenhalden (Berzdorf bei Görlitz) in unterschiedlichen Rekultivierungs-Zeitstufen (1. bis 15. Jahr) ermöglicht Aussagen über den Einfluß des Abraummateriale, der Zeit und der Form der Wiedernutzbarmachung auf die faunistische Besiedlung.

Parallele Prüfungen der Standorte vom bodenkundlichen, vegetationskundlichen und mikrobiologischen Aspekt gestatten die Feststellung, daß die pedozoologische Standortdiagnose spezifische, mit anderen Methoden nicht erhältliche Aussagen über Zustand und Entwicklung eines Standortes ermöglicht.

Die Untersuchungen (1960–1966) erstreckten sich mit Hilfe von 5 quantitativen Sammelmethode auf die epedaphische und edaphische Makro- und Mesofauna. Sie ergaben etwa 270 000 Individuen, die nach einem mitgeteilten Kerblockkarten-System erfaßt wurden. Die Auswertung geht sowohl von der produktionsbiologischen als auch von der Indikatormethode aus, deren Anwendung und Aussagebereich umrissen werden.

Die produktionsbiologische Analyse beruht auf der Bestimmung des Gewichtes und der Respiration. Für Kleinarthropoden dient eine Tabelle der Verhältniszahlen zwischen der gemessenen Körperlänge, dem Gewicht und der Respiration zur Errechnung der produktionsbiologischen Werte. Zur Einschätzung des mittleren Sauerstoffverbrauches der Meso- und Makrofauna wird eine synthetische „Normalkurve der Atmung“ in Abhängigkeit vom Körpergewicht benutzt. Methoden und Fehlergrenzen der Errechnung der Jahresatmung je Tiergruppe und Bodenvolumen werden diskutiert. Auf der Grundlage der Besiedlungsdichte einerseits, der Aktivitätsdichte andererseits ergeben die produktionsbiologischen Werte bedeutende jahresdynamische Schwankungen. Diese beruhen auf der art- oder gruppenspezifischen Populationsentwicklung und dem vom Standortklima überprägten Witterungsverlauf. Jahresmittelwerte lassen sich daher nur durch mehrere Probenentnahmen zu verschiedenen Jahreszeiten gewinnen. Die Maximalentwicklung der meisten Bodentiergruppen fällt auf den Halden gewöhnlich in das späte Frühjahr (Mai) vor Beginn der sommerlichen Trockenheit. Die Ergebnisse von Fallenfängen können in die pedozoologische Standortdiagnose einbezogen werden, wenn man ihre Eigentümlichkeiten als Aktivitätsmessung besonders berücksichtigt.

In Laubwald-Standorten der Berzdorfer Halden steigt der jährliche Bestandesabfall in den ersten 3–5 Jahren nach der Aufpflanzung schnell auf etwa 2000 kcal/m²/Jahr, sinkt später aber auf 1300 kcal/m²/Jahr ab. Die humiphage

Bodenfauna entwickelt sich entsprechend rasch und kann vom 1., 3., 7. bis zum 10. Jahr ansteigend 1, 5, 30 und schließlich 75 % der Streu verarbeiten. Unter Nadelholz-Anpflanzungen der Berzdorfer Halden ist die Umsetzungsleistung der Bodenfauna viermal geringer, auf Tertiärflächen der Böhlener Kippen auch unter Laubgehölz sogar 10- bis 15mal geringer zu veranschlagen. Das Verhältnis des (theoretischen) Sauerstoffverbrauches/Jahr der Makro- und der Mikrohumiphagen („Humiphagenverhältnis“) und der Anteil der Atmung der Lumbriciden am Gesamtwert der Makrohumiphagen („Lumbricidenverhältnis“) werden als charakteristischste Größen zur pedozoologischen Differentialdiagnose der Standorte vorgeschlagen.

Die Neuansiedlung einer Art kann als Besetzung einer ökologischen Nische, die der ökologischen Valenz der Art entspricht, angesehen werden. Die Verwendung einer Art der Bodenfauna als Standorts-Indikator wird kompliziert und eingeschränkt 1. durch den unterschiedlichen Grad der Übereinstimmung zwischen Nische und Valenz, der sich bei vergleichbaren Verbreitungs- und Vermehrungsverhältnissen in Dominanz und Konstanz der Art äußert, 2. durch die sachliche, räumliche und zeitliche Gültigkeitsbegrenzung der ökologischen Aussage und 3. durch die für die meisten Bodentiergruppen noch zu geringe autökologische Grundkenntnis. Die soziologische Bearbeitung von Faunenteilen ermöglicht eine klarere und besser vergleichbare Beurteilung des Entwicklungszustandes des Standortes und einzelner Faktoren als die getrennte autökologische Betrachtung einzelner Arten. Die Collembolen-Synusien der epedaphischen und der edaphischen Lebensformenschicht entwickeln sich in gut abgrenzbaren, jedoch nicht synchronen Stadien. Zur autökologischen Standortsdiagnose werden Collembolen, Carabiden, Myriopoden, Lumbriciden und Teile anderer Gruppen herangezogen.

Die Affinitätsberechnung hat für die pedozoologische Standortsdiagnose nur beschränkten Wert. Nach Diskussion verschiedener Methoden wird die Darstellung einer kombinierten Arten-/Dominanz-Affinität bzw. Dominanz-/Arten-Affinität nach einer Weiterentwicklung des Klassifikationsschemas von MOUNTFORD vorgeschlagen. Deren Ergebnisse bestätigen die getroffene soziologische Gliederung in den Grundzügen, sind jedoch ohne Kenntnis der autökologisch-soziologischen Verhältnisse nicht ausdeutbar. Die BONNETsche Zahl gibt einen mathematischen Ausdruck für die den THIENEMANNschen biozönotischen Grundprinzipien entsprechende Populationsstruktur einer Taxozönose („ökologische Konvergenz“). Sie drückt die relative Varianz der Lebensbedingungen für die geprüfte Tiergruppe aus, ist jedoch keine absolute Kennziffer für den Entwicklungsgrad des Standortes in Richtung des Klimax-Stadiums.

Aus den methodischen Erfahrungen der vorliegenden Arbeit wird das Programm einer abgestuften pedozoologischen Standortsdiagnose abgeleitet, deren 1. Stufe als „pedozoologische Felddiagnose“ eine Grobbeurteilung bei geringstem Aufwand und ohne Spezialkenntnisse ermöglicht, deren 2. Stufe als „pedo-

zoologische Grunddiagnose“ den von VOLZ entworfenen Minimalforderungen für ein pedozoologisches Standorts-Typensystem entspricht, und deren 3. Stufe („pedozoologische Spezialdiagnose“) der Lösung spezieller Standortsprobleme vorbehalten ist.

Die untersuchten Kippen- und Haldenböden konnten 4 allgemein abgrenzbaren Entwicklungsstadien mit zunehmendem Zwischen-Klimaxcharakter zugeordnet werden:

1. Pionierstadium, extrem xerotherm, ohne Humusbildung, Bodenfauna: minimale Jahresatmung, atypische Pioniergesellschaften.
2. Pionierstadium, gemäßigt xerotherm; schwache bis starke Moder-Humusbildung; staudenreich; hohe zellulolytische Aktivität, Bodenfauna: Jahresatmung um 20 kcal/m²; Humiphagen-Verhältnis unter 1; Collembolen-Dipterenlarven-Stadium.
3. Stadium, (xerotherm-) mesophil, Moder- oder Mullhumusbildung; Vegetation reich an Wiesenelementen; geringe zellulolytische Aktivität; Bodenfauna: Jahresatmung um 50 kcal/m²; Humiphagen-Verhältnis zwischen 1 und 10; *Lepidocyrtus cyaneus* – *Dendrobaena octaedra* – Übergangs-Stadium.
4. Stadium, mesophil, Moder- oder Mullhumusbildung, Vorwaldstadium; höhere zellulolytische Aktivität; Bodenfauna: Jahresatmung um 80 kcal/m²; Humiphagen-Verhältnis über 10; Lumbriciden-Stadium.

Die Art des verstürzten Abraumes beeinflusst die Besiedlung entscheidend. Auf sauren, alttertiären Massen stagniert die Entwicklung bis in das 15. Jahr nach der Rekultivierung in einem verarmenden 3. Stadium, auf pleistozänen oder pleistozän-tertiären Mischmassen wird im 10.–12. Jahr das 4. Stadium erreicht. Die Melioration und Rekultivierung lenken und beschleunigen den Besiedlungsprozeß. Schwerpunkte der Einwirkung sind die Stabilisierung des Wasserhaushaltes, die Eutrophierung der Flächen und die physiologische Entgiftung des Bodens. Auf tertiären Flächen muß das künstliche Einbringen von Lumbriciden erwogen werden. Aus Haltungsver suchen geht hervor, daß hierfür nur *Allolobophora caliginosa* in Betracht kommt und günstige Startbedingungen geschaffen werden müssen. Auch nach Erreichen des 4. Stadiums kann der Prozeß des Boden-Aufbaues auf den Kippen und Halden noch nicht als abgeschlossen gelten.

Jedem Hauptabschnitt der Arbeit ist eine Zusammenfassung der speziellen Ergebnisse angefügt.

The development of the soil fauna in plots of dumps reclaimed from brown coal open-cast mining. –

A contribution to the pedozoological diagnosis of soil localities.

Summary

The formation of fertile soils at dumps of brown coal open-casts is to a great extent a soil-biological problem. Investigations are undertaken in order to get informations about the participation of the soil fauna in this process and its qualification as an indicator of the developmental stage of the soil formation. As to this, two open-cast mining districts are compared. In the first (Berzdorf near Görlitz, see p. 20), 7 localities at different ages (1 to 15 years after amelioration and afforestation with deciduous, exceptionally coniferous trees) on sandy up to clayey pleistocene-tertiary mixed dumps with only few cultivation preventing components are investigated. In the second district (Böhlen near Leipzig, see p. 15), including tertiary sandy loam dumps with a high content of mineral acids, 1 non ameliorated and 5 intensively ameliorated localities are chosen at ages from 4 to 15 years after afforestation or – one locality – agricultural recultivation respectively.

Parallel to the zoological investigation, descriptions of all the localities from the viewpoint of physical-chemical soil science, plant sociology and soil microbiology are given (p. 32–74). Compared with these results it can be shown obviously that the pedozoological diagnosis provides the ecologist with specific informations otherwise not obtainable.

Using 5 quantitative methods for sampling epedaphic and edaphic soil macrofauna and mesofauna, about 270,000 specimens were selected and registred with the aide of punched cards (fig. 46, 47). Beside the author 10 specialists took part in determining the springtails, gamasides, myriapodes, carabid beetles, earthworms, pulmonates and part of spiders and pterygote insects. This material is analysed making use of both the production biological and the indicator method.

The production biological analysis is based on the evaluation of biomass (table 19) and respiration (table 20). Concerning the microarthropods, the tables 16 and 17 deal with relations between length, weight, and respiration which are used as basic values for calculations by reason of measured length groups. The O_2 -consumption is estimated by means of an empiric mean regression (fig. 50) depending on the individual weight. Methods and margins of error in estimating the annual respiration of a population/m.² are discussed. As a consequence of climatic factors and the population development, the abundance of individuals and the related production biological values are subject to a great annual dynamic variation (fig. 55–80). Therefore taking samples at different seasons is necessary in order to get annual

mean figures. In the dumps investigated maximum numbers in biomass were obtained usually in the end of spring (May) before dryness begins. Trapping samples may be included in the pedozoological diagnosis if its peculiarities as a measurement of activity is considered in particular.

On the Berzdorf leafy wood dump localities, the production of vegetable matter and with this the annual litter fall rises rapidly up to nearly 2,000 kcal./m.²/year in first 3–5 years and then decreases again to about 1,300 kcal./m.²/year (table 26). In this connection the soil fauna shows a quick development and may consume about 1, 5, 30 and 75 % of the annual litter fall in the 1st, 3rd, 7th, and 10th year respectively. Under coniferous wood the total faunal consumption is estimated to be 4-times smaller, and on Böhlen tertiary dumps under leafy wood even 10–15-times smaller at comparable ages of recultivation. Both, the ratio of the theoretical annual respiration of the macrohumiphagous fauna (= large decomposers) to the microhumiphagous fauna (= small decomposers), called the "humiphagous ratio" (fig. 82), and the participation of earthworms in the total respiration of large decomposers, called the "lumbricid ratio" (fig. 83), are proposed as suitable characteristic figures for pedozoological diagnosis of soil localities.

The settlement of a species may be considered as an occupation of an ecological niche which is adequate to its ecological demands. The employment of a given soil faunal species as an indicator is complicated and restricted by means of 1) the degree of correspondence of niches and ecological demands, 2) the limitation of the ecological evidence with regard to matter, space, and time, and 3) the slight knowledge of the autecology of the most groups of the soil fauna. The description of soil faunal sociations ("synusias") facilitates the judgement of the developmental stage of the localities investigated. The spring-tail synusias develop themselves in well definable stages, but not synchronously in the epedaphic and the edaphic stratum (table 32–40). With regard to the autecological diagnosis of the localities, the springtails, carabid beetles, millipedes, centipedes, earthworms, and parts of other groups are investigated.

The evaluation of the affinity of taxocenoses by one of the many indices having been proposed in the literature is of only little significance for pedozoological diagnosis. Figuring the combined species/dominance affinity or dominance/species affinity respectively by means of the classification after MOUNTFORD seems to be the most suitable method for this purpose (fig. 100–105). Results gained in this way confirm the arrangement of synusias in general but cannot be explained without the detailed knowledge of the autecological and sociological conditions. The ecological convergence ("BONNET's figure") characterising the population structure of a taxocenosis indicates by no means absolutely the degree of the development of a locality in direction to the climax-stage (fig. 106).

Derived from the results obtained, a program of a gradual pedozoological diagnosis of soil localities is proposed. The first step ("pedozoological field

diagnosis") renders possible a rough estimation with a minimum expense only and without a specialists help. The second step ("pedozoological basis diagnosis") fulfils the requirements of VOLZ in order to erect a system of pedozoological types of localities. The third step ("pedozoological special diagnosis") is to be used by the specialist in order to solve special problems in characterising a locality.

The investigated 13 dump localities represent 4 main stages of development, with increasing intermediate climax character:

1. First pioneer stage, extremely xerotherm, without humus formation. Soil fauna: annual respiration of minimum size, no typical pioneer sociations.
2. Second pioneer stage, moderate xerotherm, moder humus formation low up to high, rich in shrubs; cellulolytical activity high. Soil fauna: annual respiration about 20 kcal./m.², lumbricid ratio below 1; stage of springtails and fly-maggots.
3. "Meadow"-stage, (xerotherm-)mesophilous, moder or mull humus formation, vegetation rich in elements from meadows; cellulolytical activity small. Soil fauna: annual respiration about 50 kcal./m.², humiphagous ratio between 1 and 10; intermediate stage of the *Lepidocyrtus cyaneus*-*Dendrobaena octaedra*-sociation.
4. Wood-like (precursor) stage, mesophilous, moder or mull humus formation; cellulolytical activity increasing again. Soil fauna: annual respiration about 80 kcal./m.², humiphagous ratio above 10; stage of earthworms.

The faunal colonisation is decisively influenced by the kind of the dumped geological material. On acid, old tertiary soils, the development stagnates up to the 15th year after recultivation showing a poor 3rd stage. On pleistocene or pleistocene-tertiary mixed sandy loam soils, on the other hand, the 4th stage may be stated from the 10th-12th year. Moreover, the process of colonisation is directed and accelerated by amelioration and recultivation. Stabilisation of the water household, eutrophisation of the plots and fighting against physiological toxicity are the most effective manipulations. The artificial introduction of earthworms in reclaimed tertiary plots will be successful if *Allolobophora caliginosa* is brought in moist mulches.

The process of the soil formation in recultivated dumps is by no means concluded at the 4th stage.

9. Literatur

- AALTONEN, V. T. (1948): Boden und Wald. — Berlin und Hamburg, 1948.
- ALBRITTON, E. (1954): Standard Values in Nutrition and Metabolism. — Philadelphia and London, 1954.
- AMROZ, Z., und J. NOSEK (1967): Mikrobielle Aktivität und Apterygotenbesatz in initialen Böden der Niederen Tatra. — *Pedobiologia* 7: 1-10.
- BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. — Berlin und Budapest, 1958.
- BARTHEL, H. (1961): Braunkohlenbergbau und Landschaftsdynamik. — Gotha, 1961.
- , A. SCHUBERT und M. WÜNSCHE (1965 a): Zur Wiederurbarmachung der Halde Espenhain. — *Wiss. Z. T. U. Dresden* 14, 3: 505-520.
- (1965 b): Zur Begrünung der Halde Espenhain. — *Wiss. Z. TU Dresden* 14, 4: 833-842.
- BEER, W.-D. (1955/56): Beiträge zur Kenntnis der pflanzlichen Wiederbesiedlung von Halden des Braunkohlenbergbaus im nordwestsächsischen Raum. — *Wiss. Z. Karl-Marx-Universität Leipzig, Math.-Nat.* 5, 1-2: 207-211.
- BERTHET, P. (1960): La mesure écologique de la température par détermination de la vitesse d'inversion du saccharose. — *Vegetatio* 9: 197-207.
- (1964): L'activité des Oribatides (Acari: Oribatei) d'une chénaie. — *Mém. Inst. Sc. Nat. Belgique* N^o, 152: 152 S.
- BEYER, R. (1964): Über Beziehungen zwischen Standort, Witterung und Aktivität der Fauna der Laubstreu in einem nordwestsächsischen Waldgebiet. — *Pedobiologia* 4: 192-209.
- BIRCH, L. C., and D. P. CLARK (1953): Forest soil as an ecological community. With special reference to the fauna. — *Quart. Rev. Biol.* 28: 13-36.
- BOCOCK, K. L. (1963): The digestion and assimilation of food by *Glomeris*. — In: DOEKSEN and VAN DER DRIFT, *Soil Organisms*, Amsterdam 1963: 85-91.
- BÖSENER, R. (1965): Untersuchungen über das Vorkommen und die forstliche Bedeutung von Lumbriciden (Oligochaeta) in verschiedenen Waldbeständen des Osterzgebirges. — *Wiss. Z. T. U. Dresden* 14, 3: 741-746.
- BONNET, L. (1964): Le peuplement thécamoebien des sols. — *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 1: 123-408.
- BORNEBUSCH, C. (1930): The fauna of forest soil. — *Forstl. Forsøgsvaesen Danmark* 11: 158 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1951): Pflanzensoziologie. — Wien, 1951 (2. Aufl.).
- BROEN, B. VON (1965): Vergleichende Untersuchungen über die Laufkäferbesiedlung (Coleoptera, Carabidae) einiger norddeutscher Waldbestände und angrenzender Kahlschlagflächen. — *Dtsch. Ent. Z.* 12: 67-82.
- und M. MORITZ (1965): Spinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) aus Barberfallen von einer tertiären Rohbodenkippe im Braunkohlenrevier Böhlen. — *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 40, 6.
- BRÜNING, E. (1961): Ausführlicher Abschlußbericht zum Forschungsthema Kurzbezeichnung: Begrünung von Rohbodenkippen. — VEB Projektierungs- und Konstruktionsbüro „Kohle“, Berlin, 1961.
- (1962): Zur Frage der Rekultivierbarkeit tertiärer Rohbodenkippen des Braunkohlentagebaues. — *Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig, Math.-Nat. Reihe* 11: 325-359.
- (1963 a): Das I. Internationale Symposium zu Fragen der Rekultivierung von Kippen und Halden in der Deutschen Demokratischen Republik. — *Z. Landeskultur* 4, 2: 207-223.
- (1963 b): Ein Beitrag zur Frage der Gebietsplanung in Braunkohlenabbauereichen der Niederlausitz. — *Wiss.-techn. Informationen für das Meliorationswesen*, 1, 1963: 18-32.
- (1965): Zur Frage der Rekultivierbarkeit verschiedener Kippenformen des Niederlausitzer Braunkohlenreviers. — *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 40, 1: 7-8.
- , H. UNGER und W. DUNGER (1965): Untersuchungen zur Frage der biologischen Aktivierung alttertiärer Rohbodenkippen des Braunkohlentagebaues in Abhängigkeit von Bodenmelioration und Rekultivierung. — *Z. Landeskultur* 6, 1: 9-38.
- CANCELA DA FONSECA, J.-P. (1966): L'outil statistique en biologie du sol. III. Indices s'intérêt écologique. — *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 3: 381-407.
- CASSAGNAU, P. (1961): Ecologie du sol dans les Pyrénées centrales. — Paris, 1961, 235 S.
- (1965): Ecologie édaphique de la Montagne Noire basée sur les groupements de Collemboles. — *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 2: 339-375.
- et O. ROUQUET (1962): Les Collemboles édaphiques du Jardin Botanique de Toulouse (France). Essai de Biocénotique Dynamique. — *Pedobiologica* 2: 15-40.
- et J. TH. MATSAKIS (1965): Sur l'utilisation des comparaisons multiples en biocénotique édaphique. — *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 2, 4: 463-474.

- CHALUPSKÝ, J. (1961 a): Note on the occurrence of the Pauropoda in Bohemia. — Vestn. Česk. Zool. Špol. 25: 142-146.
- (1961 b): The Bohemian Pauropoda II. — Vestn. Česk. Zool. Špol. 25: 255-257.
- CHANDLER, R. F. (1941): The amount and mineral nutrient content of freshly fallen leaf litter in the hardwood forests of Central New York. — J. Amer. Soc. Agron. 33: 859-871.
- CLEMENTS, F. E., and V. C. SHELFORD (1947): Bio-ecology. — New York, 3. Ed. 1947.
- CRAGG, J. B. (1961): Some aspects of the ecology of moorland animals. — J. Anim. Ecol. 30: 205-234.
- CHRISTIANSEN, K. (1964): Bionomics of Collembola. — Ann. Rev. Entomol. 9: 147-178.
- COLEMAN, D. C., and A. MACFADYEN (1966): The recolonization of gamma-irradiated soil by small arthropods. A preliminary study. — Oikos 17: 62-70.
- DARMER, G. (1953): Hochhalde Espenhain — eine offene Wunde in der Landschaft. — Natur und Heimat, Heft 4.
- DAVIS, B. N. K., and P. W. MURPHY (1961): An analysis of the Acarina and Collembola fauna of land reclaimed from opencast iron-stone mining. — Univ. Nottingham, School of Agriculture Rep. 1961: 3-7.
- DEBAUCHE, H. R. (1962): The structural analysis of animal communities of the soil. — In MURPHY, Progress in Soil Zoology, London 1962, S. 10-25.
- DIMON, A. (1939): Erdwürmer in den Böden Mittelasiens. (russisch) — Počvovedenie N 4: 444-526.
- DUDICH, E., J. BALOGH und J. LOKSA (1952): Produktionsbiologische Untersuchungen über die Arthropoden der Waldböden. — Acta biol. acad. sc. hung. III: 295-317.
- DUNGER, W. (1956) Untersuchungen über Laubstreuzersetzung durch Collembolen. — Zool. Jb. Syst. 84: 75-98.
- (1958 a): Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. — Zool. Jb. Syst. 86: 139-180.
- (1958 b): Über die Veränderung des Falllaubes im Darm von Bodentieren. — Z. Pfl. ern., Düngung, Bodenkunde 82: 174-193.
- (1960 a): Nahrungswahl bei Bodenarthropoden in produktionsbiologischer Sicht. — IX. Intern. Kongr. Entomol. Wien III: 169-173.
- (1960 b): Produktionsbiologische Probleme in der Bodenbiologie. — Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. VIII, 4/5: 535-536.
- (1961): Zur Kenntnis von Tetrodontophora bielensis (Waga, 1842) (Collembola, Onychiuridae). — Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 37, 1: 79-99.
- (1963 a): Praktische Erfahrungen mit Bodenfallen. — Entomol. Nachricht. Dresden 1963, 4: 41-46.
- (1963 b): Leistungsspezifität bei Streuzersetzern. — In: DOEKSEN and VAN DER DRIFT, Soil Organisms, Amsterdam 1963: 92-102.
- (1963 c): Einige Collembolenfunde aus der weiteren Oberlausitz (Collembola; Apterygota). — Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 38, 5, 15 S.
- (1964): Die Bedeutung der Bodenfauna für die Streuzersetzung. — Tagungsber. DAL Berlin 1963, 60: 99-114.
- (1965): Studien über die faunistische Neubesiedlung von Rohbodenkippen des Braunkohlenbergbaues. — Publ. Slezsk. Muzea Opava 14: 33-43.
- (1966): Lithobius microps Meinert (Chilopoda) in Sachsen. — Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 41, 15: 33-38.
- (1967 a): Die Entwicklung der Makro- und Megafauna in rekultivierten Haldenböden. — In: GRAFF and SATCHELL, Progress in Soil Biology, Braunschweig und Amsterdam, 1967: 340-352.
- (1967 b): Neue Untersuchungen über Methodik und Wert des Boden-Fallenfanges für die quantitative Faunistik. — Publ. Slezsk. Muzea Opava, 18; II. Ent. Symp.: 85-103.
- (1968 a): Produktionsbiologische Untersuchungen an der Collembolen-Fauna gestörter Böden. — Pedobiologia 8: 16-22.
- (1968 b): Fragen der natürlichen und experimentellen Besiedlung kulturfeindlicher Böden durch Lumbriciden. — Koll. Ökol. Tax. Lumbric. Nitra: Pedobiologia, im Druck.
- DRIFT, J. VAN DER (1951): Analysis of the animal community in a beachforest floor. — Tijdschr. Entomol. 94: 1-118.
- (1959): Field studies on the surface fauna of forests. — Med. 41 ITBON, Arnhem, 79-103.
- and M. WITKAMP (1960): The significance of the breakdown of oak litter by Enoicyla pusilla. — Burm.-Arch. Neerl. Zool. 13: 486-492.
- EASON, E. H. (1964): Centipedes of the British Isles. — London, 1964.

- EDWARDS, C. A. (1953): Respiratory metabolism. — In: ROEDER, Insect physiology, New York 1953: 96-146.
- (1959): A revision of the British Symphyla. — Proc. zool. Soc. Lond. 132, 3: 403-439.
- (1967): Relationships between weights, volumes and numbers of soil animals. — In: GRAFF and SATCHEL, Progress in Soil Biology, Braunschweig and Amsterdam 1967: 585-594.
- and G. W. HEATH (1963): The role of soil animals in breakdown of leaf material. — In: DOEKSEN and VAN DER DRIFT, Soil Organisms, Amsterdam 1963: 76-83.
- EL-DUWEINI, A. K., and S. I. GHABBOUR (1964): Effect of pH and of Electrolytes on Earthworms. — Bull. Zool. Soc. Egypt. 5, 19: 89-100.
- ELTON, C. (1927): Animal ecology. — London, 1927, 1. Ed.
- ENGEL, H. (1949): Die Trümmerflora von Münster. — Natur und Heimat 9, 2: 1-12.
- ENGELMANN, M. D. (1961): The role of soil arthropods in the energetics of an old-field community. — Ecol. Monogr. 31: 221-238.
- (1966): Energetics, terrestrial field studies, and animal productivity. — In: CRAGG, Advances in Ecological Research, 3: 73-115.
- EVANS, A. C. (1947): A Method for Studying the Burrowing Activities of Earthworms. — Ann. Mag. Nat. Hist. 14: 643-650.
- and GUILD, W. J. (1948): Studies on the relationship between earthworms and soil fertility IV. — Ann. appl. Biol. 35: 471-484.
- FENTON, G. R. (1947): The soil fauna; with special reference to the ecosystem of forest soil. — J. Anim. Ecol. 16: 76-93.
- FRANZ, H. (1953): Dauer und Wandel der Lebensgemeinschaften. — Schr. Ver. Verbr. naturw. Kenntn. Wien, 93: 27-45.
- (1960): Feldbodenkunde. — Wien, 1960.
- (1965): Die Bodenbiozöosen und ihre Bedeutung für die Bodengene. — Biosoziologie. Den Haag, 1965: 304-310.
- FRENZEL, G. (1936): Untersuchungen über die Tierwelt des Wiesenbodens. Jena, 1930, 130 S.
- FRIEDRICH, K. (1943): Über den Begriff „Umwelt“ in der Biologie. — Acta biotheor. 7: 147-162.
- FROMMING, E. (1958): Die Rolle unserer Landschnecken bei der Stoffumwandlung und Humusbildung. — Z. Pfl. ern., Düngung, Bodenkunde 82: 10-17.
- CAUSE, G. F. (1934): The struggle for existence. — Baltimore, 1934.
- (1936): The principles of Biocenology. — Quart. Rev. Biol. 11: 320-336.
- GEILER, H. (1956): Zur Ökologie und Phänologie der auf mitteldeutschen Feldern lebenden Carabiden. — Wiss. Z. Univ. Leipzig, Math.-Nat. 6: 35-62.
- (1963): Die Spinnen- und Weberknechtfauna nordwestsächsischer Felder. (Die Evertelbratenfauna mitteldeutscher Feldkulturen V). Z. angew. Zool. 50: 257-272.
- GERE, G. (1965): The examination of the feeding biology and the humificative function of Diplopoda and Isopoda. — Acta biol. sc. hung. 6, 3/4: 257-271.
- (1957): Untersuchungen über den Energieumsatz der Raupen der Hyphantria cunea Drury. — Acta zool. acad. sc. hung. 3, 1/2: 89-105.
- (1962): Nahrungsverbrauch der Diploiden und Isopoden in Freilanduntersuchungen. — Acta zool. acad. sc. hung. 8, 3/4: 385-415.
- GISIN, G. (1952): Oekologische Studien über die Collembolen des Blattkomposts. — Rev. Suisse Zool. 59: 531-578.
- GISIN, H. (1943): Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im Schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. — Rev. Suisse Zool. 50: 131-224.
- (1955): Recherches sur la relation entre la faune endogée de Collemboles et les qualités agrológicas de sols viticoles. — Rev. Suisse Zool. 62: 601-648.
- (1956): L'action d'un amendement au Krillium sur les Collemboles du sol. — VI^e Congr. Sc. Sol., Paris, III, 1: 7-9.
- (1960): Collembolenfauna Europas. — Genève, 1960, 312 S.
- GHILAROV, M. S. (1951): Ausnutzung der Bodenschicht durch die Insekten in den trockenen Arealteilen (russisch). — Uspechi sovrem. Biol. 32: 346-351.
- (1956): Significance of the soil fauna studies for the soil diagnostics. — VI^e Congr. Int. Sc. Sol Paris 1956, III, 23: 139-144.
- (1959): Die Gesetzmäßigkeiten der zonalen Verbreitung schädlicher Bodeninsekten im europäischen Teile der UdSSR. — Verhandl. IV. Internat. Pflanzenschutz-Kongress Hamburg 1957, I: 831-836.
- (1960): Soil invertebrates as a factor of soil fertility (russisch). — Žurn. obščej biologii 21: 81-88.
- (1965 a): Zoological methods in soil diagnostics (russisch). — Moskau, 1965.
- (1965 b): Some practical problems of soil zoology. — Pedobiologia 5: 189-204.

- GHILAROV, M. S. und B. M. MAMAEV (1964): Complexes of soil invertebrates of desert lands at artesian irrigation and pathways of their direct change (russisch). — *Zurn. obščej biol.* 25, 3: 165—176.
- GRAFF, O. (1953): Bodenzoologische Untersuchungen mit besonderer Berücksichtigung der terrikolen Oligochaeten. — *Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde* 61 (106): 72—77.
- (1961): Die Regenwürmer (Oligochaeta, Lumbricida) auf dem Gelände der Forschungsanstalt für Landwirtschaft. — *Landbauforsch. Völknerode* 11, 1: 19—22.
- GREENSLADE, P. J. M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). — *J. Anim. Ecol.* 33: 301—310.
- GRÜM, L. (1959): Sesonove zimany aktywosci bieagaczowatich (Carabidae) — *Ekologia polska, A*: 7: 255—267.
- GUILD, W. J. (1948): Studies on the relationship between earthworms and soil fertility. III. The effect of soil type on the structure of earthworm populations. — *Ann. appl. Biol.* 35: 181—192.
- HAIRSTON, N. G., F. E. SMITH and L. B. SLOBODKIN (1960): Community structure, population control, and competition. — *Amer. Nat.* 94: 421—425.
- HALE, W. G. (1967): Collembola. — In: BURGESS and RAW, *Soil Biology*, London and New York, 1967: 397—411.
- HAMBLYN, C. J., and A. R. DINGWALL (1945): Earthworms. — *New Zealand J. Agric.* 71: 55—58
- HANF, M. (1937): Die natürliche pflanzliche Erstbesiedlung von Abraumhalden. — *Z. Naturwiss.* 91: 35—56.
- (1939): Bodenzusammensetzung von Abraumhalden und natürliche Besiedlung. — *Angew. Bot.* 21: 149—176.
- HARTMANN, F. (1952): Forstökologie. — Zustandserfassung und standortsgemäße Gestaltung der Lebensgrundlagen des Waldes. — Wien, 1952.
- HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. — Jena, 1957.
- HEAL, O. W. (1964): The use of cultures for studying Testacea (Protozoa: Rhizopoda) in soil. — *Pedobiologia*: 4: 1—7.
- HEALEY, I. N. (1967): The population metabolism of *Onychiurus procampatus* Gisin (Collembola). — In: GRAFF and SATCHEL, *Progress in Soil Biology*, Braunschweig und Amsterdam, 1957: 127—136.
- (1967 b): The energy flow through a population of soil Collembola. — In: PETRUSEWICZ, *Secondary Productivity of terr. ecosystems*, 1967: 695—708.
- HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik, dargestellt an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. — Diss. Kiel, 1953.
- (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. — *Ber. Wandervers. dt. Entomol.* 7: 172—185.
- (1958): Erfassungsmethoden für die Biozönosen der Kulturbiotope. — In BALOGH, *Lebensgemeinschaften der Landtiere*, Berlin und Budapest, 1958, S. 453—507.
- (1961 a): Untersuchungen über die Aktivitäts- und Besiedlungsdichte bei epigäischen Spinnen. *Verh. Deutsch. Zool. Ges. Saarbrücken* 1961: 538—556.
- (1961 b): Verlauf und Abhängigkeit von Spinnensukzessionen im Neuland der Nordseeküste. — *Verh. Deutsch. Zool. Ges. Bonn*, 1960, 54: 431—457.
- (1962): Der Einfluß des Deichbaues an der Nordsee auf Larven und Imagines von Carabiden und Staphyliniden. — *Tagungsber. 45 DAL*, 9. Wandervers. dt. Entomol.: 237—274.
- (1964): Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste — ein ökologischer Vergleich (Coleopt., Carabidae). — *Zool. Anz.* 172: 49—86.
- (1965): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. — *Verh. Deutsch. Zool. Ges. Hamburg* 1956: 332—347.
- (1967): Die biologische Grenze Land-See im Bereich der Salzwiesen. — Wiesbaden, 1967.
- HIEBSCH, H. (1962): Vergleichende ökologische Studien der Spinnenfauna in den Naturschutzgebieten Salzstelle bei Hecklingen und westlich der Numburg. — *Arch. Natursch. Landschaftsft.* 2, 1: 53—84.
- HILSE, H. (1958): Beitrag zur Limnologie und Fauna der „Olba“. — Diplomarbeit Zoolog. Inst. Dresden, 1958.
- HÖLLER, G. (1959): Die Wirkung der Klärschlammrotte auf die Bodenmilben. — *Z. angew. Entomol.* 44: 405—424.
- HÖREGOTT, H. (1959): *Labidura riparia* Pall. (Dermaptera), ein Bewohner extremer Lebensstätten in der Lausitz. — *Mitteilungsbl. Insektenk.* 3: 41—43.
- JACKS, G. V. (1964): The role of organisms in the early stages of soil formation. — In: HALLSWORTH and CRAWFORD, *Experimental Pedology*, London, 1964: 219—226.

- JERMY, T. (1958): Ein Beitrag zur produktionsbiologischen Betrachtung der terrestrischen Biozöosen. — Acta zool. acad. sc. hung. 4, 1/2: 135—155.
- JOHNSON, C. G. (1963): Entomology Department. — Rep. Rothamst. exp. Sta. for 1963: 146—160.
- (1964): Entomology Department. — Rep. Rothamst. exp. Sta. for 1964: 177—194.
- JOOSSSE, E. N. G. (1965): Pitfall-trapping as a method for studying surface dwelling Collembola. — Z. Morph. Ökol. Tiere 55, 5: 587—596.
- KACZMAREK, W. (1963): An analysis of interspecific competition in communities of the soil macrofauna of some habitats in the Kampinos National Park. — Ekologia Polska Ser. A 11, 17: 421—483.
- KARG, W. (1962): Das Verhältnis von biocönologischen, autökologischen und morphologischen Arbeitsmethoden in der Bodenzöologie. — Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 37, 2: 179—188.
- (1963): Die edaphischen Acarina in ihren Beziehungen zur Mikroflora und ihre Eignung als Anzeiger für Prozesse der Bodenbildung. — In: DOEKSEN and VAN DER DRIFT, Soil Organisms, Amsterdam 1963: 305—315.
- (1965): Larvalsystematische und phylogenetische Untersuchung sowie Revision des Systems der Gamasina Leach, 1915 (Acarina, Parasitiformes). — Mitt. Zool. Mus. Berlin 41, 2: 193—340.
- KÄS, V., 1966: Mikroorganismen im Boden. — Wittenberg (Die Neue Brehm-Bücherei 361), 1966.
- KIRCHNER, H. (1960): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. — Diss. Kölln, 1960, 60 S.
- KIRMSE, W. (1955): Ökologische Untersuchungen an der Espenhainer Halde. — Diplomarbeit. Zoolog. Institut Leipzig, 1955.
- Klima-Atlas der Deutschen Demokratischen Republik. Berlin, 1953.
- KNABE, W. (1957/58): Beiträge zur Bibliographie über Wiederurbarmachung von Bergbauflächen. 1. Mitteilung. — Wiss. Z. Humb.-Univ. Berlin, Math.-Nath. 7, 2: 291—304.
- KCZLOVSKAJA, L. S., T. N. FADEEVA und L. M. ZAGURAL'SKAJA (1964): The influence of invertebrate animals upon the bog-moss soil decomposition (russisch) — Izvest. Sibirsk. otd. Akad. Nauk SSSR, Ser. biol. med. nauk 12, 3: 50—56.
- KRUEDENER, A. VON (1955): Forstliche Standortanzeiger. — Radebeul und Berlin, 1955, 4. Auflage.
- KSENEMAN, M. (1938): Vztahy Apterygotu k vlastnostem stanoviste se zretedem na lesni pudy. — Sbor. Vys. scoly zemed.-Lesn. Brne, D. 26: 1—56.
- KUBIENA, W. (1943): Beiträge zur Bodenentwicklungslehre. Entwicklung und Systematik der Rendسين. — Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkunde 29: 108—119.
- (1948): Entwicklungslehre des Bodens. — Wien, 1948.
- (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. — Stuttgart, 1953.
- (1961): Bodenbiologie und Bodenkunde. — Pedobiologia 1: 3—5.
- KÜHNELT, W. (1943): Die Leitformenmethode in der Ökologie der Landtiere — Biol. Gen. 17: 106—146.
- (1948): Moderne Gesichtspunkte in der Ökologie der Landtiere. — Wiss. Weltbild 1: 189—194.
- (1950): Bodenbiologie mit besonderer Berücksichtigung der Tierwelt. — Wien, 1950.
- (1957): Die Tierwelt der Landböden in ökologischer Betrachtung. — Verh. Deutsch. Zool. Ges. Graz 1957: 39—103.
- (1961): Der Wasserhaushalt des Bodens als entscheidender Faktor für seine tierische Besiedlung. — Zool. Anz. Suppl. 24: 307—315.
- (1965): Grundriss der Ökologie. Mit besonderer Berücksichtigung der Tierwelt. — Jena, 1965.
- KURCEVA, G. F. (1960): The role of invertebrates in the decomposition of the oak leaf fall (russisch). — Počvovedenie 1960, 4: 16—23.
- LAATSCH, W. (1954): Dynamik der mitteleuropäischen Mineralböden. — Dresden und Leipzig, 1954.
- LAUTERBACH, A.-W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. — Abh. Landesmus. Nat. Münster 26, 4: 103 S.
- LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes und der Umgebung von Köln. — Z. Morph. Ökol. Tiere 55: 597—630.
- LEUTHOLD, R. (1961): Vergleichende Untersuchungen der Tierwelt verschiedener Wiesenböden im oberbayerischen Raum, unter besonderer Berücksichtigung der Collembolen. — Z. ang. Entomol. 49: 1—50.
- LOKSA, I. (1966): Die bodenzöologischen Verhältnisse der Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas. — Berlin und Budapest 1966.
- LOUB, W. (1960): Die mikrobiologische Charakterisierung von Bodentypen. — Bodenkultur 11, 1: 38—70.
- (1966): Zur Mikrobiologie mittel- und nordeuropäischer Podsole. — Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde 111, 3: 157—167.

- und G. HAYBACH (1967): Jahreszyklische Beobachtungen der Mikroflora und Mikrofauna von Böden im südlichen Wienerwald. — Rev. Ecol. Biol. Sol 4, 1: 59—80.
- MACFADYEN, A. (1961): Metabolism of soil invertebrates in relation to soil fertility. — Ann. appl. Biol. 49: 216—219.
- (1962 a): Animal Ecology: Aims and Methods. — London, 1962, 2nd Ed. 264 S.
- (1962 b): Soil Arthropod Sampling. — Advances in Ecological Research (ed. J. B. CRAGG) 1: 1—34.
- (1963): The contribution of the microfauna to total soil metabolism. — In: DOEKSEN and VAN DER DRIFT, Soil Organisms, Amsterdam 1963: 3—16.
- MARZUSCH-TRAPPMANN s. SAUERLANDT.
- MESSNER, B. (1963): Über das Vorkommen von *Labidura riparia* (Pall.) (Dermaptera) auf den Abraumhalden der Braunkohlentagebaue um Tröbitz und Lauchhammer. — Entomol. Ber. 1963, 1: 24—28.
- MILDE-DARMER, K. (1962): Kohlengeologische Komplexuntersuchungen des Berzdorfer und Zittauer Flözes unter besonderer Berücksichtigung flözgenetischer Probleme. — Bergakademie 14, 4—5: 318—321.
- MILNE, S. (1960): Studies on the life histories of various species of Arthropleone Collembola. — Proc. Ent. Soc. London A, 35: 133—140.
- MISCHUSTIN, E. N. (1938): Die die Zellulose zersetzenden Myxobakterien (russisch). — Mikrobiol. Moskau 7: 427—444.
- (1964): Les différents types de sol et le spécifique de leurs micropopulations. — Vortrag VIII. Internat. Bodenkundl. Kongress Bukarest 1964.
- MOUNTFORD, M. D. (1962): An index of similarity and its application to classificatory problems. — In: MURPHY, Progress in Soil Zoology, London, 1962: 43—50.
- MÜLLER, G. (1955): Untersuchungen über die Wechselbeziehungen zwischen Bodenleben und Standortsfaktoren bei 24 Futterpflanzarten. — Habil. schrift Humboldtunivers. Berlin, 1955.
- (1965): Bodenbiologie. — Jena, 1965.
- MURCHIE, W. R. (1958): Biology of the Oligochaete *Eisenia rosea* (Savigny) in an Upland Forest Soil of Southern Michigan. — Amer. Midl. Nat. 60: 113—131.
- MURPHY, P. W. (1953): The biology of forest soils with special reference to the meso- or meiofauna. — J. Soil Sc. 4: 155—193.
- NAGLITSCH, F. (1962): Untersuchungen über die Collembolenfauna unter Luzernebeständen auf verschiedenen Böden. — Wiss. Z. Univ. Leipzig Math.-Nat. 11: 581—626.
- NEEDHAM, A. E. (1957): Components of nitrogenous excreta in the earthworms *Lumbricus terrestris* L. and *Eisenia foetida* (Savigny). — J. Exp. Biol. 34, 4: 425—446.
- NEEF, E. (1959): „Oberlausitz“ und „Sächsisches Hügelland“ in Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, 6, Remagen 1959.
- NIELSEN, C. O. (1949): Studies on the soil microfauna. II. The soil inhabiting nematodes. — Natura Jutlandica 2: 1—131.
- (1952): Studies on the Enchytraeidae 1. A technique for extracting Enchytraeidae from soil samples. — Oikos 4: 187—196.
- (1961): Respiratory metabolism of some populations of enchytraeid worms and freelifving nematodes. — Oikos 12: 17—35.
- NOSEK, J. (1967): Biosukzession in Böden der Niederen Tatra. — In: GRAFF and SATCHELL, Progress in Soil Biology, Braunschweig und Amsterdam, 1967: 141—146.
- O'CONNOR, F. B. (1955): Extraction of enchytraeid worms from a coniferous forest soil. — Nature, 175: 815—816.
- (1963): Oxygen consumption and population metabolism of Enchytraeidae. — In: DOEKSEN and VAN DER DRIFT, Soil Organisms, Amsterdam, 1963: 32—48.
- (1967): The Enchytraeidae. — In: BURGESS and RAW, Soil Biology, London and New York, 1967: 213—257.
- OEHME, W.-D. (1964): Bodengeologisches Gutachten über die Kulturwürdigkeit der verkippten Massen auf den Hochhalden Deutsch-Ossig Nord und Süd des VEB Braunkohlenwerk Berzdorf.
- ODUM, E. P. (1959): Fundamentals of ecology. — Philadelphia and London, 2. Ed. 1959.
- FALLMANN, H., E. EICHENBERGER und A. HASLER (1940): Eine neue Methode der Temperaturmessung bei ökologischen und bodenkundlichen Untersuchungen. — Ber. Schweiz. Bot. Ges. 50: 337—362.
- PEREL', T. S. (1958): Dependence of the population density and specific composition of the earthworms on the specific composition of the forests stands. (russ.). — Zool. Žurn. 37, 9: 1307—1315.

- PETERSEN, H. (1965) The Collembola of the Hansted Reserve, Thy, North Jutland. Taxonomy, Ecology. — Entom. Medd. 30: 313—395.
- PETRUSEWICZ, K. (1967) (Editor): Secondary productivity of terrestrial ecosystems. (Principles and methods.) — Warszawa and Kraków, 1967: I + II 879 pp.
- PHILLIPSON, J. (1960) The food consumption of different instars of *Mitopus morio* (F.) (Phalangida) under natural conditions. — J. Anim. Ecol. 29: 299—307.
- (1962): Respirometry and the study of energy turnover in natural systems, with particular reference to harvestspiders (Phalangida). — Oikos 13: 311—322.
- (1963): The use of respiratory data in estimating annual respiratory metabolism, with particular reference to *Leiobunum rotundum* (Latr.) (Phalangida). — Oikos 14: 212—223.
- PIETZSCH, K. (1962): Geologie von Sachsen. — Berlin 1962.
- POCHON, J. und H. de BARJAC, (1958): Traité de Microbiologie des Sols. — Paris, 1958.
- POOLE, T. B. (1961): An ecological study of the Collembola in a coniferous forest soil. — Pedobiologia 1: 113—137.
- PRÄGER, F. (1962): Zur Kenntnis des Pleistozäns in der östlichen Lausitz. — Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 37, 2: 239—244.
- RABELER, W. (1951): Biozönotische Untersuchungen im Hannoverschen Kiefernforst. — Z. angew. Entomol. 32: 591—598.
- (1962): Die Tiergesellschaften von Laubwäldern (*Quercus-Fagetum*) im oberen und mittleren Westgebiet. — Mitt. flor. — soz. Arbeitsgem. N. F. 9: 200—229.
- (1965): Die Pflanzengesellschaften als Grundlage für die Landbiozönotische Forschung. — Biozoologie, Den Haag 1965: 43—49.
- RAW, F. (1959): Estimating earthworm population by using formalin. — Nature, London 184: 1661—1662.
- RICHARD, F. (1945): Der biologische Abbau von Zellulose- und Eiweißstoffschnüren im Boden von Wald- und Rasengesellschaften. — Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes. 24: 297—397.
- RIEDL, R. (1963): Probleme und Methoden der Erforschung des litoralen Benthos. — Zool. Anz. Suppl. 26: 505—567.
- SATCHELL, J. E. (1967): Lumbricidae. — In: BURGESS and RAW, Soil Biology, London and New York 1967: 259—322.
- SAUERLANDT, W., und M. MARZUSCH-TRAPPMANN (1959): Der Einfluß der organischen Düngung auf die Besiedlungsdichte der Enchytraeiden im Ackerboden. — Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde 86: 250—257.
- SCAMONI, A. (1955): Einführung in die praktische Vegetationskunde. — Berlin, 1955.
- SCHAEFFER, F., und P. SCHACHTSCHABEL (1956): Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde: I. Bodenkunde. — Stuttgart 1956, 4. Aufl.
- und B. ULRICH (1960): Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde. III. Humus und Humusdüngung. Band I. — Stuttgart 1960, 2. Aufl.
- SCHERNEY, F. (1955): Untersuchungen über Vorkommen und wirtschaftliche Bedeutung räuberisch lebender Käfer in Feldkulturen. — Z. Pflanzenbau und Pflanzenschutz 1955, 49—73.
- SCHIEEMENZ, H. (1964): Zikaden (Homoptera Auchenorrhyncha) von einer tertiären Rohbodenkippe des Braunkohlentagebaues Böhlen. — Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 39, 16.
- SCHOLZ-KÖNIG, E. (1966): Mikrobiologische Charakterisierung von vier Bodenprofilen auf Grund der Populationsdichte. — Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde 112, 2: 122—132.
- SCHUBART, O. (1964): Diplopoda, Symphyla, Pauropoda, Chilopoda; Ergänzung. — In: BROHMER/EHRMANN/ULMER, Die Tierwelt Mitteleuropas, II, 3, Leipzig, 1964.
- SCHULZ, M. (1963): Probleme der Wiedernutzbarmachung ehemals bergbaulich genutzter Flächen. — Wiss.-techn. Informationen für das Meliorationswesen, Heft 1 (ed. SCHULZ, mit vielen Beiträgen).
- SCHULTZE, J. H. (1955): Die naturbedingten Landschaften der Deutschen Demokratischen Republik. — Gotha, 1955.
- SEIFERT, J. (1947): (zit. nach KÁS, 1966).
- SKUHRAVÝ, V. (1957): Metoda zemiň pastí (Die Fallenfangmethode). — Čas. Českosl. Spol. Entomol. 54, 1: 27—40.
- (1959): Bionomie der Feldcarabiden. — Rozpr. ČSAV, Praha, 69, 1—64.
- SLOBODKIN, L. B. (1962): Energy in Animal Ecology. — Advances in Ecological Research (ed. J. B. CRAGG) 1: 69—101.
- SONN, S. W. (1960): Der Einfluß des Waldes auf die Böden. — Jena 1960 (russ. Originalausgabe 1954).
- STEBAEV, I. V. (1963): Die Veränderung der Tierbevölkerung der Böden im Laufe der Bodenentwicklung auf Felsen und auf Verwitterungsprodukten in Wald-Wiesenlandschaften des Südrals (russisch) — Pedobiologia 2: 265—309.

- STACH, J. (1956): The Apterygotan Fauna of Poland in relation to the World-Fauna of this group of Insects. Family: Sminthuridae. — Kraków, 1956, 287 S.
- SZABÓ, I., M. MARTON, L. VARGA und SCH. SCHÖNFELD (1962): Komplexe bodenbiologische Untersuchungen auf Redsinaböden (russisch) — *Počvovedenie* 1962, 10: 85—95.
- THIENEMANN, A. (1920): Die Grundlagen der Biocoenotik und Monards faunistische Prinzipien. — Festschrift für Zschokke, 4: 1—14.
- THIELE, H.-U. (1964 a): Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. — *Z. Morph. Ökol. Tiere* 53: 537—586.
- (1964 b): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. — *Z. Morph. Ökol. Tiere* 53: 387—452.
- THUN, R., R. HERRMANN und E. KNICKMANN (1955): Die Untersuchung der Böden. — Radebeul-Berlin 1955, 3. Aufl.
- TIETZE, F. (1966): Ein Beitrag zur Laufkäferbesiedlung (Coleoptera-Carabidae) von Waldgesellschaften des Südharzes. — *Hercynia* 3: 340—358.
- TISCHLER, W. (1949): Grundzüge der terrestrischen Tierökologie. — Braunschweig, 1949.
- (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. — *Z. Morph. Ökol. Tiere* 47: 54—114.
- (1965): Agrarökologie. — Jena, 1965.
- TÖRNE, E. VON (1964): Beobachtungen von tierischen Sukzessionen während der Rotte von Getreidestroh (I). — *Thaer-Archiv* 8: 193—213.
- TRETZEL, W. (1952): Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. — *Sb. Soc. Erlangen* 75: 36—131.
- TÜXEN, R., und H. ELLENBERG (1937): Der systematische und ökologische Gruppenwert. — *Mitt. flor-soziol. Arbeitsgem. Niedersachsen* 3: 171—184.
- UNGER, H. (1960): Der Zellulosestest, eine Methode zur Ermittlung der zellulolytischen Aktivität des Bodens in Feldversuchen. — *Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde* 91: 44—52.
- (1963 a): Ergebnisse des Zellulosestestes aus orientierenden Fruchtartenversuchen in Delitzsch 1957. — *Zentralbl. Bakt. II*, 116: 268—275.
- (1963 b): Läßt sich der Gazebeuteltest auch zur Prüfung bodenzoologischer Fragestellungen einsetzen? — In: DOEKSEN und VAN DER DRIFT, *Soil Organisms*, Amsterdam 1963, S. 316—321.
- (1963 c): Ermöglicht der Zellulosestest neben der Erfassung quantitativer Unterschiede gleichzeitig qualitative Aussagen? — *Zentralbl. Bakt. II*, 116: 457—458.
- VANDECAVEYE, S. C., and H. KATZNELSON (1940): Microbial activities in soil. VI. Numbers and nature of organic matter in various genetic soil types. — *Soil Science* 50: 295—311.
- VERHOEFF, K. W. (1929): Studien über Ökologie und Geographie der Diploptiden, hauptsächlich der Ostalpen. (112. Aufsatz). — *Z. Morph. Ökol. Tiere* 15: 35—89.
- VIETE, G. (1965): Über die Lagerungsverhältnisse des Tertiärs und Quartärs im Berzdorfer Becken. — *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 40, 1: 13—14.
- VOLZ, P. (1934): Untersuchungen über die Mikroschichtung der Fauna von Waldböden. — *Zool. Jb. Syst.* 66: 153—210.
- (1957): Über Bodentyp und Bodentierwelt in der südlichen Vorderpfalz. — *Pfälzer Heimat* 8, 4: 130—135.
- (1961 a): Die Regenwürmer der südlichen Vorderpfalz. — *Mitt. Pollichia*, 3. Reihe 8: 200—208.
- (1961 b): Über Aufgaben und Methoden einer bodenzoologischen Standortforschung. — *Pfälzer Heimat* 12, 2: 67—70.
- (1962): Beiträge zu einer pedozoologischen Standortlehre. — *Pedobiologia* 1: 242—290.
- (1964): Über die soziologische und die physiognomische Forschungsrichtung in der Bodenzologie. — *Verh. Deutsch. Zool. Ges. Kiel*, 1964: 522—532.
- (1967): Vorarbeiten für ein System der tierischen Boden-Lebensgemeinschaften. — In: GRAFF and SATCHELL, *Progress in Soil Biology*, Braunschweig und Amsterdam, 1967: 575—583.
- WALLWORK, J. A. (1967): Acari. — In: BURGESS and RAW, *Soil Biology*, London and New York, 1967: 363—395.
- WEBER, H. (1939): Der Umweltbegriff der Biologie und seine Anwendung. — *Biologie* 8: 245—261.
- WEIDNER, H. (1941): Vorkommen und Lebensweise des Sandohrwurmes *Labidura riparia* Pall. — *Zool. Anz.* 133: 185—202.
- WELTE, E. (1956): Zur Konzentrationsmessung von Huminsäure. — *Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde* 74: 219—226.
- WERNER, K. (1963): Zur Frage der Wiederurbarmachung bergbaulich beanspruchten Geländes. — *Wiss.-techn. Informationen für das Meliorationswesen* 1, 1963: 9—17.

- WIEHLE, H. (1960): Micryphantidae-Zwergspinnen. — In: DAHL, Die Tierwelt Deutschlands, 4 Jena, 1960.
- WILCKE, D. E. (1962): Untersuchungen über die Einwirkung von Stallmist und Mineraldüngung auf den Besatz und die Leistungen der Regenwürmer im Ackerboden. — Monogr. angew. Ent. (Beih. Z. angew. Ent.) 18: 121—167.
- WÜNSCHE, M., und W.-D. OEHME (1963): Die Eignung der Deckgebirgsschichten in den Vorfeldern der Braunkohlentagebaue Böhlen und Espenhain für die Wiederurbarmachung. — Z. angew. Geologie 1963, 3: 125—131.
- ZEITZ, W.-D. (1965): Vegetationskundliche Erhebungen über den natürlichen Bewuchs und die künstliche Begrünung der Bergehalden II/VI/IX und III/V des Steinkohlen-Bergwerkes Graf Bismarck in Gelsenkirchen-Buer. — Abh. Landesmus. Naturk. Münster/Westfalen 27, 2: 35 S.
- ZICSI, A. (1958): Einfluß der Trockenheit und der Bodenbearbeitung auf das Leben der Regenwürmer im Ackerboden. — Acta agron. Acad. Sci. Hung. 8: 67—75.
- ZINKLER, D. (1966): Vergleichende Untersuchungen zur Atmungsphysiologie von Collembolen (Apterygota) und anderen Bodenkleinarthropoden. — Z. vergl. Physiol. 52: 99—144.

Anschrift des Verfassers:

Dr. habil. Wolfram Dunger,
 Staatliches Museum für Naturkunde — Forschungsstelle — Görlitz
 89 G ö r l i t z , Am Museum 1