

BIO I 90.463/16

GESELLSCHAFT FÜR ÖKOLOGIE

VERHANDLUNGEN BAND XVI

16. Jahrestagung Gießen 1986

Göttingen 1987



Redaktion der Verhandlungen: Hans Heller

Verhandlungen
Gesellschaft für Ökologie
Band XVI
Gießen 1986

Im Auftrag der Gesellschaft
herausgegeben
von Lore Steubing

BIO I 90,463/16

Inv. 1999/8397

Göttingen 1987

Die 16. Jahrestagung der GfÖ fand statt in Gießen
vom 29. September bis 2. Oktober 1986

Bei der mit Band VII neueingeführten Zählung wurden gewertet die Verhandlungen der

2. Jahrestagung 1972 in Gießen als Band I,
3. Jahrestagung 1973 in Saarbrücken als Band II,
4. Jahrestagung 1974 in Erlangen als Band III,
5. Jahrestagung 1975 in Wien als Band IV,
6. Jahrestagung 1976 in Göttingen als Band V,
7. Jahrestagung 1977 in Kiel als Band VI,
8. Jahrestagung 1978 in Münster (Band VII),
9. Jahrestagung 1979 in Freising (Band VIII),
10. Jahrestagung 1980 in Berlin (Band IX),
11. Jahrestagung 1981 in Mainz (Band X),
Festschrift Ellenberg (Band XI),
12. Jahrestagung 1982 in Bern (Band XII),
13. Jahrestagung 1983 in Bremen (Band XIII),
14. Jahrestagung 1984 in Hohenheim (Band XIV),
15. Jahrestagung 1985 in Graz (Band XV).

Es folgten:

Die Verhandlungen der 1. Jahrestagung – damals noch der „Arbeitsgemeinschaft für Ökologie (Biologische Umweltforschung)“ – 1971 in Konstanz wurden nicht gesamthaft publiziert.
Einzelne Beiträge erschienen in den Zeitschriften „Oecologia“ 9 (1972) und „Umschau“ (1972).

INHALT

Vorwort	9
I. Belastung und Belastbarkeit von Ökosystemen	
H. Ellenberg: Ökosystemforschung im Solling – ein Über- und Ausblick	11 ✓
H. Remmert: Sukzessionen im Klimax-System	27 ✓
O. Wilmanns, A. Bogenrieder: Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen	35
W. Foissner: Ökologische Bedeutung und bioindikatives Potential der Bodenprotozoen	45 ✓
1. Waldökosysteme	
J. Schauerermann: Tiergesellschaften der Wälder im Solling unter dem Einfluß von Luftschadstoffen und künstlichem Säure- und Düngereintrag	53
A.M. Albert, R. Albert, H. Bogenschütz: Boden- und streulebende Waldarthropoden als Zeigerindikatoren für Belastungen von Ökosystemen: Zielsetzung und Methodik des Projektes „Bechtaler Wald“	63 ✓
A.M. Albert, H. Hilpert, R. Albert: (Poster) Sind zoophage Arthropoden als Zeigerindikatoren für Belastungen von Ökosystemen geeignet?	69
J. Schoch-Bösken, H. Greven: (Poster) Artenspektrum und Dominanzstruktur von Enchytraeiden einiger Buchen- und Fichtenwälder Nordrhein-Westfalens	79 ✓
R. Umlauff-Zimmermann, K. Kreimes: (Poster) Passives Monitoring in Waldökosystemen	85
A. Fangmeier, A. Fischer, J. Gnittke, R. Godoy, R. Mayr: (Poster) Immissionswirkungen in einem <i>Melico-Fagetum</i> (Teil I)	91 ✓
R. Both, M. Frankenfeld, U.W. Markgraf, H. Saure, L. Steubing: (Poster) Immissionswirkungen in einem <i>Melico-Fagetum</i> (Teil II)	101 ✓
2. Agrarökosysteme	
R. Glawion: Desertifikationsprozesse auf Island, ihre natürlichen und anthropogenen Ursachen	107 ✓
H. Schröder, H. Marxen-Drewes: Hecken in intensiv genutzten Agrarlandschaften	117 ✓
H.-R. Bork, H. Rohdenburg †: Analyse der Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen	123
T. Basedow, H. Rzehak, W. Liedtke: (Hinweis) Untersuchungen zur Belastbarkeit eines Agrarökosystems mit Insektiziden	130
L. Grünhage, U. Dämmgen, U. Hertstein, H.-J. Jäger: (Poster) Belastung von Grünlandökosystemen mit sauerstoffhaltigen Schwefelverbindungen	131 ✓
W. Nentwig: (Hinweis, Poster) Höherer Raubdruck von Entomophagen in landwirtschaftlichen Monokulturen durch die Streifentechnik	136
J. Biermann, U.W. Markgraf, L. Steubing: (Poster) SO ₂ - und NO ₂ -Effekte auf <i>Trifolium repens</i> (Open-top-Begasung)	137
K. Bauer-Dubau, C. Speck, G. Gunkel: (Poster) Untersuchungen zur Sukzession des Phyto- und Zooplanktons von Kleingewässern in landwirtschaftlich genutzten Flächen	143

C. Troxler, J. Zettel: (Hinweis, Poster) Einfluß verschiedener Bewirtschaftungsweisen auf die quantitative und qualitative Zusammensetzung der Arthropodenfauna in Rebbergen	148
3. Stadtökosysteme	
V. Heidt, S. Kehlberger: Vergleichende Untersuchungen zur Belastung von Verdichtungsräumen und ihren ökologischen Ausgleichsräumen	149
M. Köhler, F. Bartfelder: Stadtklimatische und lufthygienische Entlastungseffekte durch Kletterpflanzen in hochbelasteten Innenstadtbezirken	157
R. Herzig, L. Liebendörfer, M. Urech: (Hinweis) Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung	166
M. Macher: Bioindikatoren mit Flechten. Ab wann ist eine Differentialdiagnose notwendig?	167
A. Faensen-Thiebes: (Poster) Lassen sich die Ursachen für die Vegetationsschäden in Ballungsgebieten mit Hilfe von Bioindikatoren klären? Ergebnisse aus West-Berliner Untersuchungen	175
F. Rebele, P. Werner: (Poster) Ruderalpflanzen als Bioindikatoren in industriellen Belastungsgebieten	181
R. Cornelius: Zur Belastbarkeit großstädtischer Ruderalarten	191
 II. Streßfaktoren	
1. Natürliche Streßfaktoren	
D. Overdieck, M. Forstreuter: (Poster) Langzeit-Effekte eines erhöhten CO ₂ -Angebotes bei Rotklee-Wiesenschwingelgemeinschaften	197
W. Lehrum, L. Kappen, R. Lösch: (Poster) Zusammenhang zwischen Hitzeresistenz und Säuregehalt in sukkulenten Pflanzen	207
B. Schroeter, R. Lösch, L. Kappen: (Poster) Die Bedeutung des Rollblattes für den Wasserhaushalt von <i>Empetrum nigrum</i> L.	213
A. Alsleben, L. Kappen, R. Lösch: Die Wirkung von Salz- und Temperaturstreß auf die Photosynthese von <i>Cochlearia anglica</i> L.	219
C. Gries, R. Lösch, L. Kappen: (Poster) Untersuchungen zum pflanzlichen Wasserhaushalt von <i>Corylus avellana</i> in einer holsteinischen Wallhecke	227
R. Gebauer, R. Lösch, L. Kappen: (Poster) Wassergehalt und CO ₂ -Gaswechsel des poikilohydran Kormophyten <i>Ramonda myconi</i> (L.) Schlitz. während der Austrocknung und Wiederaufsättigung	231
C. Leuschner: (Poster) Niederschlagsinterzeption und Verdunstung in einer Goldhaferwiese und in der Krautschicht eines Kalkbuchenwaldes	237
2. Anthropogene Streßfaktoren	
S. Stephan: Das Bodengefüge unter Belastung und Verlagerung	245
V. Glavač: Ist die Abnahme der Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte in Blättern immissionsgeschädigter Altbuchen die Folge vergrößerter Blattauswaschung oder verminderter Mineralstoffversorgung?	253
H. Schäfer, H. Bossel, H. Krieger, N. Trost: (Poster) Systemanalyse und Simulation der Entwicklungsdynamik von Altbuchen unter Immissionsbelastung	267

H. Schäfer: (Poster) Auswirkungen der Bodenversauerung und Schwermetallakkumulation in Wäldern auf die CO ₂ -Produktion und Dekomposition der Streu	279
H. Neite: (Poster) Veränderungen des Kationenaustauschersystems in den Böden der Stammfußbereiche von Buchen	291
R. Schultz, M. Schmidt, J. Godt, R. Mayer: Schwermetallflüsse und deren Bilanzierungen in Waldökosystemen	297
J. Ertel, M. Maier, J. Gnittke, L. Steubing: (Poster) Blei- und Cadmiumbelastung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide	305
W. Nobel, K. Michenfelder: (Hinweis) Wirkungsmessungen mit Bioindikatoren an einem Autobahnprofil	310
R. Guderian, A. Klumpp, K. Küppers: Gehalte und Leaching von Magnesium, Calcium und Kalium bei Fichte (<i>Picea abies</i> Karst.) nach Einwirkung von Ozon und Schwefeldioxid	311
K. Vogels, I. Koch, J. Bender: Untersuchungen ausgewählter Streßsymptome an Fichten (<i>Picea abies</i> Karst.) aus geschädigten Waldbeständen und aus Klimakammerexperimenten	323
B. Dittrich, U. Hermsdorf, L. Steubing, H. Zierl: (Poster) Biomonitoring zur Ermittlung der Immissionsbelastung im Nationalpark Berchtesgaden	333
M. Schulte: (Hinweis, Poster) Die Reaktion des Gaswechsels von Fichtenjungpflanzen (<i>Picea abies</i> [L.] Karst.) mit unterschiedlichem Ernährungszustand auf SO ₂ -Belastung	338
E. Rudolph: (Poster) Schwefelgehalte in Fichtennadeln in Bayern	339
F. Hofmann, M. Born: (Poster) Der Schwermetallgehalt in Jahrringen von Bäumen	343
G. Dietl, H. Muhle, S. Winkler: Höhere Pilze als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung von Böden	351
P. Momper, H.-J. Redmann: (Poster) Bioindikation von Schwermetallen mit Makrophyten	361
R. Dietrich, I. Arndt, H.-O. Schwantes: (Poster) Ursachen der variablen Photosyntheseeffizienz in einem Braunkohlerestgewässer (Trais-Horloffsee)	369
A. Marschner: (Poster) Phytotoxizitätsprüfung von Umweltchemikalien an verschiedenen Wildpflanzen und einer Kulturpflanze	375
R. Wittassek: Kupferaufnahme bei verschiedenen Bodenwirbellosen in kupferbelasteten Weinbergsböden	383
G. Weidemann, H. Koehler, K. Mathes, V. Schulz-Berendt: Konzeption und Anlage eines Ökosystems zur ökotoxikologischen Beurteilung von Chemikalien	393
H. Koehler: (Poster) Die Sukzession der <i>Acarina</i> -Synusie eines Ruderalökosystems unter Aldicarb-Belastung	399
H. Born, G. Vollmer: (Poster) Vergleichende Analyse der Sukzession von Enchytraeen-Synusie und Bodenmikroflora unter Aldicarb-Belastung	407
K. Mathes, V.M. Schulz-Berendt: (Poster) Ein Modell des N-Haushalts zur ökotoxikologischen Analyse und Beurteilung von Chemikalienwirkungen	411
D. Bethke-Beilfuß, W. Westheide: Subletale Schädigungen terrestrischer Enchytraeiden (<i>Oligochaeta</i> , <i>Annelida</i>) durch Pflanzenbehandlungsmittel	417
M. Hagens, W. Westheide: (Poster) Subletale Schädigungen bei <i>Enchytraeus minutus</i> (<i>Oligochaeta</i> , <i>Annelida</i>) durch das Insektizid Parathion	423

W.G. Brockmann: (Poster) Einflüsse mechanischer Bodenveränderungen auf Abundanz und Biomasse von Enchytraeiden (<i>Oligochaeta</i>)	427
H. Gruttke, W. Kratz, G. Weigmann: (Poster) Zur Wirkung von Cadmiumnitrat auf die Makrofauna eines Ruderalökosystems	431
O. Kühnast, C. Hoffmann, B. Zunk: (Poster) Untersuchungen zur Cadmium-Belastung von drei Kleinsäugerarten eines Hafenschlickspülfeldes und einer Vergleichsfläche in Hamburg	437
W. Köhler, P. Kaurisch, W. Nau, E. Hahn: (Poster) Gelektrophoretische Untersuchungen zum Nachweis von Genmutationen an Hand ausgewählter Bioindikatoren aus belasteten Ökosystemen	441

III. Naturschutz

H. Ellenberg: Fülle – Schwund – Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich? . . .	449
A. Stöckmann: (Poster) Gewässerunterhaltung – und die Folgen	461
G. Bauschmann: (Poster) Vorkommen von Ameisen (<i>Hymenoptera, Formicidae</i>) in unterschiedlichen Lebensraumtypen des Vogelberges/Hessen unter besonderer Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten	465
R. Burkhardt: (Poster) Vorkommen gefährdeter Köcherfliegenarten (<i>Trichoptera</i>) im Vogelsberg (Hessen)	469
M. Droste, G. Riethmacher, P. Heimes: (Poster) Das Naturschutzzentrum Hessen .	475
A. Stockney, S.-W. Breckle: (Hinweis, Poster) Naturnahe Regenrückhaltebecken – ein Widerspruch?	482

IV. Freie Themen

R. Mayr: (Poster) Saisonale Rhythmik der vesikulär-arbuskulären Mykorrhiza beim Bärlauch (<i>Allium ursinum</i>)	483
H. Grunert, W. Mrowka: (Poster) Tageszeitliche Schwimmaktivität und Einfluß unterschiedlicher Strukturierung auf das Territorialverhalten von <i>Pseudocrenilabrus multicolor</i> (<i>Cichlidae</i>)	487
J. Römbke, M. Verhaagh: (Poster) Regenwürmer in Wald- und Weideböden in Ost-Peru	491
H.-P. Blume, G. Brümmer: (Hinweis) Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden	496

V. Anhang

Zur Exkursion in den Frankfurter Stadtwald

W. Hammes, H.-M. Brechtel: Verfahrensgang und erste Ergebnisse der forstlich-ökologischen Beweissicherung im Raum der Startbahn 18 West des Frankfurter Flughafens	497
Keyword-Register	509
Verzeichnis der Autoren	511

Vorwort

Zum dritten Male sind die Ökologen einer Einladung nach Gießen gefolgt.

1970 fand das erste Treffen in einem kleinen, nur 16 Personen umfassenden Kreise statt. Es war dies die Zeit des INTERNATIONALEN BIOLOGISCHEN PROGRAMMS, eines weltweiten ökologischen Programms der UNESCO. Im Rahmen des deutschen Beitrags, des SOLLING-PROJEKTES, war eine interdisziplinäre Zusammenarbeit der Ökologen als zwingend erkannt und demonstriert worden. Es war auch die Zeit, in der erstmals in der Öffentlichkeit ökologische Fragen angesprochen und von Politikern aufgegriffen wurden. Es war aber auch die Zeit, in der an vielen Hochschulen noch jegliche ökologische Unterrichtsveranstaltungen fehlten. Daher wurde bei unserer Besprechung nach Wegen gesucht, um den Wert der Ökologie und die ökologische Ausbildung der Studenten zu verbessern. Ein weiteres Anliegen bestand darin, der Öffentlichkeit mehr präzise Information über ökologische Probleme zukommen zu lassen. Die anlässlich dieser Gießener Begegnung gegründete 'ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR ÖKOLOGIE' wandelte sich schon im Folgejahr bei ihrer Versammlung in Konstanz in die 'GESELLSCHAFT FÜR ÖKOLOGIE' um.

1972 fand dann in Gießen die erste Jahrestagung dieser GfÖ statt, und zwar unter dem Titel 'Belastung und Belastbarkeit von Ökosystemen'.

1986 wurde für die Jahrestagung fast der gleiche Titel gewählt, denn die Thematik ist heute noch so aktuell wie damals, hat sogar an Brisanz erheblich zugenommen. Damit stellt sich die Frage, ob wir in der Zwischenzeit überhaupt weitergekommen sind.

Die Einengung des Generalthemas auf 'Belastung und Belastbarkeit terrestrischer Ökosysteme' deutet bereits darauf hin, daß die Fülle an wissenschaftlichen Ergebnissen so groß geworden ist, daß eine Beschränkung auf nur einen Lebensraum bei dieser Tagung sinnvoll erschien. Demgegenüber wurde bei unserer ersten Gießener Tagung gerade damit begonnen, eine erste grobe Bestandsaufnahme anthropogener Stressoren vorzunehmen, um den Ist-Zustand der Belastung einiger Ökosystemkomponenten zu dokumentieren. Die hierzu erforderliche Methodik mußte erarbeitet werden. Die vorhandenen Analysengeräte waren dafür vielfach unzureichend und die Verfahren für die notwendigen Serienmessungen zu zeitaufwendig. Eine Reihe heute als wichtig erkannter Belastungsfaktoren waren meßtechnisch noch nicht erfaßbar oder galten als unbedenklich. Über Wirkungsmechanismen existierten oft recht vage Vorstellungen. Auch wurde meist nur die Wirkung von Einzelbelastungsfaktoren geprüft und an Hand dieser Befunde eine monokausale Deutung beobachteter Schädigungen am Standort versucht.

Unser Kenntnisstand ist, wie die Referate und Poster auch dieser Tagung wieder zeigen, größer geworden. Durchgesetzt hat sich die Erkenntnis, daß im Freiland die Verflechtung zwischen natürlichen und anthropogenen Faktoren so eng ist, daß bei der Interpretation von Befunden beide berücksichtigt werden müssen. Stets ist mit einem zeitlich und räumlich unterschiedlich zusammengesetzten Komplex einander verstärkender oder auch kompensierender Faktoren am Standort zu rechnen. Daher dürften monokausale Erklärungen für offensichtliche Belastungseffekte nur in Ausnahmefällen zutreffen. Alle Organismen besitzen eine artspezifische Sensitivität gegenüber Stressoren. Da ihnen im Ökosystem eine bestimmte Funktion zukommt, wird es von dessen Pufferkapazität abhängen, wie weit aus der Empfindlichkeit bestimmter Kompartimente eine Gefährdung des ganzen Systems resultiert. Datenverarbeitung und Simulationsmodelle sind wichtige Hilfsmittel für das Verständnis der früher nur wenig beachteten Vernetzungen sowie für Prognosen über Belastungstrends und deren Folgen geworden.

Das inzwischen neu eingeführte Spezialgebiet der Ökotoxikologie, die vom Gesetzgeber geforderten Umweltverträglichkeitsprüfungen neuer Produkte sowie die von Behörden vielfach verlangten ökologischen Gutachten deuten darauf hin, daß auch an maßgeblichen Stellen das Verständnis für ökologische Fragen zu wachsen beginnt. Notwendig aber ist, daß gut ausgebildete Ökologen in verstärktem Maße dort mitwirken und entscheiden können, wo es um die Sicherung unserer Lebensräume in ihrem jetzigen und zukünftigen Zustand geht. Trotz dieser zweifelsohne noch unbefriedigenden Erfolge der Ökologen in Öffentlichkeit und Politik sollten wir keinesfalls resignieren. Wir sollten an unsere Aufgabe denken, wie sie sich uns z.B. im Rahmen des derzeitigen UNESCO-PROGRAMMS ' M E N S C H U N D B I O S P H Ä R E ' stellt. Wir sollten dem Slogan folgen: "Es gibt noch so viel zu tun, packen wir es an!"

Gießen, im Frühjahr 1987

Lore Steubing

Ökosystemforschung im Solling – ein Über- und Ausblick

Heinz Ellenberg

Synopsis

The Solling Project began 20 years ago as a pilot project within the International Biological Programme. Fairly natural beechwoods, Norway spruce plantations, more or less fertilized meadows and an annual field crop were studied as ecosystems on acid silty soil in a montane-subatlantic climate. Some results are represented briefly, but based on a comprehensive synthesis (ELLENBERG et al. 1986).

In all ecosystems the net primary production is of the same order of magnitude (fig. 1), and the energy flow through the biotic compartments is quite similar (fig. 2, beechwood). The importance of phytophages proved to be very low, even lower than that of the zoophages, also in terms of biomass (fig. 3). Zoophages reach the highest species diversity of all trophic groups (fig. 4).

The yearly and monthly water balances (figs. 5 and 6) result in an ample supply to the ground water; the trees never suffer from drought. In the evergreen spruce stands interception and evapo-transpiration are always higher than in the beech stands, according to the relation of total surfaces (26 : 16 resp. 4).

During 15 years the total deposition of elements by rain, dust etc. was measured (figs. 7-10), and a balance set up with the leaching of these elements from the soil (fig. 11). None of the immissions showed any trend within this long period of time (fig. 10).

All forest soils in the Solling are extremely acid, and poor in calcium (figs. 12 and 16), but rich in mineral nitrogen, mainly in NO_3 . This is due to immissions, but also to the activity of fungi, which dominate the biochemical turnover. The importance and seasonal behaviour of mycorrhiza is treated in some detail (figs. 14 and 15).

In spite of the high soil acidity and solubility of aluminium, as well as the strong immissions, the beech stands remained healthy and the spruce stands show less dieback than in other parts of northwestern Germany (fig. 13). The CO_2 assimilation, chlorophyll content and average leaf surface of beech were in 1986 higher than in 1968 (tab. 2). The increment of wood was stronger than expected too (tab. 1). Obviously the soil acidity does not contribute considerably to the forest dieback, which has spread so quickly in Central Europe during the last years.

Among the general recommendations for further ecosystem research the following may be mentioned here: long-time research on sufficiently large areas (to allow mixings of many samples in order to overcome spatial inhomogeneity, e.g. caused by fallen trees, fig. 17); enough time before starting (to develop methods) and after finishing synchronous multidisciplinary measurements (to favour a valuable synthesis). A new style of really integrated work is urgently needed.

Beechwood, ecosystems, energy flow, forest dieback, immissions, longtime research, mycorrhiza, nitrogen supply, soil acidity, spruce plantation, water balance.

1. Einführung

Vor 20 Jahren begann das 'Sollingprojekt' der Deutschen Forschungsgemeinschaft, ein Pilotprojekt der Ökosystemforschung im Rahmen des Internationalen Biologischen Programms (IBP). Als bezeichnend für die Lage der Ökologie in den sechziger Jahren sei erwähnt, daß wir bei der Planung dieses ersten globalen Programms zur Erforschung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme nicht wagten, es als 'ökologisch' zu bezeichnen, weil wir befürchteten, in der Öffentlichkeit nicht verstanden zu werden. Das Rahmenthema des IBP ("die biologischen Grundlagen der Produktivität") legte jedoch von vornherein das Schwergewicht auf die Leistungen von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen in ihren Lebensgemeinschaften und deren natürlicher Umwelt sowie auf das damit gegebene systemare Beziehungsgefüge. Das in Brüssel 1964 ausgearbeitete terrestrische Rahmenprogramm sah den Vergleich verschiedener Ökosysteme auf gleichem Boden und in gleichem Allgmeinklima vor, nämlich:

- möglichst naturnaher Wald (im Solling: Moder-Buchenwald),
- forstliche Monokultur (Fichten-Aufforstung auf früherer Heide),
- Grasland (Rotschwingel-Goldhaferwiese) ohne und mit Düngung,
- einjährige Intensivkultur auf Acker (Welsches Weidelgras).

Im folgenden Ergebnis-Überblick werde ich mich auf Buchenwald und Fichtenforst konzentrieren und gelegentlich auf die Wiese verweisen. Dabei muß ich auf Nennung der jeweiligen Autoren ebenso verzichten wie auf methodische Hinweise. Einzelheiten wird man in dem Buch finden, das von H. ELLENBERG et al. (1986) herausgegeben wurde. In ihm sind die Arbeiten von rund 120 Wissenschaftlern in dem für das Sollingprojekt eingerichteten "Schwerpunktprogramm experimentelle Ökologie" (1966-1973) und in Einzelvorhaben während der Jahre bis 1986 so weit wie möglich zu einer Synthese gebracht worden.

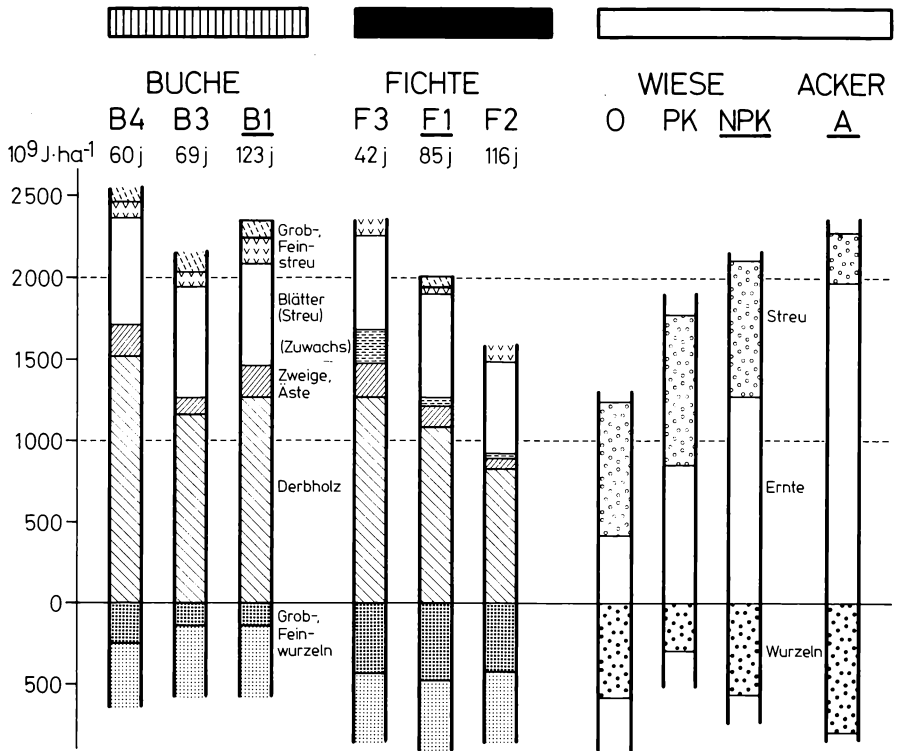


Abb. 1: Jährliche Netto-Primärproduktion auf den im Solling untersuchten Probeflächen im Hainsimsen-Buchenwald und Siebenstern-Fichtenforst, in der Rotschwingel-Goldhaferwiese und auf dem Weidelgrasacker, ausgedrückt in 10^9 Joule pro Hektar. Bei geschätzten oder minimalen Werten blieben die Blöcke offen. (Nach Daten von RUNGE).

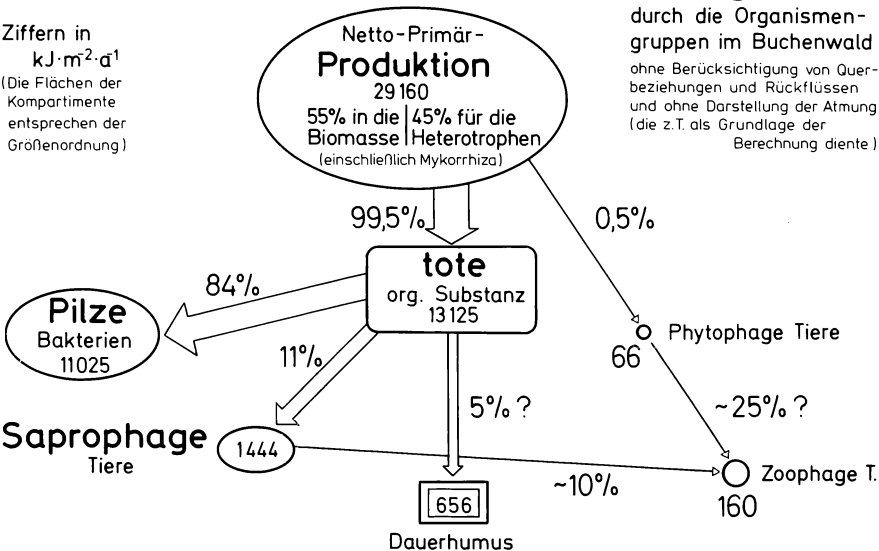
2. Produktivität, Energiefluß und Diversität

Die für den Energie- und Stoffhaushalt von Ökosystemen grundlegende Netto-primärproduktion der grünen Pflanzen erreicht überraschenderweise bei allen untersuchten Beispielen dieselbe Größenordnung. Einerlei, ob es sich um Buchenwälder oder Fichtenforsten mit junger oder alter Baumschicht, um nicht mehr gedüngte oder um teilweise (PK) bzw. voll gedüngte Wiesen (NPK) oder aber um einen stark gedüngten Acker handelt, die durchschnittliche Nettoproduktion pro Jahr und Hektar ist annähernd gleich hoch, wenn man sie in Energiewerte umrechnet (Abb. 1). Offenbar leistet also der Chlorophyll-apparat holziger wie krautiger Pflanzen in dichten Beständen in jedem Falle etwa das gleiche. Die Assimilate werden allerdings in verschiedener Weise verteilt und umgewandelt. Je schlechter die Nährstoffversorgung, desto stärker entwickeln sich die unterirdischen Organe. Diese konnten allerdings in keinem der Ökosysteme vollständig erfaßt werden, weil insbesondere die Feinwurzeln kurzlebig sind und sich zudem nur schwer aus dem Boden herauslösen lassen. Der für den Menschen bzw. sein Vieh nutzbare Anteil an der Gesamtproduktion ist beim Weidelgrasacker am größten und bei der ungedüngten Wiese am geringsten.

Von der Energie der Globalstrahlung binden die grünen Pflanzen in allen untersuchten Ökosystemen im Jahresmittel netto, d.h. nach Abzug der eigenen Atmung, etwas weniger als 1% (Abb. 2), von der photosynthetisch wirksamen Strahlung rund 2%. Im Buchenwald kommt von diesem photosynthetischen Nettogewinn knapp die Hälfte den Heterotrophen zugute, nämlich etwa $13\,200\text{ kJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$. Weitaus der größte Teil davon wird allerdings nicht im lebenden Zustand, sondern nach dem Absterben genutzt, sei es in Form von Blattstreu, Totholz, funktionslos gewordenen Feinwurzeln o.dgl. Vor allem sind es Pilze, die den Abbau besorgen; doch wird dieser von saprophagen Tieren beschleunigt, die die Pflanzenreste annagen und zerkleinern. Dabei fressen die Tiere immer auch Pilze und andere Mikroorganismen mit; sie sind also zugleich (oder sogar vorwiegend) mikrophytophag, und man kann die Kompartimente 'Mikroorganismen' und 'Saprophage' kaum trennen. Gemeinsam bewirken sie letzten Endes die Mineralisation der organischen Substanzen, bis auf einen im Solling noch nicht genau bestimmbaren Rest, der den Dauerhumus vermehrt.

Durchschnittliche Globalstrahlung 3 360 000

Ziffern in $\text{kJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$
(Die Flächen der Kompartimente entsprechen der Größenordnung)



ZERSETZER

LEBENDFRESSER

Abb. 2: Energiefluß im Solling-Buchenwald, teilweise auf Grund der Atmung berechnet, in Kilojoule pro Quadratmeter und Jahr.
(In Anlehnung an GRIMM).

Ein unerwartet geringer Prozentsatz (0.5%) der Nettoprimärproduktion wird von Phytophagen verzehrt, d.h. von Blattminierern, Früchte- und Wurzelfressern o.dgl. Allen Blattfressern zusammen fällt selten mehr als 5% der Gesamtmasse lebender Buchenblätter zum Opfer. Wahrscheinlich werden also die Phytophagen nicht nur von Witterungsunbilden, Krankheiten und endogenen Faktoren kontrolliert, sondern auch von Räubern dezimiert, zumal die Zoophagen (entgegen Lehrbuch-Vorstellungen) einen größeren Anteil am Energiefluß haben als die Phytophagen (Abb. 2). Sie ernähren sich nämlich vorwiegend von saprophagen Bodentieren und können infolgedessen ein leistungsfähiges Räubernetz aufbauen. Beispielsweise fallen dem Curculioniden *Phyllobius argentatus* allein etwa 70% der im Frühjahr aus dem Boden herauskommenden und in die Baumkronen emporstrebenden Phytophagen zum Opfer.

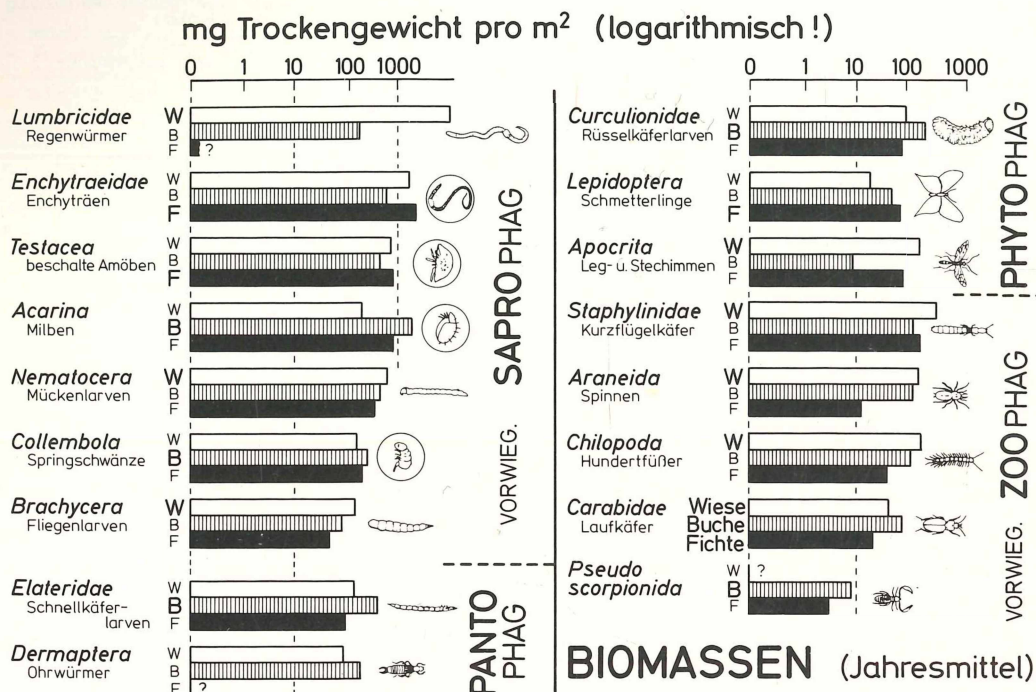


Abb. 3: Vergleich der Biomassen einiger Tiergruppen in Probestflächen der Wiese (W), des Buchenwaldes (B) und des Fichtenforstes (F), nach der vorherrschenden Ernährungsweise geordnet.
(Nach Daten von SCHAUERMANN).

Die große Bedeutung der Saprophagen und das überraschend geringe Gewicht der Phytophagen im Vergleich zu den Zoophagen zeigt sich auch in den Biomassen (z.B. im Jahresmittel des Trockengewichts pro Bodenfläche, s. Abb. 3). Vorwiegend saprophage Tiergruppen wie die Enchyträen und Testaceen erreichen um 1000 mg · m⁻², zoophage wie die Kurzflügelkäfer und Spinnen nur etwa 100 und die phytophagen mit Ausnahme der Rüsselkäfer eher noch weniger. Allesfresser (Pantophage) spielen übrigens in den Ökosystemen des Sollings nur eine geringe Rolle, wenn auch die langlebigen Schnellkäferlarven zum Ausgleich des Nahrungsnetzes beitragen mögen.

Das bisher in diesem Kapitel Gesagte gilt nicht nur für den Buchenwald, sondern im Prinzip auch für den weniger vielseitig untersuchten Fichtenforst und die montane Rotschwingel-Goldhaferwiese. Bei einigen der in Abb. 3 berücksichtigten Tiergruppen ergeben sich größere Biomassen für den Buchenwald als für den Fichtenforst, bei anderen (z.B. den Enchyträen) ist das umgekehrt. Manche Gruppen erreichen in der Wiese beträchtlichere Biomassen, besonders die Regenwürmer, die hier von der Kalkzufuhr profitieren und einen krümeligen Mullboden aufgebaut haben. Die sehr sauren Waldböden haben dagegen eine Humusaufgabe, die kaum von Tieren in den Löss eingearbeitet wird (Abb. 12).

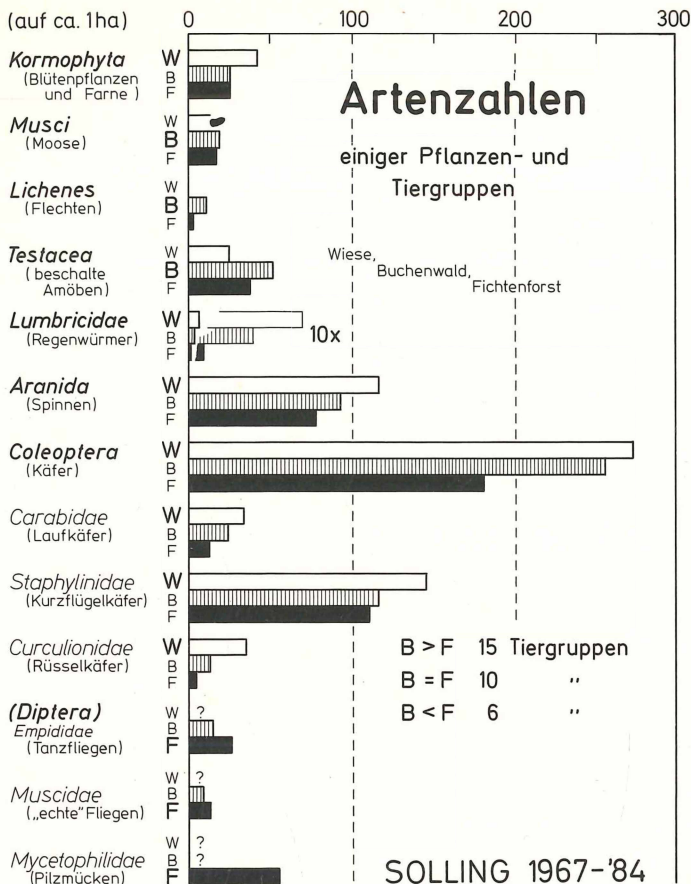


Abb. 4: Vergleich der Artenzahlen in einigen gut untersuchten Pflanzen- und Tiergruppen auf Probeflächen von etwa 1 Hektar.
(Nach Daten von WEIDEMANN).

Während die Zoophagen am Energiefluß durch die Ökosysteme nur einen mäßigen Anteil haben und auch hinsichtlich der Biomassen weniger bedeutend erscheinen als die Saprophagen, sind sie an der Artendiversität wesentlich stärker beteiligt (Abb. 4). Kurzflügelkäfer und andere Coleopteren sowie Spinnen sind die artenreichsten Tiergruppen in allen studierten Ökosystemen. Sie haben sich also in verschiedenster Weise differenziert und spezialisiert. Die Zahl der Pflanzenarten erscheint dagegen geradezu als winzig, eine Tatsache, die wahrscheinlich für viele terrestrische Ökosysteme gilt, nicht nur für die vergleichsweise artenarmen auf den extrem sauren Böden des Sollings. Bei fast allen Tiergruppen fanden sich in der Wiese mehr Arten als in den Wald- und Forstbeständen, obwohl das Grasland weniger gründlich untersucht werden konnte. Auch dieser Befund bestätigt eine Regel: Die vom Menschen mitgeschaffenen und erhaltenen Freiland-Ökosysteme sind in Mitteleuropa meistens artenreicher als die natürlichen Wälder an gleichen Standorten.

Unerwartet dürfte aber für viele der Befund sein, daß die Fichtenkulturen kaum artenärmer sind als die naturnäheren Laubwälder. Jedenfalls gilt das für die Pflanzen mit Ausnahme der Flechten, die von den Fichten fast ganz verschwunden sind, weil diese mehr Immissionen auffingen als die Buchen (s. Abschnitt 4). Von den 31 Tiergruppen, die im Solling bisher einigermaßen vollzählig erfaßt werden konnten, sind nur knapp die Hälfte im Fichtenforst mit weniger Arten vertreten als im Buchenwald. Als verarmt und wesentlich weniger divers darf man also die Fichtenmonokulturen in montanem Klima auf sauren Braunerden nicht bezeichnen (wohl aber die Nadelforsten auf flachgründigen Kalkböden, die hier außer Betracht bleiben). Insgesamt leben im Moderbuchenwald etwa 1800 Tierarten, im Fichtenforst auf gleichem Standort wahrscheinlich mehr als 1500.

3. Niederschlag, Verdunstung und Zufuhr ins Grundwasser

Der größte Teil der eingestrahlichten Energie wird in terrestrischen Ökosystemen bei der Verdunstung von Niederschlagswasser verbraucht, das entweder im Pflanzenbestand hängen bleibt (Interzeption) oder in den Boden gelangt, von den Pflanzen aufgenommen und transpiriert wird. Nur verhältnismäßig wenig Wasser verdunstet von der Bodenoberfläche. Diese Evaporation i.e.S (E) kann man nicht von der Transpiration (T) trennen, während sich die Interzeption (I) als Differenz von Freilandniederschlag (N) und Bestandesniederschlag (Nb) recht genau messen läßt. Im Hochsolling macht I stets nur einen geringen Prozentsatz des Niederschlags aus (Abb. 5), und in allen Jahren ist dieser beim Fichtenforst größer als beim Buchenwald.

Die höhere Interzeption des Fichtenbestandes, die sich auch in stärkerer Ausfilterung von Immissionen auswirkt (s. Abschnitt 4), wird verursacht durch seine vergleichsweise sehr große Gesamt-Oberfläche. Allein die Oberfläche der Nadeln ist mehr als 21 mal so groß wie die vom Bestand überschirmte Bodenfläche. Dazu kommen die Oberflächen des lebenden und toten Astwerks sowie des Stammes, die zusammen allerdings nur etwa das 5fache ausmachen. Beim Buchenwald erreicht das Blattwerk (beidseits gemessen) während der Vegetationsperiode nur etwa das 12-14fache der Oberfläche des Bodens, und es fehlt während der kälteren Jahreszeit, in der die Immissionen größer sind als in der wärmeren und beträchtliche Teile des Niederschlags als leicht interzipierbarer Schnee fallen.

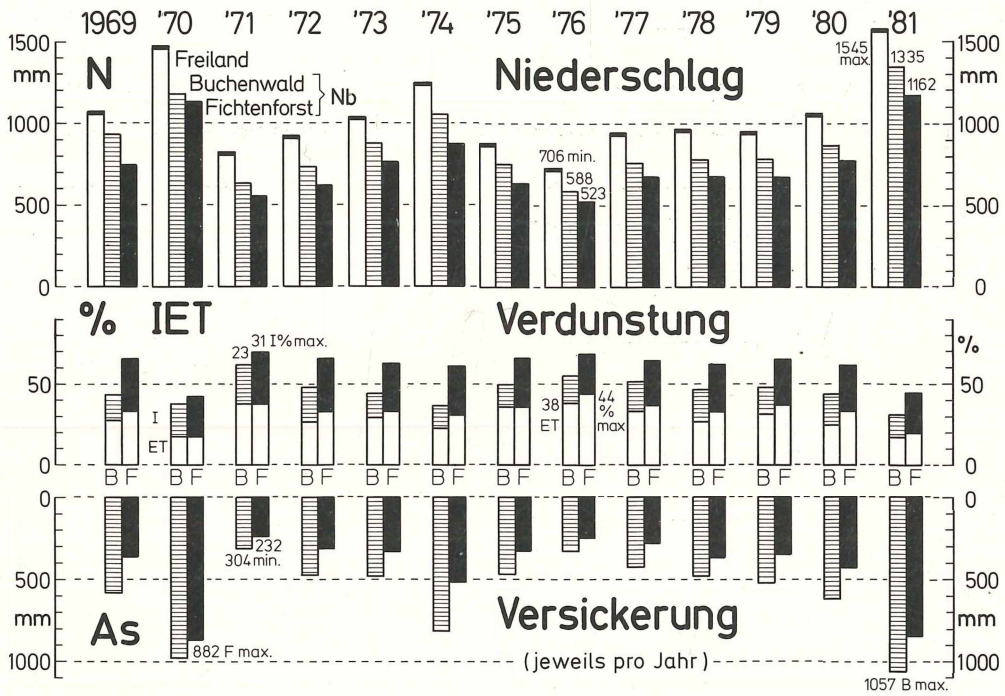


Abb. 5: Vergleich der jährlichen Niederschlags- und Versickerungsmengen im Freiland, im Buchenwald und im Fichtenforst sowie der Prozentanteile von Interzeption und Evapotranspiration an den Freilandniederschlägen. (Nach Daten von BENECKE u. ELLENBERG).

Pro Jahr berechnet, ist auch die Evapo-Transpiration (ET) des Fichtenforstes prozentual fast immer größer als die des Buchenwaldes (Abb. 5). Berechnet man sie für jeden Monat oder für noch kürzere Zeiträume (wozu das im Sollingprojekt entwickelte Modell geeignet ist), so erkennt man, daß die Buche im Sommer offenbar stärker transpiriert als die Fichte (Abb. 6). Dies entspricht der größeren Photosyntheseleistung ihrer Blätter, die im Sommer (gewichtsbezogen) etwa doppelt so groß ist wie die der einjährigen Fichtennadeln. Obwohl der Bestandesniederschlag (Nb in Abb. 5) beträchtlicher ist als im Fichtenforst, kann deshalb der in die Tiefe sickernde Teil des Bodenwassers (As) im Buchenwald während mancher Sommermonate geringer sein als im Fichtenforst. Gegen Ende des Trockenjahres 1971 setzte die Zufuhr ins Grundwasser sogar gänzlich aus (Abb. 6 unten). Auf's Jahr bezogen, ist der zur Versickerung kommende Wasserüberschuß so beträchtlich, daß die Bäume im Solling niemals unter Wassermangel leiden dürften (Abb. 5 unten). Selbst unter der Fichte blieben 1971 noch mehr als 200 mm, die zur Grundwasserneubildung beitrugen. In Normaljahren sind dies mindestens 300 und in Naßjahren (wie 1970 und 1981) mehr als 800 mm.

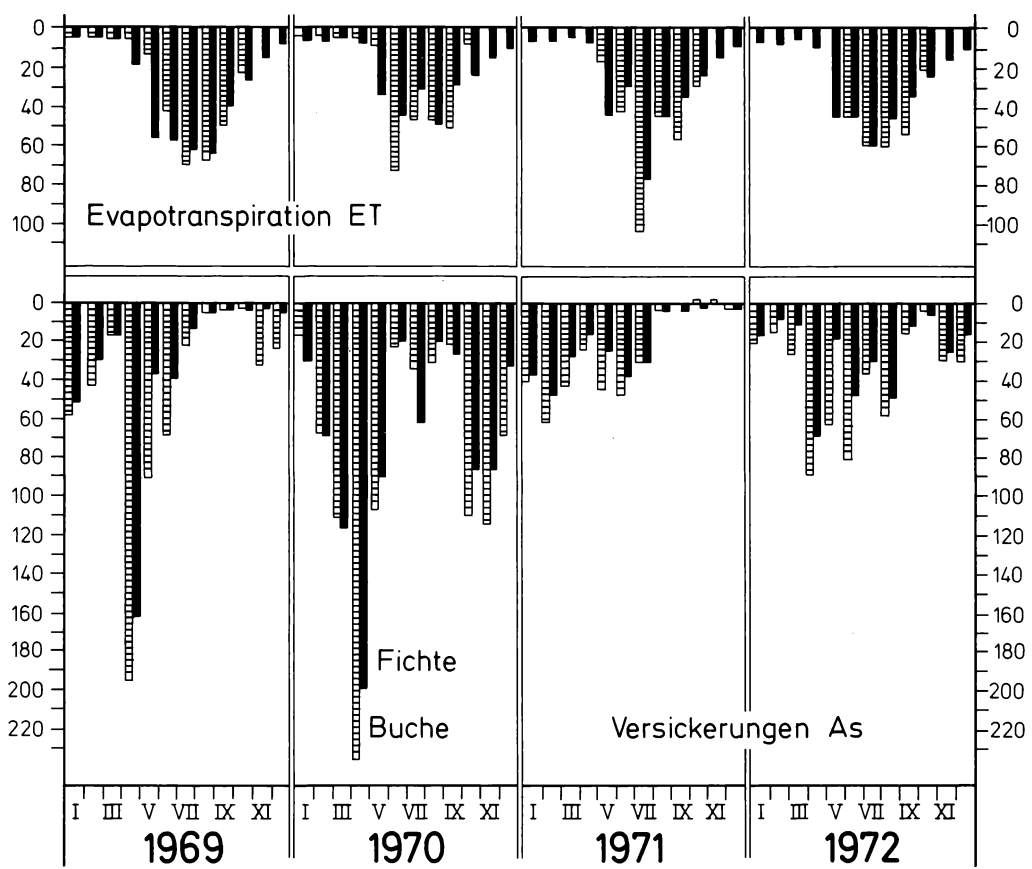


Abb. 6: Vergleich der monatlichen Evapotranspiration und Versickerung ins Grundwasser im Naßjahr 1970, im Trockenjahr 1971 sowie in den Normaljahren 1969 und 1972.
(Aus einer Abbildung von BENECKE).

4. Depositionsraten und Stoffbilanzen

Mit den Niederschlägen werden den Ökosystemen beträchtliche Mengen an Stoffen zugeführt, die teils zu ihrer Ernährung beitragen, teils jedoch schädlich wirken können (die hellen Blöcke in den Abbildungen 7-9). Beim Durchgang durch das Kronendach der Wälder (aber auch durch krautige Pflanzenbestände) nimmt das Niederschlagswasser weitere Stoffmengen auf, die darauf trocken oder in Form von Aerosolen abgelagert worden waren oder von den Blättern ausgeschieden werden. Deshalb ist der Bestandesniederschlag stets reicher an diesen Stoffen als der Freilandniederschlag, und zwar in solchen Konzentrationen, daß die Gesamtzufuhr in den Boden größer ist als im Freiland. Fichtenbestände mit ihrer überlegenen und ganzjährig vorhandenen Oberfläche (schwarze Blöcke in Abb. 7-9) führen dem Boden mehr Stoffe zu als standörtlich vergleichbare Buchenbestände (gestrichelte Blöcke).

Ihrer Herkunft nach sowie in ihrer Bedeutung für das jeweilige Ökosystem sind die deponierten Elemente recht verschieden. Gewisse Mengen an Stickstoff, Eisen und Aluminium stammen aus organischem bzw. mineralischem Staub, der aus der Umgebung, z.B. von Erdwegen und gepflügten Äckern, herangetragen wurde (Abb. 7). Auf diese Weise dürften sich auch die - freilich sehr geringen - Phosphoreinträge erklären. Beim Calcium spielen außerdem andere Herkünfte eine Rolle; es ähnelt in dieser Hinsicht den in Abb. 8 dargestellten Beispielen.

Überraschend große Mengen an Kochsalz (Na und Cl) werden dem Solling durch Stürme zugeführt, die Meeresgischte emporwirbeln und ins Land tragen. Da die Richtungen und Stärken solcher Stürme von Jahr zu Jahr wechseln, können z.B. die Chlorgehalte des Freilandniederschlags zwischen 10 und über 25 kg pro Hektar und Jahr schwanken (Abb. 8 u. 10). Im Bestandesniederschlag sind doppelte bis mehrfache Mengen enthalten. Ein Großteil der (absolut genommen geringen) Magnesiumzufuhr stammt ebenfalls aus Meeresspray. Kalium und Mangan (Abb. 8) nehmen bei den Bestandesdepositionen insofern eine Sonderstellung ein, als sie vorwiegend aus den Blättern bzw. Nadeln ausgewaschen werden. Beim Kalium, das unter anderem bei der Spaltöffnungsregulation eine Rolle spielt, sind Immissionen kaum beteiligt; deshalb unterscheiden sich Buchen- und Fichtenbestände im Hinblick auf diesen Nährstoff nur in geringem Maße. Mangan wird wohl auch z.T. mit dem Erdstaub zugeführt.

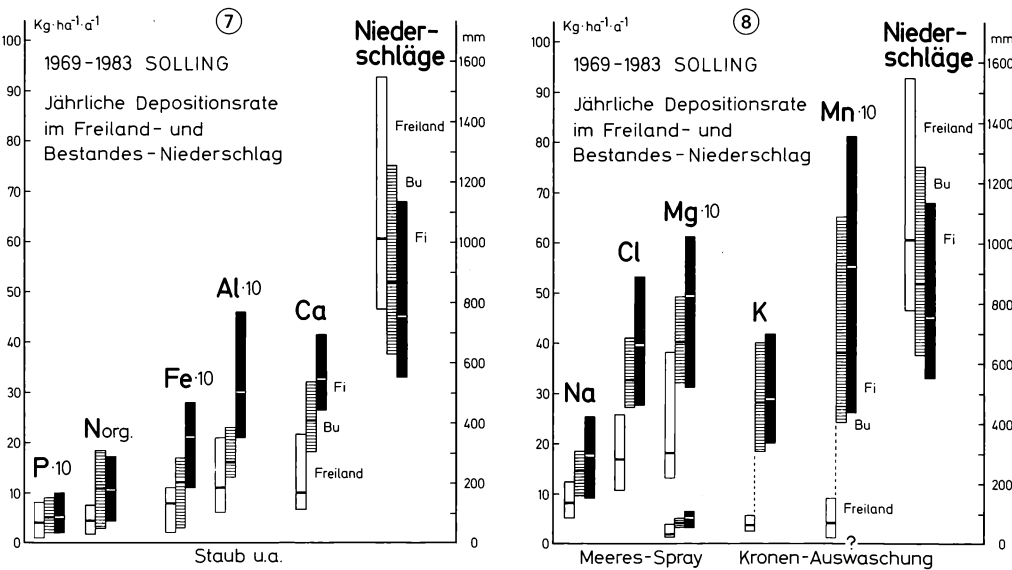


Abb. 7: Vergleich von Elementgehalten im Freilandniederschlag (weiß) mit denen in Bestandesniederschlägen (Buche gestrichelt, Fichte schwarz, jeweils Minimal-, Mittel- und Maximalwerte). Beim Eisen und Aluminium sind die Meßwerte verzehnfacht dargestellt. (Nach Daten von R. MAYER et al.). Die hier zusammengestellten Elemente werden vorwiegend oder teilweise mit Staub auf den Kronen deponiert.

Abb. 8: Darstellung entsprechend Abb. 7 für Elemente, die vorwiegend aus versprühtem Meerwasser stammen oder aus den Blättern ausgewaschen werden.

Die Einträge an unmittelbar pflanzenaufnehmbarem Stickstoff (NO_3^- - und NH_4^- -N) sind im Solling so beträchtlich, daß sie einer alljährlichen Zusatzdüngung gleichkommen (Abb. 9). Das gilt umso mehr, als der mit Pollen und anderem organischem Staub hereingetragene Stickstoff wahrscheinlich rasch mineralisiert wird, die totale N-Düngung also bis zu 50 kg pro Hektar und Jahr ausmachen kann. Im Laufe der Jahre haben sich im Boden überschüssige Mengen an Mineralstickstoff angereichert, weil die Gehölzbestände sie gar nicht aufzunehmen vermögen. Der Hainsimsen-Buchenwald, der nach älteren Untersuchungen in der Schweiz als "Ammonium-Ökosystem" mit mäßigem Stickstoffumsatz galt, ist längst mit Nitrat übersorgt, das großenteils aus Autoabgasen stammen und als Nitrit herangetragen sein dürfte. Aber auch beim Abbau der organischen Reste wird trotz extrem niedriger pH-Werte (Abb. 12) in den Waldböden des Sollings Nitrat erzeugt, und zwar nahezu ausschließlich durch Pilze. Die Ammonifikation ist ebenfalls ein Werk von Pilzen. Der Stickstoffumsatz im Boden verläuft hier also in wesentlichen Punkten anders, als er gewöhnlich in Lehrbüchern dargestellt wird.

Besonders groß ist die Zufuhr an Schwefel, die in Form von SO_2 bzw. SO_4 erfolgt und ebenso wie ein Teil der Stickstoff- und Wasserstoffmengen beim Verbrennen von Kohle und Erdölprodukten in die Luft gelangt (Abb. 9). Hier wirkt sich die größere Filterkraft der Fichtenbestände offensichtlich zu deren eigenem Nachteil aus. Die als Indikatoren bewährten epiphytischen Flechten-Gesellschaften sind von den Fichtenstämmen und -ästen schon lange verschwunden, während sie an den Buchen erst seit etwa 10 Jahren zu Algenüberzügen mit wenigen Flechtenresten degenerierten.

In den Abbildungen 7-9 sind die Depositionsraten nur im Durchschnitt und mit den Extremwerten aus 15 Jahren dargestellt. Verfolgt man sie von Jahr zu Jahr, so erlebt man eine Überraschung. Bei keinem der in die Analysen einbezogenen Stoffe (von denen Abb. 10 nur wenige Beispiele wiedergibt) zeigte sich während der Jahre seit 1969 irgendein gesicherter Trend. Bei kürzeren Jahresfolgen wurde ein solcher zwar für einige Immissionen vermutet (z.B. bei N); doch läßt diese bisher längste und umfassendste Serie von exakt vergleichbaren Immissions-Messungen keinen Zweifel am Gegenteil zu. Übrigens ergaben sich auch keine Korrelationen zu den jeweiligen Niederschlagsmengen im Freiland oder anderen gemessenen Parametern.

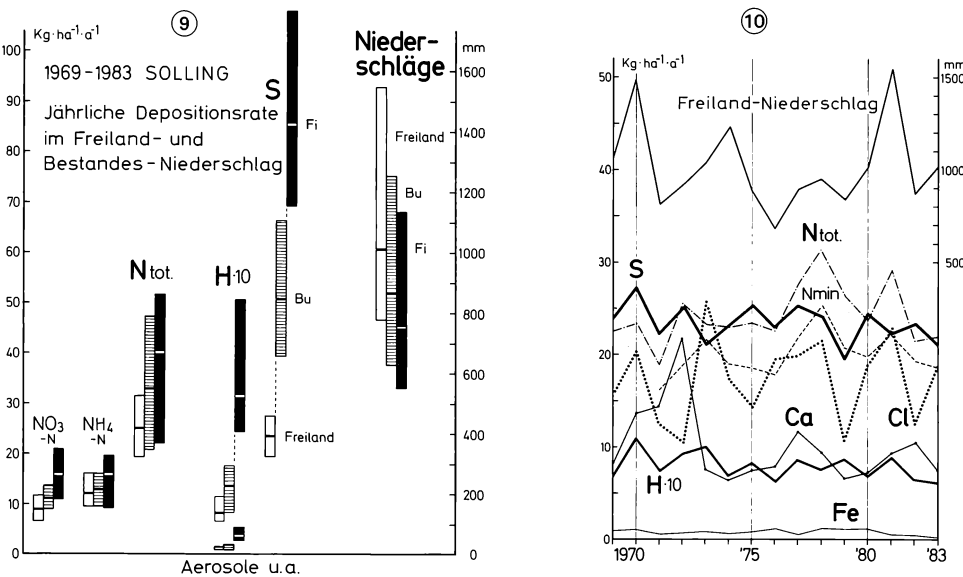


Abb. 9: Darstellung entsprechend Abb. 7 für Elemente, die vorwiegend durch Verbrennung von Kohlen und Erdölprodukten in die Luft gelangen.

Abb. 10: Schwankungen des Freilandniederschlags sowie der Jahressummen der Elementgehalte in diesen von 1969 bis 1983, dargestellt an einigen Beispielen.

(N_{min} = NO_3^- und NH_4^- zusammen, N_{tot} = Gesamtstickstoff). (Nach Daten von R. MAYER et al.).

Für alle in die Analysen einbezogenen Elemente vermittelt Abb. 11 eine Bilanz-übersicht. 100% bedeutet, daß der Bodenaustrag mit dem Sickerwasser gleich der Gesamtdeposition aus der Luft (einschließlich der Interaktion mit den Blättern) ist. Mn, Al, Cd und Co werden aus dem starksauren Boden in großen Mengen ins Grundwasser ausgewaschen und mit diesem in die Fließgewässer abgeführt. Bei S, Na, Cl und Zn überwiegt die Auswaschung zumindest im Fichtenforst die Zufuhr. Alle anderen Elemente reichern sich im Ökosystem an, sei es vorwiegend in der Biomasse (z.B. P, Ca, Cr und Cu), im Boden (z.B. H, S und Pb) oder in beiden (z.B. Fe, N, auch K). Bei Ca und N beispielsweise genügen die Zufuhren bereits, um den Einbau in den jährlichen Zuwachs zu gewährleisten.

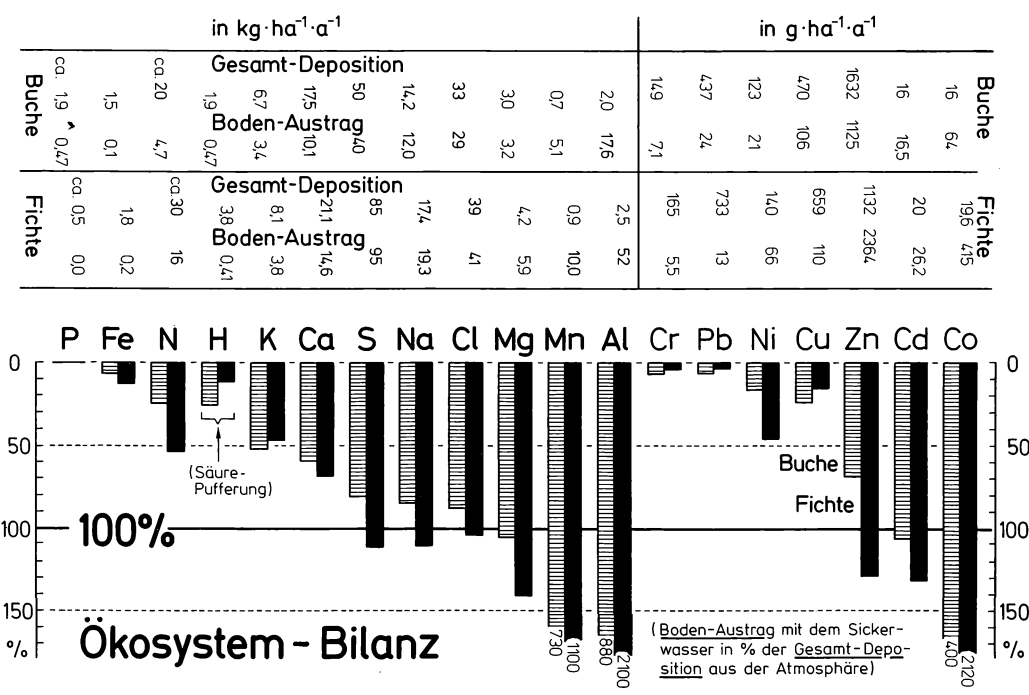


Abb. 11: Vergleich der Elementbilanzen im Buchen- und Fichten-Ökosystem, d.h. der Austräge mit dem Sickerwasser in Prozent der Einträge aus der Luft. Oben sind die absoluten Werte der Gesamtdeposition und des Bodenaustrags in Ziffern angegeben, die als Mittel aus 15 (bzw. für die Spurenelemente 5) Jahren berechnet wurden. (Nach Daten von R. MAYER et al.).

5. Bemerkungen zu den geringen 'neuartigen Waldschäden'

Auf Grund der seit Jahrzehnten hohen Immissionen und der schon vor 20 Jahren außerordentlich niedrigen pH-Werte des Bodens (Abb. 12) sowie aus anderen Überlegungen heraus, wurde immer wieder befürchtet, die Fichten- und Buchenbestände im Solling würden in absehbarer Zeit den Belastungen zum Opfer fallen. Glücklicherweise sind jedoch schwere Schäden bisher nicht eingetreten. Im Gegenteil, die für den Solling aus den Jahren 1983-1985 vorliegenden Schätzungen der 'neuartigen Waldschäden' (Abb. 13) weisen geringere Prozentsätze aller Schadstufen auf als der niedersächsische Durchschnitt. Seinerseits ist dieser bekanntlich geringer als für die südlicheren Bundesländer. Leider wurden die Probeflächen des Sollingprojekts bei den amtlichen Schätzungen noch immer nicht gesondert ausgewiesen. Nach inoffiziellen Bewertungen zeigen sie aber geringere Schädigungsgrade als der gesamte Solling.

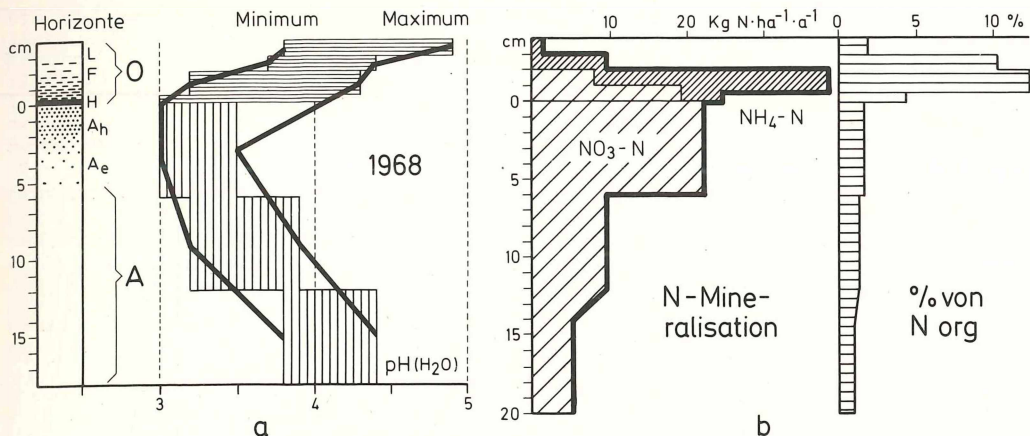


Abb. 12: Oberer Teil des Moderbodenprofils im Hainsimsen-Buchenwald mit Darstellung der Jahresextreme des (in Wasser gemessenen) pH-Werts, der jährlichen Stickstoffmineralisation (bei welcher im unteren Auflagehumus und im Lössboden vorwiegend Nitrat entsteht) und des Anteils von Mineralstickstoff am Gesamtstickstoff.
(Nach Daten von RUNGE).

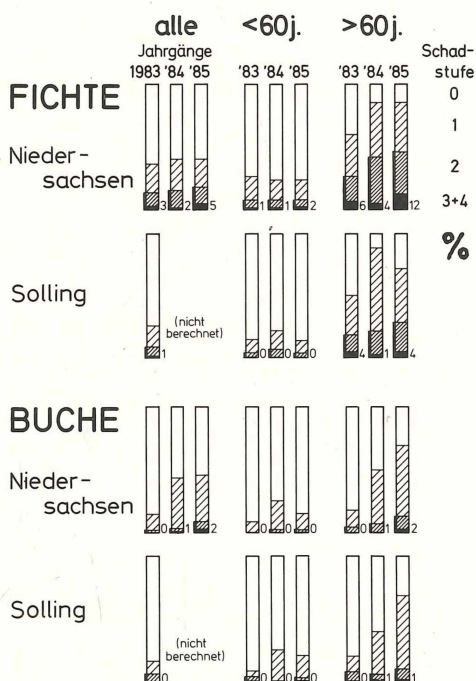


Abb. 13: 'Neuartige Waldschäden' in Niedersachsen und im Solling, für die Jahre 1983-1985 in Prozentanteilen der bundeseinheitlich geschätzten Schadstufen dargestellt.
Deutliche Schädigungen (Stufen 2-4) sind durch einen Balken neben den Blöcken hervor-
gehoben und die Anteile der Stufen 3 u. 4 (stark geschädigt und abgestorben) mit
Ziffern angegeben. (Nach Daten von STRELETZKI bei ELLENBERG).

Tab. 1: Bonität und Derbholz-Zuwachs 1967-1977 auf den Buchen- und Fichten-Probeblächen im Solling.
(Nach SEIBT).

Probebläche Nr.	B1	B3	B4	F2	F1	F3
Bestandesalter 1967 (Jahre)	120	78	57	113	85	38
Bonitätsklasse 1967	III,2	II,8	III,0	II,4	II,5	I,3
1972	II,8	II,7	II,8	II,2	II,5	I,1
1977	II,8	II,6	II,6	II,3	II,4	I,2
Derbholz-Zuwachs ¹⁾ (1967-1977)	10.8	10.4	15.5	8.4	11.7	18.8
desgl. nach Ertragstafel (III)	6.7	7.7	8.2	6.9	9.8	17.8

¹⁾ Festmeter pro Hektar und Jahr

Der bestuntersuchte Buchenwald (B1), ein jetzt 140jähriger Bestand, scheint sogar völlig ungeschädigt zu sein. Seine (nach Höhe und Stammdurchmesser geschätzte) Bonität war nach Tab. 1 im Jahre 1967 knapp mittelmäßig (III,2) und 1977 deutlich besser (II,8). Auch die übrigen Buchenbestände und sogar die Fichten-Probeblächen haben an Bonität eher zu- als abgenommen. Die Zuwachsleistung ist heute auf allen Probeblächen wesentlich größer, als nach den Ertragstafeln zu erwarten war (in B1 z.B. 10.8 statt 6.7).

Messungen, die STICKAN (unveröff., s. Tab. 2) an derselben Buche vornahm, die SCHULZE 1968 zu Registrierungen des Gaswechsels herangezogen hatte, machen diese Verbesserung verständlich. Die Netto-Leistung bei der CO₂-Assimilation hat sowohl in der Schatten- als auch in der Sonnenkrone deutlich zugenommen. Auch der Chlorophyllgehalt der Blätter ist höher geworden, zweifellos eine Folge der guten Stickstoffernährung, aber auch einer noch immer ausreichenden Versorgung mit Magnesium. Außerdem erwiesen sich die Blätter als wesentlich größer (Tab. 2) und stärker hygromorph. Das macht sie zwar für Primär- und Sekundärschäden anfälliger, und es ist nicht ausgeschlossen, daß solche bei der zweifellos gegebenen Belastung eintreten können. Doch machten sie sich bisher nicht bemerkbar.

Tab. 2: Vergleich von Meßdaten an Buchenzweigen von 1968 (nach SCHULZE) und 1986 (nach unveröff. Angaben von STICKAN, Zahlen abgerundet).

	Sonnenkrone		Schattenkrone	
	1968	1986	1968	1986
Maximale Netto-CO ₂ -Assimilation (mg CO ₂ · g ⁻¹ TG · ha ⁻¹)	12.4	17.4	14.2	16.9
Chlorophyllgehalt d. Blätter (mg · g ⁻¹)	5	6-8	10	10-13
Durchschnittl. Blattgröße (cm ² /Stück)	7.5-10	9-25	15-20	18-30

Wie sind die geringen Waldschäden trotz extremer Bodensäure und beträchtlicher Immissions-Belastung zu erklären? Zunächst muß man davon ausgehen, daß die Waldböden im Solling schon seit langem sehr sauer sind. Kalkarm waren sie nach pollenanalytischen Befunden sehr wahrscheinlich schon vor der Einwanderung der Buche. Sonst hätten sich auf ihnen auch keine Hochmoore bilden können, die für das Sollingplateau charakteristisch sind. Die Rotbuche ist, wie die Fichte, hinsichtlich der Bodensäure ein Ubiquist. Sie kann bei allen in mitteleuropäischen Böden von Natur aus vorkommenden pH-Werten gedeihen, vorausgesetzt, daß sie ihr nicht zu naß, aber auch nicht zu trocken und in jedem Falle nährstoffreich genug sind, und daß ihr das Klima zusagt. Tatsächlich sind die sauren Löss-Braunerden im Hochsolling gut drainiert, leiden aber (wie aus Abschnitt 3 hervorging) niemals an Wassermangel. Nach Abschnitt 4 wird ihnen immer noch genügend Ca, K und Mg zugeführt; die Versorgung mit Nitrat und Ammonium ist hoch und die mit Phosphor dürfte ausreichen. Das subozeanisch-montane Klima des Hochsollings ist frostarm und noch nicht übermäßig schneereich, so daß die Buche auch in dieser Hinsicht gute Lebensbedingungen findet. In tieferen Lagen des Sollings und mehr noch des niedersächsischen Flachlandes sind Spät- oder Frühfröste häufiger und die Niederschläge geringer, also auch durch Trockenheit bedingte Streßzeiten nicht ausgeschlossen.

Die Immissionsbelastung ist im Solling zwar seit mehr als 20 Jahren beträchtlich, aber nicht extrem, weil dieser an Bodenschätzen arme Buntsandstein-komplex von größeren Industrie-Agglomerationen weit entfernt liegt und auch kleinere Emittenten in der Nähe unbedeutend sind. Der Kraftfahrzeugverkehr ist im Hochsolling sogar ausgesprochen gering. Unter den SO₂-Zufuhren hat zwar die stärker filternde und immergrüne Fichte bereits gelitten, die Buche mit ihrem alljährlich erneuerten Blätterdach jedoch offensichtlich noch nicht.

Die Vermutung, an 'neuartigen Waldschäden' seien durch Bodenversauerungen bedingte Wurzelschäden wesentlich beteiligt, gewinnt durch die dargestellten Befunde keineswegs an Wahrscheinlichkeit. Wenn sie zuträfe, müßten die Buchen im Hochsolling längst und zunehmend stark geschädigt sein. Trotz jahrzehntelanger Einwirkung extrem hoher Säuregrade, trotz starker Schwankungen der pH-Werte (Abb. 12) und trotz weitgehender Löslichkeit des Aluminiums (Abb. 11) sind die Buchen immer noch vital und die Fichten zwar erkennbar, aber doch erst wenig beeinträchtigt.

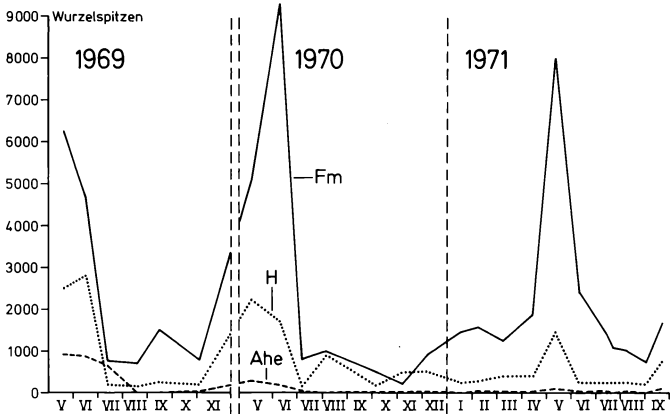


Abb. 14: Jahreszeitliche Schwankungen der Zahl lebender Wurzelspitzen pro Volumeinheit (ml) in der Fermentationsschicht des Auflagehumus (Fm) und in den biologisch weniger aktiven Schichten H und Ahe (oberster Mineralboden) im Buchenwald B1. (Nach GÖTTSCHE).

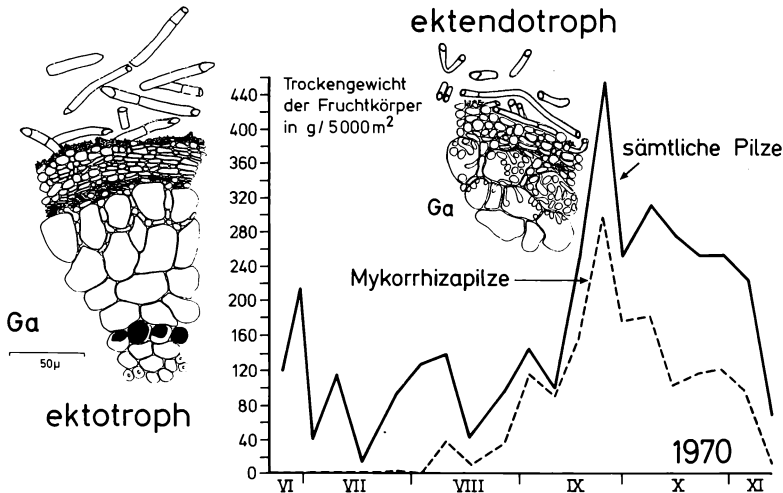


Abb. 15: Anstieg der Fruchtkörper-Biomasse von Pilzen, insbesondere von Mykorrhizapilzen, am Boden des Buchenwaldes B1 sowie Querschnittsteile von Buchenwurzeln mit ektotrophen (im Frühjahr) und ektendomycorrhizalen Pilzen (im Herbst) der Mykorrhiza-Gattung Ga. (Nach F.H. MEYER sowie GÖTTSCHE).

Die Schwankungen der Zahl lebender Wurzelspitzen der Buche pro Milliliter des Bodens sind zwar erheblich (Abb. 14). Sie werden aber in erster Linie durch den jahreszeitlichen Rhythmus im Zusammenspiel von Baum und Mykorrhiza verursacht und bedürfen keiner Erklärung durch 'Versauerungsschübe'. Da die Buche keine Wurzelhaare besitzt, ist sie zur Wasser- und Stoffaufnahme auf das weitreichende Myzel ihrer Wurzelpilze angewiesen. Diese befallen die Wurzeln vor allem im Frühjahr und veranlassen eine starke Verzweigung derselben. Der von den Pilzen produzierte Wuchsstoff wirkt bei der Entfaltung und dem weiteren Wachstum der Baumkronen mit. Als Gegenleistung erhält der Pilz Kohlenhydrate, da er die organischen Stoffe des Bodens nicht zu verwerten vermag. Seine Hyphen umspinnen zunächst nur die Wurzelspitzen und wachsen in die Interzellularen des äußeren Rindenparenchyms hinein (Abb. 15 links). Die Mykorrhiza ist also anfangs rein ektotroph. Im Laufe des Sommers wird sie ektendotroph, der Pilz also teilweise parasitisch, indem er in die Parenchymzellen eindringt und diese aufzehrt. Dadurch gewinnt er Energie zur Bildung seiner Fruchtkörper (Abb. 15), ohne den Wasser- und Stofftransport durch die älter gewordene Wurzel zu beeinträchtigen; denn in den Zentralzylinder vermögen seine Hyphen nicht hineinzuwachsen. Die Symbiose ist also eigentlich ein wechselseitiger Parasitismus, dessen Gleichgewicht gestört werden kann, z.B. durch übermäßige Stickstoff-Ernährung der Wurzeln. Eine indirekt durch Immissionen bewirkte Beeinträchtigung des Wurzelsystems und damit des Baumes ist mithin in der Zukunft durchaus möglich. Sie darf aber nicht der Bodenversauerung angelastet werden.

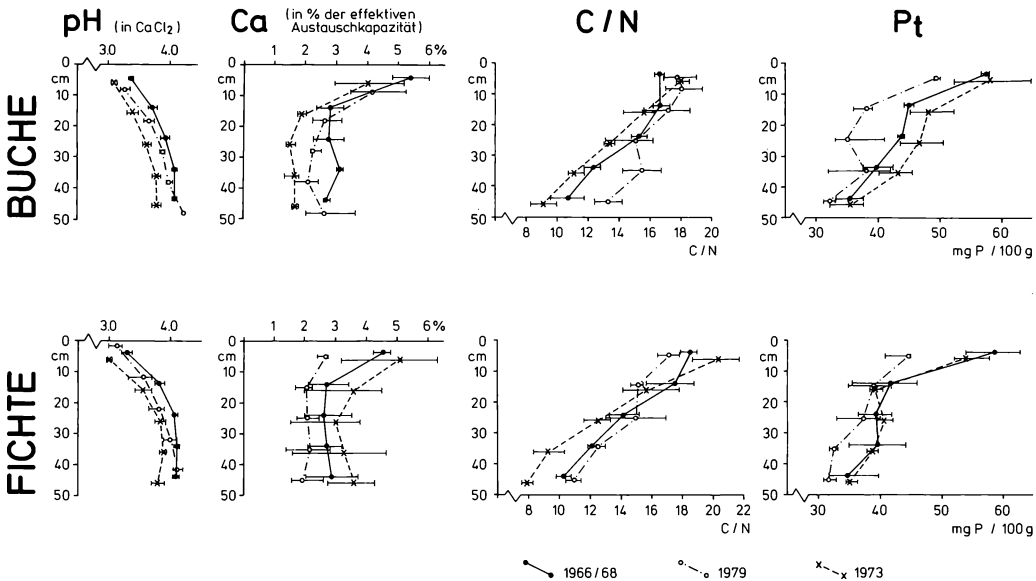


Abb. 16: Vergleich der pH-Werte und einiger chemischer Kenngrößen (mit Streuung) in 5 Mineralbodenschichten der Probestflächen B1 und F1 aus den Jahren 1966 (bzw. 1968), 1973 und 1979.
Näheres im Text. (Nach R. MAYER et al.).

In welchem Maße sich die langfristige H-Ionenzufuhr auf bodenchemische Parameter in den Buchen- und Fichtenbeständen des Hochsollings auswirkte und wie weit sich diese Parameter in Zukunft ändern werden, läßt sich nicht mit Sicherheit beurteilen. Viele der im Jahre 1973 gemessenen Tiefenfunktionen unterschieden sich in ungünstigem Sinne von den 1966 bzw. 1968 festgestellten (Abb. 16). Beispielsweise waren die (in CaCl_2 -Lösung gemessenen) pH-Werte um etwa $\frac{3}{10}$ niedriger und die Anteile des austauschbaren Ca an der effektiven Austauschkapazität im Buchenwald geringer (im Fichtenforst allerdings größer). Die C/N-Verhältnisse waren dagegen mit Ausnahme der obersten Mineralbodenschicht enger, also günstiger. Bei der Wiederholung der Analysen im Jahre 1979 erwiesen sich die meisten Daten als intermediär zwischen denen von 1966/68 und 1973 (Abb. 16), insbesondere die pH-Werte. Eine eindeutige Veränderungstendenz ließ sich also nicht erkennen.

Da die Bodenprofile an verschiedenen Stellen der Untersuchungsflächen aufgedigelt und jeweils nur wenige Proben pro Horizont für die Analysen entnommen worden waren, ist es nicht ausgeschlossen, daß sich kleinräumige Bodenunterschiede in den Ergebnissen auswirkten. Die Tatsache, daß sich sogar beim schwer beweglichen Phosphor (P_t in Abb. 16) teilweise große Differenzen ergaben, stärkt diese Vermutung. Kleinräumige Variationen in den Lössdecken über Fließerden und Buntsandstein kamen im Hochsolling unter anderem dadurch zustande, daß in manchen Jahren einzelne Bäume oder Gruppen von ihnen durch Stürme entwurzelt wurden und dabei Teile des Unterbodens emporwarfen (Abb. 17). Rücken und Dellen unterschiedlichen Alters und Einebnungsrades ließen sich in großer Zahl z.B. auf der Probefläche B1 erkennen. Da wir alle zu Beginn des Sollingprojekts glaubten, ein 'steady state' der Waldökosysteme vor uns zu haben und die Probeflächen für recht homogen hielten, dachte übrigens niemand daran, Vorsorge für die einwandfreie Feststellung langfristiger Veränderungen zu treffen.

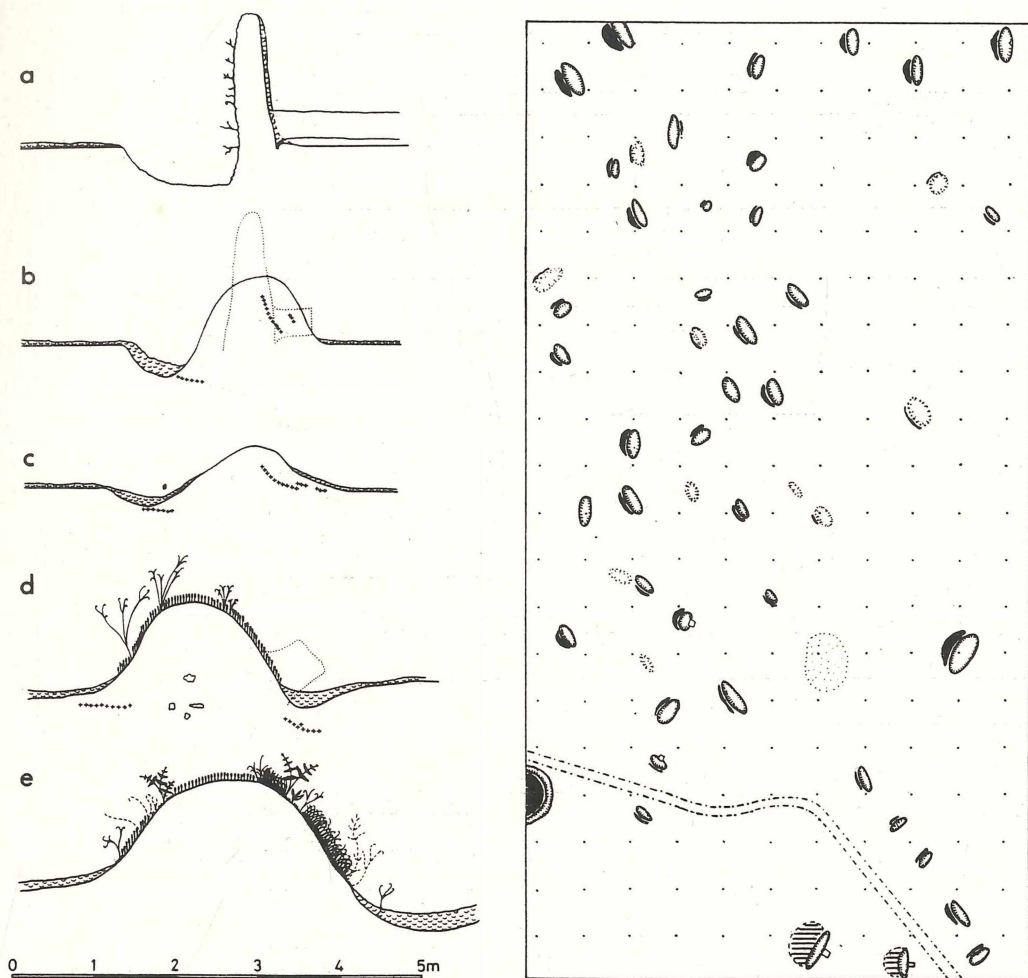


Abb. 17: Wurfböden im Hainsimsen-Buchenwald (B1) in verschiedenen Altersstadien (a-c und f) sowie Beispiele für die Besiedlung der Buckel (d, e). Angesammeltes Falllaub, begrabene Humusschichten und emporgehobene Steine sind angedeutet. Die Punkte in f haben 5 m Abstand. (Nach MUHLE u. ELLENBERG).

6. Allgemeines zu künftigen Ökosystemforschungen

Die dargestellten Beispiele mögen genügen, um auf manche neuen Erkenntnisse hinzuweisen, die durch die fachlich vielseitigen und teilweise über 15 Jahre fortgesetzten Untersuchungen im Solling möglich wurden. Die Verlängerung über die offizielle Laufzeit des Schwerpunktprogramms hinaus hat sich zweifellos gelohnt, und das lange Warten auf die Ergebnis-Synthese dürfte ihr zugute gekommen sein. Doch stellt das Erreichte nicht mehr als den Beginn einer umfassenden Erforschung von terrestrischen Ökosystemen dar. Andere wichtige Systeme, z.B. solche auf kalkreichem, grundwasserbeeinflusstem oder zeitweilig überschwemmtem Boden, in trockenerem Klima sowie in tieferen oder höheren Lagen sollten ebenfalls gründlich untersucht werden. Hierbei können die methodischen und organisatorischen Erfahrungen aus dem Sollingprojekt ebenso dienlich sein wie die sachlichen. Einige allgemeine Erfordernisse seien hier im Hinblick auf künftige Vorhaben herausgestellt:

- Langfristige Untersuchungen auf denselben Flächen sind unabdingbar; diese müssen für Jahrzehnte ungestört zur Verfügung stehen.
- Die Dauer-Probeflächen müssen groß genug sein, um Wiederholungen und Experimente zuzulassen und deren Ergebnisse trotz kleinräumiger Variabilität der Böden sichern zu können.
- Die Registrierung wichtiger Daten muß auch nach den Jahren intensiver Arbeit fortgesetzt und für entsprechende Finanzierung gesorgt werden.
- Da die an der Zusammenarbeit beteiligten Disziplinen nicht alle über sogleich einsetzbare Methoden verfügen, ist eine 2-3jährige Vorlaufzeit nötig, um synchrone Messungen zu gewährleisten. (Im Solling gelang dies nur in wenigen Fällen).
- Ebenso wichtig ist eine finanziell gesicherte Zeit (mindestens 1 Jahr) für die endgültige Synthese der Ergebnisse, weil sonst die Mitarbeiter zu früh auseinanderlaufen.
- In allen Phasen ist aber vor allem eine wirklich gemeinsame Zeit notwendig, d.h. nicht nur freier Daten- und Gedankenaustausch, sondern auch in kurzen Abständen erfolgreiche gegenseitige Information zwischen sämtlichen an der Arbeit Beteiligten.

Mit einem Wort: Ökosystemforschung ist ohne echte Gemeinschaftsarbeit nicht möglich. Sie muß nicht nur multidisziplinär, sondern vor allem integriert erfolgen. Dazu ist ein neuer Arbeitsstil unabdingbar, der bisher weder von der fachlich mehr oder minder aufgesplitterten Struktur der Universitäten und Forschungsanstalten noch von den kurzfristig planenden Einrichtungen zur Finanzierung von Forschungen begünstigt wurde. Spezialforschung ist notwendig, aber nicht hinreichend, um unsere Umwelt zu verstehen. Die Ökosystemforschung stellt uns daher alle, besonders die jungen unter uns, vor schwierige, aber lohnende Zukunftsaufgaben.

Literatur

ELLENBERG H., MAYER R., SCHAUERMANN J. (Ed.), 1986: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts 1966 - 1986. Stuttgart (Ulmer): 507 S.

Die unter den Abbildungen genannten Autoren verfaßten Beiträge zu diesem Buch.

Adresse

Prof. Dr. H. Ellenberg
Lehrstuhl für Geobotanik Univ.
Untere Karspüle 2
D-3400 Göttingen

Sukzessionen im Klimax-System

Hermann Remmert

Synopsis

The mosaik-cycle-hypothesis of virgin forests is outlined, the literature concerning this field is reviewed and the hypothesis is extended to all natural ecosystems. If the hypothesis holds, there are many questions and many consequences to be studied in detail, which are:

- 1) What agents drive the cycles? Is it the longevity of the key organisms or have we to look for fungi, microbes and animals?
- 2) What is the size of the mosaic stones and what determines the size?
- 3) What is the difference in in-cycle-succession between an active root-system after tree-felling and a dead root system after dying of old trees?
- 4) Propagation of a species may not be possible at the place where it lives as adult.
- 5) The diversity of a system may be very different in the course of a cycle.
- 6) It may be impossible to find a 'balanced' ecosystem, if we study only small mosaic stones: in a mosaic stone there can be detected only a unidirectional process.
- 7) Interspecific dependences as agents of population control are not necessary if the hypothesis holds. Mass explosions of pest organisms in this case are an integral part of the system and so are their corrections.
- 8) In nature conservation we have to care that our reserves are large enough to sustain the dynamics of cycles and mosaics, as many species are adapted to these.

Climax, dynamics of cycles, ecosystem, nature conservation, succession.

1.

Sehr häufig wird die Meinung vertreten, ein Ökosystem im Klimaxstadium sei artenreich, konstant und stabil gegen Umwelteinflüsse. Es biete Platz für konkurrenzstarke Arten, die auf die Kapazität ihres Lebensraums hin selektioniert sind und enthalte kaum Pionierarten. Auf der anderen Seite gibt es Stimmen, nach denen großer Artenreichtum nur in gestörten Ökosystemen zu erwarten ist (CONNELL 1978), und schließlich gibt es zunehmend Hinweise auf eine sehr geringe Diversität in manchen naturnahen Systemen wie dem Rotbuchenwald des Sollings.

Alle Handbücher (z.B. ELLENBERG 1978: Abb. 59, 148, 149, 174) und Lehrbücher (WALTER 1973: Abb. 85, 86, 88, 89 oder STRASBURGER 1983: Abb. 1005) zeichnen übereinstimmend das gleiche Bild, das sich etwa wie folgt zusammenfassen läßt:

- I. Ein Urwald ähnelt einem Altersklassenwald. Die Bäume sind fast gleich alt, artgleicher Unterwuchs spielt eine vergleichsweise geringe Rolle.
- II. Dementsprechend bricht der Urwald in manchen Bereichen nahezu gleichzeitig mehr oder weniger großflächig zusammen. Jetzt erst schießen Jungpflanzen hoch, und langsam entsteht der Wald neu.
- III. Die hochschießenden Jungpflanzen gehören oft nicht der ursprünglichen Baumart an, so daß auf den Zusammenbruch des Urwaldaltersklassenwaldes eine neue Pflanzengesellschaft folgt, die ihrerseits auch wieder zusammenbricht und damit dem ursprünglichen Urwald Platz macht.

Das geht an sich aus allen Abbildungen eindeutig hervor. Sie zeigen eine Jugendphase, eine Optimalphase und eine Zerfallsphase des Waldes. Es erscheint daher günstiger, die Darstellung in Form eines Zyklus zu wählen (Abb. 1) anstelle der bisher üblichen linearen Darstellung, die das Problem weitgehend verschleiert hat. Ein Urwald im Klimaxstadium wäre danach nicht konstant; vielmehr hätten wir ein Mosaik aus verschiedenen Phasen eines Zyklus vor uns, die ganz verschiedene Pflanzengesellschaften, ganz verschiedene Arten beherbergen können und dementsprechend natürlich auch über eine andere Fauna und eine andere Bodenbildung verfügen. Ein Urwald wäre demnach nichts Einheitliches, sondern ein Mosaik aus desynchronen Stadien eines Zyklus.

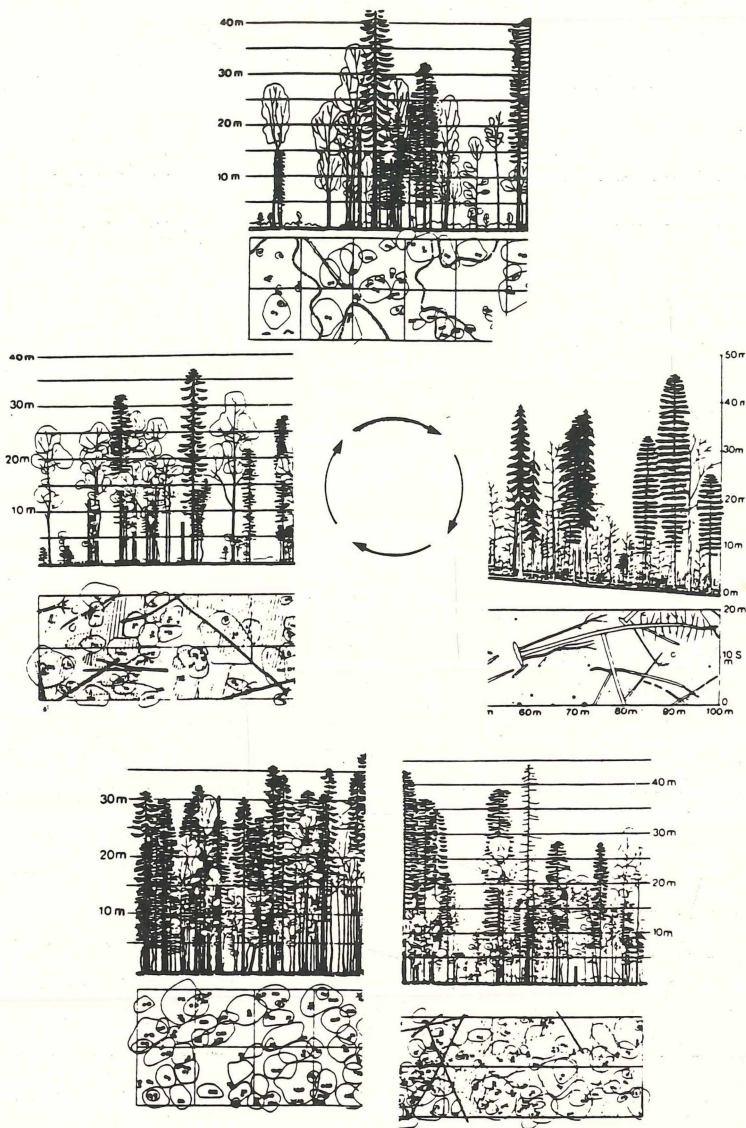


Abb. 1: Schema der im System ablaufenden Sukzessionen bei einem Urwaldgebiet in Österreich.

In Zyklusform anstatt in linearer Form dargestellt (rekonstruiert aus gleichzeitig nebeneinander vorhandenen Phasen).

Fast reine Laubwaldphasen alternieren mit fast reinen Nadelwaldphasen; sehr dichte Phasen alternieren mit Phasen, bei denen große Teile des Bodens viel Licht erhalten. Es ist selbstverständlich, daß damit die krautige Vegetation am Boden in den verschiedenen Phasen sehr unterschiedlich ist und daß die Bodenbildung unter mindestens 100 Jahre reiner Nadelwaldphase anders abläuft als unter hundert Jahren reiner Laubwaldphase (in dieser Form aus REMMERT 1984).

Diese Tatsache ist nicht neu. Als erster hat sie wohl AUBREVILLE (1938) am Beispiel des westafrikanischen Urwaldes beschrieben; das Buch von RICHARDS über den tropischen Regenwald (19) basiert völlig auf dieser Mosaik-Zyklustheorie. MUELLER-DOMBOIS hat das gleiche in vielen Arbeiten (1983, 1984, 1985) an Waldgesellschaften um den Pazifischen Ozean dargestellt. Die Annahme großflächigen Waldsterbens, die in den 70er Jahren im Pazifischen Raum eine große Rolle spielte, konnte auf das Sterben von Altersstadien in diesem Zyklus zurückgeführt werden (MUELLER-DOMBOIS 1983b), BORMANN u. LIKENS (1979) beschreiben die gleiche Situation in Wäldern Nordamerikas, und schließlich geben PICKETT u. WHITE 1985 sowie REMMERT 1985 eine Ausweitung des Gedankens für alle terrestrischen und aquatischen Ökosysteme zur Diskussion. Wichtig ist dabei vor allem jedoch auch die presential address von WATT 1947, in der dieser am Beispiel verschiedener Systeme, die der Mosaik-Zyklus-These unterliegen, die Tatsache beklagt, daß bei den Forschungen zu wenig auf das Zusammenwirken von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen geachtet wird, die im Freiland diese im System selbst ablaufenden Sukzessionen diktieren. Die Bedeutung für den Naturschutz derartiger Zyklen und Mosaikstrukturen diskutieren JONES (1945), GRUBB (1977), REMMERT (1985) und GLITZENSTEIN et al. (1986).

2.

Die Frage nach den treibenden Kräften derartiger Zyklen läßt sich bisher kaum beantworten. Sie ist in einigen Fällen zwar klar, dennoch sind wir von einer generellen Übersicht weit entfernt. Bisher läßt sich etwa folgendes Schema skizzieren:

I. Die Zyklen werden determiniert von der Lebensdauer der herrschenden Schlüsselorganismen. Dies haben für die marinen Benthosgemeinschaften POWELL u. CUMMINS (1985) gut belegt; es dürfte aber auch bei den einander abwechselnden Urwaldgemeinschaften der Abb. 1 in dieser Weise gegeben sein. Daß die Zyklen nur in dieser Weise und nicht in anderer Richtung laufen, hängt möglicherweise mit allelopathischen Systemen zusammen: Der Zyklus im Buchenwald Nordamerikas (Abb. 2) erlaubt keine Birken nach Ahorn, da Ahorn allelopathisch Birkenkeimlinge schädigt.

II. Sehr alte Pflanzen werden durch Tiere, Pilze und Viren stärker geschädigt als wüchsige Jungpflanzen. Das Zusammenbrechen geschlossener Balsamtannen-Bestände in Kanada auf Grund des Eindringens von *Choristoneura fumiferana* und von durch diesen Schmetterling verbreiteten Pilzen deutet in die gleiche Richtung. Auch die seit sehr langer Zeit bekannten Zyklen in Reinbeständen der Besenheide werden einerseits durch das Individualalter der Pflanzen bestimmt, andererseits kommen gerade bei alten Pflanzen Krankheitserreger in großer Zahl hinzu, die den Umsatz beschleunigen.

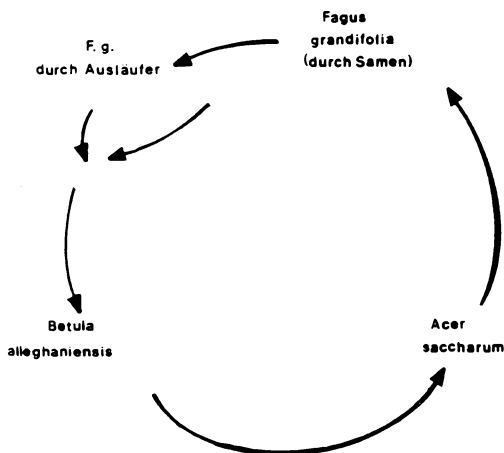


Abb. 2: Im System des amerikanischen Buchenwaldes ablaufende Sukzession. (Nach FORCIER 1973, zeichnerisch verändert aus REMMERT 1984).

III. Bereits im vorigen Beispiel konnte die Zyklusdauer durch Tiere entscheidend beeinflußt werden. In den folgenden Beispielen scheinen nun Tiere den Zyklus ganz zu dominieren. In Steppengebieten der gemäßigten Breiten vom östlichen Mitteleuropa bis in die Mongolei, vom mittleren Westen der Vereinigten Staaten bis an die Rocky Mountains, in den Steppen und Wüsten Südamerikas, aber auch in den tropischen Savannen Afrikas spielen koloniebildende Nagetiere eine große Rolle. Es handelt sich dabei um Nager sehr verschiedener Verwandtschaft, die jedoch sämtlich koloniebildend sind und außerordentlich aktiv mächtige Höhlensysteme in der Steppe graben. Nach einiger Zeit ist der Boden so aufgelockert, daß weitere Höhlenbauten nicht mehr möglich sind und die ganze Gruppe daher an einen anderen Platz umzieht. Diese Beobachtung hat ausgedehnte Diskussionen über die Frage zur Folge gehabt, ob es sich hier nicht um ein völlig gestörtes Ökosystem handele, bei dem sich "die Tiere um Haus und Hof graben" (WERNER 1977). Wie polnische Kollegen gezeigt haben, ist das Gegenteil der Fall (WEINER, GORECKI 1982, WEINER et al. 1982): Jeweils werden etwa 2% der Steppe in der Mongolei durch *Microtus brandti*-Kolonien durchwühlt, die dann ihre Kolonie aufgeben und an andere Stellen umziehen und so nach und nach die gesamte Steppe auflockern, nährstoffreichen Böden in die Nähe der Oberfläche bringen und spezifische nährstoffreiche Pflanzen anlocken.

IV. Ein besonders wichtiges Beispiel ist der Biber in den gemäßigten Breiten der Nordhalbkugel. Er kann kleine Bäche in schwachwelligem Gelände zu großen Seen aufstauen. Die hier lebenden Bäume sterben dann ab. Die flachen Seen sind überaus produktiv. Es bildet sich eine Faulschlammage, die den See in relativ kurzer Zeit ausfüllt und verlanden läßt. Während dieser Zeit findet eine Fixierung von Luftstickstoff statt, die viel höher als im umgebenden Waldboden (NAIMAN, MELLILO 1984) ist. Wenn der Untergrund Sandstein ist, haben wir nach der Verlandung des Bibersees eine unter Umständen mehrere Meter mächtige Humusschicht mit sehr hohem Stickstoffvorrat, und dieses Gebiet wird rasch durch Weichhölzer und dann vom Waldrand aus durch andere Baumarten besiedelt. Dabei wird die Humuslage wieder verbraucht, und es kehrt der ursprüngliche Wald zurück, der wiederum durch einen neu aufgestauten Bibersee zugrunde gehen kann (Abb. 3).

V. Auf manchen Plätzen kann eine Konditionierung des Bodens durch eine Organismenart erfolgen, die einer anderen Organismenart das Wachstum ermöglicht. Auf schluffigen Böden mit Neigung zur Verdichtung des Steigerwaldes im nördlichen Franken hat die Buche ihre gesamten Saugwurzeln im Oberboden

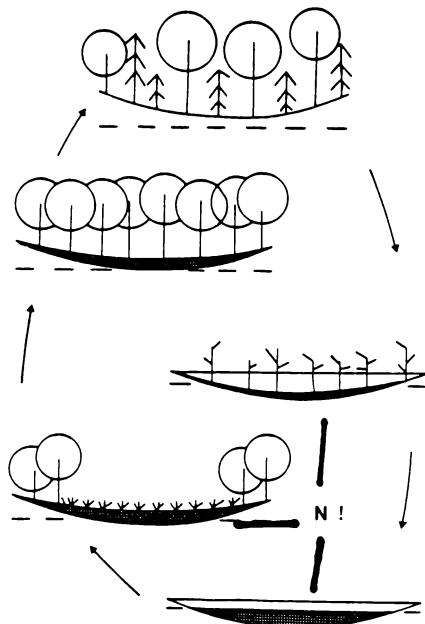


Abb. 3: Schematische Abfolge der Waldstadien in einer flachen Senke, die zu einem Bibersee aufgestaut wird. Während der mit N bezeichneten Phasen findet intensive Luftstickstofffixierung statt (aus REMMERT 1984).

konzentriert und ihn maximal durchwurzelt. Durch die damit verbundene Austrocknung wird der Unterwuchs (auch der Jungwuchs) weitgehend unterdrückt. Das schließt aus, daß die Buche mehrere Generationen hintereinander Hauptbaumart sein kann. Sie wird hier durch Eichen ersetzt; als Folge der Eichen können jedoch auch wieder Buchen Fuß fassen (WELSS 1985a, b).

Die Größe der Mosaiksteine eines solchen Gebietes kann außerordentlich verschieden sein. In den sehr artenreichen Urwäldern Amazoniens sind diese Mosaiksteine wahrscheinlich sehr klein; sie können im weniger artenreichen Urwald Westafrikas jedoch mehrere Hektar groß sein, und das gleiche scheint für die Urwälder Nordamerikas zu gelten. Sehr groß werden dann die Wechsel zwischen Balsamtanne und Fichte in Kanada, die mehrere km² umfassen können. Bei kleineren dominierenden Pflanzen - wie etwa der Besenheide - sind naturgemäß die Mosaikbausteine sehr viel kleiner.

In der Nähe von Marburg glauben wir einen ähnlichen Zyklus bei Rotbuchenwäldern vorliegen zu haben (NICOLAI 1985, 1986). Wenn hier Einzelbäume im geschlossenen Bestand zusammenbrechen (infolge eines Windwurfs oder infolge Alter), gelangt direkte Sonnenstrahlung auf den Stamm der stehengebliebenen Bäume. Buchen sterben unter diesen Bedingungen im Marburger Raum nach 5-8 Jahren ab. Zunächst werden die Blätter kleiner, die Vegetationszeit wird verkürzt, dann sterben einzelne Äste und schließlich der ganze Baum. Typisch ist aufgeplatzte Rinde bei diesem Krankheitsbild. Auf diese Weise wird die einmal entstandene Lücke vergrößert. In dieser Lücke wachsen zunächst Stauden und niedrige Sträucher, dann kommen Birken hoch, an ihrer Stelle wie in Amerika verschiedene Ahornarten und Wildkirschen, die dann schließlich wieder Buchen Platz machen. Eine einmal entstandene Lücke kann so durch den gesamten Bestand hindurchwandern.

3.

Aus alldem sind eine Reihe von Folgerungen zu ziehen, die zunächst überraschend erscheinen.

I. Wenn derartige Zyklen vorliegen, braucht eine fehlende Selbstverjüngung im Wald nicht unbedingt ein Alarmzeichen zu sein. Daß die Bäume des tropischen Regenwaldes durchweg durch Tiere weit verbreitet werden (und nicht unter dem Elternbaum aufwachsen), spricht für diese Annahme ebenso wie die leichte Windverdriftung der Samen vieler Waldbäume oder die Tatsache, daß viele Samen erst dann zu einem künftigen Baum auskeimen, wenn der Wald über ihnen zusammengebrochen ist (Abb. 4).

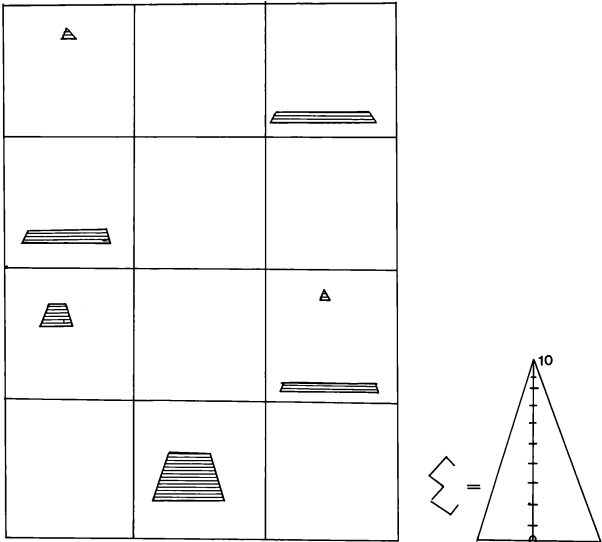


Abb. 4: Populationsstruktur einer einzelnen Baumart in einem Urwald nach der Mosaik-Zyklus-Theorie (stark schematisiert). In jedem Mosaikstein ist nur eine bestimmte Altersklasse von Bäumen vorhanden; erst in der Summe ergibt sich eine normale Populationspyramide.

II. Besondere Bedeutung findet die Mosaik-Zyklus-Theorie für theoretische Diskussionen um Artenmannigfaltigkeit und Diversität. Das Endstadium einer natürlichen Vegetation, die Klimax, erweist sich als ein Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften, die jeweils einem eigenen Zyklus unterworfen sind. Manche Phasen des Zyklus - wie etwa der Buchenhallenwald - sind artenarm (nur eine Pflanzenart dominiert das System, und die Fauna ist von ähnlich geringer Diversität), während ein anderes Stadium des gleichen Systems über eine große Artenmannigfaltigkeit bei Tieren und Pflanzen verfügt. Für den tropischen Regenwald gilt das gleiche. Die höchste Mannigfaltigkeit finden wir auf einer Lichtung, die durch einen gestürzten Urwaldriesen geschlagen wurde (Abb. 5).

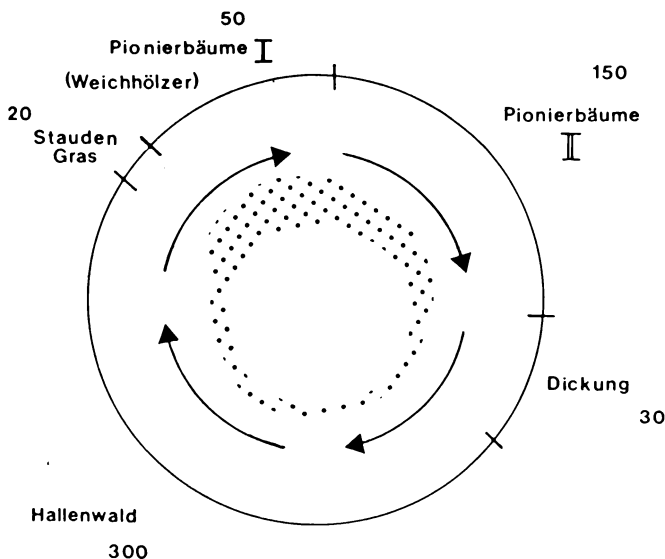


Abb. 5: Schematischer Ablauf eines Waldzyklus, wie er z.B. für viele Wälder Mitteleuropas und Nordamerikas angenommen werden kann. Die Zahlen stellen ungefähre Zeitangaben in Jahren dar. Die Dicke des inneren punktierten Kreises markiert die Veränderung der Diversität im Laufe eines solchen Zyklus (aus REMMERT 1985).

III. Weitere Bedeutung erhalten diese Überlegungen für die moderne Ökosystemforschung. Überall, wo moderne Ökosystemforschung sehr genaue Einzelanalysen vorgelegt hat, kommt sie zu dem Schluß, daß sich das untersuchte System nicht im Gleichgewicht befindet. Das gilt für alle genauen Untersuchungen über Waldökosysteme, es gilt aber auch für ähnliche Untersuchungen über Korallenriffe, über die marine Benthosfauna und -flora. Nehmen wir einen Zyklus an und ferner, daß die Untersucher (wie sie das vernünftigerweise sicher getan haben) einen besonders einheitlichen Teil ihres Bestandes analysierten, so können sie nie Konstanz beobachtet haben, sondern naturgemäß einen im Zyklus gerichteten Vorgang. Insofern sind große und vor allem langfristige Analysen zur Ökosystemforschung zu wiederholen, parallel auf den verschiedenen Stadien eines Zyklus nebeneinander durchzuführen und dann miteinander zu vergleichen.

Mit der Mosaik-Zyklus-Hypothese würde man weitgehend ohne interspezifische Interdependenzen zur Aufrechterhaltung eines Gleichgewichts auskommen. Das System bewegt sich sowieso in eine Richtung und bewegt sich auch auf katastrophenartige Zustände zu. Alle in einem Ökosystem denkbaren Katastrophen sind auf diese Weise, ebenso wie die Reparatur solcher Katastrophen, im System bereits vorprogrammiert. Ein ökologisches Gleichgewicht wäre also bei der Betrachtung von Lebensräumen in Zukunft durch desynchrone Zyklen zu ersetzen.

Massenvermehrungen von Schadinsekten, von Pilzen und Viren in einem System können mit dieser Betrachtungsweise als zum System gehörig anerkannt werden, und die Reparatur ihrer Effekt läge automatisch im System. Wahrscheinlich könnten die in letzter Zeit besondere Aufmerksamkeit erregenden multi-stabilen Systeme auch als Teile von Zyklen besser interpretiert werden.

IV. Besondere Bedeutung erhalten diese Diskussionen im praktischen Naturschutz. Es erscheint sinnlos, nur besondere Altholzbestände zu schützen. Viele Tierarten, die als besonders schutzwürdig gelten, sind gerade Arten rasch durchlaufender Sukzessionen im System und sind Arten, die verschiedene Phasen des Zyklus nebeneinander benötigen. Das Auerhuhn braucht einen freien Platz für die Bodenbalz, trockene Bäume am Rande dieses Platzes für die Balz auf den Bäumen und dichtes Gebüsch für die Brut. Das alles läßt sich nur in einem System verwirklichen, welches ein Mosaik aus sehr unterschiedlichen Systemen zu sein scheint, welches aber in Wirklichkeit ein Mosaik aus desynchronen Phasen eines Zyklus ist. Damit ergibt sich, daß ein solcher Zyklus während mancher Phasen eine sehr geringe Faunen- und Florendiversität aufweist, während in anderen Phasen eine sehr hohe Diversität gegeben ist.

Auch die Diskussion um die mögliche Zahl großer Pflanzenfresser in Wald-Ökosystemen würde durch die Mosaik-Zyklus-Hypothese entschärft werden. Die großen Pflanzenfresser würden in größerer Zahl im System leben können, da sie sehr geklumpt auf manche Phasen des Zyklus, sehr geklumpt in manchen Mosaiksteinen des Systems leben würden und andere Mosaiksteine völlig verschonen.

4.

Wir haben uns bisher zu wenig mit der Regeneration in natürlichen Systemen beschäftigt. Es scheint, als ob diese Regeneration bei den Schlüsselarten grundsätzlich nicht ganz gleichmäßig, sondern in Zyklen erfolgt und daß dieses System charakteristisch für alle natürlichen Ökosysteme ist. Das Nichtbeachten dieser Zyklen in der modernen Wirtschaftslandschaft, das rasche Neupflanzen von Bäumen in Gebieten, wo die Wurzeln der Vorgänger der Vorgängerbäume noch gar nicht vergangen sind, ist ganz sicher unökologisch und wird nachteilige Folgen für das System haben - vielleicht erst nach langer Zeit, vielleicht aber auch rascher.

Literatur

- AUBREVILLE A., 1938: La forêt coloniale: Les forêts de l'Afrique occidentale française. Ann. Ac. Sci. colon. Paris 9: 1-245.
- BORMANN F.H., LIKENS G.E., 1979: Patterns and process in a forested ecosystem. Berlin/New York (Springer):
- CONNELL J.H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Sci. 199: 1302-1309.
- ELLENBERG H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart (Ulmer): 981 S.
- FORCIER L.K., 1975: Reproductive strategies in the co-occurrence of climax tree species. Sci. 189: 808-810.
- GLITZENSTEIN J.S., HARCOTTE P.A., STRENG D.R., 1986: Disturbance, succession, and maintenance of species diversity on an east texas forest. Ecol. Monogr. 56(3): 243-258.
- GRUBB P.J., 1977: The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. Biol. Rev. 52: 107-145.
- JONES E.W., 1945: The structure and reproduction of the virgin forest of the north temperate zone. New Phytol. 44: 130-148.
- MUELLER-DOMBOIS D., 1983a: Population death in Hawaiian plant communities: a causal theory and its successional significance. Tuexenia 3: 117-130.
- MUELLER-DOMBOIS D. (Ed.), 1983b: Forest dieback in Pacific forests. Pacif. Sci. 37(4): 313-496.
- MUELLER-DOMBOIS D., 1984: Zum Baumgruppensterben in pazifischen Inselwäldern. Phytocoenol. 12(1): 1-8.
- MUELLER-DOMBOIS D., 1985: Ohi'a dieback in Hawaii: 1984 synthesis and evaluation. Pacif. Sci. 39(2): 150-170.
- NAIMAN R.J., MELLILO J.M., 1984: Nitrogen budget of a subarctic stream altered by beaver (Castor canadensis). Oecologia 62: 150-155.
- NICOLAI V., 1986: Selbst Bäume schützen sich vor Sonnenbrand. Forschung - Mitt. DFG 1: 4-6.
- NICOLAI V., 1986: The bark of trees: thermal properties, microclimate and fauna. Oecologia (Berlin) 69: 148-160.

- PICKETT S.T.A., WHITE P.S. (Ed.), 1985: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. London (Academic Press): 1-472.
- POWELL E.N., CUMMINS H., 1985: Are molluscan maximum life spans determined by long-term cycles in benthic communities? *Oecologia* (Berlin) 67: 177-182.
- REMMERT H., 1984: Zielrichtungen künftiger Forschung zur naturschutzrelevanten Insel-Ökologie. *Laufener Seminarbeitr.* 7: 86-90.
- REMMERT H., 1985: Was geschieht im Klimax-Stadium? *Naturwiss.* 72: 505-512.
- RICHARDS P.W., 19 : The tropical rain forest. Cambridge (Univ. Press): 450 p.
- STRASBURGER E., 1983: Lehrbuch der Botanik. 32. Aufl. Stuttgart/New York: 1161 S.
- USHER M.B. (Ed.), 1986: Wildlife conservation evaluation. London/New York (Chapman & Hall).
- WALTER H., 1973: Allgemeine Geobotanik. Stuttgart (Ulmer): 256 S.
- WATT A.S., 1947: Pattern and process in the plant community. *J. Ecol.* 35: 1-22.
- WEINER J., GORECKI A., 1982: Small mammals and their habitats in the arid steppe of central eastern Mongolia. *Pol. ecol. Stud.* 8(1/2): 7-21.
- WEINER J.A., GORECKI A., ZIELINSKI J., 1982: The effect of rodents on the rate of matter and energy cycling in ecosystem of arid steppe of central eastern Mongolia. *Pol. ecol. Stud.* 8(1/2): 69-89.
- WELSS W., 1985: Die potentielle natürliche Vegetation im nördlichen Steigerwald. *Naturf. Ges. Bamberg*: 1-17.
- WELSS W., 1985: Waldgesellschaften im nördlichen Steigerwald. *Diss. Bot.* 83: 174 S.
- WERNER D.J., 1977: Vegetationsveränderungen in der argentinischen Puna unter dem Einfluß von Bodenwühlern der Gattung *Ctenomys blainville*. In: (Ed. TÜXEN R.): *Vegetation und Fauna. Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationsk.*: 433-444.

Adresse:

Prof. Dr. Hermann Remmert
 FB Biologie Univ.
 D-3550 Marburg

Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen

Otti Wilmanns und Arno Bogenrieder

Motto: "Unkenntnis der Vergangenheit ist ein Verlust für das Bewußtsein der Gegenwart."

Golo Mann, 1986.

Synopsis

The study concentrates on the method of statistical comparison between new and past phytosociological tables. The findings are interpreted ecologically using the known indicating characteristics of numerous species within their communities and - in the case of nitrogen immissions - verified by ecological measurements. The paper includes a brief survey of direct and indirect methods of determining succession.

The *Quercus-Carpineta* of the Kaiserstuhl serve as an illustration of the method. The Kaiserstuhl is a volcanic-loess region under submediterranean climatic influence. From historical sources it is apparent that excessive gathering of litter and firewood, practised into the 1930s, depleted the woods in this lightly wooded wine region. ROCHOW (1951) made an excellent documentation of the plant communities in the area for the period 1942/44.

A comparison of tables (40 historic, 50 recent relevés) show (cf. Tab. 1):

- decline in the mean number of species
- reduction in cover of the shrub layer
- increase in the young growth of numerous tree species
- lower population of light-demanding tree species in the wooded zone
- decrease in the frequency (quantity and/or presence of light-demanding edge ('Saum') species in different syntaxonomic positions
- decrease in some species of mosses.

The cause of these changes is seen in the increasing density of the canopy, a result of more sparing use of the woods; the consequences are increased shadow, greater leaf-fall and better protection against wind.

Although the population of most species of *Glechometalia* has declined, that of *Alliaria petiolata* and *Galium aparine* has increased; i.e. a sociological 'disproportionation' has taken place.

These floristic ecological changes necessitate a new classification of the *Quercus-Carpineta* in the Kaiserstuhl (cf. Tab. 2). A new variant, characterized by *Alliaria petiolata* and other nitrophytes, has emerged in places which in 1942/44 were mapped either as *QC luzuletosum* or *typicum*. The change set in at the end of the 1970s. Survey mapping of *Alliaria*-Facies records its presence only in summit areas exposed to wind facing either S to SW or on to wind-funneling valleys. Ecological analysis of soil samples show increased levels of total N, nitrate N and phosphate as well as higher pH values, as would be expected from the combination of species. The cause must be recent immissions; the source of emissions seem to lie in the recent increased industrialization in the southernmost part of the Upper Rhine Valley. Possibly decisive effects of the reterracing programme can be excluded.

Bioindication, comparison of community types, immission, Kaiserstuhl, nitrogen input, phytosociological table, Quercus-Carpineta, succession, vegetation mapping.

1. Einführung

Wenn eine Pflanzengesellschaft auf eine Belastung überhaupt reagiert, so äußert sich dies in aller Regel in Form einer Veränderung des Artenspektrums; es tritt also eine Sukzession ein. Der gegenwärtige Zustand der Vegetation ist dabei fast beliebig genau analysierbar; es erhebt sich aber immer wieder die Frage nach den methodischen Möglichkeiten und den Grenzen von Vergleichen mit früheren Zuständen. Erkannte Entwicklungslinien lassen sich häufig mit Aussicht in die Zukunft verlängern; sie liefern dann Prognosen, die für den Natur- und Umweltschutz oft entscheidend wichtig sind, gerade zu einer Zeit, in der in den einzelnen Bundesländern Programme zur Extensivierung von Grünland, zum Immissionsschutz usw. verabschiedet werden.

Wir wollen hier von Waldveränderungen im Kaiserstuhl berichten, einem Gebiet, das bisher vom sog. Waldsterben recht wenig betroffen ist. Dabei soll der Nachdruck auf eine selten eingesetzte Methode gelegt werden: den Vergleich pflanzensoziologischer Typen nach Originaltabellen aus heutiger Zeit und aus der jüngeren Vergangenheit. Die Vegetation des Kaiserstuhls ist durch die Dissertation von M. VON ROCHOW (1948, 1951) für die Zeit von vor etwa 40 Jahren (1942-44) hervorragend dokumentiert, so daß uns eine vielleicht einmalige Referenzsituation zur Verfügung steht. Wir beschränken uns in dieser Arbeit auf die Besprechung der Eichen-Hainbuchenwälder.

Jedoch sei eine knappe

2. Übersicht möglicher Methoden

vorausgeschickt, da - fast selbstverständlich - mehrere Methoden einander ergänzen müssen, wenn Vermutungen über die Sukzession zu gesicherten Befunden werden sollen. (Die Reihung stellt demgemäß keine Wertung dar.)

Für jede Methode ist - aus der Vielzahl der möglichen Publikationen - mindestens ein aufschlußreiches Beispiel angegeben.

Wir haben für Sukzessionsstudien an Rebwildkrautgesellschaften, Trespenrasen und Wäldern im Kaiserstuhl alle Methoden (bis auf die Subfossil-Analyse) eingesetzt (s. WILMANN 1975a, b; WILMANN, KRATOCHWIL 1983; BÜRGER 1984, WILMANN, BOGENRIEDER 1986; WILMANN et al. 1986).

2.1 Direkte Methoden

- Fernerkundungsverfahren (einschließlich normaler Photographie). In zeitlichem Abstand gewonnene Bilder lassen strukturellen Wandel erkennen. Sie sind allerdings in aller Regel ohne 'ground-truth'-Stichproben vegetationskundlich unzulänglich. Beispiel: LANG 1981.
- Der Vergleich von genauen Vegetationskarten. Er ermöglicht über die quantitative Statistik von Totalzerstörungen hinaus auch die Feststellung feiner Veränderungen. Beispiele: ELLENBERG 1952; HOBBOHM, SCHWABE 1985.
- Der Vergleich von pflanzensoziologischen Tabellen. Hier bestehen deutliche inhaltliche Zusammenhänge mit dem vorigen Punkt, weil auch Vegetationskarten i.d.R. tabellarisch erarbeitete Vegetationstypen zugrunde liegen. Das Verfahren erfordert intime Kenntnis der Arten, Gesellschaften und lokalen Standortverhältnisse, wenn Fehlschlüsse vermieden werden sollen. Hier können qualitative Änderungen innerhalb von Gesellschaften (auch niedrigen Ranges) und, in Verbindung mit Vegetationskarten, auch quantitative Änderungen erkannt werden. Beispiele: MEISEL, HÜBSCHMANN 1976; WILMANN, BOGENRIEDER 1986.
- Dauerflächenvergleich. Er ist gedanklich recht einfach, am leichtesten zu durchschauen und deshalb unmittelbar überzeugend. Allerdings sind Arbeits- und Zeitaufwand hoch; nur zu oft sind überdies Zahl und Größe der einzelnen Beobachtungsflächen sehr eingeschränkt; eine Generalisierung ist deshalb oft nur sehr begrenzt möglich. Nachteilig ist auch die geringe Zahl an früher dauerhaft markierten und die Unsicherheit über das Schicksal junger Probeflächen. Immerhin ist es die wohl am häufigsten benutzte Methode. Beispiele: RUNGE (1975), SCHIEFER (1981), FISCHER (1985).

2.2 Indirekte Methoden

- Der Schluß aus dem Neben- auf das Nacheinander bei *gleichen abiotischen Standortbedingungen*; dies ist z.B. die Logik bei der Konstruktion der potentiellen natürlichen Vegetation. Beispiele: TÜXEN (1956), TRAUTMANN (1966).
- Der Schluß aus dem Neben- auf das Nacheinander bei *nachweisbarem Wandel der abiotischen Standortbedingungen*. Hier ist die Situation meist komplizierter; Intuition und Neigung zur Spekulation spielen dabei oft in gleicher Weise eine Rolle. Schulbeispiele sind Verlandungsreihen; s. aber auch z.B. HÜGIN (1962).
- Die Analysen von Bodenprofilen und anthropogenen Landschaftselementen. Vegetationsgeprägte Profile ermöglichen es in Spezialfällen, Sukzessionen abzuleiten; gleiches gilt für Terrassen, Steinriegel usw. Beispiel: TÜXEN (1957).
- Beobachtungen und Experimente an sukzessionsrelevanten Schlüsselarten (Strategie, Zuwachs, Konkurrenzkraft u.ä.). Beispiel: HARD (1972).
- Pollen- und Großrestanalysen. Hierbei müssen die als Proben entnommenen Sedimente in geringem zeitlichen Abstand gebildet worden sein. Beispiel: GROSSE-BRAUCKMANN, DIERSSEN (1973).
- Archivalische Quellen und mündliche Überlieferung. Derartige Daten sind bei entsprechender Lokalkenntnis gelegentlich als wertvolle Hinweise verwendbar; selten allerdings können solche punktuellen Zustandsbeschreibungen zu einer lückenlosen und zwingenden Sequenz-Analyse zusammengefügt werden.

3. Das Untersuchungsgebiet

Der Kaiserstuhl besteht aus einem Sockel jungtertiärer Vulkanite, die allerdings zu 85% von kalkreichem Löß in wechselnder Mächtigkeit überdeckt sind. Lediglich die höchsten Erhebungen durchstoßen diesen Lößmantel. Das Klima des inselartig aus der südlichen Oberrheinebene aufsteigenden kleinen Gebirges (ca. 92.5 km²) ist mit 9.5 - 10 °C Jahresmitteltemperatur, 50 Sommertagen und rund 700 mm jährlichem Niederschlagsmittel (im Osten und auf den Höhen mehr) submediterran getönt; die Hauptwindrichtung ist SW bis S.

Hauptkultur ist der seit über 1000 Jahren nachgewiesene Rebbau, der sich seit Mitte der 60er Jahre durch Flurbereinigungen mit Großterrassenbau auf etwa die Hälfte der Gesamtfläche ausgedehnt hat. Wald bedeckt rund 20% des Gebirges, vorwiegend Höhen oberhalb 400 m. Aktuelle wie potentielle Waldgesellschaften sind weithin *Carici*-, *Asperulo*- und *Luzulo-Fagetum*.

Großflächig sind auch, als höchstwahrscheinlich anthropogene Dauergesellschaften, Eichen-Hainbuchenwälder entwickelt: *Quercus-Carpinetum* (*Galio-Carpinetum*) *luzuletosum* auf den trockenen Vulkanithöhen, *QC circaeetosum* auf frischen Löß-Standorten, *QC typicum* im Mittelbereich, meist auf etwas lößbedeckten Vulkaniten.

Wie in altbesiedelten Weinbaugebieten üblich, sind die Wälder früher vor allem zur Brennholz- und Streugewinnung außerordentlich ausgebeutet worden; Streunutzung mit ihren zumal auf Rankern tiefgreifenden Auswirkungen auf Bodennährstoffhaushalt, -struktur und Edaphon währte bis in die 30er Jahre. Nutzung als Nieder- und später Mittelwald waren das Übliche. Das Meßtischblatt von 1876 verzeichnet am Totenkopf-Gagenhart, heute einem geschlossenen Waldgebiet, 'Ödland' mit kleinen Waldstücken. Neben forstlich guten Beständen (im frischeren Osten) gab es 'Plünderwälder' bis nach dem 2. Weltkrieg. Genauerer von der wichtigen ehemaligen Waldstruktur s. WILMANNs u. BOGENRIEDER (1986). Heute läßt man die Wälder entweder bei gelegentlicher Einzelstamm-Entnahme durchwachsen, oder sie werden schlagweise verjüngt (Douglasie, Laubholzmischungen).

4. Bemerkungen zur Methode des Tabellenvergleichs

4.1 Voraussetzungen

In aller Regel sind Originaltabellen, d.h. solche mit Einzelaufnahmen sowie mit feiner Typengliederung notwendig; sie sollten dazu Angaben über Schichtendeckung, Aufnahmezeitpunkt, Flächengröße, Geologie usw. enthalten. Nur so läßt sich die Homotinität der Tabelle prüfen. Angaben bloßer Stetigkeitsklassen sind absolut unzulänglich. Immerhin genügen in einigen besonders günstigen Fällen bereits Stetigkeitsprozente zu einer statistischen Bearbeitung (bei uns z.B. in Trespenrasen). In anderen Fällen (so bei den *Quercus-Carpineten*) muß die Artmächtigkeit aufgeführt sein, damit trennschärfere Prüfverfahren eingesetzt werden können (s. 4.2).

Erwünscht ist es, daß die Autoren des zu vergleichenden Materials der gleichen 'Schule' angehören, damit gesichert ist, daß die Konventionen bei der Flächenwahl, -größe, der Eliminierung von Sonder-Kleinstandorten wie Ausblasungsringen u.ä. eingehalten werden.

Wenn Pflanzen- und Tierarten als Indikatoren für Standortsveränderungen gelten sollen, so dürfen für diese keine Einwanderungsschranken oder -verzögerungen bestehen. Der positive Befund ist daher allgemein auch beweiskräftiger als der negative. Bei unserer Indikatorart *Alliaria petiolata*, die sicher auch früher als Saumpflanze 'allgegenwärtig' war, braucht man wegen etwaiger Ausbreitungsschranken keinerlei Bedenken zu hegen.

Selbst genaue Ortsangaben, etwa durch R- und H-Werte auf Meßtischblättern, reichen nicht aus, um die Identität der Aufnahmeflächen zu sichern; wohl kann bei genügend großen Fliesen Typen-Identität gegeben sein. Besser als die Suche nach den 'Ur-Flächen' ist es, die ganze Spanne der enggefaßten Gesellschaft 'abzutasten'. Es ist selbstverständlich auch nicht mit Hilfe von Vegetationskarten zu sagen, wie groß früher die Flächen mit optimaler Ausbildung der betreffenden Gesellschaft waren, denn ansprechen und kartieren kann man meist auch Bestände, die für eine Aufnahme ungeeignet wären, etwa Stangenholz.

4.2 Überlegungen zur Statistik

Bezüglich der Mittleren Artenzahl der einzelnen Gesellschaften konnte auf eines der gängigen Verfahren der Statistik (t-Test) zurückgegriffen werden. Beim Vergleich der Häufigkeit (Stetigkeit und Artmächtigkeit) genügt bei ausreichendem Aufnahmestoff, deutlichen Häufigkeitsunterschieden und ausreichender Stetigkeit in der Regel ebenfalls ein einfacher statistischer Test (z.B. Vorzeichentest), um solche Unterschiede abzusichern. Da diese günstige Situation aber eher die Ausnahme darstellt, ist es notwendig, nach einem Test Ausschau zu halten, bei dem die verfügbare Information nicht auf ein einfaches Alternativmerkmal ('vorhanden' oder 'nicht vorhanden') reduziert wird. Aus diesem Grunde sollten in das statistische Prüfverfahren auch eventuell vorhandene Unterschiede der Artmächtigkeit eingehen; diese Unterschiede sind vor allem bei weniger steten Arten ein sehr wichtiges Kriterium. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß es sich bei der heute allgemein üblichen Schätz-Skala nach Braun-Blanquet um eine Skala mit ungleichen

Tab. 1: Vergleich der *Quercus-Carpineten*: 40 Aufn. v. Rochow 1942-44, 50 Aufn. Wilmanns 1985-86.
 () = Wert ganz knapp erreicht (+) = nicht statistisch gesichert, aber wahrscheinlich
 +++ = < 1% Irrtumswahrscheinlichkeit - = nicht statistisch gesichert
 ++ = < 5% Irrtumswahrscheinlichkeit
 G = Charakterart innerhalb der *Glechometalia*

	Zunahme			Abnahme		
	QC luz.	QC typ.	QC circ.	QC luz.	QC typ.	QC circ.
Baumarten:						
<i>Prunus avium</i> K	+++	+++	+++			
<i>Acer pseudoplatanus</i> K	+++	+++	+++			
<i>Carpinus betulus</i> K	+++	+++				
<i>Quercus petraea</i> K	+++	+++				
<i>Acer campestre</i> K	+++	+++				
<i>Fagus sylvatica</i> K	+++		++			
<i>Sorbus torminalis</i> K	+++	(++)				
<i>Tilia cordata</i> K	+++					
Straucharten:						
<i>Sambucus nigra</i> S+K		++				
Krautarten:						
<i>Hieracium sylvaticum</i>	+++					
G <i>Alliaria petiolata</i>		+++				
<i>Mercurialis perennis</i>		(++)				
G <i>Galium aparine</i>		(+)				
Moosarten:						
<i>Hypnum cupressiforme</i>	++					
Baumarten:						
<i>Carpinus betulus</i> S				++	+++	(++)
<i>Prunus avium</i> S				+++	(++)	
<i>Hedera helix</i> B					(++)	++
<i>Sorbus aria</i> B				++		
<i>Tilia cordata</i> S				(++)		
<i>Quercus petraea</i> S					(+++)	
<i>Ulmus campestris</i> B					++	
<i>Prunus avium</i> B					++	
<i>Acer campestre</i> S					(++)	
<i>Betula verrucosa</i> B+S					(+)	
<i>Acer pseudoplatanus</i> S						++
Straucharten:						
<i>Corylus avellana</i> S+K				(+)	+++	+++
<i>Cornus sanguinea</i> S+K				(+)	+++	++
<i>Prunus spinosa</i> S+K				(+)	+++	
<i>Viburnum lantana</i> S+K					+++	(++)
<i>Clematis vitalba</i> S+K					+++	
<i>Daphne mezereum</i> S+K					(+)	
Krautarten:						
Arten verschiedener licht-reicher Standorte:						
<i>Fragaria vesca</i>				++	(+++)	++
<i>Anthoxanthum odoratum</i>				(+)		
<i>Carex montana</i>					++	
<i>Carex flacca</i>					(+)	
<i>Galeopsis tetrahit</i>						(++)
Azidophyt. bzw. thermophile Saumarten:						
<i>Hieracium sabaudum</i> agg.				(+)		
<i>Polygonatum odoratum</i>					(++)	
Saum- u. Wiesenarten:						
<i>Valeriana officinalis</i> agg.					(+)	
<i>Veronica chamaedrys</i>					(+)	
<i>Angelica sylvestris</i>						(++)
Nitrophytische Saumarten (<i>Glechometalia</i>):						
G <i>Geum urbanum</i>						+++
G <i>Geranium robertianum</i>						+++
G <i>Festuca gigantea</i>						+++
G <i>Campanula trachelium</i>						++
G <i>Epilobium montanum</i>						(++)
G <i>Stachys sylvatica</i>						(+)
Moosarten:						
<i>Eurhynchium striatum</i>					+++	+++
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>					++	
<i>Fissidens taxifolius</i>					++	
<i>Mnium undulatum</i>						+++
Mittlere Artenzahl:						
	41.7	→ 40.5	43.3	→ 29.2	46.6	→ 31.9
		-	+++		+++	
Deck. Krautschicht (%):						
	72	→ 50	69	→ 65	85	→ 69
		++	-		-	
Deck. Strauchschicht (%):						
			48.3	→ 3.4		
			+++			

Intervallen handelt und daß außerdem nicht von einer Normalverteilung der Artmächtigkeiten ausgegangen werden kann. Ein Test, der diese Vorgaben berücksichtigt, ist der Rangtest nach Wilcoxon-White; bei ihm werden die Maßzahlen der Artmächtigkeit in bloße Rangklassenzahlen aufgeteilt. Man verliert bei diesem Verfahren lediglich dann an Trennschärfe, wenn in einem der beiden Vergleichsfälle einzelne Artmächtigkeitsklassen nicht besetzt sind. Grenzfall derart ungünstiger Konstellationen ist dann praktisch wieder der Vorzeichentest. Es ist einzuräumen, daß in kritischen Fällen die statistische Sicherheit durch eine größere Zahl rezenter Aufnahmen erhöht werden könnte (an der begrenzten Zahl historischer Aufnahmen ist heute nichts mehr zu ändern); allerdings war es schon jetzt nicht einfach, eine ausreichende Zahl homogener Probeflächen zu finden, ohne daß bestimmte Gebiete unzulässig überrepräsentiert wären.

5. Befunde und Schlußfolgerungen zur Veränderung von Eichen-Hainbuchenwäldern

Sie müssen hier ohne eingehende Diskussion dargestellt werden (s. dazu WILMANN, BOGENRIEDER 1986 sowie WILMANN et al. 1986). Physiognomisch-floristische Änderungen können aus Tab. 1 abgelesen werden. (Diese weicht in einigen Details von der in WILMANN et al. 1986 ab, weil einige neue Aufnahmen zugrundegelegt werden konnten und die Statistik jetzt für die 3 Subassoziationen getrennt berechnet wurde.)

In 2 Subassoziationen hat die mittlere Artenzahl hochsignifikant abgenommen; dies gilt nicht für die häufig an Freiland angrenzende und ohnehin lichte und trockene *Luzula*-Subass.; jedoch ist hier die Deckung der Krautschicht zurückgegangen. Die Strauchschicht hat sich dramatisch verringert. Die Deutung ist naheliegend: Abnahme des Lichtgenusses im weniger intensiv genutzten Walde. Dies wird bestätigt durch die Abnahme von Lichtbaumarten des alten Bauernwaldes, von Straucharten der *Prunetalia* und von vielen Arten der lichtbedürftigen Saumgesellschaften verschiedener Syntaxa (zur ökologischen Charakteristik der Arten vgl. OBERDORFER 1983). Dabei zeigt die nitrophytische *Glechometalia*-Artengruppe eine eigenartige Disproportionierung

Hingegen verjüngen sich die Baumarten einschließlich der Buche durchweg besser als in den 40er Jahren, wofür sich mehrere Gründe heranziehen lassen: die größere Schattenfestigkeit des Jungwuchses, bessere Bodenstruktur, günstigeres Mikroklima im Vergleich zu der Zeit von Rochows, als die Übernutzung noch nachklang. Für geringere Aushagerung durch Verwehen des Laubes spricht der Rückgang nicht 'laubfester' Moose.

Solche Grundzüge des Sukzession sind im *Fagion* noch stärker ausgeprägt, was die Bedeutung der Beschattung unterstreicht.

Diese Häufigkeitsänderungen führen zu einer veränderten synsystematischen Gliederung der Kaiserstühler *Quercus-Carpineten*, wie sie sich aus Tab. 2 mit Legende ablesen läßt. Im frischen Flügel (*circaeetosum*) ist zwar die Varianten-Gliederung erhalten geblieben, doch sind einige Arten durch Lichtmangel zu selten geworden, als daß sie in praxi noch als Trennarten brauchbar wären. Im *QC luzuletosum* ist die ehemalige Gliederung in eine moosreiche und eine strauchreiche Variante verwischt, Folge geringerer Aushagerung und besseren Kronenschlusses. Entscheidend aber sind die Änderungen im Mittelfeld, dem *Typicum*: Hier müssen wir nunmehr eine *Typische* von einer Nitrophyten-reichen *Variante* (mit oft Fazies-bildender *Alliaria petiolata*) abtrennen; in beiden ist eine nur noch schwach differenzierte *Primula*-Subvariante erkennbar. (Die *Alliaria*-Variante ist nicht mit der früheren *Aegopodium*-Variante identisch; sie bezieht sich nicht auf die hier nicht wiedergegebenen Robinien-Wäldchen.) Die Abkunft der heute kaum zu übersehenden *Alliaria*-Variante läßt sich aus der sehr präzisen Vegetationskarte von Rochows entnehmen: Sie ist an Stelle etlicher ehemaliger *luzuletosum*- und *typicum*-Bestände entstanden. Ihre Grenzen stimmen nicht mit denen der damaligen Gesellschaften überein; man findet vielmehr heute z.B. Bestände von säurezeigerfreien (!) *Alliaria*-Varianten unmittelbar neben *luzuletosum*-Flächen auf ehemaligen *luzuletosum*-Fliesen auf Vulkaniten. Entsprechendes gilt für ehemalige *typicum*-Fliesen auf Vulkaniten mit Lössdecke.

Dieser schwerwiegende Befund wird durch ein Aufnahmepaar von 1971 bzw. 1986 untermauert (s. Tab. 3; relevante Arten mit ! versehen).

Die erste *Alliaria*-Fazies außerhalb von Säumen und Robinien-führenden Wäldern fiel uns 1979 auf. Seither haben sie rapide zugenommen. Der Verdacht auf lokalisierte Immissionen war unabweisbar. Da die *Alliaria*-Artengruppe (s. Tab. 2) als Indikator für Stickstoffanreicherung gelten kann, wurden in einem ersten Durchgang 17 Bestände (6 der *Luzula*-Subass. = oA, 6 der *Alliaria*-Var. = mA, 5 robinienführende Bestände mit *Alliaria* = AR) bodenchemisch geprüft (Daten sowie Probenentnahme-Stellen in WILMANN et al. 1986). Es ergeben sich in mA und AR erhöhte Gehalte an Gesamtstickstoff,

Legende zu Tab. 2: Auszug aus einer Originaltabelle des *Quercus-Carpinetum*;
50 Aufnahmen aus den Jahren 1985 und 1986.

In Zeile 3 ist angegeben, welche Gesellschaft von ROCHOW 1942-44 für die betreffende Fläche kartiert hat; die Kürzel entsprechen der damaligen Gliederung in folgender Weise:

- I = *QC luzuletosum*, a = Variante v. *Dicranum scoparium*
b = Strauchreiche Var.
- II = *QC typicum*, a = Variante v. *Primula veris*
b = Variante v. *Carex sylvatica*
c = Variante v. *Aegopodium podagraria*
- III = *QC circaeetosum*, a = Variante v. *Sambucus nigra*
b = Typische Variante

n.k.= in der Originalkarte nicht erfaßt.

Diese Kürzel sind auch den Namen der damaligen Differentialarten vorangestellt. Sofern diese heute nicht mehr gültig oder brauchbar sind (in praxi > 50% Stetigkeit zu verlangen), ist an Stelle der Artmächtigkeit nur ein 'v' gesetzt; so sollen die Veränderungen für den Leser nachprüfbar werden.

In der im Druck befindlichen Arbeit von WILMANN et al. (1986) ist eine blockschematische Darstellung auf Grund unseres bis Frühjahr 1986 erhobenen Materials gegeben. Seither haben wir eine leichte Modifikation der syntaxonomischen Gliederung vorgenommen, indem die dortige (schwache) *Primula veris*-Variante aufgespalten und der Typischen bzw. der *Alliaria*-Variante in Form von Subvarianten unterstellt wird.

Laufende Nummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Artenzahl	40	43	44	50	42	49	44	32	35	43	41	40	23	31	27	32	20	23	31	19	18
Vegetationstyp v.R.am Wuchsort:	Ib	Ib	Ib	Ia	Ib	Ib	Ib	Ib	Ib	Ia	Ib	Ib	Ia	nk	nk	nk	II	IIc	nk	nk	nk
Gesellschaft:	1) Subass. v. <i>Luzula luzul.</i>													a) Typische, Var. a) Pr.-S.V.; b) Typ.S.V.							
<i>Luzula luzuloides</i>	1.2	1.2	2.2	2.2	2.2	1.2	+2	1.2	1.2	2.2	1.2	2.2	2.2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hypnum cupressiforme</i>	2.2	2.3	2.2	1.3	+	1.2	2.3	+2	1.2	+2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Polytrichum formosum</i>	2.3	2.3	1.3	+2	2.3	2.2	.	2.2	+2	.	.	+2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>I Lathyrus linifolius</i>	1.1	2.2	1.1	2.1	2.1	1.1	1.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>I Teucrium scorodonia</i>	1.2	+2	1.2	1.2	1.2	1.2	.	.	.	.	1.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>I Melampyrum pratense</i>	1.1	(+)	.	2.1	2.3	1.1	1.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cephalanthera xiphophyllum</i>	+	1.1	1.1	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>I Veronica officinalis</i>	+2	+	+2	.	.	.	+2	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alliaria officinalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Geranium robertianum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIc/IIIIa Sambucus nigra S&K</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+2
<i>Geum urbanum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIc/IIIIa Urtica dioica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIc/IIIIa Actaea spicata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIa Primula veris ssp. canescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.2	+	1.1	.	.	.	.	.
<i>IIa Quercus pubesc. x petraea u. petr.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	2	4	.	.	.	.	.
<i>IIa Campanula persicifolia</i>	v	.	v	v	v	v	.	.	.	.	v	v	v	v	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIa Sorbus torminalis</i>	v	v	v	v	.	.	v	.	v	v	v	v	v	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIa Rhamnus cathartica</i>	.	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>III Circaea lutetiana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pulmonaria obscura</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>III Paris quadrifolia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Senecio fuchsii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>III Athyrium filix-femina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>III Angelica sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>III Festuca gigantea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Allium ursinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIc/IIIIa Aegopodium podagraria</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIc/IIIIa Stachys sylvatica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>I Hieracium sabaudum s.l.</i>	.	.	v	.	v	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>I Prenanthes purpurea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ia Agrostis tenuis</i>	v	.	v	v	v	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ia Dicranum scoparium</i>	.	.	.	v	v	.	.	.	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ia Pleurozium schreberi</i>	.	.	.	v	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ia Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	v	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ia Rhytidadelphus trigetrum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ib Lonicera xylosteum S</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ib Crataegus spec. S</i>	.	v	.	.	v	.	v	.	.	v	v	v	v	v	v	v	.	v	v	v	.
<i>Ib Acer campestre S</i>	.	.	.	.	.	.	v	.	v	.	.	.	.	v	.	.	.	.	v	v	.
<i>Ib Prunus spinosa S</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>IIB Carex sylvatica</i>	.	v	.	.	.	.	.	v	.	.	.	v	v	.	.	.	.	.	v	v	.
<i>IIB Dryopteris filix-mas</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	v	.	.	.	.	.	v	.	.	.	.	v
<i>IIB Mnium undulatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. 3: Vergleichsaufnahmen derselben, wenn auch nicht markierten Fläche am Lenzenberg/Kaiserstuhl.

Bauernwald, 370 m NN, Tephrit, 15° WSW, 80 m².

	a	b	
Aufnahmedatum:	IX/71	VI/86	
Baumschicht Höhe (m):	5-8	6-9	
D (%) :	85	86	
Strauchschicht H (m):	0.5-4	3-5	
D (%) :	10	10	
Krautschicht H (cm):	5-10	10-30	
D (%) :	10	80	
Moosschicht D (%) :	-	-	
Baumarten:			
<i>Quercus petraea</i> +	B 4	3	
<i>Q. pubescens</i> x <i>petraea</i>	K +	.	
<i>Sorbus torminalis</i>	B 4	3	
	S 1	.	
	K +	1.2°	
<i>Malus sylvestris</i>	B +	+1	
	S +	.	
	K +	.	
<i>Hedera helix</i>	B +	+1	
	S .	1.2	
	K 2m	3.4	!
<i>Ulmus minor</i>	.	†	
<i>Fraxinus excelsior</i>	S .	+1	
	K +	+1	
<i>Sorbus aria</i>	K +	.	
<i>Acer campestre</i>	K 1	+1	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	K +	.	
<i>Carpinus betulus</i>	K +	.	
<i>Juglans regia</i>	K .	+1	!
<i>Prunus avium</i>	K .	+1	!
Straucharten:			
<i>Ligustrum vulgare</i>	S 2	1.2	
	K .	1.2	
<i>Crataegus spec.</i> +	S 1	2.2	
<i>Lonicera xylosteum</i>	S .	+2	
	K +	.	
<i>Viburnum lantana</i>	S +°	+1	
<i>Rosa arvensis</i>	K 1	+2	
<i>Prunus spinosa</i>	K 1	+1 (rdl.)	
<i>Sambucus nigra</i>	K .	1.2	!
Krautarten:			
<i>Alliaria petiolata</i>	.	2.3	!
<i>Galium aparine</i>	.	1.3	!
<i>Moehringia trinervia</i>	.	1.3	!
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	1.1	!
<i>Mercurialis perennis</i>	1	3.4	!
<i>Hieracium sabaudum</i>	+	.	!
<i>Origanum vulgare</i>	+°	.	!
<i>Cynanchum vincetoxicum</i>	1	.	!
<i>Teucrium chamaedrys</i>	+°	.	!
<i>Carex montana</i>	2m	1.2 (rdl.)	
<i>Festuca heterophylla</i>	2m	1.2	
<i>Galium sylvaticum</i>	1	+	
<i>Polygonatum multiflorum</i>	1	+2	
<i>Chrysanthemum corymbosum</i>	+	1.1	
<i>Dryopteris filix-mas</i>	1	1.1	
<i>Primula veris canescens</i>	1	1.1-2	
<i>Campanula persicifolia</i>	+	+2	
<i>Convallaria majalis</i>	1	1.2	
<i>Poa nemoralis</i>	1	1.2	
<i>Geranium robertianum</i>	1	1.1-2	
<i>Hieracium sylvaticum</i>	+	.	
<i>Fragaria vesca</i>	+	.	
<i>Neottia nida-avis</i>	+	.	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	+°	.	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		1.2	
<i>Melica nutans</i>		+2	
<i>Anemone nemorosa</i>		+1	
<i>Veronica chamaedrys</i>		+2 (rdl.)	

+ (1986 sicher *laevigata* + *monogyna*)

6. Schlußwort

Die letztgenannten Untersuchungen gehen über den reinen Typen-Vergleich von pflanzengesellschaften hinaus; doch ließ dieser eine Sukzession und damit die Frage nach deren Ursachen überhaupt erst erkennen. Die Aussagekraft von Pflanzen und Pflanzengesellschaften ermöglichte eine arbeitshypothetische, wenn auch bereits gut begründete Deutung; die Indikation ließ sich durch synökologische Messungen bestätigen. Der letzte Beweis für den oder die verantwortlichen einzelnen Emittenten kann nicht vom Geobotaniker erbracht werden.

Literatur

- BÜRGER R., 1984: Successional limestone grassland-communities of the Kaiserstuhl - with regard to their conservation management. Coll. phytosoc. XI. [Vaduz (Cramer)]: 405-419.
- ELLENBERG H., 1952: Auswirkungen der Grundwassersenkung auf die Wiesengesellschaften am Seitenkanal westlich Braunschweig. Ang. Pflanzensoz. 6: 46 S.
- FISCHER A., 1985: Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünlandbrachen - Vegetationsentwicklung ungelenkt und nach Begrünung. Veröff. Naturschutz, Landschaftspflege Bad.-Württ. 61: 349-390.
- GROSSE-BRAUCKMANN G., DIERSEN K., 1973: Zur historischen und aktuellen Vegetation im Poggenpohlsmoor bei Dötlingen (Oldenburg). Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 15/16: 109-145.
- HARD G., 1972: Wald gegen Driesch. Das Vorrücken des Waldes auf Flächen junger "Sozialbrache". Ber. Dt. Landesk. 46: 49-80.
- HOBOHM C., SCHWABE A., 1985: Bestandsaufnahme von Feuchtvegetation und Borstgrasrasen bei Freiburg im Breisgau - ein Vergleich mit dem Zustand von 1954/55. Ber. Naturf. Ges. Freiburg 75: 5-51.
- HÜGIN G., 1962: Wesen und Wandlung der Landschaft am Oberrhein. Beitr. Landespflege 1: 186-250.
- LANG G., 1981: Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 26: 64 S.
- MEISEL K., HÜBSCHMANN A. von, 1976: Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. Schriftenr. Vegetationsk. 10: 109-124.
- OBERDORFER E., 1983: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 1051 S.
- ROCHOW M. von, 1948: Die Vegetation des Kaiserstuhls. Diss. Univ. Freiburg i.Br.: 255 S. mit Vegetationskarte 1 : 25000 u. Tab.
- ROCHOW M. von, 1951: Die Pflanzengesellschaften des Kaiserstuhls. Pflanzensoziologie 8, [Jena (Fischer)]: 140 S.
- RUNGE F., 1975: 18jährige Erfahrungen mit Dauerquadraten. In: (Red. SCHMIDT W.): Sukzessionsforschung; Ber. Symp. Int. Ver. Vegetationsk. Rinteln 1973 [Vaduz (Cramer)]: 39-51.
- SCHIEFER J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz, Landschaftspflege Bad.-Württ. 22: 325 S.
- TRAUTMANN W., 1966: Erläuterungen zur Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland 1 : 200 000, Blatt 85 (Minden). Schriftenr. Vegetationsk. 1: 273 S. mit Karte.
- TÜXEN R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Ang. Pflanzensoz. 13: 5-42.
- TÜXEN R., 1957: Die Schrift des Bodens. Ang. Pflanzensoz. 14: 41 S.
- WILMANN O., 1975a: Wandlungen des Geranio-Allietum in den Kaiserstühler Weinbergen? Beitr. naturk. Forsch. Südwestd. 34: 429-443.
- WILMANN O., 1975b: Junge Änderungen der Kaiserstühler Halbtrockenrasen. Daten Dok. Umweltschutz 14: 15-22.
- WILMANN O., KRATOCHWIL A., 1983: Naturschutzbezogene Grundlagen-Untersuchungen im Kaiserstuhl. Beih. Veröff. Naturschutz, Landschaftspflege Baden-Württ. 34: 39-56.

WILMANN O., BOGENRIEDER A., 1986: Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation - pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. Abh. Landsmus. Naturk. Münster 48: 55-79.

WILMANN O., BOGENRIEDER A., MÜLLER W.-H., 1986: Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern - eine Fallstudie im Kaiserstuhl/Baden. Natur Landschaft 61: 415-422.

Adresse

Prof. Dr. Ottilie Wilmanns
Prof. Dr. Arno Bogenrieder
Institut f. Biologie II/ Geobotanik
Schänzlestr. 1
D-7800 Freiburg

Ökologische Bedeutung und bioindikatives Potential der Bodenprotozoen

Wilhelm Foissner

Synopsis

Recent investigations show that two thirds of the animal respiration of the soil is due to the protozoa, although their contribution to the animal standing crop biomass is 'only' about 30%. Protozoa respire about 10% of the total carbon input, and their production is in the same order of magnitude as that of the earthworms. The considerable contribution of the protozoa to the energy flux in the soil, their high reproductive rate, their eukaryotic genome, their wide and often cosmopolitic distribution, and their relative invagility suggests a high bioindicative potential of this group. Some examples are discussed. There is a strong positive correlation between the numbers of species and individuals of soil protozoa and the humus content of the soil. Soil compaction and pesticides drastically reduce the abundances of the ciliates and testate amoebae. Organic fertilizers and ecofarming increase the abundances and biomasses of these taxa more than mineral fertilizers and conventional farming. The contribution of the soil protozoa to the animal biomass, respiration, and production as well as their aptitude as bioindicators represent a challenge for community ecologists and legislators to consider these minute but important organisms more than before.

Bioindication, ecofarming, fertilizers, humus, pesticides, production, respiration, soil compaction, soil protozoa, standing crop.

1. Einführung

Die Protozoen werden von den Bodenzoologen meist wenig beachtet. Auf Kongressen und Tagungen hat man oft den Eindruck, daß es im Boden nur Regenwürmer gibt, obwohl seit 20 Jahren nicht wegzudiskutierende Daten existieren, die auf eine bedeutende Rolle der Protozoen im Energiehaushalt des Bodens hinweisen (STOUT, HEAL 1967). Dies legt nahe, sie auch zur Bioindikation zu nutzen. Im vorliegenden Beitrag wird versucht, die neuesten Ergebnisse zu dieser Thematik in knapper, allgemein verständlicher Form zusammenzufassen. Eine ausführlichere Darstellung mit Berücksichtigung der älteren Literatur findet sich bei FOISSNER (1987a).

2. Ökologische Bedeutung der Bodenprotozoen

Die Bedeutung einer Tiergruppe in einem Ökosystem kann man am besten mit den Begriffen 'standing crop', 'Respiration' und 'Produktion' beschreiben. Die standing crop ist die zu einem beliebigen Zeitpunkt vorhandene Biomasse; etwa 30% der tierischen standing crop im Boden wird von den Protozoen gestellt (Abb. 1). Die Respiration ist ein Maß für die Stoffwechselaktivität; es ist jener Teil der aufgenommenen Nahrung, der als Energiespender zur Aufrechterhaltung der Lebensprozesse dient. Die Atmungsintensität der Protozoen ist bezogen auf Gewichtseinheiten vergleichsweise groß, weshalb rund 70% der tierischen Respiration im Boden von den Protozoen geleistet werden (Abb. 1). Man schätzt, daß die Protozoen etwa 10% des totalen Kohlenstoffeintrages veratmen (FOISSNER 1987a, MEISTERFELD 1986). Hinsichtlich der Produktion, das ist die in einer bestimmten Zeiteinheit neu geschaffene Biomasse, zeigen die Untersuchungen meiner und anderer Arbeitsgruppen, daß allein die Testaceen (beschaltete Amöben) so viel produzieren wie die Regenwürmer, nämlich zwischen 30 und 250 g Frischmasse pro m² und Jahr (FOISSNER 1987a). Es ist also festzuhalten, daß der Anteil der Protozoen am Energieumsatz des Bodens etwa jenem der 'Würmer' entspricht - und deren große Bedeutung wird ja allgemein anerkannt. Eine grobe Distinktion darf nicht unerwähnt bleiben: In den extremen Regionen der Erde, wie den Gebirgen und den Polargebieten, werden weit über 50% des Energieumsatzes von den Protozoen geleistet, während es in den regenwurmreichen Böden der gemäßigten Zonen wohl eher um 10-30% sind. Leider liegen gerade aus diesem Gebiet, besonders von unseren Acker- und Grünlandböden, kaum Untersuchungen vor; ein bedauernswertes Forschungsdefizit, das umso schwerer wiegt, als nun vertrauenswürdige Befunde vorliegen, daß die Protozoen - via 'Bakterien grazing' - die Stickstoffaufnahme der Pflanzen stark steigern (CLARHOLM 1985).

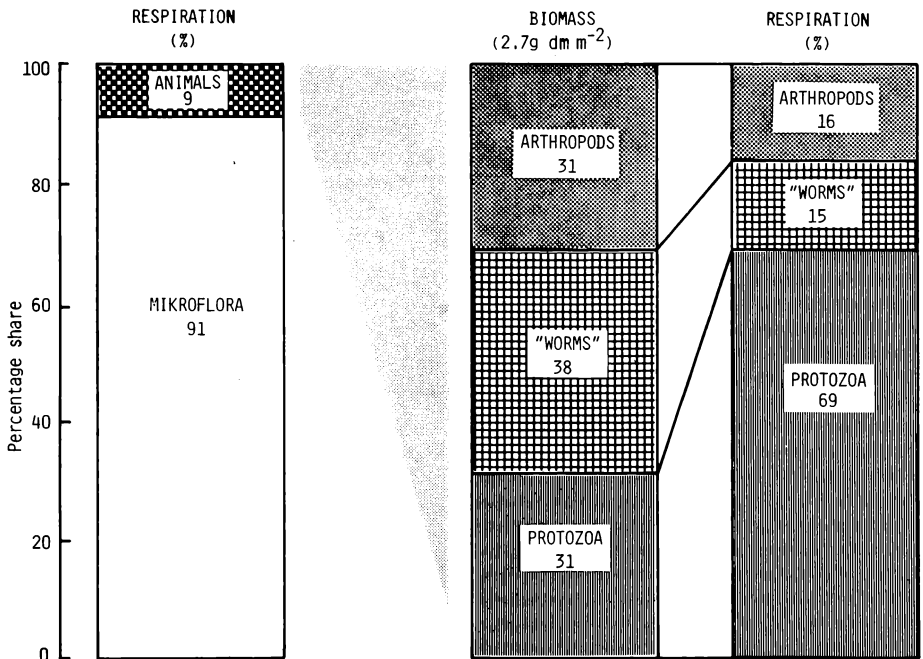


Abb. 1: Biomasse und Respiration der Bodenorganismen.

Die Graphik zeigt die Mittelwerte von 14 Ökosystemstudien von verschiedenen Standorten der Welt. 'Würmer': Nematoden, Rotatorien, Enchytraeiden, Lumbriciden; dm = Trockenmasse. Aus FOISSNER (1987a).

Neuerdings wird auch die Möglichkeit des Einsatzes von Bodenprotozoen zur biologischen Schädlingsbekämpfung, besonders zur Kontrolle fungaler Infekte, wieder diskutiert (FOISSNER 1987a, PETZ et al. 1986).

3. Bioindikatives Potential der Bodenprotozoen

Untersuchungen über die Auswirkungen natürlicher und anthropogener Einflüsse auf die Abundanz und das Artenspektrum der Bodenprotozoen sind seit langem bekannt (FOISSNER 1987a). Mit dem Begriff der Bioindikation werden die Bodenprotozoen aber erst seit kurzem verbunden (FOISSNER et al. 1982). Dieser Forschungsansatz basiert auf folgenden Erkenntnissen:

I. Die Protozoen sind wegen ihrer hohen standing crop und Produktion eine wichtige Komponente im Ökosystem Boden. Veränderungen ihrer Gemeinschaftsstruktur und Dynamik können nicht als nebensächlich eingestuft werden, weil sie Änderungen in der Geschwindigkeit und der Art der Bodenbildung bewirken.

II. Wegen ihres großen reproduktiven Potentials können die Protozoen rascher als alle anderen eukaryontischen Organismen auf Umwelteinflüsse reagieren. Sie sind daher auch für die Kurzzeitindikation geeignet. Dies ist aus den Fließgewässern, in denen Protozoen seit langem als Bioindikatoren eingesetzt werden, gut bekannt (SLÁDEČEK 1973).

III. Die Struktur des eukaryontischen Genoms der Protozoen ähnelt dem der Metazoen (RAIKOV 1982). Im Gegensatz zu den Prokaryonten können die Ergebnisse daher eher verallgemeinert und auf höhere Organismen übertragen werden.

IV. Protozoen sind auch bzw. gerade dort reichlich vorhanden, wo viele andere Tiergruppen auf Grund extremer Lebensbedingungen ganz oder teilweise ausfallen, zum Beispiel oberhalb der Waldgrenze und in der Antarktis (FOISSNER 1985).

V. Protozoen sind standortstreu, und viele (aber nicht alle!) Arten sind kosmopolitisch verbreitet. Da Verlagerungen praktisch nur in der Vertikalen stattfinden, entfällt das bei anderen Tiergruppen, besonders beim Epigäon,

oft schwierig zu bewältigende Problem der horizontalen Migration. Die kosmopolitische Verbreitung vieler Arten ermöglicht unter anderem einen leichteren Vergleich von Ergebnissen. Es existieren jedoch viele ökologische Rassen (BUIHKAMP 1979).

Die folgenden Beispiele berücksichtigen vor allem praxisrelevante, neuere Arbeiten.

3.1 Korrelation zwischen Arten- und Individuenzahl der Protozoen und dem Humusgehalt des Bodens

Die entscheidende Bedeutung des Humus für die Bodentiere ist unbestritten. Die in Tab. 1 zusammengefaßten Daten aus mehreren Untersuchungsgebieten (FOISSNER 1987a) zeigen, daß dies auch für die Protozoen zutrifft. Daß sich bei der Abundanz der Ciliaten keine deutliche positive Korrelation nachweisen läßt, mag auf methodische Schwierigkeiten (Kulturmethoden) und/oder auf das Phänomenon der Ciliatostasis zurückzuführen sein, die in evolvierten Böden die Abundanz der aktiven Ciliaten stark unterdrückt (FOISSNER 1987a, LÜFTENEGGER et al. 1986b).

Tab. 1: Spearmansche Rangkorrelationskoeffizienten (R) zwischen der Arten- und Individuenzahl der Testaceen und Ciliaten und dem Humusgehalt des Bodens.

Nach FOISSNER (1987a).

	R	
	Artenzahl	Individuenzahl
Testaceen	+0.9082 S	+0.7452 S
Ciliaten	+0.7045 S	+0.2008 NS
Anzahl der untersuchten Habitate	25	40

S = signifikant (P < 0.05), NS = nicht signifikant (P > 0.1)

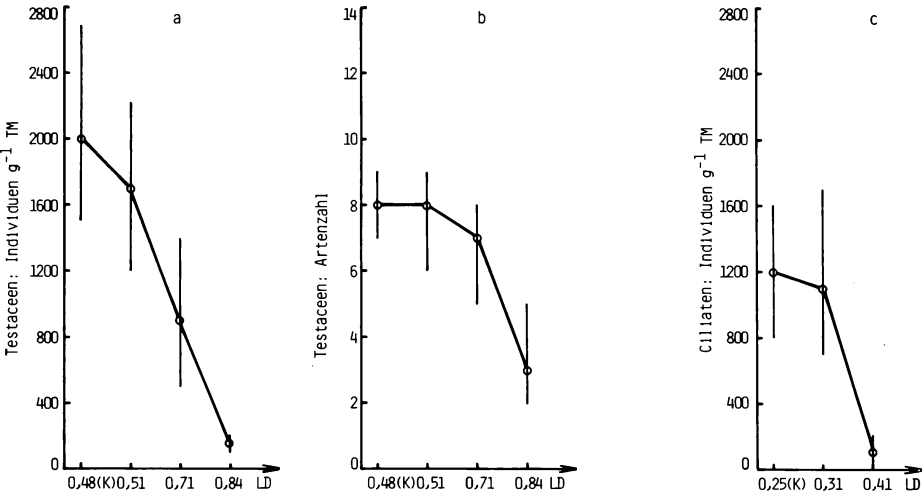


Abb. 2a-c: Wirkung der Bodenverdichtung auf Testaceen und Ciliaten.

a,b: Freiland-Experiment mit dem humusreichen Mineralbodenhorizont (0-5 cm) einer alpinen Almweide in 2000 m Meereshöhe. Methode: randomisiertes Block-Design, n = 3; Verdichtungskammern mit 500 cm³; Dauer der Verdichtung: 12 Wochen; Direktzählung der Testaceen in wässriger Bodensuspension. Nach BERGER et al. (1985).

c: Laborexperiment mit dem Humushorizont eines Mischwaldes (*Quercus*, *Carpinus*, *Pinus*). Methode: 3 Wiederholungen; Verdichtungskammern mit 4 g Humus; Dauer der Verdichtung: 9 Wochen; Direktzählung der Ciliaten und "most probable number" Methode. Nach COÛTEAUX (1985a). K = Kontrolle (unverdichteter Boden), LD = Lagerungsdichte (kg/dm³), TM = Trockenmasse des Bodens.

3.2 Bodenverdichtung

Die Bodenverdichtung macht sich vor allem in der industrialisierten Landwirtschaft zunehmend unangenehm bemerkbar. Freiland- und Laborexperimente (BERGER et al. 1985, COÛTEAUX 1985a, b) zeigen übereinstimmend eine verdichtungsabhängige Abnahme der Abundanz und Artenzahl der Protozoen (Abb. 2a-c). Der Rückgang der Abundanz wird vor allem durch eine Verlängerung der Generationszeit verursacht (COÛTEAUX 1985b). Große Arten werden stärker unterdrückt als kleine, seltener sind nach starker Kompression nicht mehr nachweisbar. Daher kommt es zu deutlichen Verschiebungen in den Dominanzstrukturen der Taxozöosen (BERGER et al. 1985). Die ersten Auswirkungen der Verdichtung sind bereits nach einer Woche erkennbar (COÛTEAUX 1985b). Von 4 untersuchten Arten waren die Individuen von *Trinema complanatum* in der am stärksten verdichteten Probe (50%) signifikant kleiner als in der Kontrollprobe (BERGER et al. 1985). Alle diese Veränderungen sind offensichtlich primär auf das reduzierte Porenvolumen zurückzuführen, worauf die relative Förderung der kleinen Arten hinweist.

Diese Untersuchungen machen deutlich, daß bereits geringe Bodenverdichtungen zu einer deutlichen Minderung der standing crop und Produktion der Protozoen führen.

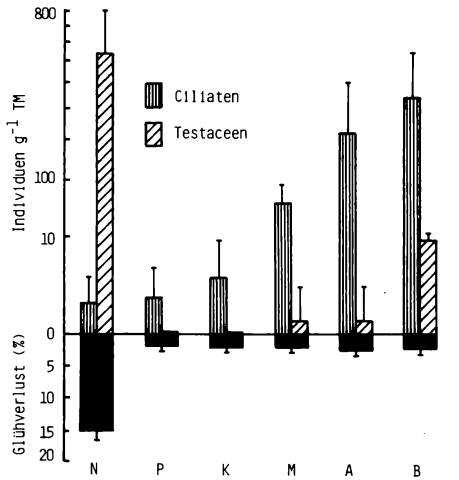


Abb. 3: Wirkung organischer (A, B) und mineralischer (M) Dünger auf die Abundanz (mit Standardabweichung) der Ciliaten und Testaceen und auf den Gehalt des Bodens an organischer Substanz in einer planierten, rekultivierten Schipiste in 2800 m Meereshöhe.

Methode: Düngung und Begrünung 1982, Untersuchung 1985; 5 Wiederholungen in 0-3/5 cm Bodentiefe; Direktzählung der Protozoen in wässriger Bodensuspension. A = getrocknete bakterielle Biomasse (ARA-Schlamm; Biochemie Kundl/Tirol), B = getrocknetes, granuliertes Pilzmyzel (BIOSOL; Biochemie Kundl/Tirol), K = Kontrolle (nur Begrünung, kein Dünger), M = NPK-Dünger (Blaukorn Kompo), N = naturbelassene alpine Rasenbraunerde neben der Planie, P = Planie ohne Dünger und ohne Begrünung. Nach LÜFTENEGGER et al. (1986a).

3.3 Düngereffekte

Eine relativ große Anzahl von Untersuchungen zeigt übereinstimmend, daß Düngung zu einer Erhöhung der Abundanz der Protozoen führt, obwohl bei den Testaceen auch Abundanzrückgänge beobachtet worden sind (FOISSNER 1987a). Damit fügen sich die Protozoen gut in das allgemeine Bild der Düngereffekte ein. Wichtiger und weniger genau untersucht ist die Frage, welche Dünger, organische oder mineralische 'Kunstdünger', am stärksten wirken. Wir hatten im Rahmen einer Projektstudie die Gelegenheit, diese Frage näher zu untersuchen (LÜFTENEGGER et al. 1986a). Es zeigte sich, daß die organischen Dünger einen signifikant höheren Anstieg der organischen Substanz des Bodens und der Abundanz und Biomasse der Ciliaten und Nematoden bewirkten als ein mineralischer Volldünger. Die Testaceen konnten auf den planierten, begrünten Rohböden innerhalb des Versuchszeitraumes (1982-1985) keine nennenswerten Populationsdichten aufbauen (Abb. 3). Die hohe Abundanz aktiver Ciliaten, die allerdings für alpine Böden untypisch ist, weist darauf hin, daß besonders die organisch gedüngten Flächen gute

Voraussetzungen für eine Wiederbesiedlung durch autochthone Tier- und pflanzenarten und für eine fortschreitende Bodenbildung besitzen.

Bei den Mineraldüngern scheinen langsam lösliche (z.B. Thomasphosphat) eine stärkere Förderung der Protozoen zu bewirken als schnell lösliche NPK-Volldünger (BERGER et al. 1986). Die Frage bedarf aber noch genauerer Untersuchung.

3.4 Biozide

Die mit den Agrochemikalien verbundenen Probleme werden oft einseitig vom mikrobiologischen oder vom Gesichtspunkt der höheren Tiere aus gesehen. Aber auch die Bodenprotozoen werden von Bioziden beeinflusst. FOISSNER (1987a) folgert aus den bisher dazu vorliegenden Untersuchungen:

- I. Bodenprotozoen reagieren auf Biozide sehr ähnlich wie andere Organismen.
- II. Viele Protozoenarten sind gegen Biozide genauso empfindlich wie andere, häufiger verwendete Testorganismen.
- III. Insektizide sind für Bodenprotozoen toxischer als Herbizide.
- IV. Alle bisher untersuchten Insektizide führen bei Anwendung der 60-Tage-'Regel' von DOMSCH et al. (1983) zu einer kritischen Depression der Protozoenpopulationen, während Herbizide tolerierbare Effekte zeigen. Dies wird allerdings durch neuere Untersuchungen von PIßL (1985) eingeschränkt, der feststellte, daß Zeazin 50 zu einem stark erhöhten Befall der Regenwürmer mit monocystiden Gregarinen führt (Tab. 2).

Tab. 2: Wirkung des Herbizides Zeazin 50 auf den Befall von Regenwürmern mit monocystiden Gregarinen.
Nach PIßL (1985).

Spezies	Kontrolle ohne Cysten	Kontrolle mit Cysten	5 kg/ha	40 kg/ha
<i>Lumbricus castaneus</i>	0	64.0	83.3**	100.0**
<i>Octolasion lacteum</i>	0	36.0	52.0*	75.0*
<i>Lumbricus terrestris</i>	0	56.0	84.0**	96.0**

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ von der Kontrolle mit Cysten (χ^2 -Test).
Angaben in "relative Frequenz der Infektion" (%).

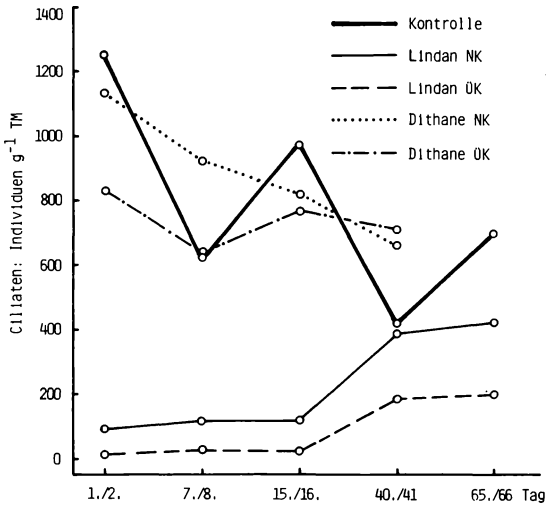


Abb. 4: Wirkung von Lindan (Insektizid) und Dithane (Fungizid; Wirkstoff Mancozeb) auf die Ciliaten der Streuschicht (0-3 cm) eines Fichtenwaldes.

Methode: randomisiertes Block-Design, $n = 6$; Direktzählung der Ciliaten in wässriger Bodensuspension. NK = Normalkonzentration (= empfohlene Aufwandmenge), TM = Trockenmasse des Bodens, ÜK = 10fache empfohlene Aufwandmenge (PETZ, FOISSNER unpubl.).

Die Studien, aus denen diese Verallgemeinerungen abgeleitet wurden, sind anfechtbar, weil das experimentelle Design nicht immer einwandfrei war und die Abundanzwerte auf den recht unsicheren Kulturmethode basieren. Ersteres gilt leider auch für die neue Arbeit von LAMINGER u. MASCHLER (1986), die aber zumindest zeigt, daß die Testaceen ähnlich empfindlich reagieren wie die Ciliaten in unseren Versuchen. Daher haben wir ein sorgfältig kontrolliertes Freilandexperiment (randomisierte Blockanlage mit 6 Wiederholungen) mit je einem Insektizid und Fungizid aufgebaut. Die Auswertung ist noch im Gange, die ersten Ergebnisse bestätigen aber die oben angeführten Folgerungen (Abb. 4). Wir halten diese Resultate für sehr wichtig, da sie es vielleicht ermöglichen, ein relativ billiges und vor allem sehr rasch und genau arbeitendes Screeningsystem für Pestizide aufzubauen.

3.5 Ökologischer und konventioneller Landbau

Zu dieser heute heftig diskutierten Frage liegen hinsichtlich der Protozoen erste Ergebnisse von FOISSNER (1987b) und FOISSNER et al. (1987) vor. Weitere Untersuchungen sind im Gange. Auch andere Tiergruppen sind wenig bearbeitet, was einmal mehr beweist, daß Schlagworte wie 'toter Boden' oft keinen oder einen nur wenig abgesicherten wissenschaftlichen Hintergrund besitzen. Die Graphik (Abb. 5) zeigt einen deutlichen Trend, daß in den ökologisch bewirtschafteten Böden mehr Protozoen vorhanden sind als in den konventionell bearbeiteten. Da die Daten auf nur 4 Probenahmen basieren, ist eine saubere statistische Verarbeitung noch nicht möglich; immerhin deuten alle drei signifikanten Differenzen und die Mehrzahl der Mittel-

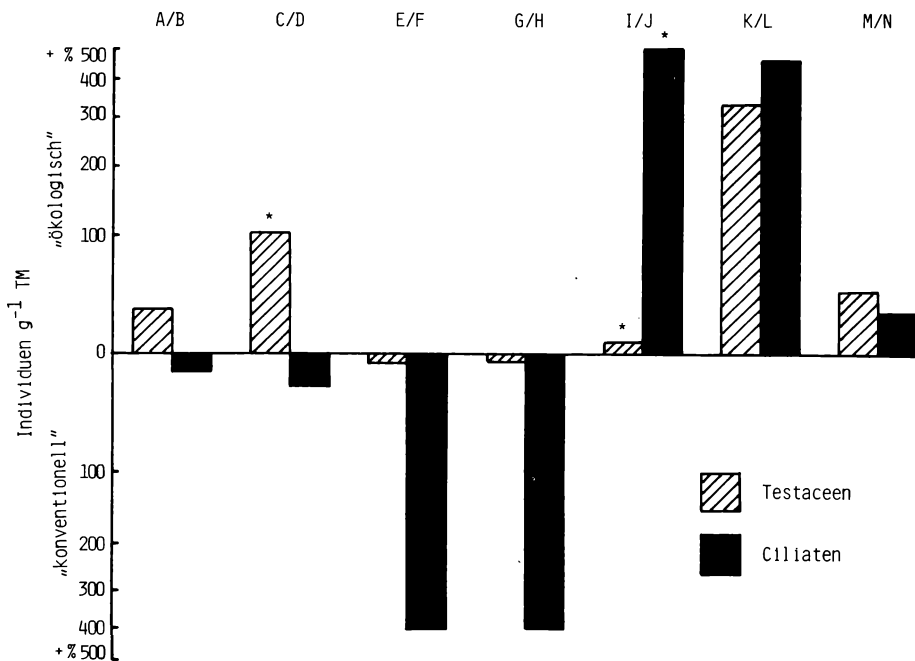


Abb. 5: Vergleich der Abundanz der Testaceen und Ciliaten in 7 ökologisch und konventionell bewirtschafteten Wiesen (A/B, E/F, I/J) und Äckern (C/D, G/H, K/L, M/N).

Methode: Mittelwerte aus je 4 Untersuchungen im Verlaufe eines Jahres; Testaceen: Direktzählung in wässriger Bodensuspension; Ciliaten: Kulturmethode. TM = Trockenmasse des Bodens, * $P \leq 0.10$ (Zweiwegvarianzanalyse). Nach Daten von FOISSNER (1987b) und FOISSNER et al. (1987).

werte in die oben angeführte Richtung. Die bodenkundlichen Analysen (FOISSNER 1987b, FOISSNER et al. 1987) und die in 3.1 - 3.4 angeführten Befunde weisen darauf hin, daß die im Durchschnitt etwas höhere Abundanz der Protozoen in den ökologisch bewirtschafteten Flächen durch die bessere Humuswirtschaft und den Verzicht auf rasch lösliche Mineraldünger und Pestizide verursacht sein könnte. Auffallende Unterschiede im Artenspektrum oder in der Artenzahl wurden bisher nicht gefunden.

Mit dankenswerter finanzieller Unterstützung des Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung, Projekte Nr. 5226 und Nr. 5889.

Literatur

- BERGER H., FOISSNER W., ADAM H., 1985: Protozoologische Untersuchungen an Almböden im Gasteiner Tal (Zentralalpen, Österreich). IV. Experimentelle Studien zur Wirkung der Bodenverdichtung auf die Struktur der Testaceen- und Ciliatentaxozönose. Veröff. Öst. MaB-Progr. 9: 97-112.
- BERGER H., FOISSNER W., ADAM H., 1986: Field experiments on the effects of fertilizers and lime on the soil microfauna of an alpine pasture. *Pedobiologia* 29: 261-272.
- EUITKAMP U., 1979: Vergleichende Untersuchungen zur Temperaturadaptation von Bodenciliaten aus klimatisch verschiedenen Regionen. *Pedobiologia* 19: 221-236.
- COÛTEAUX M.-M., 1985a: Relation entre la densité apparente d'un humus et l'aptitude à la croissance de ses ciliés. *Pedobiologia* 28: 289-303.
- COÛTEAUX M.-M., 1985b: The effects of compressing forest litter (H layer) on the populations of testate amoebae. *Revue Écol. Biol. Sol* 22: 447-461.
- CLARHOLM M., 1985: Interactions of bacteria, protozoa and plants leading to mineralization of soil nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 17: 181-187.
- DOMSCH K.H., JAGNOW G., ANDERSON T.-H., 1983: An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms. *Residue Rev.* 86: 65-105.
- FOISSNER W., FRANZ H., ADAM H., 1982: Terrestrische Protozoen als Bioindikatoren im Boden einer planierten Ski-Piste. *Pedobiologia* 24: 45-56.
- FOISSNER W., 1985: Protozoologische Untersuchungen an Almböden im Gasteiner Tal (Zentralalpen, Österreich). III. Struktur und Dynamik der Testaceen- und Ciliatentaxozönose. Veröff. Öst. MaB-Progr. 9: 65-95.
- FOISSNER W., 1987a: Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators and guide to the literature. *Progr. Protistology* 2: 69-212.
- FOISSNER W., 1987b: The micro-edaphon in ecofarmed and conventionally farmed dryland cornfields near Vienna (Austria). *Biol. Fert. Soils* 3: 45-49.
- FOISSNER W., FRANZ H., ADAM H., 1987: Untersuchungen über das Bodenleben in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden im Raum Salzburg. *Verh. Ges. Ökol.* 15: 333-339.
- LAMINGER H., MASCHLER O., 1986: Auswirkungen von einigen Bioziden auf die Bodenprotozoen im Raum Vill (Tirol/Österreich). *Zool. Anz.* 216: 109-122.
- LÜFTENEGGER G., FOISSNER W., ADAM H., 1986a: Der Einfluß organischer und mineralischer Dünger auf die Bodenfauna einer planierten, begrünter Schipiste oberhalb der Waldgrenze. *Z. Vegetationst.* 9: 149-153.
- LÜFTENEGGER G., FOISSNER W., BERGER H., ADAM H., 1986b: Ciliatostasis and its disruption by human influences. *J. Protozool. Abstr.* 139.
- MEISTERFELD R., 1986: The importance of protozoa in a beech forest ecosystem. *Adv. Protozool. Res.* (in press).
- PETZ W., FOISSNER W., WIRNSBERGER E., KRAUTGARTNER W.D., ADAM H., 1986: Mycophagy, a new feeding strategy in autochthonous soil ciliates. *Naturwiss.* 73:560-561.
- PIŽL V., 1985: The effect of the herbicide Zeazin 50 on the earthworm infection by monocystid gregarines. *Pedobiologia* 28: 399-402.
- RAIKOV I.B., 1982: The protozoan nucleus. Morphology and evolution. *Cell Biol. Monogr.* 9: 1-474.

SLÁDEČEK V., 1973: System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 7: 1-218.

STOUT J.D., HEAL O.W., 1967: Protozoa. In: (Ed. BURGESS A., RAW F.): Soil Biology. New York (Academic Press): 149-195.

Adresse:

Prof. Dr. Wilhelm Foissner
Institut f. Zoologie Univ.
Hellbrunnerstr. 34

A-5020 Salzburg

Tiergesellschaften der Wälder im Solling unter dem Einfluß von Luftschadstoffen und künstlichem Säure- und Düngereintrag

Jürgen Schauermann

Synopsis

Following fertilization experiments on acid forest soil, the population densities and biomasses of surface-dwelling earthworms and their predators increase greatly. Due to alternations in innumerable environmental factors, the structure of the complete soil animal community of the soil fauna becomes more similar to that of nutrient-rich soils.

Abundance, articulates, artificial acid rain, beech, liming, species, spruce.

1. Einführung

Die Auswirkungen und Spuren der anthropogen bedingten Umwelteinflüsse sind oft nur schwer zu erkennen und zu messen. Die Eigendynamik in den Tierpopulationen in Zeit und Raum auch über sehr lange Distanzen hinweg macht es für den Tier-ökologen schwer, Auswirkungen von neu wirksamen Faktoren im Freiland messend zu erfassen. In diesem Punkt ist SCHAEFER (1985) zuzustimmen, der in seiner Zusammenstellung über den Kenntnisstand der Auswirkungen von Immissions-schäden auf Tierpopulationen geringe Aussichten sieht, Folgen der Schadstoff-einflüsse auf Tierpopulationen im Freiland nachzuweisen. Dennoch ist der rein beschreibende und großexperimentelle Ansatz im Ökosystem nötig. Anders sind laborexperimentelle Ergebnisse nicht auf reale Ökosysteme zu beziehen. Nur wenige wissenschaftliche Theorien zu Ursachen und Verlauf der Waldschäden werden fortlaufend durch neue Untersuchungen erhärtet (BURSCHEL 1986). Dabei haben sich als Schwerpunkte die Folge der Belastung durch SO_2 , die Bildung von Photooxidanten und des anthropogen bedingten Protoneneintrags heraus-kristallisiert (ULRICH 1981, 1982, 1985). Alle anderen diskutierten Faktoren sind entweder durch wissenschaftliche Untersuchungen nicht ausreichend belegt, oder sekundärer Natur. Die Folgen der meßbaren ökosystemaren Veränderungen über die Tierpopulationen unserer Wälder sollen hier an einigen Untersuchungs-ergebnissen aus dem Solling und seiner Umgebung betrachtet werden. Aus Meß-werten zur Populationsstruktur von Tieren sollen langfristige Veränderungen, Auswirkungen von pH-Wert-Erhöhungen und -Absenkungen sowie unterschiedlicher Emissionseinwirkungen vorgestellt werden. Auf die direkten Auswirkungen sauren Bodenmilieus, staubförmiger Düngereinträge (SCHMIDT 1986) oder der Akkumu-lation von Schwermetallen (s. z.B. FANGMEIER et al. 1986, SCHULTZ 1986) auf die Bodentiere soll nicht eingegangen werden. SCHAEFER (1985) schließt den Literaturzugang zu diesem Themenbereich in seine Ausführungen ein. Im Solling ermöglichten die umfänglichen Vorkenntnisse und langfristig stabilisierte Kal-kungsexperimente in Wäldern die Aufnahme von Untersuchungen (BORCHERS et al. 1964; ELLENBERG 1971; MATZNER et al. 1982; BEESE 1985; ELLENBERG et al. 1986). In den Waldökosystemen der gemäßigten Klimazone herrschen saprophage Tier-gruppen mit ihren Räubern und Parasiten vor. Die Einschätzung der Rolle und Funktion von Tierpopulationen in Landökosystemen wird durch eine Reihe neuerer zusammenfassender Arbeiten erleichtert (z.B. SWIFT et al. 1979; PETERSEN, LUXTON 1982; BECK 1983). Zur Frage der Immissionsbelastung der Tiere durch Luftschadstoffe haben vor allem skandinavische Autoren hervorragende Beiträge geliefert (HAGVAR, ABRAHAMSEN 1977; HAGVAR, AMUNDSEN 1981; HAGVAR, KJONDAL 1981a, 1981b; HAGVAR 1984).

2. Untersuchungsflächen, Methoden

Die Untersuchsflächen in Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten des Sollings mit ihren Kalkungsvarianten sowie die tierökologischen Untersuchungsmethoden sind bereits genau geschrieben worden (ELLENBERG 1971; FUNKE 1971; WINTER et al. 1980; SCHAUERMANN 1982; ELLENBERG et al. 1986). In einem Kalkbuchenwald bei Göttingen (SCHAEFER 1982) wurden vergleichend Säureberechnungsversuche durchgeführt. In 1 m² großen Feldern (Photoelektro- unterbauten) werden seit Frühjahr 1984 im Buchenwald des Sollings und seiner Düngungs- variante sowie im Göttinger Kalkbuchenwald Säureberechnungsversuche mit H₂SO₄ durchgeführt. Je 6 Versuchspartien auf den drei Versuchsflächen werden 14tägig mit den H₂SO₄-Konzentrationen '0.5/2/4/8/16/32faches des Jahreseintrags' an Protonen, aufgeteilt in 24 Teil- gaben, berechnet. Mit dem 32fachen des Jahreseintrags an Säure wird die Menge des Jahres- eintrags am Stammfuß der Rotbuchen im Solling überschritten (MATZNER mdl. Mitt.). Auf diesen Flächen wurden bis September 1986 in mehrmonatigen Abständen Proben zur Bestimmung von pH-Wert, Feuchte- und Humusgehalt, des C/N-Verhältnisses, der akkumulierten Schwefel- menge sowie der Populationsstruktur der semiaquatischen und terrestrischen Mesofauna entnommen. Mit der Protonenmenge '0.5- und 4faches des Jahreseintrags' wurden 1984 in gleicher Weise je drei Boden-Photoelektrotenuntergestelle (1 m² Fläche) im Buchenwald Bla des Sollings und im Göttinger Kalkbuchenwald berechnet. 1985 wurden von diesen Flächen die schlüpfenden Insekten-Imagines abgefangen.

3. Ergebnisse

3.1 Langfristveränderungen

Die Hainsimsen-Buchenwälder existieren nach Pollenuntersuchungen schon sehr lange (FIRBAS 1949, 1952), so daß eine Änderung des Faunenspektrums durch Immissionsbelastungen im Vergleich zum Bild neuerer Zeit nur gradueller Natur sein dürfte. Die Daten zu Tierpopulationen im Solling sind sehr ähnlich denen, die sonst in der Literatur für das *Luzulo-Fagetum* zu finden sind (ELLENBERG et al. 1986). So wies z.B. RÖMBKE (1985) in einem Buchenwald am Schwarzwald, den die Arbeitsgruppe BECK (1983) intensiv untersuchte, auch nur niedrige Biomassewerte bei Lumbriciden nach. Hier dominierte *Dendro- baena rubida*. *D. octaedra* ist dagegen die auffälligste Art im Solling. Die uns selten genau bekannten Habitatsprüche der Arten sind wesentlich mit die Gründe, die es erschweren, Freilanddaten zu interpretieren. Dazu weist ULRICH (1982, 1985) nach, daß die anthropogen bedingte Versauerung der Wälder durch Biomassenutzung schon lange andauert. Dennoch scheint es wichtig, drauf hinzuweisen, daß wir in dem kurzen Zeitraum seit 1968, den wir überschauen können, in den Waldökosystemen des Sollings keine Verände- rungen in der Populationsstruktur bei Tieren registrieren. Die Dominanz- verhältnisse der untersuchten Arten blieben gleich (Tab. 1, 2). *Diptera*, *Hymenoptera* sowie dominante Arten bei den *Staphylinidae*, *Curculionidae*, *Elateridae* behielten ihre Rangfolge innerhalb der Arten und Gruppen gegen- über älteren Untersuchungen bei (Beispiel Abb. 1, Tab. 1, 2; ALBERT 1977, SCHAUERMANN 1977, THIEDE 1977). Die Unterschiede der verglichenen Einzel- werte in Abb. 1, Tab. 1, 2 überschreiten nicht die Schwankungsbreiten der Siedlungsdichten bei langfristigen Messungen an verschiedenen Tierarten im Solling von 1968 bis heute (ELLENBERG et al. 1986, SCHAUERMANN 1986). In diesen langfristigen Fluktuationsmessungen ist keinerlei Trend z.B. als abnehmende oder zunehmende Siedlungsdichte zu vermerken. Unsere laufen- den Auswertungen werden diese Datenbasis sehr verbreitern. Bestimmte Proben- nahmen (z.B. mit Photoelektroten) werden fortgesetzt. Hier liegt eine fast lückenlose Probeserie von 1968 bis 1986 vor. Offen muß die Frage bleiben, wie weit die heute erkennbaren Populationsverhältnisse denen vor 1960 ähnlich sind. Anfang der sechziger Jahre setzten durch massives Industriewachstum, Einsatz von Ölheizungen und Individualverkehr die stärksten Belastungen der Wälder aus der Luft ein, was z.B. WILLEMS u. WAGNER (1986) nach der Elementverteilung in den Jahresringen der Rotbuche eindeutig nachweisen konnten. Vergleichbare ältere Untersuchungen vor 1960 zur Populationsstruk- tur der Tiere in den Wäldern der Mittelgebirge liegen nicht vor. Schädlich werdende Massenentwicklungen konnten im Solling bei keiner Tierart beob- achtet werden.

3.2 pH-Wert-Erhöhung - Kalkungsexperimente

In langfristig stabilisierten Kalkungsexperimenten in den Sollingwäldern (BORCHERS et al. 1964; MATZNER 1985) wurde die Reaktion von Tieren auf verbesserte Ca-Verfügbarkeit und die dadurch entwickelte Nahrungsressource der Kraut- und Strauchschicht untersucht (SCHAUERMANN 1985, Abb. 1, Tab. 1, 2, 3, 4). Im Buchenwald des Sollings entwickelte sich die Kraut- und Strauchschicht nur an Stellen mit höherem Lichtgenuß stärker. Im Fichtenforst wuchs unter aufgelichtetem Kronendach eine teilweise sehr dichte Kraut- und Strauchschicht. Die Arten der Krautschicht haben sich dort z.T. neu ausgebreitet wie etwa stickstoffanzeigende Brennesseln oder Ebereschen und Himbeeren. Bei den saprophagen Tiergruppen entwickelten sich die Regenwürmer teilweise aus den Siedlungszentren in zersetzendem Holz sehr stark in die freie Fläche (Tab. 3, 4), die im ungekalkten Bereich der Buche nur von durchschnittlich 5 *Dendrobaena octaedra*, im Fichtenforst von 1 Expl. pro m² besiedelt wird. WEIDEMANN (unveröff. in ELLENBERG et al. 1986) fand im Buchenwald B1a 1969/70 noch durchschnittlich 19 *Dendrobaena octaedra* pro m². Dieser Unterschied kann z.Z. nicht als außerhalb der durchschnittlichen Schwankungsbreite liegend interpretiert werden. Im Kalkungsexperiment des Buchenwaldes dominierte mit 58% der Biomasse *Dendrobaena rubida*. Diese Regenwurmart kann frei verfügbares Ca durch das Darmepithel direkt verwerten (PIEARCE 1972). In Altdüngungsversuchen von 1957 (BORCHERS et al. 1964) in einem Buchenwald nahe der B1a dominiert nach ersten Auswertungen nicht abgeschlossener Probeserien ebenfalls *Dendrobaena rubida*. Die Kalkungsmaßnahmen wirkten also sehr nachhaltig auf die Faunenveränderung. Auch GASPAR et al. (1982) stellten eine Vermehrung von *D. rubida* in einem Buchenwald der Ardennen fest. *D. octaedra* und *Lumbricus rubellus* vermehrten sich im Kalkungsexperiment des Sollingbuchenwaldes weniger deutlich. Im Fichtenforst

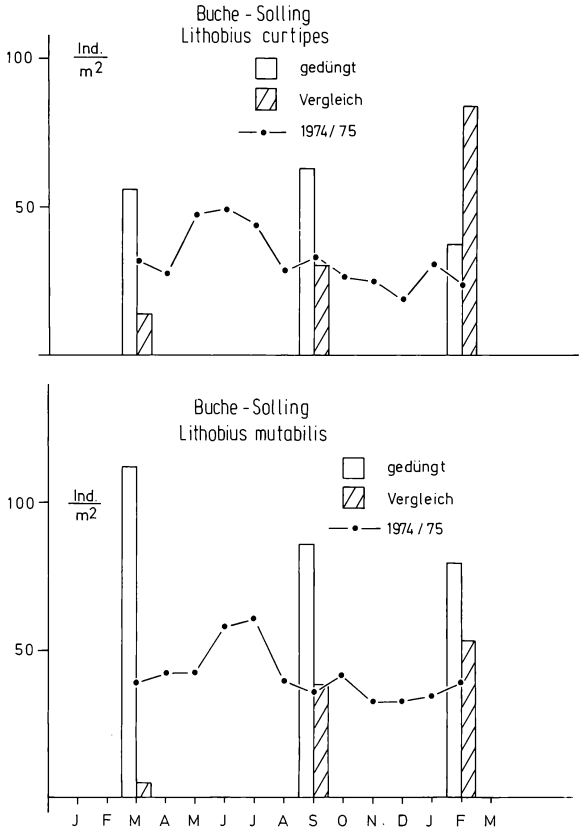


Abb. 1: Mittlere Siedlungsdichten der dominanten Chilopodenarten im Hainsimsen-Buchenwald B1a des Sollings 1983 und 1974/75 (ALBERT 1979) und seiner Kalkungsvariante 1983/84 (POSER unpubl.). Nach Fängen mit der Kempson-Methode (PHILLIPSON 1971). (n = 6-12).

Tab. 1: Beim Verlassen des Bodens festgestellte Dichte dominanter geflügelter Insekten-Imagines im Buchenaltbestand B1a des Sollings (ELLENBERG et al. 1986).
 1973 nach SCHAUERMANN (1977) und 1983 auch im Kalkungsversuch (MATZNER et al. 1982). *Thysanoptera* 1983 nicht berücksichtigt. Nach Fängen mit Boden-Photo-eklektoren (n = 6).

	1973		1983		1983 gekalkt	
	Ind./m²	%	Ind./m²	%	Ind./m²	%
<i>Diptera</i>	4111	87.6	1526	63	1252	73
<i>Hymenoptera</i>	295	6.3	652	27	326	19
<i>Staphylinidae</i>	67	1.4	32	1	21	1
<i>Strophosomus melanogrammus</i> (<i>Curculionidae</i>)			13		3	
<i>Phyllobius argentatus</i> (<i>Curculionidae</i>)	67	1.4	114	5	37	2
<i>Polydrosus undatus</i> (<i>Curculionidae</i>)			19	1	24	1
<i>Cicadina</i>						
<i>Athous subfuscus</i> (<i>Elateridae</i>)	154	3.3	2		3	
Sonstige			45	2	41	2
gesamt	4694		2406		1707	

dominierten nach Kalkung *Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena octaedra*, während *D. rubida* nicht besonders hervortrat. Dabei entwickelten sich die Lumbriciden zu doppelt so hoher Individuenzahl und dreifach so hoher Biomassemenge wie in der Buchenfläche. Das stark erweiterte Nahrungsangebot in der Krautschicht unter Fichte hat offensichtlich die entscheidende Bedeutung. Durch die intensive Besiedlung der organischen Auflage des Bodens durch Regenwürmer in den Kalkungsflächen veränderten sich nachhaltig die strukturellen Eigenschaften von einem Moder-Rohhumus zu einem Mull-Moderprofil. Die Veränderung des strukturellen und kleinklimatischen Milieus hatte weitreichende Folgen für die Förderung der bakteriellen Besiedlung (LANG, BEESE 1985), die Feinwurzelentwicklung infolge verbessertem Nährstoffangebot und für viele Tiergruppen. Im Kalkungsversuch können Veränderungen der Tierartenzahlen – etwa bei den Lumbriciden – nur als örtliche Ausbreitung aus Refugien (z.B. zersetzendem Holz) interpretiert werden. So vermehrt sich die Artenzahl der *Gamasina* im Kalkungsversuch des Buchenwaldes von 9 auf 15 Arten (Schulz E. unpubl.). Moderschichten der Waldböden werden durch Mikro- und Mesofaunagruppen sowie Mücken- und Fliegenlarven dicht besiedelt (ALTMÜLLER 1979; HÖVEMEYER 1984; ELLENBERG et al. 1986). Im Kalkungsexperiment erhöht sich der Biomasseanteil der Lumbriciden. Diese und andere Makrofaunavertreter dominieren. Viele trophische Gruppen treten in deutlich veränderten Populationsstrukturen auf (Tab. 1-4). Im

Tab. 2: Beim Verlassen des Bodens festgestellte Dichte dominanter geflügelter Insekten-Imagines im Fichtenaltbestand F1 des Sollings (ELLENBERG et al. 1986).
 1971-73 nach THIEDE (1977) und 1983 auch im Kalkungsversuch (MATZNER et al. 1982). Nach Fängen mit Boden-Photoeklektoren (n = 6).

	1971-1973		1983		1983 gekalkt	
	Ind./m²	%	Ind./m²	%	Ind./m²	%
<i>Diptera</i>	2922	83	3223	94	1070	72
<i>Hymenoptera</i>	106	3	132	4	164	11
<i>Staphylinidae</i>	60	2	9		17	1
<i>Strophosomus melanogrammus</i>	2		6			
<i>Cicadina</i>			1		216	14
<i>Athous subfuscus</i> (<i>Elateridae</i>)	7		1		1	
Sonstige	412*	12	39	1	26	2
gesamt	3509		3411		1494	

Tab. 3: Vergleich der Siedlungsdichten dominanter Bodentiergruppen in gekalkten Buchen- und Fichten-Altbeständen (B1, F1; ELLENBERG et al. 1986, MATZNER et al. 1982) des Sollings 1983/84.
Nach Fängen mit der Kempson-Methode (PHILLIPSON 1971) zu den vier Jahreszeiten (n = 6-12).

	Luzulo-Fagetum		Trientalis-Piceetum	
	Hainsimsen-Buchenwald		Siebenstern-Fichtenforst	
	Ind./m²		Ind./m²	
	Kontrollfl. gedüngt		Kontrollfl. gedüngt	
<u>Phytophage</u>				
<i>Rhynchota</i> (meist Zikaden)	-	-	451	1735
<u>Saprophage</u>				
<i>Lumbricidae</i> - Regenwürmer	5	217	1	397
<i>Protura</i> - Beintastler	68	105	59	5505
<i>Sciaridae</i> - Trauermücken (ungeflügelt)	-	-	213	17
<i>Mycogona germanicum</i> (<i>Diplopoda</i> - Doppelfüßler)	2	25	0	0
<u>Zoophage</u>				
<i>Pseudoscorpionida</i> (<i>Neobisum</i>)	59	67	61	36
<i>Araneida</i> - Spinnen	773	239	474	269
<i>Chilopoda</i> - Hundertfüßer	92	173	11	24
<i>Diplura</i> - Doppelschwänze	921	550	138	265
<i>Staphylinidae</i> - Kurzflügelkäfer	-	-	217	230
<u>Pantophage</u>				
<i>Athous subfuscus</i> - Schnellkäfer (<i>Elateridae</i> -Larven)	320	103	264	160

Kalkungsversuch des Fichtenforstes F1 werden z.B. die Siedlungsdichten der dominierenden Trauermücken (*Sciaridae*) deutlich verringert. Die fast ganz-jährig dauerfeuchte Nadelstreu der Moderschicht steht nicht mehr ausreichend als Siedlungszone zur Verfügung. Bei den Beintastlern (*Protura*) konnten besonders im Fichtenbestand Massenvermehrungen auf der dort wieder regenerierten Mykorrhiza registriert werden (Tab. 3). Auch NOSEK (1983) beschrieb die Proturen als Bioindikatoren für die Azidität des Bodens. Mit dem Rückgang der Populationsstärken der Mesofaunagruppen, etwa der *Enchytraeidae* (Hartmann R. unpubl.), verringern sich gleichsinnig die Mesofauna-Räuber-dichten deutlich (Tab. 3). Die Spinnen (*Araneida*) weisen in den Kalkungsversuchen beider Wälder sehr viel niedrigere Abundanzen auf. Auffällige Änderungen der vertikalen Verteilungsmuster konnten bisher bei keiner Tiergruppe registriert werden.

Tab. 4: Durchschnittliche Regenwurmbiomasse 1983/84 (mg Trockengewicht pro m²) im Buchen- und Fichtenaltbestand (B1a, F1; ELLENBERG et al. 1986) des Sollings sowie in deren Kalkungsvarianten (MATZNER et al. 1982).
Nach Fängen mit der Kempson-Methode (PHILLIPSON 1971) zu den vier Jahreszeiten (n = 6-12).

	B1a		F1	
	Vergleich	gedüngt	Vergleich	gedüngt
<i>Dendrobaena octaedra</i>	75	183 (14%)	0	1160 (39%)
<i>Dendrobaena rubida</i>	0	783 (58%)	0	461 (16%)
<i>Lumbricus rubellus</i>	0	384 (28%)	0	1352 (45%)
<i>Lumbricidae</i> gesamt	75	1350	1	2973

3.3 pH-Werterniedrigung durch Säureberegung

Säureberegnungsversuche mit H₂SO₄ mußten aus technischen Gründen in m²-Arealen durchgeführt werden. Die Probenahmen beschränkten sich dadurch auf wenige Zeitpunkte im Versuchszeitraum seit Frühjahr 1984. Nur kleine Bodenproben zur Bestimmung abiotischer Faktoren und für die Mesofaunatiergruppen konnten entnommen werden. Am Beispiel der Raubmilben und Schildkrötmilben sollen die Auswirkungen besprochen werden (Abb. 2, 3, 4). Die Individuenzahl der *Gamasina* und *Uropodina* nimmt zunächst zu. Bei den höchsten Säurekonzentrationen gehen die Siedlungsdichten aller mesostigmaten Milben stark zurück. Diese Entwicklung ist in den Säureversuchen der Kalkungsfläche gleichgerichtet wie in der Vergleichsfläche. Der Verlauf der Populationsentwicklung bei den *Enchytraeidae*, einer potentiellen Beute der räuberischen Milben, ist dazu vollkommen ähnlich (Hartmann R. unpubl.). Erste Probenahmen im August 1984 gaben ein sehr uneinheitliches Bild. Die Siedlungsdichten der Enchyträen schwankten uneinheitlich. Zu den Probenahmeterminen Februar und Mai 1985 zeigte sich für die gekalkte Fläche im Solling ein deutlicher Anstieg der Abundanz der Enchyträen auf das Doppelte der Vergleichsfläche. Bei 32facher Säurekonzentration fiel die Dichte stark ab. Einen negativen Effekt auf die Abundanz der Enchyträen hatte die Säure auf der Fläche B1 und im Göttinger Kalkbuchenwald. Bei hoher Säuregabe ging die Dichte der Population im Kalkbuchenwald gegen 0. Fänge mit Boden-Photoelektroden von 1985, deren Aufstellplätze 1984 mit 0.5- und 4facher Protonenmenge beregnet wurden (Tab. 5), geben uns schwer interpretierbare Ergebnisse wieder. Staphyliniden, teil-

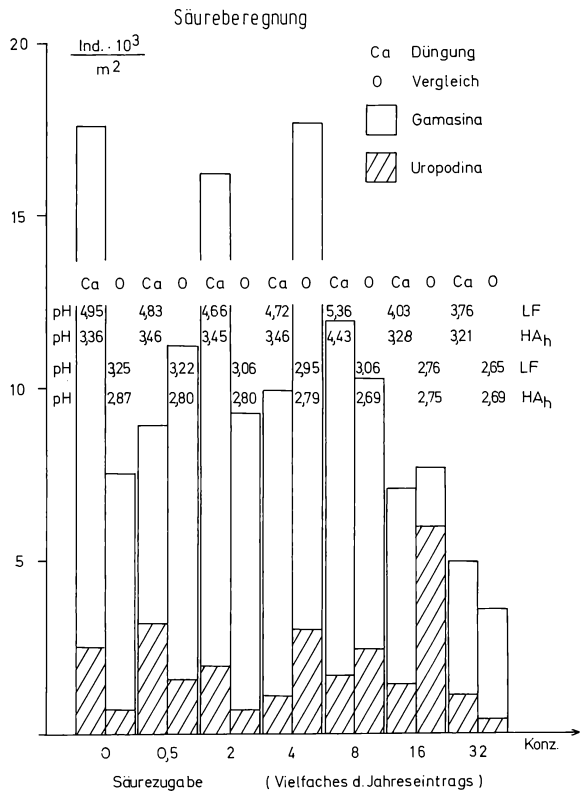


Abb. 2: Zur Reaktion der *Gamasina* und *Uropodina* im Säureberegnungs-Versuch des Buchenwaldes B1a im Solling (MATZNER et al. 1982; ELLENBERG et al. 1986; SCHULZ unpubl.). (Dargestellt am Beispiel des Probenahmetermins 5.2.1985 (Schulz E. unpubl.). Nach Fängen mit der Macfadyen-Methode (n = 3; PHILLIPSON 1971). pH-Werte (pH-Cl) zum Zeitpunkt der Probenahme (Hartmann R. unpubl.). Berechnet mit H₂SO₄ (0.5 bis 32faches des jährlichen Protoneneintrags, aufgeteilt in 24 Teilgaben, jeweils verdünnt in 10 l aqua dest.).

Tab. 5: Beim Verlassen des Bodens 1985 festgestellte Dichte (Jahresmittel) dominanter geflügelter holometaboler Insekten-Imagines und einiger Bodentiergruppen im Buchenaltbestand (B1a) des Sollings (ELLENBERG et al. 1986) und im Göttinger Kalkbuchenwald (SCHAEFER 1982) Nach Fängen mit Boden-Photoektoren (O-n = 6). Im Vergleich dazu Fänge auf Flächen, die 1984 mit 0.5- (n = 3) bzw. mit 4facher (n = 3) Protonenmenge (H₂SO₄) des durchschnittlichen Jahreseintrags in 24 Teilgaben berechnet worden waren.

	Boden-Photoelektor-Fauna (Ind./m ² · Jahr)					
	Hainsimsen-Buchenwald Solling			Kalkbuchenwald Göttingen		
Säureberegnung:	0	0.5	4	0	0.5	4
<i>Gastropoda</i>	-	-	-	12	15	14
<i>Isopoda</i>	-	-	-	26	24	16
<i>Diplopoda</i>	-	-	-	9	14	10
<i>Carabidae</i>	3	1	1	4	7	5
<i>Cantharidae</i>	2	0	1	3	4	3
<i>Staphylinidae</i>	21	40	48	100	85	80
<i>Elateridae</i>	3	4	7	3	4	3
<i>Coccinellidae</i>	1	2	1	1	1	0
<i>Curculionidae</i>	27	44	38	7	18	6
<i>Coleoptera s.</i>	7	12	15	25	27	27
<i>Hymenoptera</i>	28	26	33	380	293	342
<i>Diptera</i>	2047	1525	1450	852	1116	1003

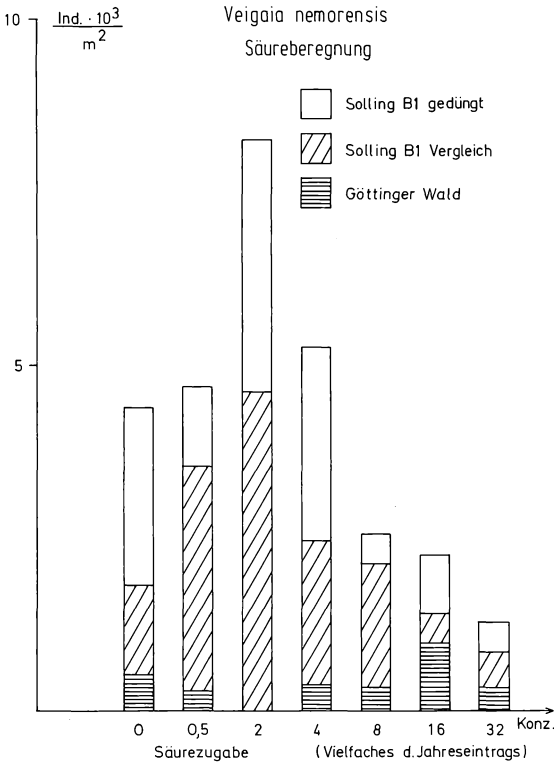


Abb. 3: Zur Reaktion der Raubmilbe *Veigaia nemorensis* KOCH (*Veigaiidae*) im Säureberegnungs- und Kalkungsversuch des Buchenwaldes B1a im Solling (MATZNER et al. 1982; ELLENBERG et al. 1986) und im Säureberegnungsversuch eines Kalkbuchenwaldes bei Göttingen (SCHAEFER 1982, SCHULZ unpubl.). Dargestellt am Beispiel des Probenahmetermins 5.2.1985 (Schulze E. unpubl.). Nach Fängen mit der Macfadyen-Methode (n = 3; PHILLIPSON 1971). Berechnet mit H₂SO₄ (0.5 bis 32faches des jährlichen Protoneneintrags, aufgeteilt in 24 Teilgaben, jeweils verdünnt in 10 l aqua dest.).

weise als Enchytraeidenräuber einzustufen (HARTMANN 1979), vermehren sich im Solling. Gleichzeitig vermehren sich Enchytraeiden und andere Mesofaunagruppen bei niedrigen Säurezugaben. Im Kalkbuchenwald erniedrigt sich die Dichte der Staphyliniden mit der Abnahme der Enchytraeiden. Die Siedlungsdichten der Fliegen und Mücken nehmen in Solling ab. Andererseits erhöhte sich die Abundanz im Kalkbuchenwald. Dort sind sonst vergleichsweise viel geringere Abundanzen (HÖVEMEYER 1984) als in saureren Wäldern des Sollings (ALTMÜLLER 1979) zu finden. Alle Einzelergebnisse spiegeln wahrscheinlich weniger die methodischen Unzulänglichkeiten wider, sondern geben ein Abbild der unterschiedlichen Reaktionsbreiten der verschiedenen Tierarten. Dipteren und Enchyträen können im Solling eine noch stärkere Versauerung nicht mehr mit Populationsvergrößerung beantworten. Vielleicht werden direkte Einwirkungen der Säure auf Haut- und Darmepithelien oder die veränderte Leitfähigkeit der Bodenlösung hier wirksam. Deutliche Veränderungen des vertikalen Verteilungsmusters in den säureberegneten Flächen waren nicht zu beobachten.

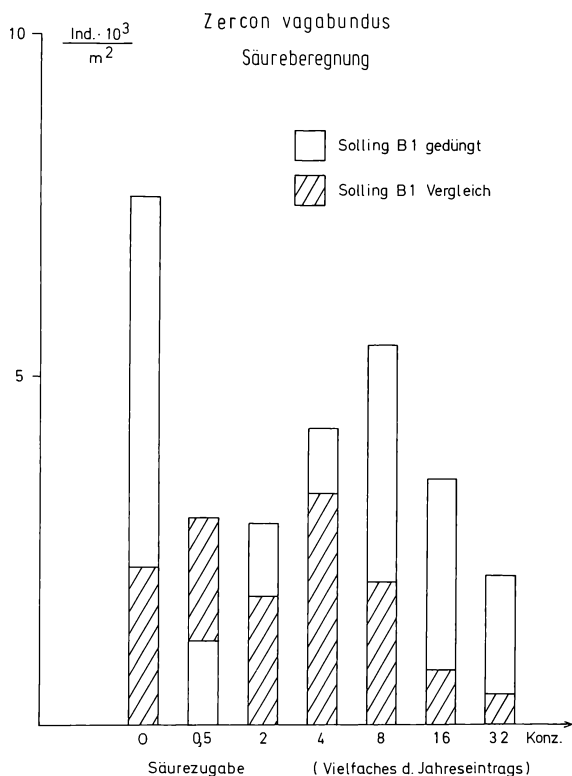


Abb. 4: Zur Reaktion der Schildkrötmilbe *Zercon vagabundus* KOCH (Zerconidae) im Säureberegungs- und Kalkungsversuch des Buchenwaldes B1a im Solling (MATZNER et al. 1982; ELLENBERG et al. 1986) und im Säureberegungsversuch eines Kalkbuchenwaldes bei Göttingen (SCHAEFER 1982, SCHULZ unpubl.).

Dargestellt am Beispiel des Probenahmeterrains 5.2.1985 (Schulze E. unpubl.). Nach Fängen mit der Macfadyen-Methode (n = 3; PHILLIPSON 1971). Berechnet mit H₂SO₄ (0.5 bis 32faches des jährlichen Protoneneintrags, aufgeteilt in 24 Teilgaben, jeweils verdünnt in 10 l aqua dest.).

4. Zusammenfassung

Bei den Tierpopulationen immissionsbelasteter Wälder des Sollings sind Veränderungen in Artenzusammensetzung und Populationsstruktur in den letzten zwanzig Jahren nicht nachweisbar. In Kalkungsexperimenten und Säureberegnungsversuchen in Buchenwäldern und Fichtenforsten werden die Populationsstrukturen vieler Tierarten deutlich verändert. Nach Kalkung entwickelt sich aus Mikrofauna-Mesofauna-Tiergesellschaften eine durch hohe Lumbricidenbiomasse in der organischen Auflage dominierte Fauna. Die organische Auflage der Böden nimmt durch den Regenwurmeinfluß Mull-Moder-Charakter an. Eine abiotisch, mikrobiell und z.T. pflanzlich neu gestaltet Siedlungsgrundlage für die Tiere entsteht. Nach Säureberegnungen verringert sich bei azidophilen Tieren im Buchenwald die Population früher als im Kalkungsexperiment und im Kalkbuchenwald. Artenauslöschungen wurden unter den gewählten Versuchsbedingungen nicht festgestellt. Die höchste Protonengabe lag in der Höhe von im Stammfußbereich der Buche zugeführten Mengen. Saprophagen entwickeln sich gleichsinnig mit den Räubern.

Literatur

- ALBERT A.M., 1977: Biomasse von Chilopoden in einem Göttinger Buchenaltbestand des Solling. Verh. Ges. Ökol. Göttingen 1976: 93-101.
- ALBERT A.M., 1979: Chilopoda as part of the predatory macroarthropod fauna in forests: abundance, life-cycle, biomass, and metabolism. In: (Ed. Camatinin M.): Myriapod biology. New York/London (Acad. Press): 215-231.
- ALTMÜLLER R., 1979: Untersuchungen über den Energieumsatz von Dipterenpopulationen im Buchenwald (Luzulo-Fagetum). Pedobiologia 19: 245-278.
- BEESE F., 1985: Wirkungen von Meliorationskalkungen auf podsoliger Braunerde in einem Buchenwald-Ökosystem. Allg. Forstzeitschr. 43: 1161-1162.
- BORCHERS K., GUSSONE H.-A., KRAMER H., 1964: Ergebnisse von Stickstoffdüngungsversuchen in den niedersächsischen Forstämtern Boffzen, Neuhaus und Schöningen. Aus dem Walde 8: 3-38.
- BECK L., 1983: Zur Bodenbiologie des Laubwaldes. Verh. Dt. Zool. Ges. 1983: 37-54.
- BURSCHEL P., 1986: Waldbau und Waldschäden. Forst- und Holzwirt 9: 235-240.
- ELLENBERG H., 1971: Integrated experimental ecology. Ecol. Stud. 2: 1-5.
- ELLENBERG H., MAYER R., SCHAUERMANN J. (Eds.), 1986: Ökosystemforschung: Ergebnisse des Sollingprojektes. Stuttgart (Ulmer): 507 S.
- FANGMEIER A., STEUBING L., GNITKE J., 1986: Analyse der Schadstoffbelastung verschiedener Kompartimente eines Waldökosystems. Verh. Ges. Ökol. 14: 269-278.
- FUNK W., 1971: Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. Ecol. Stud. 2: 81-93.
- FIRBAS F., 1949/1952: Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte von Mitteleuropa nördlich der Alpen. Bd. 1 u. 2. Jena (Fischer): 480 + 256 S.
- GASPAR C., BOUCHE M., LAURENT G., WONVILLE C., 1982: Research on the forest ecosystems: Influence of forest fertilization on populations of Lumbricidae. Ann. Soc. r. zool. Belg. 112(1): 45-48.
- HAGVAR S., ABRAHMSEN G., 1977: Effect of artificial acid rain on Enchytraeidae, Collembola and Acarina in coniferous forest soil, and on Enchytraeidae in Sphagnum bog - preliminary results. Ecol. Bull. (Stockholm) 25: 568-570.
- HAGVAR S., AMUNDSEN T., 1981: Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. Oikos 37: 7-20.
- HAGVAR S., KJONDAL B.R., 1981a: Decomposition of birch leaves: dry weight loss, chemical changes, and effects of artificial acid rain. Pedobiologia 22: 232-245.
- HAGVAR S., KJONDAL B.R., 1981b: Effects of artificial acid rain on the microarthropod fauna in decomposing birch leaves. Pedobiologia 22: 409-422.
- HAGVAR S., 1984: Effects of liming and artificial acid rain on Collembola and Protura in coniferous forest. Pedobiologia: 341-354.
- HARTMANN P., 1979: Biologisch-ökologische Untersuchungen an Staphylinidenpopulationen verschiedener Ökosysteme des Solling. Diss. Univ. Göttingen.
- HÖVEMEYER K., 1984: Die Dipteregemeinschaft eines Buchenwaldes auf Kalkgestein: Produktion an Imagines, Abundanz und räumliche Verteilung insbesondere der Larven. Pedobiologia 26: 1-15

- LANG E., BEESE F., 1985: Die Reaktion der mikrobiellen Bodenpopulation eines Buchenwaldes auf Kalkungsmaßnahmen. Allg. Forstzeitschr. 43: 1166-1169.
- MATZNER E., KHANNA P.K., MEIWES K.J., LINDHEIM U., PRENZEL J., ULRICH B., 1982: Elementflüsse in Waldökosystemen des Solling - Datendokumentation. Gött. Bodenk. Ber. 71: 1-267.
- MATZNER E., 1985: Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. Allgem. Forstzeitschr. 43: 1143-1147.
- NOSEK J., 1983: Indikationsbedeutung der Proturen. Pedobiologia 24: 249-253.
- PETERSEN H., LUXTON M., 1982: A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. Oikos 39(3): 287-388.
- PHILLIPSON J., 1971: Methods of study in quantitative soil ecology: Population, production and energy flow. IBP Handbook No. 18. Oxford (Blackwell).
- PIEARCE T.G., 1972: The calcium relations of selected Lumbricidae. J. Anim. Ecol. 41: 167-188.
- RÖMBKE J., 1985: Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 6. Regenwürmer. Carolina 43: 93-104.
- SCHAEFER M., 1982: Zur Funktion der saprophagen Bodentiere eines Kalkbuchenwaldes: ein langfristiges Untersuchungsprogramm im Göttinger Wald. Drosera 82: 75-84.
- SCHAEFER M., 1985: Waldschäden und die Tierwelt des Bodens. Allg. Forstzeitschrift 43: 676-679.
- SCHAUERMANN J., 1977: Zur Abundanz- und Biomassedynamik der Tiere in Buchenwäldern des Solling. Verh. Ges. Ökol. Göttingen 1976: 113-124.
- SCHAUERMANN J., 1982: Verbesserte Extraktion der terrestrischen Bodenfauna im Vielfachgerät modifiziert nach Kempson und Macfadyen. Mitt. SFB 135 1: 47-50.
- SCHAUERMANN J., 1985: Zur Reaktion von Bodentieren nach Düngung von Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten im Solling. Allg. Forstzeitschr. 43: 1159-1161.
- SCHAUERMANN J., 1986: Belastung und Belastbarkeit streuzersetzender Tiere durch Deposition von Luftverunreinigungen in Waldökosystemen. Texte 18: 90-100. Berlin (Umweltbundesamt).
- SCHMIDT M., 1986: Laborversuche über Auswirkungen staubförmiger Kalkdünger auf die Kahlrückige Waldameise Formica polyctena Först. (Hym., Formicidae). Anz. Schädlingssk. Pflanzenschutz, Umweltschutz 59: 29-34.
- SCHULTZ R., 1986: Schwermetalleinträge und ihre Kronenraumpassage in verschiedenen Waldökosystemen in Norddeutschland. Verh. Ges. Ökol. 14: 287-292.
- SWIFT M.J., HEAL O.W., ANDERSON J.M., 1979: Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford (Blackwell).
- THIEDE U., 1977: Untersuchungen über die Arthropodenfauna in Fichtenforsten (Populationsökologie, Energieumsatz). Zool. Jb., Abt. Syst. 104: 137-202.
- ULRICH B., 1981: Destabilisierung von Waldökosystemen durch Biomasse-Nutzung. Forstarchiv 52: 100-203.
- ULRICH B., 1982: Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. LÖLF-Mitt. Sonderh. 1982. Recklinghausen (LA Ökologie NRW): 9-25.
- ULRICH B., 1985: Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 43: 159-187.
- WILLEMS M., WAGNER A., 1986: Elementverteilung in den Jahrringen der Rotbuche. Forst- und Holzwirt 1: 301-304.
- WINTER K., SCHAEFER M., SCHAUERMANN J., 1980: Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. I. Methoden und allgemeiner Überblick. Forstwiss. Centralbl. 99 (5/6): 324-340.

Adresse:

Dr. Jürgen Schauermann
 Abteilung Ökologie
 II. Zoologisches Institut Univ.
 Berliner Str. 28
 D-3400 Göttingen

**Boden- und streulebende Waldarthropoden
als Zeigerindikatoren für Belastungen von Ökosystemen:
Zielsetzung und Methodik des Projektes „Bechtaler Wald“**

Anke M. Albert, Reinhard Albert, Hermann Bogenschütz

Synopsis

Conception, methodology and study areas of an investigation on the influence of chemical disturbance on a diverse climax forest ecosystem are described. Three study plots, A, B, C of 1 ha size each were chosen in a *Stellario-Carpinetum* in the Upper Rhine Valley near Freiburg. The fauna emerging from the soil and litter is caught by means of 6 ground-photo-electors per plot which are rotated at 4-weekly intervals. Following a 1.5 year long study period under experimentally unchanged conditions, 2 of the study plots were treated with insecticides in June 1985: plot A with cypermethrin, plot B with propoxur. Since 1984, additional experiments are set up where areas of 0.25 m² under small photo-electors are treated with pesticides, and where electors with different pesticide treatments are interspersed. The situation before treatment and the reaction of the ground fauna to the insecticide application are analysed in order to find out whether changes in the following parameters can be used as indicators of ecosystem disturbance: abundance of taxa (species, families, orders), abundance of functional groups (trophic levels, guilds), relationships between taxonomic or functional animal groups, including dominance relations. Some methodological problems and their implications are discussed: number of necessary sampling units per plot, necessary additional research to overcome the problems of a pseudoreplicative experimental set-up, kind and quantity of the used chemicals in relation to practical pesticide applications.

Ecotoxicology, forest ecosystem, ground-photo-electors, indicators for ecosystem stress, minimal sample size, pesticides, pseudoreplication, soil and litter arthropods.

1. Einführung

Trotz steigender Belastung der Umwelt durch Aktivitäten des Menschen ist das Instrumentarium zur Erkennung, Bewertung und Vermeidung von Umweltschäden äußerst begrenzt. Im Rahmen des Förderungsschwerpunktes 'Prüfmethoden und -verfahren für die Belastung ökologischer Systeme' des Bundesministers für Forschung und Technologie soll deshalb auf synökologischer Ebene nach Indikatoren für Umweltbelastungen gesucht werden. Man geht dabei von relativ breit angelegten Ökosystemuntersuchungen aus, um hieraus geeignete Strukturen, Prozesse oder Teilsysteme zu entnehmen, welche zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Chemikalien geeignet sind.

2. Zielsetzung

In dem Projekt 'Untersuchungen zum Einfluß von Chemikalien auf Waldökosysteme und deren Regenerationsfähigkeit mit Hilfe von Parasiten als Bioindikatoren' wird die Wirkung von chemischen Belastungen auf die epigäische Fauna eines Eichen-Hainbuchenwaldes untersucht. In diesem naturnahen, artenreichen Ökosystem sind im Gegensatz zu stark anthropogen beeinflussten Agrarökosystemen und Ruderalbiotopen empfindliche Reaktionen im interspezifischen Wirkungsgefüge der Tiere auf durch den Menschen verursachte Störungen zu erwarten. Da in einer Klimaxgesellschaft keine durch großräumige Sukzession bedingten Änderungen der Pflanzen- und Tierwelt berücksichtigt werden müssen, eignen sich diese in besonderem Maße zur Messung von längerfristigen Reaktionen einschließlich des Verlaufs der Regeneration nach Störungen. Untersuchungsziel ist die Auffindung von Indikatoren, mit deren Hilfe unerwünschte Änderungen in Ökosystemen frühzeitig erkannt werden können. Untersuchungsobjekt ist die Boden- und Streufauna des Waldes, welche sich mit Bodenphotoelektoren flächenbezogen erfassen läßt. Damit beschränken wir uns von vornherein auf einen begrenzten Ausschnitt der Waldfauna, um mehr Kapazität für vergleichende

Untersuchungen zur Verfügung zu haben. Da in Laubwäldern der Großteil der Fauna, bedingt durch den herbstlichen Laubfall, zumindest einen Teil seines Lebenszyklus am oder im Boden verbringt, werden die meisten Waldarthropoden mit Bodenphotoelektronen erfaßt. Als potentielle bioindikatorische Parameter werden geprüft: Dichteänderungen einzelner Taxa (Arten, Familien, Ordnungen) oder einzelner funktioneller Gruppen (Gilden, Trophieebenen), Änderungen in den Relationen zwischen taxonomischen oder funktionellen Tiergruppen sowie in der Dominanzstruktur.

Der Schwerpunkt der Untersuchung liegt auf den Mitgliedern höherer trophischer Stufen (Konsumenten 2. und höherer Ordnung), besonders den parasitischen *Hymenoptera*. Wir gehen dabei von der Arbeitshypothese aus, daß diese auf Störungen des Ökosystems besonders empfindlich reagieren, da sie nicht nur deren direkten Wirkungen ausgesetzt sind, sondern zusätzlich durch Änderungen in den Dichten ihrer Beutepopulationen betroffen werden. Vertreter höherer trophischer Stufen zeichnen sich zudem im allgemeinen durch großen Artenreichtum aus. Möglicherweise machen sich Belastungen von Ökosystemen frühzeitig durch Veränderungen der Artenzusammensetzung bemerkbar, was z.B. in vielen Untersuchungen aquatischer Ökosysteme nachgewiesen wurde (Übersicht bei SHEEHAN 1984). Während räuberische Käfer und Spinnen bereits Gegenstand zahlreicher synökologischer Untersuchungen waren, wurden parasitische *Hymenoptera* bisher nicht eingehend untersucht.

3. Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet im Bechtaler Wald ist ein 80-150jähriges *Stellario-Carpinetum* auf der Niederterrasse des Oberrheins im Forstbezirk Kenzingen, etwa 23 km nordwestlich von Freiburg i.Br. Der Standort ist eben und liegt etwa 170 m ü.d.M. Der Boden ist eine 40-60 cm mächtige Parabraunerde über alluvialen Schottern. *Quercus robur*, *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* sind die häufigsten Baumarten, in geringer Anzahl kommen *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus* vor. Die Strauchschicht ist spärlich ausgebildet. Vorherrschende Arten der Krautschicht sind *Hedera helix*, *Convallaria majalis*, *Carex brizoides*, *Milium effusum* und *Dryopteris filix-mas*.

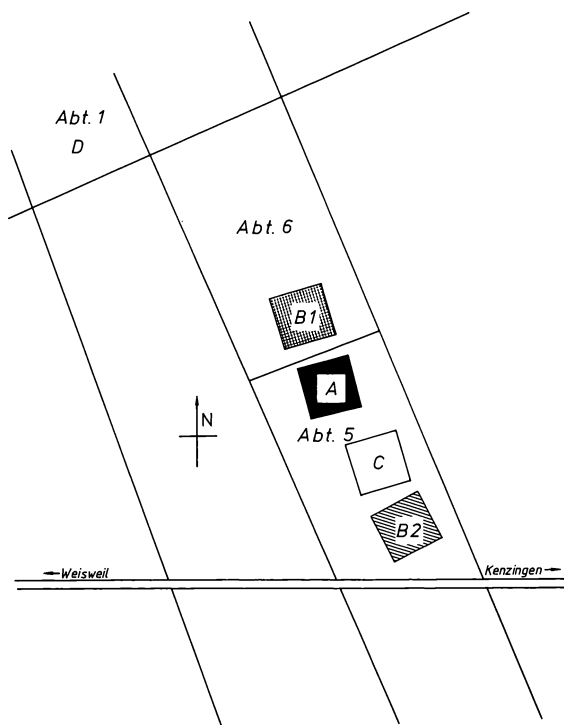


Abb. 1: Lage der Probeflächen im Bechtaler Wald.

Im Juni 1983 wurden drei je 1 ha große Probestflächen eingerichtet (Abb. 1). Wegen forstlicher Maßnahmen mußte im Frühjahr 1984 die Fläche B1 durch B2 ersetzt werden. Die Probestflächen wurden mit Markierungsband in 100 Quadrate von 10 x 10 m eingeteilt. Im Frühsommer 1984 und 1985 wurden die Pflanzenarten und deren jeweiliger Bedeckungsgrad auf den Teilflächen nach der Methode von Braun-Blanquet geschätzt. Ein Vergleich der pflanzensoziologischen Aufnahmen ergab in einzelnen Punkten Unterschiede zwischen den drei Flächen, die in vorläufiger Form bei BOGENSCHÜTZ u. ALBERT (1986) dargestellt sind. Zusätzlich erfolgte im Spätsommer 1986 eine detaillierte Standortsbeschreibung durch die Abt. Botanik und Standortkunde der Forstlichen Versuchsanstalt.

Die Fauna wird pro Fläche mit 6 Bodenphotoelektoren von 1 m² Grundfläche erfaßt (Standardtyp nach FUNKE 1971). Als Fangvorrichtung dienen je eine Kopfdose und eine Bodenfalle; als Fangflüssigkeit wird ca. dreiprozentiges Formol benutzt. Die Eklektoren werden von März bis Dezember wöchentlich geleert und alle 4 Wochen umgesetzt. Von Dezember bis März bleiben sie am gleichen Standort und werden alle 4 Wochen geleert. Abb. 2 gibt als Beispiel das Umsetzschema des Jahres 1984 wieder. Die Eklektoren werden stets entlang einer durch den Mittelpunkt der Probestfläche verlaufenden Linie aufgestellt. Die Entfernung der Eklektoren vom äußeren Rand der Fläche ist somit für jeden Fangzeitraum in etwa gleich. Dies ist wichtig, da nach der Chemikalienapplikation, die zunächst zu einer Verminderung der Tierbesatzes führt, eventuell eine Immigration vom Außenrand der Fläche einsetzt und somit ein Dichtegradient entstehen kann. Bei zufälliger Anordnung der Eklektoren bestünde die Gefahr, daß sich Unterschiede zwischen Flächen oder Fangperioden ergeben, die nicht die tatsächlichen Verhältnisse widerspiegeln, sondern durch die unterschiedliche Stellung der Eklektoren im Dichtegradienten bedingt sind.

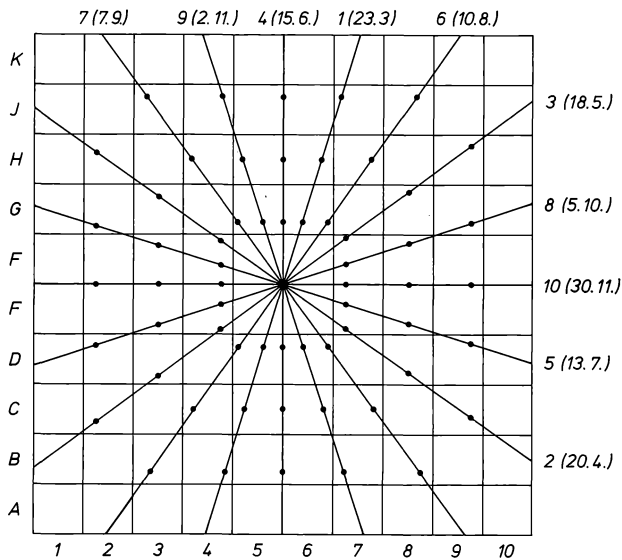


Abb. 2: Schema, nach welchem die Boden-Photoelektoren umgesetzt wurden. Das Beispiel gilt für das Jahr 1984.
 Beschriftung: links und unten: Koordinaten der Teilquadrate der Flächen.
 rechts und oben: Nummer der jeweiligen Fangperiode des Jahres, dahinter das Datum, an welchem die Eklektoren aufgestellt wurden.

Am 3. und 4. Juni 1985 wurde der Waldboden mittels einer Motorrückenspritze einmalig mit Insektiziden behandelt: Fläche A mit Cypermethrin (1 l Ripcord 40) und Fläche B mit Propoxur (2 l Unden flüssig) in jeweils 200 l Wasser. Fläche C wurde als unbehandelte Kontrolle beibehalten. Unmittelbar vor und nach der Behandlung standen die Eklektoren nur jeweils 2 Wochen lang am gleichen Standort. In der Folgezeit wurden an verschiedenen Terminen Mischproben von je 10 Einzelproben der Vegetation, der Streu und des Bodens in der Chemischen Landesuntersuchungsanstalt Offenburg auf Rückstände der eingesetzten Chemikalien untersucht.

Seit 1984 laufen Versuche, in denen nur die Bodenfläche unter den Photoelektoren begiftet wird. Hierbei wird jeweils eine Fläche von 0.25 m² Waldboden, der durch einen etwa 50 cm hohen Aluminiumring mit auswechselbarer Kunststoffolie an der Innenseite begrenzt wird, mit einer Handspritze mit Insektizidzubereitung oder Wasser besprüht und unmittelbar nach der Behandlung mit einem Eklektor gleicher Grundfläche bedeckt. Die verschieden behandelten Kleinflächen liegen mit etwa 50 cm Abstand eng beieinander und sind versetzt angeordnet, so daß eine Verfälschung der Fangergebnisse durch eventuell (ursprünglich) vorhandene kleinräumige Besiedlungsunterschiede weitgehend vermieden wird.

In Vorversuchen sollte die Parasitierungsleistung von Hymenopteren durch im Freiland ausgelegte potentielle Wirte geprüft werden. Angeboten wurden Puppen der Lepidopteren *Galleria mellonella* L. (Große Wachsmotte), *Lymantria dispar* L. (Schwammspanner), *Orgyia antiqua* L. (Schlehenspinner), der Diptere *Drosophila melanogaster* und Eier der Lepidoptere *Sitotroga cerealella* (Getreidemotte). Die Parasitierungsrate war jedoch so gering, daß diese Methode nicht geeignet erscheint, eine bioindikatorische Meßgröße zu liefern. Seit 1985 werden begleitende Experimente, z.B. Köderversuche im Freiland, Zuchtversuche im Labor, zur Untersuchung der ökologischen Rolle von *Hymenoptera* durchgeführt.

4. Diskussion der Methoden

Der Versuchsansatz ist darauf angelegt, Unterschiede der Boden- und Streu-fauna zwischen verschiedenen Flächen aufzudecken und diese Unterschiede eindeutig einer der beiden Alternativen 'natürliche Variabilität' oder 'Einfluß der chemischen Belastung' zuzuordnen. Dabei müssen methodische Einschränkungen in Kauf genommen werden. Wegen der aufwendigen Auswertungsarbeit darf die Anzahl der pro Fläche eingesetzten Eklektoren nicht zu groß sein. Um die Effekte von Chemikalien auf ein gesamtes Ökosystem und nicht nur auf kleine Ausschnitte desselben feststellen zu können, mußten große zusammenhängende Flächen behandelt werden. Aus diesem Grund stehen jeweils nur eine Fläche pro Versuchsvariante und eine Kontrolle zur Verfügung.

Bei 6 Eklektoren pro Probefläche kann es in Einzelfällen vorkommen, daß signifikante Unterschiede zwischen den Varianten festgestellt werden, die nicht die tatsächlichen Verhältnisse widerspiegeln. So könnten sich z.B. bei einer auf allen Flächen gleich häufigen Tiergruppe signifikant höhere Fangzahlen auf Fläche A ergeben, wenn dort zufällig mehr Eklektoren auf solchen Standorten stünden, die von dieser Tiergruppe bevorzugt werden. Die Eklektoren werden jedoch alle 4 Wochen auf neue Standorte versetzt. Zeigen Tiergruppen in aufeinanderfolgenden Fangperioden stets die gleichen Unterschiede, sind diese auf tatsächlich vorhandene Flächenunterschiede zurückzuführen. Durch das Umsetzen ergibt sich außerdem die Möglichkeit, bei der statistischen Bearbeitung Verfahren der zweifachen Varianzanalyse zu benutzen. Hierdurch läßt sich die Anzahl der zu einer Stichprobe gehörenden Einzelproben beträchtlich erhöhen. Zum Vergleich der Fangzahlen zwischen den 3 Probeflächen pro Einzeltermin dient der H-Test, bei Signifikanz wurde der multiple Test nach Nemenyi angeschlossen (SACHS 1978). Ergab sich nach dem H-Test keine Signifikanz, waren aber die Unterschiede in angrenzenden Fangzeiträumen gleichgerichtet, wurde eine Friedman-Varianzanalyse nach MACK u. SKILLINGS (1980) angewandt (ALBERT, BOGENSCHÜTZ 1987).

Lassen sich nach der Applikation Unterschiede zwischen den Flächen nachweisen, besagen diese nur, daß die Flächen ungleich sind. Gibt man ohne weitere Belege als Ursache für diese Unterschiede den Einfluß der Chemikalie an, so begeht man einen Fehler, für den HURLBERT (1984) den Begriff "Pseudo-replikation" prägte, und den er in 27% der von ihm geprüften Publikationen experimenteller Arbeiten nachwies. Die Frage, welche Unterschiede zwischen den Flächen durch die Chemikalienbehandlung verursacht wurden, kann nur mit zusätzlichen Informationen beantwortet werden. Es wird deshalb besonderer Wert auf einen genauen Vergleich der drei Flächen sowohl vor als auch nach der Chemikalienapplikation gelegt, wobei außer der Fauna abiotische Faktoren und Vegetation berücksichtigt werden. In der Untersuchungsphase unter experimentell unbeeinflussten Bedingungen wird festgestellt, welche Tiergruppen von vornherein unterschiedliche Fangzahlen aufweisen. Sind die Fangzahlen auf den Flächen vor der Behandlung nicht verschieden, lassen sich aber nachher signifikante Unterschiede nachweisen, sind diese mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Chemikalienapplikation zurückzuführen. Zusätzliche Informationen ergeben sich aus Vergleichen mit den Kleinphotoelektorversuchen. Zeigen sich hier im Trend übereinstimmende Ergebnisse, so lassen diese ebenfalls auf die Chemikalienapplikation als Ursache schließen.

für die chemische Belastung des Ökosystems wurden Mittel gewählt, die nur auf die Fauna, nicht jedoch auf die Habitatstruktur wirken, um die Anzahl der sich ändernden Parameter möglichst gering und das System überschaubar zu halten. Die eingesetzten Mittel Cypermethrin und Propoxur verfügen über eine hohe Initialtoxizität. Sie unterscheiden sich in der Wirkungsdauer: Propoxur baut sich sehr schnell ab, Cypermethrin ist relativ persistent. Die Menge der ausgebrachten Chemikalien entspricht in etwa der höchsten gebräuchlichen Dosierung. Da in der Praxis, vor allem in der Landwirtschaft, häufig mehrere Spritzungen innerhalb eines Jahres durchgeführt werden, ist die in das System eingebrachte Chemikalienmenge vergleichsweise niedrig.

Erste Ergebnisse über die allgemeine Reaktion von Tiergruppen auf die Chemikalienapplikation finden sich bei ALBERT u. BOGENSCHÜTZ (1987), über die Reaktion der parasitischen *Hymenoptera* und *Araneae* berichten ALBERT et al. in diesem Band.

Wir danken Herrn Forstdirektor Braus, Staatl. Forstamt Kenzingen, für die Überlassung der Probestellen. Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie (Förderungskennzeichen O373.172) gefördert.

Literatur

- ALBERT A.M., BOGENSCHÜTZ H., 1987: Die Bedeutung nicht äqualer Arthropoden-Verteilung bei Untersuchungen zur Belastbarkeit von Ökosystemen. Mitt. Dt. Ges. allg. angew. Ent. 5: 77-81.
- ALBERT A.M., HILPERT H., ALBERT R., 1987: Sind zoophage Arthropoden als Zeigerindikatoren für Belastungen von Ökosystemen geeignet? Verh. Ges. Ökol. 16: 69-78.
- BOGENSCHÜTZ H., ALBERT A.M., 1986: Synusien von Insekten-Parasitoiden als Bioindikatoren. Texte Berlin [(Umweltbundesamt)] 18/86: 78-89.
- FUNK W., 1971: Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. Ecol. Stud. 2: 81-93.
- HURLBERT S.H., 1984: Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecol. Monogr. 54: 187-211.
- MACK G.A., SKILLINGS J.H., 1980: A Friedman-type rank test for main effects in a two-factor Anova. J. Amer. Stat. Ass. 75: 947-951.
- SACHS L., 1978: Angewandte Statistik. 5. Aufl. Berlin/Heidelberg/New York (Springer).
- SHEEHAN P.J., 1984: Effects on community and ecosystem structure and dynamics. In: (Ed. SHEEHAN P.J., MILLER D.R., BUTLER G.C., BOURDEAU P.): Effects of pollutants at the ecosystem level. Scope, Chichester/ New York/Brisbane/Toronto/Singapore (Wiley) 22: 51-99.

Adressen:

Dr. Anke M. Albert und Dr. Reinhard Albert
Südliche Friedrichstr. 20
D-7144 Asperg

Dr. Hermann Bogenschütz
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Abteilung Waldschutz
Postfach 708 (Wonnhaldestr. 4)
D-7800 Freiburg

Sind zoophage Arthropoden als Zeigerindikatoren
für Belastungen von Ökosystemen geeignet?

- Anke M. Albert, Hubert Hilpert und Reinhard Albert -

Synopsis

The effect of a single pesticide application on the *Araneae* and parasitic *Hymenoptera* of a *Stellario-Carpinetum* in the Upper Rhine Valley is evaluated. Following a 1.5 year long investigation period under undisturbed conditions, the forest floor on two out of three study plots of 1 ha each was treated in June 1985: plot A with cypermethrin (1 l 'Ripcord 40') and plot B with propoxur (2 l 'Unden flüssig'). The soil and litter fauna was captured by means of ground photo-eclectors which were rotated at 4-weekly intervals. On plot B the number of caught animals was slightly reduced after pesticide application, but soon reached similar values as those in the control plot C. On plot A adult and juvenile *Araneae* were reduced during the whole study period up to the end of 1985. It seems that no differences exist in the sensitivity of different families or species. The parasitic *Hymenoptera* showed a slight reduction following cypermethrin application, especially the *Chalcidoidea* with the family *Pteromalidae*. About 6 weeks after application, the number of caught animals of some taxa on area A was significantly higher than on the control plot: the super-family *Ceraphronoidea*, esp. the family *Megaspilidae* with *Lagynodes* and *Conostigmus*, as well as the super-family *Ichneumonoidea* with *Stenomacrus merula*. Both animal orders seem to be suited to indicate chemical disturbances in ecosystems: *Araneae* indicate mostly direct effects, whereas *Hymenoptera* mainly indicate indirect effects.

Araneae, bio-indicator, diversity, evenness, ground-photo-eclectors, parasitic *Hymenoptera*, pesticides, *Stellario-Carpinetum*.

1. Einführung

Im Rahmen des Förderungsschwerpunktes 'Prüfmethoden und -verfahren für die Belastung ökologischer Systeme' des Bundesministeriums für Forschung und Technologie (BMFT) soll auf synökologischer Ebene nach Indikatoren für Umweltbelastungen gesucht werden. In diesem Projekt wird die Wirkung einer kurzzeitigen starken Störung auf ein komplexes, stark vernetztes und wenig anthropogen beeinflusstes Ökosystem, einen naturnahen Mischwald, ermittelt. Untersuchungsobjekt sind die boden- und streubewohnenden Arthropoden unter besonderer Berücksichtigung höherer trophischer Stufen, speziell der parasitoiden *Hymenoptera*.

Konsumenten höherer Ordnung sind in ihrer Entwicklung von Wirten bzw. Beuteorganismen aus niedrigeren trophischen Ebenen abhängig. Da Pestizide sowohl direkt als auch indirekt über Änderungen des Nahrungs- bzw. Wirteangebotes auf Prädatoren und Parasitoide wirken, zeigen diese häufig besonders starke Reaktionen (PIMENTEL, EDWARDS 1982). Allerdings reagieren Mitglieder höherer trophischer Stufen auch auf mehr oder weniger natürlich bedingte Fluktuationen von Beute- bzw. Wirtsorganismen innerhalb eines Ökosystems, wie Änderungen der Populationsdichten und Dominanzstrukturen von parasitoiden *Hymenoptera* bei Gradationen ihrer Wirte zeigen (z.B. HORSTMANN 1984: 81-82). Bei der Analyse der Wirkung von anthropogen verursachten Störungen müssen deshalb solche systemimmanenten Änderungen getrennt erfaßt werden können. Prädatoren und Parasitoide haben in terrestrischen Ökosystemen auf Grund ihrer Stellung im oberen Teil der Nahrungspyramide deutlich geringere Besiedlungsdichten als ihre Beutetiere, die Anzahl der vorkommenden Arten zoophager Arthropoden ist in Wäldern sehr hoch (WEIDEMANN 1977, ELLENBERG et al. 1979). Reaktionen einzelner Arten sind wegen der geringen Populationsgrößen nur in günstigen Fällen zu erfassen. Darüber hinaus bieten sich aber für die Beurteilung von Belastungen Parameter wie Diversitätsindizes oder Identitätsmaße zwischen unbelasteten und belasteten Flächen an. Die genannten Punkte werden an Hand der Reaktion von *Araneae* und parasitoiden *Hymenoptera* eines Eichen-Hainbuchenwaldes auf eine einmalige Pestizidapplikation diskutiert.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Eine genaue Beschreibung der Untersuchungsflächen und Methoden findet sich bei ALBERT et al. in diesem Band. Untersuchungsgebiet ist ein Eichen-Hainbuchenwald auf der Niederterrasse des Oberrheins (Bechtaler Wald, FA. Kenzingen), in welchem in einem 80-150jährigen Bestand drei Probeflächen A, B, C von je 1 ha Größe angelegt wurden. Ausgewertet wurden Fänge aus Bodenphotoelektoren mit 1 m² Grundfläche und je einer Kopfdose und Bodenfalle (Standardtyp nach FUNKE 1971). Sie wurden von März bis Dezember alle 4 Wochen umgesetzt und wöchentlich geleert, von Dezember bis März blieben sie am gleichen Standort und wurden alle 4 Wochen geleert.

Nach einer fast zweijährigen Untersuchungsphase unter experimentell nicht beeinflussten Bedingungen wurden Fläche A mit dem sehr persistenten synthetischen Pyrethroid Cypermethrin (1 l Ripcord 40) und Fläche B mit dem leicht abbaubaren Carbamat Propoxur (2 l Unden flüssig) behandelt. Die Chemikalien wurden in 200 l Wasser mit einer Motorrückenspritze auf den Waldboden gesprüht. Fläche C blieb als Kontrolle unbehandelt.

Grundlage der statistischen Auswertung war die Anzahl der gefangenen Individuen einer Tiergruppe (Fangzahlen) pro Fangzeitraum, in welchem die Elektoren an der gleichen Stelle standen. Zum Vergleich der Fangzahlen der drei Probeflächen diente der H-Test; bei Signifikanz wurde der multiple Test nach Nemenyi angeschlossen (SACHS 1978). Ergab sich nach dem H-Test keine Signifikanz, waren aber die Unterschiede in angrenzenden Fangzeiträumen gleichgerichtet, wurde eine Friedman-Varianzanalyse nach MACK u. SKILLINGS (1980) angewandt.

3. Ergebnisse

3.1 Allgemeine Reaktionen der Tiergruppen

Auf der Propoxur-Fläche B glichen sich nach der Chemikalienapplikation die Fangzahlen nach einer kurzen Reduktion rasch wieder den Werten der Kontrollfläche an. Auf der Cypermethrin-Fläche A wurden neben kurzfristigen Reduktionen bei mehreren häufigen Tiergruppen sehr starke langfristige Abweichungen von der Kontrolle festgestellt (ALBERT, BOGENSCHÜTZ 1987). Bei *Araneae*, parasitoiden *Hymenoptera*, *Staphylinidae*, *Scolytidae* und *Thysanoptera* bestanden vor der Applikation keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probeflächen; die *Diptera* wiesen eine geringere Besiedlungsdichte auf A auf. Nach der Applikation zeigten auf Fläche A im Vergleich zur Kontrolle die *Araneae* eine signifikante Reduktion, die Dipterenfamilien *Sciaridae* und *Phoridae*, die *Scolytidae* sowie die parasitoiden *Hymenoptera* eine Zunahme der Fangzahlen. Eine starke Zunahme der Anzahl gefangener Individuen wurde auch bei *Collembola* festgestellt, deren Fangzahlen aus dem Zeitraum vor der Applikation noch ausgewertet werden müssen.

3.2 *Araneae*

Die in den Jahren 1984 und 1985 gefangenen Spinnen wurden bis zur Art determiniert. Es wurden 100 Arten aus 16 Familien erfaßt. Die meisten Individuen gehören zu den *Linyphiidae*, *Agelenidae* und *Clubionidae*. Die Fangzahlen der Jahre 1983 bis 1985 sind in Abb. 1 dargestellt. Nach der Chemikalienapplikation im Juni 85 blieben die Fangzahlen auf Fläche A langfristig reduziert. Eine genauere Betrachtung deckt Unterschiede zwischen Flächen und Jahren auf, die nicht auf die Chemikalienapplikation zurückzuführen, sondern Ausdruck der natürlichen räumlichen und zeitlichen Variabilität sind:

- I. Im Winter/Frühjahr (Dez. - Mai) 1985 waren die Fangzahlen auf allen Flächen höher als 1984.
- II. Von Mai - Dez. waren auf der unbehandelten Kontrollfläche die Fangzahlen 1985 geringer als 1984. Dies war bedingt durch einen allgemeinen Rückgang der *Linyphiidae*, wie Tab. 1 für den Zeitraum Juni - Dez. illustriert.
- III. Auf Fläche A, der späteren Ripcord-Fläche, war der Anteil der *Linyphiidae* am Gesamtfang 1984 viel höher als auf den Flächen B und C, bedingt durch erhöhte Fangzahlen der Art *Diplostyla concolor* (WIDER). 1985 war diese Art nicht so häufig, und Unterschiede zwischen den Flächen waren nur noch gering (Tab. 1).

Die Reduktion der Fangzahlen nach der Cypermethrin-Applikation betrifft adulte und juvenile Spinnen gleichermaßen (Abb. 2 u. 3). Eine durch die Chemikalienapplikation bedingte Verschiebung der relativen Anteile der häufigen Familien am Gesamtfang ließ sich nicht nachweisen. Es scheinen somit keine Unterschiede in der Empfindlichkeit einzelner Familien gegen die verwendeten Chemikalien zu bestehen.

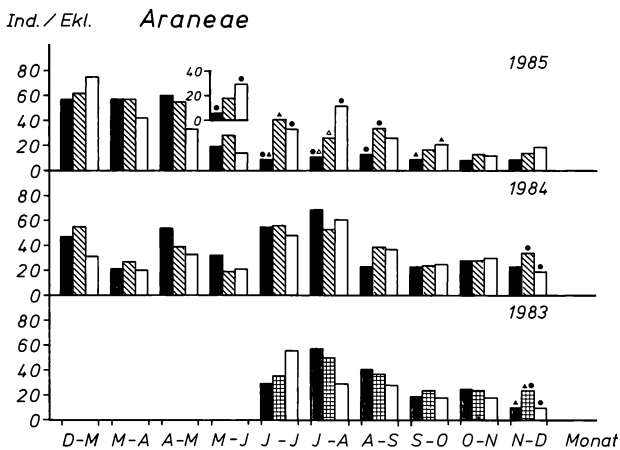


Abb. 1: Fangzahlen von *Araneae*.

Applikationszeitpunkt: Mitte des Fangzeitraums Mai - Juni 1985.

Signatur zu Abb. 1:

- : Fläche A (Ripcord),
- ▨ : Fläche B1,
- ▩ : Fläche B2 (Propoxur),
- : Fläche C (Kontrolle)

Symbole über den Balken kennzeichnen signifikant unterschiedliche Fangzahlen zwischen 2 Flächen: Δ : $p = 0.10$, $\blacktriangle$: $p = 0.05$, $\bullet$: $p = 0.01$.

Tab. 1: Gesamtfangzahlen der *Araneae* von Juni bis Dezember und ihre prozentuale Zuordnung zu Familien bzw. zur Linyphiide *Diplostyla concolor*.

	Fläche A		Fläche B2		Fläche C	
	1984	1985	1984	1985	1984	1985
Gesamtfangzahl (Ind./6 Ekl.)	555	131	576	330	503	319
% <i>Liniphiidae</i>	76	45	61	44	58	32
% <i>Agelinidae</i>	11	44	22	39	31	58
% <i>Clubionidae</i>	6	3	7	10	4	3
% andere	7	8	10	7	7	7
% <i>Diplostyla concolor</i> (<i>Linyphiidae</i>)	34	9	5	4	4	0.3

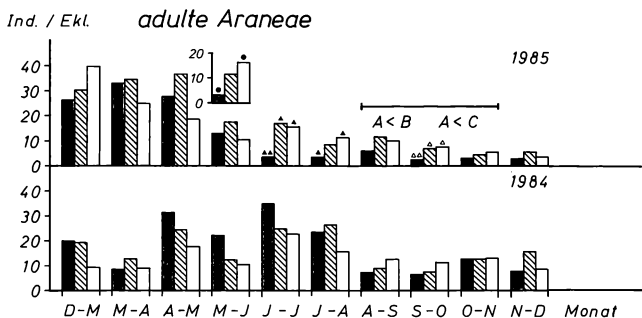


Abb. 2: Photoelektorfangzahlen von adulten *Araneae*.

Erläuterungen wie bei Abb. 1. Durchgezogene Linien über mehrere Fangperioden hinweg bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Probenflächen, die sich nur mit dem varianzanalytischen Test nach MACK u. SKILLINGS (1980) nachweisen lassen.

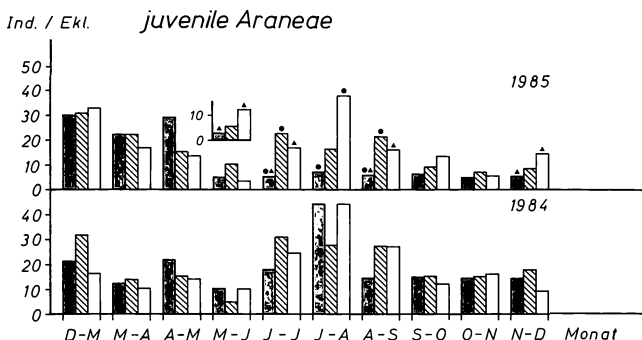


Abb. 3: Photoelektorfangzahlen von juvenilen *Araneae*.
Erläuterungen wie Abb. 1.

Bei folgenden Arten waren nach der Cypermethrin-Applikation signifikante Unterschiede zwischen den Fangzahlen festzustellen: *Histoipona torpida* (Agelinidae), *Coelotes terrestris* (Agelinidae), *Walckenaera corniculans* (Linyphiidae) sowie bei den Juvenilen der Gattung *Clubiona* (Clubionidae) (Abb. 4-7). Bei *H. torpida*, *C. terrestris* und *W. corniculans* waren allerdings die Fangzahlen schon 1984 auf Fläche A geringer als auf B und C. Diese Differenzen waren nach der Chemikalienapplikation noch stärker als im Vorjahr. Bei juvenilen *Clubiona* ließen sich 1984 keine Flächenunterschiede nachweisen, so daß die Erniedrigung der Fangzahlen ab Juni 1985 wohl ausschließlich auf die Cypermethrin-Applikation zurückzuführen ist.

Vergleiche der Probenflächen vor und nach der Applikation mit Hilfe des Renkonen- und des Jaccard-Index, welche den Grad der Übereinstimmung zwischen 2 Flächen messen, ergaben keine differenzierteren Informationen als die dargestellten Analysen auf Gesamtzahlen-, Familien- und Artenbasis. Der Grad der Übereinstimmung zwischen den Flächen A und C war in beiden Jahren geringer als zwischen Flächen B und C. Diese Differenz war nach der Behandlung ausgeprägter als vorher. Die geringe Übereinstimmung zwischen A und C im Vorapplikationszeitraum wird durch die nur 1984 festgestellten hohen Fangzahlen der Linyphiide *D. concolor* hervorgerufen.

Auch die Berechnung verschiedener Diversitäts- und Evenness-Indizes (Shannon-, reziproker Simpson-, Lloyd-Ghelardi- und Alatalo-Index, siehe HILL 1973) deckte keine zusätzlichen Informationen auf, welche in ihrer Aussagekraft über die bisherige Darstellung der Unterschiede hinausgehen. Die einzelnen Spinnenarten wurden demnach alle in etwa der gleichen Intensität von Cypermethrin geschädigt.

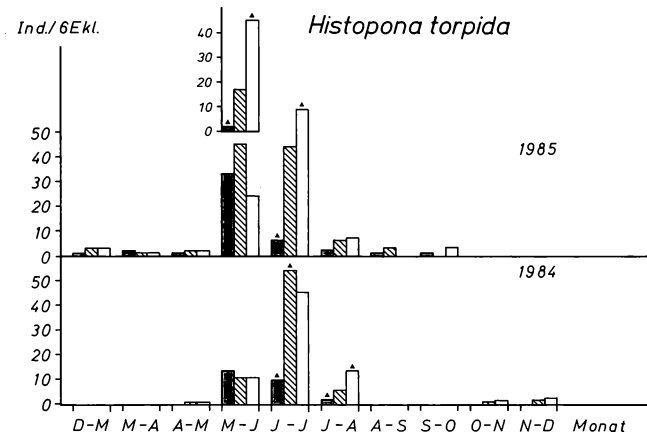


Abb. 4: Photoelektorfangzahlen von *Histopona torpida* (Araneae: Agelinidae).
Erläuterungen wie Abb. 1.

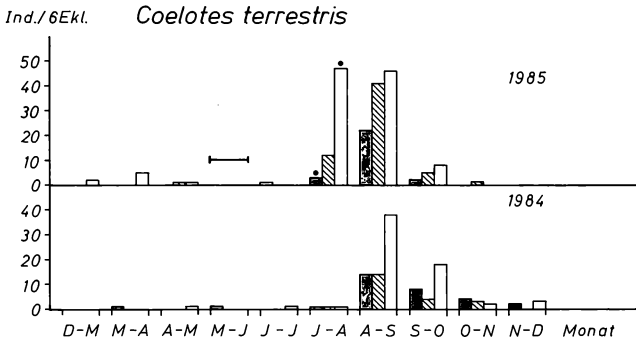


Abb. 5: Photoelektorfangzahlen von *Coelotes terrestris* (Araneae: Agelinidae).
Erläuterungen wie Abb. 1.

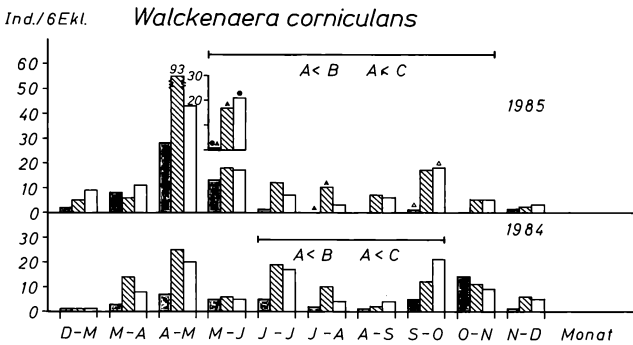


Abb. 6: Photoelektorfangzahlen von *Walckenaera corniculans* (Araneae: Linyphiidae).
Erläuterungen wie Abb. 1 und 2.

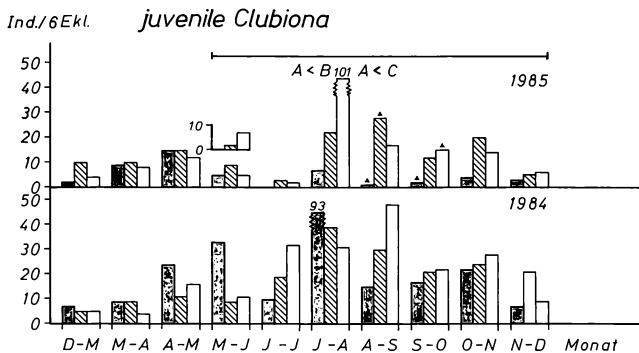


Abb. 7: Photoelektorfangzahlen von juvenilen *Clubiona*-Arten (Araneae: *Clubionidae*).
Erläuterungen wie Abb. 1 und 2.

3.3 Hymenoptera

Die *Hymenoptera* waren mit mindestens 450 Arten und 300 Gattungen bei einer mittleren Anzahl von jährlich 7000 Ind. (400 Ind./Ekl.) außerordentlich artenreich. Es war nicht möglich, alle Individuen bis zur Art zu bestimmen. Die individuenreichsten Überfamilien sind *Proctotrupoidea*, *Chalcidoidea*, *Ichneumonoidea* und *Ceraphronoidea*. Tab. 2 zeigt die Dominanzen der Überfamilien auf der Kontrollfläche während der Jahre 1984 und 1985.

Tab. 2: Gesamtfangzahlen der *Hymenoptera* pro Jahr und ihre prozentuale Zuordnung zu Überfamilien auf Kontrollfläche C.

	1984	1985
Gesamtfangzahl (Ind./Ekl.)	393	378
% <i>Ichneumonoidea</i>	15	19
% <i>Chalcidoidea</i>	31	21
% <i>Proctotrupoidea</i>	35	33
% <i>Ceraphronoidea</i>	12	16
% andere	7	11

Abb. 8 stellt die Fangzahlen der gesamten *Hymenoptera* auf den 3 Flächen dar. Vor der Applikation bestanden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächen. Unmittelbar nach der Applikation waren die Fangzahlen auf Fläche A signifikant niedriger als auf der Kontrollfläche C. Von der 6. bis 18. Woche nach der Applikation dagegen lagen die Fangzahlen auf Fläche A höher als auf B und C.

In einer ersten Analyse ließen sich für 3 Überfamilien und 2 Familien signifikante Änderungen der Fangzahlen nachweisen (Tab. 3). Die *Chalcidoidea* zeigten eine kurzfristige Reduktion auf beiden behandelten Flächen, bei der Familie *Pteromalidae* bestand sie bis 8 Wochen nach der Applikation fort. Die Überfamilie *Ceraphronoidea* zeigte von der 6. Woche nach Applikation bis zum Ende der Vegetationsperiode erhöhte Fangzahlen auf Fläche A. Dies ist hauptsächlich auf die *Megaspilidae* zurückzuführen, bei denen sowohl die Gattung *Conostigmus* als auch die Gattung *Lagynodes* auf Fläche A deutlich häufiger gefangen wurden als auf Fläche B und C (Tab. 4). Die *Ichneumonoidea* zeigten zunächst eine kurzfristige Reduktion, etwa von der 6. Woche nach der Behandlung an waren erhöhte Fangzahlen auf Fläche A festzustellen. Dies beruht zum größten Teil auf der Gattung *Stenomacrus*. *Stenomacrus* parasitiert

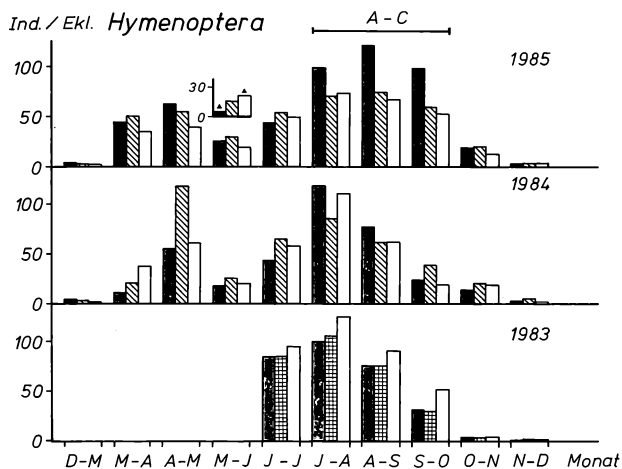


Abb. 8: Photoelektrofangzahlen von parasitoiden *Hymenoptera*.
Erläuterungen wie Abb. 1 und 2.

Tab. 3: Vergleiche der Fangzahlen von Überfamilien und Familien parasitoider *Hymenoptera* pro Probestfläche vor und nach der Insektizidanwendung.

Tiergruppe	vor Applikation Juni 83 - Mai 85	nach Applikation Juni 85 - Dez. 85
<i>Ichneumonoidea</i>	19 x keine, 1 x A<B	Mai - Juli A<B, Juli-Okt. A>C
<i>Chalcidoidea</i>	keine	Mai - Juni A<C, B<C
<i>Pteromalidae</i>	keine	Juni - Aug. A<C, A<B
<i>Ceraphronoidea</i>	19 x keine, 1 x A<C	Juli - Okt. A>C, A>B
<i>Megaspilidae</i>	keine	Juni - Okt. A>C, A>B

Tab. 4: Fangzahlen (Ind./6 Ekl.) von *Hymenoptera*-Gattungen nach Chemikalienapplikation.

Gattung	Fläche	Wochen nach Behandlung				
		2	6	10	14	18
<i>Stenomacrus</i> (<i>Ichneumon.</i>)	A	0	19	33	64	189
	B	0	7	44	9	25
	C	0	10	27	14	22
<i>Lagynodes</i> (<i>Megaspilidae</i>)	A	0	8	31	41	34
	B	5	5	31	24	26
	C	7	8	32	25	23
<i>Conostigmus</i> (<i>Megaspilidae</i>)	A	1	10	37	133	9
	B	1	9	1	14	0
	C	1	5	1	1	1

wahrscheinlich die Dipteren-Familie *Mycetophilidae* (AUBERT 1981), für die sich ebenfalls unterschiedliche Fangzahlen auf den drei Flächen nach der Behandlung nachweisen lassen. Unter den nachgewiesenen Arten zeigte lediglich *Stenomacrus merula* GRAVENHORST, 1929, diese Reaktion. Dieser Befund verdeutlicht den Informationsgewinn beim Vergleich der Fauna verschiedener Versuchsfächen, wenn bis zur Art bestimmt werden kann. *Stenomacrus merula* GR. trat 1983 in nur 9 Exemplaren in den Fängen auf, fehlte 1984 ganz und erlebte 1985 eine Zunahme auf über 300 Individuen. Dieser Anstieg erfolgte, allerdings flacher, auch auf der Kontrollfläche. Nicht die Änderung der Populationsdichte an sich, sondern allenfalls ihre Intensität wurde von der Applikation der Insektizide bestimmt.

Die große Artenvielfalt der *Hymenoptera* als solche scheint geeignet zu sein, bioindikatorische Parameter zu liefern. Da nicht alle Tiere bis zur Art determiniert wurden, erfolgte die Berechnung der Diversitäts- und Evenness-Indizes auf der Grundlage verschiedener taxonomischer Ebenen. Tab. 5 zeigt, daß seit etwa der 10. Woche nach Applikation auf Fläche A trotz einer deutlichen Erhöhung der mittleren Anzahl gefangener Individuen die mittlere Anzahl gefangener Taxa nur geringfügig stieg. Erwartungsgemäß sind deshalb der reziproke Simpson-Index als Diversitätsmaß und der Alatalo-Index als Maß der Evenness niedriger als auf den Flächen B und C. Vor der Applikation waren signifikante Unterschiede zwischen den Flächen nicht festzustellen.

Tab. 5: Taxon-Individuen-Relationen von *Hymenoptera*-Fangzahlen nach der Chemikalienapplikation.

Parameter	Fläche	Wochen nach Behandlung				
		2	6	10	14	18
Individuenzahl (Ind./Ekl.)	A	6	46	99	123	107
	B	18	56	72	75	64
	C	22	51	76	68	55
Anzahl Taxa pro Ekl.	A	5	21	22	24	21
	B	9	23	20	24	19
	C	12	24	24	21	17
mittl. Diversität (reziproker Simpson- Index) pro Ekl.	A	4.6	11.9	7.3	7.5	6.7
	B	9.8	12.6	12.0	11.5	9.9
	C	6.6	13.8	8.4	10.9	10.5
mittl. Evenness (Alatalo-Index) pro Ekl.	A	0.88	0.73	0.60	0.60	0.57
	B	0.88	0.74	0.66	0.70	0.72
	C	0.75	0.73	0.72	0.72	0.79

3.4 Diskussion

Araneae und parasitoide *Hymenoptera* reagierten deutlich auf die Applikation des Insektizids Cypermethrin, während Propoxur keine oder geringe Reaktionen hervorrief. Die auf der Probefläche A nachgewiesenen Änderungen der Fangzahlen lassen sich von der stets vorhandenen natürlichen Variabilität abgrenzen. Die Änderung der Fangzahlen der Spinnen dürfte auf einer direkten Giftwirkung der Chemikalie Cypermethrin beruhen. Gravierende Unterschiede in der Cypermethrin-Empfindlichkeit zwischen den einzelnen Arten scheinen nicht zu existieren. Die Fangzahlen der Spinnen blieben nach der Chemikalienapplikation bis zum Jahresende 1985 und auch noch Anfang 1986 auf Fläche A niedriger als auf B und C. Eine Angleichung an die Werte der Kontrollfläche, z.B. durch Immigration, erhöhte Überlebenswahrscheinlichkeit oder beschleunigte Entwicklung der Jugendstadien, findet äußerst langsam statt. Die streulebenden Spinnen sind meist halbsessile Arten (mit Ausnahme der hier seltenen *Lycosidae*), so daß eine Einwanderung von außen in die behandelten Flächen keine große Rolle spielt. Die meisten Arten haben einen ein- oder mehrjährigen Lebenszyklus, so daß eine Erhöhung der Populationsdichte durch verbesserte Überlebensraten der Jungtiere erst relativ spät einsetzen kann.

Spinnen sind das ganze Jahr über in ausreichender Anzahl vorhanden, und unter natürlichen Bedingungen ändern sich ihre Fangzahlen von Jahr zu Jahr relativ wenig. Falls sich herausstellt, daß Spinnen auf andere Chemikalien ähnlich empfindlich reagieren, wofür einige Untersuchungen sprechen (KOLBE et al. 1984; ALBERT, BOGENSCHÜTZ 1987), stellen sie gute Zeigerindikatoren für die direkte Wirkung von chemischen Belastungen dar. Mittelbare Änderungen der Struktur der Spinnensynapse, welche eine Reaktion auf Änderungen ihrer Beutepopulationen darstellen würden, sind bislang nicht beobachtet worden. Im Gegenteil: Es erscheint wahrscheinlich, daß potentielle Beutetiere, wie *Collembola*, *Diptera* und *Hymenoptera*, durch die Reduktion der Spinnen - und damit Verringerung des Räuberdrucks - ihre Populationsdichte erhöhen könnten.

Auch die *Hymenoptera* zeigten als unmittelbare Reaktion auf die Chemikalienapplikation eine Reduktion der Fangzahlen. Diese betraf die einzelnen Überfamilien unterschiedlich. So wurden insbesondere die *Chalcidoidea* reduziert. Die Fangzahlen glichen sich rasch wieder den Werten der Kontrollfläche C an.

Von der 6. Woche nach der Chemikalienapplikation an setzte eine mittelbare Reaktion auf diese ein, die in einer Erhöhung der Fangzahlen einzelner Gruppen resultiert. Das Ausmaß dieses Anstiegs war weniger stark ausgeprägt als bei *Phoridae*, *Sciaridae* und *Collembola*. Es gilt dabei aber zu bedenken, daß der Massenwechsel der *Diptera* auch unter natürlichen Verhältnissen räumlich und zeitlich stark variiert. Solche Unterschiede traten bei den *Hymenoptera* als Gesamtgruppe nicht auf.

Hymenoptera eignen sich als Bioindikatoren besonders für langfristige Wirkungen von Belastungen eines Ökosystems (s. auch BOGENSCHÜTZ, ALBERT 1986). Anders als bei Spinnen stehen einer generellen Verwendung von mit Photoelektoren erfaßten *Hymenoptera* als Zeigerindikatoren einige erschwerende Gesichtspunkte entgegen:

- I. Die Unterscheidung der Arten ist schwierig und zeitraubend, deren Determination oft nicht möglich.
- II. Viele Arten oder Gattungen zeigen einen ausgeprägten Jahresgang der Apparenzen, d.h. sie werden nur innerhalb einer kurzen Zeitspanne mit Elektoren gefangen. Ob solche Arten auf eingebrachte Chemikalien empfindlich reagieren oder nicht, hängt entscheidend vom Zeitpunkt der Applikation ab.
- III. Viele Taxa zeigen unter natürlichen Verhältnissen starke Fluktuationen von Jahr zu Jahr, wie z.B. *Stenomacrus merula* GR. In solchen Fällen ist es schwierig festzustellen, ob Änderungen der Fangzahlen nach Belastungen auf natürliche Fluktuationen oder auf die Belastung zurückzuführen sind.

Wegen der unterschiedlichen Empfindlichkeit einzelner Arten können auch Diversitätsindizes als bioindikatorische Meßgrößen in Betracht. In dieser Untersuchung trat auf der belasteten Fläche eine Erniedrigung der Diversität ein, ein Ergebnis, welches auch von belasteten aquatischen Systemen bekannt ist (SHEEHAN 1984). Vor der Berechnung von Indizes zur Beschreibung der Diversität ist allerdings aufwendige Determinationsarbeit zu leisten.

Die erst mehrere Wochen nach der Applikation einsetzende Erhöhung der *Hymenoptera*-Fangzahlen ist eine mittelbare Reaktion, die wahrscheinlich durch eine Verringerung des Räuberdrucks und somit verbesserte Überlebenschancen, vielleicht auch durch eine Verbesserung des Angebotes an potentiellen Wirten hervorgerufen wird. Sie stellt somit einen integrierenden Meßparameter dar. Zur Analyse der Reaktion ist eine Aufdeckung von Ursache-Wirkungsbeziehungen unerlässlich. Die in diesem Projekt vorgesehenen korrelationsanalytischen Bearbeitungen der Photoelektorfangzahlen sowie begleitende experimentelle Untersuchungen können als erste Schritte auf diesem Weg dienen.

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie (Förderungskennzeichen O373.172) finanziert.

Literatur

- ALBERT A.M., ALBERT R., BOGENSCHÜTZ H., 1987: Boden- und streulebende Waldarthropoden als Zeigerindikatoren für Belastungen von Waldökosystemen: Zielsetzung und Methodik des Projektes 'Bechtaler Wald'. Verh. Ges. Ökol. 16:
- ALBERT A.M., BOGENSCHÜTZ H., 1987: Die Bedeutung nicht äqualer Arthropoden-Verteilung bei Untersuchungen zur Belastbarkeit von Ökosystemen. Mitt. dt. Ges. allg. angew. Ent. 5: 77-81.

- ALBERT R., BOGENSCHÜTZ H., 1984: Prüfung der Wirkung von Pflanzenbehandlungsmitteln auf die Nutzarthropode *Coelotes terrestris* (WIDER) (Araneida, Agelinidae) mit Hilfe eines Glasplattentests. Anz. Schädlingssk., Pflanzen-, Umweltschutz 57: 111-117.
- AUBERT J.F., 1981: Révision des Ichneumonides *Stenomacrus* sensu lato. Mitt. Münchener Ent. Ges. 71: 139-159.
- BOGENSCHÜTZ H., ALBERT A.M., 1986: Synusien von Insekten-Parasitoiden als Bioindikatoren. Texte [Berlin (Umweltbundesamt)] 18/86: 78-89.
- ELLENBERG H., SCHAUERMANN J., ULRICH B., 1979: Ökosystemforschung im Solling - eine knappe Synthese. Göttingen.
- FUNKE W., 1971: Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. Ecol. Stud. 2: 81-93.
- HILL M.O., 1973: Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427-432.
- HORSTMANN K., 1984: Untersuchungen zum Massenwechsel des Eichenwicklers, *Tortrix viridana* L. (Lepidoptera, Tortricidae), in Unterfranken. Z. ang. Ent. 98: 73-95.
- KOLBE W., DORN K., SCHLEUTER M., 1984: Prüfung ausgewählter Insektentaxa aus 2 Forstbiotopen auf ihre Indikatoreignung - ein neuer Aspekt des Burgholz-Projektes. Jahressb. naturwiss. Ver. Wuppertal 37: 91-103.
- MACK G.A., SKILLINGS J.H., 1980: A Friedman-type rank test for main effects in a two-factor Anova. J. Amer. Stat. Ass. 75: 947-951.
- PIMENTEL D., EDWARDS C.A., 1982: Pesticides and ecosystems. BioScience 32: 595-600.
- SACHS L., 1978: Angewandte Statistik. Berlin (Springer).
- SHEEHAN P.J., 1984: Effects on community and ecosystem structure and dynamics. In: SHEEHAN P.J., MILLER D.R., BUTLER G.C., BOURDEAU P.: Effects of pollutants at the ecosystem level. Scope [Chichester/New York/Brisbane/Toronto/Singapore (Wiley)] 22: 51-99.
- WEIDEMANN G., 1977: Struktur der Zoozönose im Buchenwald-Ökosystem des Solling. Verh. Ges. Ökol. Göttingen 1976: 59-74.

Adressen:

Dr. Anke M. Albert
 Dr. Reinhard Albert
 Südliche Friedrichstr. 20
 D-7144 Asperg

Dipl.-Biol. Hubert Hilpert
 Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg
 Abt. Waldschutz
 Postfach 708 (Wonnhaldestr. 4)
 D-7800 Freiburg

Artenspektrum und Dominanzstruktur von Enchytraeiden
einiger Buchen- und Fichtenwälder Nordrhein-Westfalens

- Joachim Schoch-Bösken und Hartmut Greven -

Synopsis

In beech and spruce forests located in the Egge mountains and the Sauerland (North Rhine Westphalia), altogether 32 species of enchytraeids were found. Calculating the dominances of the species collected, the index of diversity according to Shannon-Weaver and evenness (values of both were highest in the *Melico-Fagetum*, intermediate in the *Luzulo-Fagetum* and lowest in the spruce forests) significant differences became evident between the study sites. It is assumed that these differences are mainly due to the pH-values of the soil ranging from 2.6 (spruce forest) to 7.5 (*Melico-Fagetum*). The mean dominances and their standard deviations within the whole period of investigation (up to 20 months) of four selected species show a correlation to the sampling sites. This applies also to the ubiquitous, eudominant species *Cognettia sphagnetorum*.

Beech forests, ecological indices, *Enchytraeidae*, soil-pH, spruce forests.

1. Einführung

Enchytraeiden erfüllen zahlreiche Forderungen, die an Bioindikatoren gestellt werden (vgl. BICK, NEUMANN 1982): Sie kommen in sehr hoher Individuenzahl in den obersten Bodenschichten vor und reagieren auf verschiedene Noxen (Erniedrigung des pH-Wertes im Boden, Schwermetalle, Düngung etc.) u.a. mit Veränderung ihrer Individuen- und Artenzahl (BENGTSSON, RÜNDGREN 1982; HUHTA et al. 1982; ANDREN, LAGERLÖF 1983; HEUNGENS 1984).

Im Rahmen eines längerfristigen Projektes (BALLACH et al. 1985, 1986) versuchen wir, vor allem in Buchenwäldern über Artenspektrum, Dominanzen verschiedener Arten und Ökologische Indizes Zusammenhänge zwischen abiotischen Faktoren im Boden, namentlich dem pH-Wert, und der Enchytraeidenbesiedlung aufzudecken.

2. Untersuchungsgebiete und Methoden

Hauptuntersuchungsgebiete sind drei Buchenbestände (I, II, III) am Westhang des Eggegebirges (FA Paderborn, Schwaneyer Forst). Zum Vergleich wurden Daten aus vier weiteren Gebieten (IV, SB, EF, SF) herangezogen, die über einen kürzeren Zeitraum erfaßt wurden. Gebiet IV liegt auf dem Kamm des Eggegebirges, etwa 250 m von Gebiet III entfernt. EF ist in halber Hanghöhe, etwa 300 m neben Gebiet II zu finden. Die Untersuchungsgebiete SB und SF befinden sich im Sauerland, 2 km nordwestlich von Schmallenberg (zur weiteren Charakterisierung der Gebiete s. Tab. 1).

Tab. 1: Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Gebiet	Höhe ü.d.M.	Gesellschaft	pH-Wert		Proben- anzahl	Zeit der Probenahme
			Mittel- wert (OH-Horizont, 0.1 N KCl)	Schwankungs- breite		
I	315-320 m	<i>Luzulo-Fagetum</i>	3.89	3.37 - 7.41	15	10/84 - 6/86
II	350-355 m	<i>Melico-Fagetum</i>	4.30	3.43 - 7.46	20	4/84 - 6/86
III	410-415 m	<i>Melico-Fagetum</i>	4.15	3.23 - 6.47	15	10/84 - 6/86
IV	395-400 m	<i>Luzulo-Fagetum</i>		3.2 - 3.9	5	10/84 - 5/85
SB	460 m	<i>Luzulo-Fagetum</i>		3.3 - 4.0	6	4/84 - 10/84
EF	350 m	Fichtenwald		2.8 - 3.4	5	4/84 - 9/84
SF	460 m	Fichtenwald		2.6 - 3.2	6	4/84 - 10/84

Der Untergrund am Westhang des Eggegebirges ist sehr wechselhaft. Über einer Schicht Muschelkalk, die stellenweise bis zur Oberfläche ansteht, befindet sich eine Schicht von Osning-Sandstein. In den beiden untersuchten *Luzulo*-Fageten des Eggegebirges (I und IV) liegt ein moderartiger Humus über einer Sandschicht. In den *Melico*-Fageten (II und III) hat sich (durch den Kalkanteil) größtenteils mullartiger Humus gebildet; in EF liegt Rohhumus vor. Der Untergrund in den Untersuchungsgebieten des Sauerlandes ist gleichförmiger. Im *Luzulo*-Fagetum findet sich Moder, im Fichtenwald eine starke Rohhumusauflage.

Die Bodenproben wurden monatlich gesammelt; in jedem Gebiet wurden jeweils nach Laub- (O_L), Fermentations- (O_F) und Humusschicht (O_H) (vgl. KUNTZE et al. 1981) getrennt fünf Parallelproben entnommen und ausgewertet. In der vorliegenden Arbeit wird diese Schichtung nicht berücksichtigt. Die Extraktion der Enchytraeiden erfolgte nach der Methode von O'CONNOR (1955).

3. Ergebnisse

Tab. 2 zeigt das Artenspektrum und die Dominanzen der in den Gebieten I, II und III gefundenen Enchytraeiden (insgesamt 32 Arten). In jedem Gebiet ist *Cognettia sphagnetorum* die dominierende Art. In den beiden *Melico*-Fageten, deren Böden durchschnittlich etwas höhere pH-Werte aufweisen (vgl. Tab. 1), nimmt die Dominanz dieser Art ab. Ähnlich verhalten sich z.B. auch *Marionina clavata* und *Achaeta affinis*. Bei anderen Arten hingegen scheint der Dominanzanteil mit ansteigendem pH-Wert zuzunehmen (z.B. bei den meisten *Fridericia*-Arten, bei *Mesenchytraeus armatus*, *M. glandulosus* und *Stercutus niveus*).

Tab. 2: Dominanzen (in %) der Enchytraeiden-Arten in drei Untersuchungsgebieten (I, II, III) bezogen auf 100 g Trockengewicht und gemittelt über den gesamten Untersuchungszeitraum.

	I	II	III
<i>Achaeta</i> spec.	4.48	3.16	1.61
- <i>affinis</i>	2.46	1.02	0.23
- <i>camerani</i>	0.16	0.07	
- <i>eiseni</i>	0.16	0.09	
<i>Buchholzia appendiculata</i>	0.61	0.33	1.61
<i>Cernosvitoviella atrata</i>		0.29	0.92
<i>Cognettia cognettii</i>	4.96	10.83	4.87
- <i>sphagnetorum</i>	61.35	41.31	37.96
<i>Enchytraeus</i> spec.	4.02	3.45	4.66
<i>Enchytronia</i> cf. <i>minor</i>	1.69	6.07	6.18
<i>Fridericia</i> spec.	0.28	2.15	3.24
- <i>bulboides</i>		0.14	0.13
- <i>bulbosa</i>	0.50	0.25	1.24
- <i>callosa</i>			0.09
- <i>galba</i>		0.09	0.85
- <i>leydigi</i>	0.11	0.58	0.14
- <i>maculata</i>		0.11	
- <i>paroniana</i>		0.11	0.07
- <i>perrieri</i>		0.10	0.59
- <i>ratzei</i>			0.10
- <i>striata</i>			1.02
<i>Henlea perpusilla</i>	0.14	0.07	
<i>Marionina</i> spec.		0.13	0.26
- <i>argentea</i>	0.05	0.11	0.05
- <i>cambrensis</i>	2.20	2.28	1.09
- <i>clavata</i>	1.98	1.08	0.29
- <i>similis</i>			0.04
- <i>vesiculata</i>		0.04	
<i>Mesenchytraeus</i> spec.	1.07	4.87	3.61
- <i>armatus</i>	1.45	3.71	8.17
- <i>beumeri</i>		0.23	
- <i>flavus</i>	0.12		
- <i>gaudens</i>	1.32	1.56	2.63
- <i>glandulosus</i>	8.72	10.82	11.51
- <i>ogloblini</i>	0.07		
<i>Stercutus niveus</i>	2.08	4.96	6.82
Bestimmte Individuen:	1304	2025	1523
Arten:	20	26	24
Untersuchungsmonate:	15	20	15

Tab. 3: Ökologische Indizes für die Enchytraeidengemeinschaften aus sieben Untersuchungsgebieten.

S = Anzahl der Enchytraeidenarten
H = SHANNON-WEAVER-Index = $\sum (n_i \cdot \ln(n_i))$
 n_i = Dominanzanteil der Art i
 $H_{\max} = \ln(S)$
e = evenness = $H/H_{\max}$

Gebiet	S	H	$H_{\max}$	e
I	22	1.63	3.04	0.54
II	28	2.14	3.33	0.65
III	24	2.28	3.18	0.72
IV	13	1.31	2.57	0.51
SB	21	1.63	3.04	0.54
EF	8	0.67	2.08	0.32
SF	5	0.15	1.61	0.09

Tab. 4: Minimaler und maximaler Dominanzanteil von vier Enchytraeidenarten aus sieben Untersuchungsgebieten im gesamten Untersuchungszeitraum bezogen auf 100 g Trockengewicht.

Gebiet	<i>Cognettia</i>		<i>Mesenchytraeus</i>	
	<i>cognettii</i>	<i>sphagnetorum</i>	<i>armatus</i>	<i>glandulosus</i>
I	0 - 10.2	21.6 - 79.3	0 - 6.8	0 - 31.3
II	2.0 - 32.3	2.8 - 61.5	0 - 19.8	0 - 30.8
III	0 - 9.3	2.9 - 76.6	0 - 39.4	0 - 28.0
IV	0 - 2.8	25.3 - 79.0		3.2 - 9.2
SB	0 - 28.2	4.8 - 46.0	0 - 1.4	3.0 - 55.6
EF	0 - 2.3	46.4 - 88.4		0 - 1.8
SF		56.7 - 98.8		0 - 6.7

Der für die Enchytraeidengemeinschaften der Untersuchungsgebiete ermittelte Diversitätsindex (nach SHANNON, WEAVER 1949) und die Äquität (Evenness) liegen in EF und SF am niedrigsten, erreichen in I, IV und SB höhere Werte und sind in II und III am höchsten (Tab. 3).

Tab. 4 zeigt die Schwankungsbreite der Dominanzen von vier ausgewählten Enchytraeidenarten in den sieben Untersuchungsgebieten. Die Abb. 1-4 führen für dieselben Arten jeweils die mittlere Dominanz sowie die Standardabweichung auf. Trotz relativ großer Schwankungsbreite im Verlauf des Untersuchungszeitraumes wird deutlich, daß die mittleren Dominanzen von *C. sphagnetorum* in Gebieten mit niedrigen pH-Werten besonders hoch, die von *C. cognettii*, *M. armatus* und *M. glandulosus* besonders niedrig sind.

4. Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt, daß in allen sieben Untersuchungsgebieten eine beachtliche Anzahl von Enchytraeidenarten vorkommt. In den Fichtenwäldern, die allgemein als artenarm gelten (NURMINEN 1967, ABRAHAMSEN 1972) und in Sauerhumusbuchenwäldern ist die Artenzahl jedoch geringer als in den untersuchten Kalkbuchenwäldern. Nach Berechnung der Dominanzanteile für die einzelnen Enchytraeidenarten werden Unterschiede zwischen den Biotopen deutlich. Eine Reihe von Arten (*Enchytronia* cf. *minor*, *Mesenchytraeus armatus*, *Stercutus niveus*) dominiert in den Kalkbuchenwäldern, andere hingegen (*Achaeta affinis*, *Marionina clavata*) in den Sauerhumusbuchenwäldern. In allen untersuchten Fällen ist jedoch *Cognettia sphagnetorum* eudominant, erreicht allerdings in den Buchenwäldern nicht so hohe Dominanzen wie z.B. in den Fichtenwäldern (EF > 80%; SF > 90%).

Mit Hilfe von Diversitätsindizes (z.B. dem Index nach SHANNON u. WEAVER (1949) und der Äquität (Evenness) können Lebensgemeinschaften gegeneinander abgegrenzt werden. Beide Maßzahlen erreichen ihre höchsten Werte in den Kalkbuchenwäldern, etwas niedrigere in den Sauerhumusbuchenwäldern und die tiefsten Werte in den Fichtenwäldern. Damit werden auch hier Unterschiede deutlich, die zum gegenwärtigen Zeitpunkt zwar nicht unbedingt etwas über unterschiedliche Stabilitäten der Enchytraeidenpopulationen aussagen (vgl. ALTEN-KIRCH 1977), jedoch im Hinblick auf die geplanten langfristigen Untersuchungen später bedeutsam werden könnten.

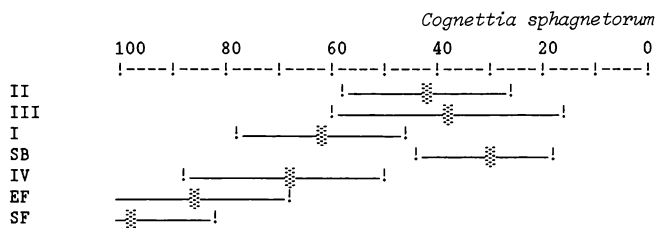


Abb. 1

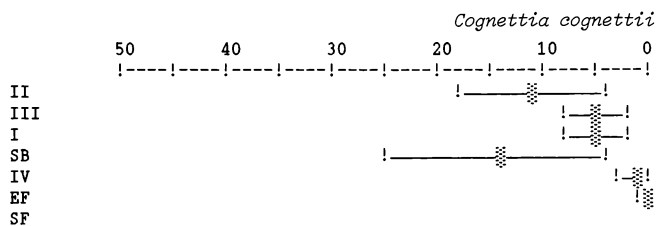


Abb. 2

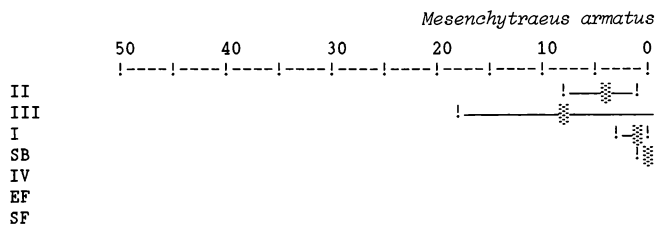


Abb. 3

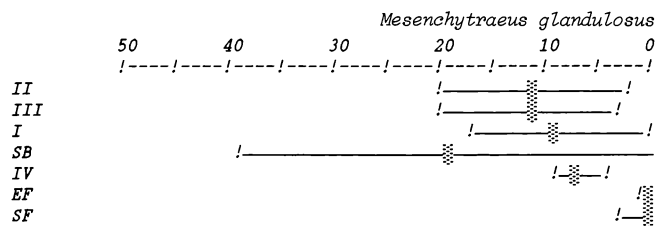


Abb. 4

Abb. 1-4: Mittlere Dominanz (Balken) und Standardabweichung der Dominanzen (Linien) in % von vier Enchytraeidenarten aus sieben Untersuchungsgebieten im jeweils gesamten Untersuchungszeitraum.

Die Unterschiede in Artenspektrum, Dominanzen und Diversitätsindex sind wahrscheinlich u.a. auf die pH-Werte im Oberboden zurückzuführen (s. auch ABRAHAMSEN 1972, HEALY 1980). Unsere Untersuchungsgebiete unterscheiden sich trotz beachtlicher Schwankungsbreiten hinsichtlich der pH-Werte vor allem im O_H -Horizont, in dem der größte Teil der Enchytraeidenarten festgestellt werden konnte. Die Unterschiede zwischen den pH-Werten der L- und F-Schicht der verschiedenen Gebiete sind weniger deutlich (unpubl.); inwieweit diese Tatsache einen Einfluß auf das Artenspektrum hat, wird z.Z. geprüft. Zudem lassen sich die wenigen bekannten Labor- und Freilanddaten über pH-Präferenzen von Enchytraeiden mit unseren Beobachtungen vereinbaren. *C. sphagnetorum* hat sein pH-Optimum zwischen 3.6 und 3.8 (Laborbefunde; STANDEN, LATTER 1977). Im Freiland kommt *C. sphagnetorum* in Böden mit einem pH-Wert von 3.2 bis 5.1 vor, vereinzelt auch in Böden bis pH 7.7. *C. cognettii* wurde in Böden mit einem pH-Wert von 3.6 bis 5.4 gefunden und *M. armatus* in solchen mit pH 4.6 bis 7.9 (HEALY 1980). Einzelne Arten sind häufig innerhalb eines

engen pH-Bereichs zu finden (z.B. *A. affinis*, *Fridericia leydigi*, *M. clavata*, *Mesenchytraeus glandulosus*) und können daher eventuell als Indikatorarten dienen. Aber selbst Arten, die sehr unterschiedlich saure Böden besiedeln, wie z.B. *C. sphagnetorum*, können offenbar auf Grund ihres je nach Standort unterschiedlichen Dominanzanteils zur Charakterisierung eines Gebietes herangezogen werden und besitzen damit einen gewissen Indikatorwert.

Die mittleren Dominanzen, deren Schwankungsbreite und Standardabweichungen von vier ausgewählten Enchytraeidenarten aus den sieben Untersuchungsgebieten - das Spektrum der Arten soll in Zukunft erweitert werden - spiegeln Präferenzen wider, die mit dem pH-Wert des Bodens in Verbindung gebracht werden können; z.B. scheint *C. sphagnetorum* ihr Optimum in Biotopen mit relativ niedrigen pH-Werten, *C. cognettii* in solchen mit höheren pH-Werten zu finden.

Neben dem pH-Wert sind sicher auch andere Bodenparameter für die Entwicklung von Enchytraeidenpopulationen von Bedeutung (z.B. Feuchte, Porenvolumen, Gehalt an organischen Substanzen; NIELSEN 1955, O'CONNOR 1957, 1967, ABRAHAMSEN 1972, HEALY 1980). Das wird bei *M. armatus* und *M. glandulosus* deutlich, die beide nahezu ausschließlich in Buchenwäldern gefunden werden. Hier spielen neben der möglichen Bevorzugung höherer pH-Werte im Boden - entsprechende Untersuchungen an diesen Arten sind geplant - auch Nahrungsansprüche eine Rolle, da sich beide Arten bevorzugt in der Laubschicht aufhalten, wo sie neben Bakterien möglicherweise auch direkt Laub verwerten. Eine Laubverwertung ist bisher für vier Enchytraeidenarten der Gattungen *Fridericia* und *Henlea* nachgewiesen, die den gleichen Lebensraum besiedeln (DOZSA-FARKAS 1976, 1978a, 1978b, 1982).

Die vorliegenden Befunde dienen als Basis für Untersuchungen, die im Hinblick auf die vor allem im Eggegebirge festgestellte Immissionsbelastung, durch die u.a. große Säuremengen in die Bestände gelangen (z.B. BLOCK, BARTELS 1984), eventuell darüber Auskunft geben werden, ob sich langfristig einige der für die Enchytraeidenpopulationen bestimmten Parameter ändern.

Wir danken dem Gesamtverband des Deutschen Steinkohlenbergbaus, Essen, für die finanzielle Unterstützung und Herrn Dipl.-Biol. J. Römbke (Frankfurt) für die Anleitung zur Bestimmung von Enchytraeiden.

Literatur

- ABRAHAMSEN G., 1972: Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* 12: 26-82.
- ALTENKIRCH W., 1977: Ökologie. Aarau/Frankfurt/Salzburg (Diesterweg/Salle & Sauerländer).
- ANDREN O., LAGERLÖF J., 1983: Soil fauna (Microarthropods, Enchytraeids, Nematodes) in Swedish agricultural cropping systems. *Acta agric. Scand.* 32: 33-52.
- BALLACH H.-J., GREVEN H., WITTIG R., 1985: Biomonitoring in Waldgebieten Nordrhein-Westfalens. Übersicht und erste Ergebnisse. *Staub Reinhalt. Luft* 45: 567-573.
- BALLACH H.-J., ELLING W., GREVEN H., WITTIG R., 1986: Studies on biocoenoses, individual organisms and deposition rates in the Egge mountains, an area heavily affected by forest decline. In: (Ed. GEORGII H.V.): *Deposition and interception of atmospheric substances in forest areas*. Amsterdam (Reidel): 412-423.
- BENGTSOON G., RUNDGREN S., 1982: Population density and species number of enchytraeids in the coniferous forest soil polluted by a brass mill. *Pedobiologia* 24: 211-218.
- BICK H., NEUMANN D. (Ed.), 1982: Tiere als Bioindikatoren für Umweltbelastungen. *Decheniana* 26: 1-198.
- BLOCK J., BARTELS U., 1984: Hoher Schadstoffeintrag in unseren Wäldern: LÖLF-Mitt. 9: 14-20.
- DOZSA-FARKAS K., 1976: Über die Nahrungswahl zweier Enchytraeiden-Arten (Oligochaeta: Enchytraeidae). *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 12: 5-28.
- DOZSA-FARKAS K., 1978a: Nahrungswahluntersuchungen mit der Enchytraeiden-Art *Fridericia galba* (HOFFMEISTER 1843). *Opusc. Zool. Budapest* 15: 75-82.
- DOZSA-FARKAS K., 1978b: Die Bedeutung zweier Enchytraeiden-Arten bei der Zersetzung von Hainbuchenstreu in mesophilen Laubwäldern Ungarns. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 14: 321-330.
- DOZSA-FARKAS K., 1982: Konsum verschiedener Laubarten durch Enchytraeiden. *Pedobiologia* 23: 251-255.
- HEALY B., 1980: Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. *Pedobiologia* 20: 159-175.

- HEUNGENS A., 1984: The influence of some acids, bases and salts on an Enchytraeid population in a pine litter substrate. *Pedobiologia* 26: 137-141.
- HUHTA V., HYVÖNEN R., KOSKENNIEMI A., VILKAMAA P., 1982: Role of the pH in the effect of fertilisation on Nematoda, Oligochaeta and Microarthropods. In: (Ed. LEBRUN P., ANDRÉ H.M., DE MEDTS A., GRÉGOIRE-WIBO C., WAUTHY G.): New trends in Soil Biol. Verh. 8. Int. Koll. Bodenzool. (30.8.-2.9.1982. Louvain-La Neuve. Belgique): 61-73.
- KUNTZE H., ROESCHMANN G., NIEMANN J., SCHWERDTFEGER G., 1981: *Bodenkunde*. 2. Aufl. Stuttgart (Ulmer).
- NIELSEN C.O., 1955: Studies on Enchytraeidae 2: Field studies. *Natura jutlandica* 4/5: 1-58.
- NURMINEN M., 1967: Ecology of Enchytraeids (Oligochaeta) in Finnish coniferous forest soils. *Ann. Zool. Fenn.* 4: 147-157.
- O'CONNOR F.B., 1955: Extraction of Enchytraeid worms from a coniferous forest soil. *Nature* 175: 815-816.
- O'CONNOR F.B., 1957: An ecological study of the Enchytraeid worm population of a coniferous forest soil. *Oikos* 8: 161-169.
- O'CONNOR F.B., 1967: The Enchytraeidae. In: (Ed. BURGESS A., RAW F.): *Soil biology*. London/New York (Academic Press): 212-257.
- SHANNON C.E., WEAVER W., 1949: *The mathematical theory of communication*. Urbana (Univ. Illinois-Press).
- STANDEN V., LATTE P.M., 1977: Distribution of a population of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) in relation to microhabitat in blanked bog. *J. Anim. Ecol.* 46: 216-229.

Adresse:

Joachim Schoch-Bösken
 Zoologisches Institut Univ.
 Hüfferstr. 1
 D-4400 Münster

Prof. Dr. Hartmut Greven
 Institut f. Zoologie II Univ.
 Universitätsstr. 1
 D-4000 Düsseldorf 1

Passives Monitoring in Waldökosystemen

- Rosemarie Umlauff-Zimmermann und Kurt Kreimes -

Synopsis

The Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg established a state-wide ecological indicatorsystem for the long term monitoring of air-borne pollution effects. To study effects on forest ecosystems we are mainly working on permanent plots, using passive monitoring techniques with plants and animals as bioindicators. Beech (*Fagus sylvatica*), fir (*Abies alba*), earthworms (*Lumbricidae*), snails (*Gastropoda*) and roe-deer (*Capreolus capreolus*) are tested for accumulation of pollutants while herbaceous vegetation, *Collembola*, snails and lichens (*Lichenes*) are examined as reaction indicators. The program is designed as a long term project.

Air pollution load, bioindicator, forest ecosystem, monitoring system, passive monitoring, permanent plot.

1. Problemstellung

Die Frage nach der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Organismen veranlaßte die Landesregierung Baden-Württembergs 1983, den Aufbau eines landesweiten immissionsökologischen Wirkungskatasters zu forcieren. Sowohl freie Landschaftsräume, als auch urban-industrielle Bereiche sind zu untersuchen. In Ballungsräumen werden in engmaschigen Rastern Bioindikatoren im Sinne eines aktiven Monitorings ausgebracht. Diese temporären, kleinflächigen Wirkungsmeßnetze sind Ergänzungen zu dem landesweiten Kataster mit Dauerbeobachtungsstellen in Wäldern, auf Grünland und in Fließgewässern. An allen diesen Stationen wird versucht, die Ökosysteme zu charakterisieren und ihre Entwicklung in Abhängigkeit von Luftverunreinigungen aufzuzeigen (KEITEL 1985).

Die Auswahl der Walddauerbeobachtungsflächen erfolgte auf der Basis der naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs. Die Flächen sollten möglichst repräsentativ für naturräumliche Ausstattung der einzelnen Landschaftsteile sein. Dabei waren die Orographie, das Ausgangsgestein und das Edaphon, aber vor allem die Pflanzengesellschaften wichtige Auswahlkriterien. Die Untersuchungsstellen sind in Buchen-, Hainbuchen- und Tannenmischwäldern eingerichtet worden. Naturferne Ersatzgesellschaften, wie z.B. Fichtenforste, wurden als Beobachtungsstandorte ausgeschlossen (LfU 1985).

2. Untersuchungsparameter

Die Untersuchungen an den Walddauerbeobachtungsflächen umfassen vegetationskundliche und bodenbiologische Aspekte. Abundanz- und Dominanzentwicklung der Collembolen- und Gastropodenfauna sind zu ermitteln; diese Größen zeigen Abhängigkeiten von der Waldbodenvegetation, die im Rahmen von Sukzessionsuntersuchungen aufgenommen wird. Neben dieser komplexen Stufe des Biomonitorings werden zur meßbaren Überprüfung von anorganischen Schadstoffakkumulationen Buchen und Tannen in Baum- und Krautschicht beprobt sowie Lumbriciden und Rehleber chemisch analysiert. Die Bonitierung epiphytischer Flechten, als Reaktions- bzw. sensible Indikatoren, komplementieren die Aussagen zum Zustand des Waldökosystems (LfU 1986).

2.1 Flechten

An jeweils 4 Bäumen pro Standort werden in ca. 130 cm Höhe auf einer Transparentfolie die Umrisse der verschiedenen Flechtenarten mit unterschiedlichen Farben skizziert. Die Erhebung erfolgt über den gesamten Stammumfang. Das so ermittelte Artenspektrum und die Dominanz der einzelnen Arten pro Standort und Baumart sollen bei Wiederholungskartierungen Rückschlüsse auf die immissionsbedingte Belastungssituation des Standortes zulassen (WIRTH 1983).

2.2 Blattprobenahme

Die natürlich weit verbreiteten Rotbuchen und Weißtannen wurden für die Blattprobenahme ausgewählt. An jedem Standort werden in einem Turnus von 2 Jahren je 2 Individuen pro Baumart beprobt. Bei den Rotbuchen wird das Blattmaterial getrennt vom oberen und unteren sowie inneren und äußeren Kronenbereich entnommen. Bei den Weißtannen wird

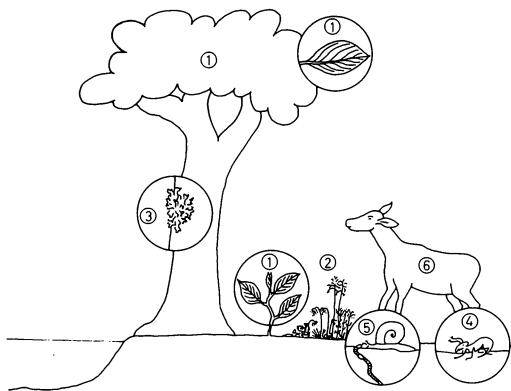


Abb. 1: Bioindikatoren an den Dauerbeobachtungsflächen.

- 1 = Okulare Ansprache an Buchen u. Tannen nach den FVA-Vorschriften; Blattprobenahmen von Buchen u. Tannen aus dem Kronenbereich sowie von Jungpflanzen aus der Krautschicht; Analyse auf Schwefelverbindungen und Schwermetalle
- 2 = Pflanzliche Sukzessionsuntersuchung (Vegetationskartierung)
- 3 = Flechtenkartierung (im 5-6jährigen Turnus)
- 4 = Populationsuntersuchung an Springschwänzen (Collembolen)
- 5 = Probenahmen und Schwermetallanalysen von Regenwürmern und Schnecken (zum Teil im 4jährigen Turnus)
- 6 = Probenahmen und Schwermetallanalysen von Rehlebern und -nieren (nicht an allen Fällen)

differenziert zwischen den 3 jüngsten Nadeljahrgängen der oberen und unteren Baumkrone. Zur Vermeidung von Verletzungen der ausgewählten Bioindikatoren ist zur Besteigung erstmals ein Einholm-Fallschutzleitersystem eingesetzt worden (ZIMMERMANN, PLANKENHORN 1986).

2.3 Bodenvegetation

Für die Sukzessionsuntersuchungen in den Walddauerbeobachtungsflächen wurden je Untersuchungsstandort 10 Areale mit einer Größe von je 4 m² markiert. Mit Hilfe eines Rahmens (2 x 2 m), der in 25 Quadrate unterteilt ist, kann die Dominanz der Arten geschätzt werden. Ist z.B. eine Art in einem Quadrat mit einer Deckung von 100% vertreten, so bedeutet dies bezogen auf die Gesamtfläche von 4 m² eine Deckung von 4%. Bei Arten mit einer Deckung < 1% erfolgt eine Einschätzung nach der Londo-Skala (SCHMIDT 1974). Die Aufnahmen werden im Turnus von 2 Jahren im Frühjahr und Spätsommer durchgeführt (Tab. 1).

2.4 Gastropoden

Auf Grund ihres hohen Angebotes an unterschiedlichen Habitaten besitzen Waldgebiete für das Vorkommen von Gastropodengesellschaften große Bedeutung. Unter günstigen Umweltbedingungen finden sich bis zu 40 Gastropodenarten. Dagegen verringert sich das Artenspektrum mit zunehmender Versauerung des Bodens. Der bioindikatorische Wert der Gastropoden beruht auf ihrer hohen Reaktionsbereitschaft gegenüber Außenreizen. Über ihre schleimbbedeckte Haut besitzen sie direkten Kontakt zur Umwelt. Dank dieser Eigenschaften können die Gastropoden als Reaktions- und Akkumulationsindikator eingesetzt werden (KERNY et al. 1983).

Im Rahmen des immissionsökologischen Wirkungskatasters wurde von allen Waldflächen die Gastropodenfauna erfaßt, um Aussagen über den Ist-Zustand der Untersuchungsflächen machen zu können. Auf der Basis der durchgeführten Erhebungen wird eine Auswahl der Arten festgelegt, die als Akkumulationsindikator geeignet sind. Die Erfassung der Gastropodenfauna erfolgt nach den untenstehenden Methoden:

I. Qualitative Erfassung

- Absammeln von Baumstümpfen und Baumstämmen, abgestorbenem Holz, Rindenstücken, Steinen etc.
- Absammeln und Auslese in der Krautschicht und Laubstreu vor Ort.

II. Quantitative Erfassung

- Entnahme von 2 Quadratproben (50 x 50 cm) je Standort bis zu einer Tiefe von 10 cm.
- Auftrennung in Kraut-, Streuschicht und Boden
- Aussortieren der Proben im Labor mit Hilfe von Siebsätzen.

Artenliste	.1.	.2.	.3.	.4.	.5.	.6.	.7.	.8.	.9.	.10	.1.	.2.	.3.	.4.	.5.	.6.	.7.	.8.	.9.	.10
<i>Allium ursinum</i>	55	55	48	70	53	50	42	45	65	32										
<i>Anemone nemorosa</i>	18	30	17	4	6	22	4	10	6	6										
<i>Arum maculatum</i>		lp			2		2		lp	lp		<1r								
<i>Paris quadrifolia</i>						<1r														
<i>Hedera helix</i>	7	3	5	4	4	4	4	8	2	8	35	2	4	20	6	19	24	32	6	10
<i>Fagus sylvatica</i>	2	2	3	lp	<1r	10	3	4	<1p	3	<1p	<1p	lp	lp	2	lp	2	2	3	lp
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<1p	1m	1m	lp	2	lp	3	lp	lp	lp	6	3	<1p	4	8	8	8	4	4	3
<i>Carex sylvatica</i>	1m	1m	<1p	<1p	<1p	<1p	2	2	<1m	4	2	2	2	1m	2	1m	5	5	1	8
<i>Fraxinus excelsior</i>	2	<1p	lp	1m	1m		2	1m	<1p	lp	<1p	3	5	4	4	2	2	3	3	3
<i>Circaea lutetiana</i>	1m	1m		<1p	<1p	<1p	<1p	<1p	1m	lp	<1p	2	3	<1p	<1r	lp	2	<1m	3	2
<i>Viola reichenbachiana</i>	3	lp			<1p	<1p	<1p				2	1	1	lp	<1r	lp	<1r	<1p		<1p
<i>Geum urbanum</i>		lp	<1p	<1r	<1p		<1p	<1p		<1r		3	<1p		<1r		<1p	<1p		<1r
<i>Acer campestre</i>		<1p		<1r	<1p	<1r	<1p	lp	<1r			2		<1p	3		lp		<1p	
<i>Polygonatum multiflorum</i>	2p		2p		4				6	4	<1p		<1p		2				2	<1p
<i>Carpinus betulus</i>			<1r		<1r	<1r	<1r	<1r		<1r			<1p		<1r		<1p			
<i>Tilia platyphyllos</i>		<1r			<1p	<1r					<1r					<1p	lp	<1r		
<i>Pulmonaria officinalis</i>		lp					<1r		<1p	<1r									1	<1p
<i>Ulmus glabra</i>					1r				<1r					<1r						
<i>Lamium galeobdolon</i>									2										2	2
<i>Crataegus laevigata</i> agg.										<1r	<1r								<1r	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>												lp		<1p						
<i>Ajuga reptans</i>		<1r																		
<i>Rubus saxatilis</i>										lp										
<i>Corylus avellana</i>												<1r								
<i>Acer platanoides</i>														1r						
<i>Hypnum cupressiforme</i>	1m										1	1					<1			

Tab. 1: Beispiel für einen Aufnahmebogen der Sukzessionserhebungen (SE = Standortsetikette).

2.5 Rehe

Im Boden lebende Organismen sind wie Pflanzen wichtige Bioindikatoren zur Beschreibung von Ökosystemveränderungen. Da Untersuchungen der Bodenfauna nicht ohne Vorbehalte auf größere Flächen übertragbar sind, ist es notwendig, einen Bioindikator zu untersuchen, der die Belastungssituation über ein möglichst großes Areal integriert. Dazu eignen sich besonders freilebende Wildtiere.

Für den Untersuchungsansatz und die Fragestellung des immissionsökologischen Wirkungskatasters für Baden-Württemberg sind Rehe geeignete Bioindikatoren. Für das Untersuchungsprogramm werden 20 Waldstandorte in Baden-Württemberg berücksichtigt. Zur Ermittlung der Schwermetallbelastung werden Leber und Nieren planmäßig geschossenen Rehen entnommen und bis zur Analyse gefrierkonserviert (HECHT unpubl.)

2.6 Lumbriciden

Die Lumbriciden nehmen im Dekompositionsgeschehen terrestrischer Ökosysteme eine zentrale Stellung ein. Im Zoedaphon dominieren sie hinsichtlich ihrer Biomasse und Leistungen. Ferner haben sie einen großen Anteil an der biogenen Verlagerung von Substanzen im Boden. Als Bioindikator besitzen sie auf zwei Ebenen Indikatorfunktionen:

I. Akkumulationsindikator:

Bei den Untersuchungen muß eine artbezogene Analyse durchgeführt werden, da die verschiedenen Arten auf Grund ihrer unterschiedlichen Lebensweise mit verschiedenen Kontaminationsebenen in Berührung kommen.

II. Indikation auf zönotischer Ebene:

Die meisten Lumbricidenarten sind in bezug auf ihr Vorkommen an bestimmte Faktoren gebunden, ändern sich diese z.B. durch Immissionseinflüsse, hat dies eine Veränderung der Lumbricidenfauna zur Folge.

Um Lumbriciden als Schwermetallindikatoren einsetzen zu können, werden streubewohnende Arten aufgesammelt (IRELAND 1979). Die Arbeitsschritte bis zur Schwermetallanalyse sind folgende:

- Aufsammlen streubewohnender Lumbriciden
- Transport in Standortserde
- Aussortieren der Lumbriciden
- Waschen
- Entkoten

Dazu werden die Würmer auf feuchtes Filterpapier in Kunststoffboxen gesetzt. Das Filterpapier wird täglich gewechselt, bis keine Kotballen mehr zu finden sind.

- Einfrieren.

Die 1985 und 1986 durchgeführten Aufsammlungen haben gezeigt, daß nahezu an allen Standorten *Lumbricus rubellus* in ausreichender Stückzahl für die Schwermetallanalyse zu finden war, während die übrigen Arten nur als Einzelfunde auftraten.

2.7 Collembolen

Die Collembolen sind primär flügellose Insekten (*Apterygota*). Auf Grund ihrer Ernährung sind viele Arten direkt an der Humusbildung beteiligt und nehmen somit im Ökosystem Wald eine wichtige Stellung ein. Ihre Eignung als Bioindikator im Rahmen eines immissionsökologischen Wirkungskatasters liegt auf zönotischer Ebene, da Collembolengemeinschaften auf Umweltveränderungen durch Verschiebung der Dominanzstrukturen und Abundanzen reagieren. (JANETSCHKE 1982).

Die Entnahme der Bodenproben erfolgt mit einem aufklappbaren Bodenstecher. Zwei Entnahmetiefen (0-2 und 2-4 cm) werden bei der Probenahme berücksichtigt. Die Erdproben werden in Erdtransportdosen überführt und bis zur Extraktion in Kühlboxen aufbewahrt. Die Extraktion erfolgt nach MacFadyen. Um bei der Austrocknung der Proben möglichst schonend vorzugehen, wird ein Temperatursteuergerät eingesetzt, welches ein langsames Ansteigen der Extraktionstemperatur während der Extraktionszeit von 6 Tagen ermöglicht.

3. Ausblick

Alle Walduntersuchungen im Rahmen des passiven Monitorings an Walddauerbeobachtungsflächen bedürfen längerer Zeiträume, um zu signifikanten Ergebnissen zu führen. Der Wandel in der Biotopausstattung kreiert in natürlichem Rhythmus immer wieder neue Lebensgemeinschaften, so daß bei Änderung der Biozönose zunächst die Änderung der Standortsfaktoren zu berücksichtigen ist. Erst wenn hier keine ursächlichen Zusammenhänge nachweisbar sind, kann erkundet werden, ob und in welchem Ausmaß sich luftgetragene Schadstoffe auf das Ökosystem auswirken. Basis aller Untersuchungen zur Immissions-situation in Waldökosystemen ist die Bestimmung der Schadstoffgehalte in den Akkumulationsindikatoren. Sie lassen erkennen, ob sichtbare Schäden an sensiti-ven Organismen oder Änderungen in der Artenzusammensetzung der Krautschicht ihre möglichen Ursachen in der Immissionsbelastung haben (Abb. 2).

Der Vergleich von Collembolenfauna und Bodenvegetation erbrachte zunächst pflanzengesellschaftsspezifische Abhängigkeiten. Dabei sind pH-Wert und Bodenfeuchte die entscheidenden Größen in der Variabilität des Artenspektrums. Weitere Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen werden im Jahresbericht 1986 'Immissionsökologisches Wirkungskataster' (LfU 1987) zusammengestellt.

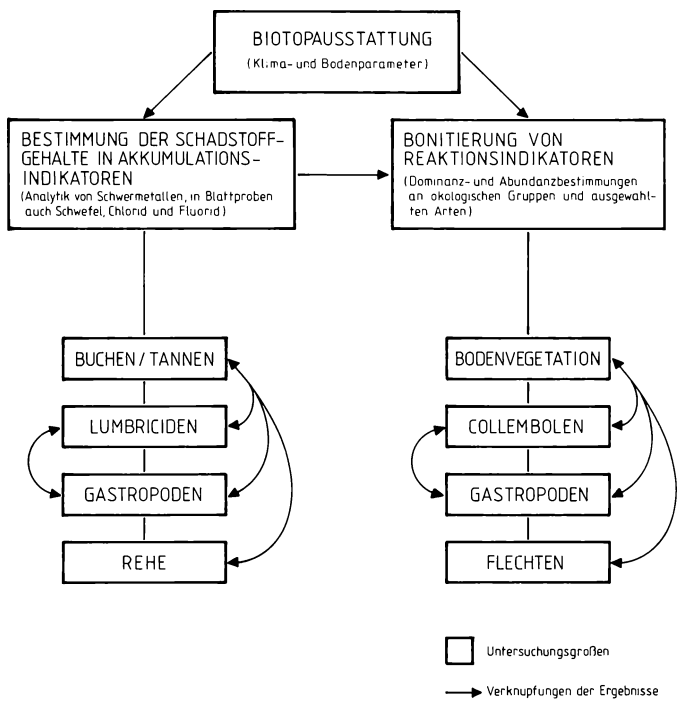


Abb. 2: Untersuchungsgrößen im Rahmen des passiven Monitorings und ihre Verknüpfungen.

Literatur

- IRELAND M.P., 1979: Metal accumulation by the earthworms *Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena eneta* and *Eiseniella tetraedra* living in heavy metal polluted sites. *Envir. Poll.* 19: 201-206.
- JANETSCHKE H. (Ed.), 1982: Ökologische Feldmethoden: Hinweise zur Analyse von Landökosystemen. Stuttgart, 175 S.
- KEITEL A., 1985: Wirkungskataster für Luftverunreinigungen Baden-Württemberg - Programm 1985. Inf. Landwirtschaftsberatung [Ostfildern] 1: 9-16.
- KERNEY M.P., CAMERON R.A.D., JUNGBLUTH J.H., 1983: Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. Hamburg/Berlin: 384 S.
- LfU = Landesanstalt für Umweltschutz (Ed.), 1985: Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1984. Karlsruhe: 209 S.
- LfU = Landesanstalt für Umweltschutz (Ed.), 1986: Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1985. Karlsruhe: 281 S.
- LfU = Landesanstalt für Umweltschutz (Ed.), 1987: Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1986. Karlsruhe:
- SCHMIDT W., 1974: Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerbeobachtungsflächen. Mitt. flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft N.F. 17: 103-106.
- WIRTH V., 1983: Flechten. 2. Aufl. Stuttg. Beitr. Naturk. C(12): 36 S.
- ZIMMERMANN R.-D., PLANKENHORN W.E., 1986: Methodik der Blattprobennahme an der Rotbuche unter immissionsökologischem Aspekt. Allg. Forstzeitschr. 41(3): 33-35.

Adresse:

Dr. Rosemarie Umlauff-Zimmermann
Dipl.-Biol. Kurt Kreimes
Institut für Ökologie und Naturschutz
LA f. Umweltschutz Baden-Württemberg
Postfach 21 07 52
D-7500 Karlsruhe 21

Immissionswirkungen in einem *Melico-Fagetum*

Teil I: Symptomatologische Effekte
bei diskontinuierlicher Begasung in Open-top-Kammern

- Andreas Fangmeier, Anton Fischer, Jürgen Gnittke -
- Roberto Godoy und Robert Mayr -

Synopsis

The herb layer of a melick-beech-forest was fumigated with SO_2 or $\text{SO}_2 + \text{NO}_2$ or $\text{SO}_2 + \text{NO}_2 + \text{O}_3$ in open-top-chambers in its natural habitat to investigate the influence of gaseous immissions on resistance and competition of the plant community.

The responses to the fumigations varied strongly with species, ranging from undetectable reactions to severe losses of leaf area. The effects increased with increasing fumigant supply (combined fumigations). Analyses of roots showed an alteration in growth of mycorrhiza fungi. As far as decreases in leaf biomass could be observed, these resulted from an earlier senescence caused by the fumigations. For the concerning species, this meant a decrease of the productive phase of their life cycle and a weakening of the competitive abilities. The study proved that severe disturbances in the structure of plant communities can occur as a result of gaseous immissions. Because of the short observation period, it is not yet clear whether these disturbances mean a destroy of the structure. Since for sensitive species a substantial shortening of the productive phase could be detected, a modification in the species composition by a replacement of sensitive by less sensitive species can be expected.

Competition, fumigation, leaf area index (LAI), mycorrhiza, NO_2 , O_3 , open-top-chambers, plant community, SO_2 .

1. Einführung

Die europäischen Wälder sind in den letzten Jahrzehnten in einer Entwicklung begriffen, die zu geringer Vitalität und Produktivität führt und im Extrem bereits Formen angenommen hat, die die Vokabel 'Waldsterben' publik gemacht haben. Der überwiegende Teil der Hypothesen zur Ursachenerklärung der beobachteten Schäden geht heute davon aus, daß anthropogen bedingte Immissionen als prädisponierende und auslösende Faktoren (MANION 1981) angesehen werden müssen.

Auf Grund der ökonomischen Bedeutung der Wälder sind die Reaktionen von Baumarten auf Immissionen bereits relativ gut erfaßt. Es existiert eine Fülle von Publikationen im Zusammenhang mit dem Waldschadensproblem. Was fehlt, sind gesicherte Informationen über die Reaktion von Wildpflanzengesellschaften in einer hinsichtlich der Luftqualität veränderten Umwelt. Eine Reihe von deskriptiven Freilanduntersuchungen läßt aber den Schluß zu, daß es nach dem Eintrag von Luftschadstoffen zu Artenverschiebungen innerhalb von Pflanzengesellschaften kommen kann. So stellten TRAUTMANN et al. (1970) eine Zunahme von Stickstoffzeigern als Folge des atmosphärischen Eintrags von Stickstoffverbindungen fest. Von WITTIG et al. (1985) wird über eine Zunahme von Säurezeigern am Waldboden während der letzten Jahre berichtet. Änderungen im Artenspektrum im Verlauf von vier Jahrzehnten werden ebenfalls bei STEUBING u. FANGMEIER (1986) dokumentiert.

Um Modifikationen der Bestandesstruktur einer Pflanzengesellschaft durch gasförmige Luftverunreinigungen experimentell verfolgen zu können, wird vom Institut für Pflanzenökologie in einem seit 1983 laufenden Forschungsvorhaben die Bodenvegetation eines Waldökosystems kontrollierten Immissionsbelastungen ausgesetzt. Seit 1984 finden SO_2 -Begasungen in Open-top-Kammern statt, deren Ergebnisse bei STEUBING et al. (1986) sowie STEUBING u. FANGMEIER (1987) veröffentlicht wurden. 1986 sind Varianten mit $\text{SO}_2 + \text{NO}_2$ sowie $\text{SO}_2 + \text{NO}_2 + \text{O}_3$ hinzugekommen. Für diese Kombinationsbelastungen können wesentlich verstärkte Reaktionen der Phytozönose erwartet werden (ASHENDEN, MANSFIELD 1978; HECK et al. 1981; HOFSTRA et al. 1985; GUDERIAN 1986). Der vorliegende Teil I behandelt pflanzensoziologische und phänomenologische Untersuchungen nebst Wurzelanalysen; Teil II (BOTH et al. 1987) beinhaltet die Ergebnisse ökophysiologischer und biochemischer Messungen.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsobjekt wurde die Krautschicht eines Perlgras-Buchenwaldes (*Melico-Fagetum* Seibert 1954) gewählt, der fünf Kilometer von Gießen entfernt auf der Nordflanke des Schiffenbergs auf basaltischem Untergrund stockt. Beim Boden handelt es sich um eine gut mit Nährstoffen versorgte und fast neutral reagierende pseudovergleyte Parabraunerde (pH-Wert in H₂O im Oberboden um 5.5).

Im Bereich der Untersuchungsfläche ist die Vegetation deutlich in zwei Subassoziationen aufgegliedert: in ein *Melico-Fagetum typicum* mit *Melica uniflora* als dominierender Art der Bodenvegetation und in ein *Melico-Fagetum allietosum*, das durch das Vorkommen der Differentialarten *Allium ursinum* (dominierende Spezies), *Ranunculus ficaria*, *Primula elatior* und *Cardamine pratensis* charakterisiert ist.

2.2 Begasungsexperimente

In beiden Subassoziationen sind Anfang 1984 je 9 Begasungsparzellen für SO₂-Behandlungen und je 9 Kontrollparzellen von 1 m² Grundfläche angelegt worden. Anfang 1986 kamen im *Melico-Fagetum allietosum* weitere 18 Begasungsflächen hinzu, von denen eine Hälfte mit SO₂+NO₂, die andere Hälfte mit SO₂+NO₂+O₃ kontaminiert wurde.

Die Behandlungen fanden diskontinuierlich statt; jede Parzelle wurde 4 Stunden pro Woche in Open-tops begast. Mit dieser Arbeitsweise war es möglich, mit einer Kammer für jede Begasungsvariante auszukommen und dennoch eine genügende Anzahl von Wiederholungen zu erreichen. Die Experimente begannen in jedem Untersuchungsjahr mit dem Austrieb der Bodenvegetation und endeten mit dem Laubfall der Baumschicht, so daß 1984 27, 1985 33 und 1986 28 Begasungen auf jeder Parzelle durchgeführt wurden.

Als weitere Variante wurden 4 Parzellen eingerichtet, die einmal pro Woche für 20 h mit den gleichen Kombinationen behandelt wurden.

Die applizierten Konzentrationen lagen in der Größenordnung der im Untersuchungsgebiet während der Vegetationsperioden 1984-1986 gemessenen maximalen Immissionsbelastungen. Die Begasungskonzentrationen betragen:

300 µg SO₂/m³

300 µg SO₂/m³ + 100 µg NO₂/m³

300 µg SO₂/m³ + 100 µg NO₂/m³ + 200 µg O₃/m³

Die verwendeten Begasungskammern beruhen im Grundprinzip auf einer Konstruktion, die von HEAGLE et al. (1973) erstmals vorgestellt wurde. Dieser Kammertyp wurde in Abmessungen und Arbeitsweise den Erfordernissen einer diskontinuierlichen Begasung angepaßt. In den Abb. 1 und 2 sind zwei der verwendeten Open-tops dargestellt. Die Arbeitsweise ist bei STEUBING et al. (1986) beschrieben worden.

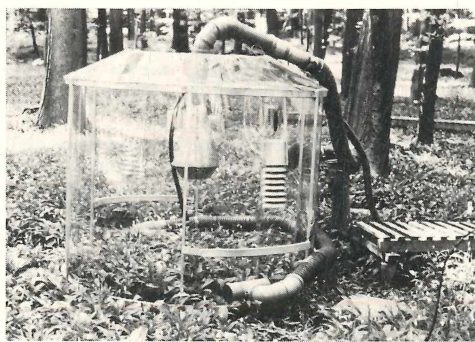


Abb. 1: Open-top-chamber im *Melico-Fagetum typicum* mit *Melica uniflora* als dominierender Pflanzenart.



Abb. 2: Open-top-chamber im *Melico-Fagetum allietosum*.
Dominierende Spezies in dieser Subassoziation ist *Allium ursinum*,
hier in voller Entwicklung kurz vor der Blüte.

2.3 Messungen an der Vegetation

2.31 Blattflächenindex (BFI)

Zur Ermittlung der Blattflächenindizes der einzelnen Arten wurden alle auf jeder Untersuchungsparzelle wachsenden Blätter der jeweiligen Spezies ausgezählt und bei einer Blattzahl von unter 100/m² jedes und bei über 100 Blättern/m² mindestens 100 Blätter jeder Art pro Fläche vermessen. Das Auszählen der Blätter erfolgte mittels eines eigens konstruierten Aufnahmegeräts, mit dem jede Untersuchungsparzelle von 1 m² Grundfläche in 16 Teilquadrate mit jeweils 25 x 25 cm² Fläche eingeteilt wurde. Die Ermittlung der durchschnittlichen Blattfläche pro Blatt geschah mit einem Zentimetermaß, wobei Länge und Breite jedes Blattes auf 0.5 mm genau gemessen wurden. Diese Daten wurden anschließend an Hand von zuvor erstellten Regressionsgleichungen in cm² Blattfläche umgerechnet.

Der BFI wurde an vier Terminen bestimmt, um Veränderungen als Folge der Begasungen beobachten zu können:

1. Erfassung: 28.4.- 5.5.1986
2. Erfassung: 2.6.-11.6.1986
3. Erfassung: 28.7.-31.7.1986
4. Erfassung: 23.9.-25.9.1986.

(Bei *Allium ursinum* erfolgte die dritte Erfassung bereits am 3.7.1986.)

2.32 Bonitierung sichtbarer Schädigungen

Bei zwei Arten, *Allium ursinum* und *Viola reichenbachiana*, waren augenfällige Schadbilder zu beobachten. Bei *Allium ursinum* wurde während des 2. Erfassungstermins (5.6.) neben der Gesamtblattzahl auch der Anteil an Blättern verschiedener Schadklassen ermittelt. Bei *Viola reichenbachiana* traten am 4. Erfassungstermin (23.-25.9.) Vergilbungen auf; die Blätter wurden entsprechend in verschiedene Schadklassen eingestuft.

2.33 Wurzeluntersuchungen

Untersuchungen der Besiedelung von Wurzeln mit vesikulär-arbuskulärer Mykorrhiza (VAM) wurden an *Allium ursinum* vorgenommen. Das hierbei untersuchte Material stammte sowohl von den einmal pro Woche begasteten Parzellen (Freilandvariante) als auch aus Töpfen, die im Freiland 4 x 4 = 16 Stunden pro Woche unter den Küvetten mitbegast wurden (Topfvariante). Die Auswertungsmethode ist bei MAYR (1987) beschrieben worden.

2.34 Pflanzensoziologische Aufnahmen

Die Erfassung der Artmächtigkeit erfolgte nach einer von FISCHER (1985) entwickelten fein-analytischen Methode, bei der ebenfalls ein spezieller Aufnahmegerät wie für die BFI-Messungen zum Einsatz kam.

3. Ergebnisse

3.1 Blattflächenindizes

Für die Arten mit einer ausreichend großen Blattzahl sind in Abb. 3 und 4 die Veränderungen in den Relationen der Blattflächenindizes im Verlauf der Vegetationsperiode 1986 aufgetragen worden. Dabei wurden die Verhältnisse der Werte zwischen den einzelnen Begasungsvarianten und der Kontrollfläche am 1. Erfassungstermin gleich 1 oder gleich 100% gesetzt und die Relationen zu den folgenden Erfassungsterminen auf den ersten Wert bezogen. Ein Abfall des Verhältnisses des BFI bedeutet somit eine Wachsminderung oder eine beschleunigte Seneszenz begaster Pflanzen, ein Anstieg hingegen eine Förderung.

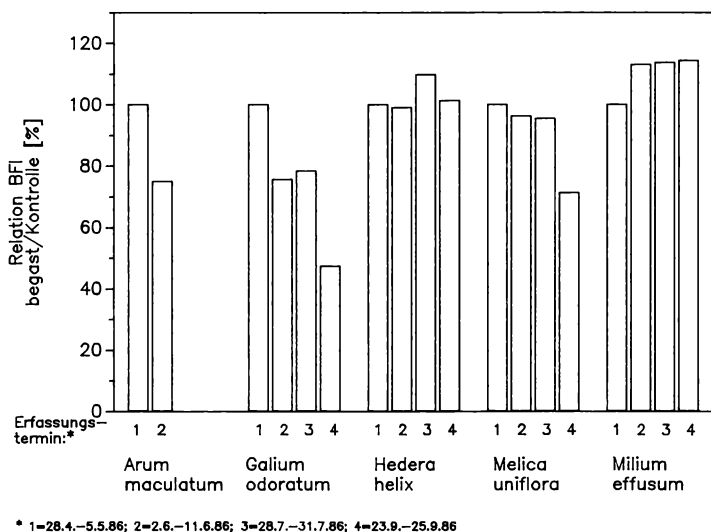


Abb. 3: Relative Veränderung der Blattflächenindizes während der Vegetationsperiode 1986 im *Melico-Fagetum typicum* nach Begasung mit Schwefeldioxid.

Aus Abb. 3 sind die Änderungen der Blattflächenindizes für 5 Arten im *Melico-Fagetum typicum* ersichtlich. Die Begasung mit $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 für 4 h pro Woche hatte bei *Arum maculatum* einen Abfall des BFI auf 75% des Kontrollwertes innerhalb von 5 Wochen zur Folge. Bei *Galium odoratum* wiesen begaste Pflanzen am Ende der Vegetationsperiode nur noch die Hälfte der Blattfläche der Kontrollserie auf. Die Produktivität von *Hedera helix* und *Milium effusum* wurde durch die Begasung nicht negativ beeinflusst; die Werte lagen sogar z.T. leicht über der O-Variante. Bei *Melica uniflora* war erst gegen Ende der Vegetationsperiode ein gegenüber den Kontrollen verringerter BFI nachzuweisen.

Im *Melico-Fagetum allietosum* wurden neben SO_2 auch SO_2+NO_2 und $\text{SO}_2+\text{NO}_2+\text{O}_3$ als Kombinationsbegasung eingesetzt. Die daraus resultierenden Veränderungen der Blattflächenindizes von 5 ausgewählten Arten finden sich in Abb. 4. Bei *Allium ursinum* war unter SO_2 - sowie SO_2+NO_2 -Einwirkung am dritten Erfassungstermin ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Unter zusätzlichem Ozonstreß trat bereits am zweiten Termin ein Verlust oberirdischer Biomasse in Höhe von ca. 50% des Kontrollwerts auf. *Arum maculatum* wies unter allen Begasungsvarianten Einbußen auf, die sich mit zunehmendem Schadstoffangebot verstärkten. Bei *Melica uniflora* bewirkte SO_2 allein zunächst (2. Termin) keine Erniedrigung des BFI; erst am letzten Aufnahmetermin lagen die Werte deutlich unter denen der Kontrollserie. Die Kombinationsbegasungen führten hingegen bereits am 2. Termin zu leichten Einbußen, wobei die Variante mit Ozon die stärksten Auswirkungen zeigte. Bei *Oxalis acetosella* waren unter SO_2 -Einfluß leichtere, unter kombinierter Begasung mit $\text{SO}_2+\text{NO}_2+\text{O}_3$ stärkere Verluste des BFI zu verzeichnen, während die Kombination SO_2+NO_2 keine eindeutigen Effekte nach sich zog. Bei *Viola reichenbachiana* traten bei allen Behandlungsvarianten Depressionen des BFI auf, die sich jedoch nicht mit steigendem Schadstoffangebot verstärkten, sondern im Gegenteil bei der einfachen SO_2 -Begasung am deutlichsten ausfielen.

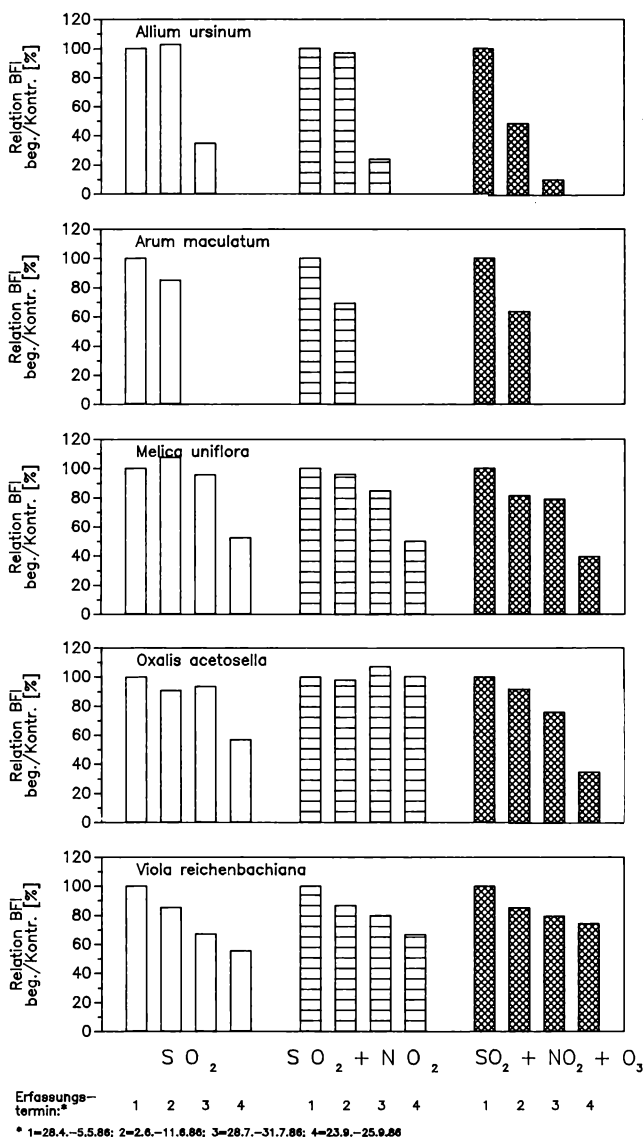


Abb. 4: Relative Veränderung der Blattflächenindizes während der Vegetationsperiode 1986 im *Melico-Fagetum allietosum* nach Behandlung mit verschiedenen Begasungsvarianten.

3.2 Bonitierung sichtbarer Schädigungen

Die Ergebnisse der Bonitierung sind in Abb. 5 (*Allium ursinum*) und Abb. 6 (*Viola reichenbachiana*) dargestellt.

Bei mit SO₂ behandeltem *Allium ursinum* war am 5.6. kein höherer Anteil geschädigter Blätter als bei den Kontrollserien festzustellen; im Gegenteil war die Schädiklasse 0 sogar etwas stärker vertreten, was im Einklang mit dem zu diesem Zeitpunkt noch nicht verringerten Blattflächenindex auf den SO₂-Parzellen steht. Für die Kombinationsbelastung mit SO₂+NO₂ ergab sich hingegen ein Anstieg der Blattschäden. Ganz erhebliche Chlorotisierungen traten unter zusätzlicher Begasung mit Ozon auf; hierbei waren

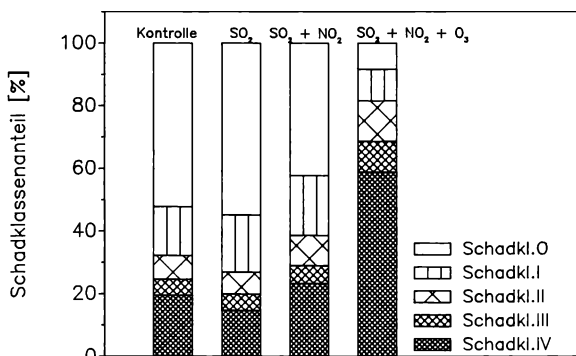


Abb. 5: Blattvergilbungen bei *Allium ursinum* am 5.6.1986.

Zu diesem Zeitpunkt waren 10 Begasungen von 4 h Dauer mit 300 µg SO₂/m³ und je 4 Kombinationsbegasungen, mit 300 µg SO₂/m³ + 100 µg NO₂/m³ beziehungsweise mit 300 µg SO₂/m³ + 100 µg NO₂/m³ + 200 µg O₃/m³ appliziert worden.

Schadklasse 0: keine Schäden,
 Schadklasse 1: 1 - 20% der Blattfläche,
 Schadklasse 2: 21 - 40% der Blattfläche,
 Schadklasse 3: 41 - 60% der Blattfläche,
 Schadklasse 4: > 60% der Blattfläche geschädigt.

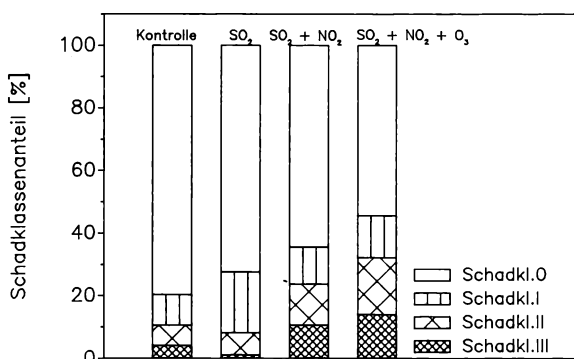


Abb. 6: Blattvergilbungen bei *Viola reichenbachiana* am 25.9.1986.

Zu diesem Zeitpunkt waren 26 Begasungen von 4 h Dauer mit 300 µg SO₂/m³ und je 20 Kombinationsbegasungen, mit 300 µg SO₂/m³ + 100 µg NO₂/m³ beziehungsweise mit 300 µg SO₂/m³ + 100 µg NO₂/m³ + 200 µg O₃/m³ appliziert worden.

Schadklasse 0: keine Schäden,
 Schadklasse 1: 1 - 30% der Blattfläche,
 Schadklasse 2: 31 - 60% der Blattfläche,
 Schadklasse 3: > 60% der Blattfläche geschädigt.

58.8% der Blätter der Schadklasse 4 zuzuordnen (Kontrolle: 19.5%). Auch dieser Befund ist mit den bereits am 2. Erfassungstermin auftretenden Blattflächenverlusten unter Ozon-Einwirkung in Einklang zu bringen.

Bei *Viola reichenbachiana* waren erst gegen Ende der Vegetationsperiode sichtbare Blattvergilbungen zu beobachten. Der Anteil geschädigter Blätter nahm dabei mit steigender Schadstoffmenge zu (Abb. 6).

3.3 Wurzeluntersuchungen

Die Häufigkeit der Infektion von Bärlauchwurzeln mit vesikulär-arbuskulärer Mykorrhiza lag in beiden Versuchsvarianten (Freiland- und Topfmaterial) deutlich über den Kontrollvarianten (Abb. 7). Die gleiche Aussage galt für die Intensität der Ausbreitung von Pilzen in den Wurzeln des Wirts (Abb. 8). Für beide Parameter lagen die Werte der Freilandvariante wesentlich höher als in den Topfversuchen, was auf die Störung des Bodengefüges in den Töpfen und eine damit erschwerte Infektion der Pilzhypen zurückzuführen sein dürfte. Der beobachteten Steigerung des Mykorrhizierungsgrades stand eine Verminderung der Sporenbildung von zwei im Untersuchungsgebiet häufigen Endogonaceengattungen (*Sclerocystis*, *Glomus*) gegenüber (Abb. 9).

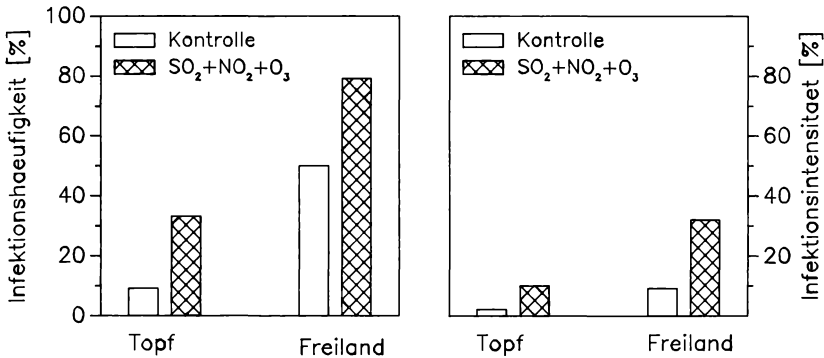


Abb. 7 u. 8: Infektionshäufigkeit und Infektionsintensität von *Allium ursinum*-Wurzeln mit vesikulär-arbuskulärer Mykorrhiza (VAM) nach Begasung mit SO₂+NO₂+O₃.

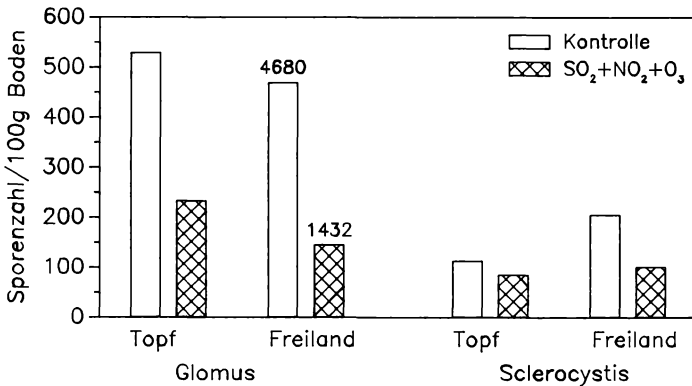


Abb. 9: Sporenproduktion zweier Endogonaceengattungen nach Begasung mit SO₂+NO₂+O₃.

3.4 Pflanzensoziologische Aufnahmen

Die Artmächtigkeiten von empfindlichen Vertretern der Waldbodenvegetation unterlagen ähnlichen Einbußen wie die Blattflächenindizes. In Abb. 10 sind die Daten von 6 Arten aus den Versuchsjahren 1984 und 1985 nach SO₂-Begasung aufgetragen worden, wobei die Relation begast/unbegast zum ersten Erfassungstermin (Mai 1984) = 1 = 100% gesetzt wurde und sich die Verhältnisse an den folgenden Aufnahmen auf diesen ersten Wert bezogen. *Allium ursinum* und *Anemone nemorosa* reagierten während der Vegetationsperiode 1984 mit Einbußen, konnten aber dennoch im Folgejahr 1985 auf den Begasungspartellen genauso stark austreiben wie die unbegasteten Pflanzen. Als unempfindlich konnten *Hedera helix* und *Melica uniflora* eingestuft werden, bei denen es nahezu keine Verschiebungen der Artmächtigkeitsverhältnisse begast/unbegast gab. Nur bei einer Art, *Lamium galeobdolon*, wurde im zweiten Versuchsjahr ein verringerter Austrieb beobachtet.

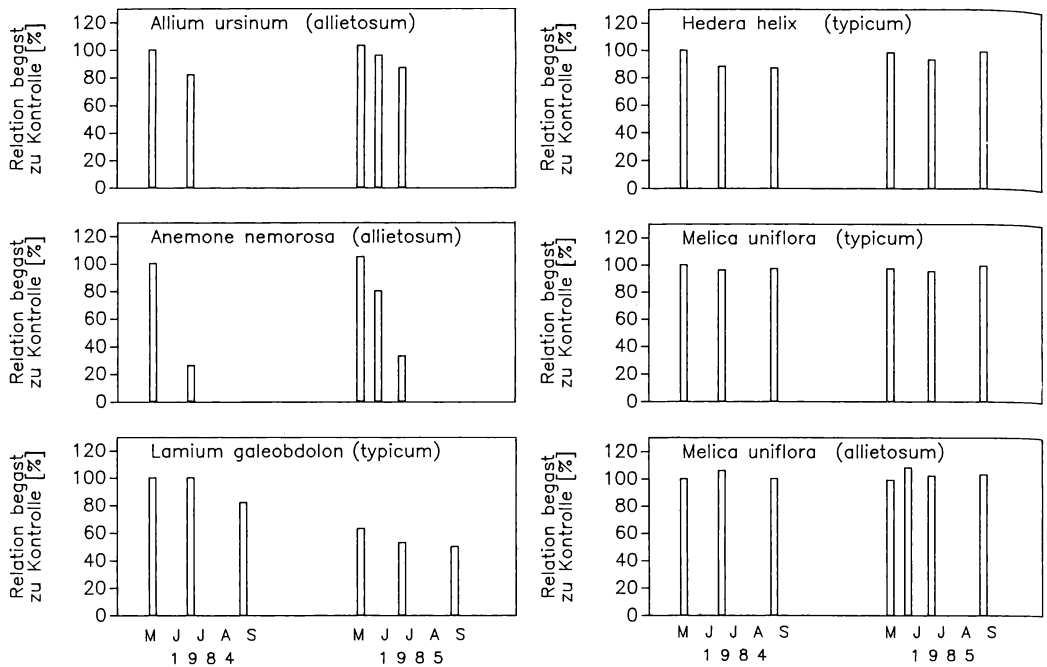


Abb. 10: Artmächtigkeit ausgewählter Vertreter der Waldbodenvegetation nach Begasung mit SO_2 .

Die Relation der Artmächtigkeit zum ersten Erfassungstermin wurde = 1 = 100% gesetzt und die Verhältnisse zwischen begasteten und Kontrollpflanzen aller späteren Aufnahmen auf diesen Wert bezogen.

4. Diskussion

Die Begasungen führten bislang zu vielfältigen Störungen, die letztlich den gesamten Lebenszyklus der Testpflanzen beeinflussten.

Die Begasungen hatten in der Regel eine beschleunigte Seneszenz zur Folge. Dies konnte an Hand der Bonitierung sichtbarer Blattschädigungen und der Erfassung der Blattflächenindizes festgestellt werden. Die bei *Allium ursinum* und *Viola reichenbachiana* beobachteten Blattschädigungen traten auch bei den Kontrollflächen - allerdings in geringerem Umfang - auf. Die Blattvergilbungen gehen auf natürliche Alterserscheinungen der Blätter gegen Ende der Vegetationszeit der betreffenden Spezies zurück, indem ein Stofftransport von Reservestoffen und Nährionen in die Überwinterungsorgane (Rhizome oder Zwiebeln) oder in die Samen erfolgt (ERNST 1979). An dieser Stelle ist anzumerken, daß es sich bei den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten der Waldbodenvegetation fast durchweg um mehrjährige Pflanzen handelt, deren Lebenszyklus mehrere Jahre bis Jahrzehnte betragen kann: *Allium ursinum*: 9 Jahre (ERNST 1979), *Anemone nemorosa*: bis 25 Jahre (ERNST 1983).

Unter Begasungseinfluß trat die Seneszenz aber wesentlich früher ein, was sich in einem deutlich erhöhten Anteil absterbender oder bereits abgestorbener Blätter zum Termin der Bonitierung äußerte. Auch Arten, bei denen sichtbare Schädigungen nicht augenfällig waren, weil möglicherweise die Zeitspanne vom gesunden zum abgestorbenen Blatt zu kurz war, wiesen eine beschleunigte Blattalterung auf, wie sich an Hand der verringerten Blattflächenindizes zeigte. Das trifft z.B. für *Melica uniflora* zu; dort fielen die Blattflächenindizes in allen Begasungsvarianten am letzten Erfassungstermin deutlich gegenüber den Kontrollpflanzen ab.

Die Konkurrenz zwischen empfindlichen und weniger empfindlichen Arten spielt offensichtlich bei der Ausprägung von Schäden eine große Rolle. Bei *Viola reichenbachiana* konnten zwar unter dem Einfluß der Kombination $\text{SO}_2 + \text{NO}_2 + \text{O}_3$ am letzten Erfassungstermin deutliche Schädigungen beobachtet werden, was die Empfindlichkeit dieser Art belegt, der Verlust an Blattfläche war in dieser Behandlungsvariante aber geringer als für die übrigen Begasungen.

Als Erklärung bietet sich an, daß im *Melico-Fagetum alietosum* auf Grund der starken Einbußen des dominierenden Bärlauchs gerade auf den mit allen drei Komponenten begasten Parzellen wesentlich bessere Strahlungsbedingungen für die konkurrierenden Arten resultierten, die den negativen Einfluß der Begasungen - wie im Fall von *Viola reichenbachiana* - durchweg kompensieren konnten.

Auch bei den Wurzeluntersuchungen zeigte sich eine gestörte Entwicklung des begasten Bärlauchs. In der Literatur sind für verschiedene Testpflanzen sowohl eine Reduzierung der Infektionsfrequenz und -intensität der vesikulär-arbuskulären Mykorrhiza unter Schadgaseinfluß, z.B. Ozon, dokumentiert (McCOOL et al. 1979), aber auch Verbesserungen des Mykorrhizierungsgrades beobachtet worden (HO, TRAPPE 1984; McCOOL, MENGE 1984). Verminderungen der Photosyntheseleistung (GUDERIAN et al. 1983) durch Schadgaseinwirkung und der damit verbundene geringere Assimilatetransport in die Wurzel (TINGEY 1978; McCOOL, MENGE 1983) führen zu einer Störung des Gleichgewichts zwischen Pilz und Wirtspflanze.

Die bei *Allium ursinum* unter dem Einfluß der stärksten Begasungsvariante festgestellte höhere Besiedelung durch vesikulär-arbuskuläre Mykorrhiza kann durch die beschleunigte Seneszenz erklärt werden. Diese führt zu einer physiologischen Alterung begaster Pflanzen und damit zu einer Verschiebung in der jahreszeitlichen Rhythmik der Mykorrhizierung, die von MAYR (1987) beschrieben worden ist.

Die Unterdrückung der Sporenbildung der untersuchten Endogonaceengattungen steht im Einklang mit den Beobachtungen anderer Autoren (McCOOL et al. 1979; BREWER, HEAGLE 1983).

Für empfindliche Arten ergab sich also unter Begasungseinfluß eine verkürzte Vegetationszeit und damit verbunden eine Einschränkung der Produktivität. Um beurteilen zu können, ob die beobachteten Störungen einer Zerstörung der Bestandesstruktur gleichkommen, war die Dauer der Kombinationsbegasungen (nur eine Vegetationsperiode) zu gering. Unter dem Einfluß von SO₂-Begasungen, die auf den Untersuchungsflächen bereits im dritten Versuchsjahr durchgeführt werden, konnten 1984 und 1985 Vitalitätseinbußen in ähnlichem Ausmaß wie 1986 nachgewiesen werden. Diese Störungen während der Vegetationsperiode führten aber nicht dazu, daß die betroffenen, als empfindlich eingestuften Arten im Folgejahr schlechter austrieben als die Kontrollpflanzen (Abb. 10: Artmächtigkeitserhebungen). Arten wie *Allium ursinum* und *Anemone nemorosa*, die unter Begasungsstreß deutliche Einbußen der Artmächtigkeit hinzunehmen hatten, trieben im nächsten Jahr genauso stark aus wie die Kontrollserien, so daß von einer Zerstörung der Bestandesstruktur noch nicht gesprochen werden kann.

Eine Veränderung der Artzusammensetzung wird erst dann eintreten, wenn eine gewisse Schwelle von Vitalitätseinbußen auf Grund von Immissionsstreß überschritten wird und es damit zum Zusammenbruch von Populationen innerhalb der Phytözönose kommt.

Für reine SO₂-Begasungen wurde diese Schwelle bislang nicht erreicht. Die wesentlich gravierenderen Schäden unter Kombinationsbelastungen, insbesondere unter zusätzlichem Ozoneinfluß, lassen aber zumindest für diese Begasungsvariante eine Veränderung der Artzusammensetzung zugunsten weniger empfindlicher Arten erwarten. Klarheit darüber wird die Bonitierung der Bestände in der Vegetationsperiode 1987 bringen.

Die Veränderungen in einer Pflanzengesellschaft gehen nach den bisherigen Erkenntnissen relativ langsam, d.h. im Zeitraum von mehreren Jahren, voran, sofern mit umweltrelevanten Immissionskonzentrationen und -dosen gearbeitet wird, wie es in der vorliegenden Untersuchung der Fall war. Eine längerfristige Beobachtungsdauer ist also wünschenswert, wenn Erkenntnisse über Immissionswirkungen auf der komplexen Organisationsstufe einer Pflanzengesellschaft gewonnen werden sollen.

Literatur

- ASHENDEN T.W., MANSFIELD T.A., 1978: Extreme pollution sensitivity of grasses when SO₂ and NO₂ are present in the atmosphere together. *Nature* 273: 142-143.
- BREWER P.F., HEAGLE A.S., 1983: Interactions between *Glomus geosporum* and exposure of soybean to ozone or simulated acid rain in the field. *Phytopathology* 73: 1035-1040.
- BOTH R., FRANKENFELD M., MARKGRAF U.W., SAURE H., STEUBING L., 1987: Immissionswirkungen in einem *Melico-Fagetum*. Teil II: Ökophysiologische und biochemische Effekte bei diskontinuierlicher Begasung mit Open-top-Kammern. *Verh. Ges. Ökol.* 16: 101-106.

- ERNST W.H.O., 1979: Population biology of *Allium ursinum* in Northern Germany. J. Ecol. 67: 347-362.
- ERNST W.H.O., 1983: Population biology and mineral nutrition of *Anemone nemorosa* with emphasis on its parasitic fungi. Flora 173: 335-348.
- FISCHER A., 1985: Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünlandbrachen - Methode und Methodenvergleich. In: (Ed. SCHREIBER K.F.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Paderborn (Schöningh): 213-223.
- GUDERIAN R., TINGEY D.T., RABE R., 1983: Wirkungen von Photooxidantien auf Pflanzen. In: UBA-II-Bericht 5/83: Luftqualitätskriterien I für photochemische Oxidantien: 205-427.
- GUDERIAN R., 1986: Kriterien zur Erfassung und Bewertung von Immissionsbelastungen in terrestrischen Ökosystemen. Verh. Ges. Ökol. 14: 245-256.
- HEAGLE A.S., BODY D.E., HECK W.W., 1973: An open-top field chamber to assess the impact of air pollution on plants. J. Envir. Qual. 2: 365-368.
- HECK W.W., BLUM U., REINERT R.A., HEAGLE A.S., 1981: Effects of air pollution on crop production. In: (Ed. MENDT W.J.): Strategies of plant production, BARC-Symposium [Totowa, N.J.] 6: 333-350.
- HO I., TRAPPE J., 1984: Effects of ozone exposure on mycorrhiza formation and growth of *Festuca arundinacea*. Envir. Exper. Bot. 24: 71-74.
- HOFSTRA G., TONNEIJCK A.E.G., ALLEN O.B., 1985: Cumulative effects of low levels of SO₂ on O₃ sensitivity in bean and cucumber. Atmos. Envir. 19: 195-198.
- MANION P.D., 1981: Tree disease concepts. Englewood Cliffs N.J. (Prentice Hall).
- MAYR R., 1987: Saisonale Rhythmik der vesikulär-arbusculären Mykorrhiza beim Bärlauch (*Allium ursinum*). Verh. Ges. Ökol. 16: 483-486.
- McCOOL P.M., MENGE J., TAYLOR O.C., 1979: Effects of ozone and HCl gas on the development of the mycorrhizal fungus *Glomus fasciculatus* and growth of "troyer" citrange. J. Am. Soc. Hort. Sci. 104: 151-154.
- McCOOL P.M., MENGE J., 1983: Influence of ozone on carbon partitioning in tomato: potential role of carbon flow in regulation of the mycorrhizal symbiosis under conditions of stress. New Phytol. 94: 241-247.
- McCOOL P.M., MENGE J., 1984: Interaction of ozone and mycorrhizal fungi on tomato as influenced by fungal species and host variety. Soil Biol. Biochem. 16: 425-425.
- TINGEY D.T., 1978: Effects of ozone on root processes. In: California air environment, statewide air pollution research center 1: 3-4.
- TRAUTMANN W., KRAUSE A., WOLFF-STRAUB R., 1970: Veränderung der Bodenvegetation in Kiefernforsten als Folge industrieller Luftverunreinigungen im Raum Mannheim-Ludwigshafen. Schriftenr. Vegetationsk. 5: 193-207.
- STEBUNG L., FANGMEIER A., 1986: Immissionssituation der Waldbodenvegetation: Immissionsbelastung. Allg. Forstzeitschr. 41(19): 469-471.
- STEBUNG L., FANGMEIER A., 1987: SO₂-Sensitivity of plant communities in a beech forest. Envir. Poll. 44: 297-306.
- STEBUNG L., FANGMEIER A., FISCHER A., GNITTKE J., 1986: Immissionssituation der Waldbodenvegetation: Sensitivität gegenüber SO₂ am natürlichen Standort. Allg. Forstzeitschr. 41(21): 526-528.
- WITTIG R., BALLACH H.J., BRANDT C.J., 1985: Increase of number of acid indicators in the herb layer of the millet grass-beech forest of the Westfalian Bight. Angew. Bot. 59: 219-232.

Adresse:

Andreas Fangmeier
 Anton Fischer
 Dr. Jürgen Gnittke
 Roberto Godoy
 Robert Mayr
 Institut f. Pflanzenökologie Univ.
 Heinrich-Buff-Ring 38
 D-6300 Gießen

Immissionswirkungen in einem *Melico-Fagetum*

Teil II: Ökophysiologische und biochemische Effekte
bei diskontinuierlicher Begasung in Open-top-Kammern

- Ralf Both, Marina Frankenfeld, Uwe W. Markgraf, Heiko Saure und Lore Steubing -

Synopsis

Since April 1984, the effects of gaseous air pollutions on the ground vegetation of a melick-beechforest (*Melico-Fagetum*) were investigated. The plant community was fumigated in open-top-chambers with SO_2 , SO_2+NO_2 and $\text{SO}_2+\text{NO}_2+\text{O}_3$ in a field experiment. To detect injuries, physiological and biochemical analyses were carried out. The fumigations led to lower buffering capacity and to lower chlorophyll contents. The wax layer of leaves was damaged. Additionally, cell membranes were injured which could be detected by an elevated leaching rate. The ethylene production was increased upto 400% above control level. The net photosynthesis was depressed. Especially for ozone fumigations, the light compensation point was altered. In general combined fumigations with $\text{SO}_2+\text{NO}_2+\text{O}_3$ showed the severest effects while SO_2 as single pollutant caused the lowest injuries in relation to the controls.

Buffering capacity, ethylene, leaching, NO_2 , O_3 , photosynthesis, pigments, SO_2 , wettability.

1. Einführung

Seit Anfang 1984 werden am Institut für Pflanzenökologie der Universität Gießen die Auswirkungen von SO_2 sowie seit Anfang 1986 zusätzlich die von NO_2 und O_3 auf die Bodenvegetation eines *Melico-Fagetum* (Perlgras-Buchenwald) untersucht. Die Schadgase werden am natürlichen Wuchsort in umweltrelevanten Konzentrationen mittels Open-top-Kammern zugeführt. Neben symptomatologischen Effekten wird die Sensitivität verschiedener Pflanzenarten gegenüber gasförmigen Immissionen an Hand biochemischer und ökophysiologischer Parameter erfaßt. Eine Frühdiagnose von Immissionsstreß im Freiland ist durch Photosynthesemessungen möglich (STEU-BING et al. 1986). Diese lassen jedoch noch keine Auskunft über die Ursachen veränderter CO_2 -Gaswechselraten (LICHTENTHALER et al. 1986) zu. Nach SQUER et al. (1985) wirkt sich eine immissionsinduzierte Ethylenproduktion, die unter SO_2 -, NO_2 - und O_3 -Immissionen ansteigen kann (ABELES 1973), negativ auf die Photosynthese aus. Ferner beeinträchtigen Veränderungen der Pigmentzusammensetzung und der Pufferkapazität des Zellsaftes die CO_2 -Assimilation (KELLER 1983; LICHTENTHALER, BUSCHMANN 1984).

Für die Wirkung von Immissionen ebenfalls von großer Bedeutung ist die Beschaffenheit der Pflanzenoberfläche (ELSTNER, OSSWALD 1984). Deren Akzeptorfunktion wird durch den Grad der Benetzbarkeit beeinflusst, welche durch die chemische Zusammensetzung der Wachse und ihre Mikromorphologie bestimmt wird. Ein Ziel der Untersuchungen war die Klärung der Frage, ob die oben genannten Schadgase die Benetzbarkeit pflanzlicher Oberflächen verändern. Leachingversuche sollten darüber Auskunft geben, ob unter Schadgaseinfluß Zellmembranen geschädigt und dadurch vermehrt Ionen ausgewaschen werden.

2. Material und Methoden

2.1 Begasungsexperimente

Anfang 1984 wurden je 9 Begasungspartellen für SO_2 -Behandlungen und je 9 Kontrollpartellen von 1 m^2 Grundfläche angelegt. Im März 1986 kamen weitere 18 Begasungsflächen hinzu, von denen die eine Hälfte mit SO_2+NO_2 und die andere Hälfte mit $\text{SO}_2+\text{NO}_2+\text{O}_3$ kontaminiert wurde. Die Begasungskonzentrationen betrugen:

$300 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$
 $300 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3 + 100 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$
 $300 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3 + 100 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3 + 200 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$

Die Begasungen dieser Partellen erfolgten diskontinuierlich in Open-top-Kammern, und zwar 4 Stunden pro Woche. Durch diese Arbeitsweise war es möglich, mit nur einer einzigen Kammer für jede Begasungsvariante auszukommen und dennoch eine genügende Zahl von Wieder-

holungen zu erreichen. Die Experimente begannen in jedem Untersuchungsjahr mit dem Austrieb der Bodenvegetation und endeten mit dem Laubfall der Baumschicht, so daß 27 Begasungen 1984, im Folgejahr 33 und 28 im Jahre 1986 durchgeführt wurden.

Eine weitere Versuchsvariante bestand aus vier Parzellen, die pro Woche eine kontinuierlich verabreichte 20stündige Begasung mit den aufgeführten Konzentrationen und Kombinationen erhielten.

Die verwendeten Begasungskammern beruhen im Grundprinzip auf einer Konstruktion, die von HEAGLE et al. (1973) erstmals vorgestellt wurde. Dieser Kammertyp wurde in Abmessungen und Arbeitsweise den Erfordernissen einer diskontinuierlichen Begasung angepaßt. Die Arbeitsweise ist bei STEUBING et al. (1986) beschrieben worden.

2.2 Ethylenproduktion

Für die Messungen der Ethylenproduktion wurden je 25 Blätter in Glasgefäßen bei 25 °C im Dunkeln 1-2 Stunden inkubiert und danach das entstandene Gasgemisch als 'Headspace'-Probe in einem Pye Unicam-204-Gaschromatographen analysiert.

2.3 Oberflächenbenetzbarkeit

In Anlehnung an die Methoden von LINSKENS (1950) und BAU (1980) sind Blätter der Testpflanzen auf Objektträgern mit zweiseitigem Klebefilm horizontal ausgerichtet worden. Hierauf wurden 10 µl Tropfen Aqua demin. mit einer Hamilton-Mikroliterspritze serienweise appliziert und der Randwinkel, den der Tropfen mit der Luft und der Blattoberfläche bildet, direkt mit einem Winkelgoniometer gemessen.

2.4 Leaching

Zur Ermittlung der Auswaschung gelöster Substanzen wurde die elektrische Leitfähigkeit von Diffusaten aus Blattmaterial bestimmt. Als Auswaschmedium diente Aqua demin. Die Versuchsdauer betrug 16 h.

2.5 Pigmentbestimmung

Die Bestimmung des Chlorophyll- und Carotinoidgehaltes erfolgte nach LICHTENTHALER u. WELLBURN (1983) in 80%igem Aceton an einem Beckman-Spektralphotometer.

2.6 Pufferkapazität

Die Pufferkapazität wurde nach KELLER (1983) mit einem Metrohm-Autotitratator ermittelt.

2.7 Photosyntheseaktivität

Die Photosyntheseaktivität wurde mit einem CO₂/H₂O-Porometer der Firma Walz (WALZ, LANGE 1984; SCHULZE et al. 1982) bestimmt. Als Gasanalysegerät diente ein Binos von Leybold/Heraeus.

3. Ergebnisse

Zunächst wurde der Einfluß von Schadgasen auf die Pufferkapazität junger Eschen (*Fraxinus excelsior*) untersucht. Die Pflanzen waren 8 Wochen lang 20 h pro Woche mit verschiedenen Schadgaskonzentrationen begast worden.

Abb. 1 zeigt die Titrationskurve von Blatthomogenat gegen 0.2 n HCl. Bei allen Begasungsvarianten war die Pufferkapazität gegenüber der Kontrollparzelle deutlich verringert. Am gravierendsten wirkte sich die Kombinationsbegasung mit SO₂+NO₂+O₃ aus.

Der Chlorophyll- und Carotinoidgehalt wurde bei der gleichen Art bestimmt. Bei begasten Pflanzen war ein deutlicher Rückgang im Chlorophyllgehalt zu verzeichnen, wobei die stärksten Effekte wiederum bei den Kombinationsbegasungen auftraten. Bei nahezu unveränderten Carotinoidgehalten führte dies zu Verschiebungen im Chl./Car.-Verhältnis (Abb. 2). Jeweils eine Parzelle pro Begasungsvariante wurde einmal pro Woche kontinuierlich 20 h lang begast. Diese Begasungsmethode führte vor allem an den Blättern von *Allium ursinum* bereits nach kurzer Zeit zu Schadsymptomen. Die *Allium*-Blätter wurden daher in 4 verschiedene Schädigungsgrade unterteilt. Bei allen Behandlungsvarianten nahm die Auswaschrates mit steigender Blattschädigung zu. Bei den mit SO₂+NO₂+O₃ begasten Pflanzen konnte die höchste Auswaschrates ermittelt werden (Abb. 3).

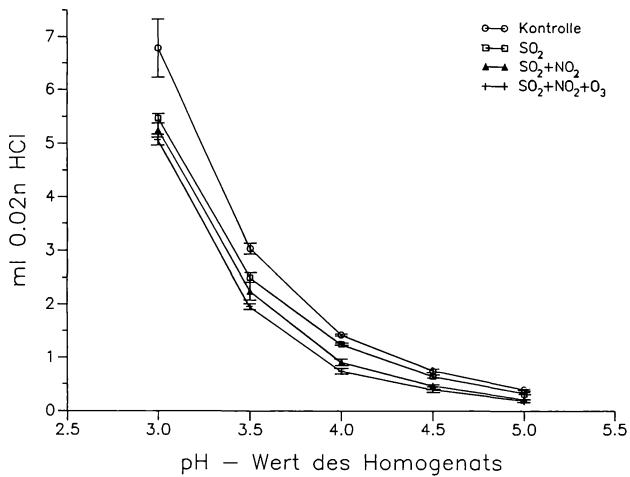


Abb. 1: Pufferkapazität junger Eschen (*Fraxinus excelsior*) nach Begasung mit unterschiedlichen Schadgaskombinationen und -konzentrationen.

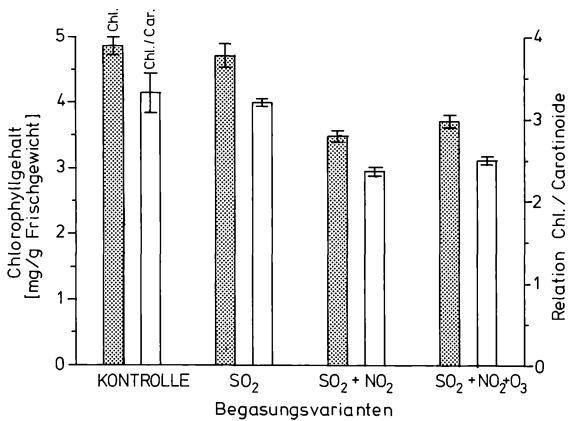


Abb. 2: Chlorophyll- und Carotinoidgehalte von *Fraxinus excelsior* in Abhängigkeit von der Schadgaszufuhr.

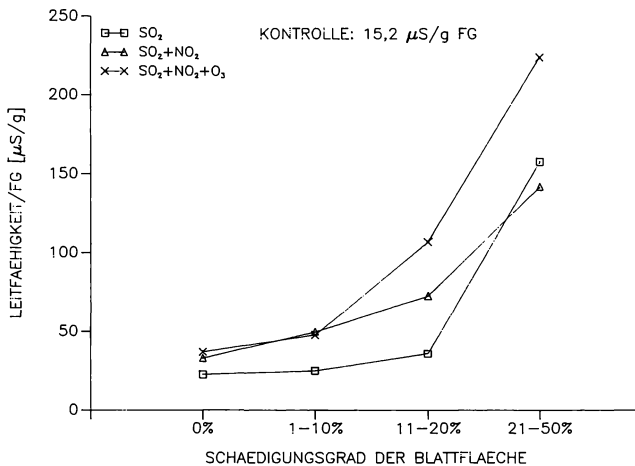


Abb. 3: Leaching bei *Allium ursinum* nach 5wöchiger Begasung in Relation zur Kontrollserie.

Die Benetzbarkeit der Blattoberfläche von *Allium ursinum* zeigte ebenfalls eine Beziehung zum Schädigungsgrad der Blätter (Abb. 4). Auf den stärker geschädigten Blättern konnte eine größere Benetzbarkeit gemessen werden. Die in Kombination mit O_3 begasten Pflanzen wiesen in allen Bonitierungsklassen die gravierendsten Schädigungen der Wachsschicht auf.

Abb. 5 zeigt die Ethylenproduktion ausgewählter Vertreter der Krautschicht unseres *Melico-Fagetum* nach Begasung mit den verschiedenen Schadgaskombinationen. *Allium ursinum*, *Oxalis acetosella* und *Viola reichenbachiana* reagierten besonders auf die Kombinationsvarianten, *Melica uniflora* dagegen nur auf die SO_2 -Variante mit einer immissionsinduzierten, gesteigerten Ethylenproduktion.

Die apparente Photosynthese von *M. uniflora* wurde bereits während der Begasung gemessen (Abb. 6). Als Begasungseffekt waren bei allen Varianten Beeinträchtigungen der Nettophotosyntheserate zu verzeichnen, die sich u.a. in einer Verschiebung des Lichtkompensationspunktes äußerten. Die stärksten Veränderungen traten wiederum bei der Kombinationsbegasung mit Ozon auf.

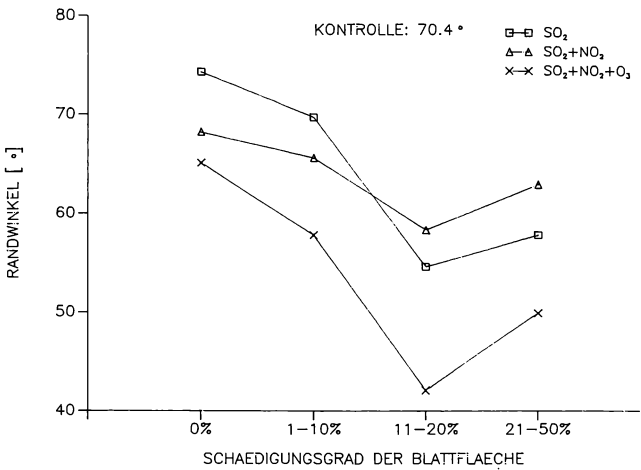


Abb. 4: Benetzbarkeit der Blattoberfläche von *Allium ursinum* nach 5wöchiger Begasung in Relation zur Kontrollserie.

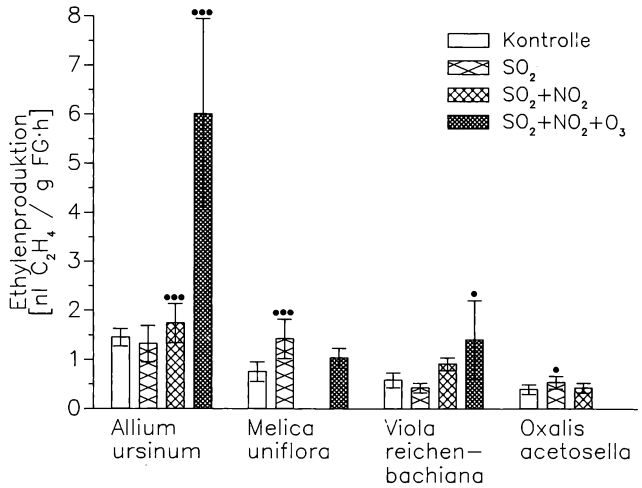


Abb. 5: Ethylenproduktion ausgewählter Vertreter der Krautschicht eines Perlgras-Buchenwaldes nach Begasung mit verschiedenen Schadgaskombinationen.

Signifikanzniveau: * 95%, ** 99.0%, *** 99.9%.

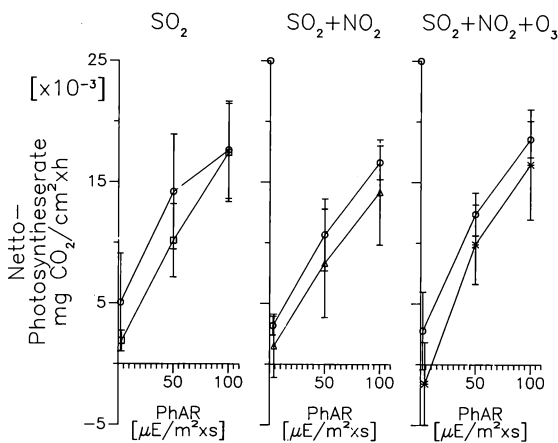


Abb. 6: Nettophotosyntheserate von *Melica uniflora* in Abhängigkeit von der Schadgaszufuhr.

○ Kontrolle, □ SO₂, Δ SO₂+NO₂, * SO₂+NO₂+O₃.

4. Diskussion

Die von uns untersuchten Pflanzenarten bildeten unter Immissionsstreß vermehrt Ethylen. Dies beschleunigte die Seneszenz und Abscission. An der Blattoberfläche trifft Ethylen auf Reaktionspartner der atmosphärischen Umgebung, wie z.B. Ozon. Als Reaktionsprodukte entstehen möglicherweise die starken Zelltoxine Formaldehyd und Wasserstoffperoxid (ELSTNER, OSSWALD 1984). Diese können eine Schädigung der cuticulären Wachse hervorrufen, was sehr gut an der erhöhten Benetzbarkeit der mit Ozon begasten Pflanzen gezeigt werden konnte.

Ozon führt zu einer Änderung der Membranpermeabilität (EVANS, TING 1973). YU et al. (1983) vermuten, daß auch die Oxidation von Sulfid zu Sulfat in der Pflanzenzelle zur Produktion von freien Radikalen führt, welche ebenfalls Membranlipide peroxidieren. Die gesteigerten Auswaschraten und verminderten Pufferkapazitäten der begasten Pflanzen weisen in die gleiche Richtung.

LICHTENTHALER u. BUSCHMANN (1984) konnten zeigen, daß Photooxidantien die Grundscheidung durch gemeinsames Einwirken von SO₂ und NO₂ massiv verstärken, insbesondere durch Oxidation von Pigmenten und Komponenten der photosynthetischen Elektronentransportkette. Die oxidative Ausbleichung (photobleaching) führt über einen Abbau der Photosynthesepigmente frühzeitig zu einer verringerten Photosyntheseaktivität. Dieses manifestierte sich in unseren Versuchen in einer geringeren Photosyntheserate und in einer Verringerung der Gesamtchlorophyllgehalte.

Literatur

- ABELES F.B., 1973: Ethylene in plant biology. New York/London (Academic press).
- BAU H., 1980: Tropfenauf Lagerung, Pflanzenschädigung und Rückstandsbildung bei groß- und kleintropfigen Pflanzenschutzverfahren im Unterlagsgemüsebau. Diss. TU Berlin.
- ELSTNER E.F., OSSWALD W., 1984: Fichtensterben in "Reinluftgebieten": Strukturresistenzverlust. Naturwiss. Rundschau 37(2): 52-61.
- EVANS L.S., TING J.P., 1973: Ozone induced membrane permeability changes. Ann. J. Bot. 60: 155-162.
- HEAGLE A.S., BODY D.E., HECK W.W., 1973: An open-top field chamber to assess the impact of air pollution on plants. J. Envir. Qual. 2(3): 365-368.
- KELLER T., 1983: Beeinflussen alpine Tunnelentlüftungen Bergföhren der Umgebung? Straße Verkehr (11):
- LICHTENTHALER H.K., WELLBURN P.R., 1983: Determinations of total carotinoids and chlorophyll a and b of leaf extracts in different solvents. Biochem. Soc. Trans. 602: 591-592.

- LICHTENTHALER H.K., BUSCHMANN C., 1984: Beziehungen zwischen Photosynthese und Baumsterben. Allg. Forstzeitschr. 39: 12-16.
- LICHTENTHALER H.K., SCHMUCK G., NAGEL E., BUSCHMANN C., 1986: Messungen der Photosynthese gesunder und geschädigter Bäume: Suche nach Parametern zur Früherkennung von Baum-schäden. Proj. Eur. Forschungszentrum f. Maßn. z. Luftreinhalteung: 97-114 [Karlsruhe (KFPZ)].
- LINSKENS H.F., 1950: Quantitative Bestimmung der Benetzbarkeit von Blattoberflächen. Planta 38: 591.
- SCHULZE E.D., HALL A.E., LANGE O.C., WALZ H., 1982: A portable steady-state porometer for measuring the carbon dioxide and water vapour exchange of leaves under natural conditions. Oecologia (Berlin) 53: 141-145.
- STEUBING L., FANGMEIER A., FISCHER A., GNITTKE J., 1986: Immissionssituation der Waldboden-vegetation: Sensitivität gegenüber SO₂ am natürlichen Standort. Allg. Forstzeitschr. 41(21): 526-528.
- SQULER S.A., TAYLOR G.E., SELVIDGE W.J., GUNDERSON C.A., 1985: Effect of ethylene and related hydrocarbons on carbon assimilation and transpiration in herbaceous and woody species. Envir. Sci. Technol. 19: 432-437.
- YU L., HOFFMANN N.E., KASSNER H., 1981: Relationship between the malonylation of 1-amino-cyclopropane-1-carboxylic acid and D-amino acids in mung-bean hypocotyls. Planta 158: 437-441.
- WALZ H., LANGE C., 1984: CO₂/H₂O-Porometer zur Messung von CO₂-Gaswechsel und Transpiration an Pflanzen unter natürlichen Bedingungen. Effeltrich (Walz).

Adresse:

Ralf Both
 Marina Frankenfeld
 Uwe W. Markgraf
 Heiko Saure
 Prof. Dr. Lore Steubing
 Institut f. Pflanzenökologie Univ.
 Heinrich-Buff-Ring 38
 D-6300 Gießen

Desertifikationsprozesse auf Island, ihre natürlichen und anthropogenen Ursachen

Rainer Glawoin

Synopsis

Deserts in Iceland have spread by approx. 30 000 km² since the settlement of the island in 874 A.D. Icelandic ecosystems are highly susceptible to wind erosion due to the following factors:

- I. Icelandic mineral soils are formed to a great extent from loessal deposits of volcanic origin.
- II. Due to the maritime-subpolar climate, freeze-thaw cycles which cause the formation of needle-ice are frequent. It lifts the surface layer of soil which is then blown away by the prevailing strong winds.
- III. Icelandic birch forest and dwarf shrub heath communities are very susceptible to the impact of grazing.

Desertification has been induced by degradation of the vegetation cover, mainly through destruction of the birch forests, uncontrolled over-grazing of the high pastures, and winter-grazing. Plant-sociological and syndynamic investigations reveal the potential natural vegetation which deviates considerably from the present secondary vegetation cover of Iceland.

Desertification, grazing, Iceland, recultivation, soil erosion, vegetation change, volcanic soil.

1. Problemstellung

Auf der subpolaren Insel Island haben sich die wüstenhaften Gebiete seit der Besiedlung des Landes vor 1100 Jahren um 3 Mill. ha auf 8 Mill. ha, d.h. 80% der Landesfläche, vergrößert. Die jährliche Zunahme beträgt z.Z. rd. 5000 ha. Bei den Zuwachsgebieten handelt es sich um edaphische Sekundärwüsten, in denen trotz ausreichender Jahresniederschläge (zwischen 400 und 2000 mm) die Pflanzen auf Grund des wasserdurchlässigen Substrats einem physiologischen Trockenstreß ausgesetzt sind (vgl. SCHWARZBACH 1963; VENZKE 1982). Nur wenige Arten der isländischen Flora sind durch xeromorphe Baumerkmale an diese Bedingungen angepasst.

Die anthropogen induzierte Wüstenausbreitung läuft auf Island ähnlich wie in den semiariden Randtropen der Erde ab, wo diese Prozesse als "Desertifikation" (vgl. MENSCHING 1979) bezeichnet werden:

- I. Anthropozooogene Übernutzung und Zerstörung der natürlichen Vegetationsdecke durch Überweidung, Ackerbau o.ä.;
- II. Äolische oder fluviale Abtragung des freigelegten Feinbodens;
- III. Übersandung, Dünenbildung bzw. Entstehung einer Fels- oder Steinpflasterwüste (Abb. 1).



Abb. 1: Deflationsbedingte Dünenbildung bei Grimsstadir, NO-Island.

Trotz der äußeren Ähnlichkeit liegen der Desertifikation im humid-subpolaren Island andere Bedingungen und Prozesse zugrunde als in semiariden Erdregionen. Das auf island-spezifischen natürlichen Ungunstfaktoren (s. Kap. 2) beruhende latente Zerstörungspotential wird jedoch auch hier erst wirksam, wenn der Mensch das Naturhaushaltsgleichgewicht durch eine ökologisch unangepasste Landnutzung (s. Kap. 3) nachhaltig stört.

2. Natürliche Ungunstfaktoren

2.1 Der deflationsanfällige Vulkanlößboden

Allochthone Mineralfeinböden, die aus äolisch verfrachtetem basaltischen und palagonitischen Gesteinsstaub entstanden sind, bedecken heute rund 10% von Island. Auf Grund ihrer schluffig-feinsandigen Textur (s. Abb. 2), ihrer geringen Gefügestabilität und ihrer hohen Wasserpermeabilität sind diese lößähnlichen

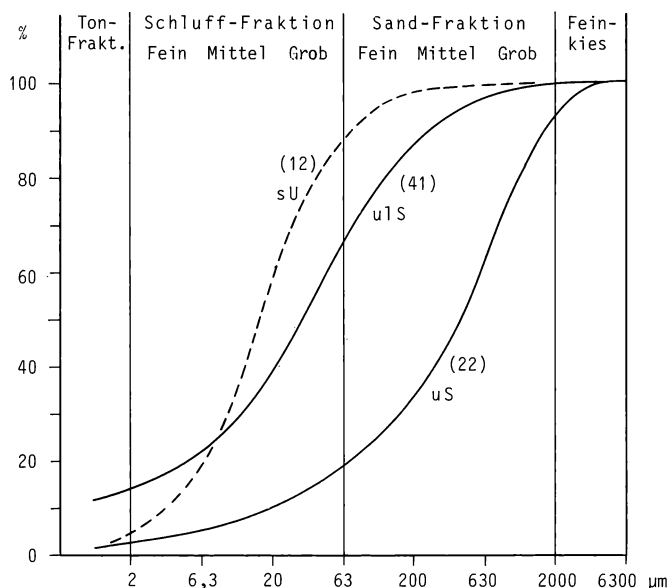


Abb. 2: Die Körnungsverteilung isländischer Mineralböden.

Bodenprobe Nr. 12: Sandiger Schluff aus Bimssteintuff (Vaglaskógur, N-Island);

Nr. 22: Schluffiger Sand aus Moräne (Hallormsstadur, O-Island);

Nr. 41: Schluffig-lehmiger Sand aus vulkanischem Löß (Mogilsá, SW-Island).

Vulkanböden extrem deflationsgefährdet (vgl. KOFOEDHANSEN 1935, GRAHMANN 1939, JOHANNESSON 1960). Sie können nur durch eine dichte, zusammenhängende Vegetationsdecke vor Auswehung geschützt werden. Die allochthonen Vulkanböden Islands unterscheiden sich vom mitteleuropäischen Löß durch eine gröbere Textur sowie das Fehlen von Quarz und Kalk. Ihre pedogenetische Unreife, die auf häufige äolische Ab- und Umlagerungsprozesse sowie eine sehr langsam ablaufende chemische Verwitterung zurückzuführen ist, zeigt sich an ihrem nur schwach differenzierten Profil.

2.2 Das hochozeanisch-subpolare Frostwechselklima

Auf Grund des kühozeanischen Frostwechselklimas herrschen auf Island physikalische Verwitterungsprozesse durch Frostsprengung vor. Diese kann die unbewachsenen rauen Oberflächen des porösen Palagonitgesteins besonders intensiv angreifen. Das zur Sandfraktion verwitterte Gestein wird von den vorherrschenden Starkwinden mitgeführt und bewirkt Korrasion (Windschliff), die als vegetationszerstörende Kraft bei Deflationsprozessen eine wichtige Rolle spielt. Da die mittlere Windgeschwindigkeit in Gebirgslagen oberhalb 400 m auf 7-11 m/s ansteigt (Tab. 1) und die schützende Vegetationsbedeckung abnimmt, sind die größten natürlichen Deflationszentren seit dem Rückzug der Eiszeitgletscher vor 10 000 Jahren im zentralen Hochland der Insel zu finden. Feinsandig-schluffiges Material wird von dort äolisch über weite Distanzen verfrachtet und in den peripheren Tieflandbereichen bei abnehmender

Tab. 1: Windverhältnisse auf Island in Abhängigkeit von der Höhenlage.
Nach Daten des isländ. Meteorologischen Dienstes.

Station	Höhe ü.d.M.	Jahresmittel der Windgeschwindig- keit (1976)	Windstärke	Anzahl der Sturmtage 1976 (Windstärke ≥ 9 Beaufort)	Anzahl der wind- stillen Tage 1976 (Windstärke 0 Beaufort)
	m	m/s	Beaufort		
Arnarstapi	20	2.7	2	2	12
Jadar	135	4.7	3	8	11
Sigalda	465	7.0	4	27	9
Hveraveilir	642	7.1	4	37	1
Sandbudir	821	10.8	6	100	1

Windgeschwindigkeit zu 1-3 m mächtigen Lössdecken akkumuliert (vgl. JOHAN-
NESSON 1960).

Seit der Besiedlung Islands vor 1100 Jahren treten auch im Tiefland groß-
flächig Deflationsprozesse auf, die jedoch anthropozoogen bedingt sind.
Bereits 50% (2 Mill. ha) der landwirtschaftlichen Nutzfläche sind bis heute
durch Bodenabtragung verlorengegangen (FRIDRIKSSON 1972). Die Desertifika-
tion läuft hier in folgenden Schritten ab:

- Punkt- oder linienhafte mechanische Verletzung der Vegetationsdecke durch Viehtritt, Straßenbau o.ä.;
- Anhebung und Lockerung des freigelegten Feinbodens durch Kammeisbildung;
- Auswehung der trockenen, gelockerten Oberflächenschicht des Feinbodens;
- Unterhöhlung der umliegenden Vegetationsdecke, Entstehung einer Rasen-
abbruchkante;
- Freilegung weiterer Bodenflächen durch Abschälung der Vegetation, Aus-
weitung der Deflationstätigkeit;
- Abtragung der gesamten Feinbodendecke bis zum festen Gesteinsuntergrund
oder bis zur Bildung eines geschlossenen Steinpflasters, das weitere
Auswehung verhindert.

Kammeisbildung spielt als substrataufbereitender Faktor für die Deflation
nur dort eine Rolle, wo bodenwirksame Frostwechsel häufig vorkommen (vgl.
TROLL 1973, PREUSSER 1974). Dies ist insbesondere in den küstennahen Tiefland-
gebieten der Fall, in denen milde Winter und kühle Übergangsjahreszeiten
mit einer unbeständigen Schneedecke und häufigen Luft- und Bodenfrostswechseln
kennzeichnend sind (vgl. SCHUNKE 1977, LIEBRICHT 1985). In der Hauptstadt
Reykjavik z.B., die im wintermilden Küstentiefland liegt, wirken sich die
Luftfrostswechsel zu rund 70% auch im Boden aus, weil die Schneebedeckung
gering ist (Tab. 2). In Hveraveilir dagegen, das im winterkalten zentralen
Hochland liegt, verhindert eine beständige Schneedecke von November bis
April jegliche Übertragung von Luftfrostswechseln in den Boden (Tab. 2).

Insgesamt ist die latente Deflationsgefahr durch Bodenfrostswechsel und Kamm-
eisbildung im Tiefland höher einzustufen als im Gebirge, wo die austrocknende
und abtragende Kraft des Windes verstärkt wirksam wird.

Tab. 2: Schneebedeckung, Luft- und Bodenfrostswechsel in Reykjavik (SW-Island)
und Hveraveilir (Zentrales Hochland).
Nach SCHUNKE 1977 und Daten des isländ. Meteorologischen Dienstes.

REYKJAVIK 64°08'N, 21°56'W, 50 m ü.d.M. (wintermildes Küstentiefland)														Jahr
Tage mit vollständiger Schnee- bedeckung des Bodens (1966-70)														51
Frostwechseltage (1965-74)														
Luft, 200 cm														86
Boden, 5 cm														61
HVERAVELLIR 64°52'N, 19°34'W, 642 m ü.d.M. (winterkaltes Zentrales Hochland)														
Tage mit vollständiger Schnee- bedeckung des Bodens (1966-70)														210
Frostwechseltage (1966-75)														
Luft, 200 cm														113
Boden, 10 cm														12

Tab. 3: Die Pflanzengesellschaften Islands auf deflationsanfälligen Mineralbodenstandorten.

Stetigkeitsklassen:

I = 1-20%; II = 21-40%; III = 41-60%; IV = 61-80%; V = 81-100%.

Mittl. soziologische Relativzahlen:

1 = Einzelvorkommen; 2 = Deckung <2.5%; 3 = 2.5-10%; 4 = 11-25%; 5 = 26-100% (nach GLAWION 1985).

KLASSE (eurosib.-alpiner Veg.-Kreis):	Betulo-Adenostyletea	Vaccinio-Piceetea				(Thlaspietea rotundifolii, Elyno-seslerietea u.a.)		Salicetea herbaceae	
ORDNUNG (eurosib.-alpiner Veg.-Kreis):	Adenostyletalia	Vaccinio-Piceetalia						Salicetalia herbaceae	
VERBAND (auf Island):	Geranio-Betulion	Vaccinio-Betulion				Salicion herbaceae subarcticum			
UNTERVERBAND (auf Island):			Arctostaphylion			Silenion acaulis			
ASSOZIATION:	Rubus sax.-Betuletum pubescens GL.83	Juncus-Betuletum GL.83	Betulo-Arctostaphyletum GL.83	Calluna-Vaccinietum GL.83	Empetrum-Loiseleurietum GL.83	Cardaminopsis-Saxifragetum oppositifol. GL.83	Rhacomitrium GL.83	Sibbaldia-Salicetum herbaceae GL.83	
SUBASSOZIATION:						typicum	salicetosum	geranietosum	typicum
Anzahl der Aufnahmen	108	13	56	63	81	38	42	33	28
Mittlere Vegetationsbedeckung in %	100%	100%	90%	90%	60%	15%	10%	10/100%	80%
Kennarten der Assoziationen:									
Rubus saxatilis	Steinbeere	V 4	-	II 2	I 2	-	-	II 2	-
Geranium silvaticum	Wald-Storchschnabel	IV 4	-	III 3	I 2	-	-	III 4	-
Equisetum prat. var.	Schachtelhalm	V 4	II 2	III 3	III 3	II 2	-	IV 3	II 2
Salix phylicifolia	Zweifarbige Weide	IV 3	II 2	II 2	I 3	-	-	-	-
Hierochloa odorata	Wohlfriech.Mariengras	III 4	-	II 3	I 2	-	-	-	-
Juncus arcticus	Arktische Binse	I 2	V 4	-	-	-	-	-	-
Arctostaphylos uva-ursi	Immergr. Bärentraube	I 3	-	V 3	IV 3	I 2	I 2	-	-
Calluna vulgaris	Besenheide	I 3	-	II 3	IV 4	I 3	-	-	-
Loiseleuria procumbens	Alpenazalee	-	-	I 3	I 2	V 3	-	I 2	-
Verbands-Kennarten:									
Vaccinium uliginosum	Moorbeere	III 4	IV 4	IV 4	V 4	V 3	I 2	-	III 2
Vaccinium myrtillus	Heidelbeere	II 4	-	III 4	III 4	II 3	-	-	IV 4
Betula nana	Zwerg-Birke	I 3	III 4	III 4	IV 5	II 3	-	I 2	-
Alchemilla alpina	Alpen-Frauenmantel	II 3	II 2	IV 3	IV 3	IV 3	III 3	I 2	III 3
Unterverbands-Differentialart:									
Galium verum	Echtes Labkraut	V 3	II 3	IV 3	III 3	I 2	I 2	-	I 2
Kennarten der Assoziationen:									
Cardaminopsis petraea	Felsen-Schaumkresse	-	-	I 2	I 2	I 2	IV 2	-	-
Saxifraga oppositifolia	Gegenblättr.Steinbrech	-	-	-	-	I 3	IV 3	I 3	-
Rhacomitrium spec.	Zackenmützenmoos	-	-	-	-	-	-	V 5	-
Sibbaldia procumbens	Gelbling	-	-	-	-	I 3	-	-	V 4
Gnaphalium supinum	Zwerg-Ruhrkraut	-	-	-	-	I 3	-	-	IV 4
Veronica alpina	Alpen-Ehrenpreis	-	-	-	-	I 3	-	-	III 3
Verbands-Kennart:									
Salix herbacea	Kraut-Weide	-	-	I 2	I 3	IV 4	I 2	V 4	V 4
Unterverbands-Differentialarten:									
Cerastium alpinum	Alpen-Hornkraut	-	-	-	II 2	III 3	V 3	III 3	-
Silene acaulis	Stengelloses Leimkraut	-	-	I 2	II 3	IV 3	V 3	V 3	-
Armeria maritima	Gem. Grasnelke	-	-	-	-	III 3	-	IV 3	-
Thymus arcticus	Arktischer Thymian	I 3	-	IV 3	V 3	III 3	IV 3	II 2	V 3
Stete Begleiter der Ass. u. Trennarten der Subass.:									
Alchemilla vulgaris	Gem. Frauenmantel	III 3	III 3	I 3	I 3	I 3	-	-	V 4
Deschampsia flexuosa	Draht-Schmiefe	III 4	-	III 3	II 3	-	-	-	III 4
Ranunculus acer	Scharfer Hahnenfuß	IV 4	III 3	II 2	I 2	I 3	-	-	V 3
Taraxacum spec.	Löwenzahn	III 3	III 3	II 3	II 2	I 2	-	-	III 3
Agrostis tenuis	Rotes Straußgras	IV 3	II 3	III 3	III 3	II 2	-	-	III 3
Poa nemoralis	Hain-Rispengras	III 3	-	II 2	-	-	-	-	-
Anthoxanthum odoratum	Wohlfriech. Ruchgras	III 4	-	II 3	II 2	I 2	-	-	II 3
Hieracium spec.	Habichtskraut	III 2	II 2	II 2	II 2	I 2	-	-	II 2
Trifolium repens	Weiß-Klee	II 4	I 3	I 3	I 2	-	-	-	-
Betula pubescens	Moorbirke	V 5	V 4	V 4	-	-	-	-	-
Salix lanata	Wollhaarige Weide	III 3	IV 4	III 3	II 3	I 3	-	-	-
Luzula multiflora	Vielblütige Hainsimse	V 2	IV 2	III 2	II 2	I 2	-	II 2	III 2
Galium normanii	Norman. Labkraut	III 3	-	IV 3	IV 3	III 3	IV 3	I 2	III 3
Empetrum nigrum	Schwarze Krähenbeere	II 3	-	V 3	V 4	V 4	III 3	III 3	V 4
Dryas octopetala	Achtblättrige Silberwurz	-	-	II 3	IV 4	V 4	IV 4	III 3	III 4
Pinguicula vulgaris	Gem. Fettkraut	II 2	II 2	II 2	III 3	III 3	I 2	-	II 2
Parnassia palustris	Sumpf-Herzblatt	II 3	IV 3	I 3	I 3	-	-	I 2	-
Equisetum palustre	Sumpf-Schachtelhalm	-	V 4	-	-	-	-	-	-
Oxyria digyna	Säuerling	-	-	-	-	I 2	II 1	IV 2	-
Cassiope hypnoides	Moosheide	-	-	-	-	II 3	-	II 3	-
Ranunculus glacialis	Gletscher-Hahnenfuß	-	-	-	-	-	-	II 3	-
Saxifraga caespitosa	Rasen-Steinbrech	-	-	-	-	-	-	II 3	-

2.3 Die weideempfindlichen Pflanzengesellschaften

Einen Überblick über die natürlichen Pflanzengesellschaften Islands auf deflationsanfälligen Mineralbodenstandorten gibt Tab. 3. Die überwiegend aus Hochstapden-Birkenwäldern und -fluren, Birken- und Weidengebüsch, Gebirgswergstrauchtundren sowie Dicotylenpolsterfluren zusammengesetzte Vegetationsdecke dieser Standorte ist gegenüber mechanischen Einwirkungen (z.B. Viehtritt und -verbiß) sehr empfindlich. Mit Ausnahme weniger Gramineenarten und Rosettenpflanzen (z.B. *Agrostis tenuis*, *Taraxacum* spp.) finden sich in der pflanzendecke kaum weideangepaßte oder trittfeste Arten.

Die Entwicklung der isländischen Pflanzengesellschaften erfolgte ohne den Selektionsdruck durch herbivore Säuger, die erst mit der Besiedlung der Insel im 9. Jh. n.Chr. eingeführt wurden. Obwohl die hygromorphen Hochstaudengesellschaften mit *Geranium silvaticum*, *Angelica archangelica*, *A. sylvestris*, *Filipendula ulmaria* u.a. die größte Weideempfindlichkeit zeigen, vertragen auch die Wergstrauchgesellschaften mit *Vaccinium uliginosum*, *V. myrtillus* und *Betula nana* keine Dauerbelastung.

In Abb. 3 sind die Pflanzengesellschaften der Tab. 3 ökologisch charakterisiert und entlang eines edaphischen, klimatischen und eines Schneedeckengradienten angeordnet. Die von diesen Gradienten abhängigen Faktorenkomplexe steuern die ökologisch-räumliche Vegetationsdifferenzierung und bestimmen die natürliche Deflationsgefährdung. Mit zunehmender Bodenaustrocknung und abnehmender Bodengründigkeit (edaphischer Gradient), Zunahme der Windgeschwindigkeit und Abnahme der thermischen Vegetationsperiode (klimatischer Gradient) sowie abnehmender Schneedeckendauer und -höhe (Schneedeckengradient) nimmt die latente Deflationsgefahr zu. In Abb. 3 sind diese kritischen Standortbereiche durch eine Punktsignatur gekennzeichnet. Durch Horizontalschraffur sind die Standorte stark überweideter Pflanzengesellschaften hervorgehoben. Die Überlappungsbereiche markieren deflationsanfällige Standorte stark überweideter Pflanzengesellschaften, bei denen heute in großem Umfang bereits Desertifikationsprozesse auftreten. In erster Linie sind Birkenwald- und Wergstrauchheidegesellschaften trockener bis frischer, feinsandig-schluffiger Mineralböden betroffen.

3. Anthropogene Ursachen der Wüstenbildung

3.1 Die Weidewirtschaft

Die Wiesen- und Weideflächen Islands, die heute noch knapp 2 Mill. ha umfassen, liegen im idealisierten Modell als konzentrische Ringe mit peripher abnehmender Nutzungsintensität um die landwirtschaftlichen Betriebe angeordnet (vgl. KUHN 1930, TAUBMANN 1969):

- I. Den innersten Ring bilden die hofnahen Kulturwiesen ('tún'). Sie dienen vor allem zur Heugewinnung für das Rindvieh und werden intensiv bewirtschaftet. Zur Neuanlage einer Kulturwiese wird der moorige oder anmoorige Boden tiefgepflügt, durch 1-3 m tiefe Drainagegräben entwässert und anschließend gedüngt, worauf mit der Erstaussaat eingeführter Kulturgräser begonnen wird. Diese ökologisch unangepaßte Form der Neulandkultivierung hat in den vergangenen Jahren zur Verkahlung umfangreicher Wiesenflächen geführt (vgl. ELLENBERG 1969), so daß heute auch die landwirtschaftlich wertvollsten Intensivflächen mit einer bis vor kurzem geschlossenen Vegetationsdecke durch Deflation gefährdet sind. Verhinderten vor der Kultivierung eine widerstandsfähige Pflanzendecke aus heimischen Sauergräsern sowie das oberflächennah anstehende Grundwasser wirkungsvoll den Bodenabtrag, so kann die angesäte Vegetation aus exotischen Süßgräsern bei abgesenktem Grundwasserspiegel diese Funktion nicht mehr übernehmen.
- II. Die Fläche der hofnahen Naturweiden ('engi') als zweiter Wirtschaftsring ist auf Kosten der sich schnell vergrößernden 'túns' heute stark rückläufig. Die 'engi' bestehen überwiegend aus Seggenflachmooren und dienen im Sommer als Rinderweide. Sooft die Schneedeckenverhältnisse es erlauben, werden sie auch als Winterweide für Schafe und Pferde genutzt. Da die Vegetation bei gefrorenem oder vernäßigtem Boden besonders empfindlich auf mechanische Einwirkungen reagiert, ist die praktizierte Winterweide neben der noch zu besprechenden Hochweide die ökologisch schädlichste Landwirtschaftsform auf Island.

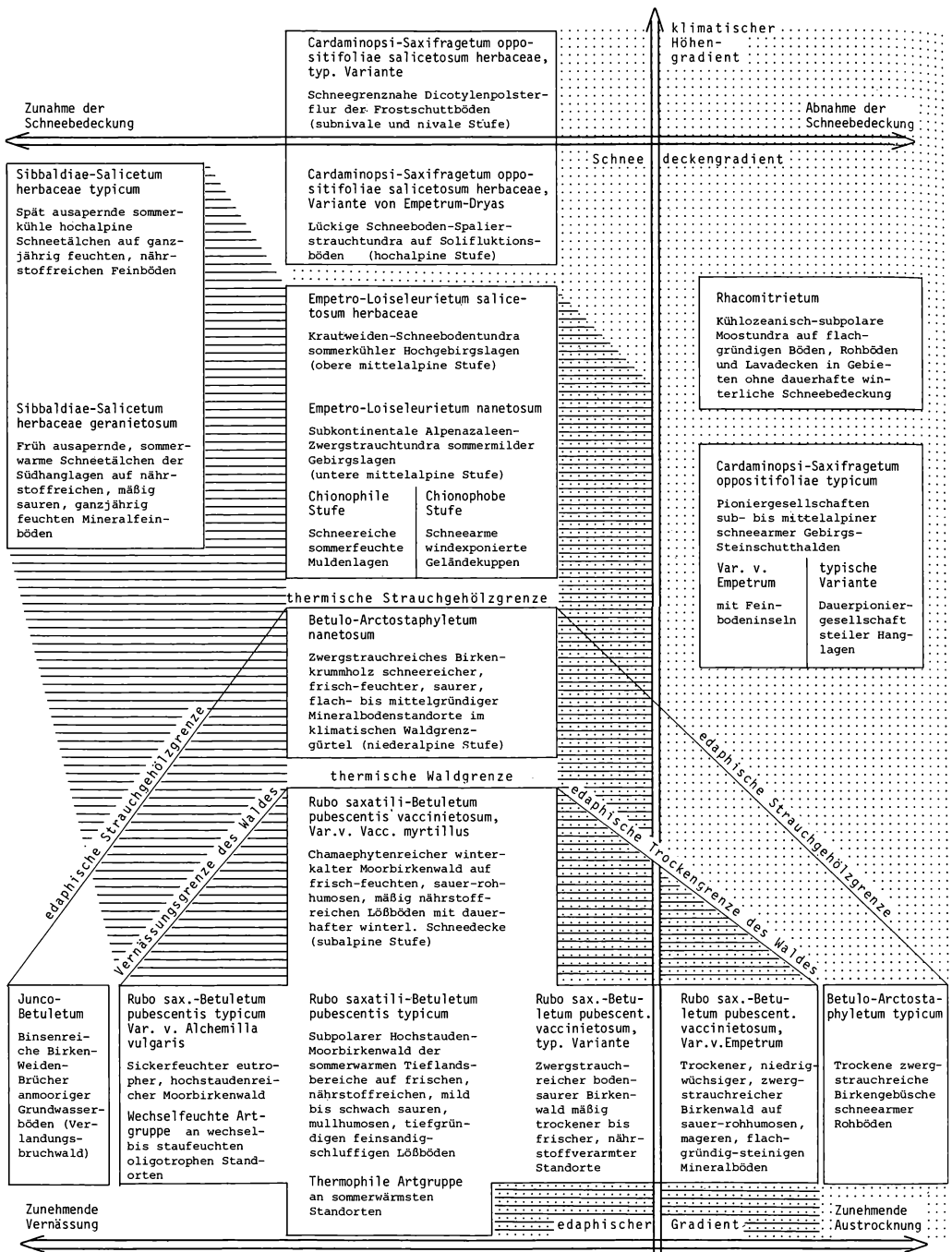


Abb. 3: Standortsökogramm deflationsgefährdeter Pflanzengesellschaften Islands.

Punktierte Bereiche: Natürlicherweise deflationsanfällige Standorte;
 schraffierte Bereiche: Standorte weidageschädigter Pflanzengesellschaften;
 Überlappungsbereiche: Durch natürliche Ungunstfaktoren und Überweidung
 kritische Standorte für Desertifikationsprozesse.

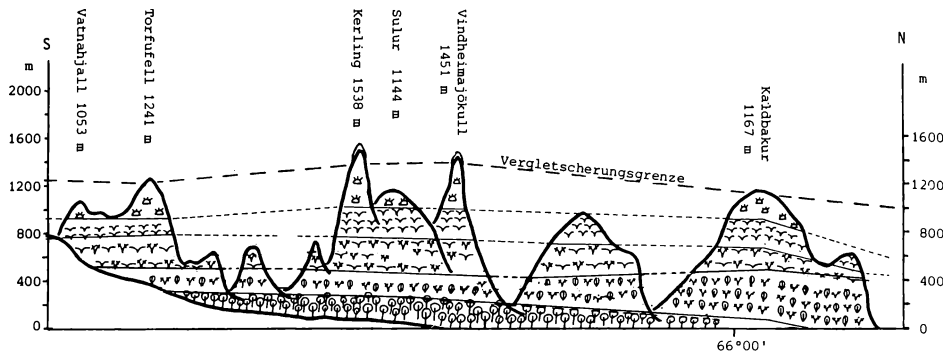
- III. Der dritte, extensivere Nutzungsgürtel der Außenweiden ('heimahagar') wird überwiegend als Allmende bewirtschaftet. Er umfaßt die Hochtäler und unteren Hangbereiche der Gebirge und Plateauränder, die früher mit Birkenwäldern bestanden waren und heute subpolare Matten, Zwergstrauchheiden oder niedriges Buschwerk tragen. Die 'heimahagar' dienen als saisonale Weideflächen für Schafe und Pferde vor oder nach der Hochweideperiode.
- IV. Die Hochweiden ('afréttir') mit ihren Zwergstrauch-, Riedgras- und Kryptogamenheiden bilden die extensivste Wirtschaftszone. Sie liegen als Vegetationsoasen außerhalb der bewohnten Gebiete in den Wüsten des zentralen Hochplateaus und sind Gemeindeland. Nach der Schur im Frühjahr werden die Schafe mit ihren Lämmern zu den Hochweiden aufgetrieben, wo sie unbeaufsichtigt von Ende Juni bis Mitte September weiden. Da die 'afréttir' nicht eingezäunt sind und die Bestockung mit knapp 2 Mill. Sommerschafen sehr hoch ist, wird die gesamte Pflanzendecke des zentralen Hochlandes jährlich überweidet. Lediglich unzugängliche Stellen (übersteile Hänge, Wände, Inseln) bewahren ihre natürliche Vegetationsdecke (vgl. KRISTINSSON 1979). Die Schafe folgen im Lauf des Sommers der zurückweichenden Schneegrenze, da sie dort jeweils die wertvollsten Futterpflanzen finden. Diese Gewohnheit führt zu einer Zerstörung der Vegetationsdecke, weil die Pflanzen kürzlich ausgeaparter Standorte auf Grund ihrer jungen Triebe und vernäster Böden besonders verbiß- und trittempfindlich sind. Im Herbst werden die Hochflächen von allen beteiligten Bauern systematisch abgesucht und die Schafe zu den Sammelhürden abgetrieben, wo sie nach Besitzern ausgesondert werden.

3.2 Die Ersatzvegetation

Bedingt durch den Kahlschlag der Birkenwälder (vgl. HESMER 1961) und die über 1000jährige Überweidung der gesamten Vegetationsdecke hat sich in Island eine Sekundärvegetation eingestellt, die besonders in den unteren Höhenbereichen (0-400 m ü.d.M.) stark von der potentiellen natürlichen Vegetation abweicht. Als Beispiel zeigt Abb. 4 die Höhengürtel der potentiellen natürlichen und der realen Vegetation an den Hängen des Eyjafjordes, der sich von 65° 15' bis 66° 10' n.Br. 100 km weit in das Basalthochplateau Nordislands einschneidet. Ein Vergleich der beiden Profildarstellungen läßt erkennen, daß die Hochstauden-Moorbirkenwälder der subalpinen Höhenstufe und die niederalpinen Birken-Weidengebüschgesellschaften vollständig durch anthropozoogene Wiesen- und Zwergstrauchgesellschaften abgelöst wurden. Nur die Zwergstrauchtundren und Dicotylenpolsterfluren der mittelalpinen bis subnivalen Gebirgshöhenstufen (400-1500 m) entsprechen in ihrer Artenzusammensetzung noch weitgehend der natürlichen Vegetation.

An zwei pflanzensoziologischen Höhentransekten wird die weidebedingte Artenveränderung der isländischen Vegetation aufgezeigt (Tab. 4). Das Untersuchungsgebiet 'Súlur' (200-1144 m ü.d.M.) liegt im zentralen Abschnitt des Eyjafjordes (vgl. Abb. 4). Durch eine knapp 1000jährige grünlandwirtschaftliche Intensivnutzung sind hier die Kennarten der Moorbirkenwaldgesellschaften (*Betula pubescens*, *Salix phylicifolia*, *Rubus saxatilis*, *Geranium silvaticum*, *Hieracium odorata*) durch Arten der sekundären atlantischen Zwergstrauchheiden (*Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum*, *Vaccinium* spp.) und Steinschuttfuren (*Thymus arcticus*, *Dryas octopetala*) ersetzt worden. Erst ab 400 m Höhe läßt das zusätzliche Auftreten von *Loiseleuria procumbens* erkennen, daß hier die natürlicherweise wald- und gebüschfreie Gebirgswergstrauchtundra beginnt (s. Tab. 4).

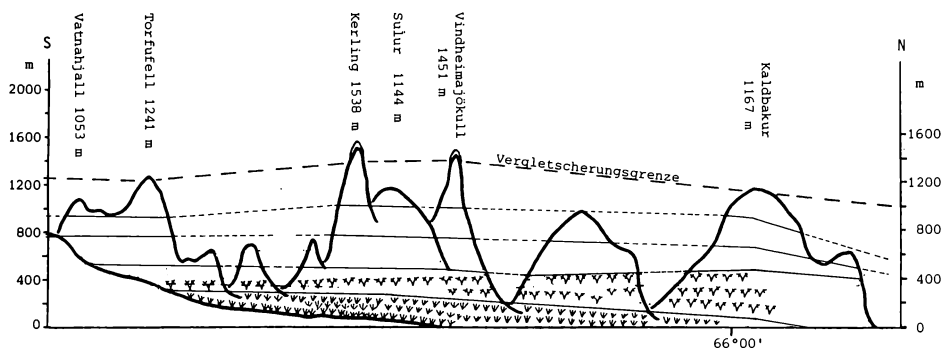
Da innerhalb des Eyjafjordes nirgendwo eine naturnahe Vegetationsdecke erhalten blieb, mußten vergleichende syndynamische Untersuchungen in einem schwer zugänglichen Paralleltal mit ähnlichen Standortverhältnissen durchgeführt werden, in dem kaum Nutzungen stattgefunden haben ('Vaglaskógur/Fornastadafjall' in Tab. 4). Thermophile Hochstauden-Moorbirkenwälder werden hier in 200 m Höhe von chiono'philen' zwergstrauchreichen Birkengebüschen abgelöst, die in 400 m Höhe in die Gebirgswergstrauchtundra und in 700 m Höhe in Hochgebirgswergstrauchtunden übergehen. Diese Vegetationsabfolge dürfte auch im Eyjafjord vor Beginn der Landnutzung bestanden haben.



Symbol	natürliche Pflanzengesellschaft (bioklimat. Leitges.)	Gebirgs- höhenstufe
♀♀♀	Subpolarer Hochstauden-Moorbirkenwald (<i>Rubus saxatilis</i> - <i>Betuletum pubescentis</i>)	subalpin
⊖⊖⊖	Sommerkühle zwergstrauchreiche Birkengebüsche (<i>Betula</i> - <i>Arctostaphyletum nanetosum</i>)	niederalpin
∨∨∨	Gebirgs-Zwergstrauchtundra (<i>Empetro-Loiseleurietum</i>)	mittetalpin
∧∧∧	Hochgebirgs-Spalierstrauchtundra (<i>Cardaminopsi</i> - <i>Saxifragetum oppositifoliae salicetosum</i> , <i>Empetrum</i> -V.)	hochalpin
☆☆☆	Dicotylenpolster-Frostschuttflur (<i>Cardaminopsi</i> - <i>Saxifragetum oppositifoliae salicetosum herbaceae</i>)	subnival

0 10 20 30 km

Profil 17fach überhöht



Symbol	anthropozoogene Pflanzengesellschaft	Gebirgs- höhenstufe
vvvvvv	Sekundäre Wiesengesellschaften (<i>Molinio</i> - <i>Arrhenatheretea</i>)	sub- bis niederalpin
∨∨∨∨	Sekundäre atlantische Zwergstrauchheide (<i>Calluno</i> - <i>Vaccinietum</i>)	niederalpin

Abb. 4: Vegetationshöhenstufen am Eyjafjörður, N-Island.

Die untere Profildarstellung zeigt die reale Vegetation, sofern sie von der potentiellen natürlichen Vegetation (obere Darstellung) abweicht (nach GLAWION 1985).

Tab. 4: Pflanzensoziologische Höhentransekte in N-Island.
 Untersuchungsgebiet Súlur: Weidebedingte Ersatzgesellschaften;
 Untersuchungsgebiet Vaglaskógur/Fornastadafjall: Naturnahe Pflanzengesellschaften.
 (Soziologische Relativzahlen 1-5 vgl. Legende zu Tab. 3).

Untersuchungsgebiet	S U L U R										VAGLASKOGUR/FORNASTADAFJALL										
Höhe (m ü.NN)	2	3	4	5	6	7	8	9	1		1	1	2	2	3	4	5	6	7	8	9
	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
									0												
1. Moorbirken-Gesellschaften																					
Betula pubescens											5 5 5 5 5 2										
Galium verum	3 3 4 4										4 3 3 3 3 2										
1.1. Hochstauden-Birkenwälder																					
Salix phylicifolia											4 4 4 4 3 2										
Rubus saxatilis											4 5 5 4 3 2										
Geranium silvaticum											5 5 5 4 3										
Hierochloa odorata											5 4 4 4 3										
Poa nemoralis											3 3										
1.1.1. Thermophile Artgruppe																					
Juniperus communis											2										
Myosotis arvensis	2										2										
Fragaria vesca											3 3 3										
Trifolium repens																					
1.1.2. Winterkalter Zwergstrauch-Birkenwald																					
Vaccinium myrtillus	2 5 3 4										4 3 3 4 3 2										
Vaccinium uliginosum	3 4 4 3 4 2										3 4 5 5 4 4 2										
Pyrola minor	2 2										3 3 3 2 2										
1.2. Sommerkühle Birkengebüsche u. sek. atl. Zwergstr. heiden																					
Arctostaphylos uva-ursi	3 3 4 3										2 2 3										
Calluna vulgaris	3 4 4 4 4 4 3 2										2 4 5 5 4 4 2										
Empetrum nigrum	3 4 2 3 2										3 5 4 3										
Betula nana	4 4 3 5 4 3										3 4 4 3 2										
Alchemilla alpina	4 3 3 3 2										2 3 3 3 3 2										
Thymus arcticus																					
2. Krautweiden-Schneeboden-gesellschaften																					
Salix herbacea	4 4 4 4 4										3 4 4 4 4 3										
Silene acaulis	3 3 3 3 3 3 3										3 3 3 3 3 3										
2.1. Gebirgs-Zwergstrauchtundra																					
Loiseleuria procumbens	2 2 4 3										2 3										
Vaccinium uliginosum	3 4 4 3 4 2										3 4 5 5 4 4 2										
2.1.1. Heidelbeer-Zwergstr. tundra																					
Vaccinium myrtillus	2 5 3 4										4 3 3 4 3 2										
Betula nana	3 4 2 3 2										3 5 4 3										
2.2. Hochgebirgs-Frostschut-fluren																					
Cardaminopsis petraea	2 2 2 3 3										2 2										
Saxifraga oppositifolia	3 3 3 3										2 2										
2.2.1. Spalierstrauchtundra																					
Empetrum nigrum	3 4 4 4 4 4 3 2										3 3 4 5 5 4 4 2										
Dryas octopetala	3 4 3 4 4 5 4 3										4 3 3 4 3										
2.2.2. Dicotylenpolsterflur																					
Oxyria digyna	2 2										2 2 2										
Saxifraga caespitosa																					
Ranunculus glacialis																					
Cerastium arcticum																					
Saxifraga nivalis																					
Armeria maritima											2 2 2										
2.3. Schneetälchen-Gesellsch.																					
Sibbaldia procumbens	3 3										3 3 2 3 2										
Gnaphalium supinum	3 3										2 3 2 3 3										
Veronica alpina											2 3 2 2										

4. Diskussion

An regionalen Fallbeispielen konnte aufgezeigt werden, daß die reale Vegetation Islands sowohl floristisch-soziologisch als auch physiognomisch erheblich von der potentiellen natürlichen Vegetation abweicht. Die seit 1100 Jahren fast unverändert durchgeführten Praktiken der Winterweide und der unkontrollierten Hochweidewirtschaft sowie der Kahlschlag der Birkenwälder haben die heutige Sekundärpflanzendecke geschaffen. Daß diese nicht in der Lage ist, ihre Bodenschutzfunktion zu erfüllen, beweisen die zahlreichen Barflecken in den heutigen Wiesen- und Weideflächen, die Ansatzpunkte einer Deflation sind. Somit stellt die anthropozoogen geschaffene Vegetation einen Instabilitätsfaktor dar, der das Naturhaushaltsgleichgewicht in subpolaren Ökosystemen beeinträchtigt.

Da die latenten Abtragungskräfte auf Island besonders ausgeprägt sind (Starkwinde, häufige Frostwechsel, deflationsanfälliger lößähnlicher Vulkanboden), genügen bereits geringe äußere Eingriffe durch Viehtritt o.ä., um unter diesen veränderten Bedingungen eine regressive Sukzessionsserie auszulösen, die unkontrollierbar bis zum Endstadium einer Steinpflasterwüste abläuft (vgl. GLAWION 1985, 1986). Ähnlich wie in ariden Erdräumen wird die Desertifikation auf Island von ökologisch unangepaßten Landnutzungsformen eingeleitet, läuft jedoch unter anderen natürlichen Bedingungen ab und wird durch andere Prozesse gesteuert, wie in dieser Untersuchung dargelegt wurde.

Literatur

- ELLENBERG H., ELLENBERG C., 1969: "Kal" - Das Kahlwerden von Kulturland Islands als ökologisches Problem. Ber. Forschungsstelle Nedri Ás Hveragerdi 3: 1-47.
- FRIDRIKSSON S., 1972: Grass and grass utilization in Iceland. Ecology 53: 785-796.
- GLAWION R., 1985: Die natürliche Vegetation Islands als Ausdruck des ökologischen Raumpotentials. Bochumer Geogr. Arb. 45: 1-208.
- GLAWION R., 1986: Rezente Klimaschwankungen und Vegetationsveränderungen in Island. Geowiss. uns. Zeit 4: 141-153.
- GRAHMANN R., 1939: Der isländische Molldöf. Forsch. u. Fortschr. 15: 161-162.
- HESMER H., 1961: Waldvernichtung und Waldschaffung auf Island. Forstarchiv 32: 109-119.
- JOHANNESSON B., 1960: The soils of Iceland. Univ. Res. Inst., Dept. of Agriculture [Reykjavík], Rep. B 13: 1-140.
- KOFOEDHANSEN A.F., 1935: Der Lössboden in seiner Beziehung zur Waldvegetation. Acta Soc. Bot. Poloniae 12: 235-256.
- KRISTINSSON H., 1969: Gröður i beitarríðudum hólum á Audkúluheidi og í Svartárbugum. Týli [Akureyri] 9: 33-46.
- KUHN H., 1930: Die Hochweidewirtschaft in Island. In: (Ed. VOGT W.): Deutsche Islandforschung 1930 [Breslau] I: 349-392.
- LIEBRICHT H., 1985: Zum thermischen Bodenklima im Tiefland Islands. Ber. Forschungsstelle Nedri Ás Hveragerdi 45: 1-53.
- MENSCHING H., 1979: Desertification - ein aktuelles geographisches Forschungsproblem. Geogr. Rundschau 31: 350-355.
- PREUSSER H., 1974: Die Deflation in Island. Dt.-isl. Jb. 7: 32-48.
- SCHUNKE E., 1977: Zur Ökologie der Thufur Islands. Ber. Forschungsstelle Nedri Ás Hveragerdi 26: 1-69.
- SCHWARZBACH M., 1963: Zur Verbreitung der Strukturböden und Wüsten in Island. Eiszeitalter Gegenwart 14: 85-95.
- TAUBMANN W., 1969: Islands Landwirtschaft, Grundzüge und neuere Wandlungen. Erdkunde 23: 30-47.
- TROLL C., 1973: Rasenabschälung (Turf exfoliation) als periglaziales Phänomen der subpolaren Zonen und der Hochgebirge. Zeitschr. Geomorph. N.F. Suppl. 17: 1-32.
- VENZKE J.F., 1982: Geoökologische Charakteristik der wüstenhaften Gebiete Islands. Essener Geogr. Arb. 3: 1-206.

Adresse:

Dr. Rainer Glawion
Geograph. Inst. Univ.
Universitätsstr. 150
D-4630 Bochum

Hecken in intensiv genutzten Agrarlandschaften

Heike Schröder und Heinke Marxen-Drewes

Synopsis

Hedges on an earthwall (= Knicks) which are a characteristic biotop in agricultural landscapes of Schleswig-Holstein are investigated in respect to their importance and stress for and by farm management. Hedges in agricultural landscapes of high intensity are biotops of high productivity on leaves, flowers, and fruits. They are habitats for many different animal species. After insecticide spraying on arable land hedges are of importance for recolonization with insects. The flora from nowadays hedges is compared with those from WEBER (1967) which were characterised 20 years ago in the same area. It is found that the floristic composition has changed in the direction to more nitrogen indicating species. The calculated reaction and nitrogen figures confirm this, too. The soil from hedges and fields was investigated for pH, available phosphorus and potassium. The values show also an alignment of hedge and field conditions. The results show that hedges are eutrophicated by intense farming and that means an increasing standardization of biotops. Therefore it has to be made the demand to minimize stress. One possibility is to create unmanaged stripes of land near to the earthwalls and to give up the lateral cutting of bushes.

Agricultural landscape, arthropodes, biotop, bush production, eutrophication, floristic composition, hedge management, hedges.

1. Einführung

Eine intensive Agrarwirtschaft ist durch hohe Produktivität gekennzeichnet, wobei nur die Produktion von landwirtschaftlichen Gütern berücksichtigt wird. Diese hohe Produktion wird erreicht durch Betriebsspezialisierung, Mechanisierung sowie Einsatz ertragssteigernder und -sichernder Hilfsmittel. Landschaftsökologisch gesehen hat dieses zur gebietsweisen Anbauspezialisierung, zum Anbau weniger Feldfrüchte, zur Unterdrückung natürlicher Selbstregulationsmechanismen und zur Dezimierung von Landschaftselementen geführt. So werden in dem hier betrachteten Gebiet des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein die Ackerflächen zu 64% mit Getreide und zu 21% mit Raps bestellt.

Ein charakteristisches Landschaftselement in dieser Agrarlandschaft ist ein besonderer Typ der Hecke, die Wallhecke oder der sog. Knick. Dieses sind 1-3reihige Strauch- und Baumpflanzungen auf einem Erdwall. Bei den Sträuchern handelt es sich um einheimische Arten mit hohem Regenerationspotential wie *Corylus avellana*, *Sambucus nigra*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* u.a. Diese Knicks sind vom Menschen genutzte Landschaftselemente, die alle 7-10 Jahre abgeholzt werden. Heute werden allerdings häufig nur



Abb. 1: Herbstaspekt eines Knicks in Schleswig-Holstein, Seite abgeschlegt.

die seitlich überstehenden Äste und Zweige abgeschlegt, so daß gewissermaßen gerade 'Wände' entstehen.

pflanzensoziologisch sind die Knicks von WEBER 1967 ausführlich beschrieben und klassifiziert worden. Die hier untersuchten Knicks entsprechen in ihrer floristischen Zusammensetzung den von WEBER beschriebenen bunten Schlehen-Hasel-Knicks, speziell dem Typus "*Rubus radula*-Knick ohne *Rubus caesius*". Die Knickdichte im Untersuchungsgebiet betrug bis zu 61 m/ha. Es sollen hier einige bedeutende Zusammenhänge zwischen solchen Knicks und den angrenzenden Feldern herausgegriffen werden, so die Gehölzvegetation der Knicks, die Kraut- und Grasflora von Knick und Feld, Bodenkenndaten und einige Angaben zur Zoozönose von Knick und Feld.



Abb. 2: Sommeraspekt eines Knicks in Schleswig-Holstein.

2. Gehölzvegetation der Knicks

Durch die artenreiche Zusammensetzung der Knicks (= bunte Knicks) sind über einen langen Zeitraum im Jahr Blüten vorhanden. Oftmals schon vor März blühen Weidenarten, dann Haselnuß, Anfang Mai Schlehe, später Weißdorn, Rose Himbeere, Holunder und zuletzt bis in den Herbst hinein Brombeeren. Die Blütenanzahl kann je nach Artenzusammensetzung und Alter der Sträucher sehr unterschiedlich sein. Einen Eindruck von der Größenordnung sollen die an einem 5jährigen Knick gewonnenen Daten vermitteln (Abb. 3). Aus vielen Einzelzählungen errechneten sich für diesen Knick auf 150 m Länge rund 81000 Blüten. Welchen Anteil dabei die einzelnen Straucharten ausmachen, ist in der Abbildung erkennbar. Zu beachten ist, daß für Holunder die Anzahl der Dolden aufgetragen ist. Da im Durchschnitt jede Dolde aus rund 500 Einzelblüten besteht, kommt man zu 750 000 Blüten allein durch Holunder. Eine

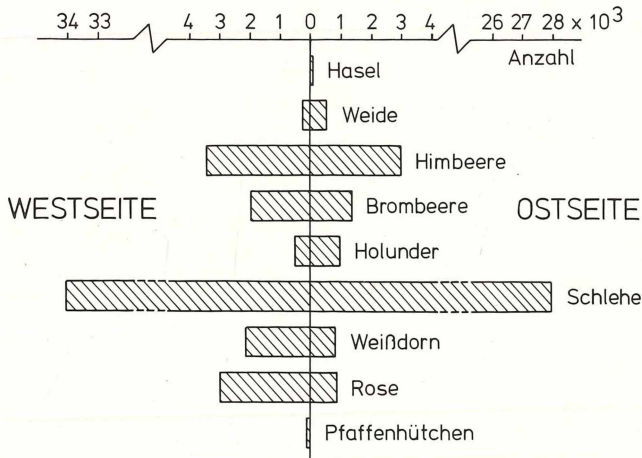


Abb. 3: Blütenanzahl fünfjähriger Knicksträucher.
(für Holunder Angabe der Doldenanzahl).

entscheidende Rolle für die Blütenanzahl spielen unter anderem auch Schleh- und Weißdorn, welche hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Zoozönose zu den wichtigsten Knicksträuchern gehören. Da die Knicks etwa alle 3 Jahre seitlich abgeschlegt werden, sind Blüten und vor allem Früchte direkt gefährdet. Beobachtungen ergaben, daß nach dem Abschlageln im Folgejahr wesentlich weniger Blüten gebildet wurden.

Die Verteilung der Blüten auf die West- und Ostseite des untersuchten Knicks ist unterschiedlich. Die Gründe hierfür sind in erster Linie in der Standortswahl bei der Bepflanzung zu sehen, also ob die Gehölze in der östlichen oder westlichen Reihe stehen. Dadurch wird die Tatsache, daß nahezu die meisten Arten im Windschatten (= Ostseite) üppiger blühen, überdeckt.

Derselbe Knick produzierte auf 100 m Länge eine Blattfläche von 2100 m². Bezogen auf die Standfläche von 350 m² entspricht das einem Blattflächenindex (BFI) von 6. An dieser Stelle muß auf die charakteristische Verteilung der Blätter hingewiesen werden. Die Blattfläche wird von 2 Mantelzonen und einer Dachzone gebildet und unterscheidet sich somit von anderen Vegetationsformen. Die von diesem Blattbehang gebildete Trockenmasse betrug 117.3 kg auf 100 m (= 3.4 t/ha). Im Vergleich dazu wurde für einen 122jährigen Buchenwald im Solling ein BFI von 6 sowie eine Blatztrockenmasse von 3 t/ha (STERN et al. 1977) und für einen Buchenbestand in Dänemark ein BFI von 5.6 (MÜLLER, NIELSEN 1965) ermittelt.

3. Kraut- und Grasflora von Knick und Feld

Neben den Sträuchern und Bäumen ist die Vegetation am Boden von Bedeutung. Sie setzt sich im Knick aus über 100 Arten zusammen, im Feld aus über 30 Arten. Im Vergleich der heutigen Knickflora mit den Aufnahmen von WEBER (1967) sind auch hier vor allem Arten der *Poa nemoralis*-Gruppe, der *Corylus*-Gruppe und allgemein verbreitete übrige Arten mit hoher Stetigkeit vertreten. Es sind jedoch einige Unterschiede zu 1967 festzustellen. So erreichen die beiden Arten *Agropyron repens* und *Galium aparine*, die auch in den Weberschen Vegetationstabellen mit höchster Stetigkeit auftreten, in den jetzt untersuchten Knicks deutlich höhere Bedeckungsgrade: Es erreichte *Agropyron repens* im Mittel die Artmächtigkeit 3, bei WEBER 2, *Galium aparine* im Mittel die Stufe 2, bei WEBER 1. Außerdem tritt die sehr stickstoffliebende Art *Alliaria officinalis* mit höchster Stetigkeit auf, während sie in den Weberschen Aufnahmen völlig fehlt. Zusätzlich fehlen weitgehend die Arten ärmerer Standorte. Betrachtet man die Pflanzenarten auf ihren Lebensformtyp hin, so fällt ein weiterer markanter Unterschied auf. In den Weberschen Aufnahmen finden sich 72% Hemikryptophyten und 10% Therophyten, in den jetzt untersuchten Knicks nur 46% Hemikryptophyten und dafür 35% Therophyten (Tab. 1). Das Verhältnis hat sich zu Gunsten der Therophyten verschoben.

Zum Artenspektrum der Felder ist noch zu sagen, daß in den verschiedenen Kulturfrüchten und in jedem Untersuchungsjahr eine etwas andere Zusammensetzung zu verzeichnen war. Eine signifikante Abhängigkeit vom Vorhandensein oder Fehlen eines Knicks war allerdings nicht erkennbar, denn sowohl auf Feldern mit Knick als auch auf Feldern ohne Knick fanden sich im Randbereich mehr Arten und mehr Individuen pro Flächeneinheit.

Ergänzend wurde die Verwandtschaftsbeziehung der Kraut- und Grasflora von Knick und Feld, berechnet als absolute Affinität nach RAABE (1952), ermittelt. Sie beträgt für die Krautflora des Knicks und die Segetalflora in 1 m Abstand zum Knick 22%. Vergleicht man die Knickflora mit der Segetalflora des gesamten Feldes, beträgt die absolute Affinität 16%. Dagegen wurde für die Verwandtschaftsbeziehung zwischen der Krautflora der Weberschen Knicks und den jetzt untersuchten Feldern eine absolute Affinität von 9% errechnet. Die ermittelten Affinitätswerte sind alle relativ niedrig, und man kann nur zum Teil von einer lockeren Bindung sprechen. Tendenziell ist

Tab. 1: Prozentualer Anteil der Lebensformtypen im Knick und im Feld (nach ELLENBERG 1979).

	im Knick nach WEBER	im Knick heute	im Feld heute
Chamaephyten	5	5	0
Hemikryptophyten	72	46	13
Geophyten	13	14	13
Therophyten	10	35	74

Tab. 2: Zeigerwerte der Pflanzengesellschaften des Knicks und der Segetalflora (nach ELLENBERG 1979).

	im Knick nach WEBER	im Knick heute	im Feld heute
Lichtzahl	6.2	6.3	6.4
Reaktionszahl	5.4	6.2	6.0
Stickstoffzahl	6.2	6.7	6.7
Feuchtezahl	5.1	5.2	5.0

aber die Verwandtschaftsbeziehung zwischen Knick- und Feldflora in den letzten 20 Jahren enger geworden. Dieses kommt u.a. dadurch zustande, daß eine ganze Reihe der Segetalarten heute auch in den Knicks erscheinen, wo sie vor 20 Jahren noch fehlten. Einen Hinweis der Annäherung geben auch die Zeigerwerte. Sie deuten auf veränderte Bodenverhältnisse bei sonst eher gleich gebliebenen Bedingungen hin (Tab. 2). Die Reaktionszahl und die Stickstoffzahl ist eindeutig angestiegen und hat sich damit auf das Niveau der Verhältnisse im Feld eingependelt.

4. Bodenkenndaten

Zur Ergänzung der floristischen Aufnahmen und der gefundenen Unterschiede wurden die Parameter pH-Wert und pflanzenverfügbaren Phosphor sowie Kalium im Boden der Knicks und der angrenzenden Felder gemessen. Für die pH-Werte gibt es ebenfalls Angaben von WEBER (1967), der sehr einheitliche Werte von 3.9 - 4.2 in der Wallmitte fand. Dieser Wert wurde durch die jetzigen Untersuchungen bestätigt (Abb. 4). Allerdings lagen die pH-Werte an den Wallseiten mit 5.8 wesentlich höher. Da anzunehmen ist, daß die pH-Werte an den Wallseiten durch Düngereindrift bei der Felddüngung angehoben werden, wurden auch einige Wallseiten untersucht, an die direkt kein Feld grenzt. Hier lagen die pH-Werte im Durchschnitt bei 4.3, also ähnlich niedrig wie in der Wallmitte. Bei Phosphor und Kalium liegen die Werte etwas anders. Am geringsten ist die Phosphorversorgung in der Knickmitte. Etwas höher sind die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium im Knickwall, der nicht direkt ans Feld grenzt. Dagegen sind die Gehalte in der Wallzone, die ans Feld grenzt, deutlich höher. Dieses läßt sich teilweise mit Düngereintrag bei der Düngung der Felder erklären, teilweise auch mit dem Verbleib im mehr oder weniger geschlossenen Kreislauf der Knicks. Bestätigt wird diese Annahme auch dadurch, daß der Hauptanteil der Blattmasse nach Abwurf im Knickbereich verbleibt. Eine Ursache-Wirkung-Aussage ist hierbei aber nicht eindeutig möglich.

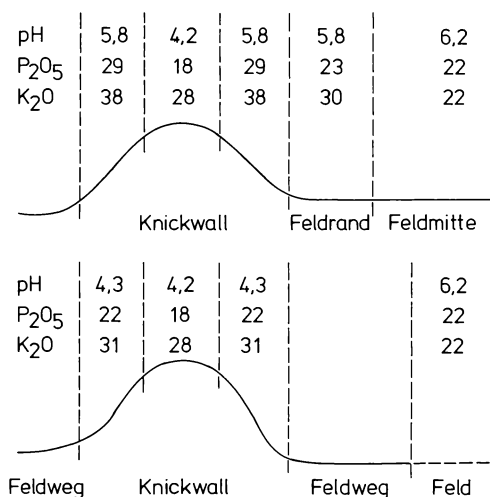


Abb. 4: Bodenkenndaten von Knick und Feld.

(pflanzenverfügbares P_2O_5 und K_2O in mg/100 g Boden, pH (KCl)).

5. Zoozönose von Knick und Feld

Um einen Eindruck von der Bedeutung der Knicks in der Agrarlandschaft für die Zoozönose zu bekommen, wurden im Knick, in der Nähe des Knicks und in der Feldmitte Arthropodenfänge durchgeführt. Im Knick wurden mittels Klopfproben in der Zeit vom Beginn der Schlehenblüte (Mitte Mai) bis Anfang der Rosenblüte (Ende Juni) die Arthropoden von Rose, Schlehe und Weißdorn gefangen. Am Knick und in der Feldmitte wurden Streifnetzfänge von Juni bis Mitte Juli durchgeführt. Es konnten insgesamt 112 Familien unterschieden werden. Davon besiedelten, soweit man die beiden Methoden überhaupt miteinander vergleichen kann, etwa $\frac{1}{3}$ (= 33) der Familien alle drei Lebensräume (Knick, Feld, Übergangsbereich). Aber es gab auch deutliche Unterschiede in der Populationszusammensetzung. So wurden 34 Familien nur im Knick an den genannten Sträuchern, 21 Familien nur im Übergangsbereich Knick - Feld und drei Familien nur im Feld angetroffen.

Buschart	Alter (Jahre)	Anzahl der Familien	H _S	E
Rose	5	54	3,20	0,80
Rose	20	47	3,11	0,81
Weißdorn	3	55	2,33	0,58
Weißdorn	5	52	1,44	0,37
Weißdorn	20	55	2,23	0,55
Schlehe	3	47	3,09	0,80
Schlehe	5	44	3,15	0,83
Schlehe	20	45	2,60	0,68

Abb. 5: Familiendiversität und Evenness der Arthropodenfamilien nach Shannon-Weaver von Knicksträuchern. (Klopfproben).

Der Diversitätsindex nach Shannon-Weaver und die Evenness, hier beides berechnet für die Familien, geben Hinweise über die Vielfältigkeit der einzelnen Standorte (Abb. 5). Im Knick fand sich an Rose und Schlehe eine größere Diversität (H_S) als an Weißdorn. Auch die Verteilung der Individuen auf die Familien (siehe E) ist gleichmäßiger. Beim Vergleich der verschiedenen Altersstufen ergeben sich z.T. hochsignifikante Unterschiede. Trotzdem kann keine eindeutige Beziehung zwischen Strauchalter und Diversität festgestellt werden. Dies mag daran liegen, daß die Knicks schon lange vorhanden sind und beim Abschlagen der Gehölze nicht die gesamte Arthropodenpopulation mitvernichtet wird und sich darum schneller regenerieren kann, oder daß von noch bewachsenen Knicks in der Nähe eine Wiederbesiedlung erfolgen kann.

Standort	Zeitpunkt	Familiendiversität		Evenness	
		W-Gerste	W-Weizen	W-Gerste	W-Weizen
am Knick Feldmitte	31.5.86	2,77	-	0,81	-
		2,27	-	0,84	-
am Knick Feldmitte	25.6.86	2,47	2,53	0,66	0,79
		1,99	1,62	0,74	0,74
am Knick Feldmitte	2.7.86	2,31	2,47	0,71	0,85
		1,46	1,77	0,59	0,74
am Knick Feldmitte	9.7.86	1,96	2,78	0,58	0,78
		-	1,53	-	0,59
am Knick Feldmitte	16.7.86	-	2,87	-	0,84
		-	1,97	-	0,64

Abb. 6: Familiendiversität und Evenness der Arthropodenfamilien nach Shannon-Weaver auf intensiven Ackerbauflächen. (Streifnetzfänge).

Auf den angrenzenden Feldern konnten Winterweizen und Wintergerste untersucht werden. Ganz allgemein kann festgestellt werden (Abb. 6), daß die Familiendiversität am Knick höher ist als in der Feldmitte. In der Gerste ist außerdem ein kontinuierlicher Abfall der Diversität mit der Zeit zu beobachten. Gleichzeitig fällt auch die Evenness, es treten also immer mehr einzelne Familien hervor. Im Winterweizen dagegen steigt die Diversität mit der Zeit. Die Verteilung der Individuen auf die Familien ist am Knick recht regelmäßig, während sie in der Feldmitte zu Gunsten einiger Familien ausfällt. Die angebauten Kulturfrüchte haben demnach einen überlagernden Einfluß auf die Arthropodenpopulation. Dieses wird auch verständlich durch die unterschiedliche Reifezeit der Früchte.

Interessant scheint noch die Betrachtung der Individuendichte im Winterweizen nach flächendeckender Behandlung gegen Blattläuse mit Metasystox. Die Individuendichte sank daraufhin bei allen Familien auf unter die Hälfte. Die Population der Läuse erholte sich dann aber schneller als die der anderen Familien. Außerdem erfolgte die Wiederbesiedlung am Knick schneller und mit mehr Individuen als im Feld. Es ist anzunehmen, daß der Knick hier die Funktion eines Nachschubreservoirs übernimmt.

Literatur

- ELLENBERG H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobot. 9.
- MÜLLER D., NIELSEN J., 1965: Production brute, pertes par respiration et production nette dans la forêt tropicale. Forstl. Forsøgsvaesen in Danmark 29: 69-160.
- RAABE E.W., 1952: Über den Affinitätswert in der Pflanzensoziologie. Vegetatio 4: 53-68.
- STERN H., BIEBELRIETHER P., BURSHEL R., PLOCHMANN R., SCHRÖDER W., SCHULZ H., 1979: Rettet den Wald. München (Heyne): 95.
- WEBER H.E., 1967: Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein. Kiel (Mitt. Arbeitsgem. Floristik Schleswig-Holstein u. Hamburg) 15(1, 2):

Adresse:

Dipl.-Ing. agr. Heike Schröder
Dipl.-Ing. agr. Heinke Marxen-Drewes
Inst. f. Wasserwirtschaft u. Landschaftsökologie Univ.
Olshausenstr. 40-60
D-2300 Kiel 1

Analyse der Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen

Hans-Rudolf Bork und Heinrich Rohdenburg †

Synopsis

The special collaborative programme (SFB) 179 'Water and Matter dynamics in Agroecosystems' was established recently at the Technical University of Braunschweig. The main objectives of this programme are the analysis and the forecasting of effects which farming and natural properties of specific sites have on energy and water fluxes, matter dynamics and soil organisms. Soil, vegetation and atmosphere are the main compartments to be analyzed. Physically and chemically based dynamic site and catchment models are developed, validated and applied to analyze the processes observed and to forecast the dynamics of agroecosystems. The methods for the determination of model parameters, boundary conditions and initial conditions are described. The data required for the validation and application of the distributed models are computed by the help of the digital relief model, the digital soil and sediment model, the land use data processor and the soil moisture data processor.

Agroecosystem, matter dynamics, models, Niedersachsen, SFB 179, water dynamics.

1. Ziele

An der Technischen Universität Braunschweig wurde der Sonderforschungsbereich 179 'Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen' eingerichtet. Die zentralen Ziele dieses von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderten, langfristigen Forschungsvorhabens umfassen die Analyse der Belastung, der Belastbarkeit sowie der Langfriststabilität von agrarisch genutzten Ökosystemen. Die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung und der naturräumlichen Ausstattung auf Energie-, Wasser- und Stoffflüsse, Mikroklima und Bodenorganismen werden untersucht. Bearbeitet werden alle wesentlichen Kompartimente, so die bodennahe Atmosphäre, die Vegetation, die Bodenoberfläche mit den Oberflächengewässern, die ungesättigte und die gesättigte Bodenzone. Im Mittelpunkt steht der Boden als wichtigster Umsatzort für Wasser, Nähr- und Schadstoffe.

Aus den Zielen und den Arbeitsrichtungen der beteiligten Wissenschaftler leiten sich u.a. die folgenden Fragestellungen ab, die ausnahmslos hochaktuelle Probleme der Nutzungsmöglichkeiten und der Gefährdung von Agrarökosystemen betreffen:

- Welche Veränderungen der bodenphysikalischen Eigenschaften werden von Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Stroheinbringung, organischer Düngung, Splash, Oberflächenabfluß und Akkumulation von erodiertem Bodenmaterial verursacht?
- Wie wirken Vegetation, Parzellengefüge und Bodenbearbeitung, Bodeneigenschaften und Relief?
- Welche Belastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers rufen adsorbierte und gelöste Substanzen hervor?
- Wie verändern sich die in einem Agrarökosystem ablaufenden Prozesse bei Änderungen der landschaftlichen Gliederung und der landwirtschaftlichen Nutzung?

2. Methoden

Welche Methoden erlauben die Beantwortung der aufgeworfenen, teilweise außerordentlich komplexen Fragen? Herkömmliche qualitative und halbquantitative Untersuchungsverfahren vermögen nur fragmentarische, unzureichende Lösungen zu liefern. Viele Prozesse weisen derart komplizierte, raumzeitlich differenzierte Wechselwirkungen mit anderen Vorgängen auf, daß sie nicht mit jenen Verfahren untersucht werden können. Durch Methoden der quantitativen Ökosystemanalyse wird es in zunehmendem Maße möglich, auch komplexe Fragen zu klären. Die Problematik der quantitativen Ökosystemanalyse hat in jüngster Zeit ROHDENBURG (1987) detailliert diskutiert. Demnach müssen untersucht werden

- die Energie- und Stoffflüsse an den zu definierenden Ökosystemrändern (Randbedingungen),
- die räumliche Gliederung des Ökosystems in Subsysteme,
- die Eigenschaften dieser Subsysteme,
- die energetischen, stofflichen und funktionalen Beziehungen der Subsysteme untereinander und
- das zeitliche Verhalten dieser Eigenschaften und Prozesse.

3. Organisation des Sonderforschungsbereiches 179

Aus Zielen und methodischen Überlegungen ergibt sich der in Tab. 1 aufgeführte Organisationsplan des SFB 179. Im Mittelpunkt steht der Projektbereich A. Er umfaßt Teilprojekte, die sich mit der Untersuchung und Modellierung von Prozessen im Boden (Teilprojekte A3, A6, A7, A9), auf der Bodenoberfläche (A4, A5), in der Pflanze sowie in der bodennahen Atmosphäre (A2, A4) befassen. Das Teilprojekt A1 integriert die von den übrigen Teilprojekten erstellten Teilmodelle zu Standorts- und Gebietsmodellen der Wasser- und Stoffflüsse.

Tab. 1: Organisation des Sonderforschungsbereiches 179

Projektbereich A: Modellsystem Wasser- und Stoffdynamik

- Teilprojekt A 1: Gesamtmodell, integrierte Standorts- und Gebietsmodelle der Wasser- und Stoffflüsse (Leiter: (bis 2/87) H. Rohdenburg, Abt. f. Physische Geographie u. Landschaftsökologie TU, Braunschweig; J. Richter, Inst. f. Bodenkunde Univ., Hannover)
- Teilprojekt A 2: Landschaftsökologische Modellentwicklung (Leiter: N.N.)
- Teilprojekt A 3: Standortmodell der Nährstoffverlagerung und -umsetzungen (Leiter: J. Richter, vgl. A 1)
- Teilprojekt A 4: Untersuchung und Modellierung der agrarmeteorologischen Einflußgrößen, Strukturen und Prozesse des Wasser- und Stoffhaushaltes (Leiter: v. Hoyningen-Huene, Zentr. Agrarmeteorolog. Forschungsstelle d. Deutschen Wetterdienstes, Braunschweig)
- Teilprojekt A 5: Analyse und Modellierung von Prozessen der Bodenerosion sowie der Stoffverlagerung mit dem Oberflächenabfluß (Leiter: H.-R. Bork u. (bis 2/87) H. Rohdenburg, vgl. A 1)
- Teilprojekt A 6: Analyse und Modellierung von Infiltration, Bodenwasser- und Luftdynamik sowie der hydrodynamischen Dispersion (Leiter bis 2/87: H. Rohdenburg; seit 3/87: H.-R. Bork, vgl. A 5)
- Teilprojekt A 7: Nährstoffhaushalt landwirtschaftlicher Wassereinzugsgebiete (Leiter: D. Sauerbeck, Inst. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde FAL, Braunschweig)
- Teilprojekt A 9: Herbiziddynamik im Boden (Leiter: W. Pestemer, Inst. f. Unkrautforschung BBA, Braunschweig)

Projektbereich B: Regionalisierung - Fernerkundung

- Teilprojekt B 1: Regionalisierung/Fernerkundung (Leiter H.-R. Bork u. (bis 2/87) H. Rohdenburg, vgl. A 5)
- Teilprojekt B 2: Bodeneigenschaften, Profil- und Flächenvariabilität. Einfluß auf die Wasser- und Stoffdynamik von Böden (Leiter: R. Vinken, K.-H. Oelkers u. W. Eckelmann, Niedersächs. Landesamt f. Bodenforschung, Hannover)
- Teilprojekt B 3: Segmentierung von Fernerkundungsdaten durch Texturanalyse (Leiter: P. Zamperoni, Inst. f. Nachrichtentechnik TU, Braunschweig)
- Teilprojekt B 4: Landschaftsinformations- und Expertensystem (Leiter: H.-D. Ehrich, Abt. Datenbanken u. Informationssysteme TU, Braunschweig)

Projektbereich C: Grundstrukturen und Grundprozesse

- Teilprojekt C 1: Stofftransport und Bodenstruktur - Böden als Zufallsmedien (Leiter: H. Hahn, Inst. f. Theoretische Physik TU, Braunschweig)
- Teilprojekt C 4: Gasaustauschvorgänge an der Grenzfläche Boden/Luft (Leiter: H.K. Cammenga, Inst. f. Physik. u. Theoretische Chemie TU, Braunschweig)

Projektbereich D: Biogene Stoffdynamik und Bioindikatoren

- Teilprojekt D 1: Untersuchungen über den Einfluß unterschiedlicher Pathotope sowie der Variabilität der Anfälligkeit von Getreide auf die Ausbreitung von echtem Mehltau und Rosten in Agrarökosystemen (Leiter: H.-J. Aust, Inst. f. Mikrobiologie TU, Braunschweig)
- Teilprojekt D 2: Bodenbiologie - Regenwürmer und Collembolen (Leiter: O. Larink, Zoologisches Inst. TU, Braunschweig; F. Schütte, Inst. f. Pflanzenschutz in Ackerbau u. Grünland BBA, Braunschweig)
- Teilprojekt D 3: Einfluß unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzungsformen auf Bodenmikroorganismen und ihre Aktivität (Leiter: H.-P. Malkomes, Inst. f. Unkrautforschung BBA, Braunschweig)

Projektbereich E: Abfluß und Grundwasser

- Teilprojekt E 1: Analyse und Modellierung des Abflußprozesses von landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten und Gesamtwasserbilanzen (Leiter: U. Maniak, Abt. Hydrologie u. Wasserwirtschaft TU, Braunschweig)
- Teilprojekt E 2: Erfassung von Stoffumsatz- und -transportprozessen im Grundwasserbereich landwirtschaftlich genutzter Standorte Norddeutschlands (Leiter: J. Wolff, Inst. f. Geologie u. Paläontologie TU, Braunschweig)

Projektbereich Z: Zentrale Dienstleistungen

- Teilprojekt Z 1: Zentrale Datenerfassung und -organisation
- Teilprojekt Z 2: Zentrallabor
- Teilprojekt Z 3: Verwaltung, Zentrale Informationsstelle für wissenschaftliche Kontakte.

Die Erarbeitung gebietsrepräsentativer Aussagen bedarf zahlreicher Vorarbeiten, die im Projektbereich B geleistet werden. Erforderlich ist die Bereitstellung von Daten über Relief, Geomorphologie (Teilprojekt B1), Böden (B2), Sedimente (B1, B2) und Landnutzung (B3, B1). Das Teilprojekt B4 erarbeitet Datenstrukturen, die die optimale Organisation sämtlicher Daten in einem Landschaftsinformationssystem ermöglichen soll. Die Erstellung eines Expertensystems ist ebenfalls eine Aufgabe dieses Teilprojektes.

Der Projektbereich C faßt Teilprojekte der Physik und Chemie zusammen. Diese analysieren die in den Projektbereichen A und B benötigten Grundstrukturen und -prozesse. Die Teilprojekte des biologischen Projektbereiches D untersuchen Pflanzenkrankheiten (D1), die sich auf die Biomasseentwicklung landwirtschaftlicher Nutzpflanzen auswirken, wichtige Artengruppen (D2) und mikrobielle Umsetzungen im Boden (D3). Der Abfluß und die Stofftransporte in das Grundwasser stehen im Mittelpunkt des Projektbereiches E. Der Projektbereich Z umfaßt sämtliche zentralen Dienstleistungen und Einrichtungen.

4. Arbeitsablauf

In dem 6jährigen Vorläuferprojekt des SFB 179, der von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderten Forschergruppe 'Wasser- und Stoffhaushalt landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete', wurde das in Abb. 1 dargestellte Konzept zur Analyse der Wasser- und Stoffdynamik in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten entwickelt. Dieser methodische Weg wurde im Rahmen der Forschergruppe und wird im SFB 179 beschritten. Das Konzept, die Realisierung und die dabei gewonnenen Erfahrungen werden im folgenden zusammenfassend beschrieben.

Zunächst wurde von der o.g. Forschergruppe unter Einbeziehung der eigenen Vorarbeiten und unter Berücksichtigung des Standes der Forschung ein Gebietsmodell der Wasserflüsse entworfen. Eine Analyse bestehender bzw. in Entwicklung befindlicher Gebietsmodelle zeigte, daß das Systeme Hydrologique Européen/European Hydrological System (abgekürzt SHE) unseren Anforderungen am nächsten kam. Dieses Modell, das von einer dänisch-englisch-französischen Arbeitsgruppe entwickelt wurde, besitzt folgende Struktur: Ein zweidimensionales Oberflächenabflußmodell ist mit Evapotranspirations- und Interzeptionsmodellen, einem Gerinneabflußmodell und - über eindimensionale Säulen in der ungesättigten Bodenzone - mit einem zweidimensionalen Grundwassermodell verbunden (vgl. BEVEN et al. 1980, BEVEN 1985, BORK et al. 1985). Überprüfungen der Güte des SHE-Modells setzen die Kenntnis des Systemzustandes zu Simulationsbeginn, der Randbedingungen und der Modellparameter für sämtliche diskretisierten Kompartimente voraus. Die Bereitstellung dieser Informationen erfordert einen Aufwand, der um mehrere Größenordnungen höher ist als für den Einsatz empirischer Modelle.

Durch Messungen im Gelände und im Labor, durch Kartierungen und Befragungen sowie durch den Einsatz von Fernerkundungsmethoden wurden die Randbedingungen (z.B. Niederschlag, Temperatur, Fruchtfolge, Art und Zeitpunkt der Bodenbearbeitung) sowie die Start- und Kontrolldaten (z.B. Wasserspannung, Grundwasserstand) bestimmt.

Zur Ermittlung von Modellparametern wurden Experimente im landschaftsökologischen Versuchsgebiet Neuenkirchen (nördliches Harzvorland) und im Labor realisiert. So wurden Beregnungsversuche zur Analyse der Zeitabhängigkeit und der räumlichen Varianz bodenphysikalischer Parameter durchgeführt (vgl. BORK 1983). Für die Bestimmung und punktuelle Vorkalibrierung komplexer Modellparameter wurden Spezialmodelle, wie z.B. das integrierte Standortmodell DESIM, entwickelt (vgl. ROHDENBURG et al. 1986). Dieses Modellsystem erlaubt die Simulation der Wasser- und Stoffdynamik an einzelnen und - durch die Einbeziehung des Moduls 'Laterale Kopplung' - auch an geeigneten Standorten. Die Einbindung in das Relief ermöglicht die Berücksichtigung von konvergierenden und divergierenden Bodenwasserflüssen, wie sie für gewölbte Hänge kennzeichnend sind. Dies ist eine wesentliche Voraussetzung für die erfolgreiche Vorkalibrierung der Modellparameter.

Es folgt im nächsten Arbeitsschritt die Regionalisierung der erhobenen Punktdaten (vgl. Abb. 1). Er ist mit einem sehr hohen Arbeitsaufwand verbunden, weshalb er bisher nur zum Teil realisiert wurde. Dieser Mangel hat dazu geführt, daß zwar einige naturwissenschaftlich begründete Gebietsmodelle der Wasserflüsse existieren, bislang aber nicht vollständig überprüft und daher nur mit großen Einschränkungen angewendet werden konnten. Zur Überwindung dieses Hindernisses wurden von der Forschergruppe Verfahren ausgearbeitet, die eine Übertragung der benötigten Daten vom Punkt auf die Fläche mit begrenztem Aufwand ermöglichen und somit die Anwendung von Gebietsmodellen auf beliebige Gebiete praktikabel machen. Die Datenaufbereitungsroutinen umfassen das digitale Reliefmodell, das digitale Substratmodell sowie die Präprozessoren Landnutzungsdaten und Bodenwasserdaten.

Das digitale Reliefmodell dient der Berechnung folgender ökologisch relevanter morphographischer Parameter (vgl. BAUER et al. 1985): Exposition und Gefälle, Horizontal- und Vertikalkrümmung, Größe und mittleres Gefälle der Einzugsgebiete jedes Rasterelementes, Entfernung zur Tiefenlinie und zur Wasserscheide. Das dreidimensionale digitale Substratmodell setzt sich aus den Komponenten Klassifikation und Interpolation zusammen (vgl. HENSEL et al. 1985). Klassifiziert werden Schichten und Horizonte; nach einer ersten Vorgruppierung bei der Aufnahme im Gelände wird zur endgültigen Klassifikation ein halbautomatisches Verfahren verwendet, das mit Hilfe automatisch erzeugter Hangschnittdarstel-

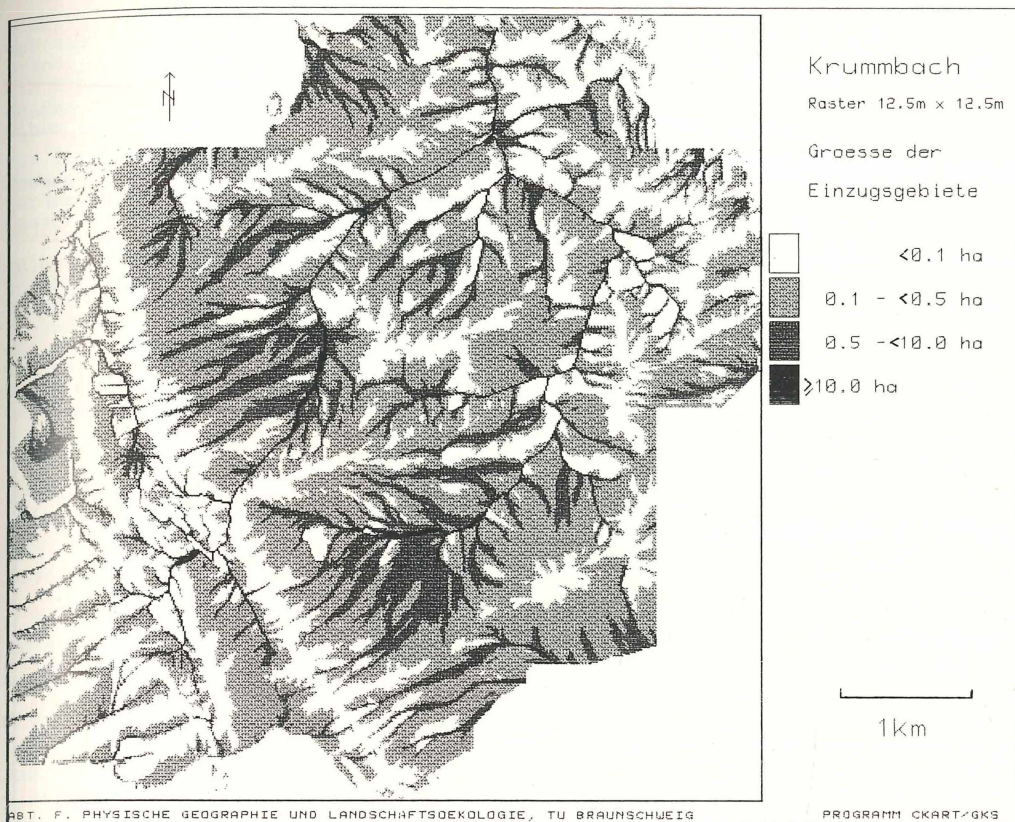


Abb. 2: Digitales Reliefmodell.

Parameter 'Größe des Einzugsgebietes jedes Rasterpunktes (12.5 x 12.5 m)' im Einzugsgebiet des Krummbaches (nördliches Harzvorland).

lungen geomorphologische und bodenkundliche Gesetzmäßigkeiten berücksichtigt. Die Bestimmung der Ausdehnung von Schichten und Horizonten erfolgt mit einem einfachen Interpolationsverfahren, das auf der Berechnung gewichteter Durchschnittswerte unter Berücksichtigung der räumlichen Verteilung der Umgebungspunkte beruht. Das Programm analysiert anschließend die Überlagerung von Schichten sowie Horizonten und bildet Schicht-Horizont-Kombinationen (z.B. B_t-Horizont in Löß). Innerhalb jeder Schicht-Horizont-Kombination werden dann die substratbeschreibenden Parameter, wie z.B. Körnung und Lagerungsdichte, interpoliert.

Informationen über Vegetationsart, -dichte und -höhe, phänologisches Stadium, Art und Richtung der Bodenbearbeitung werden vom Präprozessor Landnutzungsdaten flächendeckend bereitgestellt (vgl. BORK, ROHDENBURG 1986). Die Parametrisierung der Bodenwasserdaten (Wasserspannung, -gehalt, Grundwasserstand) erfolgt an Hand einer ausreichend großen Stichprobe von Feldmessungen und der Angaben des digitalen Relief- und des digitalen Substratmodells (vgl. URLAND et al. 1985). Über Interpolationsverfahren werden die Bodenwasserdaten mit Hilfe der Relief- und Substratmodelldaten für alle infrage kommenden Termine raumdeckend bestimmt.

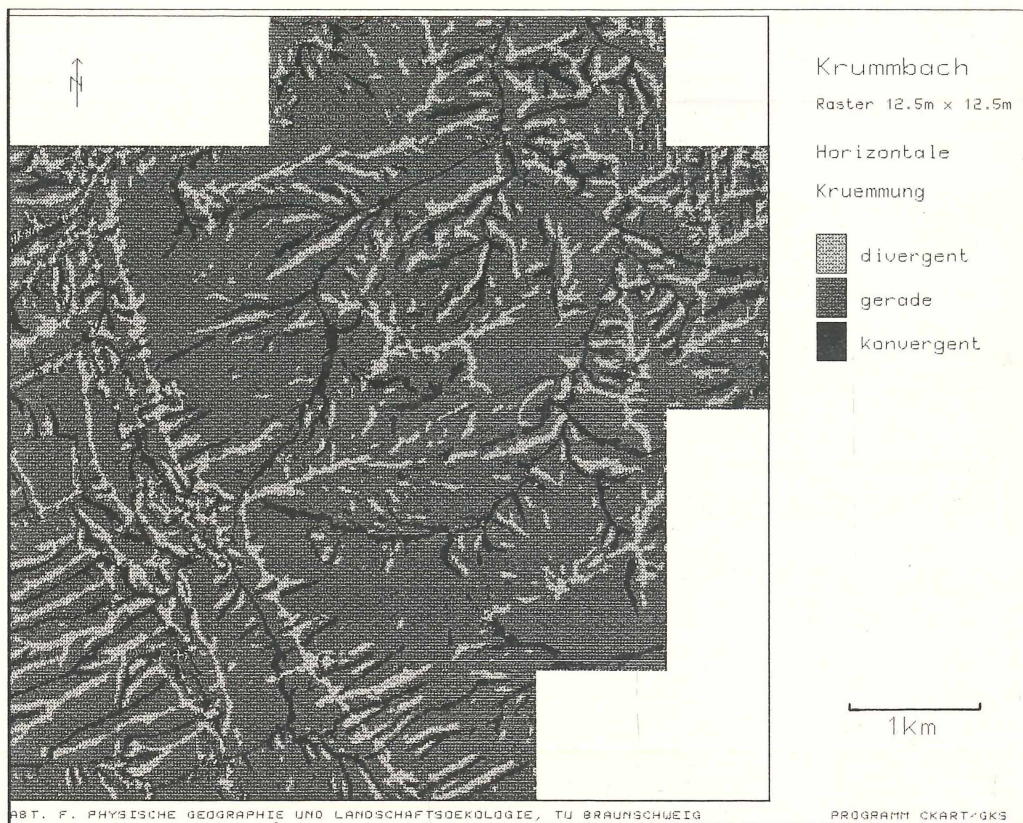


Abb. 3: Digitales Reliefmodell.

Parameter 'Krümmung der Höhenlinie' im Einzugsgebiet des Krummbaches (nördliches Harzvorland).

5. Diskussion und Ausblick

Das digitale Reliefmodell hat die Testphase erfolgreich absolviert und kann operationell eingesetzt werden. Das digitale Substratmodell ist für Testgebiete zu verwenden, die engständig abgebohrt sind. Die Handhabung des Präprozessors Landnutzungsdaten soll stärker automatisiert werden. Eine weitere Verringerung des Meßaufwandes im Gelände - unter Vermeidung einer signifikanten Zunahme der Schätzfehler - ist das Ziel des Arbeitsbereiches Präprozessor Bodenwasserdaten.

Im Anschluß an die beschriebene Erhebung und Aufarbeitung der Daten wurden zur Überprüfung des SHE-Modells zahlreiche Simulationen durchgeführt (vgl. BORK et al. 1985, ROHDENBURG et al. 1986). Diese Modellapplikationen lieferten bei vergleichsweise schnellen Veränderungen der Systemzustände infolge starker Niederschläge gute Ergebnisse. Allerdings unterschätzte das Modell die Höhe von ablaufenden Hochwässern deutlich. Die Ursache hierfür liegt u.a. in der fehlenden lateralen Kopplung der eindimensionalen Säulen in der ungesättigten Bodenzone. Die Resultate der Validierung des SHE-Modells lassen folgende Modifikationen als notwendig erscheinen: eine laterale Kopplung in der ungesättigten Bodenzone, die Berücksichtigung des Drainageabflusses und eine Differenzierung des Grundwasserflusses nach Substraten. Aber auch nach Realisierung dieser Modifikationen bestehen Einschränkungen hinsichtlich eines universellen Einsatzes des SHE-Modells. So führt die im SHE-Modell verwendete räumliche Diskretisierung nach dem Verfahren der finiten Differenzen zu einer wenig flexiblen Rechteckgliederung. Nur bei sehr geringen Gitterabständen kann das Landnutzungsgefüge realitätsnah simuliert werden. Dadurch entsteht bei Simulationen des Prozeßgeschehens in größeren Einzugsgebieten ein extrem hoher Bedarf an Rechenzeit. Die

räumliche Diskretisierung muß dann aber häufig so stark vergrößert werden, daß die naturwissenschaftliche Prozeßbeschreibung ihren Wert verliert, vollständige Einzugsgebiete können von nur einer Rasterfläche eingenommen werden. Ein Einsatz des SHE-Modells vor allem für Simulationen der Wasserdynamik an Hängen oder in Einzugsgebieten mit einer Oberfläche von weniger als einem Quadratkilometer ist allerdings zu empfehlen.

Für die Analyse größerer Räume müssen andere Wege beschritten werden. Eine Lösung dieses Problems kann mit dem integrierten Standortmodell erreicht werden. Werden mehrere Standorte lateral gekoppelt, so kann durch dieses quasi-dreidimensionale Modell eine relativ gute Anpassung an sehr komplexe Gefüge aus Landschaftselementen erreicht werden. Dieser Ansatz wird z.B. auch im 'Small Watershed Model' des USDA verfolgt, das sich noch in der Entwicklungsphase befindet (ALONSO, DECOURSEY 1985). Eine laterale Verknüpfung von Standortmodellen zur Simulation der Bodenwasserdynamik an Hängen wurde bereits vorgenommen und erfolgreich getestet (DIEKKRÜGER et al. 1984). Die nächsten Arbeitsschritte, die im Rahmen des SFB 179 ausgeführt werden, beinhalten eine Erweiterung dieses Koppelsäulenmodells auf quasi-dreidimensionale Gebietsmodelle, die Integration von Stofftransport- und Stoffumsetzungsroutinen und die Validierung dieser Modelle.

Literatur

- ALONSO C.V., DECOURSEY D.G., 1985: Small watershed model. Proc. Natural Resources Modeling Symp. ARS 30: 40-46.
- BAUER J., ROHDENBURG H., BORK H.-R., 1985: Ein Digitales Reliefmodell als Voraussetzung für ein deterministisches Modell der Wasser- und Stoff-Flüsse. Landschaftsgenese Landschaftsökol. 10: 1-15.
- BEVEN K.J., WARREN R., ZAOUI J., 1980: SHE: Towards a methodology for physically-based distributed forecasting in hydrology. In: Hydrological Forecasting. IAHS Publ. 129: 133-137.
- BEVEN K.J., 1985: Distributed models. In: (Ed. ANDERSON M.G., BURT T.P.): Hydrological forecasting [Chichester]: 405-435.
- BORK H.-R., 1983: Die quantitative Untersuchung des Oberflächenabflusses und der Boden-erosion. Geomethodica 8: 117-147.
- BORK H.-R., DIEKKRÜGER B., ROHDENBURG H., 1985: Applikation eines deterministischen Gebietsmodells zur Beschreibung der Wasserflüsse in Agrarökosystemen. Landschaftsgenese, Landschaftsökol. 10: 83-95.
- BORK H.-R., ROHDENBURG H., 1986: Transferable parameterization methods for distributed hydrological and agroecological catchment models. CATENA 13: 99-117.
- DIEKKRÜGER B., ROHDENBURG H., BORK H.-R., 1984: Das Koppelsäulenmodell zur Simulation der Bodenwasserdynamik an Hängen. Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 1.1: 1-7.
- HENSEL H., ROHDENBURG H., BORK H.-R., 1985: Ein dreidimensionales Digitales Substratmodell als Voraussetzung für die Anwendung von deterministischen Gebietsmodellen der Wasserflüsse. Landschaftsgenese, Landschaftsökol. 10: 17-62.
- ROHDENBURG H., DIEKKRÜGER B., BORK H.-R., 1986: Deterministic hydrological site and catchment models for the analysis of agro-ecosystems. CATENA 13: 119-137.
- ROHDENBURG H., 1987: Methoden zur Analyse von Agrar-Ökosystemen in Mitteleuropa unter Betonung geoökologischer Aspekte. Nova Acta Leop. (R. 3) 32:(im Druck).
- URLAND K., BORK H.-R., ROHDENBURG H., 1985: Die flächenhafte Ermittlung von Bodenwasserdaten als Voraussetzung für die Kalibrierung eines deterministischen Gebietsmodells der Wasserflüsse. Landschaftsgenese, Landschaftsökol. 10: 63-81.

Adresse:

Dr. Hans-Rudolf Bork
SFB 179
Abteilung f. Physische Geographie u. Landschaftsökologie TU
Langer Kamp 19c
D-3300 Braunschweig

Untersuchungen zur Belastbarkeit eines Agrarökosystems mit Insektiziden: erste Ergebnisse

T. Basedow, H. Rzehak und W. Liedtke

Synopsis

Pesticides, especially insecticides are known to reduce numbers of natural enemies of pests. The study aimed in testing the effects of applying pesticides repeatedly over large areas for several years (1981-1986) on the agricultural ecosystem, and whether a critical threshold of pesticide input would exist. The repeated application of insecticides on plots of 20 ha for several years proved to increase pests of sugar beets and of winter barley, indirectly by reducing numbers of predatory carabidae. A preliminary critical threshold of pesticide input is presented, on which further work is in progress. Among the carabids, indicator species are named. The ways of avoiding a too high pesticide input are discussed. Far more than 20% of the acreage per year have to be free of insecticides.

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

BASEDOW T., 1987: Die Bedeutung von mehrjährig wiederholten großflächigen Pestizidanwendungen für die Stabilität und die Produktivität von Agrar-ökosystemen. Spez. Ber. KFA Jülich: (im Druck).

Adresse:

Dr. T. Basedow

H. Rzehak

W. Liedtke

Institut für Pflanzenpathologie u. angew. Zoologie Univ.

Ludwigstr. 23

D-6300 Gießen

Belastung von Grünlandökosystemen mit sauerstoffhaltigen Schwefelverbindungen

- Ludger Grünhage, Ulrich Dämmgen, Udo Hertstein und Hans-Jürgen Jäger -

Synopsis

In order to evaluate the impact of airborne sulfur compounds on agroecosystems the depositions of sulfates and sulfites on permanent grassland were measured, in particular the depositions of sulfur from gaseous sulfur dioxide, rain, snow, and particulate matter. Sulfur inputs (78 kg S/ha · a) exceed the outputs by mowing (28 kg S/ha · a) considerably.

Permanent grassland, sulfur balance, sulfur depositions, sulfur dioxide.

1. Einführung

Agrarökosysteme stellen ebenso wie der Wald Senken für luftgetragene Schadstoffe dar. Deren Einflüsse beschränken sich nicht allein auf die Menge und die Qualität der in der Agrarwirtschaft erzeugten Nahrungs- und Futtermittel; sie können außerdem auf die Ökosysteme selbst einwirken und dort Veränderungen in Strukturen und Funktionen auslösen. Neben den direkten Wirkungen luftgetragener Stoffe auf die oberirdischen Pflanzenorgane kommt den langfristigen Wirkungen auf und über die Böden besondere Bedeutung zu.

2. Meßeinrichtungen

Auf Dauerprobestflächen des Institutes für Produktions- und Ökotoxikologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (Abb. 1) wird versucht, den Übergang luftgetragener Schadstoffe in die Kompartimente Vegetation und Boden/Bodenwasser zu erfassen und die Auswirkungen der Einträge derartiger Stoffe auf Struktur, Funktion und Entwicklung repräsentativer Grünlandökosysteme zu bestimmen. Innerhalb dieses Ansatzes ist ein Schwerpunkt die quantitative Erfassung der Immissionen schwefelhaltiger Verbindungen aus unterschiedlichen Stoffarten und unterschiedlichen Depositionsformen.

Die Sammler und die Analysenverfahren sind bei DÄMMGEN (1985, 1986) sowie DÄMMGEN et al. (1985, 1986) ausführlich beschrieben. Stellvertretend für andere Meßstellen sollen hier die für die Meßstelle Königslutter-Rotenkamp (20 km östlich von Braunschweig, nördlich des Elms; zur Lage und Ausstattung vgl. GRÜNHAGE et al. 1985) gemessenen Daten angegeben werden.

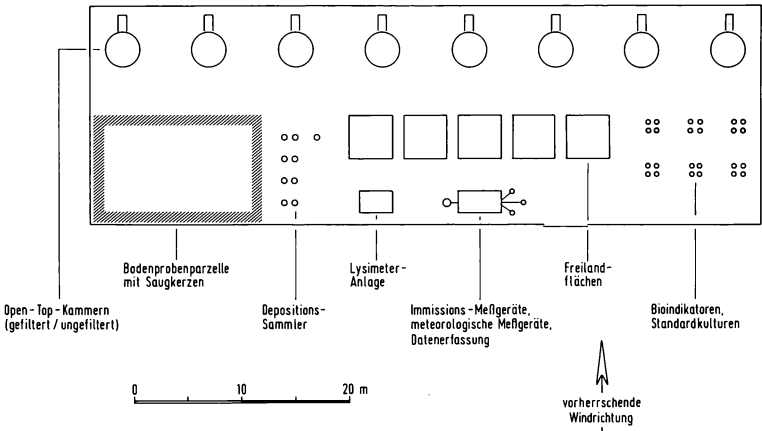


Abb. 1: Ausstattung einer Hauptmeßstelle (schematisch).

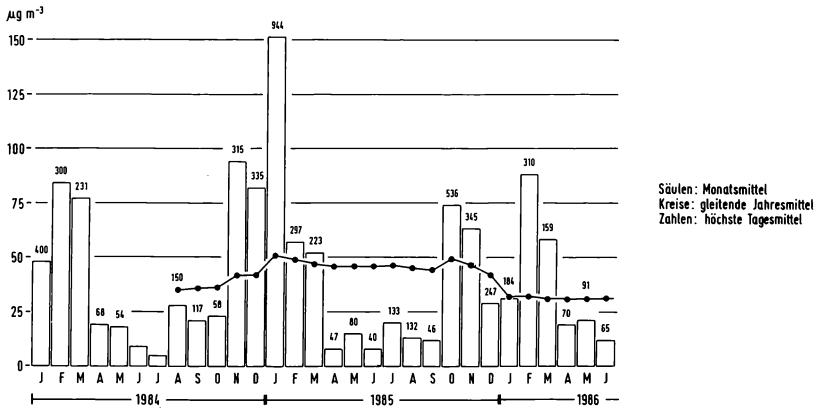


Abb. 2: Schwefeldioxid-Konzentrationen in Rotenkamp.

3. Erste Ergebnisse

3.1 Konzentrationen von Schwefeldioxid und Staubschwefel in der Luft

Die Langzeitmittelwerte für Schwefeldioxid, die zwischen 35 und 50 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ liegen, unterschreiten alle aus arbeitsmedizinischen Gründen und mit dem Ziel des Schutzes der Vegetation gegebenen Grenzwerte (etwa TA Luft oder EG-Richtlinien) deutlich. Während der Vegetationsperiode sind die Immissionen kleiner als die von STRATMANN (1984) für sehr empfindliche Pflanzen angegebene Reizschwellenkonzentration für Monatswerte von 75 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ (Abb. 2). Die Konzentrationen im Winter sind aber wesentlich größer, so daß nach STRATMANN (1984) langfristig eine Schädigung sehr empfindlicher Pflanzen durch Schwefeldioxid (kumulierte Dosis) gegeben sein kann (Abb. 3). Auch die Kurzzeitbelastungen sind im Winter besonders hoch, die Tagesmittel z.T. sehr hoch (Abb. 2). Aus Abb. 4 geht hervor, daß 1984 50% und 1985 62% der Tagesmittel unter 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen. Etwa 5% aller Tagesmittel sind größer als 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die von der EG festgesetzte Höchstzahl von Tagen mit Konzentrationen von mehr als 250 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ wird überschritten.

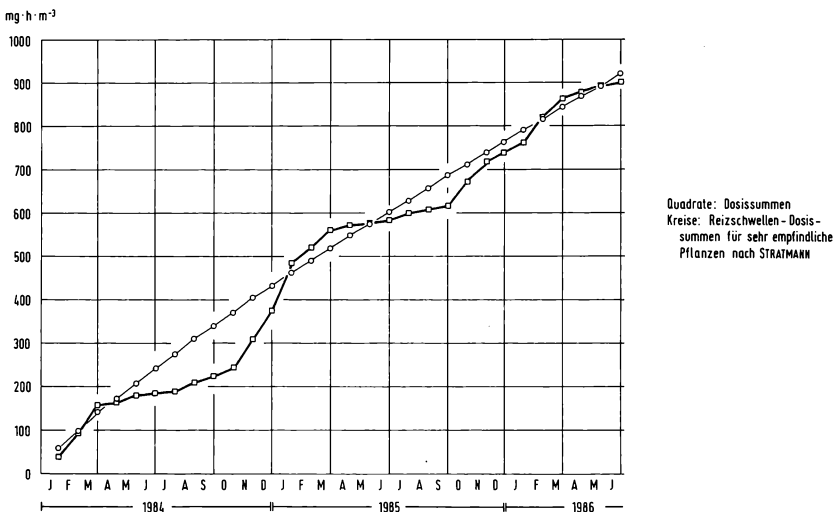


Abb. 3: Kumulative Schwefeldioxid-Dosis.

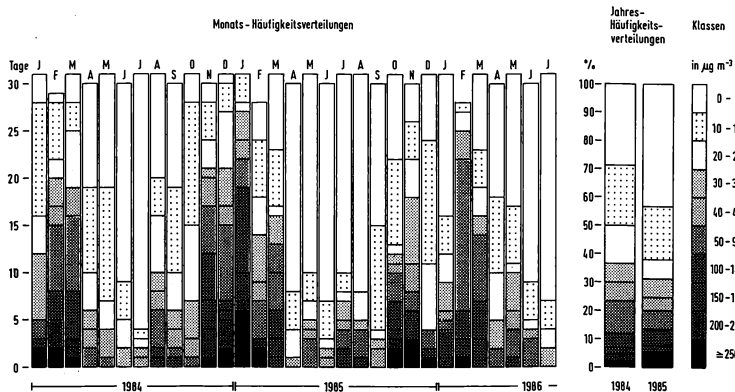


Abb. 4: Monatshäufigkeitsverteilungen der Schwefeldioxid-Tagesmittel.

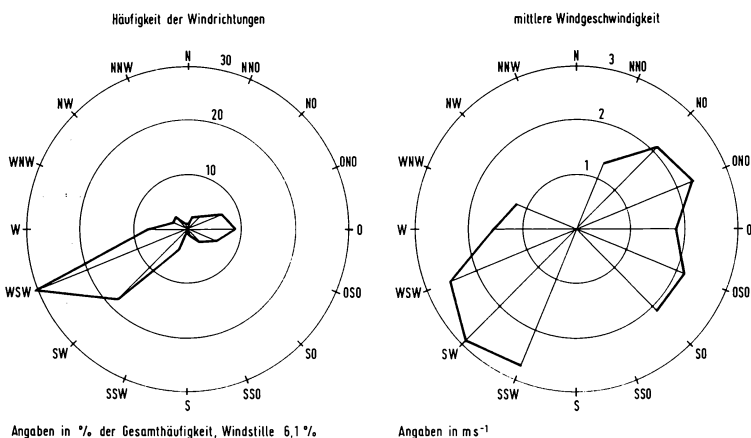


Abb. 5: Häufigkeit der Windrichtungen und mittlere Windgeschwindigkeit in Polarkoordinaten.

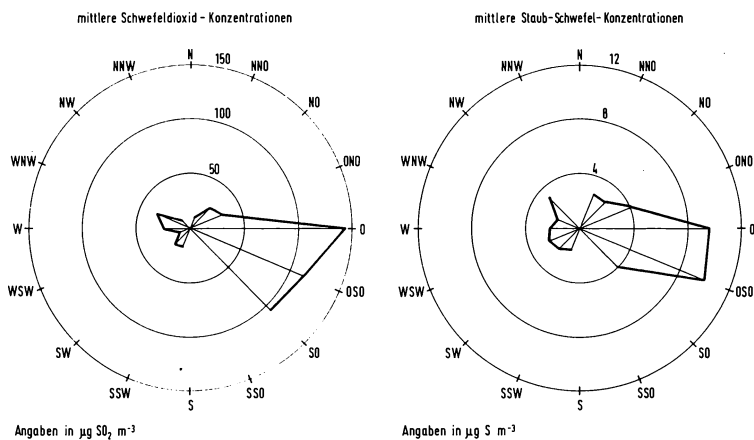


Abb. 6: Mittlere Schwefeldioxid-Konzentrationen und mittlere Staub-Schwefel-Konzentrationen in Polarkoordinaten.

Die Staub-Schwefel-Konzentrationen folgen im allgemeinen dem Jahresgang der Schwefeldioxid-Konzentrationen. Das Jahresmittel liegt bei $3.7 \mu\text{g S/m}^3$; höchste Tagesmittel erreichen $25 \mu\text{g S/m}^3$. Beide Konzentrationen weisen neben dem Jahresgang eine ausgeprägte Abhängigkeit von der Windrichtung auf (Abb. 5, 6): Winde aus östlichen bis südöstlichen Richtungen sind stark mit Schwefeldioxid und Staub-S belastet. Alle anderen Windrichtungen sind vergleichsweise gering beladen. Auf Grund der starken Ablenkung der bodennahen Winde durch die Höhenzüge im Ostbraunschweiger Hügelland gibt es in Rotenkamp nur zwei Gruppen von Windrichtungen (Abb. 5); Ostwindlagen sind dabei seltener als Westwindlagen (30%). Sie treten vor allem im Winter (zur Zeit maximaler S-Emissionen) auf. Als Emittenten kommen vor allem die grenznahen Braunkohlkraftwerke, bei anhaltenden südöstlichen Winden auch die Industrieanlagen um Halberstadt, Halle, Bitterfeld und Leipzig in Betracht.

Tab. 1: Bilanzierung der Schwefel-Ein- und -Austräge (in kg S/ha).

E I N T R Ä G E	
1. aus der Gasphase	54*
2. aus Niederschlägen	
- Sulfate naß	9
- Sulfate Sinkstaub	1
- Sulfite naß	2
- Sulfite Sinkstaub	2
3. aus Schwebstäuben (geschätzt)	10
Summe der Einträge	78
A U S T R Ä G E	
1. Entzug durch Mahd	28
Im System verbleiben bzw. mit dem Bodenwasser werden abgeführt:	50

*Ermittelt mit Hilfe des SAM-Verfahrens; $v_D = 1.0 \text{ cm/s}$.

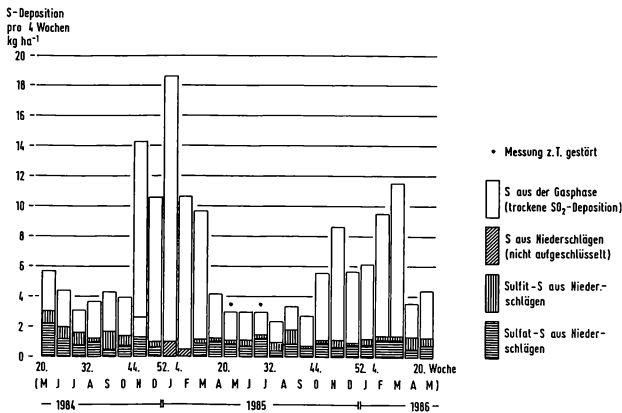


Abb. 7: Schwefeldepositionen (ohne Depositionen aus Schwebstaub-Interzeption) in Rotenkamp.

3.2 Schwefeldeposition - Bilanzierung der Schwefel-Ein- und -Austräge

Für die direkten Wirkungen auf die oberirdischen Pflanzenorgane sind Höhe, Anzahl und Verteilung der Schwefeldioxid-Spitzenkonzentrationen von Bedeutung, während für die mehr langfristigen Wirkungen auf die und über die Böden die Gesamt-S-Einträge entscheidend sind. Die in Grünlandssysteme in Rotenkamp im Meßjahr (5/85 bis 5/86) eingetragenen und aus ihnen entnommenen S-Mengen sind in Tab. 1 zusammengestellt. Es wird deutlich, daß die Schwefel-Depositionen hauptsächlich durch den S-Eintrag aus der Gasphase geprägt sind. Die S-Einträge aus der Gasphase sind dabei von den herrschenden mittleren Immissionen abhängig. Der zeitliche Gang eines Teils der Schwefeldepositionen ist Abb. 7 zu entnehmen. Das Maximum der Schwefeldeposition liegt in den Wintermonaten.

3.3 Wirkungen auf die Vegetation

Zur Ermittlung und Bewertung möglicher direkter SO₂-Auswirkungen auf die Vegetation werden *Lolium multiflorum* cv. Lema, *Festuca rubra* cv. Ensylva sowie *Medicago sativa* cv. Orca standardisiert exponiert. Wirkungen, sofern sie beobachtet wurden, konnten dabei nicht auf Schwefeldioxid zurückgeführt werden. Die standardisierte Exposition der ozonempfindlichen Tabaksorte Bel W₃ zeigt vielmehr, daß auf den Untersuchungsflächen mit Kombinationswirkungen der Schadgase Schwefeldioxid, Ozon und/oder Stickoxide zu rechnen ist. Zur Kausalanalyse möglicher Auswirkungen dieser Schadgaskombinationen auf Grünlandbestände und -arten werden Open-top-Kammern, die mit gefilterter bzw. ungefilterter Umgebungsluft versorgt werden, eingesetzt.

Literatur

- DÄMMGEN U., 1985: Luftbelastung durch Schwefeldioxid im Raum Königslutter. Braunsch. Naturk. Schr. 2: 373-382.
- DÄMMGEN U., GRÜNHAGE L., JÄGER H.-J., 1985: System zur flächendeckenden Erfassung von luftgetragenen Schadstoffen und ihren Wirkungen auf Pflanzen. Landschaftsökol. Messen Auswerten 1: 95-106.
- DÄMMGEN U., 1986: Schwebstaub-Konzentrationen im Raum Königslutter. Braunsch. Naturk. Schr. 2: 595-606.
- DÄMMGEN U., FLECKENSTEIN J., JÄGER H.-J., 1986: Erfassung der Depositionen von Blei, Cadmium und Schwefel in Agrarökosysteme - Ein Methodenvergleich. Landschaftsökol. Messen Auswerten 2: 1-10.
- GRÜNHAGE L., DÄMMGEN U., MARX D., JÄGER H.-J., 1985: Erfassung luftgetragener Schadstoffe im Großraum Braunschweig mittels der standardisierten Graskultur und eines Depositions-Meßsystems. Braunsch. Naturk. Schr. 2: 383-395.
- STRATMANN H., 1984: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Bewertung der Luftanalyse auf der Grundlage weiterentwickelter Dosis-Wirkungsbeziehungen für Schwefeldioxid und Ozon zur Ursachenaufklärung der neuartigen Waldschäden. LIS-Berichte 49: 5-37.

Adressen:

Prof. Dr. Hans-Jürgen Jäger
Dr. Ludger Grünhage
Udo Hertstein
Institut f. Produktions- und Ökotoxikologie
Bundesforschungsanstalt f. Landwirtschaft
Bundesallee 50
D-3300 Braunschweig

Dr. Ulrich Dämmgen
SFB 179 TU
Langer Kamp 19c
D-3300 Braunschweig

Höherer Raubdruck von Entomophagen in landwirtschaftlichen Monokulturen
durch die Streifentechnik

- Wolfgang Nentwig -

Der Beitrag wird anderswo veröffentlicht:

NENTWIG W., 1988: Augmentation of beneficial arthropods by strip-management I.
Z. angew. Entomol.: (im Druck).

Adresse:

Dr. W. Nentwig
Inst. f. Zoologie
Universitätsstr. 31
D-8400 Regensburg

SO₂- und NO₂-Effekte auf *Trifolium repens* (Open-top-Begasung)

- Jutta Biermann, Uwe W. Markgraf und Lore Steubing -

Synopsis

Trifolium repens was repetitively (4 h per week) exposed to 0.1 ppm SO₂ alone and in combination with 0.05 ppm NO₂ from May 1985 to August 1986 in outdoor open top chambers. Exposure to SO₂ and the combination of both pollutants was found to reduce leaf fresh weight, but it caused no effects in proline concentration, activity of glutamatdehydrogenase and buffer capacity. The influence of exposure on transpiration and stomatal resistance is shown exemplarily.

Leaf wettability, as measured by contact angle of water droplets on leaves, was higher on fumigated plants, but could not be correlated with content of epicuticular waxes. The content of epicuticular waxes and the influence of pollutants on waxes increased with time.

The ability of the plant surfaces to neutralize effectively acid droplets was tested. Differences among the fumigated and non-fumigated plants could not be correlated with treatment. Neutralization of acidic droplets may be brought about, when ions were leached from leaves. The rates of nutrient penetration, nutrient leaching and cell permeability of leaves after exposure were periodically examined. Only in the first year of fumigation an increased leaching from nutrients was caused. In general, the ability to neutralize applicated acidic droplets could not be correlated with leaching. Stress ethylene production of fumigated plants increased. Stress ethylene may serve as an indicator of chronic SO₂- and NO₂-injuries. Winter fumigation showed conspicuous contrare effects as the remarkable shorter summer fumigation.

Ethylene, leaching, neutralization capacity, nitrogen dioxide, open-top, sulphur dioxide, *Trifolium repens*, transpiration, waxe, wettability.

1. Einführung

Seit Mai 1985 werden diskontinuierliche Begasungen mit 0.1 ppm SO₂ und einer Kombination aus 0.1 ppm SO₂ und 0.05 ppm NO₂ in den von STEÜBING et al. (1986) beschriebenen Open-top-Kammern durchgeführt. Die Begasungen finden auf mit Wiesen- und Kulturpflanzen angebauten, 2.25 m² großen Freilandflächen statt. Jede Fläche wird vier Stunden in der Woche begast. Zur Beurteilung des Immissionsstresses von *Trifolium repens* dienen Produktivitätsmessungen (Blattgewicht), Wasserhaushaltsangaben (Transpirationsrate, Diffusionswiderstand, Prolingehalt), Glutamatdehydrogenaseaktivität und Pufferkapazität. Des weiteren wird die Ethylenproduktion als physiologischer Streßfaktor erfaßt, da SO₂- und NO₂-Immissionen zu einer erhöhten Ethylenproduktion führen können (ABELES 1973; BRESSAN et al. 1979; BUCHER 1981; STAN et al. 1981). Ethylen hat einen dominanten Einfluß auf viele Aspekte der Entwicklung der höheren Pflanze. In geschädigten Blättern steigen parallel zur Ethylenproduktion u.a. die Aktivitäten zellwandabbauender Enzyme (YOUNG, PRATT 1978; BLAKE et al. 1984; CHALUTZ et al. 1984). Für die Wirkungen von Immissionen ist die Beschaffenheit der Pflanzenoberfläche als Akzeptor für tropfen-, gas- und staubförmige Luftverunreinigungen von großer Bedeutung (ELSTNER, OSSWALD 1984). In neueren Untersuchungen treten die der Cuticula aufliegenden Epicuticularwachse als physikochemische Grenzschicht zwischen Pflanze und der Umwelt in den Vordergrund. Wichtige Eigenschaften der pflanzlichen Oberflächen sind dabei der Grad der Benetzbarkeit und die Kontaminierbarkeit, die zum einen durch die chemische Zusammensetzung der Wachse, aber auch durch deren Mikromorphologie bestimmt werden. Ziel ist die Klärung der Frage, ob es durch die Einwirkung von Schadgasen zu einer qualitativen und quantitativen Veränderung der Epicuticularwachse und zu einer Beeinflussung der Oberflächeneigenschaften, besonders der Benetzbarkeit und dem Oberflächen-pH-Wert kommt. Darüberhinaus soll die Leachingrate darüber Auskunft geben, inwieweit schadgasbedingte Veränderungen an der äußeren Zellmembran zu einer erhöhten Permeabilität führen.

Im engen Zusammenhang mit dem Auswaschen von Ionen ist die Neutralisierung von 'sauren' Tropfen auf der Blattoberfläche zu sehen. Der Prozeß des Leachings ist zwar bis heute noch nicht eindeutig geklärt, doch scheint es wahrscheinlich, daß es sich dabei um einen Austauschvorgang mit der Auswaschungslösung handelt.

2. Material und Methoden

Transpirationsrate und Diffusionswiderstand wurden mit einem steady state Porometer LI-1600 (Wescor Inc., Logan, Utah, USA) bestimmt. Die Prolinbestimmung erfolgte nach BATES et al. (1973), die GDH-Aktivität nach PAHLICH et al. (1972) und die Pufferkapazität nach bekannter Methode.

2.1 Ethylenproduktion

Für die Messungen der Ethylenproduktion wurden je 25 Blätter in Glasgefäßen bei 25 °C im Dunkeln 1-2 Stunden inkubiert und danach das entstandene Gasgemisch als 'Headspace'-Probe in einem Pye-Unicam-204-Gaschromatographen analysiert.

2.2 REM-Analysen

Die elektronenmikroskopischen Untersuchungen wurden an luftgetrockneten herbarisierten Blättern durchgeführt. Dies war möglich, weil vor allem auf die Mikromorphologie der Wachse geachtet wurde.

2.3 Oberflächenbenetzbarkeit nach LINSKENS (1950) und BAU (1980)

Frisch von Pflanzen abgenommene Blätter wurden auf Objektträgern mit zweiseitigem Klebefilm horizontal ausgerichtet. Hierauf wurden 10 µl Tropfen Aqua demin. mit einer Hamilton-Mikroliterspritze serienweise appliziert und der Randwinkel, den der Tropfen mit der Luft und der Blattoberfläche bildet, direkt mit einem Winkelgoniometer gemessen.

2.4 Quantitative Wachsbestimmung

Frischmaterial wurde 15 s mit Chloroform geschüttelt, der Extrakt filtriert und bei 35 °C bis zur Trockne eingengt. Aus dem Rückstand wurde nach der Methode von EBERCON et al. (1977) der Gehalt an epicuticularen Wachsen kolorimetrisch bestimmt.

2.5 Oberflächen-pH-Wertbestimmung

Die Bestimmung des Oberflächen-pH-Wertes wurde mit einer Mikro-pH-Einstabmeßkette mit Flachmembran durchgeführt.

2.6 Neutralisierungskapazität

pH-Wertveränderungen in 50 µl sauren Tropfen (pH 3.5 mit H₂SO₄) auf der Blattoberfläche wurden mit der gleichen Elektrode gemessen. Zur Kontrolle wurden entsprechende Tropfen auf Parafilm appliziert und deren pH-Wertveränderungen bestimmt.

2.7 Leaching

Zur Ermittlung der Auswaschung gelöster Substanzen wurde die elektrische Leitfähigkeit von Diffusaten aus Blattmaterial bestimmt.

3. Ergebnisse

Die Begasungen führten besonders in den Sommermonaten zu einer erheblichen Minderung des Frischgewichtes (Abb. 1). Zu Beginn der Vegetationsperiode 1986 war ein statistisch nicht gesicherter Anstieg durch die Begasung festzustellen. Unter optimalen Strahlungsbedingungen (Aug. 1985) war nach 2 Stunden SO₂-Begasung der Diffusionswiderstand doppelt so hoch wie in der Kontrollserie, die Transpiration dagegen um 60% reduziert (Abb. 2). Mit Fortdauer der Begasung näherten sich beide der Kontrollserie an. Zwei Stunden nach dem Immissionsstreß konnten keine Unterschiede zur Kontrollserie mehr nachgewiesen werden.

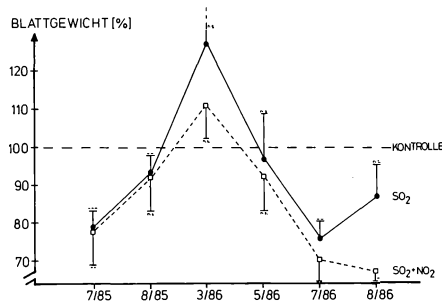


Abb. 1: Blattfrischgewicht in Prozent der Kontrollserie.

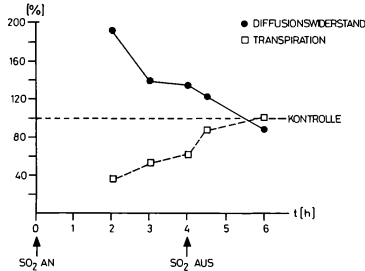


Abb. 2: Diffusionswiderstand und Transpirationsrate während und direkt nach einer SO₂-Begasung (in Prozent der Kontrollserie).

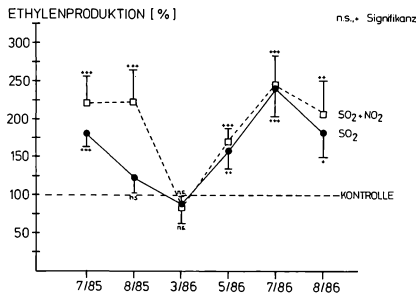


Abb. 3: Streßinduzierte Ethylenproduktion der Blätter (in Prozent der Kontrollserie).

Die Begasungen führten mit Ausnahme der März-Ernte zu einem drastischen Anstieg der Ethylenproduktion gegenüber der Kontrollserie (Abb. 3). Besonders ausgeprägt war der Effekt der Kombinationsvariante.

Effekte auf Prolingehalt, GDH-Aktivität und Pufferkapazität konnten nicht festgestellt werden.

Die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen der abaxialen Blattoberfläche zeigten, daß die Epicuticularwachse der Blattunterseite vorwiegend amorph sind. Vereinzelt traten warzen- und schuppenförmige Strukturen auf, besonders gehäuft im stomatären Bereich. Bemerkenswert waren zahlreiche Schuppen im Vorhof der Stomata. Strukturveränderungen durch den gewählten Begasungsmodus konnten nicht festgestellt werden. Der Randwinkel zeigte signifikante Unterschiede an allen Ernteterminen (Abbildung 4). Die alleinige Applizierung von SO₂ steigerte die Benetzbarkeit deutlicher als die Kombinationsbegasung.

Im August 1985 zeigte sich durch mehrwöchige Begasung eine Verringerung des Wachsegehaltes (Abb. 5). Zu Beginn der Vegetationsperiode 1986 lag der Wachsegehalt der Kontrollserie deutlich unter dem der Kontrollserien von August 1985 und August 1986. Im zweiten Untersuchungs-jahr konnte keine Veränderung des Wachsegehaltes durch die Begasung festgestellt werden.

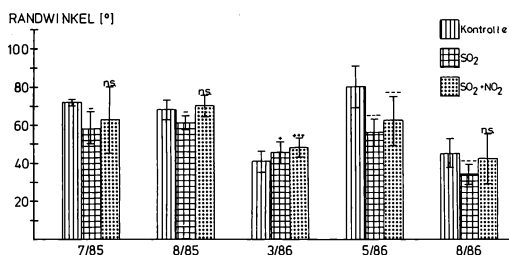


Abb. 4: Benetzbarkeit der Blattoberfläche, gemessen als Randwinkel.

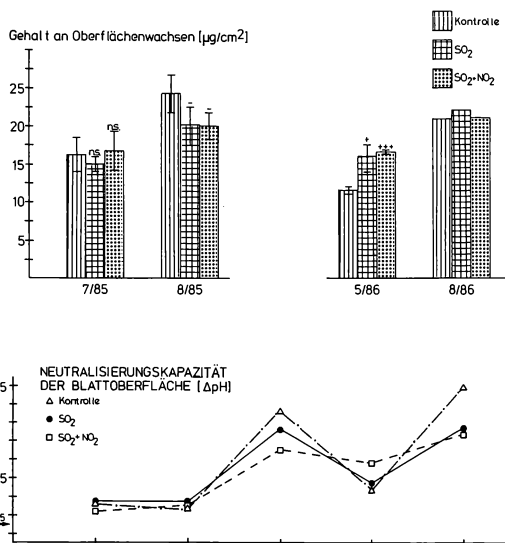


Abb. 5: Gehalt an Oberflächenwachsen ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$).

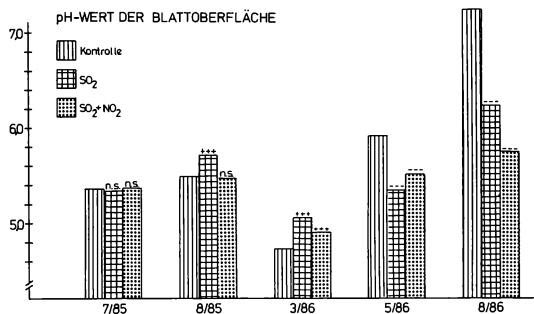


Abb. 6: Neutralisierungskapazität und pH-Wert der Blattoberfläche.

Zu Beginn der Vegetationsperiode 1985 war der pH-Wert der Blattoberfläche niedrig (Abb. 6). Mit Fortschreiten der Vegetationszeit nahm der pH-Wert kontinuierlich zu. Im ersten Untersuchungsjahr waren die Unterschiede zwischen begasten und unbehandelten Pflanzen gering. Im zweiten Jahr war eine deutliche pH-Wertveränderung festzustellen. Zunächst erhöhte sich der Oberflächen-pH-Wert unter dem Einfluß der Schadgase, sank aber bis zum August 1986 deutlich unter den der Kontrollserie. Begasungsdauer und Begasungsvariante beeinflussten augenscheinlich nicht den pH-Wert der applizierten sauren Tropfen (Neutralisierungskapazität).

Im ersten Begasungsjahr (1985) kam es zu einer eindeutigen Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit in den Blattdiffusaten der begasten Pflanzen (Abb. 7). Zu Beginn des zweiten Begasungsjahres konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen begasten und unbegasten Pflanzen festgestellt werden. Im Lauf der Vegetationsperiode lag die Leitfähigkeit der Diffusate begaster Pflanzen sogar unter derjenigen der Kontrollserien.

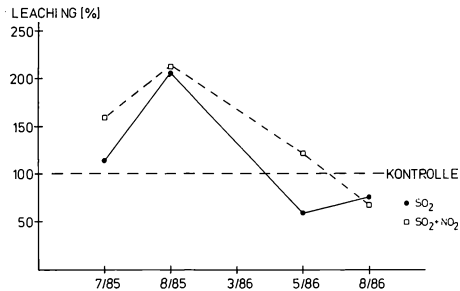


Abb. 7: Leaching (in Prozent der Kontrollserie), gemessen als elektrische Leitfähigkeit von Blattdiffusaten.

4. Diskussion

Immissionsinduziertes Streßethylen läßt sich noch vor dem Manifestwerden sichtbarer Symptome nachweisen und als Indikator einer chronischen Schädigung heranziehen. Die negative Korrelation zwischen Blatfrischgewicht und Ethylenproduktion stützt die potentielle Bedeutung von Ethylen als Wachstumshormon der Pflanze. SQUER et al. (1985) weisen überdies auf einen negativen Einfluß von Ethylen auf Photosynthese und Diffusionsrate hin. Im Einklang hierzu steht der sehr hohe Diffusionswiderstand während der SO₂-Begasung. Diffusionswiderstände und Transpirationsraten deuten darauf hin, daß die Stomata zu Beginn der Begasung besonders empfindlich reagieren.

Die REM-Untersuchungen haben gezeigt, daß Strukturveränderungen der Epicuticularwachse im Falle von *Trifolium repens* nicht als Kriterium für eine Frühdiagnose potentieller Schäden durch Immissionen herangezogen werden können. Demgegenüber scheint die Veränderung der Blattbenetzbarkeit ein geeigneter Indikator für den Schadgaseinfluß zu sein. Diese Veränderung deutet auf eine Zerstörung der Wachsschicht hin. Randwinkel und Gehalt an Epicuticularwachsen verhalten sich direkt proportional zueinander. Oberflächen-pH-Werte und Leachingrate verhalten sich in den beiden Versuchsjahren unterschiedlich, lassen aber einen Zusammenhang erkennen. Im ersten Jahr werden durch die Begasung der pH-Wert als auch die Leachingrate erhöht. Teilprozeß des Leaching ist sicherlich der Austauschvorgang mit der Auswaschlösung. Dabei werden die Kationen in der Cuticula durch H⁺-Ionen ersetzt, gehen Verbindungen mit gelöstem CO₂ ein und bilden dabei alkalische Carbonate auf der Oberfläche (ADAMS, HUTCHINSON 1984). Das hat zur Folge, daß der pH-Wert der Oberfläche steigt.

Im zweiten Jahr liegt die Leachingrate der begasten Pflanzen unter derjenigen der Kontrollserie, und erwartungsgemäß sinkt der Oberflächen-pH-Wert unter dem Einfluß der Begasung.

Literatur

- ABELES F.B., 1973: Ethylene in plant biology. New York/London (Academic press): 302 p.
- ADAMS C.M., HUTCHINSON T.C., 1984: A comparison of the ability of leaf surfaces of three species to neutralize acidic rain drops. New Phytol. 97: 463-478.
- BATES L.S., WILDREN R.P., TEARY J.D., 1973: Rapid determination of free proline for water stress studies. Plant soil 39: 205-207.
- BAU H., 1980: Tropfenauf Lagerung, Pflanzenschädigung und Rückstandsbildung bei groß- und kleintropfigen Pflanzenschutzverfahren im Unterglasgemüsebau. Diss. TU Berlin.
- BLAKE T.C., REID D.M., ROOD S.B., 1984: Ethylene, indolacetic acid and apical dominance in peas: a reappraisal. Physiol. Plant 59: 481-487.
- BRESSAN R.A., LeCUREUX L., WILSON L.G., FILNER P., 1979: Emission of ethylene and ethane by leaf tissue exposed to injurious concentrations of sulfur dioxide or bisulfite ion. Plant Physiol. 63: 924-930.
- BUCHER J.B., 1981: SO₂-induced ethylene evolution of forest tree foliage and its potential use as stress indicator. Eur. J. For. Path. 11: 369-373.
- CHALUTZ E., MATTOO A.K., SOLOMES T., ANDERSON J.D., 1984: Enhancement by ethylene of cellulysin-induced ethylene production by tobacco leaf disc. Plant Physiol. 74: 99-103.
- EBERCON A., BLUM A., JORDAN W.R., 1977: A rapid colorimetric method for epicuticular wax content of Sorghum leaves. Crop Science 17: 179-180.
- ELSTNER E.F., OSSWALD W., 1984: Fichtensterben in "Reinluftgebieten": Strukturresistenzverlust. Naturwiss. Rundschau 37: 52-61.
- LINSKENS H.F., 1950: Quantitative Bestimmung der Benetzbarkeit von Blattoberflächen. Planta 38: 591.
- PAHLICH E., JÄGER H.-J., STEUBING L., 1972: Glutamatdehydrogenase und Glutaminsynthetase aus Erbsenkeimlingen durch SO₂. Angew. Bot. 46: 183-197.
- SQUILER S.A., TAYLOR G.E., SELVIDGE W.J., GUNDERSON C.A., 1985: Effect of ethylene and related hydrocarbons on carbon assimilation and transpiration in herbaceous and woody species. Environ. Sc. Technol. 19: 432-437.
- STAN H.-J., SCHICKER S., KASSNER H., 1981: Stress ethylene evolution of bean plants - a parameter indicating ozone pollution. Environment 15: 391-395.
- STEUBING L., FANGMEIER A., FISCHER A., GNITKE J., 1986: Immissionssituation der Waldbodenvegetation: Sensitivität gegenüber SO₂ am natürlichen Standort. Allg. Forstzeitschr. 41 (21): 526-528.
- YOUNG S.F., PRATT H.K., 1978: The physiology of ethylene in wounded plant tissues. In: (Ed. KAHL G.): Biochemistry of wounded plant tissue. Berlin (Gruyter): 595-623.

Adresse:

Jutta Biermann
Uwe W. Markgraf
Prof. Dr. Lore Steubing
Institut f. Pflanzenökologie Univ.
Heinrich-Buff-Ring 38
D-6300 Gießen

Untersuchungen zur Sukzession des Phyto- und Zooplanktons
von Kleingewässern in landwirtschaftlich genutzten Flächen

- Karolin Bauer-Dubau, Camilla Speck und Günter Gunkel -

Synopsis

Investigations of the succession of phyto- and zooplankton and their inter- actions during a vegetation period were made on nutritive small ponds (Land- kreis Wesermarsch/Niedersachsen) placed on pastures. Extensive growth of macrophytes favoured in one pond the coexistence of various phyto- and zoo- plankton taxa and resulted in the development of a heterogenous biocoenose. The similarity of the qualitative composition of phyto- and zooplankton of the studied ponds suggested a transfer of taxa caused by winddrifting and dispersal by animals.

Phytoplankton, small ponds, succession, zooplankton.

1. Einführung

Die im niederdeutschen Sprachraum als Kühlen bezeichneten Kleingewässer 'Rote Henne' und 'Wiesengraben' (Landkreis Wesermarsch/Niedersachsen) sind durch ihre Lage inmitten von Viehweiden einem ständigen Verlandungsprozeß unterworfen. Dieser wird durch starken Nährstoffeintrag auf Grund von Güllezufuhr auf die sie umgebenden Weiden und durch den Vertritt des Uferbereiches verursacht. Nach ihrer Ausbaggerung im Frühjahr 1984 auf eine Wassertiefe von ca. 2 m wurden beide Gewässer in einer anschließenden Untersuchungsperiode auf Nährstoffgehalt, Artenbestand und Sukzession der Phyto- und Zooplanktonbiozönose untersucht (GUNKEL et al. 1985; BAUER-DUBAU et al. 1986). Die rasch wieder verkrautende 'Rote Henne' wies geringere Nährstoffgehalte auf als der 'Wiesengraben' (Tab. 1), welcher nur spärlichen Makrophytenbewuchs zeigte, jedoch eine starke Entwick- lung fädiger Algen aufwies. Das Wasser des 'Wiesengrabens' war brackig (0.2 - 1‰ NaCl). Als Ursache für den hohen Salzgehalt des 'Wiesengrabens' können Salzeintrag durch Wind oder salzhaltiges Grundwasser in Betracht kommen.

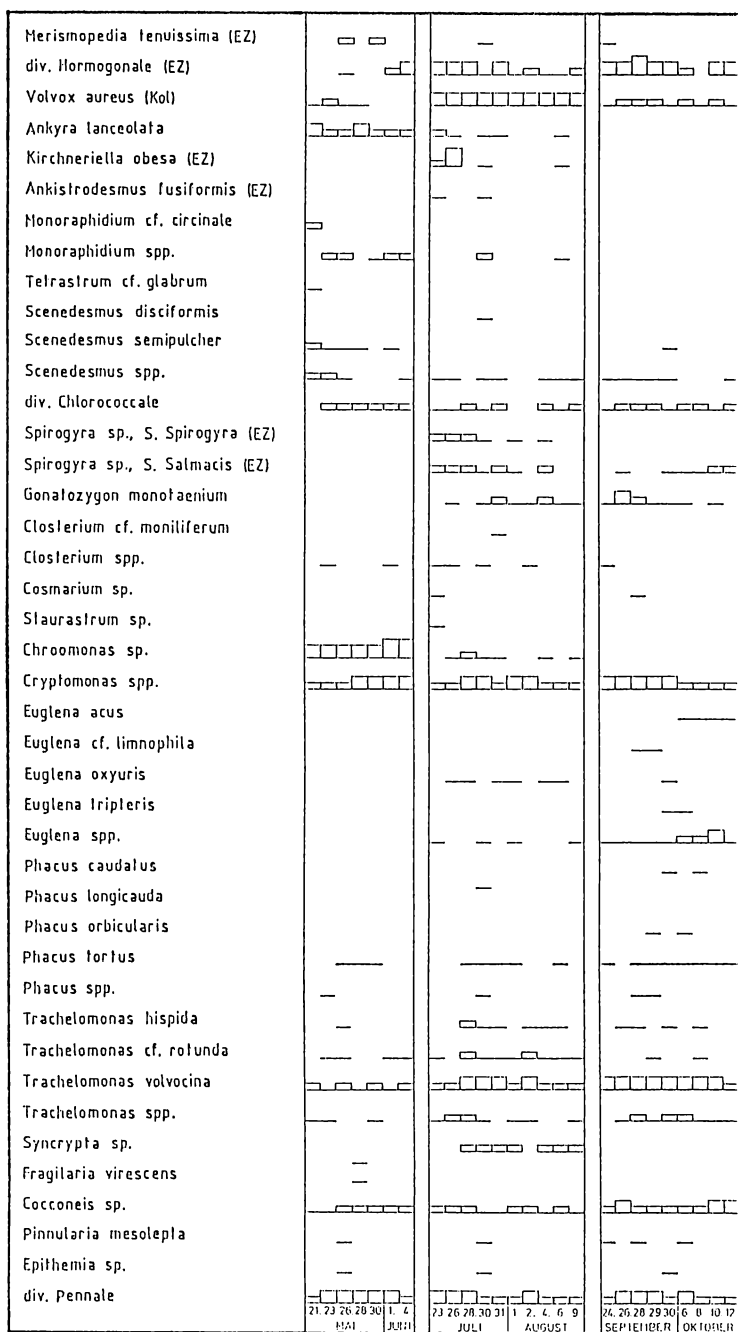
Tab. 1: Schwankungsbreite der Nährstoffgehalte in den Kleingewässern
'Rote Henne' und 'Wiesengraben'.
Extremwerte und Mittelwerte.

	'Rote Henne'	'Wiesengraben'
oPO ₄ -P (mg/l)	(0.05) - 0.19 - (0.60)	(0.48) - 0.73 - (1.07)
NO ₂ -N (mg/l)	(0.0) - 0.05 - (0.3)	(0.02) - 0.1 - (0.3)
NO ₃ -N (mg/l)	(0.0) - 0.02 - (0.18)	(1.2) - 5.4 - (37.2)
NH ₄ -N (mg/l)	(1.0) - 1.9 - (3.5)	(0.4) - 1.1 - (3.3)

2. Sukzessionsverlauf in der 'Roten Henne'

2.1 Sukzession des Phytoplanktons in der 'Roten Henne'

Die während der Frühjahrsperiode dominierenden Cryptomonaden entwickelten Anfang Juni mit *Chroomonas* sp. hohe Populationsdichten (Abb. 1). Während des Sommers fanden sich keine eindeutigen Dominanzverhältnisse einzelner Algen- arten; wichtige Vertreter waren *Volvox aureus*, *Spirogyra* spp., *Cryptomonas* spp. und *Trachelomonas volvocina*. Letztere war auch im September, zusammen mit *Gonatozygon monotaenium*, wesentlich an der Planktonzusammensetzung beteiligt. Verschiedene Vertreter der *Euglenophyceae* sowie *Spirogyra* sp. dominierten das Plankton im Oktober. In der im Vergleich zu anderen Kühlen Butjadingens nähr- stoffärmeren 'Roten Henne' mit ihrer Vielzahl an unterschiedlichen Kleinst- lebensräumen entwickelte sich mit mindestens 50 vorkommenden Algentaxa eine artenreiche Phytoplanktongemeinschaft, deren Biomasse relativ gering blieb (Abb. 2).



Zellzahl/ml
 $<10^3$ $<10^4$ $<10^5$ $<10^6$

Abb. 1: Populationsdichte der einzelnen Algentaxa in der 'Roten Henne' im Jahresverlauf.
 EZ = Einzelzellen, KOL = Kolonien.

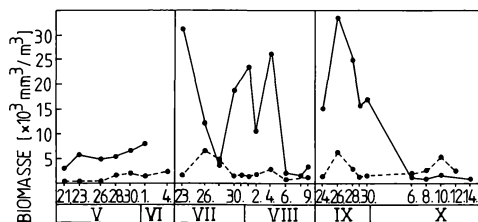


Abb. 2: Biomassenentwicklung des Phytoplanktons im Jahresverlauf.
Gestrichelte Linie: 'Rote Henne', durchgezogene Linie: 'Wiesengraben'.

2.2 Sukzession des Zooplanktons in der 'Roten Henne'

Es tritt eine gleichmäßige Abundanzverteilung der verschiedenen Cladoceren- und Copepodenarten (*Daphnia pulex*, *Simocephalus expinosus*, *Moina macrocopa*, *Chydorus sphaericus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Acanthocyclops robustus*, *Canthocamptus staphylinus*) von 1-18 Tieren/l auf; die verschiedenen Aufenthaltsorte des Zooplanktons sowie die geringe Präsenz carnivorer Invertebraten erklärte die Koexistenz der größten verschiedenen Zooplanktonarten im Frühjahr (Abb. 3). Die Ostracoden und Rotatorien erreichten nur qualitative Bedeutung.

Der sukzessiv einsetzende selektive Fraßdruck der Insektenlarven *Bezzia* sp., *Chaoborus* sp., *Coenagrion* sp. führte vermutlich zu einer Zooplanktonzusammensetzung zugunsten der großen Cladocerenarten *Simocephalus expinosus* und *Daphnia pulex* sowie *Mesocyclops leuckarti* im Sommer. Der geringe Fraßdruck auf das Zooplankton im Herbst ließ Populationsentwicklungen kleinerer Arten wie *Ceriodaphnia reticulata* und *Chydorus sphaericus* zu, die jedoch auf Grund niedriger Temperaturen und schlechtem Nahrungsangebot zu keinem nennenswerten Wachstum führten.

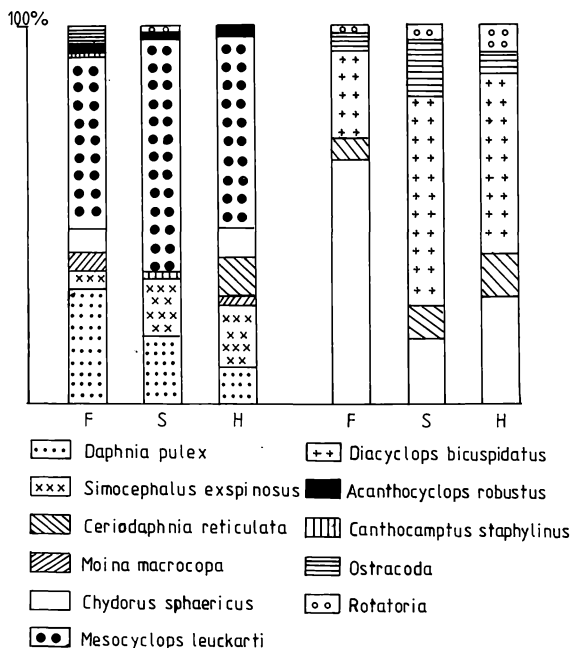


Abb. 3: Relative Abundanz (in %) der einzelnen Arten am Gesamtzooplankton im Frühjahr (F), Sommer (S), Herbst (H) 1984.
Links: Kuhle 59, rechts: Kuhle 180.

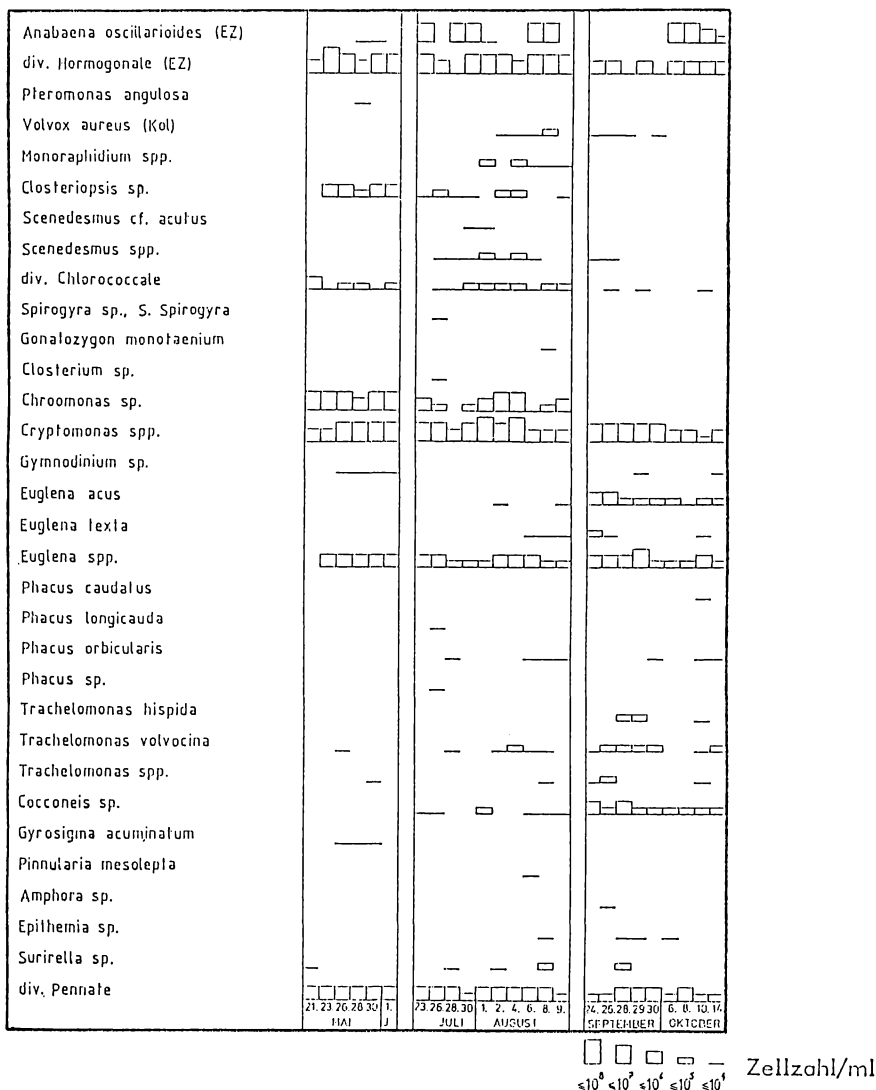


Abb. 4: Populationsdichte der einzelnen Algentaxa im 'Wiesengraben' im Jahresverlauf.
EZ = Einzelzellen, KOL = Kolonien.

3. Sukzessionsverlauf im 'Wiesengraben'

3.1 Sukzession des Phytoplanktons im 'Wiesengraben'

Cryptomonaden (meist *Cryptomonas* spp.) dominierten während des größten Teils der Untersuchungsperiode die Planktongemeinschaft (Abb. 4). Massenentwicklungen dieser Gattung fanden sich von Juli bis September. *Euglena* spp. war kontinuierlich vertreten und entwickelte im September seine maximale Populationsdichte. Weitere charakteristische Vertreter waren *Anabaena oscillarioides* (Juli, August, Oktober), *Trachelomonas volvocina* und *Phacus* spp. (September, Oktober).

Das Phytoplankton des 'Wiesengrabens' zeichnete sich durch eine gegenüber der 'Roten Henne' hohe Biomasse (Abb. 2) und eine qualitativ geringere Vielfalt aus. Von den ca. 40 vorkommenden Algentaxa zeigten drei eine hohe Abundanz, während der Großteil der anderen Arten nur vereinzelt auftrat. Der relativ

hohe Salzgehalt dieses Gewässers bot nur für wenige Algen günstige Lebensbedingungen, welche sich bei hohem Nährstoffgehalt und unter geringem Konkurrenzdruck massenhaft entfalten konnten.

3.2 Sukzession des Zooplanktons im 'Wiesengraben'

Der 'Wiesengraben' wies mit den Cladocerenarten *Chydorus sphaericus* und *Ceriodaphnia reticulata* und dem Copepoden *Diaacyclops bicuspidatus* eine geringe Artenvielfalt auf. *Chydorus sphaericus* zeigte sich im Frühjahr als dominante Art und erreichte mit bis zu 180 Tieren/l eine signifikante Massenentwicklung, die auf eine Cryptomonadenblüte über den Mechanismus des erhöhten Nahrungsangebotes zurückzuführen war (HEISIG-GUNKEL 1981). Für die rasche Abnahme der Abundanz von *Chydorus sphaericus* war vermutlich die zunehmende Präsenz carnivorer Insektenlarven (*Bezzia* sp., *Chaoborus* sp., *Tanytus* sp.) und des Stichlings (*Pungitius pungitius*) verantwortlich. Im Sommer dominierte der Copepode *Diaacyclops bicuspidatus* als Folge erhöhter Reproduktion das Zooplankton. Einen verstärkten Anteil am Zooplankton erreichte auch der Ostracode *Eucypris virens* (Abb. 3).

4. Ergebnisse

Die Kühlen in Butjadingen stellen neben den brackwasserführenden Be- und Entwässerungsgräben die einzigen limnischen Lebensräume dieser Region dar. Ein hoher Nährstoffeintrag auf Grund landwirtschaftlicher Nutzung wirkte sich in einer intensiven pflanzlichen Produktion (Massenentwicklung von Makrophyten und Cryptomonaden) aus. Zudem führten geringe Wassertiefen, eine wind- und sonnenexponierte Lage und nächtliche Abkühlung zu ausgeprägten Schwankungen der abiotischen und biotischen Parameter. Die Bildung verschiedener stabiler Kleinstlebensräume auf Grund des starken Makrophytenbewuchses begünstigte in der 'Roten Henne' die Einnischung und Koexistenz verschiedener Phyto- und Zooplanktonarten und führte zur Entstehung einer vielfältigen Biozönose. Ähnlichkeiten in der qualitativen Planktonzusammensetzung beider Kühlen wiesen auf einen Artentransfer zwischen den Kleingewässern hin. Dieser Transfer kann jedoch nur bei einem dichten Bestand an Kühlen gewährleistet sein. Daher muß der zunehmenden Verlandung und Verfüllung der Kühlen entgegengewirkt werden, um den Artenreichtum zu sichern. Gleichzeitig bietet sich die Möglichkeit, ein landschaftsspezifisches Ökosystem - regenwassergespeiste Kleingewässer - zu erhalten. Entsprechende Maßnahmen zur Erhaltung dieser Lebensräume sind z.B. ihre regelmäßige Ausbaggerung und der Schutz von Teilbereichen der Gewässer (Einzäunung) gegen den Vertritt durch das Weidevieh.

Literatur

- BAUER-DUBAU K., SPECK C., GUNKEL G., 1986: Limnologische Untersuchungen an Kleinteichen in Butjadingen (Niedersachsen). Landschaftsentw. Umweltforschung 40: 223-230.
- GUNKEL G., KINZEL R., LEBENDER W., 1985: Bestandserfassung und Zustandsbewertung der Kühlen (Kleingewässer) in Butjadingen. Brake (Amt f. Landschaftspflege): 29 S.
- HEISIG-GUNKEL G., 1981: Wechselwirkungen zwischen Phytoplankton und Zooplankton in gedüngten Kleinteichen. Verh. Ges. Ökol. 9: 203-208.

Adresse:

Karolin Bauer-Dubau
Camilla Speck
PD Dr. Günter Gunkel
Institut f. Technischen Umweltschutz TU
Sekt. KF 8
Straße des 17. Juni 135
D-1000 Berlin 12

Einfluß verschiedener Bewirtschaftungsweisen
auf die quantitative und qualitative Zusammensetzung
der Arthropodenfauna in Rebbergen

- Claudia Troxler und Jürg Zettel -

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

TROXLER C., ZETTEL J., 1987: Der Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsweisen
auf die Mikroarthropodenfauna in Rebbergböden bei Twann. Mitt. Naturf.
Ges. Bern 44: 187-202.

Adresse:

Claudia Troxler
Jürg Zettel
Zoologisches Institut Univ.
Baltzerstr. 3
CH-3012 Bern

Vergleichende Untersuchungen zur Belastung von Verdichtungsräumen und ihren ökologischen Ausgleichsräumen

Volker Heidt und Stefanie Kehlberger

Synopsis

In the following report a survey is given on the immission load in an industrial-urban ecosystem and its outskirts. As methods of measurement the SAM-method (deposition of SO_2), grass culture of *Lolium multiflorum* (accumulation rate of lead and cadmium) and measuring of the pH-value of precipitation were carried out. The results show that there are surprisingly high immissions in the rural outskirts and lower concentrations in the woodlands.

Accumulation, bioindicator, Cd, dry deposition, Pb, pH-value, urban-ecosystem.

1. Einleitung und Problemstellung

Das räumliche Umfeld eines Verdichtungsraumes hat als Ausgleichs- und Regenerationsraum eine eminent wichtige ökologische Funktion zu erfüllen. Der gesellschaftliche Anspruch an diesen Raum richtet sich gleichermaßen an die Versorgung mit frischer, schadstoffarmer Luft, frischem Wasser wie auch, auf dieser Voraussetzung basierend, die Bereitstellung eines nachhaltigen Erholungspotentials. Dabei wird von der Annahme ausgegangen, daß dieser Raum - im Gegensatz zum Verdichtungsraum - relativ frei von belastenden Immissionen ist bzw. auf der Grundlage seines ökologischen Potentials in der Lage ist, diese in kurzer Zeit bis zur Unbedenklichkeit zu minimieren.

Diese Vorstellung, die auf der bisherigen rein schematisch angewandten raumordnerischen Einteilung in Verdichtungs- und Freiräume basiert, mußte spätestens seit Bekanntwerden der Ursachen des Waldsterbens korrigiert werden. Mit dem Phänomen des Feineintrags von Luftschadstoffen mußte nicht nur die Vorstellung von 'Reinluftgebieten' (da abseits jeglicher Emittenten gelegen) ad acta gelegt werden, sondern auch die Vorstellung eines 'lastfreien' ökologischen Außenraums, der den belasteten Verdichtungsraum (Lastraum) mit ausgleichender Wirkung umschließt (FINKE 1978). So verwundert es, daß nach wie vor die unmittelbar an die Stadt sich anschließenden landwirtschaftlich und forstlich genutzten Freiräume als sog. ökologische Ausgleichsräume angesehen werden, besonders im Sinne der Erbringung lufthygienischer Ausgleichsleistungen. Im Rahmen der Stadtplanung haben sie weithin die Funktion als Naherholungsgebiete zu erfüllen.

Bezüglich der Feststellung und Überwachung der Luftqualität sieht das Konzept einer großräumigen Luftreinhaltestrategie mit seiner gesetzlichen Grundlage (BImSchG) nur in den industriellen Ballungsräumen Maßnahmen zur Sicherung und Wiederherstellung einer zuträglichen Luftqualität vor. Nur dort ist im Rahmen der beschriebenen Strategie die Festsetzung von sogenannten Belastungsgebieten vorgesehen, in denen die gebietsbezogenen Maßnahmen zur Luftreinhaltung gezielt einsetzen sollen. Auf der Grundlage des § 44 BImSchG erfolgte in dem Verdichtungsraum Mainz - Wiesbaden die Ausweisung der beiden Belastungsgebiete Mainz-Budenheim (auf Mainzer Seite) und Rhein-Main (auf Wiesbadener Seite). Entsprechend den zugrundeliegenden Kriterien umfaßt das entsprechende Gebiet lediglich die städtisch und industriell geprägten Bereiche.

Für Mainz ergab sich auch bis dahin nicht die Notwendigkeit einer Erweiterung des Belastungsgebietes in das Umland, war doch auf der Grundlage der im langjährigen Mittel vorherrschenden Westwinde nicht mit einer Beaufschlagung der im W gelegenen Gebiete zu rechnen. Eher hätte man sich Gedanken machen müssen um die im Osten angrenzenden Bereiche; diese gehörten jedoch bereits zum Bundesland Hessen, und dort war ebenfalls bereits ein Belastungsgebiet = Rhein-Main ausgewiesen worden. Mit der Erstellung des Wirkungskatasters im Rahmen des Luftreinhalteplans Mainz-Budenheim (1981) tauchten an Hand der Ergebnisse erste Zweifel auf, ob die mit der Ausweisung des Belastungsgebietes angenommene räumliche Belastungsstruktur tatsächlich der Wirklichkeit entspricht.

Ausgehend von dem Vorherrschen der Westwinde mußte eine Belastung von SW nach NO existieren. Tatsächlich ergab sich jedoch eine indifferente, wo neben der genannten auch deutlich eine nach S bzw. SO orientierte bestand. Diese auf der Grundlage der Wirkungsuntersuchung mittels des Flechtenexpositionsverfahrens und dem Graskulturverfahren mit *Lolium multiflorum* gewonnenen Erkenntnisse fanden in der Darstellung der flächenbezogenen 95 Perzentilwerte der SO₂-Immissionsbelastung ihre Bestätigung. Darüber hinaus bestätigten diese Werte auch die im Wirkungskataster sichtbar gewordene Tendenz einer höheren Belastung im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Insbesondere waren dort die Wirkdosen von Schwefel, Blei und Cadmium in der Graskultur gegenüber stadtnäheren Stationen leicht erhöht. Orographisch gesehen befindet sich dieser Bereich mit seiner südwestlichsten Ecke noch auf der rheinhessischen Plateaufläche, während die übrigen Stationen auf der Abdachungsebene zum Rhein liegen, d.h. nach Osten exponiert sind (Prallfläche).

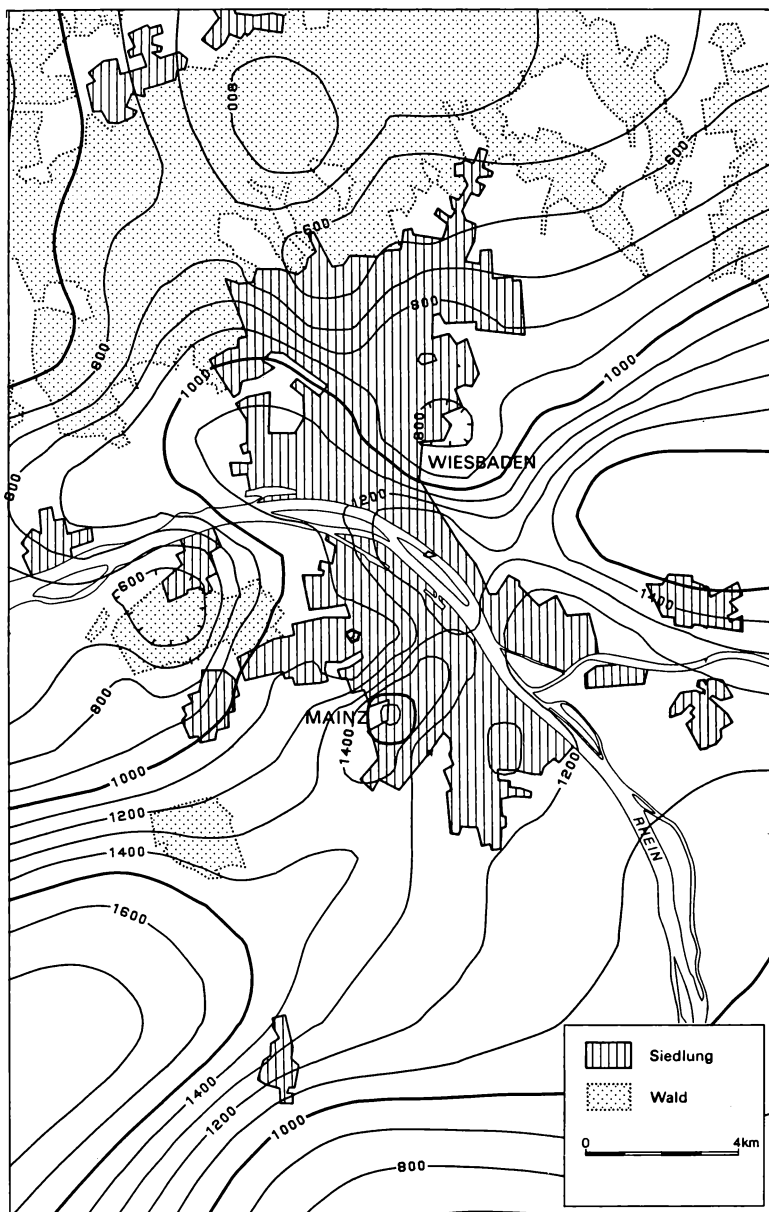
Aus den bis dahin gewonnenen Ergebnissen erwuchs die Notwendigkeit einer Wiederholung der Untersuchung, war es doch nicht auszuschließen, daß es sich hierbei um eine Singularität handeln konnte. Verbunden damit war der Wunsch nach Erweiterung des Untersuchungsgebietes um den Bereich des Belastungsgebietes Rhein-Main auf Wiesbadener Seite. Es hatte sich gezeigt, daß beide Räume immissionsökologisch als räumlich-funktionale Einheit aufzufassen sind und nicht durch Landesgrenzen separiert werden dürfen. KEHLBERGER (1986) konnte in dem erweiterten Arbeitsgebiet nicht nur die Befunde bestätigen, sondern ergänzende Feststellungen zur räumlichen Belastungsstruktur machen. Sie konnte nachweisen, daß Höhe und räumliche Verteilung der Immissionen in starkem Maß abhängig sind von den vorherrschenden Windrichtungen. Modifizierend auf die Höhe der Belastung wirkt sich die Exposition der Meßstationen aus. Frei anströmbare zeigten höhere Wirkdosen als geschützte. Aber auch die immissionsökologisch als unbedenklich eingestuften Außenstationen hoben sich mit erhöhten Wirkdosen hervor.

Beschränkten sich die Untersuchungen bislang auf die städtisch industriell geprägten Bereiche, so veranlaßten die Befunde die Arbeitsgruppe, ihre immissionsökologischen Wirkungsuntersuchungen in den das Verdichtungsgebiet umgebenden landwirtschaftlich und forstlich genutzten Außenbereich auszudehnen.

Ausgehend von dem Verdichtungsraum Mainz - Wiesbaden wurde nach N der bewaldete Taunusanstieg bis zu seinem Kamm miteinbezogen; eine Station befindet sich darüber hinaus jenseits des Kamms im Lee. Nach Süden erfolgte die Erweiterung in das rheinhessische Tafel- und Hügelland bis zu einer Entfernung von ca. 15 km von der Stadtmitte. Mit dem Wald (Taunus) und dem ländlichen Offenraum (Rheinhessen) waren zwei unterschiedliche Landschaftstypen gegeben, die auf Grund ihrer Lage sowie ihrer spezifischen Oberflächenstruktur unterschiedliche Immissionssituationen erwarten ließen. Dabei ging man von der Annahme aus, daß der Wald, zumal im Luv der Westwinde gelegen, eine im Vergleich höhere Immissionsrate erwarten ließ als der agrarische Freiraum. Gestützt auf die Ergebnisse der Auswertung von Infrarot-Luftbildern zur Waldschadensanalyse war für den Taunus mit einer hochgradigen Belastung durch Immissionseinträge zu rechnen (SCHULZ 1985). Entsprechende Untersuchungen über den landwirtschaftlichen Freiraum existieren weder für Mainz noch für Wiesbaden. Im Rahmen einer dem Projekt vorgeschalteten Untersuchung konnte LUSER (1986) für einen Transekt östlich von Wiesbaden nachweisen, daß die Stationen im Waldbereich jedoch überwiegend niedrigere Immissionswirkungen zeigten als entsprechende Stationen im Freiland.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet hat eine Fläche von 640 km². Es erstreckt sich von S nach N über 32 km und von W nach O über 20 km. Der Einrichtung des Meßstellennetzes lag ein 4 km-Raster zugrunde, wobei es bei der praktischen Durchführung auf Grund der örtlichen Gegebenheiten Abweichungen gab. Im eigentlichen Verdichtungsgebiet ist das Raster durch zusätzliche Stationen inmitten eines jeden Quadrates verdichtet worden. Um die Vergleichbarkeit der an den einzelnen Stationen gewonnenen Ergebnisse sicherzustellen, wurde auf eine gleichmäßige freie Aufstellung der Meßeinrichtungen geachtet. Innerhalb der Stadt waren dies Plätze, Wiesen in Parkanlagen und ähnliche Flächen. Im Wald erfolgte bis auf eine Ausnahme die Aufstellung in Lichtungen. Damit war eine freie Anströmbbarkeit gewährleistet sowie die Gefahr einer erhöhten Depositionsrates über den Tropfniederschlag ausgeschlossen. In Bestätigung anderer Untersuchungen konnte HÖPFL (1984) an zwei Standorten von Mainz und Wiesbaden ebenfalls nachweisen, daß über den Tropfniederschlag größere Mengen an Säuren eingetragen werden als über den Freilandniederschlag.



Mainz - Wiesbaden
 SO_2 - Isolinen $\mu\text{g} / 10 \text{ cm}^2$

Messung und Auswertung: V.Heidt, S.Kehlberger - Programmierung: Peter Spehs

GEOgrafik-Programmsystem, Peter Spehs, Geographisches Institut, Universität Mainz

Abb. 1: SO_2 -Depositionsrates nach SAM-Verfahren.
 Jahresmittel 1985.

3. Ergebnisse

Von den im Rahmen der Untersuchung zur Anwendung gekommenen Meßverfahren soll im folgenden über die Ergebnisse

- des SAM-Verfahrens der trockenen Deposition von SO_2
- des Graskulturverfahrens mit *Lolium multiflorum* hinsichtlich der Akkumulationsraten von Pb und Cd,
- der pH-Wert-Bestimmung im Niederschlag

berichtet werden.

3.1 SAM-Verfahren

Das SAM-Verfahren nach Rumpel (UBA 1984) wurde unter dem Gesichtspunkt des routinemäßigen Einsatzes bei Langzeituntersuchungen in Ballungsräumen erprobt und entsprechend den aus der Praxis sich ergebenden Erfordernissen abgewandelt. Die Möglichkeit der Korrelation zwischen der SO_2 -Immissionsrate und der direkt gemessenen SO_2 -Konzentration wurde an Meßstellen in Wiesbaden und Mainz überprüft und gute Übereinstimmungen zwischen beiden Meßgrößen angetroffen (HÖPFL 1984; LUSER 1986).

In der vorliegenden Karte (Abb. 1) wird das Jahresmittel der SO_2 -Immissionsrate 1985 als Isolinien-darstellung wiedergegeben. Der Verlauf der SO_2 -Immissionsratenisolinien macht deutlich, daß sowohl der städtische und industrielle Verdichtungsraum, als auch das ländliche und forstliche Umfeld von Mainz und Wiesbaden als Einheit zu betrachten sind.

Dies ergibt sich auch zwangsläufig aus der naturgeographischen Gegebenheit des Gebietes, da weder orographische noch sonstige morphologische Hindernisse eine Trennungslinie ziehen. Der Rhein, der als politische Grenze Hessen und Rheinland-Pfalz trennt, zeigt im Hinblick auf die luftthygienische Situation keine selektierende Wirkung. So stellt sich der Verdichtungsraum Mainz-Wiesbaden als ein zusammengehörendes Belastungsgebiet mit lokalen Besonderheiten dar. Die Betrachtung der SO_2 -Immissionsratensituation des Jahresmittels 1985 läßt charakteristische Merkmale erkennen.

- I. Verfolgt man den SO_2 -Isolinienverlauf von Südosten und Nordwesten her, so zeigt sich ein allmählicher Anstieg zur Mainzer Innenstadt und zum Amöneburg-Biebricher Industriegebiet (Wiesbaden) hin. Dabei wird deutlich:
 - Das Budenheimer Industriegebiet als Haupt- SO_2 -Emittent dieses Bereiches (Luftreinhalteplan Mainz-Budenheim 1982, S. 46) trägt in seiner unmittelbaren Umgebung nicht zur Erhöhung der SO_2 -Immissionsrate bei.
 - In gleicher Weise stellt sich die Situation im Mainzer Industriegebiet, der Ingelheimer Aue, dar, das mit dem Kraftwerk Mainz-Wiesbaden den höchsten SO_2 -Ausstoß (Luftreinhalteplan Mainz-Budenheim 1982, S. 46) im Mainzer Gebiet zu verzeichnen hat.
 - Auf eine Verdriftung der SO_2 -Immissionen aus dem Amöneburg-Biebricher Industriegebiet in nordwestliche Richtung deuten die Ausbuchtungen der Isolinien in den Stadtteilen WI-Freudenberg und WI-Dotzheim hin. Erst mit dem Einsetzen der Waldgrenze bei Frauenstein und WI-Kohlheck geht der Verlauf in Parallelen über.
- II. Die höchsten SO_2 -Immissionsraten im Wiesbadener Untersuchungsgebiet weisen die östlichen Randbereiche auf. Neben örtlichen Emittenten kommt vor allem der Fremdeintrag als Ursache in Frage.
- III. In den Waldgebieten im Anstieg zum Taunuskamm findet eine kontinuierliche Abnahme der SO_2 -Immissionsrate statt. Eine Ausnahme bildet der offene Kammbereich der 'Platte', mit 501 m die höchste Erhebung des Untersuchungsgebietes, die eine sekundäre Zunahme der SO_2 -Deposition aufweist.
- IV. Im südwestlichen Anstieg zum rheinhessischen Tafel- und Hügelland ist eine erstaunliche Zunahme der SO_2 -Immissionsrate zu erkennen. Diese waldfreien, ausschließlich landwirtschaftlich genutzten offenen Gebiete weisen selbst keine SO_2 -Emittenten auf. Die Beaufschlagungen sind daher als Fremdeintrag anzusehen, die überwiegend aus Osten herantransportiert werden.

Die vorliegenden Ergebnisse auf Grund der Auswertung der mittleren SO_2 -Deposition des Jahres lassen zusammenfassend vor allem zwei Punkte als außerordentlich wichtig erscheinen:

- Die Filterwirkung des Waldes mit einer Abnahme der SO_2 -Immissionsrate im Norden und Nordwesten.
- Im Gegensatz dazu der Süden und Südosten mit gleichbleibend hohen bzw. steigenden SO_2 -Depositionen im Offenland.

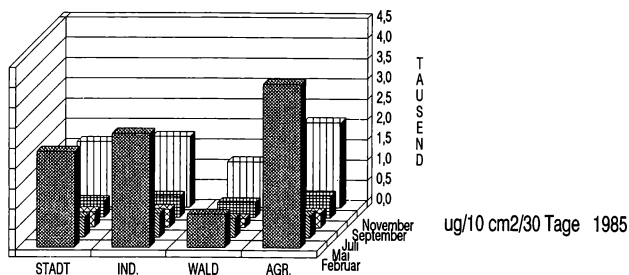


Abb. 2: SO_2 -Depositionsraten nach SAM.

Den Jahresverlauf der SO_2 -Depositionsraten vermittelt Abb. 2. Zur besseren Übersichtlichkeit sind hierbei die einzelnen Standorte zu Standortstypen: Agrarraum (Agr.), Stadt, Industrie (Ind.) und Wald zusammengefaßt worden. Der Vergleich der Standortstypen untereinander ergibt ein äußerst differenziertes Bild einer Immissionsbelastung. Hierbei zeigt sich bei der Betrachtung über alle Monate, daß das gängige Bild einer hohen Depositionsraten im Industriegebiet und einer niedrigen im Außenbereich einer Korrektur bedarf. Nur geringe Unterschiede bestehen zwischen den Stadt- und den Industrie-standorten; dies ist nicht verwunderlich, sind doch die Standorte räumlich dicht benachbart. Dagegen setzt sich der agrarische Freiraum mit ausgesprochen hohen Werten deutlich von den übrigen ab. Wenn auch in den Sommermonaten die Werte der einzelnen Standorte dicht beieinander liegen, so befinden sich die ländlichen Stationen im oberen Bereich.

Demgegenüber weisen die Werte der Waldstandorte auf eine im Vergleich zu allen anderen Standortstypen entschieden geringere Depositionsraten von SO_2 hin. Bezüglich der Auswahl der Standorte im Wald wurde zwar darauf geachtet, daß die Meßgeräte keinesfalls im Bestandesinnern, sondern stets auf Lichtungen aufgestellt wurden, ein gewisser Abschirmeffekt durch den umrahmenden Bestand ist jedoch nicht auszuschließen. Die Existenz eines derartigen Effektes ist wohl für die Februarwerte, als den niedrigsten Werten im Untersuchungsgebiet überhaupt, verantwortlich zu machen. Auch in den Sommermonaten liegen die Konzentrationen im Vergleich mit den anderen Stationen im Wald am niedrigsten. Der Jahresgang der SO_2 -Depositionsraten deckt sich sehr gut mit dem der luftanalytisch gewonnenen Werte. Nach einem winterlichen Hoch fallen die Konzentrationen zu der sommerlichen Depression im Juli und steigen dann allmählich, mit Einsetzen der Heizperiode stärker zum winterlichen Gipfel an.

3.2 Graskulturverfahren mit *Lolium multiflorum*, Bestimmung der Akkumulationsrate von Pb und Cd

Die Analyseergebnisse der *Lolium multiflorum*-Kulturen sind in Abb. 3 aufgeführt. Die Werte sind Mittel der in den betreffenden Bereichen liegenden Stationen.

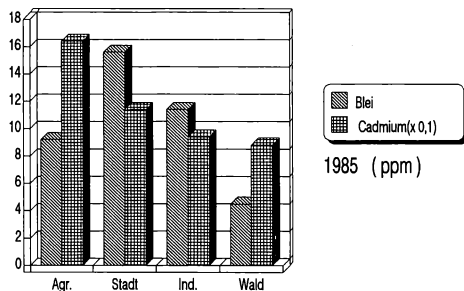


Abb. 3: Pb- und Cd-Gehalte bei *Lolium multiflorum*.

Für das Element Blei ergibt sich eine räumliche Verteilung, die etwa den Erwartungen entspricht: Die Konzentration ist auf Grund der Quellenstruktur im Stadtinnern am höchsten. Die Stationen im Industriegebiet weisen dagegen wegen des geringen Verkehrsaufkommens eine niedrige Pb-Rate auf. Auf Grund der Emittentenferne gelten für den ländlichen Außenbereich ähnliche Bedingungen; allerdings überraschen hier doch die relativ hohen Konzentrationen, die etwa gleichhoch wie die der Industriestandorte und deutlich höher als die des Wiesbadener Stadtbereichs ausfallen. Legt man den Normalgehalt von 2.4 ppm (PRINZ, SCHOLL 1975) zugrunde, so ergibt sich für fast alle Standorte eine markante Anreicherung, ausgenommen die Waldstandorte, die nur eine leichte Erhöhung gegenüber dem Normalgehalt aufweisen und damit als nur relativ gering belastet erscheinen.

Die Cd-Akkumulationsrate liegt in allen Stationen über dem Normalgehalt von 0.3 ppm (PRINZ, SCHOLL 1975). Insbesondere überragt der agrarische Freiraum mit deutlich höheren Werten alle übrigen Stationen. Vor dem Hintergrund einer normalen Grundkontamination des Bodensubstrats müssen die Konzentrationen immissionsbedingt interpretiert werden. Trotzdem wird wegen der absoluten Höhe der Werte eine neue Meßreihe durchgeführt, deren Ergebnisse noch nicht vorliegen. Für die übrigen Standorte ergibt sich eine leichte Erhöhung im Innenstadtbereich; das Industriegebiet liegt deutlich darunter. Absolut gesehen höher als beim Blei bildet der Wald zwar auch bei Cd das 'Schlußlicht', allerdings mit Werten, die sich mit den übrigen weniger belasteten Standorten durchaus vergleichen lassen.

3.3 pH-Wert im Niederschlag (Abb. 4 - 7)

Ein Vergleich der pH-Werthäufigkeiten in den Niederschlägen zwischen Stadt und Stadtumland läßt deutliche Unterschiede erkennen. Während die innerstädtischen Stationen ein pH-Wertmaximum im Neutralen bis schwach Alkalischen aufweisen, zeigen die agrarischen Freilandstationen und die Waldstandorte pH-Werthäufungen in weitaus niedrigeren Bereichen an. Die Niederschlagswerte der Stationen im Industriegebiet verhalten sich ähnlich denen der städtischen Meßorte.

Mit pH-Werthäufungen zwischen 4.8 und 6.8 bewegen sich die Niederschläge in der Innenstadt um den Niederschlagsneutralpunkt von pH 5.4 und im schwach alkalischen Milieu. In gleicher Weise zeigen auch die Niederschlagswerte im Industriebereich zu über 70% pH-Werte zwischen 5.0 und 6.0 an.

Erheblich niedrigere pH-Werte des Regenwassers traten dagegen im Waldgebiet des Taunus auf. Werthäufungen zwischen 3.6 und 4.4 lassen den eindeutig sauren Charakter erkennen. Mit H^+ -Ionenkonzentrationen bis zu 6×10 und 4×10 sind zu 12% Niederschlagswasser gemessen worden, deren pH-Werte denen von verdünnten Säuren entsprechen. Insgesamt traten keine Niederschläge mit einem pH-Wert größer als 5.0 auf. Die verringerten Staubanteile in der Waldluft dürften die Ursache für die Unterschiede zu den städtischen und industriellen Gebieten sein. Der 'saure Regen' kommt hier ohne die eventuell neutralisierenden Aerosole zur Wirkung.

Nicht ganz so niedrig liegen die pH-Werte der Niederschläge im agrarischen Freiraum. Dennoch weisen sie mit Häufungen zwischen pH 4.2 und 4.4 erstaunlich niedrige Werte auf, da gerade im rheinhessischen Tafel- und Hügelland mit seiner Lößbedeckung alkalische Stäube vorhanden sein können. Dies muß umso mehr verwundern, wenn man sich die offene Landschaft vor Augen führt, die während der vegetationslosen Zeit der Winderosion kaum Widerstand bietet.

Sowohl im Industriebereich als auch im Stadtgebiet selbst verhalten sich die Niederschlags-pH-Werte gänzlich anders. Hier dominieren pH-Werte um den Neutralpunkt. Die vermehrt auftretenden Schwebstaubteilchen in der Stadtluft dürften zu einer Neutralisation führen, im Gegensatz zum staubarmen Waldgebiet.

4. Zusammenfassung und Folgerungen

Die Untersuchung hat ergeben, daß die bisher gültige Vorstellung eines unbelasteten Außenraums im Sinne eines ökologischen Ausgleichsraums nicht existiert. Vielmehr sieht es so aus, daß auf Grund örtlicher Transmissionsbedingungen es zu einer deutlichen Belastung der ländlichen Freiräume kommt. Inzwischen ist erwiesen, daß dies nicht die einzige Beeinträchtigung darstellt.

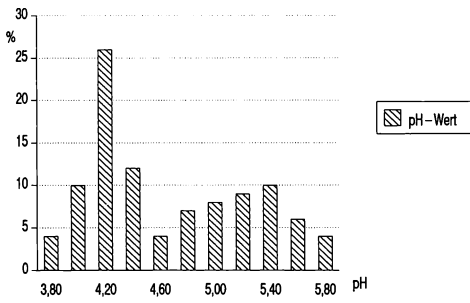


Abb. 4: pH-Wert-Häufigkeit 1985, Niederschlag Agrarraum.

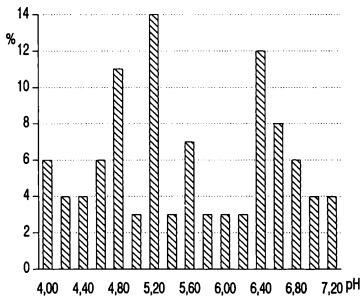


Abb. 5: pH-Wert-Häufigkeit 1985, Niederschlag Stadt.

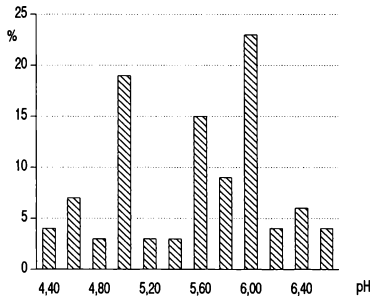


Abb. 6: pH-Wert-Häufigkeit 1985, Niederschlag Industriegebiet.

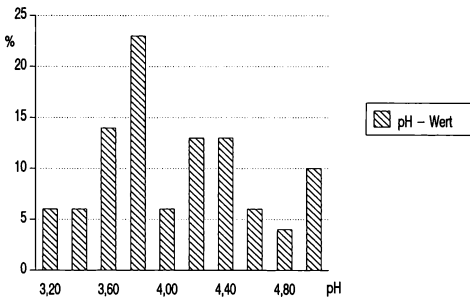


Abb. 7: pH-Wert-Häufigkeit 1985, Niederschlag Wald.

Der ländliche Raum unterliegt über einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung einem erheblichen Eintrag von Umweltchemikalien, so daß er von daher schon als Belastungsraum angesehen werden muß. Jeder weitere Immissions-eintrag erhöht somit die Gefahr des Überschreitens der Belastungsgrenze. Besonders betroffen ist der unmittelbare Stadtrandbereich. Wegen der Stadtnähe und der damit verbundenen günstigen Absatzsituation wird der Boden intensiv genutzt. Eine gleichbleibende Ertragsfähigkeit wird jedoch nur über den ständigen Einsatz von Dünger und Herbiziden ermöglicht. Die sich hieraus ergebenden negativen Auswirkungen auf Boden und Wasserhaushalt sind inzwischen bekannt. Als unmittelbar an den Verdichtungsraum angrenzender Randbereich empfängt er bei entsprechender Wetterlage die emittierten Schadstoffe relativ unverdünnt, worin wohl eine Hauptursache für den hohen Schadstoffeintrag zu suchen ist. Umgekehrt haben die angrenzenden Freiräume als Frischluftreservoir entscheidenden Einfluß auf die Immissionskonzentrationen im emittierenden Gebiet.

Da aber ein urban-industrieller Verdichtungsraum (als künstliches Ökosystem) in seiner Existenz angewiesen ist auf ein ökologisch intaktes Umfeld, muß allein schon aus der daraus ableitbaren Strategie des Überlebens Sorge getragen werden für einen belastungsfreien, zumindest aber belastungsarmen Ergänzungsraum. Nur ein von exo- und endogenen Störgrößen freier Raum kann der erforderlichen Ausgleichsfunktion gerecht werden und so zur Stabilität des urban-industriellen Ökosystems beitragen.

Literatur

- BImSchG (Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz), 1976: BImSchG vom 15.3.1974, Bundesgesetzbl. I, 1974 (27): S. 721 i.d. Fassung v. 14.12.1976, Bundesgesetzbl. I, 1976 (143), S. 3341.
- FINKE L., 1978: Der ökologische Ausgleichsraum - plakatives Schlagwort oder realistisches Planungskonzept? Landschaft Stadt 10(3):
- HÖPFL R., 1984: Untersuchungen zum atmosphärischen Schadstoffeintrag in innerstädtische Grünanlagen am Beispiel des Verdichtungsraums Mainz-Wiesbaden. Mainz (Staatsexamensarbeit Geogr. Inst. Univ.).
- KEHLBERGER S., 1986: Luftverunreinigungen und Bioindikation im Verdichtungsraum Mainz-Wiesbaden. Mainzer Geogr. Studien 27:
- LUFTREINHALTEPLAN MAINZ-BUDENHEIM 1982. Mainz (Min. f. Soziales, Gesundheit, Umwelt).
- LUFTREINHALTEPLAN RHEIN-MAIN 1981. Wiesbaden (Hess. Min. f. Landesentw., Umwelt, Landwirtschaft, Forsten).
- LUSER W., 1986: Ein Betrag zur Erfassung und Beurteilung der Umweltsituation in den östlichen und nördlichen Außenbezirken der Stadt Wiesbaden. Mainz (Diplomarbeit Geogr. Inst. Univ.).
- PRINZ B., SCHOLL G., 1975: Erhebungen über die Aufnahme und Wirkung gas- und partikelförmiger Luftverunreinigungen im Rahmen eines Wirkungskatasters. Schriftenr. LA Immissions-Bodennutzungsschutz NRW 36.
- SCHULZ A., 1985: Vergleichende Infrarotbildauswertung Wiesbaden 1978/1984. Wiesbaden.
- UMWELTBUNDESAMT (Ed.) 1984: Monatsberichte aus dem Meßnetz 7.

Adresse:

Dr. Volker Heidt
Dr. Stefanie Kehlberger
Geographisches Institut Univ.
Saarstr. 21
D-6500 Mainz

Stadtklimatische und lufthygienische Entlastungseffekte durch Kletterpflanzen in hochbelasteten Innenstadtbezirken

Manfred Köhler und Friedrich Bartfelder

Synopsis

About some results of experimental works on *Parthenocissus tricuspidata* and *Hedera helix* in Berlin (West) should be reportet here:

- which effects have these plants to the house-near microclimate?
- how important is the temporary binding-rate of dustfall on the leaves?
- what is the heavy metal content of leaves in dependance on air pollution?

Climbing plants, dustfall, heavy metals, urban climate.

1. Einführung

Gerade in den zur Jahrhundertwende erbauten Stadtquartieren mit geschlossener Blockbebauung ist der Mangel an Grün- und Freiflächen besonders gravierend. Diese nur in geringem Umfang existierenden Freiflächen sind oft übernutzt, was u.a. an der nur rudimentär vorkommenden spontanen Vegetation deutlich wird (vgl. u.a. SUKOPP, SCHOLZ 1964; KUNICK 1982).

In einem von uns untersuchten Innenstadtgebiet (Berlin-Moabit) beträgt z.B. bei einer Gesamtblockfläche von ca. 20.7 ha bei 56% überbauter Fläche sowie 26% versiegelter Hoffläche die eigentliche Vegetationsfläche nur 18%. Es sind aber vertikale Flächen vorhanden, die etwa der gesamten Grundfläche des Untersuchungsgebietes entsprechen. Mit Kletterpflanzen sind jedoch weniger als 1% begrünt. Die am häufigsten anzutreffenden Arten sind *Parthenocissus tricuspidata*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Fallopia aubertii* und *Hedera helix*. Unser Arbeitsansatz bestand darin, zu überprüfen, welche ökologisch wirksamen Effekte von Kletterpflanzen im Hinblick auf Mikroklima und Lufthygiene ausgehen.

Die Veränderung stadtklimatischer Parameter wurde u.a. von ZACHARIAS (1972 sowie HORBERT et al. (1983) beschrieben, die positiven Wirkungen von Grünanlagen bzw. Gehölzen u.a. von BERNATZKY (1968, 1979), FEDERER (1971), SPERBER (1974), BRAHE (1975) und POTTHOFF (1984). Bäume können in engen Straßen und geschlossenen Hofbereichen z.T. auch negative Auswirkungen auf die notwendigen Luftaustauschprozesse haben. Demgegenüber stand die Überlegung, daß von Kletterpflanzen positive Effekte ähnlich wie von Gehölzen ausgehen, ohne jedoch nachteilig auf die Luftaustauschprozesse zu wirken. Bei der Nutzung der vorhandenen und begrünbaren vertikalen Flächen müßte ein meßbarer Entlastungseffekt erzielbar sein. Zwar sind in den letzten Jahren zahlreiche Arbeiten über Arten und Verwendung von Kletterpflanzen erschienen, die sich einer zunehmenden Beliebtheit erfreuen; aber Veröffentlichungen zu Biologie und Funktion von Kletterpflanzen sind selten (VIGNES et al. 1971, WILMANN 1983, BAUMANN 1980, HÖRTH 1982, SCHMIDT-OGUZ 1983, FERNANDEZ 1984).

2. Material und Methoden

In den Jahren 1982/1983 wurden an verschiedenen im Berliner Stadtgebiet verteilten Untersuchungsflächen (Innenstadt - Stadtrand) an *Hedera helix*, *Parthenocissus tricuspidata* und *Parthenocissus quinquefolia* Messungen zu Wachstum, Fauna, Mikroklima und Lufthygiene bzw. Schwermetallbelastung durchgeführt. Hier werden Ergebnisse zu den letzten beiden Punkten referiert.

- Mikroklima: Mit einem 12Punktschreiber der Fa. Hartmann & Braun wurde in der Vegetationsperiode 1982 an *Parthenocissus tricuspidata* in Berlin-Moabit gemessen, 1983 im Sommer und im Winter an *Hedera helix* in Berlin-Dahlem. Insgesamt liegen Meßdaten von ca. 300 Meßtagen vor. Es wurden vergleichend an einer bewachsenen und einer unbewachsenen Wand erfaßt: Temperaturen des Mauerwerks, der Wandoberfläche (außen, z.T. innen), der Luft 0.1 m und 1.0 m vor der Wand und zeitweise die Windgeschwindigkeit 0.1 m und 1.0 m vor der Wand. Die relative Feuchte und der Dampfdruck wurden aus den Trocken- und Feuchttemperaturwerten berechnet.

- Lufthygiene und Schwermetallbelastung: In beiden Untersuchungsjahren wurden an vier Terminen während der Vegetationsperioden Blätter geerntet (Innen-/Außenblätter, 2 m/10 m Höhe) und mit einer bei HELBIG (1973) beschriebenen, von uns leicht modifizierten Methode untersucht. Sie beruht darauf, die Staubauflage mit einem schnellhärten Mittel einzuschließen und durch späteres Lösen und Filtern den Staubrückstand zu gewinnen, der dann gravimetrisch bestimmt werden kann. Ergänzend wurden Proben mit einem Zeiss-Videomat hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung analysiert. Parallel dazu wurden die Staubauflage und einige Blattproben (gereinigt und ungereinigt) mit einem AAS der Fa. Perkin-Elmer hinsichtlich Pb und Cd untersucht.

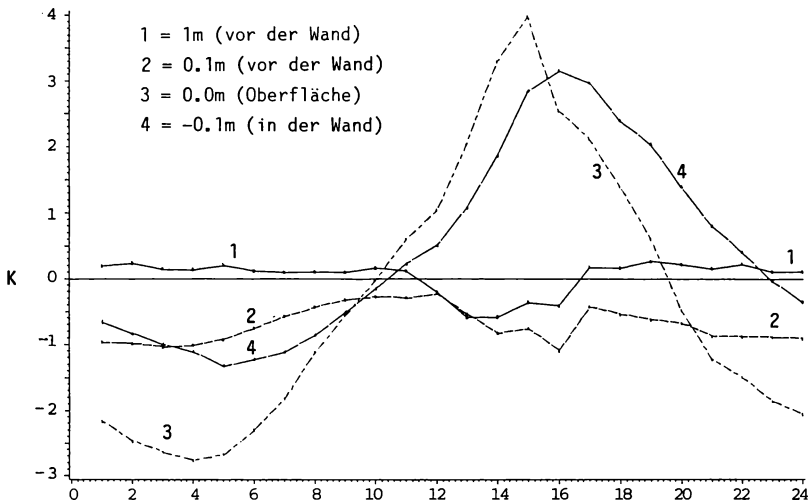


Abb. 1: Temperaturdifferenzen (Stundenmittel) im Meßzeitraum 1983. Vergleich einer nicht bewachsenen und einer mit Efeu bewachsenen Wand in Berlin-Dahlem.

3. Ergebnisse

3.1 Mikroklima

Die Modifikation des Mikroklimas an Hauswänden durch Fassadenbegrünung wird im folgenden am Beispiel einer mit Efeu bewachsenen Hauswand in Berlin-Dahlem dargestellt.

Die Differenzen der Stundentemperaturmittel ergeben im Tagesgang während des Untersuchungszeitraums April-September 1983 (Abb. 1) ausgeprägte und sehr typische Unterschiede beim Vergleich der Wand- (4) und Oberflächentemperatur (3). Während des Tages, z.T. auch bis in die Nacht hinein, sind unter dem Efeulaub niedrigere Werte (3-4 °C) festzustellen. Bei hochsommerlicher Witterung (Abb. 2) ergeben sich Temperaturunterschiede von ca. 4-7 °C, an einzelnen Strahlungstagen 12-16 °C. In den Nachtstunden sind i.d.R. Wand- und Oberfläche hinter dem Efeubestand wärmer (vgl. Abb. 1), mit Ausnahme besonders warmer Zeiträume bzw. einzelner heißer Tage, wo bei der bewachsenen Wand zeitweise alle Temperaturwerte unter denen der nicht bewachsenen Wand liegen. Das gilt auch für die Wandoberflächentemperatur im Gebäude (vgl. Abb. 2: 5). Die Lufttemperatur 0.1 m vor der Wand (vgl. Abb. 1: 2) ist über den gesamten mittleren Tagesgang im Efeubestand bis zu 1 °C höher, während 1.0 m vor der Wand (1) nur in der Zeit hoher natürlicher Energiezufuhr die Temperatur vor dem Efeubestand über die der nicht bewachsenen Wand ansteigt.

Die Temperatursituation wird durch den Pflanzenbestand in der Weise verändert, daß während des Tages die natürliche Energiezufuhr in die Hauswand deutlich reduziert wird. Diese Verminderung der Energiezufuhr erfolgt durch Strahlungsreflexion bzw. -zerstreuung an der Bestandesoberfläche bzw. im Bestand (vgl. dazu auch BAUMANN 1980). Die Funktion der Bestandesoberflächen als im Wärmeumsatz aktive Oberflächen sowie ihre Verlagerung vor die Hauswand hat eine Temperaturerhöhung im und vor dem Efeubestand zur Folge. Die Luftschicht unter dem Efeulaub wirkt auf Grund ihrer physikalischen Eigenschaften als Isolator. Am Tage wird der Wärmestrom in die Wand hinein und somit ihre Aufheizung verringert, während in der Nacht eine schnelle und intensive Auskühlung der Wand durch diese Luftschicht verhindert wird.

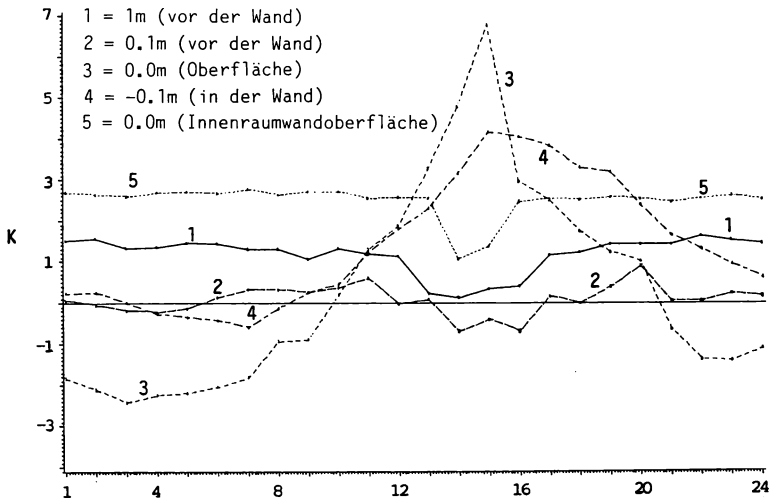


Abb. 2: Temperaturdifferenzen (Stundenmittel) einer heißen Sommerwoche (29. Juli bis 3. August 1983).
Vergleich einer nicht bewachsenen und einer mit Efeu bewachsenen Wand in Berlin-Dahlem.

Die Temperaturentwicklung über den gesamten Untersuchungszeitraum 1983 zeigt die Abb. 3. Bis ca. Ende Mai sind im Mittel bei der Wand mit Efeubewuchs wärmere Verhältnisse anzutreffen, während in den Sommermonaten (Juni, Juli) hier größtenteils niedrigere Temperaturen überwiegen; etwa ab Mitte August stellt sich eine dem Frühjahr ähnliche Temperatursituation ein. In den Wintermonaten setzt sich die herbstliche Entwicklung im Prinzip weiter fort, jedoch mit zunehmenden Differenzen zur nicht bewachsenen Wand. An sehr kalten Wintertagen ergaben sich bei den Efeufassaden in der Wand bis zu 4 °C, bei der Oberfläche bis 6 °C und vor dem Bewuchs bis zu 2 °C höhere Temperaturen, während im Bestand die Werte um ca. 3 °C niedriger lagen. Die stärkere Abkühlung der Bestandesluft resultiert aus dem geringeren Wärmenachschub aus der Hauswand. Bei der mit Wildem Wein bewachsenen Wand sind gleiche Effekte, jedoch mit geringerer Ausprägung feststellbar.

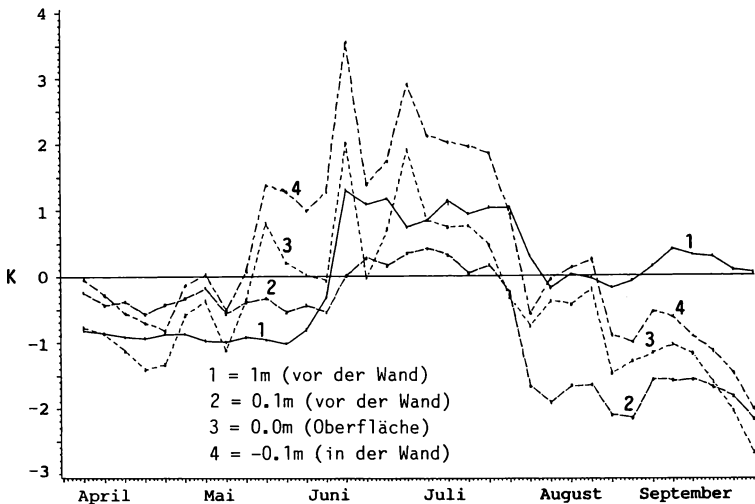


Abb. 3: Temperaturdifferenzen (Pentadenmittel) im Meßzeitraum 1983.
Vergleich einer nicht bewachsenen und einer mit Efeu bewachsenen Wand in Berlin-Dahlem.

Die Feuchtesituation einer mit Efeu bewachsenen Wand an einem austauscharmen Strahlungstag zeigt die Abb. 4: Bei der nicht bewachsenen Wand nehmen Gradienten von Dampfdruck und relativer Feuchte zwischen 0.1 m und 1.0 m ab (bis ca. 5 mbar bzw. 18%), während das Sättigungsdefizit im Tagesverlauf zunimmt (bis ca. 1.8 mbar). Bei der Efeuwand ergibt sich für diese Meßgrößen ein genau entgegengesetzter Verlauf, d.h. geringere Wasserdampfgehalte und rel. Feuchte (bis ca. 5 mbar bzw. 32%), aber höhere Sättigungsdefizite (bis ca. 2.3 mbar) im Bestand. Die dargestellte Feuchtigkeitssituation ist hier primär durch den geringen Luftaustausch sowie die hohen Temperaturen geprägt. Niedrigere Wasserdampfgehalte bei hohen Temperaturen und geringen Windgeschwindigkeiten deuten auf eine verminderte Transpiration des Kletterpflanzenbestandes hin, während bei günstigeren Austauschbedingungen die Transpiration deutlich zunimmt. Im Tagesgang sind dann zwischen nicht bewachsener und mit Efeu bewachsener Wand höhere Wasserdampfgehalte im und vor dem Efeubestand festzustellen. Als typisches Anzeichen einer temporären Herabsetzung bzw. Unterbrechung der Transpiration sind die niedrigen Dampfdruckwerte zur Zeit starker Einstrahlung und hoher Lufttemperaturen zu interpretieren. Die hier beispielhaft für einen Tag skizzierte Feuchtesituation war auch im gesamten Untersuchungszeitraum festzustellen. Dabei treten dann aber verstärkt standörtliche Faktoren (z.B. umgebende Flächenstruktur) und ihr

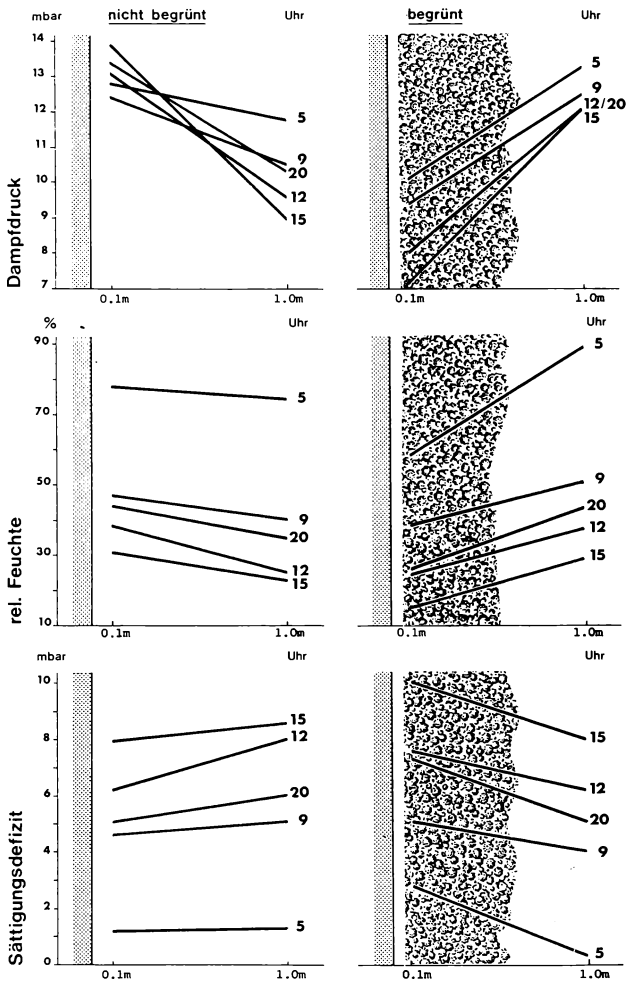


Abb. 4: Gradienten von Dampfdruck, relativer Feuchte und Sättigungsdefizit zu verschiedenen Tageszeiten. Vergleich einer nicht bewachsenen und einer mit Efeu bewachsenen Wand in Berlin-Dahlem am 26.7.1983.

Einfluß auf die mesoklimatischen Verhältnisse (z.B. Windgeschwindigkeit) stärker in den Vordergrund. Bei der mit Wildem Wein bewachsenen Wand lassen sich überwiegend an austauscharmen Strahlungstagen Veränderungen der Feuchte-situation durch den Fassadenbewuchs nachweisen. Die auch hier durch die Transpiration des Wilden Weins verursachte Steigerung des Dampfdruckgradienten (0.1 m und 1.0 m) vor der bewachsenen Wand beträgt im Mittel des Untersuchungs-zeitraums z.B. bis zu 2 mbar.

Der Einfluß des Efeubestandes auf die wandnahen Wind- und Austauschverhältnisse ist in Abb. 5 dargestellt. Die bereits für vertikale Windprofile beschriebene Nullpunktverschiebung bei Vegetationsflächen (vgl. u.a. bei GEIGER 1961) ist auch, allerdings bezogen auf die Horizontale, bei den Meßstellen im und vor dem Kletterpflanzenbestand (V 01h, V 1h) zu erkennen. Die bei V 01h vorherrschende Luftruhe verdeutlicht einen nur geringen Massenaustausch mit dem umgebenden Luftraum. Dieser mangelhafte Luftaustausch ist ein Merkmal des dem Efeubestand eigenen Mikroklimas. Im Gegensatz dazu sind vor dem Efeubestand (V 1h) und vor der nicht bewachsenen Wand (V 01, V 1) in einem ausgeprägten Tagesgang deutlich höhere Windgeschwindigkeiten erkennbar. Hier werden im Mittel um 7- (V 1h) bis 9fach (V 01, V 1) höhere Windgeschwindigkeiten erreicht als im Efeubestand. Die im mittleren Tagesgang feststellbaren niedrigeren Werte von V 1h sind u.E. auf die im Vergleich zur Hauswand weitaus rauhere und vielfältiger ausgeprägte Oberfläche des Efeubestandes zurückzuführen.

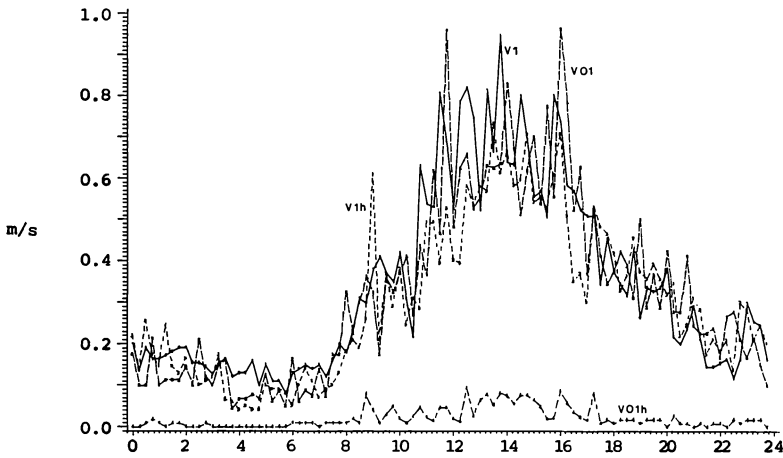


Abb. 5: Mittlere horizontale Windgeschwindigkeit 1 m und 0.1 m vor einer nicht bewachsenen (V 1, V 01) und einer mit Efeu bewachsenen Wand (V 1h, V 01h).

3.2 Staubbiederschlag und Schwermetallbelastung

Einige typische Jahresgänge des Staubbiederschlages sind in Abb. 6 dargestellt. Eine generelle Zunahme konnte im Jahresverlauf festgestellt werden. Auf Grund der ähnlichen Blattstruktur konnten für *Parthenocissus tricuspidata*- und *Hedera helix*-Blätter ein maximaler Wert von 4 g/m² für die Blattoberseite bzw. 2 g/m² für die Unterseite ermittelt werden. Vergleichbare Werte fanden HELBING (1973) sowie STEUBING u. KIRSCHBAUM (1976) bei einigen Gehölzblättern. Die beiden in Dahlem liegenden Untersuchungspunkte (III und IV) erlauben einen direkten Vergleich beider Pflanzenarten. Bei gleicher Belastungssituation erreichen die Efeublätter hier Werte, die sich beim Wilden Wein nur im hochbelasteten Moabit finden, da die Efeublätter den Staub über mehrere Jahre sammeln. Der Extremwert für beide Arten liegt bei 6 g/m² Oberseite. Während der Belastungsunterschied zwischen Moabit und Dahlem statistisch gesichert ist und signifikant höhere Werte auf der Erntehöhe 2 m im Vergleich zu 10 m Höhe auftraten, ergibt der Vergleich der vier Untersuchungsfassaden in Moabit keine signifikanten Unterschiede. Der Grund ist in der hohen Gesamtbelastung von Moabit zu sehen; der Jahresdurchschnittswert liegt bei 0.45 g/m² · d (nach unpubl. städt. Messungen), zum Vergleich liegt der IW1-Wert bei 0.35 g/m² · d. Das Staubbiederschlagsangebot ist hier so hoch, daß die Gesamtbelastung die Einzelbelastungen überdeckt. Der Vergleich Innen-/Außenblätter ergibt ähnliche Werte, die Flächenverteilung

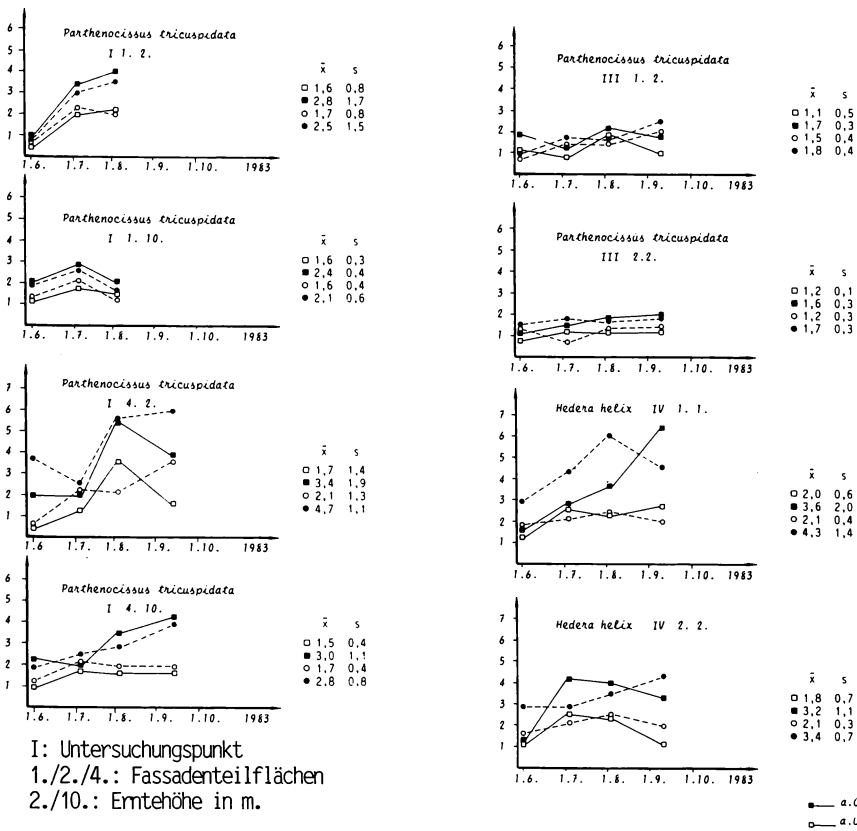


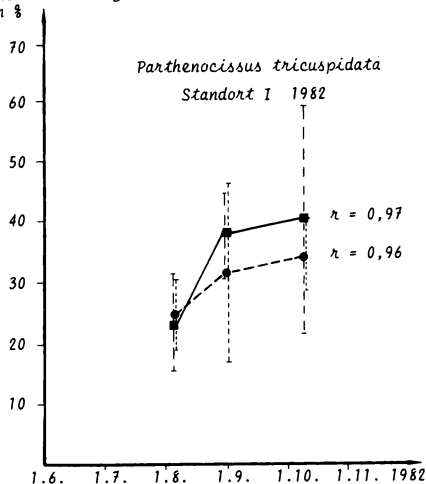
Abb. 6: Staubablagerung in g/m² auf *Parthenocissus tricuspidata*- und *Hedera helix*-Blättern 1983.

I: Moabit (Innenstadt), III u. IV: Dahlem (Stadttrand).

bei den Innenblättern ist jedoch wesentlich gleichmäßiger. Während die mengenmäßige Belastung u.a. durch Niederschlag im Jahresverlauf auch wieder rückläufig sein kann, zeigt die Untersuchung der Flächenbedeckung (Abb. 7), daß der Verschmutzungsgrad konstant zunimmt. Das ist durch die alterungsbedingte, stärkere Ausprägung der Blattstruktur zu erklären: Hier setzen sich Partikel so fest, daß sie nur wenig verdriften können. Die mit einer Blattbedeckung von bis zu 60% zusammenhängenden Veränderungen u.a. der Blatttemperatur werden auch von ELLER (1977) beschrieben. Wichtige Ergebnisse der Korngrößenverteilung sind in Abb. 8 zusammengefaßt. Es wurden 20 Größenklassen von 0-100 µm erfaßt. Da die größten wie auch die kleinsten Partikel in Moabit (Standort I) am stärksten vertreten sind, wird damit die Beobachtung bestätigt, daß viele 'große' Partikel als Koagulate kleinerer aufzufassen sind. In der Klasse 5-10 µm sind 1/3 aller Staubeilchen erfaßt. Auf der Blattunterseite sind z.T. hochsignifikant mehr kleine Partikel vorhanden als auf der Blattoberseite.

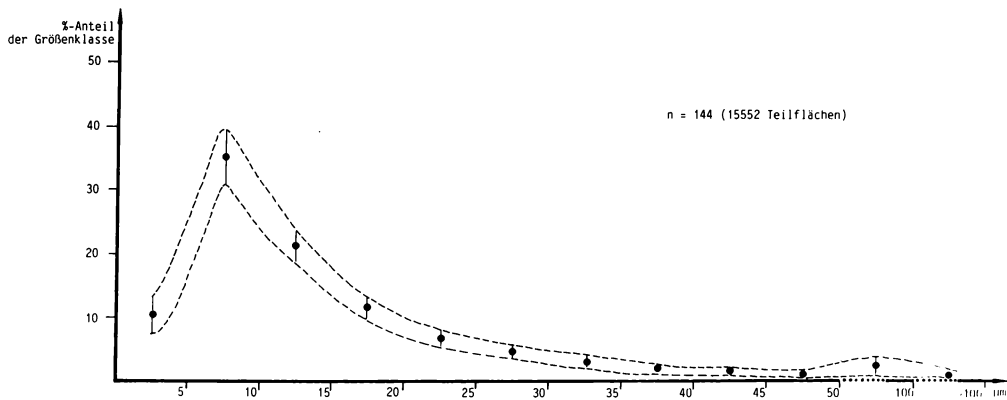
Die Gehalte der Staubaufgabe an Blei und Cadmium liegen in Moabit (n = 17) bei 1100 µg/g TG bzw. 8 µg/g Staub TG und somit in der Größenordnung der in Berlin aus Bergerhoff-Geräten ermittelten Werte (ERGENZINGER unpubl.). Die Blattgehalte der gereinigten *Parthenocissus tricuspidata*-Blätter (n = 14) sind mit 1 µg PB/g TG bzw. 0.15 µg Cd/g TG sehr gering, was unsere Vermutung bestätigt, daß diese Kletterpflanzenart wenig Schwermetall aufnimmt. Eine jahreszeitliche Steigerung ist für Blei, jedoch nicht für Cadmium nachweisbar. Die Schwermetallwerte in den Blättern nehmen vom Stadttrand zur Innenstadt zu. Die Werte für Efeu liegen vergleichsweise um den Faktor 3 höher.

Blattbedeckung mit
Staubbiederschlag
in %



2m außen			
n	5	5	11
$\bar{x}$	23	35	40
s	8	7	19
2m innen			
n	4	9	9
$\bar{x}$	22	31	34
s	6	15	6

Abb. 7: Entwicklung der prozentualen Staubbiedeckung der *Parthenocissus tricuspidata*-Blätter 1982 in Berlin-Moabit.



Standorte: I, II, III	*	%	***	*	%	%	%	%	**	*	***	*
Signifikanz (1)	I * II		II * I	II * I					I * II	I * II	I * II	I * II
Scheffé Test (2)	I III II	II III I	II III I	II III I	II III I	I III II	I III II	I III II	I III II	I III II	I III II	I III II
abn. Rangfolge	I III II	II III I	II III I	II III I	II III I	I III II	I III II	I III II	I III II	I III II	I III II	I III II
Durchgänge: 2,3	**	***	*	***	**	***	**	**	**	**	*	
Signifikanz (1)												
T-Test (2)	3 * 2	3 * 2	2 * 3	2 * 3	2 * 3	2 * 3	2 * 3	2 * 3	2 * 3	2 * 3	2 * 3	2 * 3
Blattseiten: 0,0	%	%	**	%	%	*	*	**	**	**	***	
Signifikanz (1)												
T-Test (2)	u o	u o	u * o	u o	o u	o * u	o * u	o * u	o * u	o * u	o * u	u u

(1) Angabe auf 5% * ; 1% ** ; 1% ***
(2) * jeweils 5% Niveau
(3) Mittelwert aus den 10 Klassen 55 - 100 μm

Standorte: 1: Moabit 2: 3. Aug 1982
II: Tiergarten 3: 13. Sept. 1982
III: Dahlem

Abb. 8: Analyse der Partikelklassenverteilung des Staubbiederschlag auf Blättern von *Parthenocissus tricuspidata* 1982.

4. Diskussion und Schlußfolgerung

Die Untersuchungen zeigen, daß die mikroklimatischen Verhältnisse an Hauswänden durch Kletterpflanzen verändert werden. Sie beschränken sich jedoch primär auf den Luftraum im Nahbereich des Bestandes (vgl. BERGER-LANDEFELDT et al. 1957). Das Ausmaß der im gesamten Jahresverlauf feststellbaren Abweichungen gegenüber nicht begrünten Wänden wird bestimmt durch die Pflanzen- und Standortstruktur sowie die übergeordneten klimatischen Faktoren.

Eine positive Veränderung des thermischen Bioklimas unter hochsommerlichen Witterungsverhältnissen in den Straßen- und Hofraum hinein ist zwar im Ansatz erkennbar, jedoch sind diese Effekte aus humanbioklimatischer Sicht (BAUMGARTNER et al. 1983) von geringer Bedeutung. Ein wesentlicher Effekt ist die Funktion des Fassadenbewuchses als natürliche Isolationsschicht zwischen Hauswand und äußerem Luftraum. In den Sommermonaten bewirkt die Verschattung durch das Blattwerk eine geringere Aufheizung der Hauswände bzw. Gebäude durch die Reduzierung der kurzwelligen Strahlungsanteile (vgl. auch BAUMANN 1980). Im Winter wirkt eine Fassadenbegrünung, hier der immergrüne Efeu, als natürlicher Kälteschutz. Der damit verbundene geringere Wärmeverlust des Gebäudes kann sich demnach sowohl positiv auf den Energieverbrauch als auch auf die Heizungsemissionen auswirken.

Die Anreicherung der Luft mit bei der Transpiration freigesetztem Wasserdampf ist bei den überwiegenden Feuchtigkeitsdefiziten in den Innenstadtbereichen positiv einzuschätzen. Insbesondere in engen Hof- und Straßenzugängen ist die Begrünung der Hausfassaden der Pflanzung von Bäumen vorzuziehen, weil der Luftaustausch durch den Kletterpflanzenbewuchs nicht wesentlich beeinflusst wird.

Überträgt man die an Einzelfassaden gewonnenen Erkenntnisse auf die im Berliner Stadtteil Moabit begrünbaren Hauswände, so zeigt sich, daß mit einer derartig umfassenden Veränderung der städtischen Oberflächenstruktur und der damit verbundenen Wärmehaushalts- und Austauschverhältnisse ein deutlicher Beitrag zur thermischen und lufthygienischen Entlastung sowie Energieeinsparung (TRETTEL 1984) in Innenstadtbereichen erreicht werden kann. Unter dem Aspekt einer maximalen Fassadenbegrünung in einem Innenstadtbereich wie dem von uns untersuchten Berlin-Moabit und bei Zugrundelegung des dort herrschenden Staubbiederschlages könnte bei einer zeitweiligen Staubbindungswirkung von ca. 6 g/m² Blattfläche bis zu 4% des Jahresstaubniederschlages gebunden werden. *Hedera helix* hat teilweise höhere Staubbindungswirkungen; da die Blätter jedoch nicht jährlich abfallen, ist der relative Effekt für diese Art geringer als für *Parthenocissus tricuspidata*. Von einer Entsorgung könnte man nur sprechen, wenn das Laub entfernt wird, was in Berlin i.d.R. der Fall ist. Würden die Blätter am gleichen Ort verrotten, so wäre der Staubbiederschlag zwar für eine gewisse Zeit gebunden, dann aber doch noch ökosystemwirksam. Die Arbeit von HARRISON (1979) zeigt, daß Oberbodenwerte oft ähnliche Konzentrationen an Schwermetall aufweisen wie der Staubbiederschlag.

Parthenocissus tricuspidata reichert Schwermetalle in Blättern im Vergleich zu anderen Gehölzen nur in geringer Höhe an (PROCOPIU 1980, HÖLLWARTH 1980), so daß diese Art auch für Begrünungen in Belastungsgebieten sehr geeignet ist. Der wesentlich größere positive Effekt als bei der rein mengenmäßigen Bindung des Staubbiederschlages ist darin zu sehen, daß vor allem Feinpartikel bis 10 µm an den Blättern anhaften und in dieser Größenordnung die Schwermetalle hauptsächlich zu finden sind (vgl. u.a. LASKUS et al. 1979; JACKO, NEUENDORF 1977; KHANDEKAR et al. 1980). Diese Veränderung ist mit dem positiven Effekt von Grünanlagen (z.B. relative Partikelarmut) vergleichbar.

Es ist festzustellen, daß Kletterpflanzen in Innenstadtbereichen einen Beitrag zur Umweltentlastung leisten können. Diese Entlastungseffekte sind jedoch aus klimatischer und lufthygienischer Sicht nicht zu überschätzen und können auch keinen Ersatz für notwendige technische Umweltschutzsysteme darstellen.

Literatur

- BAUMANN R., 1980: Pflanzliche Verschattungselemente an der Gebäudeoberfläche als Maßnahme zur Reduzierung der Strahlungsbelastung unter sommerlichen Bedingungen. Diss. GH Kassel.
- BAUMGARTNER A., MAYER H., BRÜNDL W., HÖPPE P., NOACK E.-M., 1983: Untersuchung des Einflusses von Bebauung und Bewuchs auf das Klima und die lufthygienischen Verhältnisse in bayrischen Großstädten. Stadtklima Bayern [München] Kurzmitt. 6.
- BERNATZKY A., 1968: Schutzpflanzen zur Luftreinhaltung und Besserung der Umweltbedingungen. Baum-Zeitung 2(3): 37-42.

- BERNATZKY A., 1979: Grünflächen und Klima. Dt. Baumzeitung 9: 1205-1209.
- BERGER-LANDEFELD U., KIENDL J., DANNEBERG H., 1957: Beobachtungen des Temperatur- und Feuchtigkeitsgeschehens über Pflanzenbeständen. Met. Rundschau 9: 121-130.
- BRAHE P., 1975: Zur Bepflanzung von Parkplätzen in städtischen Bereichen. Ökologische Voraussetzungen und Auswirkungen sowie planerische Anwendung. Diss. RWTH Aachen.
- ELLER B.M., 1977: Beeinflussung der Energiebilanzen von Blättern durch Straßenstaub. Angew. Botanik 51: 9-15.
- FEDERER C.A., 1971: Effects of trees in modifying urban microclimate. Univ. of Massachusetts.
- FERNANDEZ S.R., 1984: Zur Strategie von Lianen. Diplomarb. (Inst. f. Biologie II) Univ. Freiburg.
- GEIGER R., 1961: Das Klima der bodennahen Luftschicht. 4. Aufl. Braunschweig.
- HARRISON R.M., 1979: Toxic metals in street and household dusts. Science total Environ. 11: 89-97.
- HELBING C.-D., 1973: Staubimmission im Bonner Stadtgebiet und deren artspezifische Ablagerungen auf Blättern ausgewählter Gehölze. Diss. Landwirtschaft. Fakultät Univ. Bonn.
- HÖLLWARTH M., 1980: Schwermetallbelastung von Eiben an städtischen Standorten. Bericht Naturwiss. Verein N.F. 4: 81-89.
- HÖRTH K.D., Lianen in der mitteleuropäischen Vegetation, Winterbeobachtungen an einigen einheimischen Arten und Untersuchung ihrer Anatomie. Staatsexamensarb. (Inst. f. Biologie II) Univ. Freiburg.
- HORBERT M., KIRCHGEORG A., STÜLPNAGEL A. von, 1983: Ergebnisse stadtklimatischer Untersuchungen als Beitrag zur Freiraumplanung. Forschungsber. 101 04 036 UBA-FB 82-017 Berlin (Umweltbundesamt).
- JACKO R.B., NEUENDORF D.W., 1977: Trace metal particulate emission test results from a number of industrial municipal point sources. J. Air Poll. Contr. Ass. 27(10): 989-994.
- KHANDEKAR R., KELKAR D.N., VOHRA K.G., 1980: Lead, cadmium, zinc, copper and iron in the atmosphere of Greater Bombay. Atm. Environ. 14: 457-461.
- KUNICK W., 1982: Zonierung des Stadtgebietes von Berlin West - Ergebnisse floristischer Untersuchungen. Landschaftsentw. u. Umweltf. (14) Berlin.
- LASKUS L., BAKE D., KURA J., MÜLLER M., 1979: Konzentration und Korngrößenverteilung von Inhaltsstoffen im Luftstaub deutscher Städte. WaBoLu-Ber. 2: 1-44.
- POTTHOFF H., 1984: Ökologisch-klimatologische Messungen in Bonn unter besonderer Berücksichtigung der Wirkungen der Vegetation. Diss. Univ. Bonn: 329 S.
- PROCOPIOU J., WALLACE D., 1980: Elemental composition of leaf from polluted and non polluted areas. J. Plant Nutr. 2(2): 119-121.
- SCHMIDT-OGUZ C., 1983: Fassadenbegrünungen an Wohnbauten Gemeinnütziger Wohnungsbaugesellschaften von 1900-1933 am Beispiel Berlin-Wilmersdorf. Dipl.-Arb. (FB 14) TU Berlin.
- SPERBER H., 1974: Mikroklimatisch-ökologische Untersuchungen an Grünanlagen in Bonn. Diss. Univ. Bonn.
- STEUßING L., KIRSCHBAUM U., 1976: Immissionsbelastung der Straßenrandvegetation. Natur Landschaft 51(9): 239-244.
- SUKOPP H., SCHOLZ H., 1964: *Parietaria pensylvanica* Mühlenb. ex Willd. in Berlin. Ber. Dt. Bot. Ges. 77: 419-426.
- TRETTTEL P., 1984: Fassaden- und Dachbegrünung, eine nicht nur ökologische, sondern auch ökonomische Bauweise? Dipl.-Arb. (FB Bauing. u. Vermess.) TU Berlin.
- VIGNES D., CALMES J., CARLES J., 1971: Éclaircissement et production végétale chez la vigne vierge (*Parthenocissus tricuspidata* Planchon). Ad. Sci.D (Sci. nat.) 273: 872-875.
- WILMANN O., 1983: Lianen in mitteleuropäischen Pflanzengesellschaften und ihre Einnischung. Tüxenia 3: 343-358.
- ZACHARIAS F., 1972: Blühphaseneintritt an Straßenbäumen (insbesondere *Tilia x euchlora* KOCH) und Temperaturverteilung in Westberlin. Diss. (Fb 23) FU Berlin.

Adresse:

Dipl.-Ing. Manfred Köhler
 Dipl.-Ing. Friedrich Bartfelder
 Fachgebiet Botanik
 Institut f. Ökologie TU
 Rothenburgstr. 12
 D-1000 Berlin 41

**Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung:
Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Immissionsschadstoffen**

R. Herzig, L. Liebendörfer und M. Urech

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

HERZIG R., LIEBENDÖRFER L., URECH M., 1987: Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. VDI Ber. 609: 619-639.

Adresse:

R. Herzig
L. Liebendörfer
M. Urech
AG Bioindikation
Altenberggrain 21
CH-3013 Bern

Bioindikation mit Flechten: Ab wann ist eine Differentialdiagnose notwendig?

Marilen Macher

Synopsis

In areas of high immission loads lichens have proved to be suitable as bioindicators for the registration of air-hygienic conditions. In Munich the development of sulphur dioxide concentration has been observed by means of lichen mapping since 1890. By comparison of the mapping results of 1890, 1968 and the topical situation both improvements and deteriorations become obvious.

In areas of long-term, low immission loads established methods have failed. In accordance with the basically different situation of the areas with forest decline reliable statements require refined methods. In the Nationalpark Bayerischer Wald comparative investigations of passive and active monitoring are applied to the epiphytic lichens of damaged and undamaged spruce and beech-trees.

Forest-decline, immission load, lichen mapping, monitoring, Munich, Nationalpark Bayerischer Wald.

1. Einführung

Bioindikation mit Flechten hat sich in Städten und Ballungsräumen zur Beschreibung der lufthygienischen Situation bewährt (DOMRÖS 1966; SLOOVER, LE BLANC 1970; HAWKSWORTH, ROSE 1970; STEUBING et al. 1974; STEUBING 1976; KIRSCHBAUM 1986). Ebenso sind zur emittentenbezogenen Erfassung von Luftschadstoffen Methoden erfolgreich erprobt worden (KUNZE 1972; STEUBING et al. 1976). Sowohl Verfahren des aktiven als auch des passiven 'Monitoring' erlauben Rückschlüsse auf Art und Ausmaß der vorhandenen Immissionsbelastung. Neben der flächendeckenden Kartierung des epiphytischen Flechtenbewuchses (KIRSCHBAUM et al. 1971; HEIDT 1978) kommt insbesondere das standardisierte Flechtenexpositionsverfahren zur Anwendung (SCHÖNBECK 1969; GROOTEN 1985; VDI 1985, unpubl.).

Anders stellt sich die Situation in den Waldschadensgebieten dar. Ein ausge-reiftes, der IAP- oder Frequenzmethode (SLOOVER, LE BLANC 1970; KUNZE 1972) vergleichbares Verfahren, welches auf Grund von Untersuchungen des epiphytischen Flechtenbewuchses Rückschlüsse auf die Vitalität des betreffenden Waldbestandes zuläßt, liegt nicht vor. Im Rahmen der immissionsökologischen Waldzustands-erfassung wurden in Nordrhein-Westfalen Vorschläge für eine kombinierte Flechten-Baumvitalitätsskala entwickelt (LÖLF 1979; KNABE 1981; LÖLF 1982). In der Diskussion um die Ursachen der Waldschäden wird die prinzipielle Anwend-barkeit von Flechten als Bioindikatoren in den betroffenen Gebieten in Frage gestellt (PRINZ et al. 1982; MÜLLER 1983). Dieses beruht insbesondere auf der Beobachtung des vereinzelt üppigen Flechtenbewuchses geschädigter Nadel- und Laubbäume. Die sich zum Teil auf wenige Stichproben sowie auf wenige Flechten-arten beschränkenden Beobachtungen erlauben jedoch keine fundierte Aussage über eine grundsätzliche Anwendbarkeit von Flechten als Bioindikatoren. Differen-zierte Untersuchungen mit hoher Stichprobendichte und Einbeziehung verschiedener, für das Flechtenwachstum wichtiger Standortsfaktoren müssen durchgeführt werden (MACHER, STEUBING 1984; ARNDT et al. 1986; MACHER, STEUBING 1986).

2. Flechten als Bioindikatoren in Gebieten mit langzeitiger, hoher Immissions- belastung, dargestellt am Beispiel der Flechtenkartierung in München

München gehört zu den wenigen Städten, die eine vor 100 Jahren begonnene und bis heute fortgesetzte Tradition der Flechtenkartierung aufweisen. Die Entwick-lung insbesondere der Schwefeldioxidkonzentrationen kann damit über einen langen Zeitraum verfolgt werden.

Im Auftrag der Stadt München wurde 1984 eine Kartierung der epiphytischen Flechtenvegetation im bebauten Stadtgebiet von München vorgenommen. Erhebung und Auswertung der Daten richteten sich nach der IAP-Methode von SLOOVER u. LE BLANC (1970).

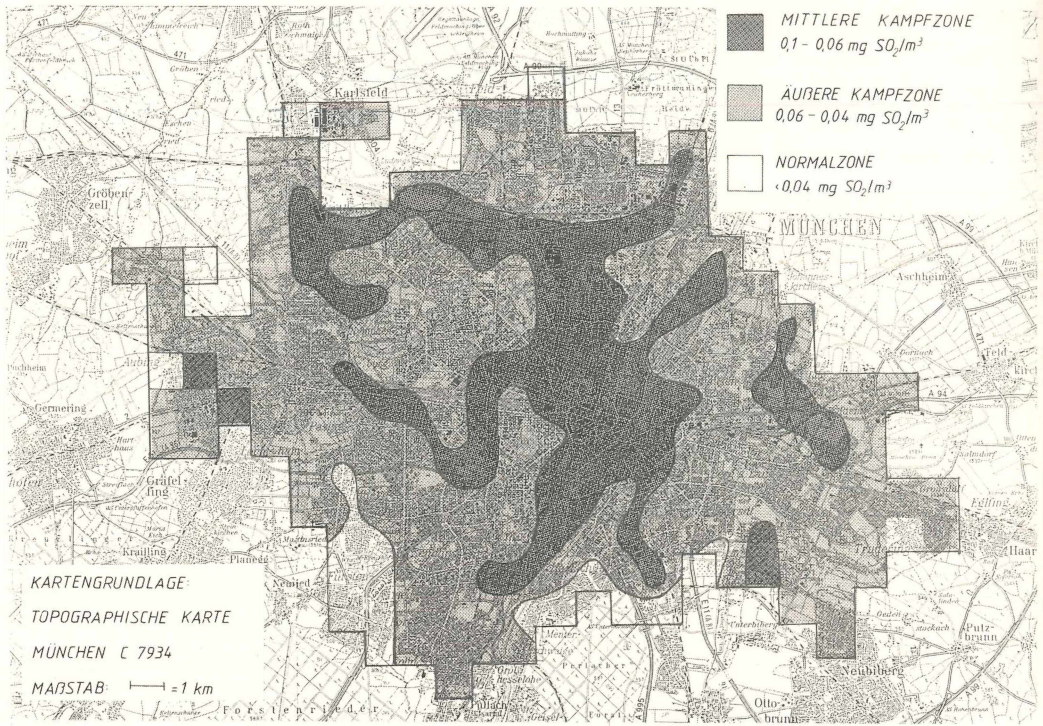


Abb. 1: Kartierung von Flechtenwuchszonen im bebauten Stadtgebiet von München 1984.

Kartengrundlage: Topographische Karte 1:100 000, Blatt C 7934. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 10 411/87.

2.1 Flechtenwuchszonen in München 1984

Bei der flächendeckenden Kartierung konnten drei unterschiedliche Flechtenwuchszonen ausgewiesen werden, die sich hinsichtlich ihrer Immissionsbelastung unterscheiden (Abb. 1). Eine Flechtenwüste war 1984 nicht nachweisbar. Die am stärksten belastete Zone, eine mittlere Kampfzone, umfaßt das Stadtzentrum und erstreckt sich entlang den stark befahrenen Ausfallstraßen sternförmig bis in Stadtrandbezirke. Neutrophile Flechtengesellschaften mit geringer Artenzahl bestimmen das Bild. Das Gebiet der äußeren Kampfzone umfaßt den größten Teil des bebauten Stadtgebietes. Die Artenvielfalt nimmt deutlich zu. Auch azidophile Flechtenvereine sind anzutreffen. Im nördlichen, westlichen und südlichen Stadtrandgebiet konnte eine gering mit Immissionen belastete Normalzone mit reichhaltiger epiphytischer Flechtenvegetation ausgewiesen werden. Der vorherrschenden Windrichtung entsprechend wurde in östlichen Stadtteilen keine Normalzone registriert.

Nach der biologischen Indikation liegen die Schwefeldioxidwerte in der mittleren Kampfzone zwischen 0.1 und 0.06 mg/m³, in der äußeren Kampfzone zwischen 0.06 und 0.04 mg/m³ und in der Normalzone unter 0.04 mg/m³.

2.2 Vergleich der Flechtenwuchszonen 1968 und 1984

Seit der ersten, von ARNOLD (1890) in München durchgeführten Flechtenkartierung war im Zuge der enormen Stadtexpansion mit zunehmender Verkehrsdichte und Ansiedlung von Industrie eine stetige Verschlechterung der Luftqualität im Stadtgebiet zu verzeichnen. Die im Stadtkern nachweisbare Flechtenwüsten wuchs von 1890 bis 1956 von 8 auf 58 km² an (SCHMID 1956). Erst in den 70er Jahren war ein rückläufiger Trend bei den Schwefeldioxid-Konzentrationen festzustellen. Stichprobenartige Untersuchungen der Innenstadt ließen als Folge dieser Entwicklung die Wiederbesiedlung der Innenstadt mit Flechten und damit ein Verschwinden der Flechtenwüsten vermuten (JÜRGING 1975;

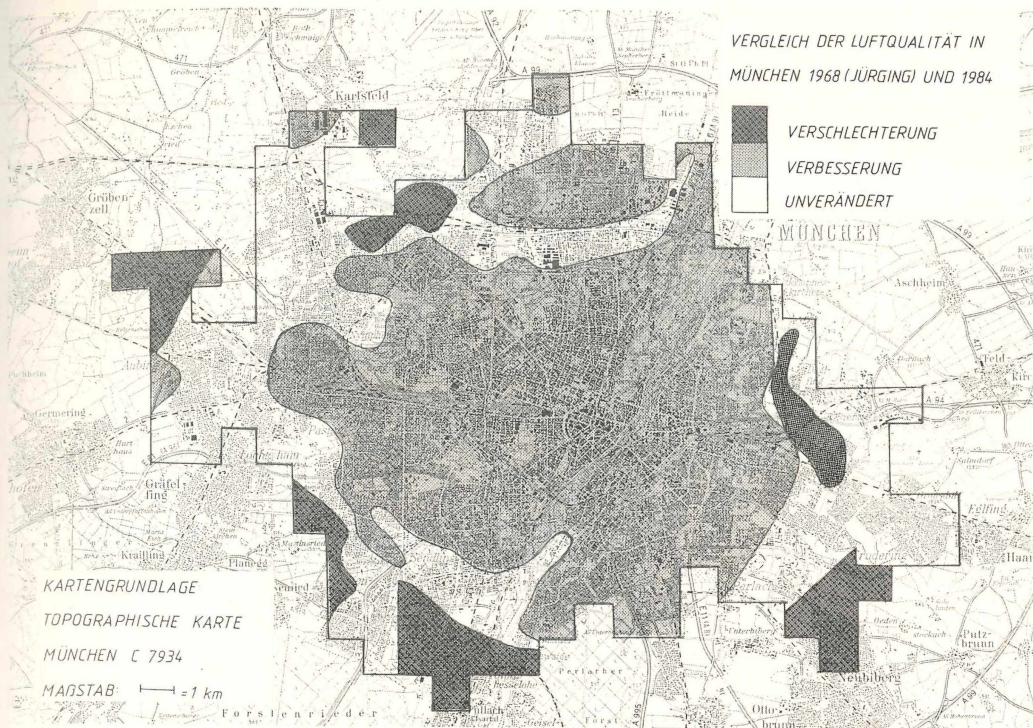


Abb. 2: München, Vergleich der Flechtenwuchszonen 1968 und 1984.

Kartengrundlage: Topographische Karte 1:100 000, Blatt C 7934. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 10 411/87.

KANDLER, POELT 1984). Diese Beobachtungen konnten durch die flächendeckende Kartierung des epiphytischen Flechtenbewuchses im bebauten Stadtgebiet von München bestätigt werden (MACHER 1987).

Ein Vergleich der 1968 in München durchgeführten Flechtenkartierung (JÜRGING 1968) mit der aktuellen Situation zeigt insgesamt eine deutliche Verbesserung der lufthygienischen Situation (Abb. 2). Flächen mit verringerter Immissionsbelastung sind vor allem die Gebiete der einstigen Flechtenwüste, die erfolgreich von einer ganzen Anzahl verschiedener Flechtenspezies besiedelt wurde. Auch eine innere Kampfzone war 1984 nicht mehr nachweisbar.

Flächen mit erhöhter Immissionsbelastung seit 1968 befinden sich vor allem im Stadtrandgebiet. Hierbei handelt es sich um ein Verdrängen der Normalzone aus dem Stadtgebiet. Anspruchsvolle Arten sind immer seltener anzutreffen.

2.3 Vergleich der Flechtenwuchszonen 1890 und 1984

Im Vergleich zum Befund des Jahres 1890 (ARNOLD 1890) zeigt die aktuelle Situation direkt im Stadtzentrum eine Abnahme der Immissionsbelastung, indem eine bereits 1890 vorhandene Flechtenwüste nicht mehr existiert. Insgesamt jedoch zeichnet sich eine deutliche Zunahme der Immissionsbelastung ab. Dies ist zurückzuführen auf die enorme Expansion der Stadt innerhalb der letzten hundert Jahre. Waren 1890 hohe Schadstoffkonzentrationen nur sehr kleinräumig vorhanden, ist heute eine beträchtlich größere Fläche durch Verkehr und Industrie von Immissionen betroffen.

Das Beispiel München zeigt die Anwendbarkeit von Flechten als Bioindikatoren in Gebieten mit hohen Schadstoff-Konzentrationen. Durch eine Kartierung der aktuellen Flechtenvegetation ist eine zuverlässige Wiedergabe der früheren Immissionsbelastung möglich. Bei Änderungen der Schadstoffkonzentrationen ist eine prompte Reaktion der Flechten zu erwarten. Diese in München gemachte Beobachtung wird auch aus anderen Städten beschrieben (ROSE, HAWKSWORTH 1981; RABE 1985).

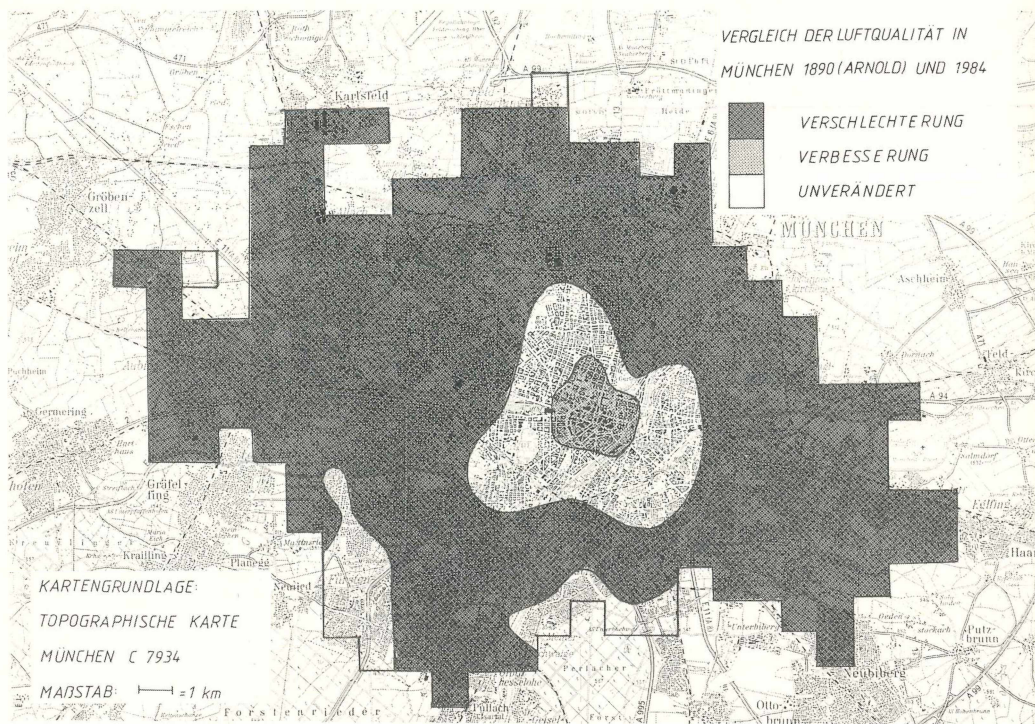


Abb. 3: München, Vergleich der Flechtenwuchszonen 1890 und 1984.

Kartengrundlage: Topographische Karte 1:100 000, Blatt C 7934. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 10 411/87.

3. Flechten als Bioindikatoren in Gebieten mit langfristiger schwacher Immissionsbelastung, dargestellt an Untersuchungen im Nationalpark Bayerischer Wald

Ganz anders stellt sich die Situation in Gebieten mit langzeitiger schwacher Immissionsbelastung dar. Von besonderem Interesse sind dabei die Waldschadensgebiete. Die in Städten erprobten, experimentellen Methoden sind dort nicht unverändert anwendbar.

3.1 Flechtenkartierung

Im Nationalpark Bayerischer Wald ist der epiphytische Flechtenbewuchs auf Fichte und Buche untersucht worden. Eine Reihe von Parametern wie Frequenz, Deckung und Vitalität der Flechtenarten wurde registriert.

Geht man von der unterschiedlichen Toxizität der Spezies aus, könnte der regionale Ausfall von Arten ein Hinweis auf eine vorhandene Immissionsbelastung sein. Dies sollte sich in der Gesamtzahl epiphytischer Flechtenarten pro Untersuchungsstation manifestieren.

Abb. 4 zeigt die Situation bei der Fichte. Zu entnehmen ist die Gesamtzahl epiphytischer Flechtenarten pro Station. Es ergibt sich ein nur wenig differenziertes Bild. Fast im gesamten Untersuchungsgebiet kommen insgesamt auf Fichte nur wenige Arten vor. Die Gebiete mit auffälligen Krankheitssymptomen an Fichten, insbesondere die Hochlagenwälder oberhalb von 1100 m Höhe, fallen nicht durch verminderte Artenzahlen epiphytischer Flechten auf.

Die Gesamtzahl epiphytischer Flechten auf Buche ist der Abb. 5 zu entnehmen. Im Vergleich zur Fichte fallen insgesamt höhere Gesamtartenzahlen auf. Jedoch gilt auch dort, daß in geschädigten Buchenbeständen die Gesamtzahl epiphytischer Flechten nicht signifikant niedriger als in gesunden Beständen ist.

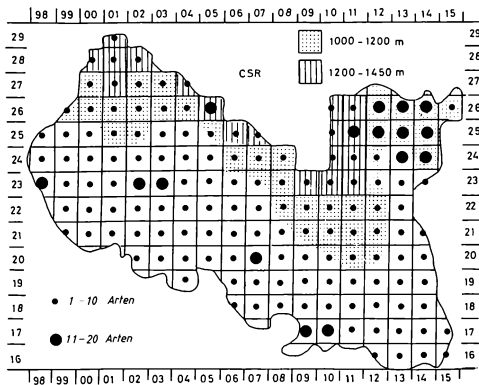


Abb. 4: Epiphytische Flechten auf Fichte.
Gesamtartenzahl/Station.

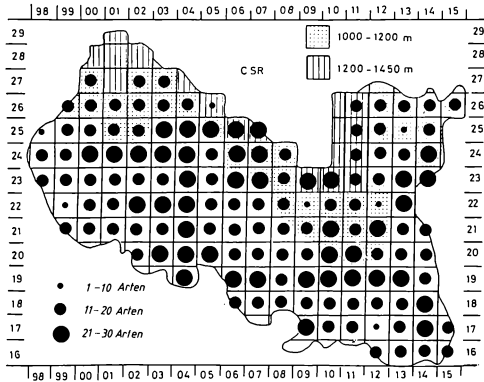


Abb. 5: Epiphytische Flechten auf Buche.
Gesamtartenzahl/Station.

3.2 Passives Monitoring: Der natürliche Flechtenbewuchs in kranken und gesunden Buchenbeständen

Um gezielte Informationen über das Verhalten des epiphytischen Flechtenbewuchses bei niedriger Immissionsbelastung zu erhalten, wurden im Jahr 1984 im Nationalpark Bayerischer Wald in einem gesunden (A) und einem kranken (B) Buchenbestand je 30 Buchen im mittleren Stammbereich mit Nummern markiert und in 6monatigen Abständen photographiert. Die Gesamtartenzahl epiphytischer Flechten lag in Bestand A bei 16, in Bestand B bei 14. Der Unterschied ist nicht signifikant.

Von den insgesamt 30 markierten Untersuchungsbäumen des kranken Bestandes zeigten sich nach zwei Untersuchungsjahren an 25 Buchen Änderungen der Flechtenvegetation. Lediglich an 5 Buchen blieb der Flechtenbewuchs während der beiden Untersuchungsjahre unverändert. Der Bestand mit gesunden Buchen zeigte in den zwei Beobachtungsjahren deutlich geringere Schäden an den Flechten der markierten Stammausschnitte. Von 30 Untersuchungsbäumen waren lediglich an 6 Bäumen auffällige Veränderungen der Flechtenvegetation zu registrieren. Die restlichen 24 Buchen zeigten keine Änderung ihres Flechtenbewuchses.

Nach einem definierten Bonitierungsschema nach PRINZ u. SCHOLL (1975) wurde für jeden Bestand die mittlere Schadklasse aller markierten Flechten ermittelt. Im gesunden Buchenbestand ergibt sich dabei die Schadklasse 1 für den beobachteten, natürlichen Flechtenbewuchs (Abb. 6). Das entspricht einem Schädigungsintervall von 7 bis 18%. Im kranken Buchenbestand ergibt sich eine mittlere Schadklasse von 3. Das entspricht einem Schädigungsintervall von 32 bis 43% (Abb. 6).

Die Gesamtartenzahl epiphytischer Flechten war zu Beginn und nach 24monatiger Versuchsdauer gleich. Im Bestand A konnten 16 Flechtenarten, in B 14 Flechtenarten kartiert werden. Es kam nicht zu einem vollständigen Ausfall einzelner Arten. Im gleichen Zeitraum ergaben sich jedoch hinsichtlich der Vitalität der Spezies deutliche Einbußen in Bestand B. Bei ausschließlicher Betrachtung des Parameters Flechtenarten pro Bestand würden sich gesunder und kranker Buchenwald nicht unterscheiden.

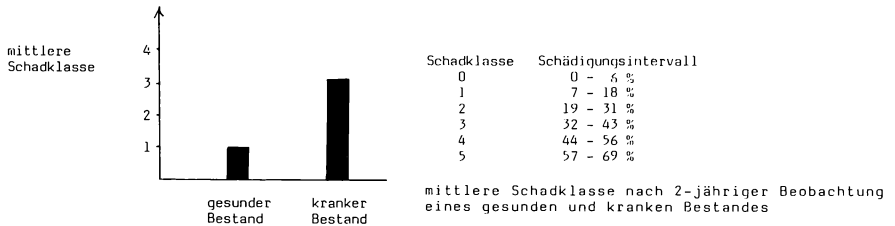


Abb. 6: Langzeitbeobachtung epiphytischer Flechten auf Buchen im Nationalpark Bayerischer Wald.

3.3 Aktives Monitoring: Standardisierte Flechtenexpositionsverfahren

Neben den Methoden des passiven Monitoring wird im Bayerischen Wald aktives Monitoring angewendet. Das Expositionsverfahren nach SCHÖNBECK (1969) wird dahingehend erweitert, daß neben der relativ toxtoleranten Blattflechte *Hypogymnia physodes* drei weitere, sensiblere Flechtenarten, die Blattflechte *Platismatia glauca* sowie die Bartflechten *Usnea subfloridana* und *Evernia prunastri* zur Exposition kommen. Ziel dieser erweiterten Untersuchungen war das Auffinden von Testorganismen, die empfindlich und mit sichtbaren Reaktionen auf Immissionseinflüsse auch geringer Konzentration reagieren. Die Testflechten stammen aus einem ungeschädigten Waldbestand des Nationalparks, der den Forderungen der VDI-Richtlinie entspricht. Die Exponate werden mit ihrer Unterlage zu je 10 Parallelen pro Standort in Exponattafeln eingebettet. Untersuchungsstationen befinden sich in unterschiedlichen Höhenstufen im Nationalpark, am Brotjacklriegel und am Dreisesselberg. Der Beobachtungszeitraum erstreckt sich über 14 Monate. Eine photographische Erfassung erfolgt im Abstand von vier Wochen. An Hand der Diapositive erfolgt eine Abschätzung des Absterbegrades nach einem definierten Bonitierungsschema (PRINZ, SCHOLL 1975).

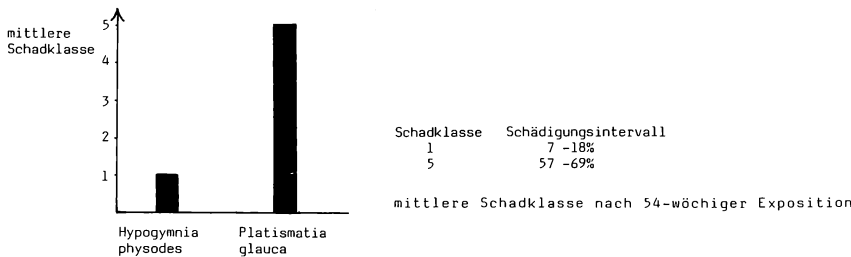


Abb. 7: Standardisierte Flechtenexpositionsversuche im Nationalpark Bayerischer Wald.

Die vorläufigen Ergebnisse der Expositionsversuche von *Hypogymnia physodes* und *Platismatia glauca* für die Station Racheldiensthütte/Nationalpark sind der Abb. 7 zu entnehmen. Für beide Spezies ist die mittlere Schadklasse nach 54wöchiger Versuchsdauer aus jeweils 10 Parallelen ermittelt worden. Die mittlere Schadklasse für *Hypogymnia physodes* liegt bei 1, das entspricht einer Schädigung zwischen 7 und 18%. Für *Platismatia glauca* dagegen ist eine mittlere Schadklasse von 5 ermittelt worden. Die Schädigung liegt zwischen 57 und 69%.

Bei alleiniger Betrachtung der Vitalität von toxitoleranten Flechten werden Immissionseinflüsse geringer Konzentration nicht erfaßt. In Anpassung an die gegenüber Städten und Ballungsräumen grundlegend andere lufthygienische Situation in Waldschadensgebieten müssen dort zur Erfassung der Art und des Ausmaßes von Immissionen die Verfahren dahingehend abgeändert werden, daß andere Testorganismen über längere Zeiträume beobachtet werden.

Literatur

- ARNDT U., BARTHOLOMESS H., SCHLÜTER C., 1986: Bioindikatoren und ihr Einsatz in Waldschadensgebieten. Allg. Forstzeitschr. 41(1/2): 3-5.
- ARNOLD F., 1890: Zur Lichenenflora von München. Ber. Bayer. Bot. Ges. 7(2): 1-100.
- DOMRÖS M., 1966: Luftverunreinigung und Stadtklima im Rheinisch-Westfälischen Industriegebiet und ihre Wirkung auf den Flechtenbewuchs der Bäume. Arb. Rhein. Landesk. 23.
- GROOTEN W., 1985: Zur lufthygienischen Situation in der Stadt Münster. Münster (Arbeitsgem. Angew. Geographie).
- HAWKSWORTH D.L., ROSE F., 1970: Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. Nature 227(1): 145-148.
- HEIDT V., 1978: Flechtenkartierung und die Beziehung zur Immissionsbelastung des südlichen Münsterlandes. Biogeographica 12.
- JÜRGING P., 1968: Kartierung von epiphytischen Flechtenwuchszonen im Stadtbereich von München. Diplomarbeit Inst. f. Landschaftspflege TU München-Weihenstephan.
- JÜRGING P., 1975: Epiphytische Flechten als Bioindikatoren der Luftverunreinigung - dargestellt an Untersuchungen und Beobachtungen in Bayern. Bibliotheca Lichenologica 4.
- KANDLER O., POELT J., 1984: Wiederbesiedlung der Innenstadt von München durch Flechten. Naturw. Rundsch. 37(3): 90-95.
- KIRSCHBAUM U., KLEE R., STEUBING L., 1971: Flechten als Indikatoren für die Luftbelastung im Stadtbereich von Frankfurt/M. Staub Reinh. Luft 31: 21-24.
- KIRSCHBAUM U., 1986: Flechten als Bioindikatoren in Ballungsgebieten. Allg. Forstzeitschr. 41(1/2): 10-12.
- KNABE W., 1981: Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen. Allg. Forstzeitschr. 36: 641-643.
- KUNZE M., 1972: Emittentenbezogene Flechtenkartierung auf Grund von Frequenzuntersuchungen. Oecologia (Berlin) 9: 123-133.
- LÖLF 1979: Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen. Fichten und Flechten als Zeiger der Waldgefährdung durch Luftverunreinigungen. Forschung und Beratung [LÖLF Recklinghausen] C 37.
- LÖLF 1982: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. Mitt. Sonderh. LÖLF Recklinghausen.
- MACHER M., STEUBING L., 1984: Flechten und Waldschäden im Nationalpark Bayerischer Wald. Beitr. Biol. Pfl. 59: 191-204.
- MACHER M., STEUBING L., 1986: Flechten als Bioindikatoren zur immissionsökologischen Waldzustandserfassung im Nationalpark Bayerischer Wald. Verh. Ges. Ökol. 14: 335-342.
- MACHER M., 1987: Flechtenwuchszonen und Entwicklung der Luftqualität in München ab 1890. VDI-Koll. 'Bioindikation - Wirkungsbezogene Erhebungsverfahren für den Immissionsschutz' [Okt. 1986 Freising-Weihenstephan].
- MÜLLER P., 1983: Flechten und Waldschäden. Forum Städte-Hygiene.
- PRINZ B., SCHOLL G., 1975: Erhebungen über die Aufnahme und Wirkung gas- und partikelförmiger Luftverunreinigungen im Rahmen eines Wirkungskatasters. Schriftenr. LA Immissionsschutz Essen 36: 62-86.
- PRINZ B., KRAUSE G., STRATMANN H., 1982: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. Essen (LA Immissionsschutz NRW).
- RABE R., 1985: Wiederbesiedlung des Ruhrgebiets durch Flechten zeigt Verbesserung der Luftqualität an. Staub Reinh. Luft 45(3): 124-126.

- ROSE C.I., HAWKSWORTH D.L., 1981: Lichen recolonization in London's cleaner air. *Nature* 289: 289-292.
- SCHMID A., 1956: Die epixyle Flechtenvegetation von München. Diss. Univ. München.
- SCHÖNBECK H., 1969: Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. *Staub Reinh. Luft* 29: 14-18.
- SLOOVER J. de, LE BLANC F., 1970: Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48(7): 1485-1496.
- STEUBING L., KLEE R., KIRSCHBAUM U., 1974: Beurteilung der lufthygienischen Bedingungen in der Region Untermain mittels niederer und höherer Pflanzen. *Staub Reinh. Luft* 34(6): 206-209.
- STEUBING L., 1976: Niedere und höhere Pflanzen als Indikatoren für Immissionsbelastungen. *Landschaft Stadt* 8: 97-103.
- STEUBING L., KIRSCHBAUM U., GWINNER M., 1976: Nachweis von Fluorimmissionen durch Bioindikatoren. *Angew. Bot.* 50: 169-185.

Adresse:

Dipl.-Biol. Marilen Macher
Inst. f. Pflanzenökologie Univ.
Heinrich-Buff-Ring 38
D-6300 Gießen

Lassen sich die Ursachen für die Vegetationsschäden in Ballungsgebieten
mit Hilfe von Bioindikatoren klären?
Ergebnisse aus West-Berliner Untersuchungen

- Andreas Faensen-Thiebes -

Synopsis

As has been reported from other parts of the FRG an increasing decline of forest trees is also observed in the city area of Berlin. Although this development shows regional differences in its pattern of damage, the symptoms are generally explained by air pollution. Because of regional differences of air pollutants the investigation regarding the reasons of the above mentioned decline has to consider different components. For Berlin (West), a city with a typical variety of pollutants, many investigations with bioindicators have been carried out. As in other regions, these investigations have originally not been done for the purpose of studying forest decline. The preconditions under which these results nevertheless are applicable to forest damage are discussed for Berlin (West).

Bioindicators, forest decline.

1. Einführung

In Berlin wurden, wie in vielen anderen Regionen, Waldschäden beobachtet, die zuerst nur bei der Kiefer, seit 1984 aber auch bei der Eiche in verstärktem Maße auftraten (MEIERJÜRGEN, LAKENBERG 1985). Für den Berliner Wald liegen für das unmittelbar benachbarte Stadtgebiet zahlreiche Untersuchungen über die Schadstoffbelastung der Vegetation, des Bodens und auch der Luft vor (u.a. LAHMANN 1980; BLUME, HELLRIEGEL 1981; CORNELIUS et al. 1984; JASIEK et al. 1984). Es lag nahe, diese zahlreichen Daten einzusetzen, um den Ursachen der Waldschäden näher zu kommen. Dies ist zum einen sinnvoll, um trotz der langen Anlaufphase, die ein spezielles Forschungsvorhaben zu diesem Fragenkomplex normalerweise hat, erste Meliorationsmaßnahmen vorschlagen zu können; zum anderen ermöglicht diese Auswertungsarbeit eine gezielte Fragestellung für die ausführliche Hauptuntersuchung.

Den Verfahren der Bioindikation kommt aus folgendem Grund eine besondere Bedeutung zu: Im bekannten Schema des Verhältnisses einer gegebenen Immission zu ihrer Wirkung liegt immer wieder die Schwierigkeit in der Unwägbarkeit der beeinflussenden Faktoren (GUDERIAN et al. 1960). Diese Schwierigkeit kann mit Hilfe der Bioindikatoren in gewissem Grade überwunden werden, wobei es - je nach dem Grad der Standardisierung - zu einer Eliminierung oder zu einem Einbeziehen der Umweltfaktoren kommt.

2. Vorgehen und Ergebnisse

Die wichtigsten Ergebnisse dieser Bioindikationsverfahren, ergänzt um die wesentlichen Immissions- und Bodenwerte sollen im folgenden skizziert werden:

Die Nährstoffgehalte von Kiefernnaedeln des Vorjahrestriebes wurden von JASIEK et al. (1984) an 60- bis 100jährigen Kiefern bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tab. 1 dargestellt. Die Nährstoffangaben wurden durch weitere Untersuchungen im wesentlichen bestätigt (MARKAN, FISCHER mdl. Mitt.).

Die Schadstoffgehalte von Kiefern, einschließlich des in den hier vorliegenden Konzentrationen ebenfalls schädlichen Schwefels, liegen sowohl für Waldstandorte (JASIEK et al. 1984; ATRI, BORNKAMM 1984), als auch für das unmittelbar anschließende Stadtgebiet vor (CORNELIUS et al. 1984) und sind in Tab. 1 aufgeführt.

Eine Bestandsaufnahme der epiphytischen Flechtenflora liegt für Berlin einerseits aus den 20er Jahren (SCHULZ 1931), andererseits aus den 70er Jahren vor (LEUCKERT et al. 1982) und ist bezüglich der Toxitoleranz ausgewertet (CORNELIUS et al. 1984). Die wesentlichen Ergebnisse sind in Tab. 2 dargestellt.

Die Exponierung von *Lolium multiflorum* nach VDI-Richtlinie 3792 erfolgte sowohl im Stadtgebiet (CORNELIUS et al. 1984) als auch direkt in Waldgebieten durch FISCHER u. MARKAN (1985). Die Ergebnisse sind in Tab. 3 dargestellt.

Der oxidantienempfindliche Tabak (*Nicotiana tabacum* BEL W-3) wurde ebenfalls sowohl im Stadtgebiet (CORNELIUS et al. 1984), als auch direkt in Waldgebieten durch FISCHER u. MARKAN (1985) exponiert; es ergaben sich Schädigungsraten von 10 bis 40% der Blattfläche innerhalb des Exponierungszeitraumes von 2 Wochen, ohne daß ein signifikanter Unterschied zwischen den Wald- und den Stadtstandorten auftrat.

Im Stadtgebiet selbst wurde zusätzlich die Flechte *Hypogymnia physodes* abgebracht. Die Absterberate der Thalli war zwar im Winter 1982/83 gering, im Verlauf von drei folgenden Wintern waren aber selbst am günstigsten Standort 75% der Fläche der jeweils neu exponierten Flechtenthalli abgestorben.

Die Immissionssituation ist für die phytotoxisch wichtigsten Schadgase nur für das Stadtgebiet gut dokumentiert. Für Schwefeldioxid werden deswegen Werte der walddnahen Meßpunkte in Tab. 4 dargestellt. Diskontinuierlich erfaßte Ozonwerte ergeben maximale 30-Minuten-Werte von < 120 ppb in warm-trockenen Sommern (KERPEN, FAENSEN-THIEBES 1985).

Die Bodenkontamination mit Schwermetallen in den Waldgebieten beschränkt sich auf die obersten Dezimeter und wird von BLUME u. HELLRIEGEL (1981) mit bis zu 100 ppm Blei und 1 ppm Cadmium angegeben. Der Einfluß von Waldstraßen reicht bis zu ca. 10 m in den Bestand hinein. Der Boden-pH-Wert ist in den obersten 10 cm in den letzten 30 Jahren um bis zu einer Einheit auf im Mittel pH 3.6 gesunken (GRENZIUS 1984).

3. Immissionsökologische Bewertung der Meßergebnisse

Im folgenden sollen die Einzelfaktoren möglicher Schädwirkungen diskutiert werden. Eine Betrachtung möglicher Kombinationswirkungen schließt sich weiter unten an.

Als erstes gilt es, die Mineralstoffversorgung der Kiefern als mögliche Ursache der Schäden zu bewerten. Während die Calcium-Versorgung unzweifelhaft ausreichend ist (FIEDLER et al. 1973), erreichen die Magnesium- und Kaliumgehalte lediglich bescheidene Werte, die aus Sicht der forstlichen Ertragskunde durchaus unterhalb des Optimums liegen (HEINSDORF 1963, 1966; HOFMANN, MÜLLER 1970; FIEDLER et al. 1967, 1973), jedoch normalerweise keine sichtbaren Schäden bewirken. Eine vor allem an Jungpflanzen bei Magnesiummangel bekannte Spitzenverfärbung ist in Berlin nicht beobachtet worden. Die für Magnesium mit 1380 ppm und für Kalium mit 4100 ppm angegebenen Werte stellen einen Mittelwert von 8 Standorten dar, an denen auch der Benadelungsgrad ermittelt wurde. Hier ließ sich keine Korrelation zwischen dem Benadelungsgrad und den Gehalten an Magnesium, Kalium oder Calcium feststellen. Auch REIGBER u. BRAUN (1985) untersuchten Kiefern auf mögliche Zusammenhänge zwischen Nährstoffgehalten und Schadbildern und konnten bei vergleichbaren Nadelspiegelwerten keinen Zusammenhang bei insgesamt über 60 Proben feststellen. Die Schadbilder lassen sich somit nicht durch eine schlechte Nährstoffversorgung erklären; auch die Bodenvorräte sprechen gegen einen akuten und extremen Mangel an Magnesium und Kalium (GRENZIUS 1984).

Weder Fluor noch die Schwermetalle erreichen in den hier festgestellten Nadel- und Blattkonzentrationen die Schwellenwerte der Phytotoxizität (GUDERIAN 1977; SMITH 1981; UMWELTBUNDESAMT 1976, 1977).

Bedenklich bleiben aber die sich in den oberen Bodenhorizonten anreichernden Schwermetalle, da sie ein nicht mehr rückgängig zu machendes Gefahrenpotential darstellen (BLUME, HELLRIEGEL 1981). Die starke Bodenversauerung könnte zwar nach ULRICH (1983) zu toxischen Aluminiumkonzentrationen führen, jedoch liegen hierfür noch zu wenig verlässliche Erfahrungen vor.

Tab. 1: Nährstoff- und Schadstoffgehalte von *Pinus sylvestris* in Berlin (West) in mg/kg TS.
Werte von 8 Wald- und 15 Stadtstandorten. Die mit * markierten Werte stammen aus nur einem Waldgebiet. (Nach JASIEK et al. 1984 sowie ATRI u. BORNKAMM 1984 für den Wald und CORNELIUS et al. 1984 für die Stadt.)

Element	<i>Pinus</i> (Wald)	<i>Pinus</i> (Stadt)
Calcium	2500 - 6100	-
Kalium	3390 - 5230	-
Magnesium	620 - 1440	-
Schwefel	2020 - 3260	1600 - 2750
Fluor	-	4.4 - 22.5
Blei	<10*	1.8 - 81.2
Cadmium	< 1*	0.03 - 0.43

Die Wirkung des Ozons als Hauptkomponente des photochemischen Smogs wurde mit dem Tabak BEL W-3 im gesamten Stadtgebiet und im Wald nachgewiesen. Vergleichsbegasungen ergaben jedoch eine nur geringe Empfindlichkeit der Waldkiefer auf Ozon im Vergleich zu der exponierten Tabakvarietät (CORNELIUS et al. 1985). Auch sprechen die in Berlin gemessenen Ozonkonzentrationen von maximal 120 ppb gegen einen dominierenden Einfluß dieses Schadgases. Selbst die als ozonempfindlich bekannte Art *Pinus strobus* zeigt erst Schäden bei Belastungen ab 150 ppb über 5 Stunden (SMITH 1981).

Tab. 2: Toxittoleranz einiger in Berlin ehemals nachgewiesener Flechtenarten (SCHULTZ 1931) - nach Empfindlichkeitslisten von STEUBING et al. (1983); HAWKSWORTH u. ROSE (1970) sowie RANFT u. DÄSSLER (1972) - und Anzahl ihrer heutigen Fundorte nach LEUCKERT et al. (1982).
Aus CORNELIUS et al. 1984.

Toxittoleranz mg SO ₂ /m ³ Jahresmittel		Anzahl heutiger Vorkommen in Berlin und Randbezirken
> 0.15	<i>Lecanora conizaeoides</i>	5
> 0.125	<i>Lepraria incana</i>	5
0.07 - 0.1	<i>Hypogymnia physodes</i>	3
	<i>Parmelia saxatilis</i>	2
	<i>P. sulcata</i>	1
	<i>P. acetabulum</i>	-
	<i>P. exasperatula</i>	-
	<i>Chaenotheca ferruginea</i>	1
	<i>Allectoria jubata</i>	-
0.04 - 0.06	<i>Parmelia tiliacea</i>	1
	<i>P. caperata</i>	-
	<i>P. furfuracea</i>	-
	<i>Hypogymnia tubulosa</i>	-
	<i>Evernia prunastri</i>	-
	<i>Xanthoria parietina</i>	-
	<i>Pertusaria amara</i>	-
	<i>Physcia aipolia</i>	-
	<i>Platismatia glauca</i>	1
0.03 - 0.04	<i>Ramalina pollinaria</i>	-
	<i>Lobaria pulmonaria</i>	-
	<i>Usnea florida</i>	-

Dem Schwefeldioxid kommt eine ganz besondere Bedeutung zu: Die Schwefelgehalte sind sowohl in der Kiefer (Tab. 1) als auch im Weidelgras (Tab. 3) stark überhöht. Als Normalwerte geben THEMLITZ (1960) im norddeutschen Tiefland auf vergleichbaren Böden Schwefelgehalte bei *Pinus sylvestris* bis 1700 ppm, WENTZEL (1979) im Frankfurter Raum maximal 1400 ppm an, und im Raum Nürnberg ermittelten REIGBER u. BRAUN (1985) Normalgehalte bis 1200 ppm. Diese Überhöhung findet ihren Widerhall in der hohen Absterberate der exponierten Flechte *Hypogymnia physodes*. Nach den Erfahrungen der Landesanstalt für Immissionsschutz (LIS) in Essen (PRINZ, SCHOLL 1978) ist bei Absterberaten von > 85% nur noch "eingeschränkter Nutzpflanzenanbau für weniger empfindliche Arten von Zierpflanzen, Gehölzen (Koniferen und Laubbölzer)" möglich. Zusätzlich zeigt Tab. 2 deutlich, daß die SO₂-empfindlichen Flechtenarten ausgestorben sind; dies sichert den entscheidenden Befund ab, daß sich die lufthygienische Situation in Berlin auch in den Waldgebieten durch hohe Phytotoxizität auszeichnet. Die immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen folgert aus einem dermaßen verarmten Flechtenbewuchs eine immissionsbedingte stärkere Waldgefährdung (KNABE 1981).

Tab. 3: Bereiche der Elementgehalte (mg/kg TS) von Weidelgraskulturen in Berlin (West).

Mittelwerte von 5 Exponierungen an 4 Wald- und 15 Stadtstandorten; nach FISCHER, MARKAN (1985) für den Wald und CORNELIUS et al. (1984) für die Stadt.

Element	Wald		Stadt	
Schwefel	4870	- 5050	4950	- 6400
Fluor	1.9	- 3.4	7.0	- 40.2
Blei	0.8	- 1.5	1.1	- 7.2
Cadmium	0.25	- 0.30	0.27	- 0.44
Zink	34.2	- 42.6	35.3	- 54.4
Kupfer	4.5	- 6.4	8.5	- 14.3

Betrachtet man die SO_2 -Immissionswerte (Tab. 4), so fällt auf, daß viele experimentell bestimmte Grenzwerte der Kiefern-schädigung erreicht werden: Ab $150 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ über 6 Monate hin erhielten FARRAR et al. (1977) bereits eine signifikante Wachsminderung bei der Kiefer. Bei der gleichen Konzentration fanden BUCHER u. KELLER (1978) bereits nach 3 Tagen Änderungen in der Nadelphysiologie; im Jahresmittel reichten $60 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ für latente Schäden und $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Bildung leichter Nekrosen. WENTZEL (1979) schloß auf Grund von Freiland-erhebungen im Rhein-Main-Gebiet Vitalitäts-minderungen schon bei Werten oberhalb von $60 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ als IW1 und von $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als IW2 nicht aus. Diese Werte werden an unseren Standorten häufig erreicht (Tab. 4). Nicht erreicht hingegen werden die Konzentrationen, die KNABE (1970) für die Grenze des Kiefernwaldes im Ruhrgebiet mit $250 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ als IW1 bzw. $760 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ als IW2 angibt. Bei der direkten Wirkung von SO_2 sollte beachtet werden, daß es interaktive Wirkungen dieses Schadgases auf jeden Fall mit Ozon gibt. Wenn die wenigen Versuche auch mit in Berlin nicht beobachteten hohen SO_2 - und Ozonkonzentrationen durchgeführt wurden (u.a. MENSER, HEGGESTAD 1966; JACOBSON, COLAVITO 1976), so sollte dieser Aspekt dennoch weiter beachtet werden. Andere Interaktionen sind bekannt, jedoch fehlt für ihre Beurteilung ausführliches Datenmaterial.

Tab. 4: Bereich von Immissionskenngrößen der SO_2 -Belastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an drei walddahen kontinuierlichen Meßpunkten (MP 4, 13 u. 21) in den Jahren 1976 - 1979, für IW 1 1967 - 1982.

	MP 4	MP 13	MP 21
IW 1	65 - 96	59 - 97	62 - 85
IW 2	241 - 316	230 - 300	200 - 279
Max. $1/2$ h-Wert	1108 - 1450	900 - 1573	622 - 1115
Max. Tagesmittel	468 - 746	404 - 816	317 - 631
Max. Monatsmittel	162 - 252	195 - 224	127 - 258

4. Schlußfolgerungen

Faßt man die einzelnen Aspekte der Immissionsbelastung zusammen, so läßt sich folgendes Bild zeichnen:

Die hohe Schwefeldioxidbelastung führt zu einem dramatischen Rückgang der epiphytischen Flechtenflora, die wir aus Unkenntnis über ihre ökosystemare Relevanz vorerst nur als Indikator für die Phytotoxizität der Luftverunreinigungen werten können. In Verbindung mit den stark überhöhten Schwefelgehalten der Kiefernadeln und den hohen atmosphärischen SO_2 -Konzentrationen ist eine Erklärung der Waldschäden wenigstens zum Teil in der direkten SO_2 -Wirkung zu suchen.

Daneben spielt die anthropogen überhöhte Ozonkonzentration eine noch nicht quantifizierbare, synergistische Rolle mit dem Schwefeldioxid. Die erhöhte Empfindlichkeit der auf natürlich nährstoffarmen Substraten stockenden Kiefernbestände senkt zusätzlich die Toleranzschwelle dieser Konifere.

über die Beteiligung weiterer toxischer Stoffe, vor allem aus dem versauerten Boden, läßt sich nach den bisher vorliegenden Daten nichts sagen. Da diese Schadstoffe (Aluminium, Mangan) ihre mögliche Freisetzung jedoch im wesentlichen dem Schwefeldioxid als dem mengenmäßig bedeutendsten Säurebildner verdanken (ULRICH 1983), ist von der Emissionsseite und damit auch von politisch-administrativer Seite der gleiche Handlungsbedarf aufgezeigt wie bei der direkten SO₂-Wirkung.

Literatur

- ATRI R., BORNKAMM R., 1984: Zur chemischen Belastung einiger Pflanzenarten an ausgewählten Standorten in Berlin (West). Berl. Naturschutzbl. 28: 36-40.
- BLUME H.P., HELLRIEGEL T., 1981: Blei- und Cadmiumstatus Berliner Böden. Z. Pflanzenern. Bodenk. 144: 181-196.
- BUCHER J.B., KELLER T., 1978: Einwirkung niedriger SO₂-Konzentrationen in mehrwöchigen Begasungsversuchen auf Waldbäume. VDI-Ber. 314: 237-242.
- CORNELIUS R., FAENSEN-THIEBES A., FISCHER U., MARKAN K., 1984: Wirkungskataster der Immissionsbelastungen für die Berliner Vegetation. Landschaftsentw. Umweltforsch. TU 26: 82 S.
- CORNELIUS R., FAENSEN-THIEBES A., MEYER G., 1985: Nicotiana tabacum Bel W-3 zur Immissions- und Wirkungserfassung in einem Berliner Bioindikationsprogramm. Staub Reinh. Luft 45: 59-61.
- FARRAR J.F., RELTON J., RUTTER A.J., 1977: Sulfurdioxide and the growth of Pinus sylvestris. J. appl. Ecol. 14: 861-875.
- FIEDLER H.J., WUNDERLICH H., HÖHNE H., 1967: Über den Einfluß des Baumalters und der Standortsfaktoren auf die Ausbildung und den Nährelementgehalt der Kiefernadeln. Arch. Forstwes. 16: 607-616.
- FIEDLER H.J., NEBE W., HOFFMANN F., 1973: Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. Stuttgart: 481 S.
- FISCHER U., MARKAN K., 1985: Untersuchungen der Schadstoffbelastung der Luft in Luv und Lee von stadtnahen Wäldern mittels Bioindikatoren. VDI-Ber. 560: 53-59.
- GRENZIUS R., 1984: Starke Versauerung der Waldböden Berlins. Forstwiss. Cbl. 103: 131-139.
- GUDERIAN R., HAUT H. van, STRATMAN H., 1960: Probleme der Erfassung und Beurteilung von Wirkungen gasförmiger Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Z. Pflanzenkrankh. Pflanzensch. 67: 257-264.
- GUDERIAN R., 1977: Air Pollution. Ecol. Stud. 22: 126 p.
- HAWKSWORTH D.L., ROSE F., 1976: Lichens as pollution monitors. Stud. Biol. 66 [London]: 59 p.
- HEINSDORF D., 1963: Beitrag über die Beziehungen zwischen dem Gehalt an Makronährstoffen N, P, K, Mg in Boden und Nadeln und der Wuchsleistung von Kiefernkulturen in Mittelbrandenburg. Albrecht-Thaer-Arch. 7: 331-353.
- HEINSDORF D., 1966: Über den Ernährungszustand von Kiefernkulturen auf Sandböden in Jahren mit unterschiedlichen Niederschlägen (1961-1963). Arch. Forstwes. 15: 745-773.
- HOFMANN W., MÜLLER W., 1970: Zur Ernährung älterer Koniferenbestände auf Buntsandstein in Thüringen. Tagungsber. Dt. Akad. Landwirtschaftswiss. Berlin 112: 75-92.
- JACOBSON J.S., COLAVITO C.J., 1976: The combined effect of sulphurdioxide and ozone on bean and tobacco plants. Environm. Exp. Botany 16: 277-285.
- JASIEK J., FAENSEN-THIEBES A., CORNELIUS R., 1984: Schwefelbelastung, Benadelungsgrad und Nährstoffgehalte Berliner Waldkiefern. Berl. Naturschutzbl. 28: 21-27.
- KERPEN J., FAENSEN-THIEBES A., 1985: Überprüfung des Bioindikators Tabak Bel W-3 durch Exponierung bei gleichzeitiger Ozon- und Klimamessung. Staub Reinh. Luft 45: 127-131.
- KNABE W., 1970: Kiefernwaldverbreitung und Schwefeldioxid-Immissionen im Ruhrgebiet. Staub Reinh. Luft 30: 32-35.
- KNABE W., 1981: Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen. Mitt. LÖLF NRW 6: 90-95.
- LAHMANN E., 1980: Luftschadstoff-Immissionsmessungen in Berlin. Literaturstudie über Meßprogramme und deren Ergebnisse. Wobolu-Ber. 1: 122 S.
- LEUCKERT C., BURGHASE A., RUX K.D., 1982: Die Flechtenflora (epiphytisch und epigäisch) von Berlin (West). Landschaftsentwickl. Umweltforsch. 11: 133-139.
- MEIERJÜRGEN U., LAKENBERG E., 1985: Der Großstadtwald Berlin. Gartenamt 34: 310-316.

- MENSER H.A., HEGGESTAD H.E., 1966: Ozone and sulfur dioxide synergism: injury to tobacco plants. Sci. 153: 424-425.
- PRINZ B., SCHOLL G., 1978: Erhebungen über die Aufnahme und Wirkung gas- und partikelförmiger Luftverunreinigungen im Rahmen eines Wirkungskatasters. Schriftenr. LA Immissionssch. NRW 46: 25-59.
- RANFT H., DÄSSLER H.G., 1972: Zur Rauempfindlichkeit von Flechten und Moosen und ihre Verwendung als Testpflanzen. Arch. Natursch. 12: 189-202.
- REIGBER E., BRAUN G., 1985: Forstliche Bioindikationsuntersuchungen in Bayern - Methodik und erste Ergebnisse. Forstl. Forschungsber. 68: 179 S.
- SCHULZ K., 1931: Die Flechtenvegetation der Mark Brandenburg. Fedd. Rep. Beih. 67: 192 S.
- SMITH W.H., 1981: Air pollution and forests. New York/Heidelberg/Berlin (Springer): 379 p.
- STEUBING L., KIRSCHBAUM U., POOS F., CORNELIUS R., 1983: Monitoring mittels Bioindikatoren in Belastungsgebieten. Forschungsber. 80-101-04034 (Umlandverband Frankfurt/Umweltbundesamt).
- THEMLITZ R., 1960: Die individuelle Schwankung des Schwefelgehaltes gesunder und rauchgeschädigter Kiefern und seine Beziehung zum Gehalt an den übrigen Hauptnährstoffen. Allg. Forst- Jagdz. 131: 261-264.
- ULRICH B., 1983: Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. Nötige Gegenmaßnahmen: Bodenkalkung und Abgasreinigung. Mitt. LÖLF Sonderh.: 9-25.
- UMWELTBUNDESAMT, 1976: Luftqualitätskriterien für Blei. Ber. 3.
- UMWELTBUNDESAMT, 1977: Luftqualitätskriterien für Cadmium. Ber. 4.
- WENTZEL K.F., 1979: Die Schwefel-Immissionsbelastung der Koniferenwälder des Raumes Frankfurt/Main. Forstarchiv 50: 112-121.

Adresse:

PD Dr. Andreas Faensen-Thiebes
 Institut f. Ökologie (Botanik) TU
 Rothenburgstr. 12
 D-1000 Berlin 41

Ruderalpflanzen als Bioindikatoren in industriellen Belastungsgebieten

- Franz Rebele und Peter Werner -

Synopsis

Leaf samples of five common species of ruderal plant communities (*Artemisia vulgaris*, *Solidago canadensis*, *Calamagrostis epigeios*, *Plantago major* and *Robinia pseudacacia*) were collected from eleven industrial areas in Berlin (West) and a control site in the Berlin-Grunewald. Contents of sulphur, fluorine and heavy metals (Cd, Pb, Zn, Cu) were determined. The accumulation of these elements by the investigated plant species was very different, but - with the exception of zinc - in general leaf contents of the species are significantly correlated to each other. Leaves of *Plantago major* show high levels of sulphur (to 2.3% dry matter), leaves of *Solidago canadensis* show high levels of fluorine and lead. *Artemisia vulgaris* accumulates heavy metals, particularly cadmium and copper. Except one site the vegetation of all industrial areas is high or very high contaminated with at least one of the investigated harmful substances.

Biomonitoring, fluorine, heavy metals, industrial areas, ruderal plants, sulphur.

1. Einführung

In den Industriegebieten Berlins (West) liegen sehr komplexe Immissionsbedingungen vor, da viele verschiedene Industriebetriebe zahlreiche Schadstoffe emittieren und dadurch die Umwelt in der näheren und weiteren Umgebung belasten. Dazu kommen Emissionen aus Kraftwerken, Müllverbrennungsanlagen, Hausbrand und Verkehr. Sehr große punktförmige industrielle Emittenten, z.B. Buntmetallhütten oder Düngemittelfabriken, sind allerdings nicht vorhanden. Großbetriebe der metallverarbeitenden Industrie, der Elektroindustrie sowie einer Vielzahl mittlerer und kleinerer Industriebetriebe bestimmen die Struktur in den meisten Industriegebieten Berlins (West); darunter befinden sich auch zahlreiche Chemiebetriebe, eine Kupferraffinerie (Recyclingbetrieb, seit 1.1.1986 stillgelegt), Verzinkereien usw. Für das gesamte Stadtgebiet ist vor allem die hohe SO₂-Belastung der Luft, die seit 1975 mit Hilfe des Blume-Meßnetzes kontinuierlich gemessen wird (SENATOR f. Stadtentw. u. Umweltschutz 1984) kennzeichnend. Von den 31 Meßstellen des Blume-Meßnetzes befindet sich allerdings nur eine unmittelbar in einem Industriegebiet.

Tab. 1: Liste der Probenahmeorte.

I	Grunewald	Dahlemer Feld (Grunewald, Jagen 90)
II	Spandau	Brunsbütteler Damm 144-208, Orenstein & Koppel
III	Spandau-Hakenfelde	Rauchstr. 45-56, Brachfläche (ehemals ELF)
IV	Spandau	Am Schlangengraben 18/20, Industriegebiet Spreetal
V	Spandau	Nonnendammallee 44-59, Osram, Werk Spandau, Industriegebiet Spreetal
VI	Reinickendorf/Tegel	Berliner Str. 27-37, Borsig-Werke
VII	Reinickendorf/Wilhelmsruh	Montanstr. 18-28, Brachfläche
VIII	Neukölln	Zwischen Industriebahn, Unterhafen und Grenzallee
IX	Tempelhof	Saalebürgstraße 4, Brachfläche (ehemals Esso)
X	Rudow	Kanalstr. 13-41 u. 10-26, Viessmann-Werk (Heizkesselbau)
XI	Marienfelde	Buckower Chaussee 114-135, RHENUS-Lagerhaus
XII	Zehlendorf	Böschung zum Stichkanal/Teltowkanal, südlich der Spinnstoff-Fabrik Zehlendorf und der Ford-Werke

Ein Wirkungskataster der Immissionsbelastung für die Vegetation Berlins (West) auf Grund von Weidelgras- und Flechtenexponierungen an 15 Meßstellen des Blume-Meßnetzes erstellten CORNELIUS et al. (1984). Bei dieser Erhebung ergab sich an allen 15 Meßpunkten eine immissionsbedingte Anreicherung von Schwefel, Fluor und Cadmium im Weidelgras. Blei, Kupfer und Zink waren in der Regel nur im Innenstadtbereich angereichert. Während in Berlin (West) Schäden vor allem in den Forsten an Nadelbäumen festzustellen sind, zeigt die Ruderalvegetation in den Industriegebieten meist keine auffälligen Schäden. Diese hat sich mehr oder weniger bereits unter Immissionsbedingungen entwickelt, wobei an dieser Stelle nicht geklärt werden kann, ob dem Faktor Immissionen gegenüber anderen Faktoren (Boden, Klima) eine besondere Rolle bei der Vegetationsausbildung zukommt.

In der vorliegenden Arbeit soll der Frage nachgegangen werden, inwieweit in den Industriegebieten Berlins (West) allgemein verbreitete Ruderalpflanzen einige relevante Schadstoffe akkumulieren und für passives Monitoring geeignet sind.

2. Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Im Spätsommer 1982 wurden in der Zeit vom 20. August bis 9. September auf 11 Industrieflächen (Werksgelände und industrielle Brachflächen) in den wichtigsten Industriegebieten von Berlin (West) und einer Vergleichsfläche in Berlin-Grünwald (s. Tab. 1) Blattproben von *Artemisia vulgaris* L., *Solidago canadensis* L., *Calamagrostis epigeios* (L.) ROTH, *Plantago major* L. und *Robinia pseudacacia* L. genommen (3 Probenahmeorte pro Fläche) und auf ihre Gehalte an Schwefel, Fluor, Cadmium, Blei, Zink und Kupfer analysiert.

Solidago canadensis, *Artemisia vulgaris* und *Calamagrostis epigeios* konnten meist zusammen im gleichen Bestand (Erntefläche ca. 1-4 m²) geerntet werden. Es handelt sich meist um *Calamagrostis epigeios*-reiche, trockene Ausbildungen des *Tanacetum-Artemisietum*. Robinienblätter wurden an demden Ernteflächen der drei obengenannten Arten am nächsten gelegenen Fundort geerntet. Meist befand sich dieser nur einige Meter (im Extremfall bis zu 200 m) entfernt. *Plantago major* wurde ebenfalls an dem der obengenannten Erntefläche nächstgelegenen Wuchsort geerntet. Die Ernte der Pflanzenproben erfolgte in der Regel am Vormittag in der Zeit zwischen 10 und 13 Uhr. Das Pflanzenmaterial wurde nach der Ernte mit Leitungswasser gewaschen und mindestens 24 Stunden lang im Trockenschrank bei 105 °C getrocknet. Die getrockneten Proben wurden mit einer Laborschreibschwingmühle gemahlen und bis zur Bestimmung der Elementgehalte in Plastikdosen aufbewahrt.

Die Schwefelbestimmung erfolgte nach der Methode von SCHWAGER u. KELLER (1976: Verbrennung im Schöniger-Kolben und kolorimetrische Bariumchloranilat-Bestimmung). Dabei wird der Gesamtschwefelgehalt (anorganischer und organischer Schwefel) bestimmt. Die Fluoranalyse erfolgte nach der Methode von REUSMANN u. WESTPHALEN (1969) in etwas abgewandelter Form (Veraschung mit NaOH, Aufnahme und Neutralisation der erkalten Schmelze mit einem Säuregemisch aus Salzsäure und Zitronensäure, potentiometrische Fluorbestimmung mit einer fluorspezifischen Elektrode der Fa. Orion). Die Schwermetalle wurden nach Aufschluß mit konzentrierter Salpetersäure mit einer Druckaufschlußapparatur nach Tölg mittels Atomabsorptionspektrophotometrie (AAS Perkin Elmer 373) bestimmt; Cadmium, Blei und Kupfer wurden mit Graphitrohrküvette (HGA 500 mit Deuteriumkompensation), Zink mit Luft/Azetylenflamme gemessen.

Tab. 2: Mittelwerte der Schwefelgehalte in µg/g Trockensubstanz.
In Klammern: Standardabweichung.

	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Calamagr. epigeios</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Plantago major</i>	$\bar{x}$
I	2560 (30)	2340 (90)	2640 (230)	3880 (2130)	17130 (1330)	5710
II	2410 (700)	2180 (120)	2430 (330)	3060 (1020)	16860 (5510)	5390
III	2190 (320)	1450 (260)	1730 (350)	2150 (550)	11060 (570)	3720
IV	3100 (230)	2340 (140)	3050 (270)	3380 (710)	19430 (4510)	6260
V	3680 (470)	2660 (290)	3310 (390)	2760 (800)	17290 (1660)	5940
VI	3000 (100)	2280 (200)	2730 (330)	2120 (180)	17690 (5250)	5560
VII	3090 (280)	2120 (100)	2960 (400)	2970 (70)	17800 (1200)	5790
VIII	2600 (100)	1740 (310)	2130 (380)	2220 (590)	22180 (3770)	6170
IX	2220 (430)	1620 (290)	2060 (460)	3300 (1300)	18690 (3320)	5580
X	2080 (420)	2210 (420)	3240 (340)	2470 (60)	9630 (1350)	3930
XI	2580 (40)	4770 (220)	2560 (470)	3350 (1210)	21360 (3710)	6920
XII	6000 (160)	4890 (800)	3340 (470)	7320 (200)	22940 (1270)	8900
$\bar{x}$	2960	2550	2690	3250	17660	

Die Analysendaten wurden statistisch bearbeitet (Varianzanalyse und multipler Mittelwertvergleich; Korrelationsanalyse). Mit Hilfe von Rangstufen der Belastung für jede untersuchte Art wurde der Belastungszustand der Vegetation für die 12 Untersuchungsflächen dargestellt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die ermittelten Elementgehalte sind in den Tab. 2-7 dargestellt. Die verschiedenen Schadstoffe wurden von den fünf untersuchten Pflanzenarten in ganz unterschiedlichem Maße in den Blättern akkumuliert. *Plantago major* reichert vor allem Schwefel sehr stark in seinen Blättern an (bis 2.3% TS), *Artemisia vulgaris* Schwermetalle, insbesondere Cadmium und Kupfer. *Solidago canadensis* akkumuliert vor allem Blei und Fluor, während bei *Calamagrostis epigeios* die Schadstoffgehalte in den Blättern recht niedrig sind. Untersuchungen von REBELE (1986) zeigten, daß bei *Calamagrostis epigeios* die Schwermetalle Cadmium, Zink, Blei und Kupfer vor allem in den Wurzeln festgelegt werden. Bei *Robinia pseudacacia* sind die Blattgehalte an Cadmium und Zink sehr niedrig; in bezug auf die anderen Elemente nimmt die Robinie eine Mittelstellung ein.

Tab. 3: Mittelwerte der Fluorgehalte in µg/g Trockensubstanz.
In Klammern: Standardabweichung.

	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Calamagr. epigeios</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Plantago major</i>	$\bar{x}$
I	14.0 (12.2)	8.9 (1.7)	3.7 (0.4)	7.1 (0.9)	6.3 (2.0)	8.0
II	18.7 (1.5)	22.9 (3.1)	3.7 (0.5)	10.5 (2.6)	5.9 (0.6)	12.3
III	7.5 (0.3)	8.6 (2.5)	3.0 (0.5)	5.7 (0.9)	4.4 (0.5)	5.8
IV	6.6 (0.7)	11.0 (0.8)	5.0 (0.6)	6.8 (0.8)	8.1 (1.8)	7.5
V	28.0 (6.9)	28.6 (5.6)	8.3 (2.7)	18.2 (4.6)	8.3 (4.7)	18.3
VI	9.5 (0.9)	12.1 (1.1)	4.9 (1.2)	14.3 (7.1)	13.4 (5.9)	10.2
VII	10.9 (1.4)	14.6 (0.5)	4.3 (0.6)	9.4 (0.7)	6.5 (1.1)	9.1
VIII	10.2 (0.7)	12.2 (2.2)	4.4 (0.1)	7.7 (1.9)	6.8 (0.8)	8.2
IX	48.6 (8.3)	69.1 (14.9)	12.2 (4.2)	40.1 (21.4)	15.4 (3.0)	38.6
X	16.5 (1.5)	17.9 (2.6)	6.4 (1.3)	12.4 (3.2)	10.7 (1.0)	12.9
XI	14.1 (1.2)	15.4 (5.8)	6.4 (0.9)	6.3 (2.4)	7.9 (3.1)	10.0
XII	14.3 (9.9)	16.7 (10.1)	4.1 (0.7)	6.3 (2.2)	5.3 (0.9)	9.6
$\bar{x}$	16.6	19.8	5.5	12.1	8.0	

Tab. 4: Mittelwerte der Cadmiumgehalte in µg/g Trockensubstanz.
In Klammern: Standardabweichung.

	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Calamagr. epigeios</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Plantago major</i>	$\bar{x}$
I	0.88 (0.34)	0.12 (0.05)	0.11 (0.00)	0.07 (0.04)	0.31 (0.16)	0.30
II	0.97 (0.11)	0.17 (0.03)	0.15 (0.02)	0.06 (0.05)	0.64 (0.19)	0.40
III	1.29 (0.99)	0.30 (0.19)	0.04 (0.01)	0.09 (0.10)	0.41 (0.22)	0.43
IV	1.19 (0.08)	0.09 (0.01)	0.15 (0.14)	0.01 (0.00)	0.47 (0.20)	0.38
V	1.62 (0.50)	0.64 (0.14)	0.36 (0.15)	0.26 (0.06)	1.03 (0.46)	0.78
VI	0.64 (0.30)	0.28 (0.16)	0.17 (0.11)	0.07 (0.04)	0.76 (0.38)	0.38
VII	2.57 (0.34)	0.78 (0.13)	0.23 (0.06)	0.46 (0.12)	1.11 (0.41)	1.03
VIII	0.34 (0.12)	0.03 (0.01)	0.24 (0.19)	0.01 (0.00)	0.53 (0.04)	0.23
IX	0.38 (0.10)	0.05 (0.02)	0.05 (0.02)	0.05 (0.01)	0.70 (0.07)	0.25
X	1.63 (1.61)	0.14 (0.02)	0.12 (0.06)	0.10 (0.01)	1.16 (0.41)	0.63
XI	0.64 (0.27)	0.08 (0.06)	0.06 (0.01)	0.01 (0.01)	0.35 (0.08)	0.23
XII	0.49 (0.09)	0.11 (0.04)	0.16 (0.05)	0.05 (0.03)	0.43 (0.02)	0.25
$\bar{x}$	1.05	0.23	0.15	0.10	0.66	

Tab. 5: Mittelwerte der Bleigehalte in µg/g Trockensubstanz.
In Klammern: Standardabweichung.

	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Calamagr. epigeios</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Plantago major</i>	$\bar{x}$
I	2.2 (0.6)	2.7 (0.4)	1.8 (0.2)	1.0 (0.5)	0.9 (0.1)	1.7
II	9.3 (1.5)	8.2 (0.8)	0.8 (0.1)	5.4 (3.2)	10.4 (8.5)	6.8
III	4.3 (1.0)	2.9 (0.5)	0.6 (0.1)	2.3 (1.3)	2.6 (0.6)	2.5
IV	5.4 (0.9)	4.9 (0.7)	1.4 (0.5)	4.8 (1.1)	8.3 (3.6)	5.0
V	31.1 (21.8)	37.9 (11.0)	6.0 (4.7)	18.6 (17.1)	23.4 (26.4)	23.4
VI	4.9 (0.5)	6.9 (0.8)	1.2 (0.4)	5.1 (1.5)	14.2 (10.1)	6.5
VII	12.8 (2.8)	12.5 (1.0)	1.5 (0.8)	10.1 (2.6)	8.3 (2.4)	9.0
VIII	4.3 (0.5)	3.7 (0.2)	1.6 (0.3)	2.8 (1.3)	4.4 (2.3)	3.4
IX	5.9 (0.2)	7.6 (0.5)	1.4 (0.6)	4.6 (2.7)	4.5 (0.4)	4.8
X	19.8 (4.8)	22.2 (3.6)	3.0 (1.0)	7.7 (1.6)	25.0 (6.1)	15.6
XI	5.8 (0.6)	2.8 (0.6)	1.1 (0.1)	3.4 (1.1)	4.5 (2.0)	3.5
XII	5.5 (0.8)	3.6 (0.2)	1.2 (0.2)	15.8 (24.9)	3.1 (0.7)	5.8
$\bar{x}$	9.3	9.7	1.8	6.7	9.3	

Tab. 6: Mittelwerte der Zinkgehalte in µg/g Trockensubstanz.
In Klammern: Standardabweichung.

	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Calamagr. epigeios</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Plantago major</i>	$\bar{x}$
I	116 (11)	35 (8)	36 (9)	32 (11)	56 (5)	55
II	150 (45)	103 (68)	76 (21)	57 (3)	225 (96)	122
III	164 (121)	60 (21)	27 (6)	35 (10)	79 (3)	73
IV	157 (43)	38 (10)	74 (32)	24 (9)	106 (40)	80
V	116 (23)	90 (28)	55 (44)	49 (13)	86 (15)	79
VI	136 (35)	89 (33)	101 (99)	99 (54)	193 (65)	124
VII	157 (19)	84 (8)	57 (10)	53 (3)	118 (27)	94
VIII	128 (39)	44 (9)	74 (20)	38 (14)	134 (43)	84
IX	138 (78)	62 (16)	42 (36)	43 (2)	144 (15)	86
X	109 (36)	46 (7)	31 (9)	26 (4)	103 (19)	63
XI	130 (81)	44 (7)	30 (10)	29 (7)	134 (58)	74
XII	87 (17)	65 (22)	135 (71)	69 (74)	69 (4)	85
$\bar{x}$	133	64	62	47	122	

Tab. 7: Mittelwerte der Kupfergehalte in µg/g Trockensubstanz.
In Klammern: Standardabweichung.

	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Calamagr. epigeios</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Plantago major</i>	$\bar{x}$
I	20.7 (3.7)	7.8 (1.8)	5.5 (0.7)	4.8 (1.2)	10.7 (1.5)	9.9
II	30.2 (6.5)	13.7 (9.7)	5.9 (0.6)	3.6 (1.5)	12.9 (3.2)	13.3
III	32.0 (7.4)	6.1 (1.8)	6.7 (3.0)	6.2 (1.5)	12.2 (1.6)	12.6
IV	46.0 (5.8)	14.1 (1.5)	11.0 (0.9)	9.6 (0.3)	35.2 (4.4)	23.2
V	51.6 (6.9)	37.0 (8.1)	9.9 (1.0)	16.8 (4.2)	25.0 (8.3)	28.1
VI	41.8 (6.1)	14.7 (2.7)	3.1 (0.6)	13.3 (2.3)	25.3 (5.5)	19.6
VII	172.0 (61.0)	105.5 (19.3)	29.1 (3.2)	67.8 (32.8)	151.9 (58.7)	105.3
VIII	30.0 (9.6)	9.1 (2.2)	7.0 (1.2)	7.5 (1.9)	20.7 (3.2)	14.9
IX	29.2 (5.0)	8.8 (1.4)	2.7 (0.5)	6.4 (0.7)	14.2 (1.3)	12.3
X	36.8 (4.9)	7.6 (3.4)	5.1 (2.5)	5.2 (1.2)	23.0 (7.0)	15.5
XI	20.3 (8.2)	5.9 (0.8)	3.2 (0.3)	5.4 (0.9)	11.7 (1.8)	9.3
XII	16.8 (5.7)	11.5 (2.6)	2.7 (0.7)	2.6 (0.8)	8.9 (1.1)	8.5
$\bar{x}$	43.9	20.1	7.6	12.4	29.8	

Bei allen untersuchten Pflanzenarten zeigten sich auch Unterschiede bei den Blattgehalten im Vergleich der verschiedenen Probenahme­flächen, wobei die Unterschiede umso besser statistisch absicherbar sind, je stärker die betreffende Art einen bestimmten Schadstoff in den Blättern akkumuliert. Wenn auch die jeweiligen Schadstoffe von den fünf Arten in ganz unterschiedlichem Maße in den Blättern angereichert werden, sind doch die Blattgehalte der untersuchten Elemente mit Ausnahme von Zink sehr gut miteinander korreliert (vgl. Tab. 8a-f). Die beste Korrelation zeigte sich bei den Kupfer- und Fluorgehalten.

Tab. 8a: Korrelation der Schwefelgehalte.
Unterstrichene Werte signifikant;
p = 0.05.

r	Artemisia vulgaris	Solidago canadensis	Calamagr. epigeios	Robinia pseudac.
Plantago major	0.50	<u>0.57</u>	0.11	0.49
Robinia pseudac.	<u>0.68</u>	<u>0.71</u>	0.47	
Calamagr. epigeios	<u>0.63</u>	0.51		
Solidago canadensis	<u>0.66</u>			

Tab. 8b: Korrelation der Fluorgehalte.
Unterstrichene Werte signifikant;
p = 0.05.

r	Artemisia vulgaris	Solidago canadensis	Calamagr. epigeios	Robinia pseudac.
Plantago major	<u>0.85</u>	<u>0.86</u>	<u>0.73</u>	0.50
Robinia pseudac.	<u>0.72</u>	<u>0.70</u>	<u>0.65</u>	
Calamagr. epigeios	<u>0.90</u>	<u>0.93</u>		
Solidago canadensis	<u>0.99</u>			

Tab. 8c: Korrelation der Cadmiumgehalte.
Unterstrichene Werte signifikant;
p = 0.05.

r	Artemisia vulgaris	Solidago canadensis	Calamagr. epigeios	Robinia pseudac.
Plantago major	<u>0.60</u>	<u>0.66</u>	<u>0.77</u>	<u>0.80</u>
Robinia pseudac.	<u>0.93</u>	<u>0.96</u>	<u>0.90</u>	
Calamagr. epigeios	<u>0.90</u>	<u>0.90</u>		
Solidago canadensis	<u>0.97</u>			

Tab. 8d: Korrelation der Bleigehalte.
Unterstrichene Werte signifikant;
p = 0.05.

r	Artemisia vulgaris	Solidago canadensis	Calamagr. epigeios	Robinia pseudac.
Plantago major	0.38	0.55	0.20	0.45
Robinia pseudac.	-0.12	<u>0.71</u>	<u>0.70</u>	
Calamagr. epigeios	-0.33	0.35		
Solidago canadensis	0.18			

Tab. 8e: Korrelation der Zinkgehalte.
Unterstrichene Werte signifikant;
p = 0.05.

r	Artemisia vulgaris	Solidago canadensis	Calamagr. epigeios	Robinia pseudac.
Plantago major	<u>0.67</u>	<u>0.63</u>	0.51	<u>0.69</u>
Robinia pseudac.	<u>0.86</u>	<u>0.95</u>	0.52	
Calamagr. epigeios	0.35	<u>0.61</u>		
Solidago canadensis	<u>0.82</u>			

Tab. 8f: Korrelation der Kupfergehalte.
Unterstrichene Werte signifikant;
p = 0.05.

r	Artemisia vulgaris	Solidago canadensis	Calamagr. epigeios	Robinia pseudac.
Plantago major	<u>0.99</u>	<u>0.96</u>	<u>0.96</u>	<u>0.99</u>
Robinia pseudac.	<u>0.99</u>	<u>0.96</u>	<u>0.95</u>	
Calamagr. epigeios	<u>0.96</u>	<u>0.94</u>		
Solidago canadensis	<u>0.98</u>			

Um die Belastung der Vegetation der untersuchten Flächen in den verschiedenen Industriegebieten zu beurteilen, wurde mit Hilfe von fünf Rangstufen der Belastung (gering, mäßig, mittel, hoch, sehr hoch) jeder Fläche eine Belastungsstufe zugeordnet (s. die Abb. 1-6). Bezugsgröße war der im Untersuchungsgebiet jeweils niedrigste Wert (eine völlig unbelastete Fläche gibt es im Untersuchungsgebiet nicht). Die Beurteilung einer Fläche als 'hoch' bzw. 'sehr hoch belastet' ist daher nur in Relation zu anderen Flächen in Berlin (West) zu sehen. Von den 12 Untersuchungsflächen erwiesen sich bis auf die Vergleichsfläche im Grunewald und eine industrielle Brachfläche in Spandau-Hakenfelde alle Fläche mit wenigstens einem der untersuchten Schadstoffe als hoch bzw. sehr hoch belastet (vgl. auch Abb. 7). Dabei zeigten sich auch verschiedene vorherrschende Immissionstypen (Schwefel-immissionstyp, Fluorimmissionstyp, Kupferimmissionstyp).

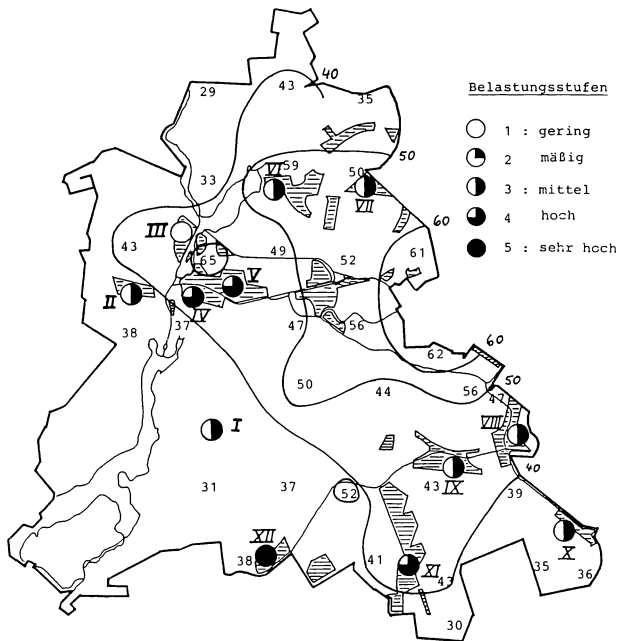


Abb. 1: Die Schwefelbelastung der Ruderalvegetation von 11 Industrie-
flächen (II-XII) Berlins (West) und einer Vergleichsfläche im
Berliner Grunewald (I).
Ernte: 1982; angegeben sind auch die Halbjahresmittelwerte (April-September
1982) der SO_2 -Immission in $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ Luft (31 Meßpunkte des Blume-Meßnetzes).

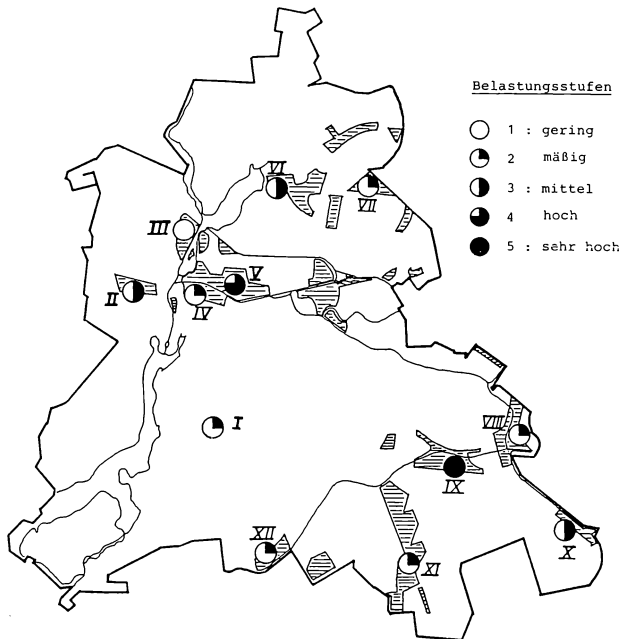


Abb. 2: Die Fluorbelastung der Ruderalvegetation von 11 Industrie-
flächen (II-XII) Berlins (West) und einer Vergleichsfläche im Berliner
Grunewald (I).
Ernte: 1982.

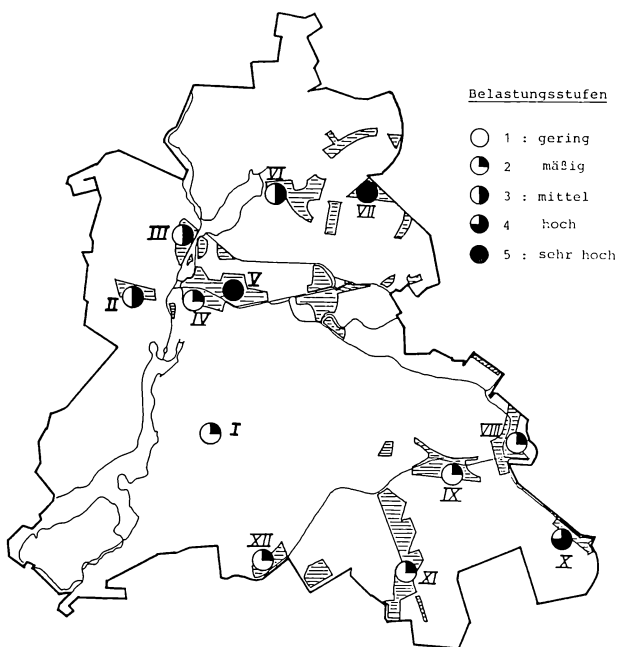


Abb. 3: Die Cadmiumbelastung der Ruderalvegetation von 11 Industrie-
flächen (II-XII) Berlins (West) und einer Vergleichsfläche im
Berliner Grunewald (I).
Ernte: 1982.

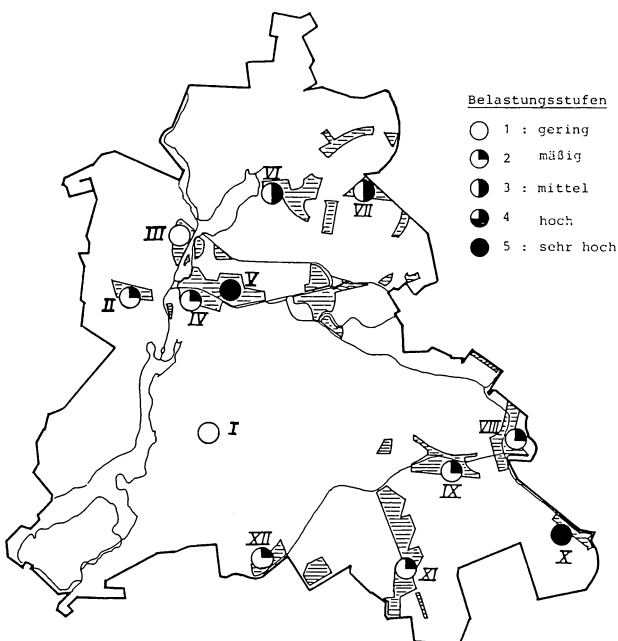


Abb. 4: Die Bleibelastung der Ruderalvegetation von 11 Industrie-
flächen (II-XII) Berlins (West) und einer Vergleichsfläche im
Berliner Grunewald (I).
Ernte: 1982.

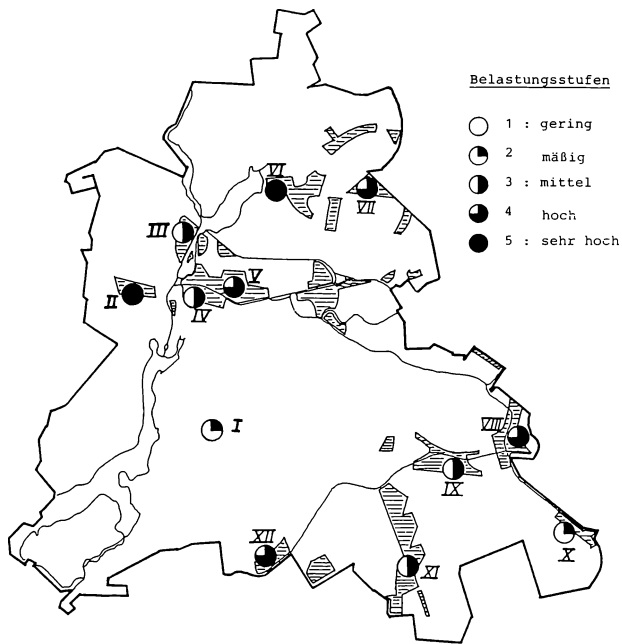


Abb. 5: Die Zinkbelastung der Ruderalvegetation von 11 Industrieflächen (II-XII) Berlins (West) und einer Vergleichsfläche im Berliner Grunewald (I).
Ernte: 1982.

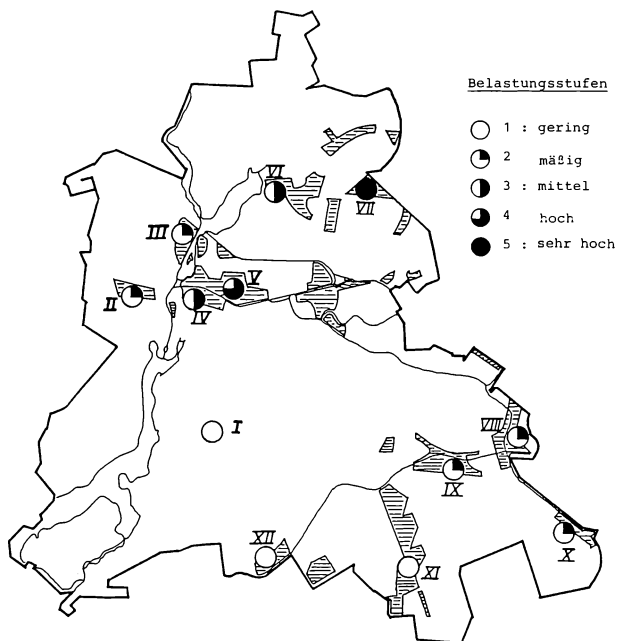


Abb. 6: Die Kupferbelastung der Ruderalvegetation von 11 Industrieflächen (II-XII) Berlins (West) und einer Vergleichsfläche im Berliner Grunewald (I).
Ernte: 1982.

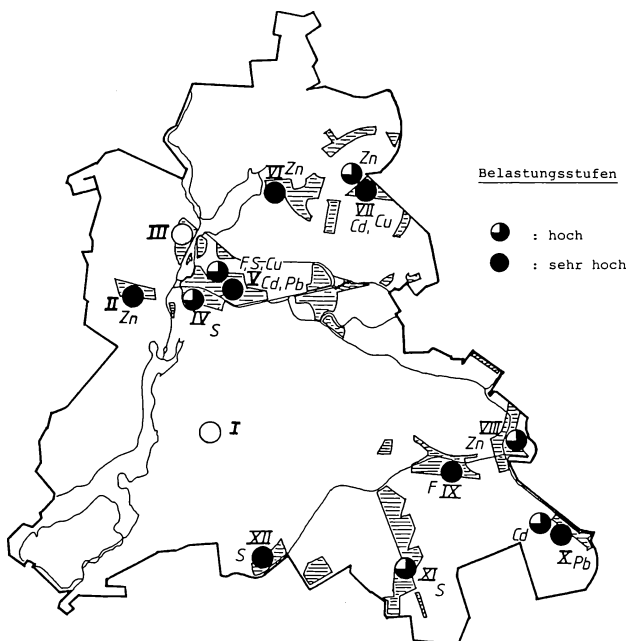


Abb. 7: Vorherrschende Immissionstypen auf 11 Industrieflächen (II-XII) Berlins (West); (I: Vergleichsfläche im Berliner Grunewald).

In bezug auf die Schwefelgehalte fällt vor allem die Untersuchungsfläche XII auf. Hier wurden bei allen Arten die höchsten Schwefelblattgehalte ermittelt. Bemerkenswert ist, daß in diesem Fall kein Bezug zur SO_2 -Immission festzustellen ist (die Meßstelle des Blume-Meßnetzes befindet sich in unmittelbarer Nähe der Probenahmefläche). Hier müssen wohl in erster Linie andere Schwefelquellen in Betracht gezogen werden, z.B. H_2S -Immissionen.

Bei der Fläche XI dürfte auch das Substrat (schwefelhaltiger Kohlestaub) eine Rolle spielen. Die hohe Schwefelbelastung der Pflanzen der Flächen im Industriegebiet Spreetal (IV und V) ist dagegen wohl in erster Linie auf hohe SO_2 -Immissionen zurückzuführen. In diesem Gebiet befinden sich das Kraftwerk Reuter, die Müllverbrennungsanlage Ruhleben und eine allgemein hohe Konzentration von Industriebetrieben. An der dem Industriegebiet Spree-tal nächstgelegenen Meßstelle des Blume-Meßnetzes (Meßpunkt Nr. 8, Daumstraße, Spandau-Haselhorst) wurde mit $65 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ Luft der höchste Halbjahresmittelwert des Sommerhalbjahres 1982 gemessen (vgl. Abb. 1).

Die sehr starke Fluoranreicherung in den Pflanzen der Fläche IX dürfte vor allem auf ein nur etwa 300 m südöstlich gelegenes Aluminiumkabelwerk zurückzuführen sein. Am zweithöchsten F-belastet ist die Fläche V. Als Fluor-emittenten kommen hier in Frage: das Kraftwerk Reuter, die Müllverbrennungsanlage Ruhleben sowie Großbetriebe der Elektroindustrie (Siemens, Osram).

Die Cadmiumbelastung ist am höchsten auf den Flächen V und VII, hoch auf den Flächen X, mittel auf den Flächen II, VI und III. Betrachtet man die Flächen mit mittleren, hohen und sehr hohen Cadmiumgehalten, so fällt auf, daß es sich hier in allen Fällen um Flächen in der näheren Umgebung von Metall- oder metallverarbeitenden Betrieben handelt (Kupferraffinerie, Maschinenbau, Heizkesselbau, Stahlerzeugung, Elektroindustrie).

Die Bleibelastung ist am höchsten auf den Flächen V und X. Die Pflanzen der übrigen Flächen zeigen mittlere bis mäßige Bleibelastung. Gering sind die Bleigehalte in den auf der Fläche I und III geernteten Pflanzen.

Da die Zinkgehalte der untersuchten Pflanzenarten untereinander nur eine geringe Korrelation aufweisen, ist die Belastungskarte in diesem Fall nur unter Vorbehalt zu betrachten. Die höchsten Zinkgehalte wurden bei Pflanzen, die auf dem Werksgelände der beiden Metallbetriebe Orenstein & Koppel und Borsig wuchsen, ermittelt.

Extrem hohe Kupfergehalte weisen die Pflanzen der Fläche VII auf. Diese Fläche liegt ca. 500 m nördlich der Berliner Kupferraffinerie. Hohe Kupferbelastung tritt auch im Industriegebiet Spreetal (Fläche V) auf; die anderen Flächen sind mittel bis gering mit Kupfer belastet.

Im Hinblick auf ihre Eignung als Bioindikatoren erwiesen sich von den untersuchten Ruderalpflanzen auf Grund ihres hohen Akkumulationsvermögens, ihrer guten Repräsentanz und Verfügbarkeit im Untersuchungsgebiet Blätter von *Solidago canadensis* für die Fluor- und Bleianalyse, Blätter von *Artemisia vulgaris* für die Schwermetallbestimmung, insbesondere von Cadmium und Kupfer als geeignet. Für die Schwefelanalyse bewährten sich Blattproben von *Plantago major* und auch *Robinia pseudacacia*.

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Projektes der Berlin-Forschung (Förderungsprogramm der FU Berlin für junge Wissenschaftler) 'Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung industrieller Brach- und Restflächen in Berlin (West)' durchgeführt.

Literatur

- CORNELIUS R., FAENSEN-THIEBES A., FISCHER U., MARKAN K., 1984: Wirkungskataster der Immissionsbelastung für die Berliner Vegetation. Landschaftsentw. Umweltforsch. TU 26: 82 S.
- REBELE F., 1986: Die Ruderalvegetation der Industriegebiete von Berlin (West) und deren Immissionsbelastung. Landschaftsentw. Umweltforsch. 43: 223 S.
- REUSMANN G., WESTPHALEN J., 1969: Ein elektrometrisches Verfahren zur Bestimmung des Fluorgehaltes in Pflanzenmaterial. Staub 29: 413-415.
- SCHWAGER H., KELLER T., 1976: Zur Mikrobestimmung des Gesamtschwefels in Pflanzengewebe. Int. J. Environ. Anal. Chem. 4: 275-284.
- SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ, 1984: Luftverunreinigungen in Berlin (West). Berlin (West): 87 S.

Adressen:

Dipl.-Biol. Dr. Franz Rebele
Institut f. Ökologie TU
Rothenburgstr. 12
D-1000 Berlin 41

Dipl.-Biol. Peter Werner
Institut Wohnen u. Umwelt
Annastr. 15
D-6100 Darmstadt

Zur Belastbarkeit großstädtischer Ruderalarten

Reiner Cornelius

Synopsis

The significance of growth form elements and population strategies of the annual *Urtica urens*, and the perennial *Solidago canadensis* for pollutant resistance is valued. *Urtica urens* is damaged at low levels of oxidant pollutants, but it can recover soon by its marked disturbance strategy. Population strategy of *Solidago canadensis* is adapted to moderate disturbance, whereas its physiological constitution implies a relative high tolerance for many pollutants. Disturbance strategy is significant in developing pollutant resistance for both species, but it is greater for *Urtica urens* than for *Solidago canadensis*.

Disturbance strategy, growth form, pollutant resistance, population strategy, Solidago canadensis, Urtica urens.

1. Problemstellung

Trotz einer Politik der hohen Schornsteine sind es immer noch die städtischen Vegetationseinheiten, die der höchsten Belastung mit Schadstoffen ausgesetzt sind. Hierbei sind vor allem die Pflanzengemeinschaften entlang der Verkehrswege und der industriellen Brach- und Restflächen am stärksten betroffen. Ihre hohe Belastung wird durch immissionsökologische Gutachten dokumentiert (STEBUNG et al. 1983; CORNELIUS et al. 1984; ATRI, BORNKAMM 1984; REBELE, WERNER 1984).

Kennzeichen dieser Belastung ist die Heterogenität von Quantität und Qualität der einwirkenden Schadfaktoren. Dennoch zeichnen sich die Pflanzengemeinschaften dieser Standorte durch eine hohe Stetigkeit bestimmter Arten aus. Im Berliner Raum sind dies u.a. *Conyza canadensis*, *Oenothera biennis*, *Calamagrostis epigeios*, *Artemisia vulgaris*, *Tanacetum vulgare* und *Solidago canadensis*. Diese Arten besiedeln auch die hochbelasteten Industriestandorte, wo sie zum Teil faciesartig auftreten oder Dominanzbestände bilden (KUNICK 1974; REBELE, WERNER 1984).

Womit kann die hohe Belastbarkeit dieser Arten erklärt werden? Eine Standortsadaptation, wie sie von BRADSHAW u. MCNEILLY 1981 sowie WEIGEL et al. 1982 für Schwermetallstandorte beschrieben wird, ist für den Bereich der industriellen Ballungszentren nicht denkbar, da die einwirkenden Schadstoffkomponenten räumlich und zeitlich stark variieren können. Die Ursachen der Belastbarkeit dieser Arten gegenüber den unterschiedlichsten Umweltgiften wie gas- und staubförmigen Immissionen, Bodenkontaminationen und Herbiziden muß demnach in der normalen physiologischen Konstitution und Merkmalen der Lebensform dieser Arten zu suchen sein, die, an ursprünglichen Standorten erworben, gut in das großstädtische Standortsgefüge passen. Die Herkunft der großstädtischen Ruderalarten ist sehr unterschiedlich. Sie reicht von den Prärien Nordamerikas über Flußufer bis hin zu den Schlagfluren mitteleuropäischer Wälder. An diesen Standorten haben sich bei den oben genannten Arten Lebensformen und Populationsmerkmale herausgebildet, die es ihnen ermöglichen, Störungen zu bewältigen. Unter Störungen sollen hier im Sinne von GRIME (1979) die partielle oder totale Vernichtung der Biomasse verstanden werden. Nach dieser Definition können Störungen mechanischer oder klimatischer Art sein oder beim Überschreiten von Letalitätsgrenzen, also bei Nekrosenbildung, auch von Schadstoffen hervorgerufen werden. Die Adaptionen der Arten auf mechanische Störungen sollten demnach Bedeutung für die Reaktionen der Pflanzen auf Gewebe oder Organe zerstörende Umweltgifte haben.

2. Schadstoffwirkungen, Lebensformenmerkmale und Populationsstrategien

Mechanische Störungen sind ein entscheidendes Charakteristikum großstädtischer Brach- und Restflächen. Dabei stellen zyklische Störungen, wie etwa im Bereich des Garten- und Landschaftsbaus, lediglich einen Sonderfall dar. Vor allem auf Industriebrachflächen und auf Bau-Erwartungsland sind Störungen weder räumlich noch zeitlich einem bestimmten Schema zuzuordnen. Insgesamt umfaßt der Bereich großstädtischer Brach- und Restflächen ein breites Spektrum

unterschiedlicher Störungsfrequenzen, wobei die Aufeinanderfolge von Störungsereignissen von wenigen Wochen bis zu mehreren Jahren reichen kann. Die unterschiedliche Störungshäufigkeit und -intensität der Standortorte erfordert unterschiedliche Besiedlungsstrategien und Lebensformenmerkmale. Die Spanne der möglichen Störungsbewältigungsstrategien soll an Hand der einjährigen *Urtica urens* und der mehrjährigen *Solidago canadensis* erläutert werden.

Urtica urens ist im engeren Sinn keine einjährige Art, da sie die Möglichkeit besitzt, innerhalb eines Jahres mehrere Generationen zu entwickeln. Tab. 1 beschreibt die Entwicklung von Individuenzahlen und Generationen der Kleinen Brennessel innerhalb eines Jahres auf einer Baumscheibe in Berlin-Dahlem.

Tab. 1: Populationsentwicklung von *Urtica urens* auf einer Baumscheibe in Berlin-Dahlem.
Angabe ist jeweils die auf einen m² bezogene Individuendichte der Population kurz vor der Zerstörung der jeweiligen Generation.

Datum	12.11.83	12.5.84	26.7.84	13.10.84	6.12.84
Individuen- zahl	600	150	220	1120	230
Zerstörung d. Population durch	Frost	Hacken	Trockenheit	Frost	Frost

Grundlagen der raschen Entwicklung solch hoher Individuendichten nach vollständiger Zerstörung der Elterngeneration sind bei der Kleinen Brennessel die Bildung von Infloreszenzen in den Achseln der Primärblätter sowie in jeder folgenden Blattanlage, was eine relative Unabhängigkeit der Fruchtbildung vom Entwicklungszustand des Individuums und von der Jahreszeit, mit Ausnahme der Wintermonate, garantiert. Hinzu kommt die bereits von GROSSE-BRAUCKMANN (1953) beschriebene rasche Samenreifung und die Potenz der Samen, zu unterschiedlichen Jahreszeiten zu keimen. Die Kleine Brennessel hat damit ihren Lebenszyklus auf sehr häufige Störungsereignisse hin spezialisiert. Die hohe Spezialisierung ihrer Lebensformenmerkmale tauscht sie gegen eine geringe Konkurrenzkraft gegenüber zweijährigen und mehrjährigen Arten ein. Sie bleibt deshalb innerhalb des großstädtischen Standortsspektrums auf stark gestörte Sonderstandorte beschränkt.

Solidago canadensis benötigt zwar für ihre auf Samen gestützte Verbreitung Störungen, ihre hohe Konkurrenzkraft und Dominanz kann sie jedoch erst nach 3 bis 4 Jahren ungestörter Entwicklung entfalten (CORNELIUS et al. 1987). Sie erlangt dann auf den seltener gestörten Brachflächenbereichen über ein breites Spektrum der Nährstoff- und Wasserbedingungen hin die Dominanz (KIENAST 1978; BORNKAMM, HENNIG 1982). Im folgenden werden die für die Bewältigung von Störungsereignissen entscheidenden Punkte ihrer Lebensweise kurz skizziert:

Tab. 2: Keimrate und Tage bis zum Erscheinen der ersten Keimlinge von *Solidago canadensis* bei verschiedenen Temperaturbedingungen auf sterilem Quarzsand in Klimakammern.
Beleuchtung bei 150 µE/m²/s mit einem 16 Stunden Tag- und 8 Stunden Nachtrhythmus. Maximale Versuchsdauer 30 Tage. Samenzahl/Behandlungsstufe: 250 auf jeweils 5 Tontöpfe von 9 cm Durchmesser verteilt.

Keimungs- bedingungen in °C	Max. Keimrate in %	Tage bis zum Erscheinen des ersten Keimlings
10	1	14
15	47	6
20	59	7
25	99	3
30	96	3
35	95	2
40	44	1

Im Gegensatz zur Kleinen Brennessel ist die Keimung der Goldruten Samen jahreszeitlich stark eingeschränkt. Nach Tab. 2 liegt der optimale Keimbereich bei Temperaturen zwischen 25 und 35 °C, da hier maximale Keimungsraten von nahezu 100% bei einer gleichzeitig hohen Keimungsgeschwindigkeit erzielt werden. Als untere Grenze einer ökologisch relevanten Keimungstemperatur müssen nach Tab. 2 Temperaturen um 15 °C angesehen werden. Mittlere Bodentemperaturen in diesem Temperaturbereich werden in Berlin nicht vor Ende Mai erreicht. Der Keimling benötigt eine relativ lange Zeitspanne zur Etablierung, so daß eine Bildung von Infloreszenzen innerhalb des ersten Entwicklungsjahres unterbleibt. Im Zuge der vegetativen Konsolidierung werden aber noch im Herbst des ersten Jahres Rhizome gebildet. Die terminalen Rhizomknospen brechen im April des folgenden Jahres ihre Dormanz, und aus dem einsprossigen Individuum wird ein mehrsprossiger Klon, dessen Einzelglieder, die Rameten, bis 5 Jahre über die Rhizome morphologisch und physiologisch untereinander integriert bleiben. Die Rhizombildung setzt sich auch im zweiten und in den folgenden Entwicklungsjahren fort. Der klonale Bestand wird verdichtet und breitet sich gleichzeitig phalanxartig nach allen Seiten aus (HARTNETT, BAZZAZ 1985). Um die Dominanz der Goldrute über ein weites Standortsspektrum der Wasser- und Nährstoffversorgung zu erklären, sind die oben genannten Merkmale nicht hinreichend. Zusätzliche Informationen bieten hier Untersuchungen von WERNER (1983), der bei der Goldrute einen deutlichen internen Stickstoffhaushalt beschreibt. Grundlage sind dabei die als Mineralstoffspeicher dienenden Rhizome. Im Jahresverlauf werden aber nicht nur Mineralstoffe in den Rhizomen gespeichert, sondern auch Photosyntheseprodukte (BRADBURY, HOFSTRA 1976). Mineralstoffe und Photosyntheseprodukte können zwischen den morphologisch integrierten Rhizomen eines Klons ausgetauscht werden (HARTNETT, BAZZAZ 1983). Weiterhin sind nach CORNELIUS et al. (1986) die Spaltöffnungsreaktionen und die Abhängigkeit der Photosynthesekapazität vom internen Wasserzustand so beschaffen, daß die Aufrechterhaltung einer mittleren Nettophotosyntheseleistung über einen weiten Bereich der Wasserversorgung und der Evaporationsbedingungen gewährleistet ist. Insgesamt ist die Nettophotosyntheseleistung der Kanadischen Goldrute im Vergleich zu anderen hochproduktiven Arten eher mäßig, kann aber über ein weites Spektrum der Umweltbedingungen aufrecht erhalten werden. Das dichte und in vielen Punkten eines Bestandes morphologisch und physiologisch miteinander verknüpfte Rhizomnetz sowie die vorhandenen dormanten Rhizomknospen bedingen, zusammen mit der hohen Produktivität der Goldrute, ihre Fähigkeit, auf Zerstörungen der oberirdischen Biomasse durch Neuaustriebe sofort und nachhaltig zu reagieren.

Tab. 3: Samenbank einer Berliner Industriebrachfläche auf nährstoffarmem schluffigem Sand mit geringem Humusgehalt und geringer Wasserkapazität. Mosaikartige Verteilung von Vertretern des *Dauco-Melilotion* und des *Convolvulo-Agropyrion*. Deckungsgrad von *Solidago canadensis* bei 10%. Probenahme im August bis zu einer Tiefe von 5 cm. Keimungsprüfung im ungeheizten Gewächshaus und unter Standardbedingungen bei 20 °C, 150 µE/m²/s und 16 Stunden Tag- und 8 Stunden Nachtrhythmus. Dauer der Keimungsprüfung 1 Jahr.

Art	Individuenzahl/m ²		Individuenzahl/m ²
1. <i>Oenothera biennis</i>	1766	15. <i>Veronica chamaedrys</i>	69
2. <i>Arenaria serpyllifolia</i>	697	16. <i>Lolium perenne</i>	62
3. <i>Conyza canadensis</i>	531	17. <i>Plantago indica</i>	62
4. <i>Melilotus alba</i>	448	18. <i>Poa pratensis</i>	28
5. <i>Potentilla norvegica</i>	434	19. <i>Betula pendula</i>	28
6. <i>Artemisia vulgaris</i>	393	20. <i>Poa compressa</i>	21
7. <i>Cerastium vulgatum</i>	345	21. <i>Veronica arvensis</i>	14
8. <i>Trifolium repens</i>	283	22. <i>Achillea millefolium</i>	7
9. <i>Trifolium dubium</i>	214	23. <i>Chaenorrhinum minus</i>	7
10. <i>Bromus sterilis</i>	214	24. <i>Festuca trachyphylla</i>	7
11. <i>Solidago canadensis</i>	131	25. <i>Lactuca serriola</i>	7
12. <i>Potentilla supina</i>	103	26. <i>Sagina procumbens</i>	7
13. <i>Chenopodium album</i>	103	27. <i>Taraxacum officinalis</i>	7
14. <i>Plantago lanceolata</i>	97		

Eine sofortige Bestandeserneuerung nach oberirdischer und unterirdischer Biomassezerstörung wie bei der Kleinen Brennessel ist bei *Solidago canadensis* jedoch nicht möglich. Zum einen ist die Keimung der Goldrute jahreszeitlich stark eingeengt, zum anderen besitzt sie, gemessen an ihrer Samenproduktion und im Vergleich zu anderen Arten, nur eine relativ geringe Neigung zur Ausbildung von Samenbanken (siehe Tab. 3). Eine Bestandeserneuerung ist damit zumeist auf den Sameneintrag von benachbarten unzerstörten Populationen angewiesen und benötigt im Maximum bis zu einem Jahr. Dennoch kann auch der generative Bereich der Goldrute als Teil der Anpassungen an Störungen gewertet werden. Die Samenproduktion, die im zweiten Entwicklungsjahr einsetzt, ist sehr hoch und beträgt bis zu 20 000 Samen/Sproß (WERNER et al. 1980). Die Samen sind zudem mit einem Pappus ausgerüstet und besitzen nach SCHREIER (1955) ausgezeichnete Flugeigenschaften. Auch weit entfernte Störungsinseln können so mit einer genügend großen Anzahl an Diasporen versorgt werden, um einen neuen Bestand zu begründen. Die Goldrute besitzt demnach im Gegensatz zur Kleinen Brennessel zwei Strategieelemente, wobei eines auf Konkurrenz und Dominanz, das andere auf Störungen hin ausgerichtet ist. Sie ist damit gut an räumlich und zeitlich nicht voraussagbare Störungen angepaßt.

Wie verhalten sich die beiden Arten gegenüber Störungen, die durch Schadstoffe verursacht wurden?

Ein Beispiel für den Einfluß von Nekrosen bildenden Ozonkonzentrationen auf die Populationsentwicklung von *Urtica urens* geben CORNELIUS u. MARKAN (1984). Ihre Untersuchungen hatten gezeigt, daß bei einer intermittierenden Ozonbegasung über 11 Wochen und einer wöchentlichen Ozondosis von 100 ppb über 4 Stunden, sowie bei einer einmaligen Begasung von 400 ppb über 4 Stunden die reproduktiven Anstrengungen trotz zum Teil hoher Blattschädigungsraten auf hohem Niveau gehalten werden, so daß der Populationserhalt nach dem Absterben der Elterngeneration gesichert war. Die Untersuchungen zeigten weiter, daß die Keimung der Folgegeneration direkt nach dem Tod des Elternbestandes einsetzen kann. Eine durch Ozonbegasung vorzeitig unterbrochene Substanzproduktion der Elterngeneration kann sofort wieder aufgenommen werden. *Urtica urens* hatte bei hoher Empfindlichkeit des Individuums den Störungseinfluß mittels ihrer Populationsstrategie bewältigt.

Wie weiter oben erläutert, kann auch *Solidago canadensis*, zumindest bei einer oberirdischen Biomassezerstörung, auf Störfaktoren schnell mit einer Bestandesregeneration reagieren. Daß dies auch bei der Goldrute für den Einfluß von Schadstoffen zutreffen kann, zeigen Untersuchungen von KRATZ (1984) und MEYER (1986). Eine von *Solidago* dominierte Brachfläche in Berlin war von diesen Autoren Ende Juni mit sehr hohen Mengen von Cd-Nitrat behandelt worden. Unmittelbar nach der Behandlung starben sämtliche Blätter des Bestandes sowie die Vegetationskegel der Sprosse ab. Noch in der gleichen Woche trieben neue Seitensprosse aus, die oberirdische Biomasse wurde regeneriert. Im Verlauf eines Jahres waren zwischen Behandlung und Kontrolle keine Unterschiede in den Deckungsgraden der Goldrutenbestände mehr festzustellen.

Totale Bestandesvernichtungen durch Umweltgifte stellen bei der Goldrute auf Grund ihrer weiter unten beschriebenen Schadstofftoleranz eine Ausnahme dar. Lediglich in der Nähe schadhafter Fabrikanlagen oder bei starkem Herbizideinsatz sind solche Ereignisse lokal begrenzt möglich; benachbarte Populationen können die vorhandenen Bestandeslücken durch Sameneintrag oder laterales Rhizomwachstum wieder schließen.

3. Schadstofftoleranz und Beeinflussung physiologischer Parameter

Die Antwort auf das Überschreiten von Letalitätsgrenzen stellt jedoch nur einen Aspekt der Schadstoffresistenz der großstädtischen Ruderalarten dar. Für die Konkurrenzkraft ist vor allem bei Arten mit gemäßigter Störungsstrategie wie *Solidago canadensis* der Verlauf der Dosis-Wirkungsbeziehungen vom physiologischen Reaktionsschwellenwert bis zum Letalitätsschwellenwert von großer Bedeutung, da der primäre Ansatz der physiologischen Schädigung in vielen Fällen die Photosyntheseapparatur betrifft. Untersuchungen zur Schadstofftoleranz der Goldrute von TOMKINS u. GRANT (1974), CORNELIUS (1982, 1985) und vor allem von MEYER (1981, 1986), haben gezeigt, daß die Kanadische Goldrute auf viele Schadstoffe zwar schon bei geringen Konzentrationen mit einer Leistungsbeeinträchtigung reagiert, daß der weitere Verlauf der Dosis-Wirkungsbeziehung aber sehr flach ist, so daß die Letalitätsschwellenwerte erst spät erreicht werden. Die Kanadische Goldrute kann demnach im Vergleich zu anderen Arten als weitgehend schadstofftolerant eingestuft werden.

4. Schadstoffresistenz

Eine Zusammenfassung der oben erläuterten Beispiele ergibt folgendes Bild:

- *Urtica urens* besitzt zumindest gegenüber einigen Schadstoffen einen sehr niedrigen Letalitätsschwellenwert. Sie erscheint dennoch als relativ resistent, da sie die individuelle Empfindlichkeit durch ihre auf starke Störungen ausgerichtete Populationsstrategie auffangen kann. Ihre Resistenz gegenüber Ozon ergibt sich überwiegend aus einer Vermeidungsstrategie.
- *Solidago canadensis* besitzt, wenn auch in einem geringeren Maße als die kleine Brennnessel, ebenfalls die Fähigkeit, Störungen zu bewältigen. Im Gegensatz zu dieser besitzt sie zusätzlich eine relativ hohe Schadstofftoleranz. Beide Aspekte zusammen bedingen die hohe Schadstoffresistenz der Goldrute und klären damit die Frage nach den Ursachen der hohen Belastbarkeit dieser Art und ihres steten Vorkommens auf Industriebrachflächen.

5. Schlußfolgerung

Die aufgeführten Beispiele zeigen, daß autökologische Betrachtungsweisen zwar einen notwendigen, aber keinen hinreichenden Beitrag zur Klärung der Schadstoffresistenz einer Art leisten. Eine umfassende Analyse erfordert zusätzlich die Einbeziehung populationsbiologischer Aspekte.

Literatur

- ATRI F.R., BORNKAMM R., 1984: Zur chemischen Belastung einiger Pflanzenarten an ausgewählten Standorten in Berlin. Berliner Naturschutzbl. 28: 36-40.
- BORNKAMM R., HENNIG U., 1982: Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. I. Zusammensetzung der Vegetation. Flora 1972: 267-316.
- BRADBURY I.K., HOFSTRA G., 1976: The partitioning of net energy resources in two populations of *Solidago canadensis* during a single developmental cycle in southern Ontario. Can. J. Bot. 54: 2449-2456.
- BRADSHAW A.D., MCNEILLY T., 1981: Evolution and pollution. Studies in Biology 130: 76 S.
- CORNELIUS R., 1982: Der Einfluß von Ozon auf die Konkurrenz von *Solidago canadensis* L. und *Artemisia vulgaris* L. Angew. Bot. 56: 243-241.
- CORNELIUS R., FAENSEN-THIEBES A., FISCHER U., MARKAN K., 1984: Wirkungskataster der Immissionsbelastungen für die Berliner Vegetation. Schriftenr. FB Landschaftsentw. TU Berlin 26:
- CORNELIUS R., MARKAN K., 1984: Interferenz von *Urtica urens* L. und *Chenopodium album* L. unter Ozoneinfluß. Angew. Bot. 58: 195-206.
- CORNELIUS R., 1985: Der Einfluß von Cadmium auf die Sukzession einer ruderalen Pflanzengemeinschaft. Verh. Ges. Ökol. 8: 627-630.
- CORNELIUS R., FAENSEN-THIEBES A., MEYER G., 1987: Ökologische Grundlagen der Entwicklung ruderaler Hochstauden. In: (Ed. SCHUBERT R., HILBIG W.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Teil 1: 184-198.
- GRIME J.P., 1979: Plant strategies and vegetation processes. Chichester/New York/Brisbane/Toronto (Wiley): 222 S.
- GROSSE-BRAUCKMANN G., 1953: Untersuchungen über die Ökologie, besonders den Wasserhaushalt von Ruderalgesellschaften. Vegetatio 4: 245-283.
- HARTNETT D.C., BAZZAZ F.A., 1983: Physiological integration among intracolonial ramets in *Solidago canadensis*. Ecology 64: 779-788.
- HARTNETT D.C., BAZZAZ F.A., 1985: The genet and ramet population dynamics of *Solidago canadensis* in an abandoned field. J. Ecol. 73: 407-413.
- KIENAST D., 1978: Die spontane Vegetation der Stadt Kassel in Abhängigkeit von bau- und stadtstrukturellen Quartierstypen. Urbs et regio 10: 414 S.
- KRATZ W., 1984: Zur Wirkung und Verteilung von Cadmiumnitrat in einem ruderalen Ökosystem in Berlin-West. Diss. FU Berlin: 300 S.
- KUNICK W., 1974: Veränderungen von Flora und Vegetation einer Großstadt dargestellt am Beispiel Berlin-West. Diss. TU Berlin: 472 S.
- MEYER G., 1981: Wirkung von Ozon und Cadmium auf den Wasserhaushalt von *Solidago canadensis* L. (Kanadische Goldrute). Verh. Ges. Ökol. 9: 283-288.

- MEYER G., 1986: Untersuchungen zur Schadstoffverträglichkeit von *Solidago canadensis* L. Diss. TU Berlin: 113 S.
- REBELE F., WERNER P., 1984: Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung industrieller Brach- und Restflächen in Berlin-West. Projektber. Förderungsprogr. FU Berlin: 169 S.
- SCHREIER K., 1955: Die Vegetation auf Trümmerschutt zerstörter Stadtteile in Darmstadt und ihre Entwicklung in pflanzensoziologischer Betrachtung. Schriftenr. Naturschutzstelle Darmstadt: 49 S.
- STEUBING L., KIRSCHBAUM U., POOS F., CORNELIUS R., 1983: Monitoring mittels Bioindikatoren in Belastungsgebieten. Forschungsber. 80-101 040 34 [Bonn (BMI)]: 180 S.
- TOMKINS D.J., GRANT W.F., 1974: Differential response of 14 weed species to seven herbicides in two plant communities. Can. J. Bot. 52: 525-533.
- WEIGEL H.J., PRIEBE A., JÄGER H.J., 1982: Comparative investigations on nitrogen metabolism of two *Agrostis tenuis* populations from a metalliferous waste. Flora 172: 113-124.
- WERNER P.A., BRADBURY I.K., GROSS R.S., 1980: The biology of Canadian weeds. 45. *Solidago canadensis*. Can. J. Plant Sci. 60: 1393-1409.
- WERNER W., 1983: Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt einiger Pflanzenbestände. Scripta Geobot. 16: 95 S.

Adresse:

Dr. Reiner Cornelius
 Institut für Ökologie TU
 Rothenburgstr. 12
 D-1000 Berlin 41

Langzeit-Effekte eines erhöhten CO₂-Angebotes
bei Rotklee-Wiesenschwingelgemeinschaften

- Dieter Overdieck und Manfred Forstreuter -

Synopsis

Homogenized garden soil and a mixture of *Trifolium pratense* and *Festuca pratensis* (1:1, 20 seeds/dm³) were continuously supplied with $590 \pm 19 \mu\text{l CO}_2/\text{l}$ from 19.7. - 25.12.84 in the field in acrylic mini-glasshouses (soil volume: 0.38 m³, air volume: 0.51 m³). The climate inside was regulated according to the outside conditions at constant air velocity (0.5 m/s): temperature $\pm 0.5^\circ\text{C}$, rel. air humidity ($\pm 15\%$). The CO₂ concentration in the control mini-glasshouse was held at $335 \pm 23 \mu\text{l CO}_2/\text{l}$. In addition to the microclimate parameters the CO₂ gas exchange rates of the entire mini-glasshouses were registered with a computer (half-hour means).

The dry matter production was evidently enhanced by the additional CO₂ supply (+ 41%). Towards the end of the vegetation period the root/shoot ratio was increased. Red clover reacted more on CO₂ enrichment gaining initial advantage in competition. Photon flux density (PhAR) was the most important supporting environmental factor for the CO₂ enrichment effect on CO₂ gas exchange of the systems. The most positive CO₂ effect (+ 42%) occurred at high PhAR. Increasing temperatures enhanced the CO₂ enrichment effect less evidently. The relation between phytomass accumulation in the mini-glasshouses and the CO₂ gas exchange balances was studied in detail. The initially great positive CO₂ enrichment effect decreased towards the end of the vegetation period because the CO₂-enriched system released more CO₂ by respiration than the control.

CO₂ enrichment, CO₂ gas exchange, model-ecosystem, phytomass production.

1. Einführung

Nach neueren Schätzungen (NEFTEL et al. 1985) ist die atmosphärische CO₂-Konzentration in den vergangenen 100 Jahren um $62 \mu\text{l/l}$ auf den heute gültigen globalen Mittelwert von $\sim 342 \mu\text{l/l}$ angestiegen (SOLOMON et al. 1985). Wahrscheinlich wird sich dieser Trend nicht nur ins nächste Jahrhundert hinein fortsetzen, sondern noch verstärken, so daß sich der CO₂-Gehalt der Luft in vergleichsweise kurzer Zeit verdoppeln könnte.

Aus zahlreichen Untersuchungen (vgl. z.B. COCK, YOSHIDA 1973; HARPER et al. 1973; IMAI, MURATA 1978a, b; WONG 1979; CARLSON, BAZZAZ 1980; SIONIT et al. 1981, 1982; OVERDIECK et al. 1984) geht hervor, daß die Produktion pflanzlicher Trockensubstanz bei Begasung mit CO₂ gefördert wird. Auf Grund dieser Ergebnisse sollte man annehmen, daß die Gesamtmasse der Landvegetation in den verschiedensten Ökosystemen wie eine Senke für zusätzliches, anthropogenes CO₂ wirkt.

Andererseits mehren sich die Befunde, daß sich die Ergebnisse oft kurzfristiger Begasungsexperimente nicht auf den gesamten Lebenszyklus der untersuchten Art übertragen lassen. Bei vielen Pflanzen schwächt sich der in der Jugendphase starke CO₂-Effekt später erheblich ab (THOMAS et al. 1975, KRAMER 1981). Vollends unklar muß bleiben, wie sich auf Dauer die CO₂-Anreicherung auf Vegetationseinheiten im Freiland auswirken wird. Wir haben daher eine Versuchsanlage konzipiert, in der konkurrierende Pflanzenarten zusammen mit dem von ihnen durchwurzelten Bodenraum langfristig einer im realistischen Bereich liegenden CO₂-Konzentration ($\sim 600 \mu\text{l CO}_2/\text{l}$) ausgesetzt werden können. Erste Versuche an Weißklee-Weidelgras-Mischungen (OVERDIECK, BOSSEMAYER 1985) zeigten im Laufe der Zeit eine deutliche Abschwächung des anfänglich großen positiven CO₂-Effektes bei den CO₂-Nettofixierungsraten. Bei diesem Experiment war es nicht möglich, die ständig gemessenen Gaswechselraten der Gesamtsysteme den jeweils in den Systemen vorliegenden Phytomassen genau genug zuzuordnen. Wir haben daher den Langzeitversuch technisch verbessert, mit einer Mischung aus Rotklee und Wiesenschwingel wiederholt und dabei die Entwicklung der Phytomasse bei $\sim 600 \mu\text{l CO}_2/\text{l}$ parallel mit den CO₂-Gaswechselraten der Einheiten aus Boden und Pflanzen verfolgt.

2. Material und Methoden

Homogenisierter Gartenboden und eine Mischung (1 : 1, 20 Samen/dm³) von *Trifolium pratense* L. (Sorte: Lero) und *Festuca pratensis* Huds. (Sorte: Cosmos 2) wurden in Plexiglasgewächshäusern kontinuierlich vom 19.7. – 25.12.1984 mit $590 \pm 19 \mu\text{l CO}_2/\text{l}$ versorgt (Bodenraum: 0.38 m³, Luftraum: 0.51 m³). Das Innenklima in den im Freiland aufgestellten Minigewächshäusern wurde nach den Außenbedingungen geregelt: Temperatur $\pm 0.5^\circ\text{C}$, rel. Luftfeuchtigkeit ($\pm 15\%$), Windgeschwindigkeit 0.5 m/s. In der Kontrollserie (unmittelbar benachbartes Minigewächshaus) lag die CO₂-Konzentration bei $335 \pm 23 \mu\text{l CO}_2/\text{l}^*$. An beiden Arten wurden Wachstumsanalysen durchgeführt und die Trockensubstanzakkumulation bestimmt. Viermal wurden dazu während des Versuches mit einem Stechquader (Kantenlänge: 8 x 8 cm, Höhe: 60 cm) je drei Proben pro Minigewächshaus ausgestanzt, nachdem zuvor die oberirdische Phytomasse von der Stanzfläche entfernt, getrocknet (105 °C) und gewogen worden war. Die oberirdischen Teile wurden nach Arten getrennt bearbeitet. Die Wurzeln wurden ausgewaschen und insgesamt getrocknet; der Bestandsabfall wurde von der Probenfläche abgesammelt und das Gewicht seiner Trockensubstanz auf die gleiche Weise ermittelt. Nach 111 Tagen wurde die oberirdische Phytomasse in beiden Minigewächshäusern total abgemäht und bestimmt.

Neben Mikroklimaparametern wurden ständig die CO₂-Gaswechselraten der Minigewächshäuser registriert. Die kontinuierliche CO₂-Begasung wurde durch thermische Massendurchflußmengenmesser ermöglicht. Für die CO₂-Gaswechselmessung wurde die bei OVERDIECK u. BOSSEMEYER (1985) beschriebene Methode stark modifiziert.

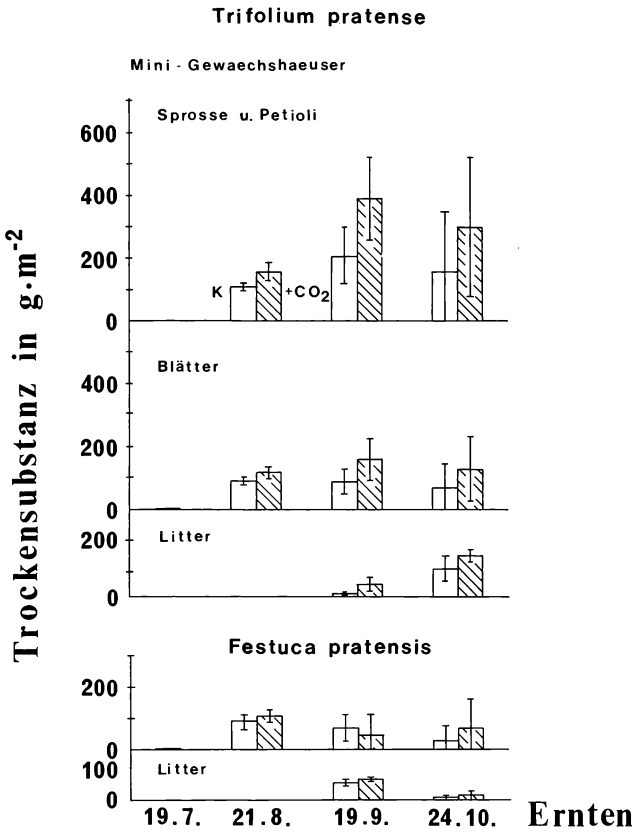


Abb. 1: Trockensubstanzakkumulation von *Trifolium pratense* und *Festuca pratensis* in Mischkultur (1 : 1) in zwei nach den Außenbedingungen klimatisierten Minigewächshäusern unter erhöhtem CO₂-Angebot (+ CO₂: ca. 600 $\mu\text{l}/\text{l}$) und bei unveränderter CO₂-Konzentration (Kontrollserie: ca. 340 $\mu\text{l}/\text{l}$).

Litter: abgestorbene, nicht grüne Pflanzenteile.

*) Im folgenden Text sind die CO₂-Konzentrationen mit ~ 340 bzw. $\sim 600 \mu\text{l CO}_2/\text{l}$ angegeben.

3. Ergebnisse

3.1 Reaktion der Arten

Das erhöhte CO₂-Angebot wirkte auf *Trifolium pratense* stärker als auf *Festuca pratensis*. Im August waren die Kleeblätter um 31% schwerer als im Kontrollversuch, im September waren es 83% und im Oktober 92%. Bei den Sproßanteilen betrug die Steigerungsrate im August 44%, im September 90% und im Oktober 92% (Abb. 1). Bei *F. pratensis* nahm die oberirdische Phytomasse nur zu Beginn der CO₂-Begasung (nach 33 Tagen) um 18% zu und fiel dann um 49% gegenüber der Kontrollserie ab. Gleichzeitig akkumulierte der Bestandsabfall stärker als zuvor. Im Oktober jedoch erholte sich das mit zusätzlichem CO₂ versorgte Gras viel besser als im Kontrollversuch. Die Differenz betrug jetzt 118%; dennoch dominierte der Klee weiterhin.

3.2 Gesamtproduktion

Nach 62 Versuchstagen wurden die Maxima der oberirdischen Phytomasse mit 695 g/m² bei ~ 600 µl CO₂/l und 428 g/m² bei ~ 340 µl CO₂/l erreicht (Abb. 2). Die Phytomasse des mit zusätzlichem CO₂ versorgten Bestandes wuchs bis dahin leicht an, während sich der Zuwachs beim Kontrollbestand schon nach dem 33. Tag verlangsamte. Entsprechend vergrößerte sich die Steigerungsrate von 32% nach 33 Tagen auf 62% nach 62 Versuchstagen. Die großen Streuungen der Werte am 97. Tag erlaubten nur die Gesamtmahd zu berücksichtigen: Die Steigerungsrate betrug hier 27%. Gemittelt über den Zeitraum der Stichprobennahme wurde die Produktion lebender (= grüner) oberirdischer Phytomasse durch das zusätzlich angebotene CO₂ um 41% gesteigert.

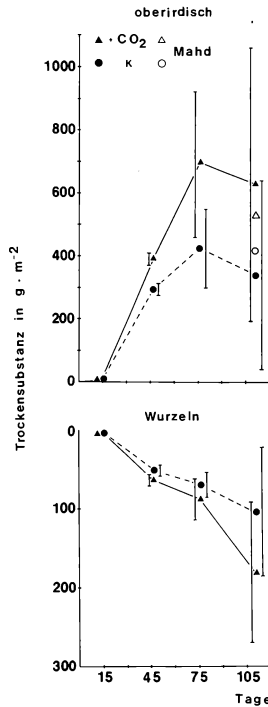


Abb. 2: Entwicklung der gesamten ober- und unterirdischen Phytomasse einer Mischkultur (1:1) aus *Trifolium pratense* und *Festuca pratensis* in nach den Außenbedingungen klimatisierten Minigewächshäusern bei erhöhtem CO₂-Angebot (+ CO₂: ca. 600 µl/l) und bei unveränderter CO₂-Konzentration (Kontrollserie: ca. 340 µl/l).

Der Unterschied im Gewicht der Wurzeltrockensubstanz betrug gegenüber der Kontrollserie nach 33 Tagen 24% und nach 64 Tagen 25%. Gegen Ende der Vegetationsperiode unterstützte das zusätzlich angebotene CO₂ verstärkt die unterirdische Produktion; die Steigerungsrate betrug 73%. Im Gesamtdurchschnitt wurde die Produktion an unterirdischer Wurzelmasse um 41% gesteigert; dies entsprach der Steigerung bei den lebenden oberirdischen Teilen (ohne Bestandsabfall). Die Wurzel-Sproßverhältnisswerte zeigten deutlich, daß die oberirdischen Anteile durch das zusätzlich angebotene CO₂ phasenweise stärker gefördert worden waren als die unterirdischen (Abb. 3). In beiden Versuchsansätzen stiegen die Werte am Ende der Versuchsperiode an.

Nach 62 Tagen fiel in beiden Minigewächshäusern der erste Bestandsabfall (Litter) an. Bei ~ 600 µl CO₂/l waren es 64% mehr als im Kontrollversuch. Dabei betrug der Anteil des Bestandsabfalls an der gesamten Trockensubstanz in beiden Versuchsansätzen 15%. Am Ende der Vegetationsperiode stieg dieser Anteil auf 27% in der zusätzlich mit CO₂ versorgten und auf 22% in der Kontrollserie an. Das erhöhte CO₂-Angebot wirkte sich im Oktober stärker auf die Litterproduktion aus als auf die Produktion lebender Phytomasse. Die Summen aller in den beiden Minigewächshäusern akkumulierten Phytomassen sind in Tab. 1 zusammengestellt.

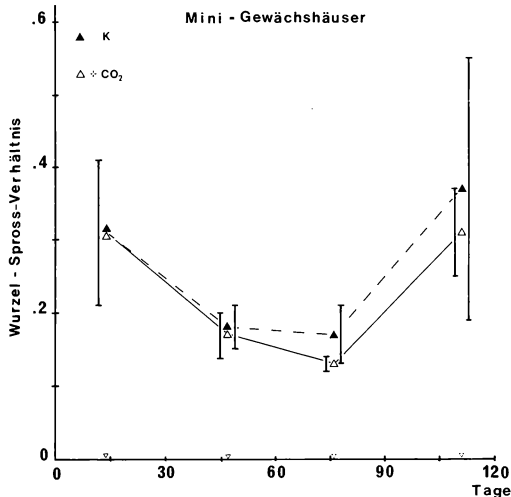


Abb. 3: Wurzel-Sproßverhältnis einer Rotklee-Wiesenschwingelmischung (1 : 1) in nach den Außenbedingungen klimatisierten Minigewächshäusern bei erhöhtem CO₂-Angebot (+ CO₂: ca. 600 µl/l) und bei unveränderter CO₂-Konzentration (Kontrollserie: ca. 340 µl/l).

Tab. 1: Phytomasseakkumulation (oberirdisch + unterirdisch + Bestandsabfall) von Rotklee-Wiesenschwingelmischungen (1 : 1) in nach den Außenbedingungen klimatisierten Minigewächshäusern bei ~ 600 µl CO₂/l (= + CO₂) und bei unveränderter Umgebungsluft (~ 340 µl CO₂/l = Kontrolle).

Stich-probe	+ CO ₂	Kontrolle	CO ₂ -Effekt %
1	447.0 +13.6	342.3 +15.7	30
2	783.7 + 269.3	494.8 + 134.1	58
3	810.4 + 527.9	446.0 + 378.0	81
Mahd	710.6	521.7	36

3.3 CO₂-Gaswechsel der Systeme

Als Beispiel für bis zur Mahd typische Tagesgänge der kontinuierlich gemessenen Klimaparameter und des CO₂-Gaswechsels beider Versuchsanlagen ist der 14.8.84 ausgewählt worden (Abb. 4). Die nächtlichen CO₂-Atmungsverluste waren in beiden Systemen etwa gleich groß, und die Lichtkompensationspunkte wichen nicht voneinander ab. Zu Beginn dieses Strahlungstages unterschieden sich die CO₂-Nettoaufnahmeraten der Systeme nicht. Bei Photonenflußdichten von 240–390 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ nahm dann die CO₂-Nettofixierung beim 600 $\mu\text{l CO}_2/\text{l}$ -System stärker zu als beim Kontrollsystem. Bei Photonenflußdichten > 390 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ lagen die Werte vom Minigewächshaus mit zusätzlichem CO₂-Angebot auf einem deutlich höheren Niveau. Beim Maximum der Einstrahlung dieses Tages ($\sim 1040 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$) betrug der Unterschied zur Kontrollserie 42%. Auf einen deutlichen Rückgang der Photonenflußdichte am Vormittag reagierte das mit mehr CO₂ versorgte System empfindlicher als das mit unveränderter Umgebungsluft beschickte. In der Bilanz dieses Tages wurde bei erhöhter CO₂-Konzentration netto 60% mehr CO₂ fixiert.

14. 8. 84

- = 340 ppm CO₂
- = 600 ppm CO₂ Δ = außen

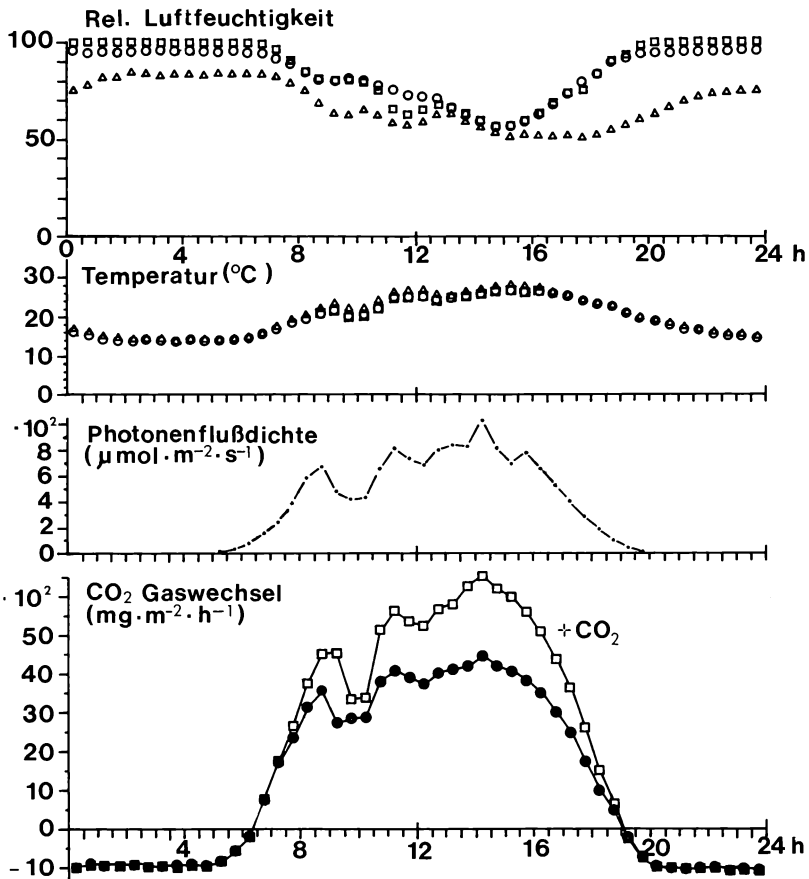


Abb. 4: Tagesgänge des CO₂-Gaswechsels aus Halbstundenmittelwerten (n = 12) zweier Systeme aus Boden und den gleichen Mischungen (1 : 1) von *Trifolium pratense* und *Festuca pratensis* in nach den Außenbedingungen klimatisierten Minigewächshäusern bei unveränderter Umgebungsluft (ca. 340 $\mu\text{l CO}_2/\text{l}$) und bei ca. 600 $\mu\text{l CO}_2/\text{l}$). Darüber (parallel gemessen): relative Luftfeuchtigkeit (%), Innen- und Außentemperatur (°C) sowie Photonenflußdichte (photosynthetisch aktive Strahlung).

Im Verlauf des Versuchs nahmen die nächtlichen CO_2 -Atmungsverluste des 600 $\mu\text{l CO}_2/\text{l}$ -Systems gegenüber der Kontrollmischung immer stärker zu, und der Lichtkompensationspunkt verschob sich schneller zu höheren Werten. Negative Tagesbilanzen des CO_2 -Gaswechsels ergaben sich eher beim mit zusätzlichem CO_2 versorgten System. Die Tagesbilanz-Werte bis zum 25.12.84 sind in Abb. 5 den mittleren täglichen Photonenflußdichten gegenübergestellt. Es wird deutlich, daß das 600 $\mu\text{l CO}_2/\text{l}$ -System nur bei den größten Photonenflußdichten netto mehr CO_2 fixieren konnte. Im Zuge der Akkumulation von lebender Phytomasse und Bestandsabfall ließen sich die CO_2 -Atmungsverluste immer schwerer kompensieren. Allmählich wurden in beiden Systemen die in der Vege-

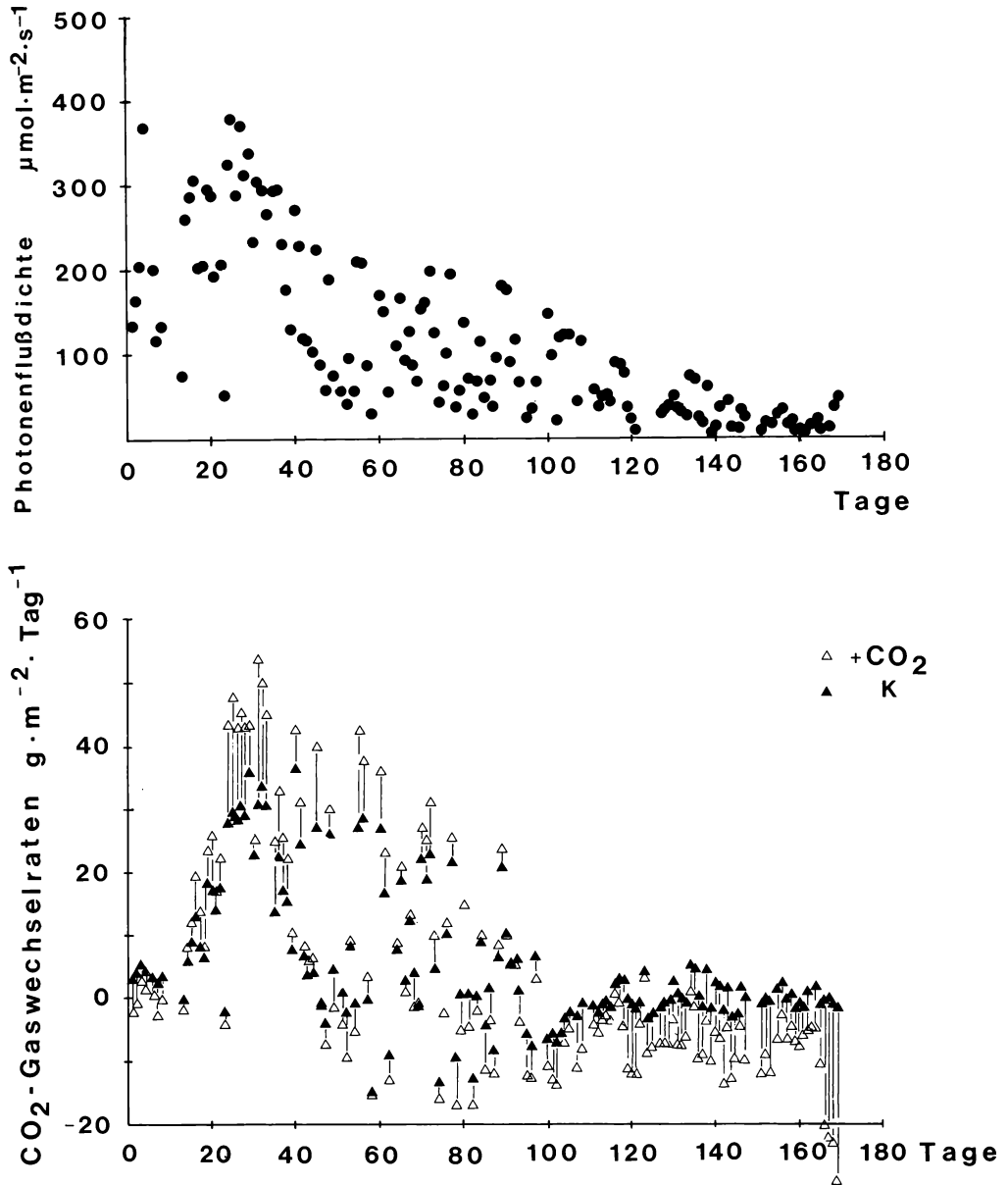


Abb. 5: Mittlere tägliche Photonenflußdichten (oben) und Tagesbilanzen der CO_2 -Gaswechselraten (unten) von Mischkulturen aus *Trifolium pratense* und *Festuca pratensis* in nach den Außenbedingungen klimatisierten Gewächshäusern bei ca. 600 $\mu\text{l CO}_2/\text{l}$ (+ CO_2) und ca. 340 $\mu\text{l CO}_2/\text{l}$ (Kontrollserie) vom 20.7.1984 bis zum 25.12.1984.

tationsperiode netto fixierten CO₂-Mengen wieder bis zum Ende der Vegetationsperiode freigesetzt.

Zur Untersuchung der Wirkung von Licht und Temperatur auf den CO₂-Effekt beim CO₂-Gaswechsel wurden alle Halbstundenmittelwerte der Gaswechselraten Phyto- masse-Klassen zugeordnet. In 100 g/m²-Schritten wurden 7 Phytomasse-Klassen gebildet. Außerdem wurden 5 °C breite Temperaturklassen zugrunde gelegt. Abb. 6 zeigt die Phytomasseklasse 100-200 g/m² mit den so in Abhängigkeit von der Photonenflußdichte geordneten Halbstundenmittelwerten. Die dichten CO₂-Nettofixierungsraten stiegen in beiden Versuchsansätzen nur bis zu einer Phytomasse von 400-500 g/m² an. In vielen Fällen stützten die Werte die Form von Sättigungskurven mit der unabhängigen Variablen Photonenflußdichte, deren obere Äste nicht exakt asymptotisch verliefen. Bei allen Untersuchungen steigerte das erhöhte CO₂-Angebot erst bei großen Photonenflußdichten (~ 600-800 µmol/m² · s) und höheren Temperaturen (meist > 20 °C) die CO₂- Nettofixierungsrate stärker als bei der Kontrollserie. Quasi Lichtsätti- gungsniveau wurde in den Phytomasseklassen 100-200 und 200-400 g/m² bei etwa 1100 µmol Photonen/m² · s erreicht. Das Kontrollsystem erreichte dieses Niveau in den gleichen Klassen schon bei ~ 900 µmol/m² · s.

In den Phytomasseklassen 100-200 und 200-400 g/m² wurde das Temperatur- Optimum des CO₂-Gaswechsels bei der Kontrollserie auf einem besonders deut- lich niedrigeren Temperaturniveau als bei 600 µl CO₂/l erreicht (Diff. > 10 °C). Bei höheren Phytomasseklassen konnte dieser Effekt nicht mehr nachgewiesen werden. Bei Photonenflußdichten < 200 µmol/m² · s in allen Phytomasseklassen war die Wirkung der Temperatur auf den CO₂-Effekt eben- falls nicht mehr nachweisbar.

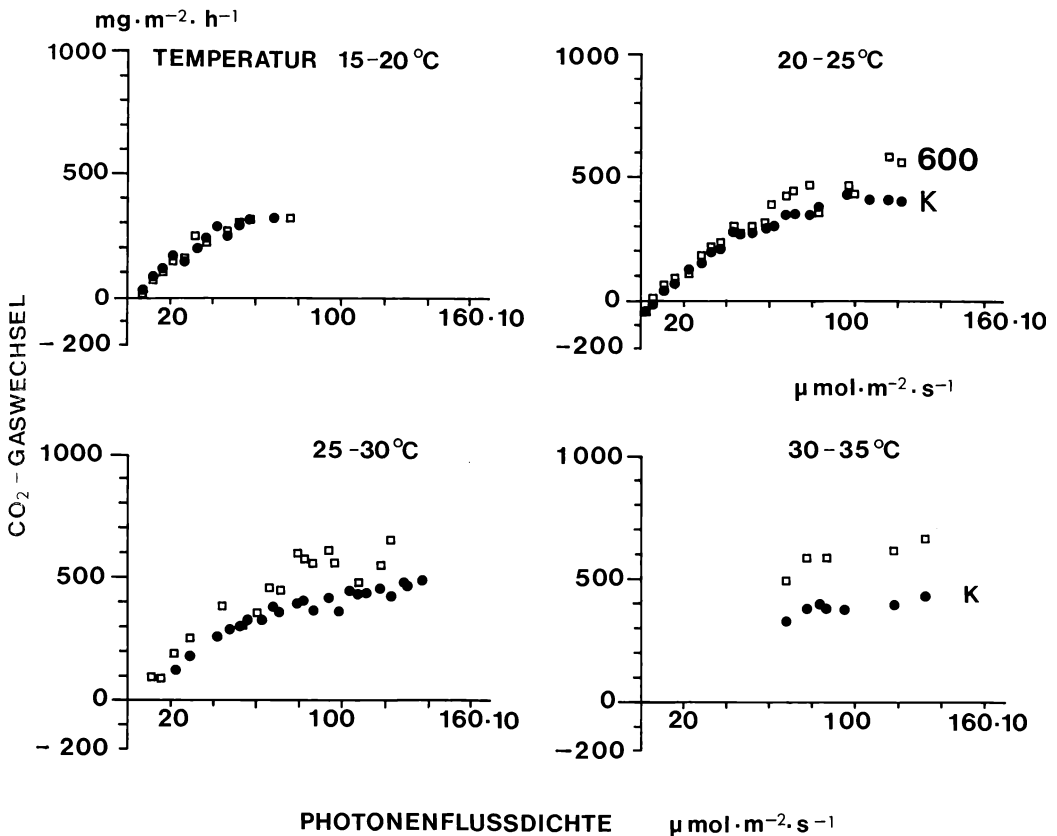


Abb. 6: Halbstundenmittelwerte (n = 12) der CO₂-Gaswechselraten von *Trifolium pratense*- und *Festuca pratensis*-Mischkulturen in der Phytomasse- klasse 100-200 g/m² bei ca. 600 µl CO₂/l und ca. 340 µl CO₂/l (K) in Abhängigkeit von der Photonenflußdichte (photosynthetisch aktive Strahlung).

Die CO₂-Gaswechselraten wurden in Temperaturintervalle von 5 °C unterteilt.

4. Diskussion

4.1 Reaktion der Arten

Obwohl der Wiesenschwingel *Festuca pratensis* mit einer Aussaatstärke, die 20 kg/ha entsprach, in seinem optimalen Bereich lag, wurde er von *Trifolium pratense* verdrängt. Möglicherweise ergab sich dieser Konkurrenzvorteil für den Klee aus seiner symbiontischen Lebensweise mit Luftstickstoff fixierenden Bakterien, die eine bessere Nutzung des zusätzlich angebotenen CO₂ erlauben. Es ist denkbar, daß auch das Gras unseres Versuches bei zusätzlichen Stickstoffgaben die CO₂-Begasung besser zur Mehrproduktion genutzt hätte. Unserem Ergebnis entsprechend fanden auch BAZZAZ u. CARLSON (1984), daß die Phytomasse eines Bestandes einjähriger Pflanzen insgesamt durch CO₂-Anreicherung anwächst, daß jedoch die Einzelbeiträge der Arten dazu stark differieren. Dies stützt die Prognose, daß infolge der atmosphärischen CO₂-Anreicherung sich das Artengefüge von Pflanzengemeinschaften verändern könnte.

4.2 Gesamtphytomasse

Die durchschnittliche Steigerung der Phytomasseakkumulation (um 41% ohne Litter) durch ~ 600 µl CO₂/l liegt in der Größenordnung der in der Literatur gefundenen Werte. Bei einem vergleichbaren Versuchsaufbau ermittelten OVERDIECK et al. (1984) bei einer Weißklee-Weidelgrasmischung in der ersten Vegetationsperiode eine Steigerung von 50-72% und OVERDIECK u. REINING (1986) bei einer Mischung der gleichen Arten eine Steigerung um 60%. Die zeitliche Fluktuation unserer Werte könnte nach CLOUGH et al. (1981a) entwicklungsbedingt sein.

Auch SIONIT et al. (1982) und BHATTACHARYA et al. (1985) hatten gefunden, daß bei erhöhtem CO₂-Angebot mehr Material in die unterirdischen Speicherorgane (Wurzeln) gelangt. Es finden sich jedoch in der Literatur recht unterschiedliche Befunde über CO₂-Effekte bei Wurzeln. Bei der Sojabohne fanden JONES et al. (1984) sowie PATTERSON et al. (1984) eine Zunahme der Wurzel-Sproß-verhältnisswerte. Dagegen berichteten WILLIAMS et al. (1981) sowie SIONIT et al. (1983) über eine Abnahme dieser Quotienten. Bei 1000 µl CO₂/l stellten CLOUGH u. PEET (1981b) bei der Sojabohne keine Effekte fest. Insgesamt gesehen stützen unsere Ergebnisse jedoch die Hypothese, daß das Wachstum von oberirdischen Pflanzenteilen durch die CO₂-Anreicherung phasenweise stärker gefördert wird als das unterirdische. Möglicherweise hängt dies damit zusammen, daß unsere Versuchspflanzen über keine sehr ausgeprägten unterirdischen Speicherorgane verfügen, die als große Senken wirken könnten. Die besondere Förderung des Wachstums oberirdischer Pflanzenteile und CO₂-Erhöhung dürfte sich auf die Lichtkonkurrenz von Arten auswirken.

4.3 CO₂-Gaswechsel

Häufig ist in der Literatur eine anfängliche Steigerung der CO₂-Nettofixierungsraten durch Erhöhung der CO₂-Konzentration beschrieben (vgl. u.a. GAASTRA 1959; HICKLENTON, JOLLIFFE 1980). OVERDIECK u. BOSSEMEYER (1985) berichten über höhere CO₂-Nettofixierungsraten ganzer, junger Pflanzenbestände. Im Laufe der Zeit schwächt sich in unserem Versuch dieser Anfangseffekt stark ab. Dies kann auf zwei zusammenwirkende Ursachen zurückgeführt werden: Erstens akkumulierte sich der Bestandsabfall, bei dessen Zersetzung - wenn auch mit zeitlicher Verzögerung - mehr und mehr CO₂ freigesetzt worden sein dürfte. Nach der Mahd im Oktober; bei der nur wenige assimilierende Pflanzenteile in den Systemen belassen worden waren, war dies besonders augenfällig. Zweitens wurde der Bestand mit der Zeit so dicht, daß es zu gegenseitiger Beschattung kam. Viele Blätter dürften daher erst bei sehr großen Photonenflußdichten, die bis tief hinein wirken konnten, eine positive Photosynthesebilanz erzielt haben. Auch die insgesamt sehr starke Abhängigkeit des CO₂-Effektes von der Photonenflußdichte legt diesen Schluß nahe. Trotz extrem großer Photonenflußdichten ist in vielen Fällen die Lichtsättigung der Systeme nicht so klar erreicht worden, wie man es von Messungen an Blättern und einzelnen Pflanzen kennt. Tiefer inserierte Blätter könnten dies bewirkt haben.

Die während unseres Versuches herrschenden Temperaturen waren meist so hoch, daß sie den CO₂-Verlust über Atmungsprozesse hätten stärker fördern können als den CO₂-Einbau über die Photosynthese. Im Temperaturbereich 15-35 °C wurde die CO₂-Nettofixierung durch steigende Temperaturen stärker unterstützt als die Atmung. Nur bei wenigen Temperaturspitzen > 35 °C deutete der flachere Anstieg der Photonenflußdichtekurven des CO₂-Gaswechsels an, daß die Atmungsprozesse nun stärker gefördert wurden.

Insgesamt stützen unsere Ergebnisse die Hypothese, daß extensiv genutzte Grünlandökosysteme nur in ihrer Jugendphase oder nach einer Mahd früh im Jahr eine Senke für CO₂ sein können. Schneller als erwartet, d.h. schon in der 1. Vegetationsperiode nach einer neuen Aussaat, entwickeln sich starke CO₂-Quellen, die die Einbauraten zu kompensieren vermögen. Dabei konnte bei unserem Versuchsansatz noch nicht einmal der Einfluß phytophager Arthropoden berücksichtigt werden, die den CO₂-Umsatz noch beschleunigen könnten. Dieser Hypothese folgend wären eventuell Agroökosysteme mit einjährigen Arten und Waldökosysteme wirksamere terrestrische Senken für CO₂ als Grünlandökosysteme.

Literatur

- BAZZAZ F.A., CARLSON R.W., 1984: The response of plants to elevated CO₂. I. Competition among an assemblage of annuals at different levels of soil moisture. *Oecologia* (Berlin) 62: 196-198.
- BHATTACHARYA N.C., BISWAS P.K., BHATTACHARYA S., SIONIT N., STRAIN B.R., 1985: Growth and yield of sweet potato (*Ipomea batatas*) to atmospheric CO₂ enrichment. *Crop Sci.* 25: 975-981.
- CARLSON R.W., BAZZAZ F.A., 1980: The effect of elevated CO₂-concentrations on growth photosynthesis, transpiration, and water use efficiency of plants. In: (Ed. SINGH J.J., DEEPAK A.): *Environmental and climatic impact of coal utilization*. New York (Academic Press): 608-623.
- CLOUGH J.M., PEET M.M., KRAMER P.J., 1981a: Effects of high atmospheric CO₂ and sink size on rates of photosynthesis of a soybean cultivar. *P. Physiol.* 67: 1007-1010.
- CLOUGH J.M., PEET M.M., 1981b: Effects of intermittent exposure to high atmosphere CO₂ on vegetative growth in soybean. *Physiologia Pl.* 53: 565-569.
- COCK J., YOSHIDA S., 1973: Changing sink and source relations in rice (*Oryza sativa* L.) using carbon dioxide enrichment in the field. *Soil Sci. Pl. Nutr.* 19: 229-234.
- GAASTRA P., 1959: Photosynthesis of crop plants as influenced by light, carbon dioxide, temperature, and stomatal diffusion resistance. *Meded. Landbouwhogeschool Wageningen* 59: 1-68.
- HARPER L.A., BAKER D.N., BOX J.E., HESKETH J.D., 1973: Carbon dioxide and the photosynthesis of field crops. A metered carbon dioxide release in cotton under field conditions. *Agron. J.* 65: 7-11.
- HICKLENTON P.R., JOLLIFFE P.A., 1980: Alternations in the physiology of CO₂ exchange in tomato plants grown in CO₂-enriched atmospheres. *Can. J. Bot.* 58: 2181-2189.
- IMAI K., MURATA Y., 1978a: Effect of carbon dioxide concentration and dry matter production of crop plants. III. Relationship between CO₂ concentration and nitrogen nutrition in some C₃- and C₄-species. *Jap. J. Crop Sci.* 41: 118-123.
- IMAI K., MURATA Y., 1978b: Effect of carbon dioxide on growth and dry matter concentration of crop plants. IV. After effects of carbon dioxide-treatments on the apparent photosynthesis, dark respiration and dry matter production. *Jap. J. Crop Sci.* 47: 330-335.
- JONES P., ALLEN L.H. Jr., JONES J.W., BOOTE K.J., CAMPBELL J., 1984: Soybean canopy growth, photosynthesis, and transpiration response to whole-season carbon dioxide enrichment. *Agron. J.* 76: 633-637.
- KRAMER P.J., 1981: Carbon dioxide concentration, photosynthesis and dry matter production. *Biosci.* 31: 29-33.
- NEFTEL A., MOOR E., OESCHGER H., STAUFFER B., 1985: Evidence from polar ice cores for the increase in atmospheric CO₂ in the past two centuries. *Nature* 315: 45-47.
- OVERDIECK D., BOSSEMEYER D., LIETH H., 1984: Long-term effects of an increased CO₂ concentration level on terrestrial plants in model-ecosystems. I. Phytomass production and competition of *Trifolium repens* L. and *Lolium perenne* L. *Progr. Biometeorol.* 3: 344-352.
- OVERDIECK D., BOSSEMEYER D., 1985: Langzeit-Effekte eines erhöhten CO₂-Angebotes auf den CO₂-Gaswechsel eines Modell-Ökosystems. *Angew. Bot.* 59: 179-198.
- OVERDIECK D., REINING E., 1986: Effect of atmospheric CO₂ enrichment on perennial ryegrass and white clover competing in managed model-ecosystems. II. Nutrient uptake (*Lolium perenne* L. and *Trifolium repens* L.) *Oec. Pl.* 7: 367-378.
- PATTERSON D.T., FLINT E.P., BEYERS J.L., 1984: Effects of CO₂ enrichment on competition between C₄ weed and a C₃ crop. *Weed Sci.* 32: 101-105.

- SIONIT N., STRAIN B.R., HELLMERS H., 1981: Effects of different concentrations of atmospheric CO₂ on growth and yield components of wheat. J. agric. Sci. [Camb.] 79: 335-339.
- SIONIT N., HELLMERS H., STRAIN B.R., 1982: Interaction of atmospheric CO₂ enrichment and irradiance on plant growth. Agron. J. 74: 721-725.
- SIONIT N., 1983: Response of soybean to two levels of mineral nutrition in CO₂-enriched atmosphere. Crop Sci. 23: 329-333.
- SOLOMON A.M., TRABALKA J.R., REICHLE D.E., VOORHEES L.D., 1985: 1. The global cycle of carbon. In: (Ed. TRABALKA J.R.): Atmospheric carbon dioxide and the global carbon cycle. United States Department of Energy [Oak Ridge (Oak Ridge National Laboratory)] DOE/ER-0239: 5, TN.
- THOMAS J.F., RAPER C.D. Jr., ANDERSON C.E., DOWNS R.J., 1975: Growth of young tobacco plants as affected by carbon dioxide and nutrient variables. Agron. J. 67: 685-689.
- WILLIAMS L.E., JONG T.M. de, PHILIPS A.D., 1981: Carbon and nitrogen limitations on soybean seedling development. Pl. Physiol. 68: 1206-1209.
- WONG S.C., 1979: Elevated atmospheric partial pressure of CO₂ and plant growth. Oecologia (Berlin) 44: 68-74.

Adresse:

Prof. Dr. Dieter Overdieck
 Manfred Forstreuter
 Arbeitsgruppe Ökologie
 Fachbereich Biologie/Chemie Univ.
 Postfach 4469
 D-4500 Osnabrück

Zusammenhang zwischen Hitzeresistenz und Säuregehalt in sukkulenten Pflanzen

- Wolfgang Lehrum, Ludger Kappen und Rainer Lösch -

Synopsis

Diurnal courses of heat tolerance and cellular acidification were investigated in seven species from four plant families performing different expression of CAM. The C_3 species such as *Euphorbia bubalina* shows no diurnal variation of these parameters. In species performing CAM, *Monadenium schubertii* (Euphorbiaceae), *Kalanchoe daigremontiana* (Crassulaceae) and *Pereskia kellermanii* (Cactaceae) both, titrable acidity and heat tolerance undergo diurnal changes in leaves and stems. Heat tolerance is decreased when cellular proton concentration is increased and vice versa. This holds true for the general level of cellular heat tolerance as well as for the amplitude of the diurnal fluctuations. In *Mesembryanthemum crystallinum* (Aizoaceae) where CAM is induced by cultivation on NaCl-containing medium a pronounced diurnal variation of cellular acidity is apparent and the heat tolerance varies with an amplitude twice as wide as that of plants cultivated on nutrient without NaCl. The coincidence of a large cellular acid accumulation and low heat tolerance suggests that a high proton gradient across the tonoplast as occurs in CAM-plants cannot be sustained at extremely high temperature or heat stress and therefore the cytoplasmatic compartment becomes injured.

CAM, diurnal courses, heat tolerance, succulents.

1. Einführung

Die Widerstandsfähigkeit von Pflanzen gegenüber Temperaturextremen ist keine konstante Größe. Pflanzliche Kältetoleranz verändert sich gewöhnlich im Zeitraum von mehreren Tagen oder Wochen, da zur Frosthärtung bzw. -enthärtung stoffliche und strukturelle Veränderungen in den Geweben notwendig sind. Demgegenüber kann sich die Hitzeresistenz der Pflanze innerhalb von Sekunden umstellen oder im Tagesgang stark schwanken (KAPPEN 1981). Vielfach erweist sich eine Veränderung der Hitzeresistenz als Anpassungsprozeß an höhere Umgebungstemperaturen. Der Mechanismus dieser Anpassung ist aber noch weitgehend ungeklärt. Ferner mehren sich Befunde, daß auch andere Faktoren als die Temperatur selbst auf die Höhe der Hitzeresistenz Einfluß haben. Besonders große diurnale Schwankungen der Hitzeresistenz sind bisher bei Sukkulente bekannt (SCHWEMMLE, LANGE 1959; LÖSCH, KAPPEN 1983). Letztgenannte Autoren beobachteten nur bei solchen Arten eine erhebliche Tagesschwankung der Hitzeresistenz, bei denen der Crassulaceen-Säurestoffwechsel (CAM) stark ausgeprägt war (KAPPEN, LÖSCH 1984). Da die hierbei untersuchten Pflanzen alle der gleichen Unterfamilie (*Sempervivoideae*) angehörten, ist noch offen, ob die beobachtete Korrelation zwischen diurnalen Säuregehalts- und Hitzeresistenzschwankungen einen Sonderfall der untersuchten Pflanzengruppe darstellt. Es ist weiterhin noch zu belegen, ob unabhängig von der Temperatur der Metabolismus allein Schwankungen der Hitzeresistenz induzieren kann.

Um zu prüfen, inwieweit Beziehungen zwischen CAM-Aktivität und Hitzeresistenz bei sukkulenten Pflanzengruppen verbreitet sind, wurden Arten aus vier verschiedenen Pflanzenfamilien untersucht. Die Studie erfaßt Sippen mit unterschiedlich stark ausgeprägtem CAM bzw. Arten, die nur an den sukkulenten Sprossen ihres Pflanzkörpers CAM-Gaswechsel erkennen lassen, nicht aber an ihren Blättern (LANGE, ZUBER 1977; EDER 1980).

2. Material und Methoden

Zur Untersuchung kamen im Gewächshaus des Botanischen Gartens Kiel angezogene Pflanzen von *Monadenium schubertii* N.E.Br., *Euphorbia trigona* Haw., *Euphorbia bubalina* Boiss., *Synadenium grantii* Hook.f., alle aus der Familie der Euphorbiaceae; ferner *Pereskia kellermanii* Britt. et Rose (Cactaceae), *Kalanchoe daigremontiana* Hamet et Perrier de la Bâthie (Crassulaceae) und *Mesembryanthemum crystallinum* L. (Aizoaceae). Die Pflanzen wurden vor dem jeweiligen Versuch 4 Wochen in einer Klimakammer vorkultiviert bei 25 °C in der Licht- und 20 °C in der Dunkelphase, tagneutralem Lichtphasenwechsel und bei einer relativen Feuchte von knapp 60%.

Für die Bestimmung der Hitzeresistenzgrenzen wurden Blätter und 3 cm lange Stammabschnitte kurzfristig (5 Min.) oder nach dem Standardhitzetest (30 Min.) im Wasserbad erhitzt bei Temperaturen zwischen 38 und 56 °C in 2 K-Abständen. Die Schadensermittlung erfolgte durch visuelle Bonitierung während einer achttägigen Nachkultur in feuchten Kammern bei Raumtemperatur und schwacher Lichtintensität. Stichtag zur Ermittlung der vitalen Resistenzgrenze (20% geschädigte Blatt- oder Stammfläche) war der 5. Tag der Nachkultur.

Parallel zu den Hitzeresistenztests wurde die titrierbare Acidität des Blatt- und Stammpreßsaftes bestimmt (KAPPEN, LÖSCH 1984). Alle Messungen erfolgten im Tagesgang in zwei-stündigen Intervallen. Für die Charakterisierung des Stoffwechseltyps der untersuchten Taxa (C₃ oder CAM) war der CO₂-Gaswechsel im Tagesgang ausschlaggebend.

3. Ergebnisse

Das Beispiel *Euphorbia bubalina* (Abb. 1) belegt, daß Blätter und Stamm einer schwach sukkulenten C₃-Pflanze mit sehr niedriger und kaum schwankender Acidität des Zellsaftes keine diurnalen Hitzeresistenzschwankungen zeigen. Die geringfügigen Abweichungen der Werte voneinander lassen weder bei der Hitzeresistenz noch beim Säuregehalt eine Tagesrhythmik erkennen.

Demgegenüber ist die Hitzeresistenzschwankung im Tagesgang bei einer CAM-Pflanze der gleichen Familie mit hochsukkulenten Blättern, *Monadenium schubertii* (Abb. 2), sehr ausgeprägt. Jeweils bei hoher Acidität in den Blättern ist deren Hitzeresistenz stark erniedrigt und umgekehrt. Die Säuremenge im Stamm ist niedriger als in den Blättern, ihre Tagesschwankung erscheint gering. Durch den Bezug der titrierbaren Protonenmenge auf die Gesamtmasse der untersuchten Sproßstücke ergeben sich sehr kleine Aciditätswerte. Zutreffender wäre ein Bezug nur auf die chlorophyllhaltigen Zellen des Sproßparenchyms, was jedoch wegen präparativer Schwierigkeiten nicht möglich war. Immerhin läßt sich ein erniedrigtes Aciditätsniveau auch beim Stamm von *Monadenium* höheren Hitzeresistenzwerten während der Lichtperiode zuordnen. Insgesamt liegt die Hitzeresistenz der Blätter mit ihrem hohen Säuregehalt in der Mehrzahl der Messungen um rund 2 K niedriger als die des Stammes mit stets niedrigerer Acidität.

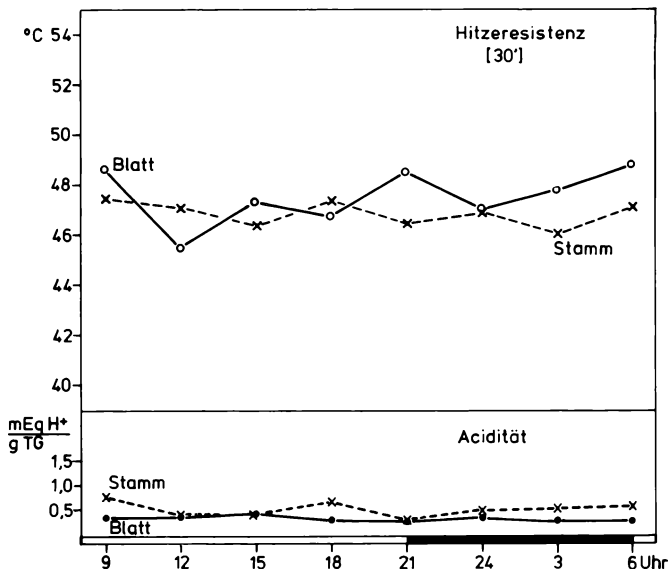


Abb. 1: Tagesgang der subletalen Hitzeresistenzgrenze (20% Schädigung) nach 30minütiger Behandlung im angegebenen Temperaturbereich und titrierbare Acidität in Homogenaten von Blättern bzw. 3 cm langen Stammabschnitten von *Euphorbia bubalina*, einer C₃-Pflanze. Schwarzer Balken auf der Zeitachse = Dunkelphase.

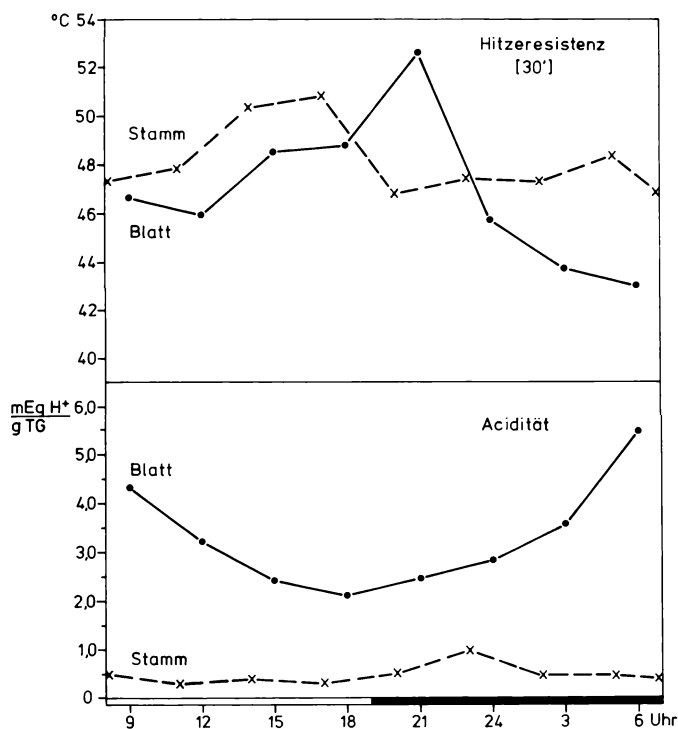


Abb. 2: Wie Abb. 1, jedoch für *Monadenium schubertii*, mit CAM in Stammrinde und Blättern.

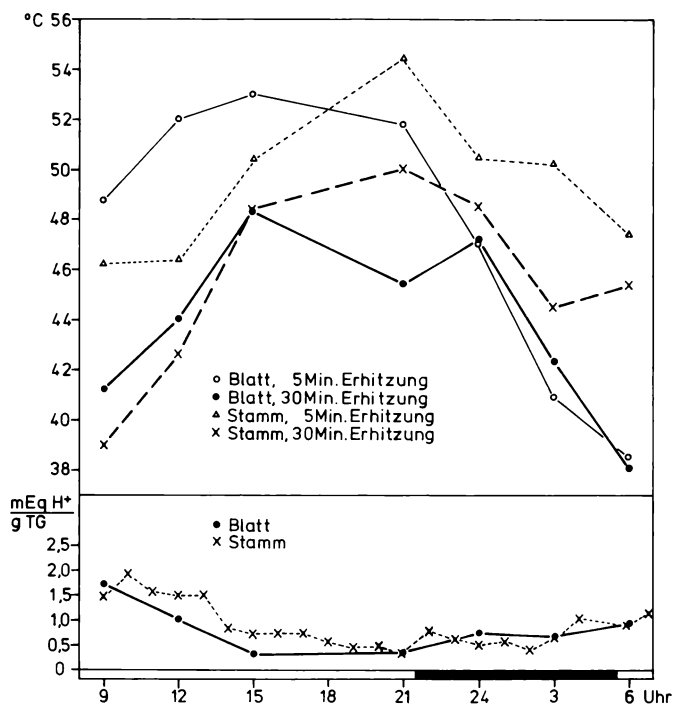


Abb. 3: Wie Abb. 1, jedoch für *Euphorbia trigona*, mit CAM in der Stammrinde und C₃-Gaswechsel der Blätter. Erhitzungsdauer 30 Minuten und 5 Minuten.

Euphorbia trigona besitzt einen Stamm mit CAM-Charakteristik und Blätter, deren Photosynthese im Tagesgang typisch für C_3 -Pflanzen ist (EDER 1980). Diurnale Veränderungen des Säuregehaltes sind aber in den Blättern gleichermaßen wie im Stamm erkennbar (Abb. 3). Die Tagesschwankung der Hitzeresistenz ist sowohl in den Blättern als auch im Stamm erheblich. Eine inverse Beziehung zwischen jeweiligem Aciditätsniveau und der Grenze der Hitzeresistenz ist im Experiment mit 30 Minuten Behandlungsdauer bei den Blättern wie bei den Stammstücken klar erkennbar. Entsprechende Tagesschwankungen der Temperaturempfindlichkeit werden aber auch bereits bei fünfminütiger Exposition der Pflanzenteile in den Wärmebädern deutlich.

Der durch kochsalzhaltiges Nährmedium induzierte CAM bei *Mesembryanthemum crystallinum*-Blättern (WINTER 1973) äußert sich in deutlichen diurnalen Aciditätsschwankungen. Entsprechend gegenläufig erscheint die Tageskurve der Hitzeresistenzgrenzen (Abb. 4). Wie aus Tab. 1 hervorgeht, sind bei salzfreier Kultivierung junger *Mesembryanthemum*-Pflanzen das mittlere Aciditätsniveau und die Tagesschwankung des Säuregehaltes am geringsten. Die Tagesamplitude der Hitzeresistenz ist nur etwa halb so groß wie bei den auf Nährlösung mit 400 mMol NaCl ankultivierten Pflanzen. Die Minimalwerte der Hitzeresistenz der salzfrei herangewachsenen Blätter liegen auf einem höheren Niveau als bei salzbeeinflussten Pflanzen. Niedrigere Zahlenwerte bei allen Parametern weisen auf die offensichtlich generell verminderte Vitalität der auf Nährlösung mit 600 mMol NaCl angezogenen Versuchsgruppe hin.

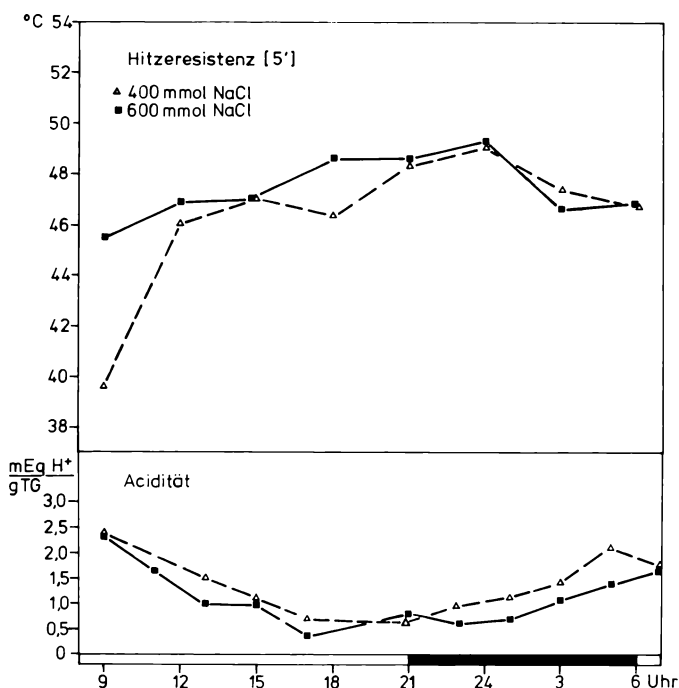


Abb. 4: Wie Abb. 1, jedoch für *Mesembryanthemum crystallinum*-Pflanzen, die auf Nährlösung mit 400 mMol bzw. 600 mMol NaCl kultiviert wurden.
Erhitzungsdauer 5 Minuten.

In Tab. 1 sind ferner die wesentlichen Kennwerte der an weiteren Arten erhaltenen Ergebnisse zusammengestellt. Es zeigt sich, daß bei allen CAM-Arten der hier untersuchten Familien Schwankungen der Hitzeresistenz mit solchen der Acidität invers korreliert sind. Bei *Kalanchoë daigremontiana* wurde darüber hinaus auch der Einfluß des Blattalters auf diese Beziehungen deutlich. Die diurnale An- und Absäuerung und entsprechend die Ausprägung der Tagesamplitude der Hitzeresistenz (bei niedrigeren Minimumwerten) waren bei jungen Blättern wesentlich stärker als bei älteren. Eine solche gegenüber älteren Blättern erniedrigte Hitzeresistenz der jungen Blätter hatten bereits SCHWEMMLE u. LANGE (1959) bei *Kalanchoë bloßfeldiana* nachweisen können.

Tab. 1: Sukkulenz, Aciditätsverhältnisse und Hitzeresistenz bei Blättern von vier CAM-Sukkulenten verschiedener systematischer Zugehörigkeit.

	Sukkulenz- grad	Titrierbare Acidität bei maximaler minimaler Ansäuerung		Maximum der Hitzeresistenz im Tagesgang (30 Min. Erhitzung)	Minimum der Hitzeresistenz (30 Min. Erhitzung)
		g/dm ²	mÄq H ⁺ /g TG		°C
<i>Synadenium grantii</i> (Euphorbiaceae)	4.5	3.4	0.65	45	38
<i>Kalanchoë daigremontiana</i> (Crassulaceae)	7.8	4.5	1.5	50	45
<i>Pereskiaopsis kellermanii</i> (Cactaceae)	6.5	4.3*	5.1*	48	44
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i> (Aizoaceae)					
0 mMol NaCl	7.7	1.0	0.6	46	41
400 mMol NaCl	7.8	3.0	0.6	46	38
600 mMol NaCl	7.8	1.9	0.3	43	39

* pH-Wert!

4. Diskussion

Die Schlußfolgerungen einer früheren Studie an sempervivoiden Crassulaceen (KAPPEN, LÖSCH 1984) werden durch die hier vorgelegten Ergebnisse mit Taxa verschiedener Pflanzenfamilien grundsätzlich bestätigt. Pflanzen mit ausgeprägtem CAM lassen ein zum Aciditätsniveau und zur Tagesschwankung des Säuregehaltes entgegengesetztes Hitzeresistenzverhalten erkennen: Hoher Ansäuerung entspricht jeweils eine stark erniedrigte Hitzeresistenz. Dies gilt auch bei einem Vergleich von Blättern und Stamm der gleichen Art, wenn der Stoffwechseltyp in diesen Pflanzenorganen unterschiedlich, bzw. unterschiedlich stark ausgeprägt ist. Der Befund bei den C₃-Blättern von *Euphorbia trigona* weist darüber hinaus darauf hin, daß die Hitzeresistenz auch auf hohe Acidität reagiert, ohne daß die Gaswechselcharakteristik des CAM vorzuliegen braucht. Es verstärkt sich also die Vorstellung, daß die ausgeprägten diurnalen Schwankungen der Hitzeresistenz der Sukkulenten bzw. die Herabsetzung des Hitzeresistenzniveaus eine Folge starker zellulärer Ansäuerung ist.

Kompartiment der primären Hitzeschädigung ist aller Wahrscheinlichkeit nach das Zytoplasma und seine Membransysteme. Die Säureanreicherung aber spielt sich in der Vakuole ab. Zwischen beiden Kompartimenten liegt so ein hohes Gefälle in der Protonenkonzentration vor. Hohe Temperaturen im physiologischen Bereich begünstigen bei CAM-Pflanzen einen verstärkten Malatstrom von der Vakuole in das Zytoplasma (KLUGE et al. 1984). Es ist vorstellbar, daß unter hoher thermischer Belastung der Konzentrationsgradient zwischen Vakuole und Zytoplasma noch weiter abnimmt und unter Hitzestreß schließlich zusammenbricht. Die Folge könnte eine empfindliche Störung des pH-Milieus im Zytoplasma und schließlich eine Eiweißdenaturierung sein.

Literatur

- EDER A.M.F., 1980: Charakterisierung der CO₂-Fixierungsmechanismen verschiedener Euphorbiaarten und einiger anderer Sukkulenter. Diss. TU München.
- KAPPEN L., 1981: Ecological significance of resistance to high temperature. In: (Ed. LANGE O.L., NOBEL P.S., OSMOND C.B., ZIEGLER H.): Physiological plant ecology I. Enc. Pl. Physiol. N.S. 12A: 439-474.
- KAPPEN L., LÖSCH R., 1984: Diurnal patterns of heat tolerance in relation to CAM. Z. Pflanzenphysiol. 114: 87-96.
- KLUGE M., FRIEMERT V., FISCHER A., WOLF H., 1984: Temperature effects on malate efflux from the vacuole and on O₂ exchange during the early light period of Crassulacean acid metabolism. 4. Congr. FESPP Strasbourg, Abstr.: 101 p.
- LANGE O.L., ZUBER M., 1977: *Frerea indica*, a stem succulent CAM-plant with deciduous C₃-leaves. Oecologia (Berlin) 31: 67-72.

- LÖSCH R., KAPPEN L., 1983: Die Temperaturresistenz makaronesischer Sempervivoideae. Verh. Ges. Ökol. 10: 521-528.
- SCHWEMMLE B., LANGE O.L., 1959: Endogen-tagesperiodische Schwankungen der Hitzeresistenz bei *Kalanchoë bloßfeldiana*. Planta 53: 134-144.
- WINTER K., 1973: Zum Problem der Ausbildung des Crassulaceen-Säurestoffwechsels bei *Mesembryanthemum crystallinum* unter NaCl-Einfluß. Planta 109: 135-145.

Adresse

Wolfgang Lehrum
Prof. Dr. Ludger Kappen
Dr. Rainer Lösch
Lehrstuhl f. Ökophysiologie
Botanisches Institut Univ.
Olshausenstr. 40-60
D-2300 Kiel

Die Bedeutung des Rollblattes für den Wasserhaushalt von *Empetrum nigrum* L.

- Burkhard Schroeter, Rainer Lösch und Ludger Kappen -

Synopsis

The ericoid leaves and branches of *Empetrum nigrum* L. were investigated for avoidance, tolerance and resistance to desiccation. Sun- and shade-plants were compared. Leaves naturally rolled and enclosing totally the lower surface show a higher drought avoidance than those which are naturally or artificially opened. Leaves and branches from shade-plants lost water more rapid in the drying experiment than those from sun-plants. Desiccation tolerance was similar in closed leaves of both sun- and shade-plants and significantly lower than in three years old leaves which are naturally opened. Whole branches with leaves revealed the highest desiccation tolerance. Thus, due to their more efficient avoidance effect the overall drought resistance of sun-plant leaves is higher than that of shade-plant leaves. Within the shade-plant leaves those which are naturally opened are more resistant than those which are closed, because of their higher desiccation tolerance. Thus, they are almost as resistant as closed sun-plant leaves. The high resistance of the whole branches results from an extremely high tolerance of water loss of the whole system. It is suggested that attached leaves do not suffer so much because water loss may be unequal in leaves and stem. Compared with such an effect of the whole branch the avoidance effect by closing the leaves seems to be of minor importance.

Drought avoidance, drought resistance, drought tolerance, *Empetrum nigrum*, ericoid leaf.

1. Einführung

Die komplexe Eigenschaft der Dürresistenz (drought resistance), d.h. die Fähigkeit der Pflanze, Trockenperioden zu überdauern (LARCHER 1984), resultiert aus Austrocknungsvermeidung (drought avoidance) und Austrocknungstoleranz (drought tolerance) (LEVIITT 1980). Als Austrocknungstoleranz bezeichnet man das Ertragen von Wasserverlusten durch die Fähigkeit des Protoplasmas, Hydraturabnahme bis zu einer definierten, geringen Schädigung zu überstehen. Austrocknungsvermeidung ist die Verzögerung von Wasserverlusten durch funktionelle und anatomisch-morphologische Eigenschaften wie z.B. Behaarung, dicke Cuticula oder eingesenkte Spaltöffnungen. Bei einigen Ericaceen und Empetraceen scheinen solche anatomischen Eigenschaften ganz offensichtlich der Vermeidung von Wasserstreß zu dienen. Seit den grundlegenden Arbeiten von GIBELLI (1876) und GRÜBER (1882) fanden die strukturellen Besonderheiten der Rollblätter von *Empetrum nigrum* L. wiederholt in anatomischen und ontogenetischen Untersuchungen Beachtung (HAGERUP 1953; HARA 1956; NAPP-ZINN 1974); eine derartige Einrollung der Blattspitze ist bei *Empetrum* und einigen Ericaceen permanent. Temporäre Einrollung, anatomisch vorgeprägt und bei größeren Wasserdefiziten sehr wirksam, tritt bei Grasblättern verschiedener systematischer Zugehörigkeit auf (LEMÉE 1950). Eine allgemein akzeptierte Deutung betrachtet die Rollblattstruktur als eine Einrichtung zur Schaffung eines wasserdampfgesättigten Vorraumes vor den Spaltöffnungen und damit, in Verbindung mit einer Verstärkung der Epidermiswände und der Verkleinerung der Blattfläche, als ein Mittel zur Herabsenkung des transpiratorischen Wasserverlustes (STÄLFELT 1956). Eine experimentelle Überprüfung dieser vor allem in Hinblick auf trockene Extremstandorte geprägten Deutung stand bisher jedoch aus. Die im folgenden geschilderten Experimente sollten daher Aufschluß darüber geben, ob die geschlossene Rollblatthöhle entscheidend zur Vermeidung von Wasserverlusten bei Trockenstreß beiträgt. Um mögliche Anpassungen an unterschiedliche Trockenheitsbelastungen zu erfassen, wurde dabei Pflanzenmaterial vom offenen Lichtstandort und vom geschützten Schattenstandort miteinander verglichen. Am geschützten Schattenstandort wurden in großer Zahl Triebe mit nicht geschlossenen Rollblättern gefunden, ein bisher noch nicht beachtetes Phänomen, das sich für unsere Untersuchungen als sehr aufschlußreich erwies. Die Schwarze Krähenbeere besiedelt ein arktisch-nordisches Verbreitungsgebiet (HULTEN 1970) und ist sowohl auf trockenem Dünen sand (LÖTSCHERT 1968) als auch in nassen Heidemooren (MÜLLER 1965) zu finden. Sie scheint jedoch auf eine gleichmäßige Wasserversorgung des Bodens ebenso wie auf hohe Luftfeuchtigkeit angewiesen zu sein (LACHE 1976).

2. Material und Methoden

Das hier untersuchte Pflanzenmaterial von *Empetrum nigrum* stammt aus den Küstendünen von St. Peter-Ording (Schleswig-Holstein). Im Bereich einer Tertiärdüne im bodensauren *Empetro-Pinetum* kommt *Empetrum* sowohl an offenen, sonnigen wie auch an schattigen Standorten vor.

Pro Experiment wurden ca. 100 Pflanzenproben vor Versuchsbeginn 48 Stunden in belichteten, feuchten Kammern bis zur Gewichtskonstanz aufgesättigt und ihr Sättigungsgewicht gravimetrisch bestimmt. Danach wurden die Proben in einem Lichtthermostaten bei 30 °C angetrocknet. Nach unterschiedlich langer Antrocknungszeit (bei Trieben von 5 cm Länge mit 80-100 Blättern zwischen 4 und 72 Stunden, bei Einzelblättern zwischen 0.5 und 20 Stunden) wurden die einzelnen Blatt- bzw. Sproßproben gewogen und zur erneuten Aufsättigung wieder in feuchte Kammern gebracht. Nach 14 Tagen Nachkultur wurde der Anteil der geschädigten Blattfläche an der Gesamtblattfläche abgeschätzt und, nach einer Trocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz, das Trockengewicht ermittelt. Das Wassersättigungsdefizit wurde nach STOCKER (1929) berechnet. Als Maß für die Austrocknungstoleranz von Pflanzenteilen wird das Wassersättigungsdefizit (WSD) bei 20% Schädigung, auch kritisches genannt, verwendet. Bei 50% Schädigung erhält man das letale WSD (BORNKAMM 1958). Zur Ermittlung der Austrocknungsvermeidung wird die Abhängigkeit des Wassersättigungsdefizits von der Antrocknungszeit graphisch dargestellt. Trägt man das kritische Wassersättigungsdefizit in diese Graphik ein, so kann die daraus ermittelte kritische Antrocknungszeit als Maß für die Dürresistenz angesehen werden.

Es wurden geschlossene und künstlich geöffnete einjährige Einzelblätter sowie Triebe von *Empetrum nigrum*-Pflanzen des Licht- und des Schattenstandortes vergleichend untersucht. Natürlich offene Blätter, die in der Regel dreijährig waren, wurden mit geschlossenen dreijährigen Schattenblättern verglichen. Bei künstlich geöffneten Blättern wurde der von miteinander verflochtenen Haaren verschlossene ventrale Spalt unter dem Binokular mit Hilfe einer Insektennadel vorsichtig geöffnet. Eine zusätzliche Bonitierung vor Versuchsbeginn stellte sicher, daß nach Antrocknung auftretende Blattschädigungen nicht durch das Öffnen verursacht wurden.

3. Ergebnisse

3.1 Austrocknungsvermeidung

Durch den flachen Verlauf der Antrocknungskurve (Abb. 1) wird der wesentlich verlangsamte Wasserverlust der geschlossenen einjährigen Blätter der Lichtpflanzen gegenüber künstlich geöffneten Blättern der gleichen Grundgesamtheit deutlich. Der Wasserverlust der geschlossenen einjährigen Blätter der Schattenpflanzen ist jedoch rapider. Aber auch bei Schattenpflanzen bewirkt die Einrollung des Blattes im Vergleich zu natürlich offenen Blättern (Abb. 2) eine wesentliche Verlangsamung des Wasserverlustes bei Antrocknung, wie die Messungen an dreijährigen Blättern ergaben. Bei Trieben ist die Verzögerung von Wasserverlusten noch stärker (Abb. 3). Die Triebe der Schattenpflanzen verlieren ihr Wasser vergleichsweise schneller als Triebe von Pflanzen des Lichtstandortes.

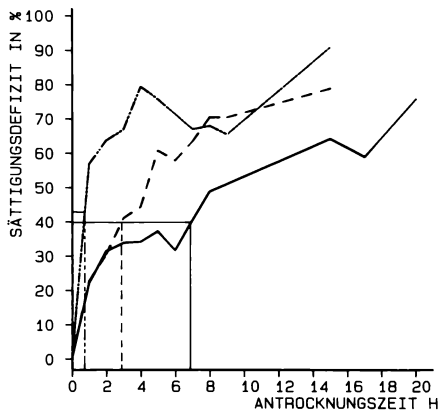


Abb. 1: Abhängigkeit des Sättigungsdefizits von der Antrocknungszeit bei einjährigen geschlossenen und künstlich geöffneten Sonnenblättern sowie geschlossenen Schattenblättern.

Die waagerechten Linien kennzeichnen das kritische Wassersättigungsdefizit.

— geschlossene Sonnenblätter

----- künstlich geöffnete Sonnenblätter

- · - · - geschlossene Schattenblätter

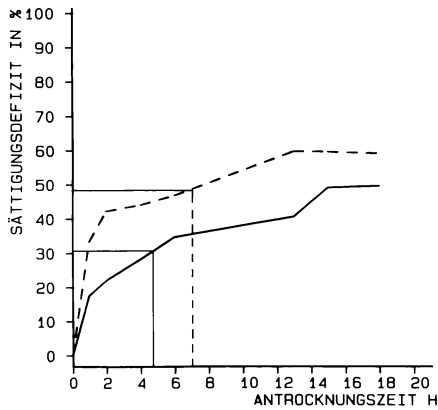


Abb. 2: Abhängigkeit des Sättigungsdefizits von der Antrocknungszeit bei natürlich offenen und geschlossenen dreijährigen Schattenblättern. Das kritische WSD wird durch die waagerechten Linien gekennzeichnet.
 — geschlossene Schattenblätter
 ----- natürlich offene Schattenblätter

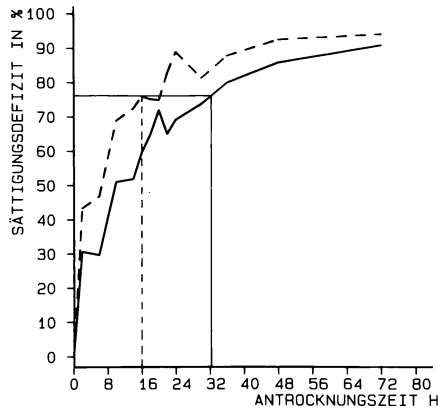


Abb. 3: Abhängigkeit des Sättigungsdefizits von der Antrocknungszeit bei Licht- und Schattentrieben. Die waagerechte Linie kennzeichnet das kritische WSD.
 — Lichttriebe
 ----- Schattentriebe

3.2 Austrocknungstoleranz

Die Austrocknungstoleranzgrenzen von Licht- und Schattenpflanzen unterscheiden sich nicht wesentlich (kritisches WSD in Abb. 1 und 3). Bemerkenswert sind die hohen kritischen Wassersättigungsdefizite von rund 75% bei Trieben gegenüber Werten um 40% bei Einzelblättern. Natürlich offene dreijährige Blätter der Schattenpflanzen zeigen hierbei mit 49% Wassersättigungsdefizit eine deutlich erhöhte Austrocknungstoleranz, während dreijährige geschlossene Schattenblätter mit 30% WSD einen um etwa den gleichen Betrag verringerten Wert aufweisen (Abb. 2).

3.3 Dürre-resistenz

In Hinblick auf die Abhängigkeit des kritischen Wassersättigungsdefizits von der Antrocknungszeit belegen die Kurven in Abb. 1 und 3 eine wesentlich höhere Dürre-resistenz der Blätter und Triebe von Lichtpflanzen gegenüber Schattenpflanzen. Künstlich geöffnete Blätter (Abb. 1) haben auf Grund der verringerten Austrocknungsvermeidung eine niedrigere Resistenz als geschlossene Blätter. Sie erreichen ein kritisches Wassersättigungsdefizit bereits

nach der Hälfte der Zeit wie geschlossene Blätter. Bei natürlich offenen Blättern kann aber die erhöhte Austrocknungstoleranz die verringerte Austrocknungsvermeidung ausgleichen, sie führt insgesamt sogar zu einer erhöhten Dürresistenz (Abb. 2). Die größte Dürresistenz besitzen ganze beblätterte Triebe (Abb. 3); die Schädigung tritt wesentlich langsamer ein als bei Einzelblättern, Lichttriebe zeigen insgesamt die höchste Resistenz.

4. Diskussion

Die Bedeutung der Rollblattstruktur tritt besonders in der Gegenüberstellung von geöffneten und geschlossenen Blättern hervor. Bei den mit Einzelblättern durchgeführten Versuchen zeigen die geöffneten Rollblätter stets eine deutlich verringerte Austrocknungsverzögerung. Diese kommt auch in einer verringerten Dürresistenz derjenigen geöffneten Blätter zum Ausdruck, die die gleiche Toleranz wie geschlossene Blätter besitzen. Bisher gänzlich übersehen ist das Vorkommen natürlich offener Rollblätter bei *Empetrum nigrum*. Dieses Phänomen, z.T. am selben Trieb mit geschlossenen Rollblättern gemeinsam auftretend, scheint die Bedeutung der geschlossenen Rollblattstruktur in ihrer austrocknungsverzögernden Wirkung für den Wasserhaushalt der Pflanze am Standort einzuschränken. Wie aus Abb. 2 ersichtlich, konnte aber die erhöhte Austrocknungstoleranz offener Blätter die verringerte Austrocknungsverzögerung ausgleichen. Möglicherweise ist die Öffnung der Blätter ein Alterseffekt, da sie nur bei dreijährigen Blättern angetroffen wurde. Allerdings deutet die Beschränkung des Vorkommens von offenen Blättern auf den Schattenstandort darauf hin, daß die Bedingungen am Lichtstandort diese Bildung nicht zulassen. Die Austrocknungsverzögerung, und als Folge davon die Dürresistenz, ist deutlich entsprechend den unterschiedlichen standörtlichen Lebensbedingungen differenziert. Die Wasserspeicherkapazität des oberirdischen Sproßsystems erscheint aber für das Überleben der Pflanze in Trockenperioden von größerer Effizienz. Vorstellbar wäre, daß sich bei kritischen Trockenheitsbelastungen ein erheblicher Teil des Restwassergehalts von den Achsenorganen in die Blätter verlagert, so daß diese geringeren Sättigungsdefiziten ausgesetzt sind. In trockenen Vegetationsphasen sterben dann zuerst nur die älteren Blätter ab, während die Triebachse und zahlreiche Blattachselknospen erhalten bleiben und das Überleben sichern. Für die Pflanze am Standort ist folglich die Austrocknungsvermeidung der Blätter durch die Einrollung zwar wirksam, sie ist jedoch gegenüber der Austrocknungstoleranz des oberirdischen Sproßsystems für die Dürresistenz eher von untergeordneter Bedeutung.

Literatur

- BORNKAMM R., 1958: Standortsbedingungen und Wasserhaushalt von Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobromion) im oberen Leinegebiet. Flora 146: 23-67.
- GIBELLI G., 1876: Di una singolare struttura delle foglie delle Empetraceae. Nuovo Giornale bot. ital. 8: 49-59.
- GRUBER G., 1882: Anatomie und Entwicklung des Blattes von *Empetrum nigrum* und ähnlicher Blattformen einiger Ericaceen. Diss. Univ. Königsberg: 38 S.
- HAGERUP O., 1953: The morphology and systematics of the leaves in Ericales. Phytomorphology 3: 459-464.
- HARA N., 1956: Development of the leaf margin in the Ericaceae. Bot. Mag. [Tokyo] 69: 442-446.
- HULTÉN E., 1970: The circumpolar plants. II - Dicotyledons. 1. Aufl. Stockholm (Almqvist, Wiksell): 464 p.
- LACHE D.-W., 1976: Umweltbedingungen von Binnendünen- und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. Scripta Geobot. 11: 96 S.
- LARCHER W., 1984: Ökologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage. 4. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 403 S.
- LEMÉE G., 1950: Sur l'efficacité de l'enroulement des feuilles des graminées contre la transpiration. C. r. Acad. Sci. Paris 230: 1201-1203.
- LEVITT J., 1980: Responses of plants to environmental stresses. II: Water, radiation, salt, and other stresses. 1. ed. New York/London (Academic press): 607 p.
- LÖTSCHERT W., 1968: Krähenbeerheiden und Dünenbildung durch die Krähenbeere (*Empetrum nigrum* L.). Natur Museum 98: 425-429.
- MÜLLER K., 1965: Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. Schr. naturw. Ver. Schleswig-Holst. 36: 30-77.

- NAPP-ZINN K., 1974: Handbuch der Pflanzenanatomie. Anatomie des Blattes II, Angiospermen A 2.
2. Aufl. Berlin/Stuttgart (Borntraeger): 1424 S.
- STÄLFELT M.G., 1956: Morphologie und Anatomie des Blattes als Transpirationsorgan. In:
RUHLAND: Handbuch der Pflanzenphysiologie III. Berlin (Springer): 1073 S.
- STOCKER O., 1929: Das Wasserdefizit von Gefäßpflanzen in verschiedenen Klimazonen. Planta
7: 382-387.

Adresse

Burkhard Schroeter
Institut f. Polarökologie Univ.
Olshausenstr. 40
D-2300 Kiel

Dr. Rainer Lösch
Prof. Dr. Ludger Kappen
Lehrstuhl f. Ökophysiologie
Botanisches Institut Univ.
Olshausenstr. 40-60
D-2300 Kiel

Die Wirkung von Salz- und Temperaturstreß auf die Photosynthese von *Cochlearia anglica* L.

Almuth Alsleben, Ludger Kappen, Rainer Lösch

Synopsis

Cochlearia anglica is a winter annual plant which reveals remarkable leaf growth in the cold season but persists also during summer. The chloride concentration at the natural habitats of *C. anglica* is high but mostly within concentrations which were found to be profitable for other euhalophytes. Dark respiratory rate is higher in the cold season than in the warmer season, indicating a homeostatic performance of *C. anglica*. Net photosynthesis is highest in a chloride deficient medium and rates decrease with increasing NaCl-concentration of the nutrient solute. During the annual course maximum photosynthetic rates are on an average higher in the cold season than in the warm season. Optimum temperatures of net photosynthesis are significantly lower in the cold season than in the warm season. A higher chlorophyll content of the leaves during most of the warm season may indicate a compensatory response and in connection with a lower light saturation of net photosynthesis shows that *C. anglica* is performing in summer more like a shade-plant growing in the understory between *Juncus* and grasses, which is not the case in the winter.

Cochlearia anglica, cold resistance, dark respiration, halophytes, net photosynthesis, salt stress.

1. Einführung

Die meisten höheren Pflanzen werden durch größere Mengen an Kochsalz geschädigt. Zum einen werden häufig Salzschäden an Pflanzenorganen an den Stellen beobachtet, wo der Mensch Streusalz verwendet (Autobahnen); sie sind aber ebenfalls in küstennahen Gebieten sichtbar, wo vor allem Bäume unter dem salzhaltigen Wind leiden. Im Gegensatz zu den meisten anderen anthropogenen Streßfaktoren ist Kochsalz auch unter natürlichen Bedingungen wirksam, so daß sich im Laufe der Evolution zahlreiche Pflanzentaxa daran anpassen konnten.

Halophyten sind in allen Klimazonen der Erde verbreitet. Während aber in den warmen Klimaten (Tropen, Subtropen) Baumarten und in Gebieten mit wintermilden Küsten (Mediterranengebiet) verholzte und strauchige Halophyten vorkommen, überwiegen in den winterkalten Regionen Hemikryptophyten und Einjährige. Unter ihnen dringt die Gattung *Cochlearia* besonders weit nach Norden vor, beschränkt sich aber dort meist auf die weniger salzreichen Standorte (HULTEN 1970, THANNHEISER 1974).

Cochlearia officinalis (L.) Alef. besiedelt in den Polargebieten Gebirgshöhen bis 1200 m, und *Cochlearia groenlandica* L. (*C. officinalis* ssp. *arctica* (Schlecht.) Hult.) tritt an Küstenfelsen auf oder nimmt in Salzwiesen Übergangsstandorte mit Süßwassereinfluß ein. Das Verbreitungsgebiet von *Cochlearia anglica* L., von HULTEN (1970) als Varietät von *Cochlearia officinalis* (L.) Alef. angesehen, erstreckt sich über das atlantische Nordwesteuropa von Frankreich bis Nordnorwegen.

In den mittleren Breiten, wie z.B. im östlichen Schleswig-Holstein, ist *Cochlearia anglica* ein typischer Vertreter des *Juncetum gerardii* (HÄRDITLE 1984), wo Salzgehalte des Bodens im Sommer bis 20% in der Bodenlösung erreichen (SCHMEISKY 1974). *Cochlearia* ist auch in trockenen *Agropyron repens*-Beständen vertreten. Die wintergrünen Rosetten dieser Art müssen hier erhebliche Winterfröste überdauern. Als Maß für die Stoffwechselaktivität und das Produktionsvermögen unter der doppelten Belastung eines halischen Milieus und winterlicher Kälteeinwirkung wird im folgenden die saisonale Veränderung der Kenngrößen des CO₂-Gaswechsels von *Cochlearia anglica*-Pflanzen untersucht, die einerseits unter den Standortbedingungen der Ostseeküste, andererseits in Kultur unter definierten Kochsalzkonzentrationen in der Nährlösung heranwachsen.

2. Material und Methoden

Das untersuchte Pflanzenmaterial stammt von einem Strandwall der Ostseeküste bei Großenbrode (TK 25 1632: 44/40.3; 60/28). Den Untersuchungen liegen Messungen in zwei verschiedenen Pflanzengesellschaften (*Juncetum gerardii* und *Agropyron repens*-Gesellschaft) zugrunde. Die Analyse des CO₂-Gaswechsels wurde im 2-Monats-Abstand durchgeführt. Für Kulturversuche wurden junge Pflanzen ausgegraben, auf Nährlösung entsprechend den Angaben von BAUMEISTER u. SCHMIDT (1962) gebracht und in gewaschenem Sand kultiviert.

Morphometrische Messungen zum Blattwachstum wurden besonders während des Winters vorgenommen. Die Chloridgehalte wurden nach dem coulometrischen Titrationsprinzip bestimmt (Corning-EEL-Chloridmeter; IMA, Hamburg). Hierzu wurden pulverisierte Pflanzen- und Bodenproben bekannten Wassergehaltes mit Wasser aufgeschlämmt und damit die Osmotika, einschließlich des Kochsalzes in Lösung gebracht. An Aliquots des Überstandes wurden sodann die Chloridkonzentrationen und die osmotischen Potentiale ermittelt. Letztere wurden mit einem Halb-Mikro-Osmometer (Knauer, Berlin) bestimmt. Für die Prolinbestimmung wurde frisches Blattmaterial verwendet. Die Messung erfolgte nach der colorimetrischen Methode von TROLL u. LINDSLEY (1955).

Für die Untersuchung des CO₂-Gaswechsels im Jahresgang wurden Pflanzen frisch mit Bodenballen aus dem *Juncetum gerardii* bei Großenbrode entnommen. Die Behälter mit den Pflanzen im natürlichen Substrat wurden in eine Klimakammer gebracht, in der sich auch die Küvetten der Gaswechselmeßanlage befanden. Einige Blätter einer Rosette wurden in situ gasdicht in die Meßküvette eingebaut. Entsprechend wurde auch mit kultivierten Pflanzen verfahren. Die Gaswechselküvetten sind temperaturgeregelt (vgl. KOCH et al. 1968). Als Lichtquelle dienen zwei HQIL-Strahler (400 Watt). Der CO₂-Gaswechsel wird als Differenz gegen den CO₂-Gehalt der Außenluft gemessen. Das CO₂-Analysengerät der Gaswechsel-Meßanlage (Walz, Effeltrich) ist ein BINOS 2 (Leybold-Heraeus, Hanau) mit einem Meßbereich von 50 ppm.

3. Ergebnisse

3.1 Wachstum der Rosettenblätter von *Cochlearia anglica* im Winter

Die jungen Rosettenblätter von Pflanzen, die in Töpfen im Winter 79/80 im Freiland gehalten wurden, zeigten in diesen Monaten einen erheblichen Längen- und Breitenzuwachs (Abb. 1). Innerhalb von zwei Monaten ergaben sich Zuwachsraten von 30% (Länge) bzw. 40% (Breite). Allein diese Messungen zeigen bereits, daß *Cochlearia anglica* einen hohen Stoffwechsel haben muß.

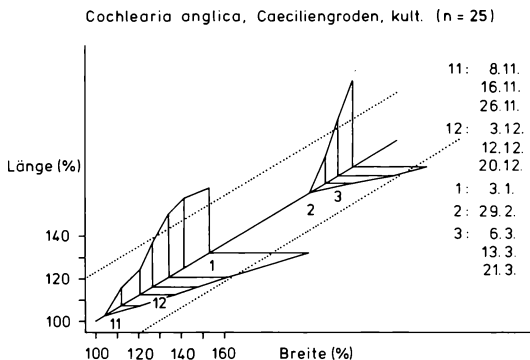


Abb. 1: Winterlicher Längen- und Breitenzuwachs der Blätter von *C. anglica* von einem Nordseestandort (Caeciliengroden) während der Freilandkultur im Botanischen Garten. Tage der Messungen im Bild angegeben.

3.2 Salz- und Wasserhaushalt von *Cochlearia anglica*

In Abhängigkeit von den meteorologischen und hydrologischen Verhältnissen am natürlichen Standort von *Cochlearia* schwanken im Jahr die Chloridkonzentrationen in der Bodenlösung um einen Wert von 200 mmol/l. Im Winter steigen sie generell, bedingt durch die häufigen Überflutungen, bis auf 300 mmol/l an und sinken im Sommer bis auf 150 mmol/l ab. Ausnahmesituationen treten in trockenen Sommern auf. Wegen der hohen Evaporationsraten im August 1983 erreichten die Chloridkonzentrationen im Boden Werte über 350 mmol/l (Abb. 2).

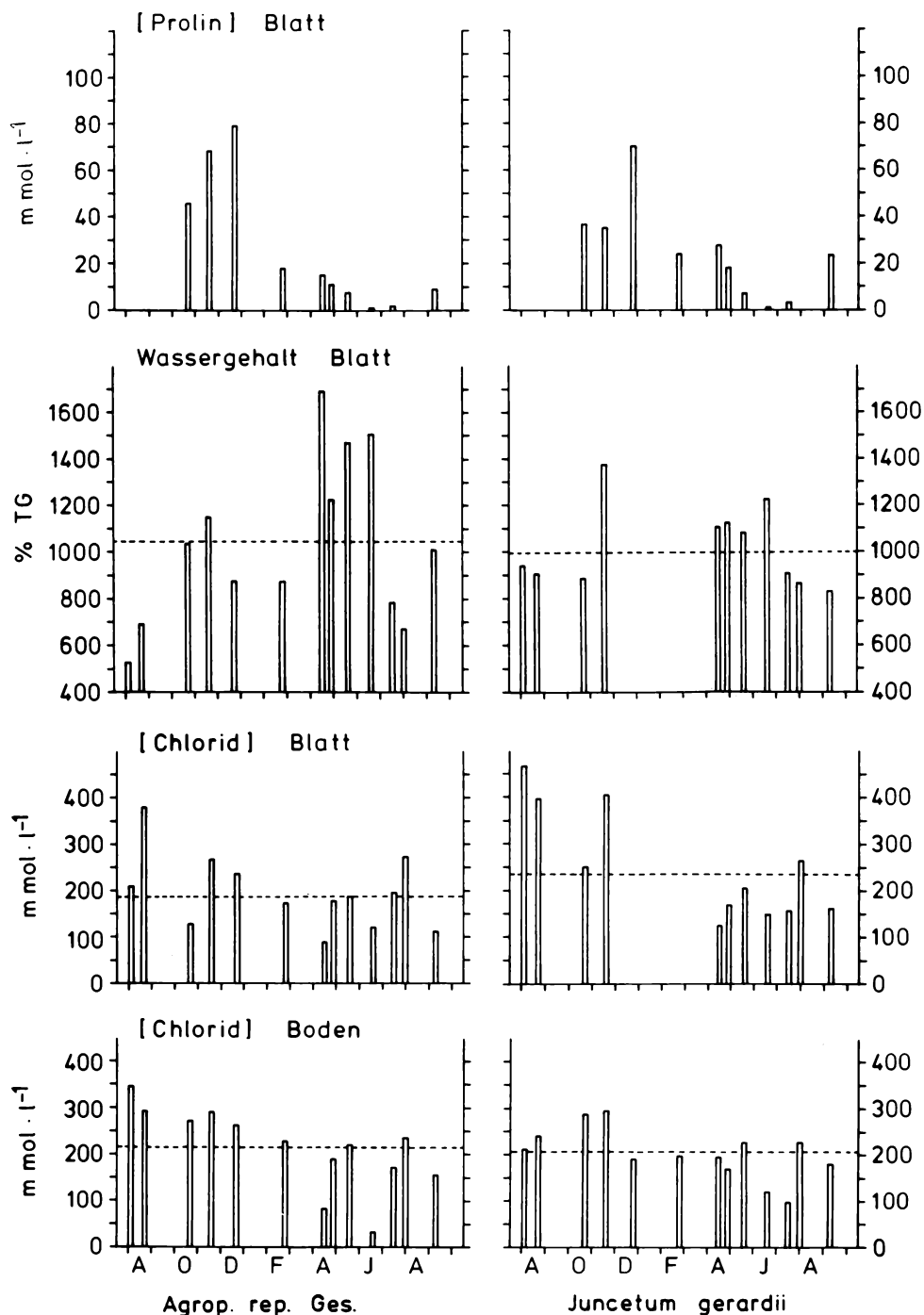


Abb. 2: Jahresgang der Chloridkonzentrationen, Wassergehalte (in % des Trockengewichtes) und Prolinkonzentrationen in Blättern von *C. anglica* am natürlichen Standort mit entsprechender Chloridkonzentration des Bodens. Vergleich von zwei pflanzensoziologisch verschiedenen Einheiten der Strandwallvegetation bei Großenbrode, Ostsee (*Agropyron repens*-Gesellschaft, *Juncetum gerardii*).

Für die Pflanzen bedeutet diese Standortssituation, daß sie Salze (vor allem Natriumchlorid) in der Vakuole akkumulieren, um entgegen der starken Saugspannung des Bodens Wasser aufnehmen zu können. Bei *Cochlearia* korrelieren die Chloridgehalte der Blätter in der Regel mit denen des Bodens (Korr.koeff. 0.5704; n = 48). Die Blattsalzkonzentrationen schwanken je nach Standort um einen Mittelwert von 187.9 bzw. 236.7 mmol/l, wobei auch hier die Werte im Winter meist etwas höher sind als im Sommer. Die hohen Salzgehalte des Bodens im August 1983 spiegeln sich in hohen Konzentrationen, bis maximal 450 mmol/l, der Blätter wider (Abb. 2).

Der Wassergehalt der Blätter zeigt dagegen einen jahreszeitlichen Verlauf, der unabhängig von den Schwankungen des Salzgehaltes der Blätter im Frühjahr am größten (> 1000% TG) und im Sommer am niedrigsten (< 800% TG) ist (Abb. 2). Es besteht keine Korrelation zwischen Chlorid- und Wassergehalt der Blätter (Korr.koeff. -0.2357; n = 60). Die niedrigen Werte in den Wintermonaten erklären sich dadurch, daß bei Bodenfrost kein Wasser für die Pflanzen verfügbar ist. Es konnte bei den Blättern von *C. anglica* vom Ostseestandort auch keine wesentliche Veränderung des Sukkulenzgrades beobachtet werden.

Tab. 1: Chloridkonzentration, osmotisches Potential, Wassergehalt, Sukkulenzgrad und Prolinkonzentration der Blätter von *C. anglica* in Abhängigkeit vom Salzangebot im Substrat.

Salzgabe NaCl-Geh. %	Substrat		Blätter				
	Cl ⁻ -Konz. mmol/l	Wasserpot. -MPa	Cl ⁻ -Konz. mmol/l	Osm.Pot. -MPa	Wassergeh. %TG	Sukkulenz g/dm ²	Prolin mmol/l
0.0	1.2	0.113	59.525	0.606	670.45	2.87	2.776
0.5	86.6	0.688	137.54	1.461	599.325	2.59	8.646
1.0	171.1	0.92	274.127	2.08	524.45	2.59	34.17
1.5	256.7	1.745	289.33	2.01	691.94	4.44	55.655
2.0	342.2	2.068	340.875	2.33	381.367	2.48	73.367

Die Daten zum Wasser- und Salzhaushalt von Pflanzen, die in verschiedenen kochsalzhaltigen Nährlösungen kultiviert wurden, finden sich in Tab. 1. Mit steigendem Salzgehalt der Nährlösung werden Chloride in den Blättern angereichert und so das osmotische Potential der Blätter gegenüber dem des Bodens erniedrigt. Der Wassergehalt dieser Blätter bleibt bis zu einer Salzkonzentration in der Zelle von etwa 300 mmol/l stabil. Dies wird allerdings bei dieser Konzentration nur durch eine starke Erhöhung des Sukkulenzgrades erreicht. Steigt das Salzangebot weiter an, dann sinkt der Wassergehalt unter 400%.

3.3 Prolingehalt von *Cochlearia anglica*

Während bei den in Kultur gehaltenen Pflanzen die Konzentration des freien Prolins mit steigender Chloridkonzentration im Zellhomogenat ansteigt, wurde bei den Wildpflanzen keine solche Korrelation beobachtet (Korr.koeff. -0.2415; n = 48). Es zeigte sich bei diesen vielmehr ein ausgeprägter Jahresgang mit hohen Werten im Winter und niedrigen im Sommer (Abb. 2).

3.4 CO₂-Gaswechsel von *Cochlearia anglica*

Das Temperaturoptimum der Nettophotosynthese verschiebt sich bei Pflanzen in Nährlösung mit steigendem Salzgehalt von 15 °C auf 12 °C (Abb. 3). Maximale Nettophotosyntheseraten von 20 mg CO₂/g TG · h werden bei Pflanzen erreicht, die Kochsalz nur in Spuren enthalten. Bei Temperaturen unterhalb von 12 °C ist die CO₂-Aufnahme von Pflanzen in Nährlösungen mit 1% NaCl höher als in nahezu salzfreier Kultur. Die Dunkelatmung der Blätter nimmt mit zunehmendem Salzgehalt in der Nährlösung ab, was mit Befunden an anderen Halophyten übereinstimmt (FLOWERS 1972, CALDWELL 1974).

Bei den Wildpflanzen wurden deutlich höhere Nettophotosyntheseraten beobachtet als bei den in Kultur gehaltenen (Abb. 4). Dies mag mit den am Standort günstigeren Nährstoffverhältnissen (gute Stickstoffversorgung) und dem hier generell höheren Blattwassergehalt zusammenhängen.

Cochlearia anglica (Sommer, kult.)

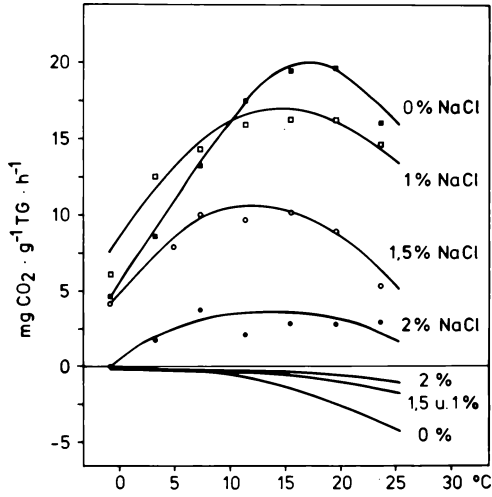


Abb. 3: Nettophotosynthese und Dunkelatmung der Blätter von Pflanzen, die bei verschiedenen NaCl-Gehalten oder ohne NaCl-Zusatz in der Nährlösung kultiviert worden sind.

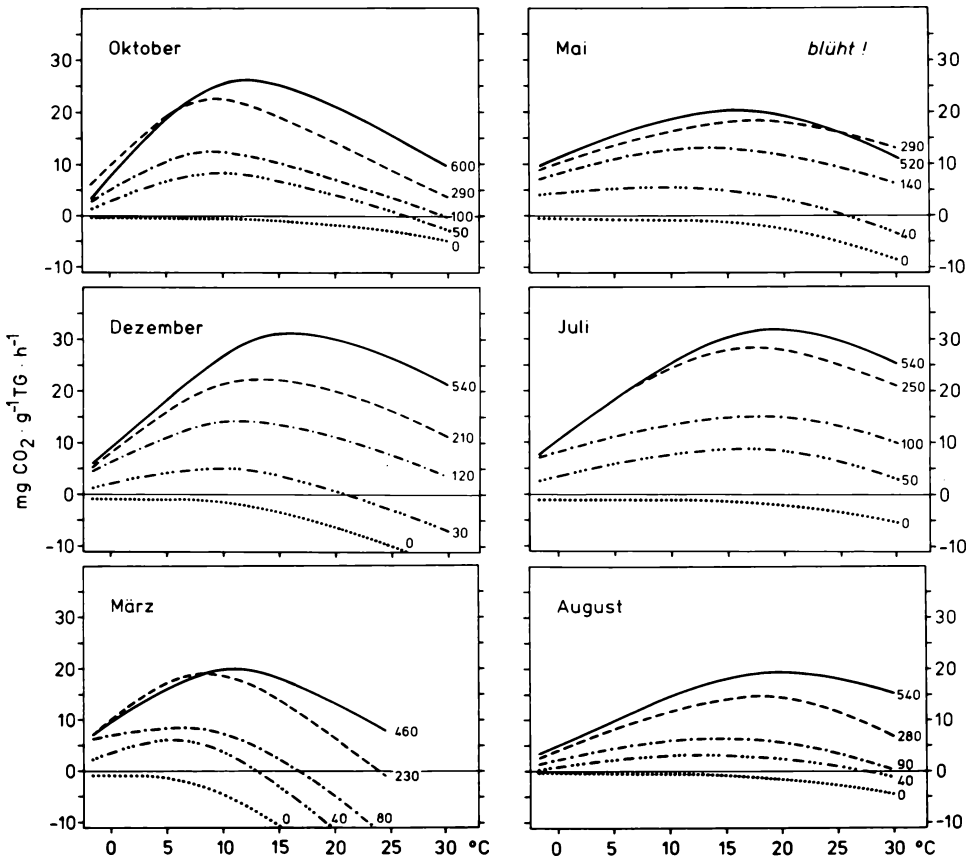


Abb. 4: Temperaturabhängige Dunkelatmung und Nettophotosynthese bei verschiedenen Lichtintensitäten (0-600 $\mu\text{mol Photonen/m}^2\text{s}$) von *C. anglica* im Jahresgang.

Die Pflanzen wurden jeweils frisch vom Standort entnommen.

Tab. 2: Jahresperiodische Änderungen von Kennwerten der Nettophotosynthese und des Chlorophyllgehaltes der Blätter von *C. anglica*-Pflanzen unter dem Einfluß der standörtlichen Chloridkonzentrationen im *Juncetum gerardii* der Ostseeküste.

Jahresgang	Lichtsättigung bei T _{opt.} ($\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$)	Temperaturoptimum bei 260+35 $\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ ($^{\circ}\text{C}$)	NP-Rate bei 5 $^{\circ}\text{C}$ in % der maxi- malen NP-Rate (%)	Chlorophyll- gehalt (mg/g TG)	Chloridkonz. im Boden (mmol/l)
Oktober 83	550	9.5	73	5.4	288.4
Dezember 83	450	13.5	60	5.8	190.4
März 84	325	7.5	80	7.0	194.0
Mai 84	300	18.0	83	6.7	228.9
Juli 84	325	17.0	59	8.4	128.0
August 84	300	18.0	51	5.4	210.2

Die Temperaturoptima der Nettophotosynthese von *C. anglica* bewegen sich während des Jahres zwischen etwa 18 °C im Sommer und 8 °C in der kalten Jahreszeit (Abb. 4). Eine Anpassung der Nettophotosynthese an das Temperaturklima im Jahreslauf wird besonders bei noch suboptimalen Lichtbedingungen (210-290 $\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$) deutlich. Bemerkenswert ist, daß die Werte unabhängig von der Art der Bezugsgröße - Trockengewicht, Blattfläche oder Chlorophyllgehalt - in der kalten Jahreszeit sogar etwas höher sind als in der warmen (Abb. 4). In den Monaten Oktober bis Dezember sind die Nettophotosyntheseraten auf einen relativ geringen Chlorophyllgehalt pro Trockengewicht zu beziehen (Tab. 2), was für eine hohe Effizienz des Chlorophylls in diesen Monaten spricht. Die sehr hohen Nettophotosyntheseraten im Juli sind mit einer maximalen Chlorophyllsdichte erklärbar. Im Winter kann die Pflanze bei niedrigen Temperaturen (5 °C und Lichtsättigung) 70% der maximalen Nettophotosynthesekapazität erreichen, und noch bei -4 °C (im Dezember) waren Raten bis zu 7.6 mg CO₂/g TG · h (24%) meßbar. Die Atmungskurven sind in den kühlen Monaten steiler als in den warmen, was auf ein homoeostatisches Verhalten der winteraktiven *C. anglica* schließen läßt.

Durch ihre im Sommer sehr geringen Lichtsättigungswerte der Photosynthese wird *Cochlearia* als Schattenpflanze charakterisiert (Abb. 5). In den saisonalen Unterschieden der Nettophotosyntheseraten spiegeln sich die Standortverhältnisse wider: Im Sommer werden die Blattrosetten von *Cochlearia* durch höherwüchsige Nachbarpflanzen (*Juncus*, Gräser) beschattet, während in den Wintermonaten der Freiland höchstmöglichen Lichtgenuß garantiert.

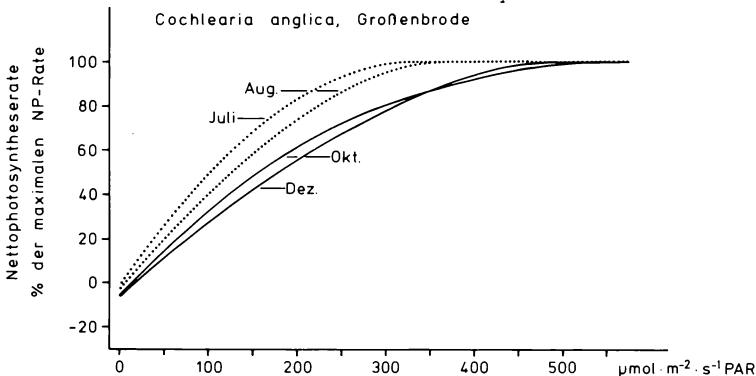


Abb. 5: Lichtabhängigkeit der Nettophotosynthese von *C. anglica* während der kalten (Oktober, Dezember) und der warmen (Juli, August) Jahreszeit. Versuchsbedingungen wie in Abb. 4.

4. Diskussion

Typisch für die Anpassung von Halophyten an den Standort ist ihre Fähigkeit, Salze in den Blättern aufzunehmen. Sie erniedrigen so das osmotische Potential der Pflanze gegenüber dem des Bodens, um Wasser aufnehmen und den Turgor aufrecht erhalten zu können. Für die winteraktive *Cochlearia anglica* bedeutet aber Salzakkumulation im Gewebe im Winter die Gefahr einer besonderen Streßbelastung, wenn den Zellen durch Gefrieren Wasser entzogen wird. Die beobachtete Erhöhung der Prolingehalte in den Wintermonaten mag deshalb als osmotischer Kompensationseffekt oder als Bereitstellung von kolligativen Schutzstoffen gedeutet werden (HEBER, SANTARIUS 1976). Eine Korrelation zwischen Gefriertoleranz und Prolingehalt in den Blättern wiesen KAPPEN et al. (1978) auch bei *Halimione portulacoides* nach.

Halophyten gemäßigter Breiten (*Suaeda maritima*, FLOWERS 1972) und winterwarmer Regionen (ABDULRAHMAN, WILLIAMS 1981, MUNNS et al. 1983) zeigten bei Salzgehalten von 75-340 mmol/l in der Nährlösung optimales Wachstum und höchste Photosyntheseraten. Die Ursache für diese Förderung durch mäßige Salzkonzentrationen in den Blättern könnte eine Enzymstimulation durch Salze oder auch eine Stabilisierung des Turgors unter dem Einfluß von Salzakkumulation in den Zellen sein, da in kochsalzfreier Nährlösung Turgorverluste beobachtet worden sind (MUNNS et al. 1983). Die bei Temperaturen unter 12 °C beobachtete relative Förderung der Nettophotosynthese von *C. anglica* durch salzhaltiges Nährmedium (im Vergleich mit nahezu salzfreien Bedingungen) charakterisiert auch diese Art einerseits als typischen Halophyten; ihr Verhalten oberhalb 12 °C (höchste Raten bei fast salzfreier Kultur) läßt *Cochlearia* dagegen eher als "Miohalophyten" (GLENN, O'LEARY 1984) erscheinen. Die halophytische Natur wird bei *Cochlearia* also besonders im kalten Milieu deutlich.

Cochlearia anglica keimt in den Monaten Oktober bis März. Die Keimung ist bei Temperaturen über 20 °C gering und wird bei 5 °C gefördert (BINET 1964). Die Art gehört zu den wenigen wintergrünen Arten der einheimischen Halophytenflora. Ihre Blätter ertragen im Januar Temperaturen bis -16 °C (KAPPEN 1979). *Cochlearia* übertrifft so die Resistenzgrenzen, die bei Blättern von glykophytischen Winterannuellen und Frühjahrsgeophyten maximal erreicht werden (TILL 1956).

Auch im CO₂-Gaswechselverhalten erscheint *Cochlearia* als typische Winterannuelle (REGEHR, BAZZAZ 1976). Die Temperaturoptima der Photosynthese verschoben sich im Jahresgang und sind vergleichbar mit denen anderer Pflanzen unserer Breiten. Sie liegen weit unter denen der bisher untersuchten Halophyten wärmerer Klimate (ANTLFINGER, DUNN 1979; GIURGEVICH, DUNN 1979). Die hohe Produktivität, erkennbar an dem starken Blattwachstum im Freilandversuch, beruht offensichtlich auf der hohen Effizienz der Nettophotosynthese im Winter. Auch im Vergleich mit anderen Halophyten zeigt sich *C. anglica* als verhältnismäßig produktiv. Die auf die Oberfläche bezogenen maximalen Assimilationsraten dieser winteraktiven Art sind nur knapp ein Drittel niedriger als die von Halophyten warmer Gebiete (GIURGEVICH, DUNN 1978, 1979).

Cochlearia anglica erweist sich damit als ein Beispiel für die Einnischung einer Sippe in einen zeitlich wie räumlich für die meisten Pflanzen ungünstigen und daher konkurrenzarmen Bereich, wie ihn ein halischer Biotop im winterkalten Klimagebiet darstellt.

Literatur

- ABDULRAHMAN F.S., WILLIAMS G.J., 1981: Temperature and salinity regulation of growth and gas exchange of *Salicornia fruticosa* (L.) L. *Oecologia* (Berl.) 48: 346-352.
- ANTLFINGER A.E., DUNN E.L., 1979: Seasonal patterns of CO₂ and water vapor exchange of three salt marsh succulents. *Oecologia* (Berl.) 43: 249-260.
- BAUMEISTER W., SCHMIDT L., 1962: Über die Rolle des Natriums im pflanzlichen Stoffwechsel. *Flora* 156: 24-56.
- BINET P., 1964: Action de la température et de la salinité sur la germination des graines de *Cochlearia anglica* L. *Rev. gén. Bot.* 851: 221-236.
- CALDWELL M.M., 1974: Physiology of desert halophytes. In: (Ed. REIMOLD R.J., QUEEN W.H.): *Ecology of halophytes*. New York/London (Acad. Press): 355-378.
- FLOWERS T.J., 1972: Salt tolerance in *Suaeda maritima* (L.) Dum. The effect of sodium chloride on growth, respiration, and soluble enzymes in a comparative study with *Pisum sativum* L. *J. Experim. Bot.* 23(75): 310-321.

- GIURGEVICH J.R., DUNN E.L., 1978: Seasonal patterns of CO₂ and water vapor exchange of *Juncus roemerianus* Scheele in a Georgia salt marsh. *Amer. J. Bot.* 65(5): 502-510.
- GIURGEVICH J.R., DUNN E.L., 1979: Seasonal patterns of CO₂ and water vapor exchange of the tall and short height forms of *Spartina alterniflora* Loisel in a Georgia salt marsh. *Oecologia* (Berl.) 43: 139-156.
- GLENN E.P., O'LEARY J.W., 1984: Relationship between salt accumulation and water content of dicotyledonous halophytes. *Plant, Cell and Environment* 7: 253-261.
- HÄRDITLE W., 1984: Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste. *Mitt. Arbeitsgem. Geobotanik Schlesw.-Holst. Hamburg* 34: 142 S.
- HEBER U., SANTARIUS K.A., 1976: Water stress during freezing. In: (Ed. LANGE O.L., KAPPEN L., SCHULZE E.-D.): *Water and Plant Life. Ecol. Stud.* 19: 253-267.
- HULTÉN E., 1970: The circumpolar plants. II. Dicotyledons. *K. Svenska Vetensk. Akad. Handl. Fjärde Ser.* 13(1): 186-187; 383-384.
- KAPPEN L., NÖVIG M., MAIER M., 1978: Seasonal relations between the content of amino acids and freezing tolerance of leaves of *Halimione portulacoides* under different salt stress. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 172: 297-304.
- KAPPEN L., 1979: Widerstandsfähigkeit von Halophyten gegenüber Gefrieren und Salzstreß und ihre möglichen biochemischen Ursachen. *Ber. Dt. Bot. Ges.* 92: 55-71.
- KOCH W., KLEIN E., WALZ H., 1968: Neuartige Gaswechsel-Meßanlage für Pflanzen im Laboratorium und Freiland. *Siemens-Z.* 42: 392-404.
- MUNNS R., GREENWAY H., KIRST G.O., 1983: Halotolerant Eucaryotes. In: (Ed. LANGE O.L., NOBEL P.S., OSMOND C.B., ZIEGLER H.) *Physiol. Plant Ecol. III. Encycl. Plant Physiol.* N.S. 12C: 59-135.
- REGEHR D.L., BAZZAZ F.A., 1976: Low temperature photosynthesis in successional winter annuals. *Ecology* 57: 1297-1303.
- SCHMEISKY H., 1974: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen in Strandrasen des Graswarders vor Heiligenhafen/Ostsee. *Diss. Univ. Göttingen*: 103 S.
- THANNHEISER D., 1974: Beobachtungen zur Küstenvegetation der Varanger-Halbinsel (Nord-Norwegen). *Polarforschung* 44(2): 148-159.
- TILL O., 1956: Über die Frosthärte von Pflanzen sommergrüner Laubwälder. *Flora* 143: 499-542.
- TROLL W., LINDSLEY J., 1955: A photometric method for the determination of prolin. *J. Biol. Chemistry* 215: 655-660.

Adresse:

Almuth Alsleben
 Prof. Dr. Ludger Kappen
 Dr. Rainer Lösch
 Lehrstuhl für Ökophysiologie
 Bot. Inst. Univ.
 Olshausenstr. 40-60
 D-2300 Kiel

Untersuchungen zum pflanzlichen Wasserhaushalt von *Corylus avellana*
in einer holsteinischen Wallhecke

- Corinna Gries, Rainer Lösch und Ludger Kappen -

Synopsis

Microclimate and water relations during the course of one year were studied along two wall-hedges in Schleswig-Holstein. Due to their vertical arrangement parameters of all four expositions could be obtained.

Among the parameters temperature, evaporation, distribution of precipitation, and wind, wind was the most effective. The reaction of *Corylus avellana* to the conditions in the four aspects was indicated by stomatal response, water potential, and morphology of the leaves. Along the south facing side with frequent heating and dryness leaves became xeromorphic and thus adapted to water stress at this side of the hedge. Leaves exposed to the westside suffered from water stress because they were not able to adapt to the mechanical and drought stress exerted by the prevailing westerly winds.

Corylus avellana, hedges, micro-climate, transpiration, water potential.

1. Einführung

In Schleswig-Holstein, dem waldärmsten Flächenstaat der Bundesrepublik, spielen Wallhecken (Knicks) sowohl als landschaftsprägende wie auch als naturnahe Rückzugsgebiete für Tiere und Pflanzen eine entscheidende Rolle (MARQUARDT 1950). Auf künstlich aufgeschütteten Wällen wachsend durchziehen sie ein landwirtschaftlich intensiv genutztes Gebiet. Demzufolge lag das Hauptinteresse der bisherigen Forschung auf dem Einfluß, den die Hecke auf die Nutzpflanzenkulturen ausübt (WENDT 1951; RIEDL 1967). Dabei trat die Windschutzwirkung in den Vordergrund (NÄGELI 1941; KREUTZ 1952). Für den eigentlichen Heckenbereich liegen bisher wenige Mikroklimadaten vor (WEBER 1967).

In dieser Arbeit werden kurz die mikroklimatischen Standortbedingungen an vier verschieden exponierten Heckenflanken vorgestellt. Die Reaktion der Strauchart *Corylus avellana* auf diese Standortbedingungen wird an Hand von Wasserhaushaltsparametern und morphologischen Blattdifferenzierungen dargelegt.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an zwei senkrecht zueinander verlaufenden Wallhecken vom Typ der 'Bunten Schleen-Haselknicks' durchgeführt. Ihr Pflanzenbestand charakterisiert sie innerhalb dieses Typenkreises als *Rubus radula*-Knicks ohne *Rubus caesius* (WEBER 1967), wie sie für das Jungmoränengebiet südwestlich von Kiel typisch sind (LK 25 1625, 9 59' O, 54 19' N).

Die Meßstellen waren an den Heckenflanken in den vier Expositionen Nord und Süd sowie Ost und West in gleichen Abständen vom Wallfuß installiert. Die erfaßten Parameter des Mikroklimas sind Lufttemperatur in drei Höhen, Bodentemperaturen in vier Tiefen, Sättigungsdefizit der Luft, Evaporation, photosynthetisch aktive Strahlung und Windgeschwindigkeit. Sie wurden, ebenso wie die Daten des pflanzlichen Wasserhaushaltes, während des Jahres 1983 in 14 Tagesgängen stündlich aufgenommen. Regenmesser wurden einmal wöchentlich abgelesen.

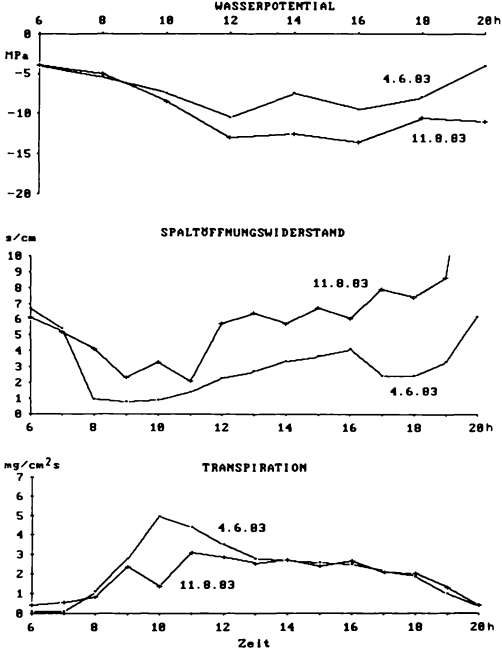
Für die Messung des Spaltöffnungsverhaltens von *Corylus avellana* wurde ein LI 1600-steady-state-Porometer (LiCor, Lincoln/Nebr.) verwendet. Die Transpiration eines Blattes wurde gemessen, der Spaltöffnungs-widerstand nach der Definition

$$\text{Stomatärer Widerstand} = \frac{\text{Wasserdampfkonzentrationsgradient}}{\text{Transpiration}}$$

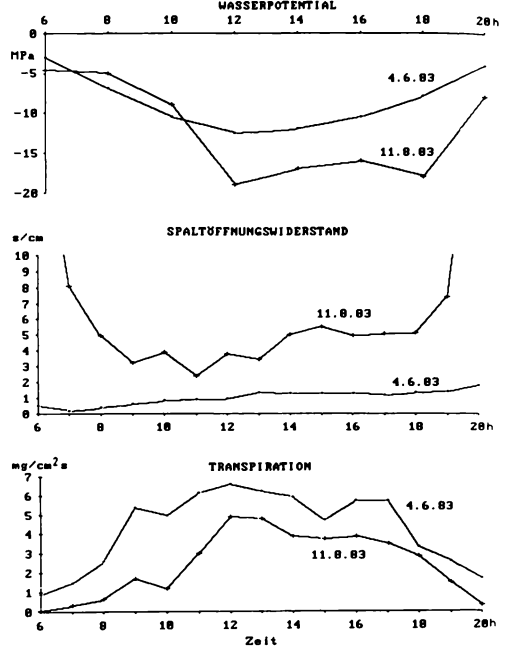
vom Gerät berechnet. Die Messungen erfolgten pro Exposition an zwei gekennzeichneten Blättern in einer Insertionshöhe von 1.50 m. In der gleichen Höhe wurden die Blätter zur Bestimmung des Blattwasserpotentials von *Corylus* entnommen. Die Messung erfolgte mit der Druckkammermethode nach Scholander (SLAVIK 1974).

Die Blattmorphologie wurde je Standort an zehn zufällig verteilt geernteten Blättern während der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode untersucht.

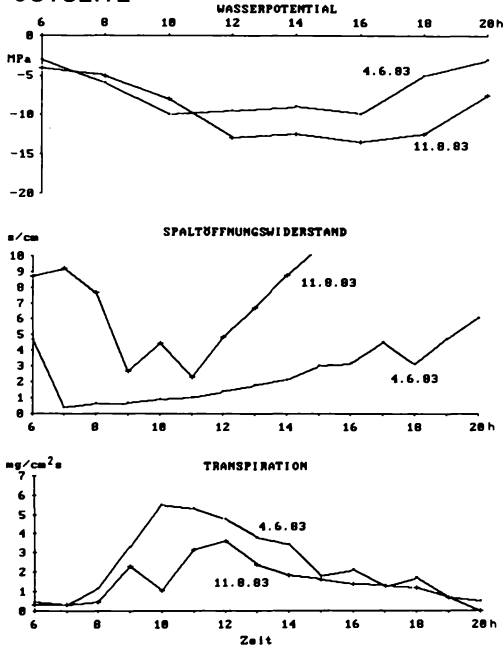
NORDSEITE



SUDSEITE



OSTSEITE



WESTSEITE

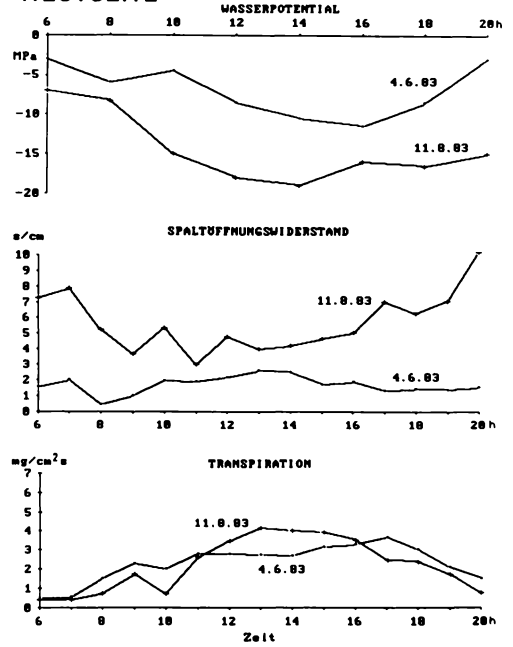


Abb. 1: Blattwasserpotential, Transpiration und Spaltöffnungs-widerstand von *Corylus avellana* an den Heckenflanken in West-, Ost-, Süd- und Nordexposition.

3. Ergebnisse

3.1 Die mikroklimatischen Standortsbedingungen

Die während eines Jahres in einzelnen Tagesgängen erfaßten Mikroklimadaten sollen zur kurzen Charakterisierung der unterschiedlichen Standortsbedingungen der vier Knickflanken dienen. Einstrahlung und Luftbewegung bilden die primären Klimafaktoren, die von keinem anderen Faktor beeinflusst werden. Den höchsten Lichtgenuß erfährt erwartungsgemäß die Südseite mit sommerlichen Mittagswerten von 1800 bis 2000 $\mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$. Die geringsten Lichtmengen erhält die Nordseite (Sommer max. 700 $\mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$). Die Unterschiede sind im Sommer besonders ausgeprägt, da die Belaubung den ausgleichenden Effekt der hoch stehenden Sonne weitgehend überlagert. Ost- und Westseite nehmen während des ganzen Jahres eine Mittelstellung ein. Der Wind weht in Schleswig-Holstein zu knapp 50% der Gesamthäufigkeit aus westlichen Richtungen. Er hat damit auf die nach Westen exponierte Heckenflanke den größten Einfluß.

Die sekundären Klimafaktoren Temperatur, Sättigungsdefizit der Luft, Evaporation und Niederschlagsverteilung werden von den primären beeinflusst. So zeichnet sich die Südseite durch die höchsten Wärmemengen aus, die Westseite durch höchste Evaporation und größte Niederschlagsmengen. Der geringste Wärmegenuß ist auf der Nordseite und an Tagen mit Westwind auf der Westseite zu verzeichnen. Das Sättigungsdefizit der Luft weist für alle vier Expositionen keine großen Unterschiede auf.

3.2 Der Wasserhaushalt von *Corylus avellana*

Vorgestellt werden je zwei Tagesgänge des Blattwasserpotentials, der Transpiration und des Spaltöffnungs Widerstandes (Abb. 1). Es handelt sich dabei um Sommertage mit vergleichbaren Strahlungs- und Temperaturbedingungen. Am 4. Juni herrschte leichter Nordostwind (3 m/s), und nach vorhergegangenen Regenfällen war eine ausreichende Wasserversorgung der Sträucher gewährleistet. Der 11. August liegt inmitten der langanhaltenden Trockenperiode des Sommers 1983. Die Wasserversorgung war dementsprechend schlechter, und der Wind wehte mit 2-3 m/s aus West.

Abb. 1 zeigt, daß die gegenüber der Juni-Situation extreme Trockenheit im August von der Hasel an allen vier Knickflanken durch Erhöhung der Spaltöffnungs widerstände beantwortet wird. Die Transpiration kann dadurch in Süd-, Nord- und Ostexposition erniedrigt werden. An der Westseite können die Wasserverluste nicht eingeschränkt werden. Die Blattwasserpotentiale an Süd- und Westseite weisen deutlich erniedrigte Werte auf, wobei die Sträucher der Südseite aber zum Abend im Gegensatz zu denen der Westseite eine Erholung des Wasserzustandes aufweisen.

3.3 Morphologische Anpassungen von *Corylus avellana* an die Standortbedingungen

Die Parameter Blattdicke, Hartlaubigkeit (als Trockengewicht pro Blattfläche), Leitgewebe und Spaltenzahl pro Blattfläche geben einen Anhaltspunkt für die morphologische Anpassungsfähigkeit der Haselblätter (Tab. 1).

Die Blätter der Südseite sind ausgesprochen xeromorph (erhöhter Hartlaubigkeitsgrad, mehr Leitgewebe und Spaltöffnungen pro Flächeneinheit), während die der Ostseite eher hygromorph erscheinen. West- und Nordseite nehmen eine Zwischenstellung ein.

Tab. 1: Parameter der morphologischen Anpassungen von *Corylus avellana* an die Standortbedingungen.

	Südseite	Nordseite	Ostseite	Westseite
Blattdicke mm	0.15	0.16	0.124	0.155
Hartlaubigkeit g/dm ²	0.58	0.521	0.489	0.52
Leitgewebe/Fläche dm/cm ²	2.83	2.34	2.10	2.54
Spaltendichte Anzahl/cm ²	87.0	63.0	51.0	53.0

4. Diskussion

Die mikroklimatischen Bedingungen an den Heckenflanken werden stark von den Windverhältnissen bestimmt. Dies bestätigen Messungen von BÄTJER (1962) an Windschutzanlagen und von FLEMMING (1964) an Fichtenbestandsrändern. Diese besondere Rolle des Windes wird auch bei der Betrachtung des Wasserhaushalts von *Corylus avellana* deutlich. So übersteigt die Transpiration der Haselblätter auf der Westseite im August bei Wind die Werte vom Juni trotz erhöhter Spaltöffnungswiderstände. Die Sträucher der Südseite weisen an beiden Tagen eine höhere Transpirationsrate auf als die Sträucher der anderen Expositionen, was auf die größere Wärmebelastung auf dieser Seite zurückzuführen ist (vgl. DRAKE et al. 1970). Die Blattdifferenzierungen zeigen, daß die Hasel auf der Südseite mit der Ausbildung typischer Sonnenblätter auf die gesteigerte Wasserabgabe reagiert. Die Blätter der Westseite lassen diese Anpassungen vermissen. Hierauf ist zurückzuführen, daß die Büsche der Südseite eine größere Erholungsfähigkeit ihres Blattwasserzustandes während der Nacht aufweisen als die der Westseite. Diese offensichtliche Windempfindlichkeit der Hasel führt zu einer dreifach geringeren Laubentwicklung auf der Westseite als auf der Ostseite (WEBER 1975).

Literatur

- BÄTJER D., 1962: Untersuchungen über die Veränderung des Kleinklimas durch Windschutz. Met. Rundsch. 15: 157-168.
- DRAKE B.G., RASCHKE K., SALISBURY F.B., 1970: Temperature and transpiration resistances of Xanthium leaves as affected by air temperature, humidity, and wind speed. Pl. Physiol. 46: 324-330.
- FLEMMING G., 1964: Das Klima an Waldbestandsrändern. Abh. Met. Hydrol. Dienst. DDR 9: 1-78.
- KREUTZ W., 1952: Der Windschutz. Dortmund: 72 S.
- MARQUARDT G., 1950: Die Schleswig-Holsteinische Knicklandschaft. Schr. geogr. Inst. Kiel 13: 1-90.
- NÄGELI W., 1941: Über die Bedeutung von Windschutzstreifen zum Schutze landwirtschaftlicher Kulturen. Schweiz. Z. Forstwes. 11: 265-270.
- RIEDL O., 1967: Der Einfluß von Windschutzpflanzungen auf die Ertragssteigerung. Rocnik 36(2): 195-213.
- SLAVIK B., 1974: Methods of studying plant water relations. Ecol. Stud. 9: 449 p.
- WEBER H.E., 1967: Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein. Mitt. AG Floristik Schleswig-Holstein/Hamburg 15: 196 S.
- WEBER H.E., 1975: Das expositionsbedingte Verhalten von Gehölzen und Hinweise für eine standortgerechte Artenwahl. Natur Landschaft 50: 187-193.
- WENDT H., 1951: Der Einfluß der Hecken auf den landwirtschaftlichen Ertrag. Erdkunde 5: 115-125.

Adresse

Corinna Gries
Dr. Rainer Lösch
Prof. Dr. Ludger Kappen
Lehrstuhl f. Ökophysiologie
Botanisches Institut Univ.
Olshausenstr. 40
D-2300 Kiel

Wassergehalt und CO₂-Gaswechsel
des poikilohydran Kormophyten *Ramonda myconi* (L.) Schltz.
während der Austrocknung und Wiederaufsättigung

- Renate Gebauer, Rainer Lösch und Ludger Kappen -

Synopsis

Water content and CO₂-gas exchange of the poikilohydrous plant *Ramonda myconi* (Gesneriaceae) were studied under controlled conditions during dehydration and rehydration.

The presence of leaf pubescence in this mesomorphous plant causes a lower transpiration rate. As a response to drying the leaves shrink, so that the density of the hairs on the upper and lower surface increases. At a water deficit of 40% the boundary-layer resistance was so high that the water loss was reduced. The assimilation rate decreases non-linearly with decreasing water content and the compensation point is reached at a water deficit between 60 and 85%. The water deficit was dependent on the leaf age. The leaves do not reveal an increased respiratory rate as a possible response to severe water stress.

Ramonda myconi is able to absorb liquid water over the foliar surface, but the leaves do not rehydrate in water-saturated air. In comparison with depilated leaves, the water uptake of the leaves with hairs is retarded. This may minimize the mechanical injury of the leaf cells which is possible to occur at a rapid deplasmolysis. On rehydration of the leaves, respiration is resumed at 90% water deficit but not at a higher level as in other resurrection plants. The CO₂-uptake dependency on water content was not affected by previous severe water deficits.

Ramonda myconi is characterized as a dessication-tolerant, mesophytic plant with some morphological features that retard extreme water loss.

Photosynthesis, poikilohydrous plant, water relations.

1. Einführung

Im Gegensatz zu homoiohydran Kormophyten, deren Membransysteme bei starker Entwässerung des Protoplasmas irreversible Schäden erfahren, reagieren poikilohydre Kormophyten unter Trockenbelastung passiv und können Wassersättigungsdefizite (SD) bis zu 95% ohne letale Schädigung ertragen (GAFF 1980; BEWLEY, KROCHKO 1982). Sie überdauern längere Perioden im ausgetrockneten Zustand. Um insgesamt eine positive Stoffbilanz zu erreichen, benötigen sie freilich auch stoffwechselaktive Phasen in gutem Hydraturzustand. In der Holarktis sind die Gattungen *Ramonda* und *Haberlea* der tropisch-subtropisch verbreiteten Familie der Gesneriaceae als Tertiärrelikte (MEUSEL 1943) die einzigen poikilohydran Angiospermen.

Ramonda myconi (L.) Schltz. besitzt behaarte Blätter, die bei Wasserverlusten stark schrumpfen. Neben den austrocknungsbedingten Veränderungen in der Resistenzbiologie (KAPPEN 1966) sollte dadurch insbesondere auch die laminare Grenzschicht der Blätter erheblich verändert werden. Das wiederum dürfte für den CO₂-Gaswechsel dieser Rosettenpflanze bedeutsam sein. Im folgenden wird bei Pflanzen von *R. myconi* der Verlauf von Auf- und Absättigung der Blätter dargestellt und die damit verbundenen Veränderungen der Behaarungsdichte und die Abhängigkeit des CO₂-Umsatzes von den unterschiedlichen Wassergehalten untersucht.

2. Material und Methode

Das Blattmaterial stammt von seit 3 Jahren im Botanischen Garten kultivierten Pflanzen von *R. myconi* (L.) Schltz. Die Untersuchungen wurden an frisch abgetrennten Blättern vorgenommen. Soweit nicht anders erwähnt, wurden die Blätter bei 50% rel. Luftfeuchte getrocknet und anschließend wieder aufgesättigt. Die dabei auftretenden Änderungen der im Blatt vorhandenen Wassermenge wurden gravimetrisch bestimmt und die relativen Wassergehalte sowie die Wasserabgaberraten nach SLATYER (1967) berechnet.

Für die Bestimmung der Behaarungsdichte bei verschiedenem Schrumpfungsgrad der Blätter wurde die Zahl der Haare pro Flächeneinheit an wassergesättigten Blättern ausgezählt und dann auf die entsprechend kleiner werdenden Oberflächen bezogen. Die Blattumrisse wurden mit einem Flächenmeßgerät (Digiplan, Kontron) ausplanimetriert.

Um den Einfluß der Haare auf den Wasserumsatz zu erfassen, wurde das Indumentum in verschiedenen Versuchsreihen mit einem elektrischen Rasierapparat zu 75-80% von der Blattunterseite und zu 90% von der Blattoberseite entfernt. Zur Vermeidung von Transpirationsverlusten wurde dieser Versuchsschritt in einer feuchten Kammer durchgeführt, deren Innenraum durch zwei mit Folie abdichtbare Öffnungen zu erreichen war.

Zur Bestimmung der Aufsättigungsraten wurden die Blätter entweder mit einem Wasserzerstäuber gleichmäßig mit Wasser besprüht oder in einen Exsikkator mit dampfgesättigter Luft gelegt. Für die Messung der Wasserumsätze über die Blattoberfläche wurden die Schnittflächen der Blattstiele mit Vaseline abgedichtet. Vor jeder Wägung wurden die Blätter mit Filterpapier abgetupft.

Die CO₂-Gaswechsellmessung erfolgte durch Infrarot-Absorptionsanalyse in offener Systemanordnung. Der Aufbau der Anlage (Walz, Eiffeltrich) entspricht grundsätzlich der von LANGE (1969) beschriebenen. Alle Messungen wurden bei der in Vorversuchen ermittelten Optimaltemperatur von 20 °C, bei Dunkelheit oder bei Lichtsättigung der Photosynthese (500-700 µmol Photonen/m² · s) durchgeführt. Der die Meßküvette durchfließende Luftstrom trocknete kontinuierlich die anfangs wassergesättigten Blätter. Um die CO₂-Umsatzrate in Abhängigkeit vom Wassergehalt zu bestimmen, wurden die Blätter alle 60 Minuten aus der Küvette entnommen und gewogen. Der Gaswechsel während der Aufsättigung wurde an vorher stark ausgetrockneten Pflanzen gemessen. Bei guter Wasserversorgung über den Wurzelraum wurden Blätter verschiedenen Aufsättigungsgrades abgeschnitten, oberflächlich abgetrocknet, gewogen und auf ihren CO₂-Gaswechsel untersucht.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Blätter von *R. myconi* sind nach ihrem Aufbau typisch für Mesophyten. Sie sind auf der Oberseite stark und auf der Unterseite schwach behaart. Die unterseitigen Haare sind allerdings wesentlich länger als die der Oberseite. Ein Vergleich der Austrocknungsverläufe be- und enthaarter Blätter (Abb. 1) zeigt, daß die Blattbehaarung einen entscheidenden Einfluß auf die Austrocknungsgeschwindigkeit ausübt. Im Gegensatz zu behaarten nimmt bei enthaarten Blättern der Wassergehalt (und damit verbunden das osmotische Potential) innerhalb der ersten 4 Stunden bis zu einem relativen Wassergehalt von 15% rasch ab, was auf den niedrigen Grenzschichtwiderstand zurückzuführen ist. Behaarte Blätter erreichen diesen Wert erst nach ca. 20 Stunden. Die Blattbehaarung stellt also einen bedeutenden Transpirationswiderstand dar, was auch bereits Untersuchungen KOSHANINs (1939) an *R. nathaliae* zeigten.

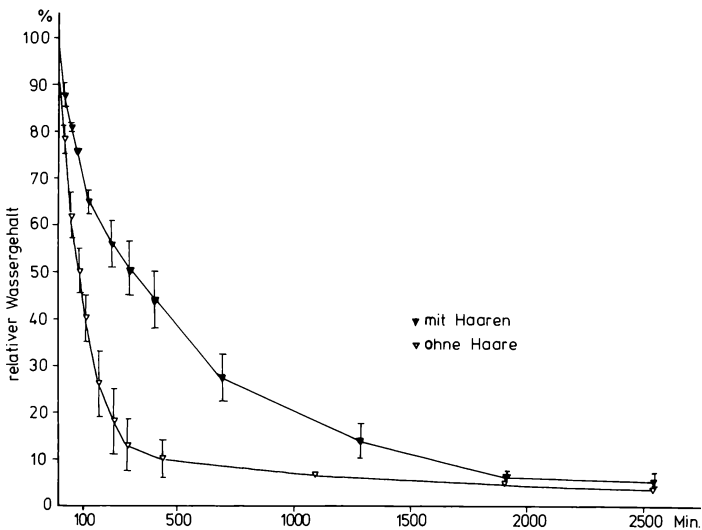


Abb. 1: Wasserverlust von be- und enthaarten Blättern bei 50% rel. Luftfeuchte.

Während der Austrocknung schrumpfen die Blätter bis auf 15% der Fläche, die sie im turgeszenten Zustand besitzen. Bekannt ist, daß die Zellwand sich an das bei der Austrocknung zusammenziehende Protoplasma anschmiegt und so eine irreversible Schädigung der Zelle verhindert wird (ILJIN 1927; vgl. LEVITT 1980). Beim Schrumpfen der Blätter kommt es zu einer anfänglich geringen, ab einem Sättigungsdefizit von 40% zu einer starken Verdichtung des Haarfilzes (Abb. 2). Obwohl die Haardichte auf der Unterseite geringer ist als auf der Oberseite der Blätter, entsteht auf der Blattunterseite eine dickere laminare Grenzschicht, was auf die größere Länge der Haare (durchschnittlich 0.75 mm oben, 3.25 mm unten) zurückzuführen ist. Die Zunahme der Haardichte fällt mit dem Wendepunkt der Transpirationskurve bei 40% Sättigungsdefizit zusammen (Pfeil). Falls stomatärer und kutikulärer Widerstand während der Austrocknung mehr oder minder konstant bleiben, kann man annehmen, daß ab einem Sättigungsdefizit von 40% die Wirkung des Grenzschichtwiderstandes durch die zunehmende Haardichte vergrößert wird. Die schnelle Abnahme des Wassergehaltes bei Austrocknung der enthaarten Blätter (Abb. 1) ist als Hinweis darauf zu werten, daß der stomatäre wie auch der kutikuläre Widerstand von *R. myconi* tatsächlich sehr gering sind. Nettophotosynthese ist noch bei einem Sättigungsdefizit bis zu 60-70% während der Austrocknung (Abb. 3) und bereits ab 80-70% Sättigungsdefizit während der Aufsättigung (Abb. 5) meßbar. Dies legt die Vermutung nahe, daß die Stomata keine wesentliche regulierende Funktion ausüben.

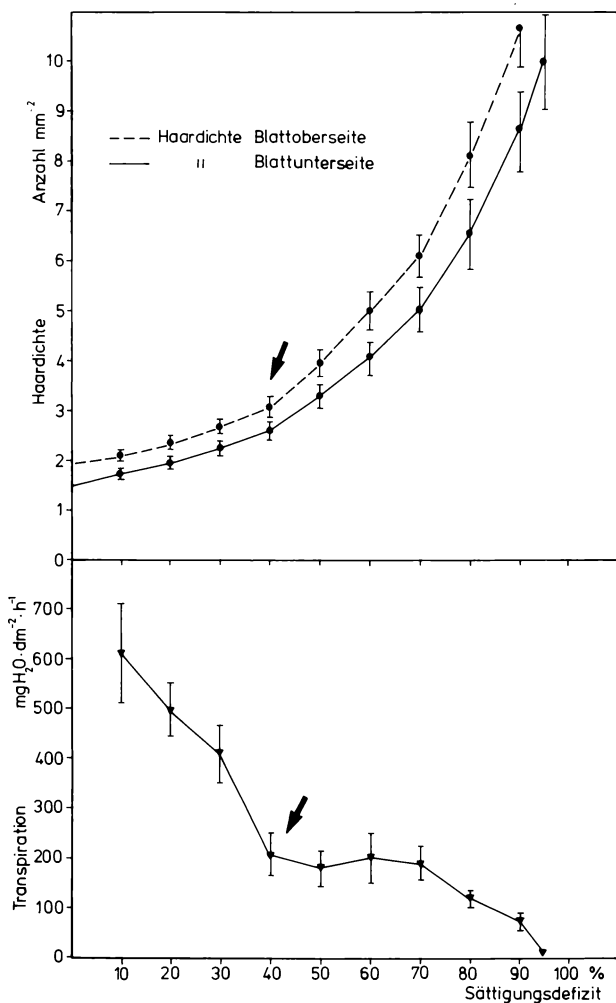


Abb. 2: Beziehung zwischen Verdichtung der Behaarung und Sättigungsdefizit unter Berücksichtigung der Transpirationsrate.

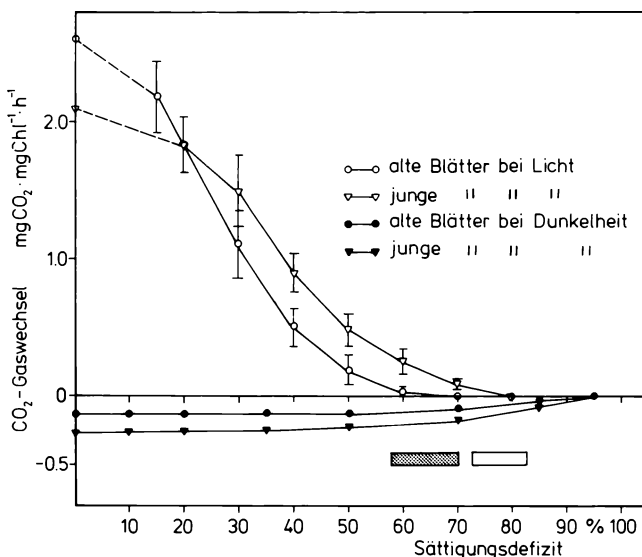


Abb. 3: Nettophotosynthese und Dunkelatmung in Abhängigkeit vom Sättigungsdefizit alter und junger Blätter.

Während der Austrocknung bleibt die CO_2 -Abgabe bis zu einem Sättigungsdefizit von 60% konstant (Abb. 3). Die Blätter reagieren auf zunehmenden Wasserverlust nicht wie die der homoiohyden Pflanzen (LEVITT 1980) mit einer Streßatmung. Vielmehr sinkt die Atmung allmählich. Bei nahezu völlig ausgetrockneten Blättern ist keine Atmung mehr meßbar. *Ramonda myconi* überdauert so Trockenperioden in Anabiose. Die gemessene maximale Photosyntheserate von $2.38 \text{ mg CO}_2/\text{mg Chl} \cdot \text{h}$ ($7 \text{ mg CO}_2/\text{g TG} \cdot \text{h}$) ist im Vergleich zu der anderer höherer Pflanzen gering. Mit zunehmendem Sättigungsdefizit wird sie eingeschränkt, wobei alte Blätter sensibler reagieren als junge. Ausgewachsene Blätter erreichen den Halbwert ihrer maximalen photosynthetischen Rate bei 25-30% und den Feuchtekompensationspunkt im Bereich von 60-70% Sättigungsdefizit (Abb. 3, dunkler Balken). Dagegen beginnt bei jungen

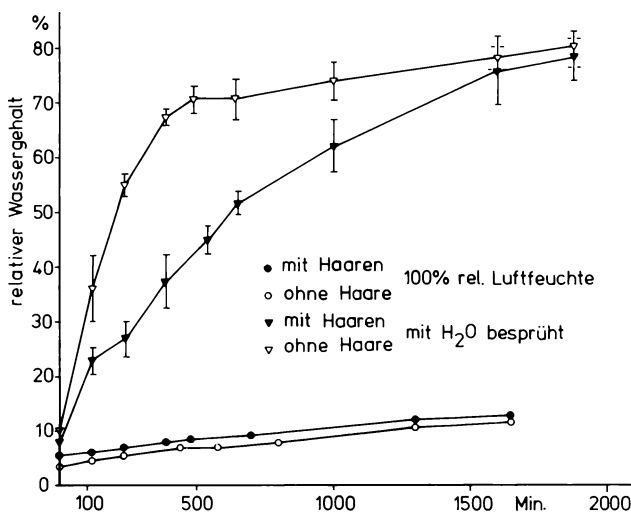


Abb. 4: Aufsättigung be- und enthaarter Blätter in dampfgesättigter Atmosphäre und nach Besprühen mit Wasser.

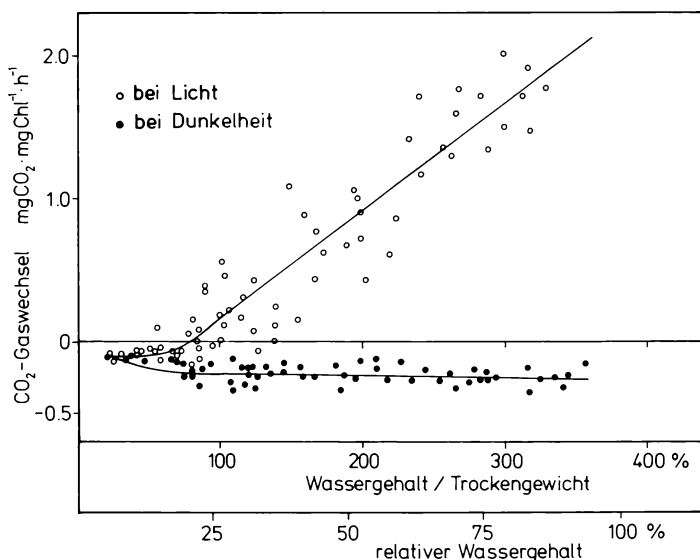


Abb. 5: Apparenter CO₂-Gaswechsel (Nettophotosynthese und Dunkelatmung) während der Aufsättigung durch Besprühen der Blattoberfläche.

Blättern eine deutliche Einschränkung der Nettophotosyntheserate erst bei 20% Sättigungsdefizit, und die CO₂-Gaswechselbilanz bleibt bis zu einem Sättigungsdefizit von 70-80% positiv (Abb. 3, heller Balken).

Ramonda myconi kann durch tropfbares Wasser über die Blattoberfläche fast vollständig aufgesättigt werden, jedoch nicht aus der Gasphase in wasserdampfgesättigter Luft (Abb. 4). Die Wasseraufnahme über die Blattoberfläche erfolgt vermutlich über eine kapillare Wasserleitung und -speicherung, was KOSHANIN (1939) bereits feststellte. Im Vergleich zu enthaarten Blättern verläuft die Aufsättigung am behaarten Blatt viel langsamer. OPPENHEIMER u. HALEVY (1962) folgern aus Aufsättigungsexperimenten mit be- und entschuppten Wedeln des poikilohydrn Farns *Ceterach officinarum*, daß sich zwischen Schuppen und Blattoberfläche eine Luftschicht bildet, die eine Verzögerung der Einquellung zur Folge hat. Es ist anzunehmen, daß die Blattzellen durch eine rasche Deplasmolyse während der Aufsättigung Schäden erleiden können, nicht aber, wenn deren Verlauf stark verlangsamt ist.

Die CO₂-Gaswechseluntersuchungen während der Wiederaufsättigung (Abb. 5) ergaben, daß die Atmung bereits bei 90% Sättigungsdefizit einsetzt und im weiteren Verlauf der Einquellung konstant bleibt. Offenbar liegen, ähnlich wie bei anderen Poikilohydrn (ZIEGLER 1974), auch bei *R. myconi* die Atmungsenzyme im trockenen Zustand in potentiell aktiver Form vor. Im Gegensatz zu *Myrothamnus flabellifolia* (ZIEGLER, VIEWEG 1970) oder *Ceterach officinarum* (OPPENHEIMER, HALEVY 1962) fehlt bei *R. myconi* eine gesteigerte Reaktivierungsatmung. In der Nettophotosynthese wird bereits ab einem Sättigungsdefizit von 80-75% der Feuchtekompensationspunkt überschritten, und die CO₂-Aufnahme in Abhängigkeit vom Wassergehalt erreicht vergleichbare Werte wie bei der Austrocknung. Das bedeutet, daß die photosynthetische Leistungsfähigkeit durch die Austrocknung der Blätter normalerweise nicht beeinträchtigt wird.

4. Schlußfolgerung

Die poikilohydrn Blätter von *R. myconi* erhöhen offenbar ihren stomatären Widerstand beim Antrocknen nur unwesentlich. Infolgedessen kann auch bei steigendem Sättigungsdefizit noch CO₂-Gaswechsel stattfinden, wie das bei Kryptogamen im allgemeinen der Fall ist. Als Mittel zur Verlangsamung des Wasserverlustes wirkt die beim Schrumpfen der Blätter sich verdichtende Behaarung. Es bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten, zu prüfen, wie vollständig die stomatäre Regulationsfähigkeit verlorengegangen ist und, ob eine Funktionseinschränkung der Stomata eine für poikilohydrn Phanerogamen typische Eigenschaft ist.

Literatur

- BEWLEY J.O., KROCHKO J.E., 1982: Desiccation-tolerance. In: (Ed. LANGE O.L., NOBEL P.S., OSMOND C.B., ZIEGLER H.): *Physiological Plant Ecology II*, *Encycl. Pl. Physiol.* NS, Berlin/Heidelberg/New York (Springer) 12 B: 325-378.
- GAFF D.F., 1980: Protoplasmatic tolerance of extreme water stress. In: (Ed. TURNER N.C., KRAMER P.J.): *Adaptations of plants to water and high temperature stress*. New York (Wiley): 207-230.
- ILJIN W.S., 1927: Über die Austrocknungsfähigkeit des lebenden Protoplasmas der vegetativen Pflanzenzelle. *Jb. wiss. Bot.* 66: 947-964.
- KAPPEN L., 1966: Der Einfluß des Wassergehaltes auf die Widerstandsfähigkeit von Pflanzen gegenüber hohen und tiefen Temperaturen, untersucht an den Blättern einiger Farne und *Ramonda myconi*. *Flora* 156: 427-445.
- KOSHANIN H., 1939: Contribution to the biology of *Ramondia nathaliae*, *Ramondia serbica* and *Ceterach officinarum*. *Mem. Serb. Roy. Acad.* 1: 1-67 (in Serbokroat.).
- LANGE O.L., 1969: Experimentell-ökologische Untersuchungen an Flechten der Negev-Wüste. I. CO₂-Gaswechsel von *Ramalina maciformis* (Del.) Bory unter kontrollierten Bedingungen im Laboratorium. *Flora* 158: 327-359.
- LEVITT J., 1980: Responses of plants to environmental stresses. II. Water, radiation, salt and other stresses. New York/London (Academic Press): 606 p.
- MEUSEL H., 1943: *Vergleichende Arealkunde*. Berlin-Zehlendorf (Borntraeger): 465 p.
- OPPENHEIMER H.R., HALEVY A.H., 1962: Anabiosis of *Ceterach officinarum*. *Bull. Res. Council. Israel* 11: 127-143.
- SLATYER R.O., 1967: *Plant-water relationships*. London/New York (Academic Press): 366 p.
- ZIEGLER H., 1974: Zur Physiologie austrocknungsfähiger Kormophyten. *Verh. Ges. Ökol. (Saarbrücken 1973)*: 65-73.
- ZIEGLER H., VIEWEG G.H., 1970: Poikilohydre Pteridophyta (Farngewächse). Poikilohydre Spermatophyta (Samenpflanzen). In: (Ed. WALTER H., KREB K.): *Die Hydratation und Hydratur des Protoplasmas der Pflanzen und ihre ökophysiologische Bedeutung*. Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 88-108.

Adresse:

Renate Gebauer
Dept. of Botany and Microbiology
Arizona State University
Tempe, Arizona 85 287
U.S.A.

Dr. Rainer Lösch
Prof. Dr. Ludger Kappen
Lehrstuhl f. Ökophysiologie
Botanisches Institut Univ.
Olshausenstr. 40
D-2300 Kiel

Niederschlagsinterzeption und Verdunstung
in einer Goldhaferwiese und in der Krautschicht eines Kalkbuchenwaldes

- Christoph Leuschner -

Synopsis

Surface storage capacity of intercepted rainfall was measured by an artificial sprinkling technique in two herbaceous plant communities in north-western Germany, a montane meadow and the herbaceous layer of a limestone-beechforest. Evapotranspiration was measured in dry and wet weather for both communities by the energy balance approach. Evaporation of intercepted water proceeded at only slightly higher rates than transpiration under comparable dry conditions. Advection of energy was found to be unimportant in both communities under wet conditions. Hence net interception loss, which includes compensative reduction of transpiration, was estimated to be very small during the measuring period.

Energy balance, herb layer of a forest, meadow, net interception loss, rainfall interception, surface water storage capacity.

1. Einführung

Die Interzeptionsverdunstung umfaßt als Differenzbetrag zwischen Freiflächen- und Bestandsniederschlag den von pflanzlichen Oberflächen abgefangenen und wieder direkt in die Atmosphäre verdunsteten Teil. Beregnungsversuche an Graskulturen führten BURG U. POMEROY (1958) zu der Unterscheidung zwischen Brutto- und Nettointerzeptionsverdunstung, wobei letztere eine Einschränkung der pflanzlichen Transpiration während des Benetzungszeitraumes berücksichtigt. Von verschiedenen Autoren wurde seitdem die Frage untersucht, in welchem Maße die Interzeptionsverdunstung als Verlustterm in der Wasserbilanzgleichung anzusehen ist bzw. wie groß die kompensatorische Transpirationsreduktion ist (z.B. RAKHMANOV 1958, GOODELL 1963, THORUD 1967, CHANG 1977, LARSSON 1981).

Erst die energetischen Verhältnisse berücksichtigende Untersuchungen brachten tiefere Einblicke in die wechselseitigen Beziehungen von Transpiration und Interzeptionsverdunstung. Untersuchungen über benetzten Nadelwäldern (RUTTER 1968; McNAUGHTON, BLACK 1973; MOORE 1976, STEWART 1977) zeigten, daß die Evaporationsrate des interzeptierten Wassers die Transpirationsrate z.T. deutlich übertreffen kann. Aus diesen Resultaten mußte gefolgert werden, daß zumindest in bewaldeten Einzugsgebieten für eine Wasserbilanzierung die strikte Trennung von benetzten und unbenetzten Zeiträumen erforderlich ist, in denen die Verdunstung auf unterschiedliche Weise zu berechnen ist. Abgesehen von den Arbeiten von FRANKENBERGER (1960) und HOYNINGEN-HUENE (1983) in landwirtschaftlichen Beständen sowie von MIRANDA et al. (1984) in Heideflächen fehlen vergleichbare, auf meteorologischen Meßverfahren beruhende Untersuchungen in niedrigwüchsigen Vegetationstypen bis heute. Ebensowenig ist über die Höhe der Interzeptionsverdunstung und die Benetzungsverhältnisse in natürlichen, gehölzfreien Pflanzenbeständen bekannt.

2. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen wurden in einer einschürigen montanen Goldhaferwiese (*Trisetum flavescens* Spedel 1970) bei Silberborn im Hochsolling sowie in der Krautschicht eines frischen Kalkbuchenwaldes (*Melico-Fagetum hordeletetosum* Winterhoff 1963) in submontaner Höhenlage im Göttinger Wald östlich Göttingens durchgeführt. Die Bestandeshöhe der Wiese betrug zu Beginn der Messungen (Ende Juni 1985) ca. 40 cm und nahm bis zur Mahd Ende August nur geringfügig zu. Der Blattflächenindex (incl. Streu) erreichte in diesem Zeitraum etwa den Wert 9. Die Ausdehnung der leicht nach NW geneigten Wiese erlaubte die Installation einer meteorologischen Meßstation, deren homogenes Vorfeld im Südosten ca. 80 m, in allen anderen Himmelsrichtungen mehr als 100 m betrug. Die artenreiche Krautschicht des Kalkbuchenwaldes erreichte im Zeitraum Mitte April bis Anfang Juni Blattflächenindizes mit einem Höchstwert von 3. Nach dem Vorherrschenden einzelner Arten lassen sich u.a. eine *Allium ursinum*-Ausbildung, eine *Mercurialis perennis*-Ausbildung und eine *Anemone nemorosa*-Ausbildung unterscheiden.

3. Methoden

Da sich eine Ermittlung der Interzeptionsverdunstung bei natürlichen Niederschlägen in beiden Pflanzenbeständen unter Feldbedingungen als nicht durchführbar erwies, wurden wie nachfolgend ausgeführt Beregnungsversuche durchgeführt: Alle Individuen eines Ausschnittes des Pflanzenbestandes (1280 cm^2) wurden direkt über dem Boden abgeschnitten und mit den Stengeln in zwei in 2 cm Abstand übereinander liegende Drahtgitter gesteckt. In der Meßvorrichtung wurde eine möglichst naturgetreue Bestandesstruktur wiederhergestellt. Die Metallgeflechte mit den zu messenden Pflanzen wurden über eine Wanne gebracht und der Bestand mit definierten Wassermengen beregnet (Abb. 1). Hierzu diente ein zu diesen Zweck konstruierter Kreisberegner, der eine bestimmte Wassermenge (1 bis 6 mm) in gleichmäßiger Verteilung aufbrachte. Niederschlagshöhen zwischen 0.1 und 1 mm wurden von Hand mit einer Bürette aufgetropft. Der 'Bestandsniederschlag' konnte in der Wanne aufgefangen und sofort danach gemessen werden, wodurch nennenswerte Verdunstungsverluste nicht auftraten. Die Beziehung zwischen zurückgehaltener Wassermenge (Interzeptionsspeicherung I_S) und Beregnungshöhe wurde wie auch die maximal interzeptierte Wassermenge

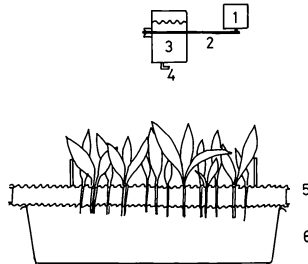


Abb. 1: Meßapparatur zur Bestimmung der Interzeptionsspeicherung in krautigen Pflanzenbeständen.

1 = Motor (batteriebetrieben), 2 = Antriebsriemen, 3 = Beregnungszylinder mit definiertem Volumen, 4 = Austrittsöffnung, 5 = zwei Lagen Drahtgeflecht, 6 = Auffangwanne.

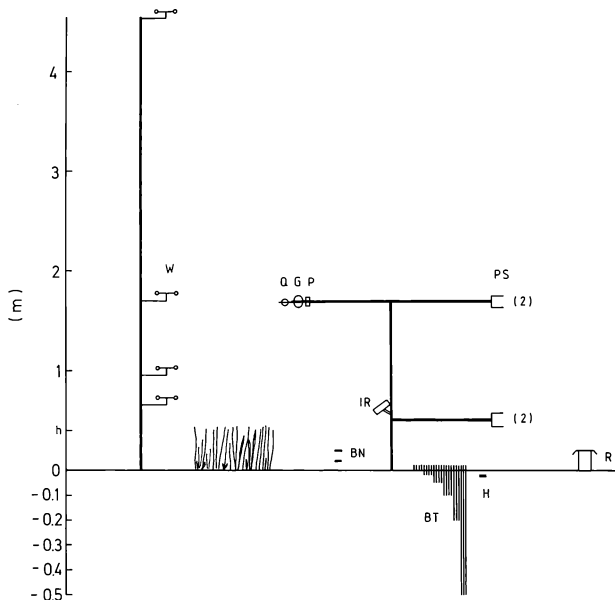


Abb. 2: Die meteorologische Meßstation auf der Goldhaferwiese.

BN = Benetzungsfühler, BT = Bodenthermometer,
G = Global- und Reflexstrahlungsmesser,
H = Wärmeflußplatte, IR = Infrarot-Fernthermometer,
P = Fühler zur Erfassung der PhAr und der reflektierten PhAr,
PS = ventilierte Psychrometer, Q = Strahlungsbilanzmesser,
R = Regenschreiber, W = Windmesser.

(Interzeptionsspeicherkapazität I_C) in verschiedenen Krautschichtausbildungen des Waldes sowie in der Wiese in zahlreichen Beregnungsversuchen ermittelt und der Benetzungsvorgang durch Exponentialgleichungen beschrieben.

Zur Erfassung der Verdunstung in hoher zeitlicher Auflösung wurde von Ende Juni bis Mitte Oktober 1985 eine Energiebilanzmeßstation auf der Goldhaferwiese betrieben. 20-Minuten-Mittel der Transpiration bzw. der Evaporation (Interzeptionsverdunstung) wurden aus Messungen der Strahlungsbilanz über dem Bestand (Q), der Wärmeflüsse in den Boden (G), in die oberirdische Biomasse (P) und in die Bestandesluft (J) sowie der Bowen-ratio (β) berechnet. Die Bowen-ratio, definiert als das Verhältnis von fühlbarem Wärmefluß (H) zu latentem Wärmefluß (λE , Verdunstungsstrom) über dem Bestand, ergab sich aus simultanen Messungen der vertikalen Differenzen von Lufttemperatur und Wasserdampfdruck in zwei Höhen über der Wiese. Dabei konnte über zwei Meßprofile gemittelt werden. Bei diesem von SVERDRUP (1936) eingeführten Ansatz werden die turbulenten Austauschkoeffizienten für fühlbare Wärme und Wasserdampf über dem Bestand gleichgesetzt. Eingehender sind die theoretischen Grundlagen und die Instrumentierung bei LEUSCHNER (1986) dargestellt (vgl. Abb. 2). Die Verdunstung über der Krautschicht des Kalkbuchenwaldes wurde nach einer auf vereinfachten Annahmen basierenden Energiebilanzierung errechnet, wobei Daten eines vom Institut für Bioklimatologie der Universität Göttingen betriebenen meteorologischen Meßturmes benutzt wurden.

Zur Registrierung des Niederschlags waren auf beiden Flächen Regenschreiber installiert. Zeiten mit Blattbenetzung wurden mit im Eigenbau gefertigten Benetzungsfühlern (vgl. EIMERN 1985) registriert.

4. Ergebnisse

4.1 Niederschlagsinterzeption

Abb. 3 zeigt die Ergebnisse der Beregnungsversuche in der Goldhaferwiese im August 1985. Dargestellt sind sowohl die Interzeptionsspeicherung I_S (die zu einem Zeitpunkt auf der Vegetation festgehaltene Wassermenge in mm, projiziert auf die Bodenoberfläche) in ihrer Abhängigkeit von der Beregnungshöhe, als auch die Interzeptionsspeicherkapazität I_C (der Maximalwert von I_S). Die Wiese hielt demnach bei einem Blattflächenindex (BFI) von etwa 9 maximal 1.40 mm der Niederschlagshöhe zurück. Tab. 1 vergleicht diesen Wert mit Literaturangaben. Zusätzlich wurde die maximale Wasserfilmdicke $F_{\max}$ ($= I_C/BFI$) aus verschiedenen Graslandgesellschaften angegeben. In den angeführten Untersuchungen wurde die Interzeptionsspeicherkapazität ebenfalls durch Beregnung oder mittels Bodenversiegelung bestimmt. In der Krautschicht des Kalkbuchenwaldes ergaben Beregnungsversuche an drei faziesbildenden Arten maximale Filmdicken von 0.17 mm (*Mercurialis perennis*), 0.09 mm (*Allium ursinum*) und 0.21 mm (*Anemone nemorosa*).

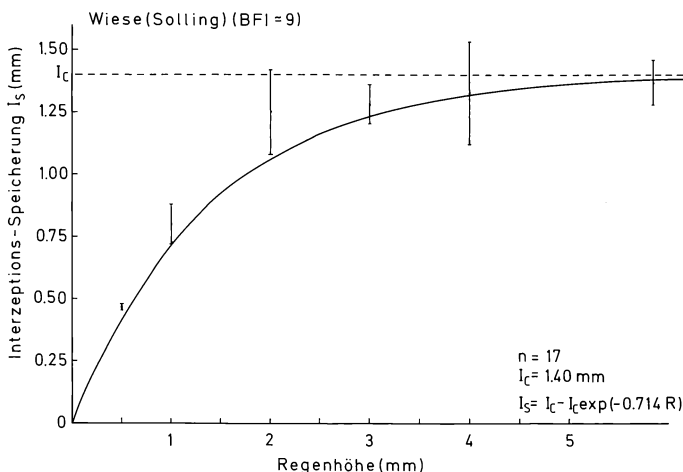


Abb. 3: Mittels Beregnung bestimmte Abhängigkeit der Interzeptions-speicherung I_S von der Beregnungshöhe R in der Goldhaferwiese. August 1985; I_C = Interzeptionsspeicherkapazität; vertikale Balken = Standardabweichung der Meßwerte; n = Anzahl der Beregnungsversuche.

Tab. 1: Interzeptionsspeicherkapazität I_c und maximale Wasserfilmdicke $F_{\max}$ in verschiedenen Graslandgesellschaften in mm.

Gesellschaft oder Pflanzenart	Lokalität	I_c	$F_{\max}$	Autor
<i>Andropogon furcatus</i> (Bluegrass)	Amerikan. Prärie	2.34	0.20	(1)
Slough grass	Amerikan. Prärie	0.84	0.10	(1)
Einjähriges Weidelgras	Nordamerika	0.43 - 2.82	0.13	(2)
<i>Stipa-Bouteloua</i> -Prärie	Nordamerika	1.09	0.23	(3)
<i>Molinia caerulea</i> -Wiese	England	0.66	0.14	(4)
<i>Trisetetum flavescens</i>	Solling	1.40	0.16	(5)

(1) = CLARK (1940) in MERRIAM (1961), (2) = MERRIAM (1961), (3) = COUTURIER, RIPLEY (1973), (4) = LEYTON et al. (1967), (5) = diese Untersuchung.

Die hier durchgeführten Untersuchungen zeigen in Übereinstimmung mit den Literaturangaben, daß niedrigwüchsige krautige wie auch grasartige Pflanzenbestände im Mittel maximale Filmdicken zwischen etwa 0.15 und 0.20 mm aufweisen. Für Blattflächenindizes unter ca. 3 dürfte sich daher die Interzeptionsspeicherkapazität I_c für derartige Vegetationsdecken näherungsweise aus dem Produkt $BFI \cdot 0.17$ errechnen lassen. Entsprechend ihrer Oberflächenentwicklung können Mähwiesen Niederschlagshöhen interzipieren, die mit 1 bis 2 mm an die Werte von Wäldern heranreichen. Die Interzeptionsspeicherkapazität der Krautschicht von Wäldern beträgt demgegenüber selten mehr als 0.3 mm. Zur vollständigen Benetzung sind in allen Beständen Regenmengen in 5- bis 10facher Höhe von I_c erforderlich.

4.2 Transpiration und Interzeptionsverdunstung

Mit der Häufigkeit von Zeiten mit Blattbenetzung wächst die Bedeutung der Interzeptionsverdunstung gegenüber der Transpiration. Nach Messungen mit Benetzungsfühlern war die Wiese von Juli bis Oktober 1985 zu etwa 50% der Zeit infolge Regen oder Tau benetzt. In der Krautschicht des Kalkbuchenwaldes ermittelte EIMERN (1985) im Zeitraum Mai/Juni - Oktober 1983/84 zu 21% der Zeit Blattbenetzung. Hierin spiegeln sich die von den Freilandbedingungen abweichenden energetischen Verhältnisse im Waldesinneren wider.

Zur Untersuchung der Wechselwirkungen von Transpiration und Interzeptionsverdunstung wurden die Energieflüsse auf der Wiese in ihren Verläufen an sieben Regentagen im Juli und August 1985 mit denen an niederschlagsfreien Tagen verglichen. Beispielfhaft seien hier die Verläufe der Strahlungsbilanz Q , des Wasserdampfstromes λE , des fühlbaren Wärmeflusses H und des Bodenwärmeflusses G am 5. und 6. Juli in Abb. 4 oben dargestellt: Am 5. Juli zeigen die Energieflüsse den bekannten Verlauf eines Schönwettertages. Die Bowen-ratio β liegt gleichmäßig zwischen 0.6 und 0.3 (Abb. 5). Die aufkommende geschlossene Bewölkung am Vormittag des 6. Juli reduziert bereits ab etwa 9 Uhr den latenten und fühlbaren Wärmefluß drastisch und führt während des kurzen Schauers ab 12 Uhr (1 mm Regen) zu einer kurzfristigen Umkehr des fühlbaren Wärmestromes H in Richtung Bestandesoberfläche. Die beiden Meßprofile registrieren +20 bzw. +32 W/m² für H , die der Verdunstung zusätzlich zur Strahlungsbilanz (83 W/m²) während einer 20minütigen Periode zugute kommen. Die Bowen-ratio fällt dementsprechend kurzfristig auf negative Werte (Abb. 5). In der folgenden zweistündigen Aufheiterung kehrt sich der fühlbare Wärmestrom wieder um, und das Bowen-Verhältnis liegt nun im teilweise benetzten Bestand - ähnlich wie vor dem Regen - bei 0.4. Beim erneuten Einsetzen des Regens um 14.30 Uhr kehrt sich die Richtung von H abermals um, diesmal für rund eine Stunde, und dieser Energiefluß wird nun infolge geringer Strahlungsbilanz bis gegen 15 Uhr zur Hauptenergiequelle für die Verdunstung. Der Bodenwärmestrom bleibt dagegen tagsüber bei diesem Regenereignis durchgehend negativ.

Sowohl aus der relativen (Abb. 4 unten) wie aus der absoluten (Abb. 4 oben) Darstellung der Energieflüsse wird deutlich, daß der kurzzeitig zur Oberfläche gerichtete fühlbare Wärmefluß H während der Regen- und Benetzungszeit am 6. Juli einen eher unbedeutenden Anteil am Energieeintrag darstellt und folglich die der Verdunstung zur Verfügung stehende Energie nur geringfügig erhöht.

05.07.85

06.07.85

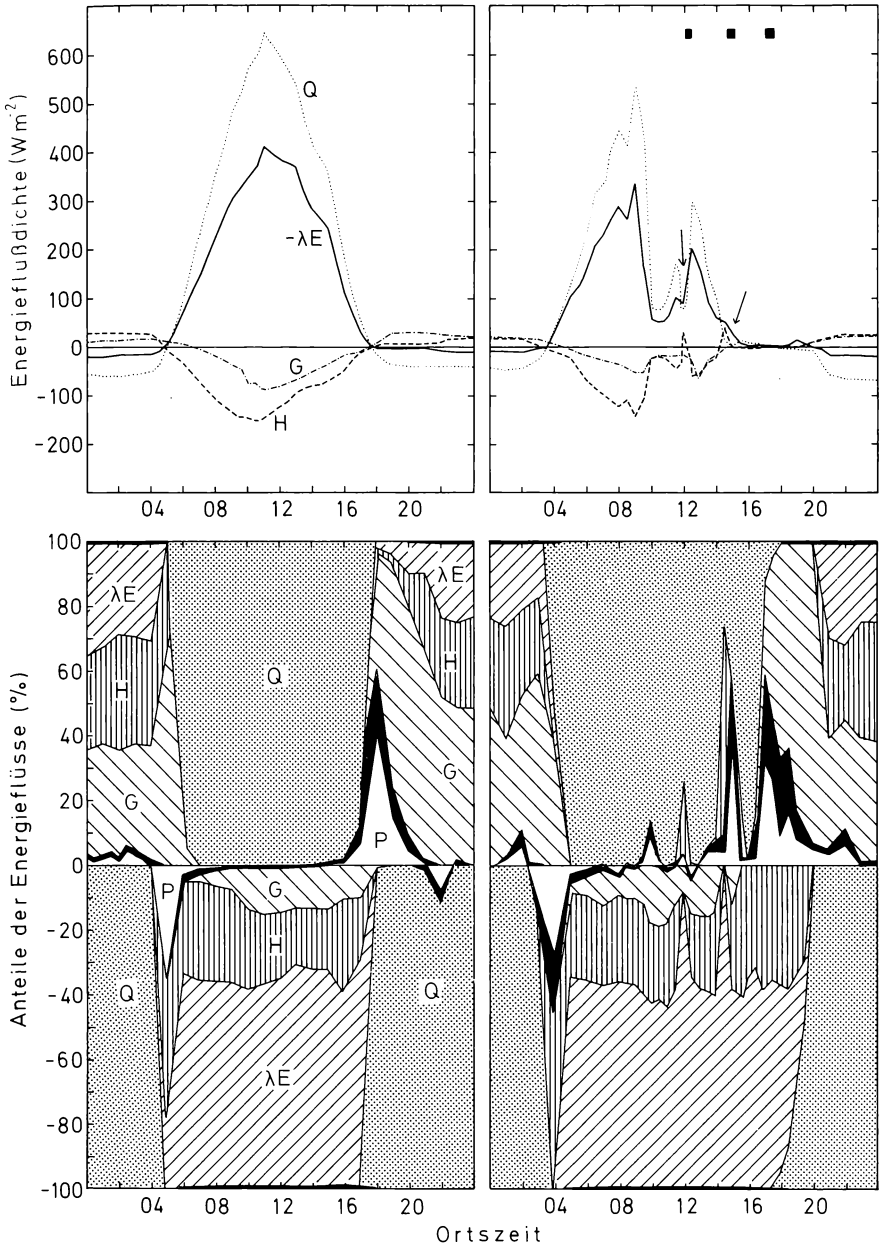


Abb. 4, oben: Tagesverläufe der Strahlungsbilanz Q , des latenten Wärmestromes λE (Verdunstung, negativ dargestellt), des fühlbaren Wärmestromes H und des Bodenwärmestromes G am 5. und 6. Juli 1985 auf der Goldhaferwiese. Balken am oberen Abbinungsrand bedeuten Regenperioden, Pfeile Perioden mit $|\lambda E| > Q$.

unten: Die gleichen Größen in ihrem prozentualen Anteil am Gesamtenergieeintrag (obere Abbildungshälfte, positiv) bzw. -austrag (untere Abbildungshälfte, negativ). Zusätzlich eingetragen sind die Energieströme in die Pflanzenmasse (P) und in die Bestandesluft (schwarze Flächen nahe der Nulllinie).

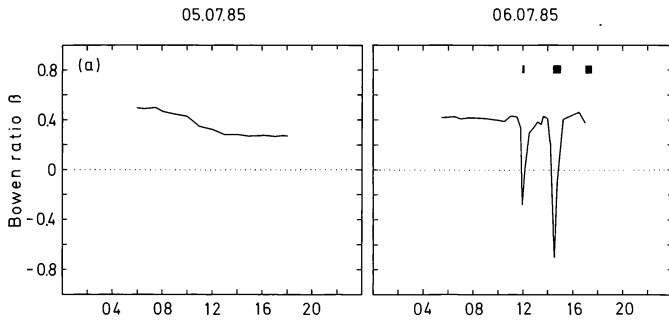


Abb. 5: Tagesverläufe der Bowen-ratio β am 5. und 6. Juli 1985 auf der Goldhaferwiese.

Balken am oberen Abbildungsrand kennzeichnen Regenperioden.

Die Auswertung weiterer Niederschlagsereignisse im Juli und August 1985 führte zu ähnlichen Ergebnissen: Im Verlaufe von 4 der 7 untersuchten Regenfälle konnte tagsüber ein positiver, d.h. energieliefernder, fühlbarer Wärme fluß ermittelt werden, jedoch stets nur kurzzeitig und in geringer Stärke, meist zu Regenbeginn. Die Interzeptionsverdunstung wurde demnach über der Wiese in nur unbedeutendem Maße durch advektierte Energie oder durch den im Ökosystem gespeicherten Wärmeverrat erhöht. Dies verdeutlicht Abb. 6, in der die gemessene Verdunstungsrate λE in Beziehung zum Energieangebot (ausgedrückt als $s/(s+\gamma) \cdot A$, rechte Abb.-hälfte) und zum Sättigungsdefizit Δe (linke Abb.-hälfte) aufgetragen wurde. Würde unter gleichen meteorologischen Verhältnissen Interzeptionswasser schneller als Transpirationsswasser verdunsten, müßten die Meßpunkte aus benetzten Perioden (Kreuze) eine größere Steigung in der rechten Abbildungshälfte ergeben als jene aus trockenen Zeiträumen (Punkte). Beide Verdunstungsarten zeigen jedoch auf der Wiese eine annähernd gleiche Abhängigkeit von der verfüg-

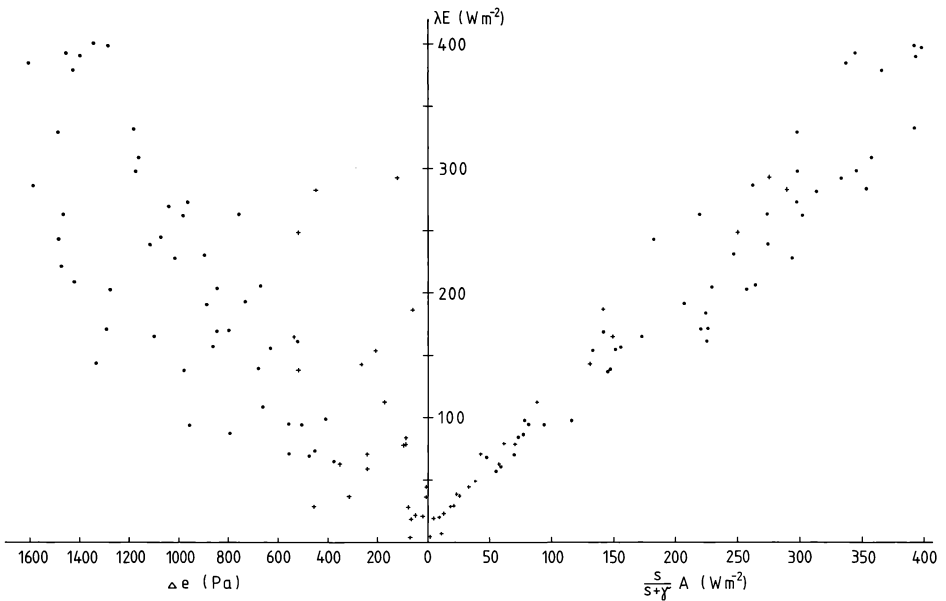


Abb. 6: Beziehung zwischen der gemessenen Verdunstungsrate (als Energiefluß λE ausgedrückt) und dem Energieangebot (hier in Form der Gleichgewichtsverdunstung $s/(s+\gamma) \cdot A$ nach PRIESTLEY u. TAYLOR 1972 ausgedrückt) sowie der Höhe des Sättigungsdefizites der Luft Δe im Juli und August 1985 auf der Goldhaferwiese.

Punkte sind 20-Minuten-Mittel aus trockenen, Kreuze aus benetzten Zeiträumen; s ist die Änderung des Sättigungsdampfdruckes mit der Temperatur, γ die Psychrometer-Konstante, A die 'verfügbare Energie'.

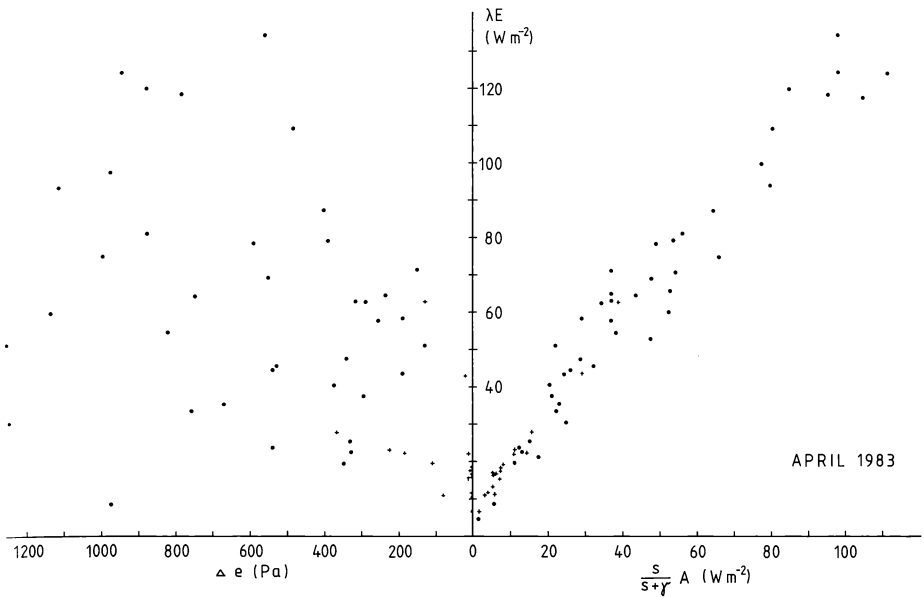


Abb. 7: Beziehung zwischen der gemessenen Verdunstungsrate und dem Energieangebot $s/(s+\gamma) \cdot A$ sowie der Höhe des Sättigungsdefizites der Luft Δe im April 1983 über der Krautschicht des Kalkbuchenwaldes.
Vgl. Abb. 6; Punkte sind Stundenmittel aus trockenen Perioden, Kreuze solche aus benetzten Perioden.

baren Energie. Daß in energetischer Hinsicht zwischen der Transpiration und der Interzeptionsverdunstung von niedrigwüchsigen Pflanzenbeständen keine bedeutenden Unterschiede bestehen, zeigen in gleicher Weise die durch Energiebilanzierung errechneten Verdunstungsraten über der Krautschicht des Kalkbuchenwaldes (Abb. 7).

Die beiden Abb. 6 und 7 veranschaulichen zudem die nahezu lineare Abhängigkeit der Verdunstung in beiden Vegetationstypen von der verfügbaren Energie $s/(s+\gamma) \cdot A$, welche im Gegensatz zum atmosphärischen Sättigungsdefizit Δe die Verdunstungshöhe direkt bestimmt. Dies gilt unabhängig von den Benetzungsverhältnissen.

5. Schlußfolgerungen

Sowohl in der untersuchten Goldhaferwiese als auch in der Krautschicht des Kalkbuchenwaldes überstieg tagsüber die Interzeptionsverdunstung die Transpiration unter ähnlichen meteorologischen Bedingungen höchstens geringfügig. Während die Bruttointerzeptionsverluste insbesondere in Wiesen bedeutsam sein können, müssen die Nettointerzeptionsverluste (= Bruttointerzeptionsverlust minus kompensatorische Transpirationseinschränkung) folglich in beiden Pflanzenbeständen tagsüber während des Untersuchungszeitraums als gering angesehen werden. Bei nächtlichen Niederschlägen - dies betrifft etwa die Hälfte der Niederschlagsereignisse - wurde bedeutsame Interzeptionsverdunstung regelmäßig durch bodennahe Temperaturinversionen verhindert. Da zudem mit nächtlichem Stomaschluß zu rechnen ist (vgl. BRECHTEL, HOYNINGEN-HUENE 1979), spielten weder die Interzeptionsverdunstung noch die Transpiration nachts eine für die Wasserbilanz bedeutsame Rolle. Diese Ergebnisse aus niedrigwüchsigen, aerodynamisch wenig rauen Pflanzenbeständen stehen im Gegensatz zu den Befunden aus höherwüchsigen Vegetationsdecken, insbesondere der Kronenschicht von Wäldern (RUTTER 1968; McNAUGHTON, BLACK 1973; MOORE 1976; STEWART 1977; McNAUGHTON, JARVIS 1983).

Herzlich danke ich Herrn Prof. Dr. DDR. h.c. H. Ellenberg, Herrn Prof. Dr. J. van Eimern sowie H. Kreilein, F.P. Riedinger und O. Ehrhardt für vielfache Unterstützung und Kritik. Die Deutsche Forschungsgemeinschaft unterstützte das Vorhaben dankenswerter Weise mit Sachbeihilfen an die beiden Erstgenannten.

Literatur

- BRECHTEL H.M., HOYNINGEN-HUENE J. von, 1979: Einfluß der Verdunstung verschiedener Vegetationsdecken auf den Gebietswasserhaushalt. Schriftenr. Dt. Verb. Wasserwirtsch. Kulturbau (DVWK) 40: 172-223.
- BURGY R.H., POMEROY C.R., 1958: Interception losses in grassy vegetation. Trans. Am. Geophys. Un. 39: 1095-1100.
- CHANG M., 1977: Is canopy interception an accurate measure of loss from the hydrologic budget? Texas J. Sci. 28: 339-346.
- CLARK O.R., 1940: Interception of rainfall by prairie grasses, weeds and certain crop plants. Ecol. Monogr. 10: 243-277.
- COUTURIER D.E., RIPLEY E.A., 1973: Rainfall interception in mixed grass prairie. Can. J. Pl. Sci. 53: 659-663.
- EIMERN J. van, 1985: Fühler zur Bestimmung der Blatt-nässe und der Regendauer - Meßergebnisse aus einem Buchenwald während zweier Sommer. Arch. Meteor. Geophys. Biokl. B 36: 99-113.
- FRANKENBERGER E., 1960: Beiträge zum Internationalen Geophysikalischen Jahr 1957/58. I. Meßergebnisse und Berechnungen zum Wärmehaushalt der Erdoberfläche. Ber. Dt. Wetterdienst 10(73).
- GOODELL B.C., 1963: A reappraisal of precipitation interception by plants and attendant water loss. J. Soil Water Conserv. 18: 231-234.
- HOYNINGEN-HUENE J. von, 1983: Die Interzeption des Niederschlags in landwirtschaftlichen Pflanzbeständen. Schriftenr. Dt. Verb. Wasserwirtsch. Kulturbau (DVWK) 57: 1-53.
- LARSSON S., 1981: Influence of intercepted water on transpiration and evaporation of Salix. Agric. Meteor. 23: 331-338.
- LEUSCHNER C., 1986: Niederschlags-Interzeption aus ökologischer Sicht: Mikrometeorologische und physiologische Untersuchungen in krautigen Pflanzenbeständen. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben Univ. Göttingen A 23.
- LEYTON L., REYNOLDS E.R.C., THOMPSON F.B., 1967: Rainfall interception in forest and moorland. In: (Ed. SÖPPER W.E., LULL H.W.): Forest hydrology [New York (Pergamon)]: 163-178.
- McNAUGHTON K.G., BLACK T.A., 1973: A study of evaporation from a Douglas fir forest using the energy balance approach. Water Resour. Res. 9: 1579-1590.
- McNAUGHTON K.G., JARVIS P.G., 1983: Predicting effects of vegetation changes on transpiration and evaporation. In: (Ed. KOZŁOWSKI T.T.): Water deficits and plant growth. [New York (Acad. Press)] 7: 1-47.
- MERRIAM R.A., 1961: Surface water storage on annual ryegrass. J. Geophys. Res. 66: 1853-1858.
- MIRANDA A.C., JARVIS P.G., GRACE J., 1984: Transpiration and evaporation from heather moorland. Bound. Layer Meteor. 28: 227-243.
- MOORE C.J., 1976: Eddy flux measurements above a pine forest. Quart. J. Roy. Meteor. Soc. 102: 913-918.
- PRIESTLEY C.H.B., TAYLOR R.J., 1972: On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. Mon. Weather Rev. 100: 81-92.
- RAKHMANOV V.V., 1958: Are the precipitations intercepted by the tree crowns a loss to the forest? Bot. Zh. (Leningrad) 43: 1630-1633 (engl. Übers.).
- RUTTER A.J., 1968: Water consumption by forests. In: (Ed. SÖPPER W.E., LULL H.W.): Forest hydrology [New York (Pergamon)]: 403-417.
- SPEIDEL B., 1970: Grünlandgesellschaften im Hochsolling. Schriftenr. Vegetationsk. 5: 99-114.
- STEWART J.B., 1977: Evaporation from the wet canopy of a pine forest. Water Resour. Res. 13: 915-921.
- SVERDRUP H., 1936: The eddy conductivity of the air over a smooth snow field. Geofysiske Publ. 11(7).
- THORUD D.B. 1967: The effect of applied interception on transpiration rates of potted Ponderosa pine. Water Resour. Res. 3: 443-450.
- WINTERHOFF W., 1963: Vegetationskundliche Untersuchungen im Göttinger Wald. Nachr. Akad. Wissensch. Göttingen II. Math.-Physik. Kl. 1962 (2).

Adresse: Dr. Christoph Leuschner
Lehrstuhl f. Geobotanik Univ.
Untere Karspüle 2
D-3400 Göttingen

Das Bodengefüge unter Belastung und Verlagerung

Siegfried Stephan

Synopsis

Soil structure, as explained by its history, turned to bad conditions under glacial conditions as well as by heavy machines. Slight erosion must not be bad, but strong dislocation is it. Recultivation in the loess area may lead to structure damages. Healing is not expected, success of deep loosening is limited: so consequent care of soil structure is necessary.

Compression, conservation, dislocation, melioration, soil.

1. Der Standortsfaktor Bodengefüge

Der Weg der Lebewesen in den Boden hinein führt in dessen Architektur, das Bodengefüge, denn es ist zugleich die Gestalt des Porenraumes, in dem Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre den Boden durchdringen. Die terrestrischen Lebensgemeinschaften sind auf den Boden angewiesen, Wasser- und Lufthaushalt, Durchwurzelbarkeit und Bewohnbarkeit sind vom Gefüge bestimmt, dessen Veränderungen sich auf die Biozönosen auswirken.

So hängen Bindung und damit Speicherung, Versickerung und Verfügbarkeit des Wassers vom Porendurchmesser ab (vgl. SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1982: Tab. 49). Insbesondere sind Bodentiere und Wurzeln von den Grobporen abhängig, deren Einengung zu Sauerstoffmangel und toxischen CO_2 -Gehalten führt (PERRET 1985) mit Denitrifizierung und Bildung wurzelfeindlicher Stoffe. Für die Funktion der Grobporen sind Form, Richtung und Kontinuität entscheidend. So tragen die waagerechten Hohlräume eines plattigen Gefüges (Abb. 1) wenig zu Versickerung, Durchlüftung und Durchwurzelung bei.

2. Bodengefüge und Bodenentwicklung

Als vor etwa zehntausend Jahren Gletschereis und Permafrost aus Mitteleuropa gewichen waren, blieben vorwiegend Lockergesteine mit unterschiedlicher Körnung und Kornpackung auf der Erdoberfläche zurück, aus denen sich die meisten rezenten Böden gebildet haben (vgl. STEPHAN 1983; STEPHAN, RIEDEL 1986). Schon deren Elementargefüge, die Anordnung der Mineralkörner, war trotz späterer Veränderungen für die entstehenden Böden wichtig.



Abb. 1: Lößrekultivierung (Spülverfahren) bei Berrenrath.

In 60 cm plattiges Gefüge durch Schlepperräder (P Spalten zwischen den Platten).



Abb. 2: Vertisol aus Tertiärmergel, Volxheim bei Bad Kreuznach.
In 60 cm Subpolyeder durch Schrumpfrisse (R)

Weite Gebiete waren von Löß bedeckt, der sich relativ locker in einer Vegetationsdecke abgesetzt hatte. Feinkörnige Ablagerungen in elektrolytarmem Wasser wurden dicht, bei Elektrolytreichtum (besonders Ca-Ionen) locker. Die schweren, meist gerundeten Körner der Sande und Kiese sorgten für mittlere Dichten. Im Mittelgebirge war das Gestein durch Frostverwitterung zermürbt und mit alten Bodenresten und Löß vermischt. Mangels Feinsubstanz sind die meisten Schuttdecken im Gegensatz zu den Resten alter Böden nicht primär dicht. Die kalkhaltige Grundmoräne hatte bisweilen noch ein sperriges Elementargefüge, kalkfreie Altmoränen waren fast immer dicht. In terrestrischen Böden trat dann nach HARTGE (1985) beim Austrocknen eine Kompaktierung des Elementargefüges durch Oberflächenkräfte ein. In bindigem Material sorgte diese Kompaktierung des Elementargefüges für die Absonderung von Prismen und rauen Subpolyedern (Abb. 2), es entstanden Sekundärgefüge. Eine wirksamere Zerteilung bringt der Bodenfrost. Diese Prozesse haben schon die eiszeitlichen Böden geprägt und sind noch heute wichtig.

In der eisferneren Lößsteppe war indessen ein von Bodentieren gebildetes labiles, schwammartiges Gefüge mit dem Sediment entstanden. Später bildete sich hier eine biogen gestaltete Schwarzerde mit stabilem Schwamm- und Krümelgefüge (Abb. 3). Auf den anderen Gesteinen konnten Tiere und Wurzeln den Boden zunächst nur oberflächlich besiedeln und in Aggregate zerlegen, wobei Regenwürmer, Ameisen und Kleinsäuger Material umverteilen und auflockern,

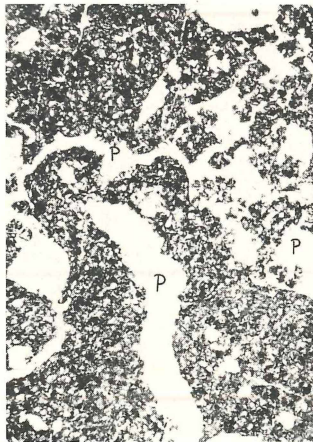


Abb. 3: Rheintal-Tschernosem aus Löß, Friesenheim.
In 40 cm Schwamm- und Krümelgefüge mit biogenen Poren (P).

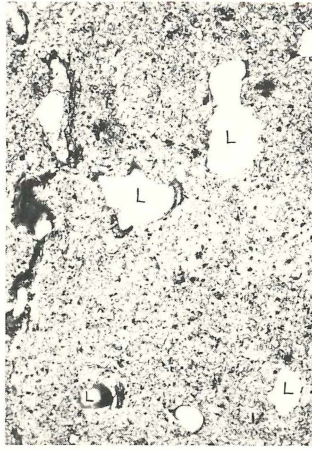


Abb. 4: Löß-Parabraunerde, Bedburg-Harff bei Köln.

In 70 cm Leitbahnen (L), teils mit dunklen Tontapeten. Schnitt waagrecht.

während die Wurzeln Raum schaffen, indem sie Druck ausüben. Unter den später aufkommenden Wäldern blieb die Krume flach, aber darunter bildete sich ein Leitbahngefüge (Abb. 4) aus kontinuierlichen Tier- und Wurzelröhren. Hier werden Absonderungsgefüge nicht biogen aufgearbeitet, sondern bei Tonverlagerung und Pressung werden die Aggregate zu glatten Polyedern. Das Einzelkorngefüge wird seine Häufigkeit bis heute nicht wesentlich verändert haben. Kohärentgefüge entstehen im Anreicherungshorizont des Podsoles neu. Die Verhältnisse auf den Feldern vor Einsatz des Wendepfluges im 17. Jahrhundert sind unbekannt. Die neuen Flächen mit umbruchslosem Anbau sind noch zu jung für vergleichende Feststellungen. Jedenfalls sind hier Leitbahnen und Schwammgefüge wichtiger als Bodenaggregate. Abb. 5 zeigt einige Sekundärgefüge nebeneinander.

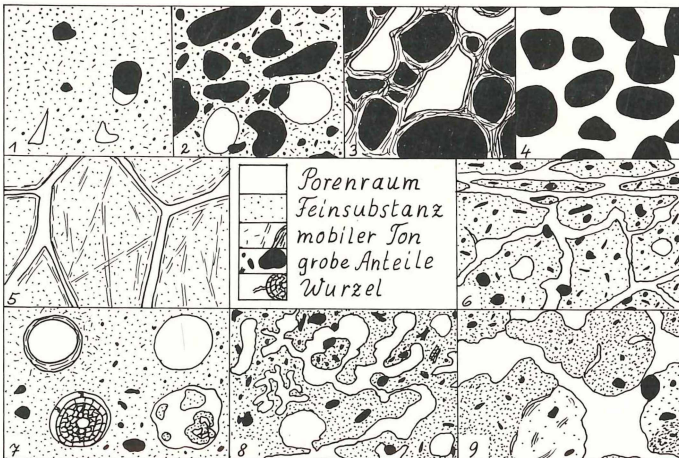


Abb. 5: Sekundärgefüge im mikroskopischen Bild.

1-3 Kohärentgefüge (1 sandarm, 3 schluffarm), 4 Einzelkorngefüge (ton- und schluffarm), 5 Polyeder, 6 Platten und Subpolyeder (Schnitt senkrecht), 7 Leitbahngefüge (Schnitt waagrecht), 8 Schwammgefüge, 9 Krümel.

3. Gefügestörung durch natürliche Prozesse

Kleinflächige Kompression entsteht in der Natur häufig durch Vertritt, insbesondere durch Huftiere. Vor allem hat uns aber das Eiszeitalter in gestauchten Moränen (Abb. 6) und verknieteten Fließerden (Abb. 7) stark verdichtetes Material zurückgelassen. Für die Einzelheiten dieser ehemals verbreiteten Bildungen und Prozesse vgl. EISSMANN (1981).

4. Anthropogene Störungen

4.1 Anthropogene Verdichtung des Gefüges

Die anthropogene Bodenverdichtung ist so alt wie die Menschheit. Vertritt wirkte an Behausungen, Tränken und in Einständen sowie verstärkt in den Städten, wo er über die Planierung zur Bodenversiegelung überging. Seit es Bauern gibt, wird einerseits die Vegetation zeitweise entfernt, wodurch die Bodenoberfläche verschlämmt und verkrustet, Wasser- und Luftversorgung behindert werden und der Niederschlag oberflächlich abfließt. Andererseits werden die Äcker gelockert, das Saatbett bereitet, organische Substanz eingearbeitet, Nährstoffe rückverteilt und die unproduktive Verdunstung gemindert. So können unter intensiver Bodenpflege vorzügliche schwarzerdeartige Gartenböden entstehen ('Hortisole', vgl. MÜCKENHAUSEN 1977).



Abb. 6: Sachsenwald bei Hamburg.

In 1 m Tiefe dichte, heterogene Saale-Moräne mit Fließton (F) und dunkler Eisenkonzentration, S Sandkorn.

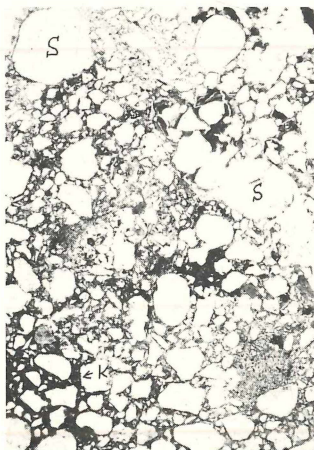


Abb. 7: Pseudogley aus Fließerde mit LÖß, Schiefer (S) und Graulehm bei Ahrweiler.

Von Natur aus dicht.

Diese alte, erfolgreiche Praxis bestimmt unsere Einstellung so stark, daß die Bodenbearbeitung auch beim Erreichen technischer Dimensionen und dem Einsatz schwerer Maschinen zunächst als unbedenklich galt. Auf die zusätzlichen Belastungen aber reagieren besonders bearbeitete Böden empfindlich. Nach HORN (1986) werden sie zwar besser durchwurzelt und speichern mehr; aber unterbrochene und gekippte Grobporen sind weniger belastbar, und die Zerkleinerung destabilisiert die Aggregate.

Zuerst bilden sich Bearbeitungssohlen (Beispiel bei QUIST 1986: Tab. 2). Die Gefahr tieferreichender Verdichtung wächst mit Größe und Häufigkeit der Belastung sowie mit der Bodendurchfeuchtung. EHLERS (1982) schrieb unter Berufung auf BOLLING u. SÖHNE (1982), daß sich innerhalb von zwei Jahrzehnten Anzahl/ha und Gewicht der Schlepper etwa verdoppelt haben. Zwar wurden die Reifen verbreitert, aber die Kompression und ihre Tiefenwirkung werden nicht nur vom Kontaktflächendruck, sondern auch von der Größe der Auflast bestimmt (HARTGE, SOMMER 1981). Der massive Angriff auf das Bodengefüge überfordert dessen Regenerationsfähigkeit. Es kommt zu Verdichtungen wie unter extremen eiszeitlichen Bedingungen, nur reichen sie weniger tief.

Besonders intensiv genutzt - und am besten untersucht - sind unsere Lößböden. MEYER (1982) stellte fest, daß sich bei mäßigem Tongehalt deren Elementargefüge zusammenpressen läßt, die ökologisch wichtigen weiten Mittelporen ab- und die feineren Poren zunehmen. In bereits verdichteten Lößböden verändern Bearbeitung und Belastung dann nur noch die gröberen Poren. Wasser- und Lufthaushalt verschlechtern sich weiter, Wurzeln und Tiere können immer schlechter eindringen. Im Jahresgang scheint auf den Lößböden mit ihrem labilen Gefüge die Bodenbearbeitung nur kurzfristige Verbesserungen zu bringen, später herrscht ihre destabilisierende Wirkung vor (RICHTER 1982).

Für den Porenraum stärker inhomogener Böden ist die Korngrößenverteilung wichtig (Abb. 8). Bei Zumischung von feineren Körnern kann deren Porenraum so lange abnehmen, bis die Kornlücken mit dem feineren Material ausgefüllt sind (ALTEMÜLLER, SOMMER 1982). Inhomogene Böden können vor allem in feuchtem Zustand extrem verdichtet werden.

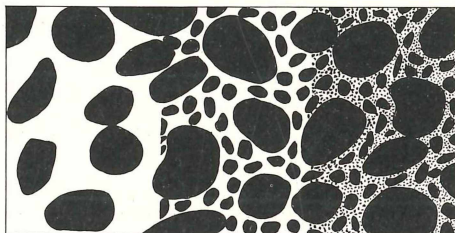


Abb. 8: Verkleinerung des Porenvolumens bei zunehmend heterogener Körnung.

Kleine Körner passen in die Lücken zwischen den großen.

4.2 Gefüge und anthropogene Bodenverlagerung

Weitgehend anthropogen ist auch der Bodenabtrag. Die Auflichtung der Pflanzendecke erlaubt den Aufprall des Regens und die Abspülung des bereits destabilisierten Bodens. Das Gefüge wird dicht, der Abfluß steigt und damit der Abtrag der Krume, es erscheint der Unterboden oder gar der Untergrund, dem das Gefüge der Bodenkrume und vor allem der Humus fehlen. Der langsame Auftrag humosen Krumenmaterials wertet die Akkumulationslagen auf. Das geschädigte Gefüge hat sich aufgelöst, mit dem neuen Material kann ein biogenes Gefüge aufwachsen und von Humus stabilisiert werden. Wächst jedoch die Erosionsrate, dann werden Vegetation und humoses Material begraben, und es kommt neben dem Ernteausfall zur Dichtlagerung (QUIST 1986) und zu reduzierenden, toxischen Bedingungen. Dichteres, humusarmes Material des Unterbodens und steriles Ausgangsmaterial begraben am Unterhang die Krume.

Auch die direkte, gewollte Bodenverlagerung hat inzwischen große Ausmaße angenommen, wie die Rekultivierung mit Löß. Im Braunkohlentagebau bei Köln wird teils aufgekippt, wobei viele alte Aggregate oder Löß-Fragmente erhalten bleiben, teils wird in Polder gespült, wobei der Kalkgehalt des Lösses für ein gutes Primärgefüge sorgt und die Bewirtschaftung in den ersten Jahren ein günstiges Sekundärgefüge erzeugen soll. Dagegen entstehen beim Aufkippen erhebliche Gefügeschäden, wenn die schweren Geräte bei feuchtem Bodenzustand eingesetzt werden. Dann bilden sich staunasse, ertragsarme Böden mit tiefreichenden Verdichtungen und Gefügebildern (Abb. 9), wie sie die Natur in eiszeitlich verpreßten Böden zeigt (SCHRÖDER et al. 1985). Bei beiden Rekultivierungsarten entstanden später durch die Bodenbearbeitung Sohlen in 30-50 cm Tiefe (Abb. 1), die Wasserversickerung und Durchlüftung hemmen; das neue Gefüge ist besonders labil.



Abb. 9: Lößrekultivierung (Verkippung) bei Berrenrath in 1 m Tiefe.
Beim Aufbringen verdichtet. Fe-Mn-Konzentration (K).

4.3 Gefügestörung im Umfeld von Baumaßnahmen

Schlecht steht es um die Böden in der Umgebung von Baumaßnahmen. Als der Ökozoologe Thiele die Bausenberg-Untersuchungen in Gang brachte, war ihm ein kleines Xerothermrassen-Relikt an der Flanke des Eifelvulkans besonders wichtig. Dieses wurde später - obwohl geschützt - in voller Breite abgeschoben, um einem Erschließungsweg Platz zu machen. Die zahlreichen kleineren Vorhaben des Wege- und Grabenbaues in der Flur haben also ein Störungsfeld, das den eigentlichen Raumbedarf weit übertrifft. Vielen Bauleuten gilt die Umlagerung des Bodens als unerheblich, wenn anschließend wieder eine ebene Oberfläche da ist und sich begrünen läßt. So werden z.B. Standorte mit Verdichtungen und begrabener, reduzierter Krume immer häufiger.

Langbleibende Gefügeschäden setzt schon das Befahren mit schwerem Gerät. Auf Löß untersuchten DUMBECK u. HARRACH (1985) das Verhalten nach Baggerüberfahrten aus einem Braunkohlentagebau. Die zunehmende Packungsdichte vermindert die weiten Mittelporen zugunsten der engen. Die Abnahme der Grobporen behindert Wasserleitung, Luftdurchlässigkeit und Durchwurzelbarkeit.

5. Gibt es Gegenmaßnahmen?

Eine natürliche Ausheilung betrifft wahrscheinlich nur das Sekundärgefüge; die natürliche Neubildung von Grobporen ist wegen des hohen inneren Widerstandes oft gering, sogar im Oberboden von Lößparabraunerden (ANDRES et al. 1982). Bei starker Verdichtung sind also therapeutische Maßnahmen notwendig.



Abb. 10: Pseudogley wie Abb. 7.
Die Tieflockerung hat zahlreiche Grobporen (G) erzeugt.

5.1 Die Gefügemelioration

"Wenn verdichtete Böden durch einen Bearbeitungsgang gelockert werden, so bleibt das Innere der geschaffenen Aggregate dicht", schreibt FREDE (1982). Davon abgesehen, kann man Bearbeitungssohlen aufbrechen, und bei allgemeinverdichteten Böden (Abb. 7) ist die Tieflockerung durch Anheben (Abb. 10) oder Abbrechen in Verbindung mit Tiefdüngung, weiträumiger Dränung und stabilisierender Weiterbehandlung durch entsprechende Fruchtfolgen und sorgsame Bearbeitung möglich (SCHULTE-KARRING, SCHRÖDER 1986). Dies ist sehr teuer und nicht immer erfolgreich.

Die gelungene Verbesserung des Sekundärgefüges - und mehr ist derzeit nicht möglich - verschiebt den Schaden in den Bereich des Elementargefüges, wo er irreparabel sein kann (MEYER 1982). Eine spontane Verbesserung der Mittelporen unter den nun günstigeren Bedingungen wird erwartet, ist aber ungewiß. So können verdichtete Böden mit hohem Aufwand ein akzeptables Sekundärgefüge bekommen, aber nicht zu vorzüglichen Standorten werden. Die tiefreichende Gefügeschädigung gerade der besten Böden durch schweres Gerät kann nicht rückgängig gemacht werden. Daher muß die Vorbeugung ganz im Vordergrund stehen.

5.2 Maßnahmen zur Gefügepflege

Der Gefügepflege dienen geregelte Fruchtfolgen zur Belegung des Unterbodens und die gesteuerte Begrünung von Dauerkulturen und Brachen. Vor allem muß man das Bearbeiten bei ungünstigem Feuchtezustand vermeiden, wogegen der Zwang zur zeitlichen Ausnutzung der teuren Geräte steht. Das spricht für billigere und zugleich leichtere Geräte; wir verkennen aber nicht, daß der hohe Preis der menschlichen Arbeitskraft dies verhindert, denn die Großgeräte sind zur Rationalisierung bestimmt. Vielleicht könnten ungünstige Geräte von billiger Kreditvergabe ausgeschlossen werden.

Während die Verkleinerung der Auflast kaum erörtert wird, ist der Übergang zur minimalen Bodenbearbeitung im Gespräch. Für die wichtigen Lössböden gibt es schon Erfahrungen (z.B. EHLERS 1975, 1982; BORCHERT 1982; VORDERBRÜGGE, HARRACH 1985). Durch Verzicht auf Bearbeitung erhöht sich die Lagerungsdichte; doch läßt ein durchgängiges Grobporensystem Wurzeln, Wasser und Luft eindringen und begrenzt Erosion, Verschlämmung und Vernässung.

6. Stand des Problembewußtseins

Der Archäologe SCOLLAR schrieb bereits 1965, daß ein "Mensch, der ein simples Loch aushebt, dabei eine lange physikalische und chemische Entwicklung gewaltsam und oft unwiderruflich abbricht". Hinzugefügt sei: "auch eine biologische Entwicklung". Da wir aber seit Menschengedenken Boden bewegen und mechanisch beanspruchen und eher allmählich in eine gefährliche neue Dimension hineingekommen sind, ist das öffentliche Interesse an dieser Problematik gering geblieben. Ein Bericht wie der folgende kann noch heute ohne einen Unterton von Besorgtheit erscheinen und löst keinen Protest aus: "Der Motocross-Club Düsseldorf hatte ... zu Crossläufen auf einen Acker-Parcours eingeladen ... Rasende Farten über das Stoppelfeld, durch tiefausgefahrte Furchen und blitzschnell gestartete Ausbrechmanöver brachten Spannung in die Zuschauer Menge" (ANONYMUS 1986).

Bis jetzt sind die Probleme der mechanisch bedingten Bodenverschlechterung kaum über die Fachdiskussion hinausgedrungen. Ein hinreichendes öffentliches Interesse ist aber zum Schutz unserer fruchtbaren Ackerböden erforderlich und vermutlich auch erreichbar.

Literatur

- ALTEMÜLLER H.J., SOMMER C., 1982: Korngrößenverteilung und Bodenverdichtung in gefügekundlicher Sicht. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 34: 153-156.
- ANDRES L., FREDE H.G., MEYER B., 1982: Luft- und potentiell luftführende Sekundärporen von Oberböden und ihre Veränderlichkeit. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 34: 161-164.
- ANONYMUS, 1986: Motocross-Spezialisten auf Palmersheimer Ackerkurs. Wochenbl. Meckenheim 12 (39): 2.
- BOLLING I., SÖHNE W., 1982: Der Bodendruck schwerer Ackerschlepper und Fahrzeuge. Landtechnik 37: 54-57.
- BORCHERT H., 1982: Bodengefügeveränderung nach Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimal-Bodenbearbeitung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 34: 205-208.
- DUMBECK G., HARRACH T., 1985: Porenverteilung bei Bodenverdichtungen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 43(I): 213-218.
- EHLERS W., 1975: Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled Loess soils. Soil Sci. 119: 242-249.
- EHLERS W., 1982: Die Bedeutung des Bodengefüges für das Pflanzenwachstum bei moderner Landwirtschaft. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 34: 115-128.

- EISSMANN L., 1981: Periglaziäre Prozesse und Permafroststrukturen aus sechs Kaltzeiten des Quartärs. Ein Beitrag zur Periglazialgeologie aus der Sicht des Saale-Elbe-Gebietes. Altenburger Naturwiss. Forsch. 1: 171 S.
- FREDE H.G., 1982: Struktur-Inhomogenität von Ackerkrumen als Wirkungen landtechnischen Gerätes. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 34: 193-198.
- HARTGE K.H., 1985: Der Lagerungszustand natürlicher Böden im Vergleich zur theoretischen Normalverdichtung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 43(I): 245-250.
- HARTGE K.H., SOMMER C., 1981: Möglichkeiten zur Verminderung der Verdichtungsempfindlichkeit von Ackerböden. Landw. Forsch. Sonderh. 37: 598-602.
- HORN R., 1986: Auswirkung unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf die mechanische Belastbarkeit von Ackerböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149: 9-18.
- MEYER B., 1982: Zur Theorie der Gefüge-Verdichtung, -Lockerung und -Stabilisierung in Ackerböden aufgrund mikrostruktureller Erscheinungen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 34: 149-152.
- MÜCKENHAUSEN E., 1977: Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. 2. Aufl. Frankfurt am Main (DLG): 300 S.
- PERRET P., 1985: Bodenverdichtung. Bull. Bodenk. Ges. Schweiz [Zürich] 9: 44-45.
- QUIST D., 1986: Zur Bodenerosion im Kraichgau. Verh. Ges. Ökol. 14: 37-51.
- RICHTER J., 1982: Gefügeänderungen in intensiv genutzten Lößböden, ihre Erfassung, Tendenzen, Bedeutung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 34: 173-180.
- SCHAEFFER F., SCHACHTSCHABEL P., 1982: Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Aufl. Stuttgart (Enke): 442 S.
- SCHRÖDER D., STEPHAN S., SCHULTE-KARRING H., 1985: Eigenschaften, Entwicklung und Wert rekultivierter Böden aus Löß im Gebiet des Rheinischen Braunkohlen-Tagebaues. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 128: 131-146.
- SCHULTE-KARRING H., SCHRÖDER D., 1986: Die Beseitigung von Bodenverdichtungen in der Bundesrepublik Deutschland. Z. Kulturtechn. Flurberein. 27: 278-290.
- SCOLLAR I., 1965: Archäologie aus der Luft. Arbeitsergebnisse der Flugjahre 1960 und 1961 im Rheinland. Düsseldorf (Rheinland-Verl.): 55 S.
- STEPHAN S., 1983: Der Boden in der Entwicklung der Ökosysteme. Verh. Ges. Ökol. 10: 229-236.
- STEPHAN S., RIEDEL W., 1986: Boden zwischen langsamer Bildung und schneller Vernichtung. Geogr. heute/Geogr. im Unterr. 42: 4-9.
- VORDERBRÜGGE T., HARRACH T., 1985: Die Luftdurchlässigkeit als Gefügekennwert zur Beurteilung von Bewirtschaftungseinflüssen. Ber. Dt. Bodenk. Ges. 43(I): 305-309.

Adresse:

Dr. Siegfried Stephan
 Institut f. Bodenkunde Univ.
 Nußallee 13
 D-5300 Bonn 1

Ist die Abnahme der Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte in Blättern immissionsgeschädigter Altbuchen die Folge vergrößerter Blattauswaschung oder verminderter Mineralstoffversorgung?

Vjekoslav Glavač

Synopsis

In an old beech stand on gray brown podsollic soil 20 trees with different degree of air pollution damages were selected and their leaves investigated on contents of calcium, magnesium, potassium and zinc by means of gradient analysis. The main objective was the question: Is the cation content decrease along tree disease gradient caused by intensified leaching or by deficient nutrient supply? The results of labor leaching experiments are represented in fig. 3-11. The leachates increase significantly with increasing acidity, reduced leaf areas and leaf maturity. There is no difference within nutrient elements of buds and spring sap between good, poor and ill trees (fig. 10-11). The results of leaf mineral content analysis are demonstrated in fig. 13-16. The availability of Ca, Mg, K and Zn cations declines by deficient nutrient supply along the tree disease gradient.

Air pollution, damaged trees, deficient nutrient supply, forest decline, gradient analysis, leaching, leaf mineral.

1. Einführung

In einem nordhessischen Altbuchenbestand konnte eine deutliche Abnahme der Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte in Blättern erkrankter Baumindividuen nachgewiesen werden (BREDOW et al. 1986). Es erhob sich dabei die Frage, ob die allmähliche Mineralstoffgehaltsminderung im Laufe der fortschreitenden Krankheit bzw. entlang des Krankheitszustandsgradienten vorwiegend auf eine vergrößerte Blattauswaschung oder auf eine unzureichende Mineralstoffversorgung der Blattorgane zurückzuführen ist. Außerdem sollte noch erkundet und darüber nachgedacht werden, ob dieses Phänomen zu den primären Krankheitsursachen gehört oder lediglich ein begleitendes Symptom im Krankheitsbild darstellt.

2. Untersuchungsbestand

Die Untersuchungsbäume wurden in einem Altbuchenbestand in Nordhessen, östlich von Hofgeismar in der Nähe des Landgutes Beberbeck ausgewählt. TK 25: 4422 (Trendelburg): Koordinaten: 35330/57125; Meereshöhe: 265 m; Himmelsrichtung: Ost; Hangneigung: 5-10°. Geologische Unterlage: Löß über tertiärer Verwitterungsdecke. Bodentyp: Saure Pseudogley-Parabraunerde; A_h 0-2 cm, A₁ 2-20 cm, B_t 20-35 (40) cm. Waldgesellschaft: *Luzulo-Fagetum milietosum* und *Melico-Fagetum luzuletosum* in kleinflächigem Wechsel. Eine detaillierte Beschreibung der Probestfläche ist in GLAVAČ u. KOENIES (1986) sowie BREDOW et al. (1986) zu finden.

3. Arbeitsmethode

Ähnlich wie in anderen soziobiologischen Disziplinen, deren Untersuchungsobjekte wegen ihrer Dimensionen oder strukturierter Komplexität nicht im Labor aufgebaut oder reproduziert werden können, stellt die Gradientenanalyse für den Experimentaufbau im Freiland einen geeigneten methodischen Ansatz dar. Nach einer abgestuften, aber kennzeichnenden Eigenschaft werden annähernd gleiche Systeme in einer Versuchsreihe gedanklich aufgereiht. Auf diese Weise können die Interdependenzen verschiedener morpho- und physiometrischer Systemeigenschaften mit Hilfe biometrischer Arbeitsverfahren sichtbar gemacht werden.

Auf der in Kap. 2 beschriebenen Probestfläche standen je 5 Bäume der Schadstufen 0, 1, 2 und 3 bereit. Es handelt sich um das gleiche Baumkollektiv, das schon im Jahre 1985 von BREDOW et al. untersucht worden war. Es wurde mit Hilfe einer verfeinerten Schadsymptomklassifikation der Hess. Landesanstalt für Forstliches Versuchswesen in eine Reihe von 1 bis 20, vom besten bis zum schlechtesten, vom vitalitätsstärksten bis zum vitalitätsschwächsten eingeordnet. Da eine objektive Schädigungsgradbeurteilung die Wichtung verschiedener Krankheitssymptome voraussetzt, konnte die Aufstellung des Krankheitszustandsgradienten innerhalb einer Schadstufe meist nur intuitiv durchgeführt werden.

Die Blattproben konnten durch Astabbrüche aus den äußeren Rändern der mittleren Kronenräume mit Hilfe eines Bergsteigerseils gewonnen werden. Mit Pfeil, Bogen, Angelrute, Angelschnur und einer dünnen, aber festen Leine für Modellflugzeuge konnte das Bergsteigerseil in den Kronenraum hochgezogen werden.

Je 3 x 10 Blätter pro Baum wurden zwecks Blattflächengrößenbestimmung fotokopiert (Papiergewichtsmethode), anschließend in 250 ml Kunststoffgefäße eingebracht und mit 100 ml Aqua bidest versetzt, das auf pH 4.0 und 2.9 angesäuert ($\frac{2}{3}$ H₂SO₄, $\frac{1}{3}$ HNO₃, s.a. MENGEL 1985) worden war. In waagerechter Stellung wurden die Blattproben über Nacht geschüttelt. Die filtrierten Ausschwemmungsauszüge wurden auf ihre Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte analysiert.

Die Untersuchung der Blattauswaschungsmengen gründet sich auf 3 Versuchsreihen (zwei mit pH 4.0 und eine mit pH 2.9) im Monat Juni (vom 3.6. bis 17.6.1986) und auf drei Versuchsreihen im Monat Juli (vom 17.7. bis 23.7.1986). Insgesamt wurden 6 x 10 Blätter pro Baum, d.h. 20 x 60 (1200) Blätter fotokopiert, gewogen und archiviert. Alle Meßwerte wurden auf 100 cm² Blattfläche (einseitig) umgerechnet. Dabei gingen wir von der Annahme aus, daß die Fremdstoffmengen, die an den Blattoberflächen adsorbiert sind, bei nebeneinander wachsenden Bäumen als annähernd gleich groß betrachtet und deswegen vernachlässigt werden können.

Weitere Blattproben wurden zwecks Mineralstoffgehaltsanalysen mit einer Achatmühle homogenisiert und mit einer Druckaufschlußapparatur mit konzentrierter Salpetersäure voll aufgeschlossen. Die Elementbestimmung geschah mit dem Atomabsorptionsspektralphotometer der Firma Perkin-Elmer, Modell 3030. Die Ca- und Mg- sowie K-Meßproben wurden mit Lantanoxid bzw. Cäsiumchlorid vorbehandelt (vgl. HEINRICHS et al. 1985).

Auf die schon geschilderte Weise wurden in der ersten Aprilhälfte 1986 Knospenproben aus den äußeren Rändern der mittleren Kronenräume entnommen. Die grünen Blattansätze wurden sorgfältig ausgezupft, voll aufgeschlossen und auf ihre Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte analysiert.

Am 5. Mai 1986 - vier Bäume waren schon ergrünt - wurden an den restlichen 16 Bäumen die Frühjahrssäfte mit Hilfe von P.E.-Injektionsspritzen, wie dies bei ESSIAMAH (1982) und GODT (1986) geschildert ist, gewonnen und mit dem AAS ihre Mineralstoffgehalte bestimmt.

Mit Hilfe von 4 Bohrspänproben pro Baum wurde der Anteil des Splintholzes an der Gesamtquerschnittsfläche (Grundfläche) in 1.3 m Höhe ermittelt.

Die Korrelationsnachweise wurden mit der Regressionsanalyse, mit dem Spearman- ρ -Test und Kendall- τ -Test erbracht. Außerdem wurden die Datensätze zweigeteilt (Schadstufe 0 und 1 und Schadstufe 2 und 3) und mit Hilfe des K-S-Testes auf ihre Unterschiede geprüft.

4. Ergebnisse

4.1 Blattausschwemmungsversuche

Aus Korrelationsberechnungen zwischen allen erhobenen und ermittelten Daten wurden drei Zusammenhänge, die für die Darstellung und Erklärung dieses Sachverhaltes von Bedeutung sind, deutlich:

- Die Blattflächengrößen nehmen mit dem Baumschadigungsgrad ab (Abb. 1).
- Die größeren Blätter zeichnen sich durch höhere Blattwassergehalte aus (Abb. 2).
- Die Ca-, Mg-, K- und Zn-Ausschwemmungsmengen nehmen mit kleiner werdenden Blattflächen eindeutig zu.

Diese Befunde sind in Abb. 3-9 für einzelne Elemente, für zwei pH-Auswaschungsmedien und für zwei Untersuchungsmonate dreidimensional dargestellt.

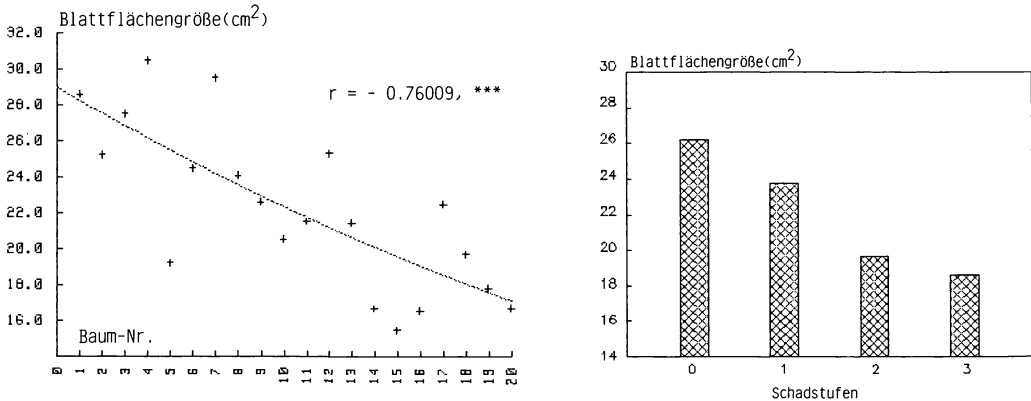


Abb. 1: links: Abnahme der Blattflächengröße (cm²) an äußeren Rändern der mittleren Kronenräume mit dem fortschreitenden Schädigungsgrad.
rechts: Mittlere Blattflächengrößen (cm²) einzelner Schadstufen.

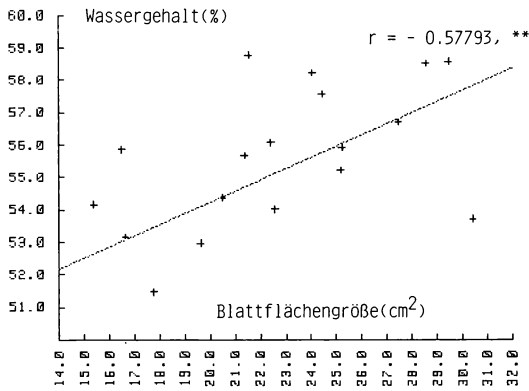


Abb. 2: Wassergehaltszunahme (in %) mit den größer werdenden Blattflächen (cm²).

Die graphischen Darstellungen der morpho- und physiometrischen Meßgrößen erlauben folgende Aussagen:

- Je saurer die Niederschläge, desto größer sind die Auswaschungsraten. Die Kationen-Ausschwemmungsmengen liegen bei pH 2.9 deutlich höher als bei pH 4.0.
- Ältere Buchenblätter werden stärker ausgewaschen als jüngere Blätter.

Eine zeitliche Dimension der Krankheitsabläufe deutet sich an. Von Jahr zu Jahr nehmen die Auswaschungsverluste zu, da die Blattflächengrößen von immissionsgeschädigten Altbuchen fortwährend kleiner werden.

4.2 Knospen-Mineralstoffgehalte

Die Blätter der erkrankten Bäume sehen schon beim Austrieb klein und gelblich aus. Deswegen liegt die Vermutung nahe, daß die Mineralstoffgehalte, insbesondere die von Magnesium, schon in der Knospe niedriger sein müßten; dies ist nicht der Fall. Wie aus Abb. 10 zu entnehmen ist und mit dem K-S-Test bestätigt werden konnte, bestehen zwischen den gesunden und kranken Bäumen bezüglich der Ca-, Mg-, K- und Zn-Knospengehalte keine Unterschiede.

4.3 Frühjahrssaft-Mineralstoffgehalte

Die Ergebnisse einer Momentaufnahme der Ca-, Mg-, K- und Zn-Frühjahrssaftgehalte von den 'gesunden' (Schadstufen 0 und 1) und kranken (Schadstufen 2 und 3) Bäumen am 5. Mai 1986 sind in Abb. 11 dargestellt. (Auch hier erfüllte sich nicht die Erwartung, daß die Blätter der geschädigten Bäume eine geringere Mineralstoffversorgung auf diesem Wege erleiden müssen.) Trotzdem sind in dem Untersuchungsbestand sehr niedrige Magnesiumkonzentrationen auffallend. Ihr Mittelwert beträgt nur 12.2 mg/l. Demgegenüber befinden sich andere untersuchte Elemente in viel höheren Konzentrationen, die beispielsweise denen von GODT (1986) entsprechen.

4.4 Splintholzflächen-Vergleich

Es wäre möglich, daß die in Abschnitt 4.5 geschilderten Blattmineralstoffgehaltsdefizite bei stärker geschädigten Bäumen in einer verminderten Wasser- und Mineralstoffversorgung durch den geschwächten oder eingeschränkten Transpirationsstrom in dem wasserleitenden Splintholz zu suchen sind.

In Abb. 12 sind die Splintholzflächen in der Brusthöhe (1.3 m), die vom trockeneren Kernholz des Stammesinneren deutlich zu unterscheiden sind, in Prozenten der Grundflächen ausgewiesen. Aus der Abbildung läßt sich entnehmen, daß bezüglich der wasserhaltenden Xylemflächen keine Unterschiede zwischen den kranken und den gesunden Bäumen bestehen (GLAVAC, BUGGERT 1987).

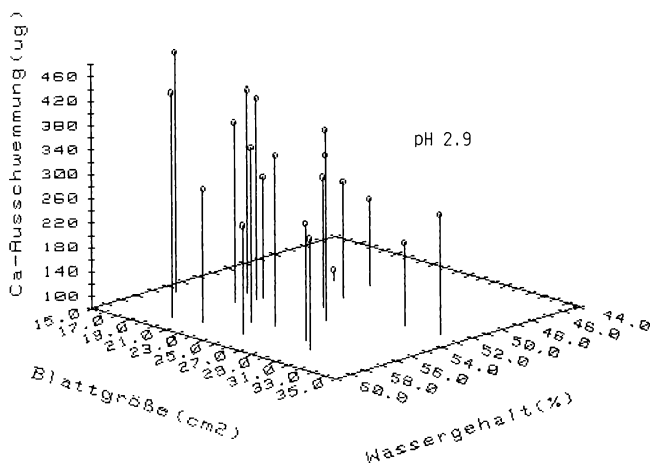
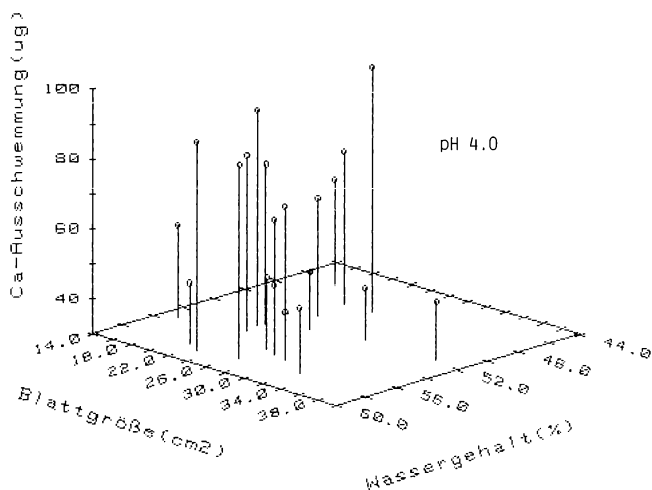


Abb. 3: Die auf 100 cm² Blattfläche berechneten Ca-Ausschwemmungsmengen (µg) in 100 ml auf pH 4.0 (oben) und pH 2.9 (unten) angesäuertem Aqua bidest in Abhängigkeit von Blattflächengröße (cm²) und Blattwassergehalt (%). Probenahmen: Juni 1986.

4.5 Blattmineralstoffgehalte

Die allmähliche Abnahme der Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte in Blättern immisionsgeschädigter Altbuchen mit fortschreitendem Schädigungsgrad sind für die Juni- und Juli-Blattproben in Abb. 13-16 dargestellt. Da die untersuchten Elemente in den Knospen und Frühjahrssäften keine Mengenunterschiede zwischen gesunden und kranken Bäumen aufweisen, kann dies auf eine unzureichende Mineralstoffversorgung der Blattorgane mit dem Transpirationsstrom oder auf die Ausschwemmungsverluste zurückgeführt werden.

Es ist bemerkenswert, daß die Mineralstoffgehaltsabnahme entlang des Krankheitszustandsgradienten bei den Juni-Blattproben deutlicher ausgeprägt ist.

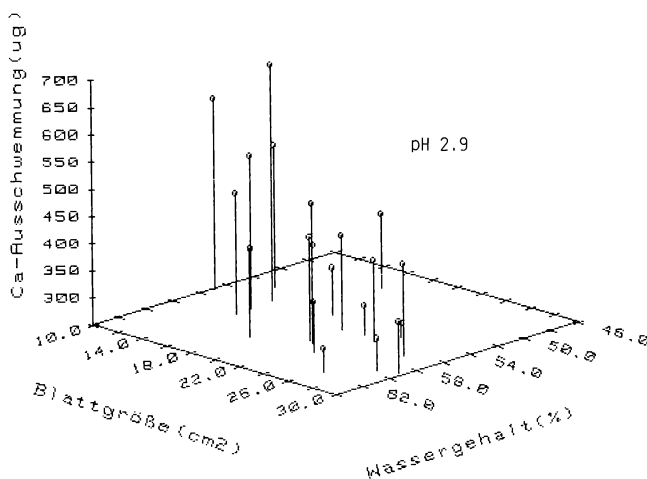
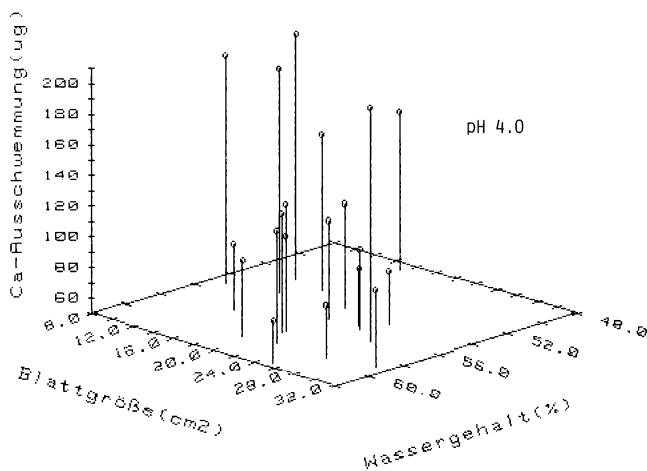


Abb. 4: Wie 3.
Probenahmen: Juli 1986.

Die Frage nach einer verminderten Mineralstoffversorgung der Blattoorgane kann wie folgt beantwortet werden:

- Bei guter bis üppiger Nährstoffversorgung werden Blattauswaschungsverluste fortwährend ausgeglichen (TUKEY 1970, 1980). Dafür sprechen zahlreiche Leaching-Experimente sowie Düngungsversuche mit Wald- und Kulturpflanzenbeständen.
- Niedrigere Blattmineralstoffgehalte der geschädigten Bäume in dem hier beschriebenen Untersuchungsbestand bleiben auch nach längeren niederschlagsfreien Perioden bestehen. Dies spricht für eine unzureichende Mineralstoffversorgung der Blätter.

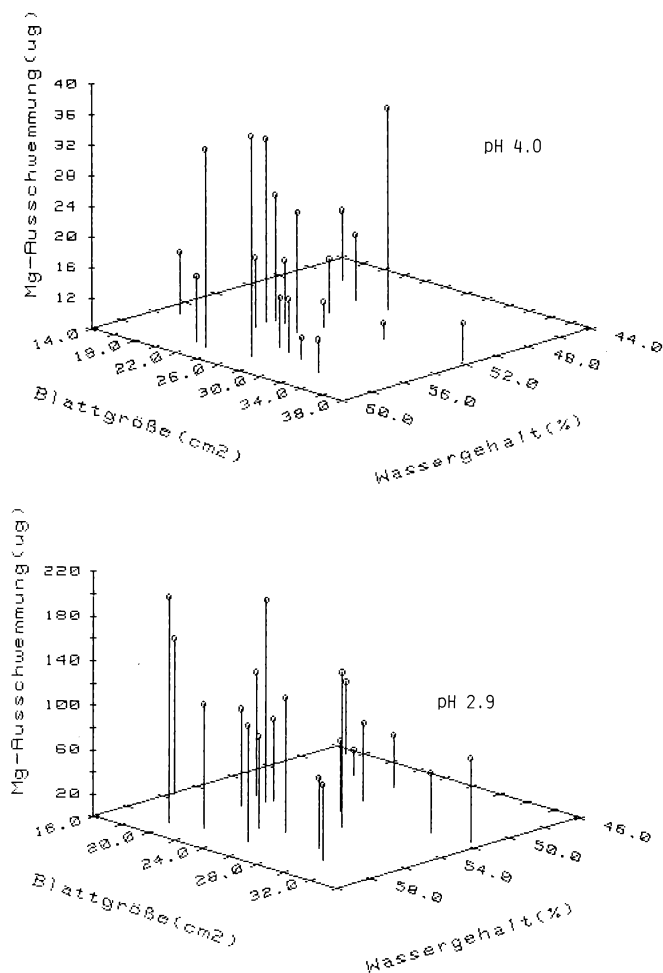


Abb. 5: Die auf 100 cm² Blattfläche berechneten Mg-Ausschwemmungsmengen (µg) in 100 ml auf pH 4.0 (oben) und pH 2.9 (unten) angesäuertem Aqua bidest in Abhängigkeit von Blattflächengröße (cm²) und Blattwassergehalt (%). Probenahmen: Juni 1986.

5. Diskussion

Es sollen hier noch einige Aspekte der in der Einführung gestellten Grundfragen kurz angesprochen werden.

Die im Abschnitt 4.1 beschriebenen Leaching-Versuche bestätigen eine starke Einwirkung der sauren Niederschläge auf den Nährstoffhaushalt der Blätter (EATON et al. 1973, HORNTVEDT 1978, TUKEY 1980, PRINZ et al. 1984, MENGEL 1985; LEONARDI, FLÜCKIGER 1986 u.a.). Die sukzessive Erhöhung der Auswaschungs-raten mit den zunehmenden Schädigungsgraden dürfte unter der Voraussetzung einer intensiven Wechselwirkung zwischen dem Sym- und Apoplast für den weiteren Krankheitsverlauf von großer, wenn nicht von entscheidender Bedeutung sein. Dabei möge man bedenken, daß die Auswaschungsversuche, wie z.B. die in dieser Arbeit vorgestellten, meist nur die 'Spitze des Eisberges' sicht-

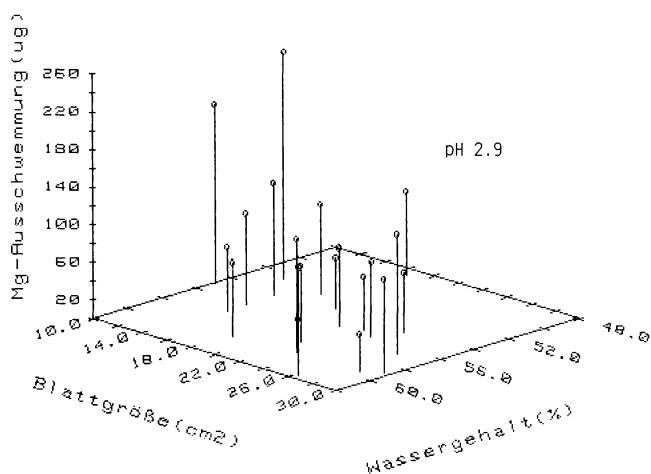
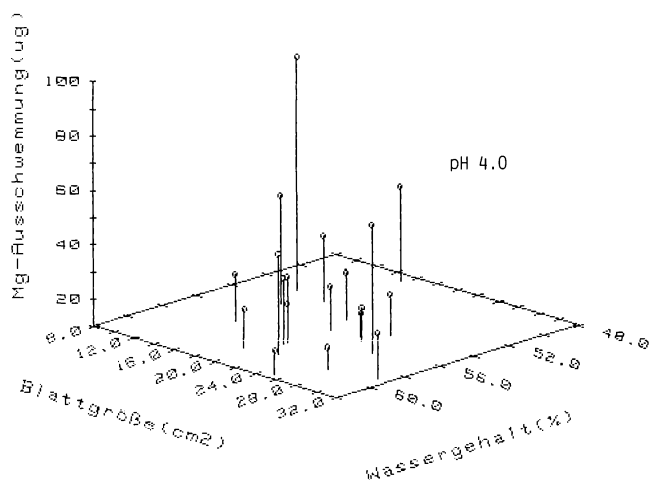


Abb. 6: Wie 5.
Probenahmen: Juli 1986.

bar machen. Neben allen Haupt- und Spurenelementen werden zudem noch große Mengen organischer Verbindungen wie Saccharide, Alkohole, Aminosäuren, Phytohormone, Vitamine, Alkaloide, Phenole u.a. ausgewaschen (TUKEY 1980).

Es liegt nahe, daß die physiologischen Auswirkungen dieser Verluste, vor allem bei Bäumen höherer Schadstufen, verheerende Folgen haben können. Es ist denkbar - dies soll noch in diesem Zusammenhang hervorgehoben werden -, daß die vergleichenden zytologischen, anatomischen, histologischen, physiologischen und biochemischen Blattuntersuchungen entlang eines Krankheitszustandsgradienten wesentlich zur Erweiterung der Kenntnisse über die Krankheitsabläufe beitragen könnten.

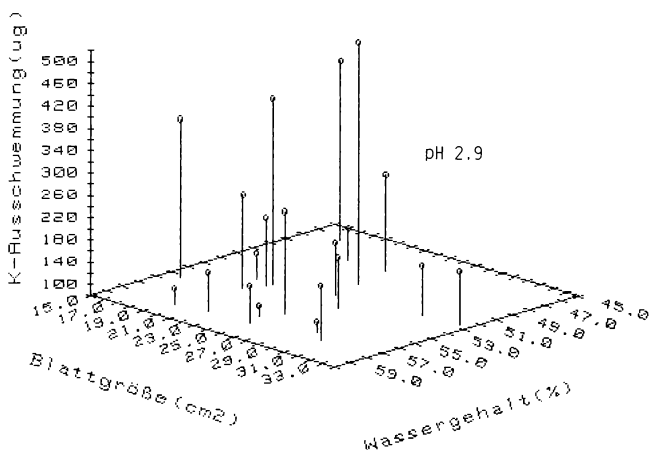
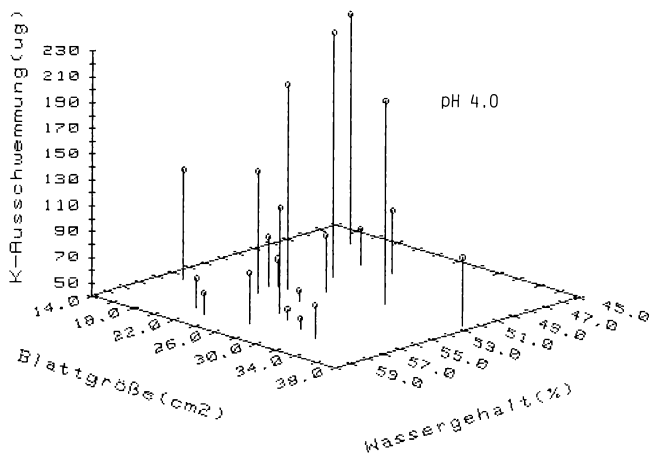


Abb. 7: Die auf 100 cm² Blattfläche berechneten K-Ausschwemmungsmengen (µg) in 100 ml auf pH 4.0 (oben) und pH 2.9 (unten) angesäuertem Aqua bidest in Abhängigkeit von Blattflächengröße (cm²) und Blattwassergehalt (%). Probenahmen: Juni 1986.

Alles spricht dafür, daß die Kationenauswaschungsverluste bei geschädigten Bäumen, die in Böden mit schwacher bis mäßiger Nährstoffversorgung wurzeln, nicht mehr ausgeglichen werden können. Demnach könnte die Grundfrage "Ist die Abnahme der Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte in Blättern immissionsgeschädigter Altbuchen die Folge vergrößerter Blattauswaschung oder verminderter Mineralstoffversorgung?" mit der Aussage "Unter bestimmten Standortsbedingungen sowohl dieses als auch jenes" beantwortet werden. Beide Phänomene stehen in Wechselwirkung und stellen nur zwei Teilvorgänge in einem sehr komplexen Systemgeschehen dar. Und wenn die Frage nach Ursache und Wirkung in einem so komplex strukturierten Wirkungsgefüge überhaupt gestellt werden darf, dann stehen nach dem heutigen Wissensstand die Koinzidenzen der Mg-, Ca-, K- und Zn-Mangelercheinungen mit den Krankheitszuständen im Vordergrund der Betrachtung. Sie gehören zu den bestabgesicherten Ergebnissen der Wald-

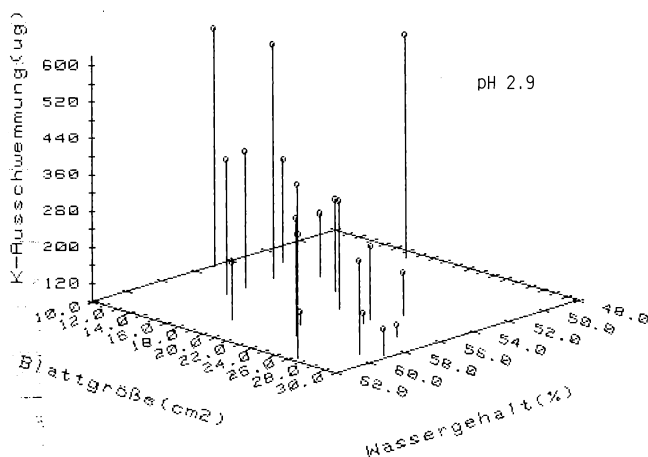
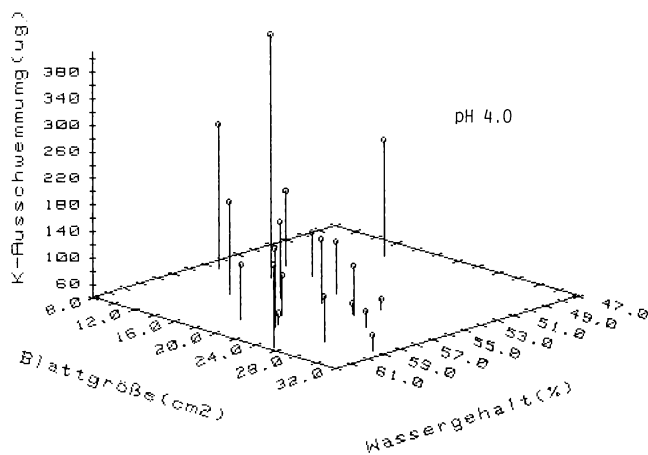


Abb. 8: Wie 7.
Probenahme: Juli 1986.

schaden-Ursachenforschung und stellen den Angelpunkt zahlreicher Erklärungsversuche auf der ökosystemaren, autökologischen und ökophysiologischen Ebene der Wissenserlangung dar (BERCHTOLD et al. 1981, BOSCH et al. 1983; ZECH, POPP 1983; BAULE 1984, HÜTTL 1985, ISERMANN 1985, LANGE et al. 1985, SCHULZE 1985, ZÖTTL 1985 u.a.).

Viele Beobachtungen, Indizien und Befunde sprechen z.B. dafür, daß der Ca-, Mg-, K- und Zn-Mangel in Blättern geschädigter Altbuchen nicht zu den primären Ursachenfaktoren des Waldsterbens zählen kann. Die Waldschäden treten bekanntlich auch auf den nährstoffreichen Böden auf. Eine Häufung der Baum-schäden auf bestimmten Bodentypen konnte nicht nachgewiesen werden. Außerdem kämen noch andere Argumente hinzu, die den Nährstoffmangel als eine der Hauptursachen des Waldsterbens in Zweifel ziehen würden (SCHÜTT 1984).

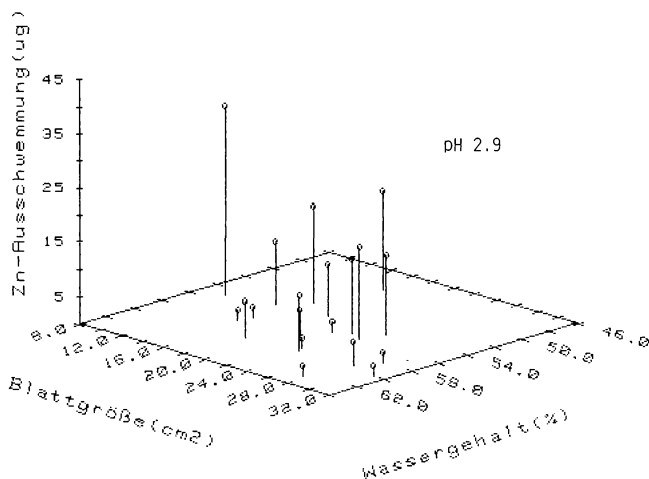
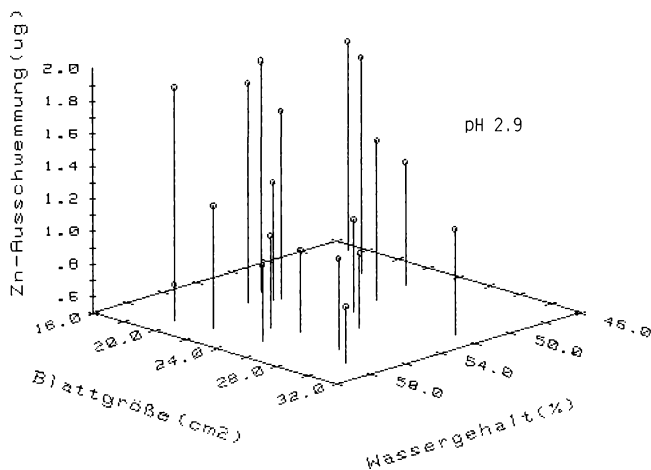


Abb. 9: Die auf 100 cm² Blattfläche berechneten Zn-Ausschwemmungsmengen (µg) in 100 ml auf pH 2.9 angesäuertem Aqua bidest in Abhängigkeit von Blattflächengröße (cm²) und Blattwassergehalt (%).
Probenahmen: Juni 1986 (oben), Juli 1986 (unten).

Zur Stützung dieser zuletzt geäußerten Auffassung soll noch ein Beispiel aufgeführt werden. Gleichzeitig mit der hier dargestellten Untersuchung wurde in der Kasseler Umgebung ein alter Rendzina-Buchenwald mit dem gleichen methodischen Ansatz erforscht (GLAVAC 1987). Alle Schadsymptome wie Wipfeldürre, Trieb- und Zweigverkürzung, Kleinblättrigkeit, Blattvergilbung, Blattverformung und Dürrastbildung treten auch hier mit den unterschiedlichen baumindividuellen Intensitäten auf. Die Blattauswaschungsversuche brachten völlig gleiche Ergebnisse. Trotzdem konnte keine Abnahme der Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte in Blättern geschädigter Buchen festgestellt werden.

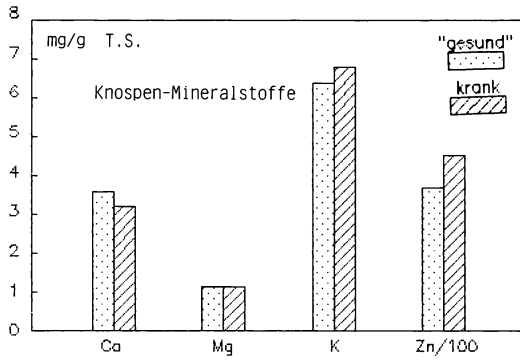


Abb. 10: Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte von Knospen (mg/g TS), die an äußeren Rändern der mittleren Kronenräume von 'gesunden' (Schadstufen 0 und 1) und kranken Bäumen (Schadstufen 2 und 3) entnommen wurden.

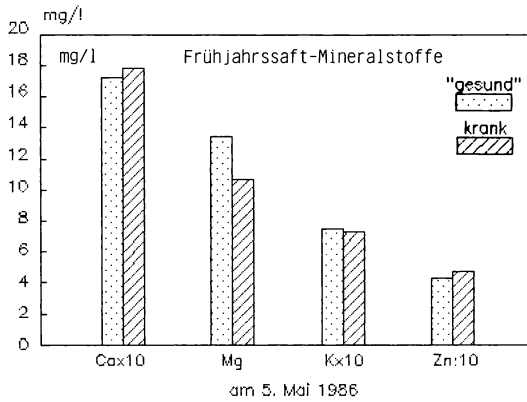


Abb. 11: Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte von Frühjahrssäften (mg/l) entlang des Krankheitszustandsgradienten am 5. Mai 1986.

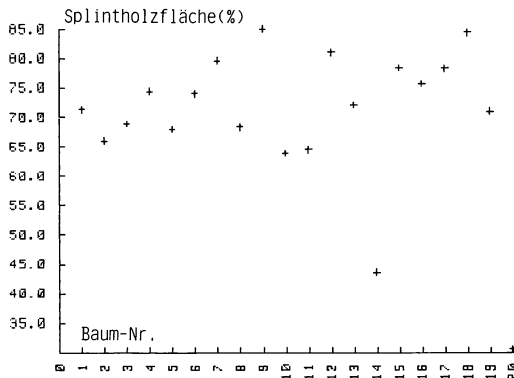


Abb. 12: Wasserhaltende Splinthholzfläche in Brusthöhe (1.3 m), ausgewiesen als % der Grundfläche.

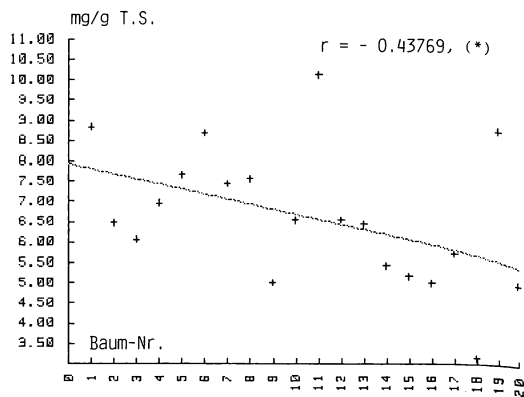
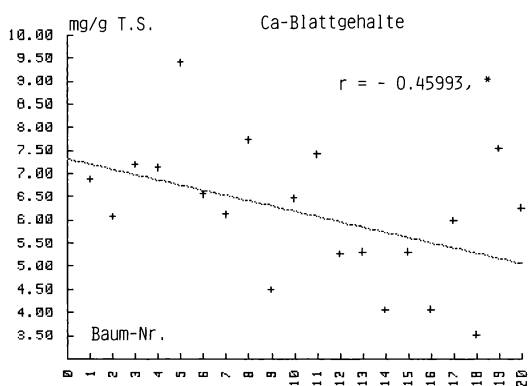


Abb. 13: Abnahme der Ca-Blattgehalte (mg/g TS) entlang des Krankheitszustandsgradienten.
Probenahmen: Juni 1986 (links), Juli 1986 (rechts).

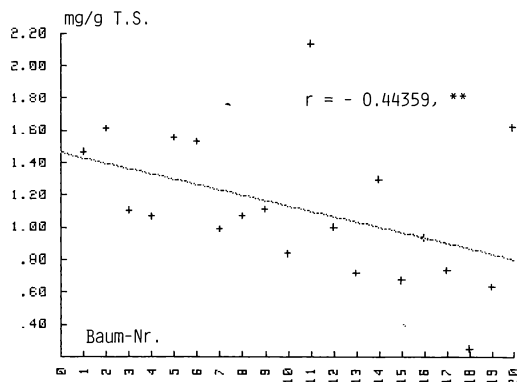
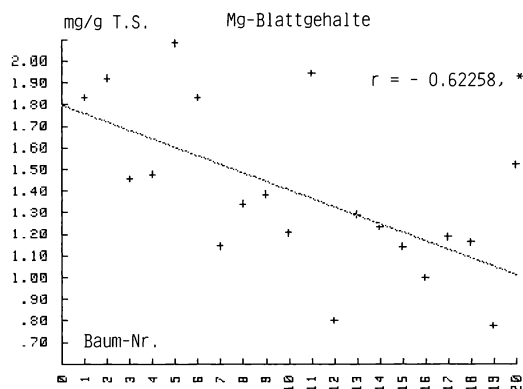


Abb. 14: Abnahme der Mg-Blattgehalte (mg/g TS) entlang des Krankheitszustandsgradienten.
Probenahmen: Juni 1986 (links), Juli 1986 (rechts).

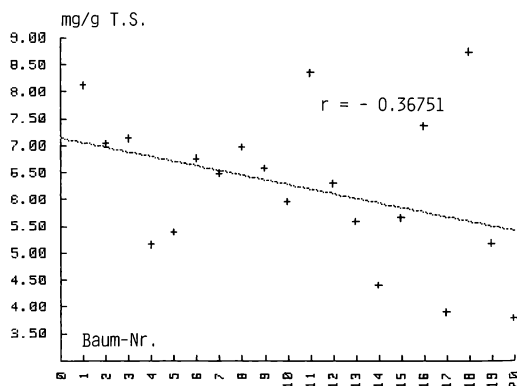
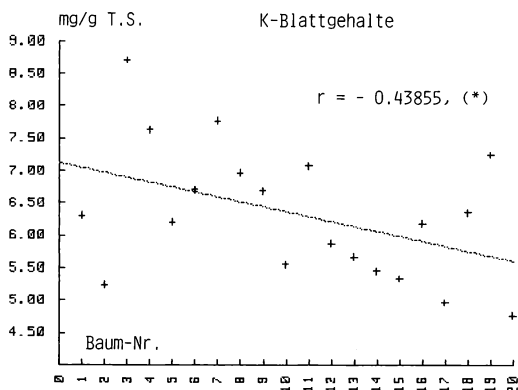


Abb. 15: Abnahme der K-Blattgehalte (mg/g TS) entlang des Krankheitszustandsgradienten.
Probenahmen: Juni 1986 (links), Juli 1986 (rechts).

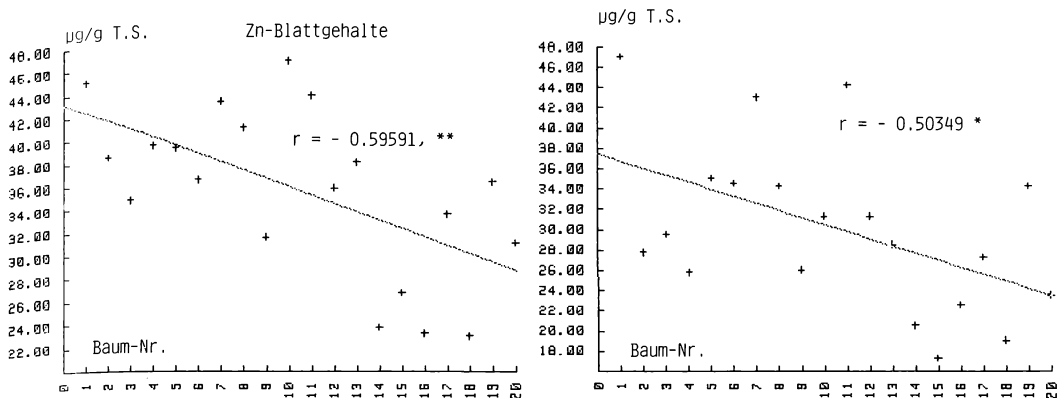


Abb. 16: Abnahme der Zn-Blattgehalte (mg/g TS) entlang des Krankheitszustandsgradienten.
Probenahmen: Juni 1986 (links), Juli 1986 (rechts).

6. Zusammenfassung

In einem immissionsgeschädigten Altbuchenbestand konnte die Koinzidenz des fortschreitenden Schädigungsgrades und der abnehmenden Blattmineralstoffgehalte festgestellt werden. Diese Untersuchung befaßt sich mit der Frage, ob die Abnahme der Ca-, Mg-, K- und Zn-Gehalte in Blättern immissionsgeschädigter Altbuchen die Folge vergrößerter Blattauswaschung oder verminderter Mineralstoffversorgung ist.

An 20 Bäumen wurden die Knospen-, Frühjahrssaft- und Blattproben entnommen und mit dem AAS auf ihre Mineralstoffgehalte analysiert. Die Blattauswaschungsversuche wurden im Labor in auf pH 4.0 und pH 2.9 angesäuertem Aqua bidest durchgeführt.

Aus den Auswaschungsexperimenten lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

- Die Blattflächengrößen nehmen mit dem Baumschädigungsgrad ab (Abb. 1).
- Die größeren Blätter zeichnen sich durch höhere Wassergehalte aus (Abb. 2).
- Die Auswaschungsmengen nehmen mit den kleinwerdenden Blattflächen eindeutig zu (Abb. 3-11).
- Die sauren Niederschläge bewirken eine größere Blattauswaschung (Abb. 3-11).
- Ältere Blätter werden stärker ausgewaschen (Abb. 3-11).

Die Ergebnisse der Blattmineralstoffgehaltsanalysen sind in Abb. 13-16 dargestellt. Mit zunehmendem Schädigungsgrad nehmen die Blattmineralstoffgehalte kontinuierlich ab. Sie bleiben auch nach längeren niederschlagsfreien Perioden bestehen, was für eine unzureichende Mineralstoffversorgung der Blattorgane von stärker geschädigten Bäumen spricht. Eine Verringerung der wasserhaltenden Xylemfläche konnte in Brusthöhe nicht festgestellt werden (Abb. 12).

Literatur

- BAULE H., 1984: Zusammenhänge zwischen Nährstoffversorgung und Walderkrankungen. Allg. Forstzeitschr. 39: 775-778.
- BERCHTOLD R., ALCUBILLA M., EVERS F.H., REHFUESS K.E., 1981: Standortskundliche Studien zum Tannensterben: Nadel- und bastanalytischer Vergleich zwischen befallenen und gesunden Bäumen. Forstw. Cbl. 100: 236-253.
- BOSCH C., PFANNKUCH E., BAUM U., REHFUESS K.E., 1983: Über die Erkrankung der Fichte (Picea abies Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Forstw. Cbl. 102: 167-181.
- BREDOW B. von, BUGGERT A., ECKHOFF A., HOLLSTEIN B., NEUMANN M., SCHINDEL R., WEBER A., ZECH S., GLAVAČ V., 1986: Vergleichende Untersuchung der Boden-, Wurzel- und Blatt-Mineralstoffgehalte von Bäumen verschiedener Schadstufen in einem immissionsbelasteten Altbuchenbestand. Allg. Forstzeitschr. 41(22): 551-554.
- EATON J.S., LIKENS G.E., BORMANN F.H., 1973: Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. J. Ecol. 61: 495-508.

- ESSIAMAH S.K., 1982: Frühjahrsaktivitäten bei einheimischen Laubbäumen. Diss. Univ. Göttingen: 123 S.
- GLAVAČ V., KOENIES H., 1986: Kleinräumige Verteilung der pflanzenaufnehmbaren Mineralstoffe in dem vom Stammablaufwasser beeinflussten Bodenbereich alter Buchen verschiedener Waldgesellschaften. Düsseldorf Geobot. Koll. 3: 3-13.
- GLAVAČ V., 1987: Calcium-, Magnesium-, Kalium- und Zink-Gehalte in Blättern eines immisionsgeschädigten Rendzina-Buchenwaldes und ihre Auswaschung durch Saure Niederschläge. Allg. Forstzeitschr. 42(12): 303-305.
- GLAVAČ V., BUGGERT A., 1987: Ist der lebende, wasserreiche Außenbereich des Holzes im Schaft immisionsgeschädigter Altbuchen eingeschränkt? Forstarchiv 58: 163-165.
- GODT J., 1986: Untersuchung von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen unter besonderer Beachtung der Schwermetalle. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben Göttingen 19: 265 S.
- HEINRICHS H., KÖNIG N., SCHULTZ A., 1985: Atom-absorptions- und emissionspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probelösungen aus Waldökosystem-Untersuchungen. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben Göttingen 8: 92 S.
- HORNTVEDT R., 1978: Leaching of chemical substances from tree crowns by artificial acid rain. IUFRO-Tagung Ljubljana: 10 S. (Pre-Print).
- HÜTTL R., 1985a: "Neuartige" Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (Picea abies Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenk. Abh. 16: 195 S.
- HÜTTL R., 1985b: Jüngste Waldschäden, Ernährungsstörungen und diagnostische Düngung. VDI-Ber. 560: 863-886.
- ISERMANN K., 1985: Diagnose und Therapie der "neuartigen Waldschäden" aus der Sicht der Waldernährung. VDI-Ber. 560: 897-920.
- LANGE O.L., GEBEL J., ZELLNER H., 1985: Photosynthesekapazität der Fichte in Bayerischen Waldschadensgebieten. Statusseminar 'Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldbäume und Waldböden' (KFA Jülich 2.-4.12.1985): S. 16.
- LEONARDI S., FLÜCKIGER W., 1986: Zur Auswaschung von Nährstoffen aus der Baumkrone. Untersuchungen in Buchenbeständen der Nordwest-Schweiz. Allg. Forstzeitschr. 41(33): 825-828.
- MENGEL K., 1985: Auswaschung von Nährstoffen. Statusseminar 'Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldbäume und Waldböden' (KFA Jülich 2.-4.12.1985): S. 28.
- PRINZ B., KRAUSE G.H.M., JUNG K.-D., 1984: Neuere Untersuchungen der LIS zu den neuartigen Waldschäden. Düsseldorf Geobot. Koll. 1: 25-36.
- SCHULZE E.D., 1985: Wasser- und Nährstoffhaushalt der Fichten. Statusseminar 'Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldbäume und Waldböden' (KFA Jülich 2.-4.12.1985): S. 14-15.
- SCHÜTT P., 1980: Der Wald stirbt an Streß. München (Bertelsmann): 264 S.
- TUKEY H.B., 1970: The leaching of substances from plants. Ann. Rev. Plant Physiol. 21: 305-321.
- TUKEY H.B., 1980: Some effects of rain and mist on plants implications for acid precipitation on terrestrial ecosystems. In: (Ed. HUTCHINSON T.C., HAVAS M.): Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. New York/London (Plenum): 141-150.
- ZECH W., POPP E., 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Cbl. 102: 50-55.
- ZÖTTL H.W., 1985a: Die Rolle der Nährelementversorgung bei der Entwicklung "neuartiger" Waldschäden. VDI-Ber. 560: 887-896.
- ZÖTTL H.W., 1985b: Waldschäden und Nährelementversorgung. Düsseldorf Geobot. Koll. 2: 31-41.

Adresse:

Prof. Dr. Vjekoslav Glavač
Arbeitsgruppe f. Pflanzen-,
Vegetations- u. Landschaftsökologie
Fachbereich 19 (Biologie/Chemie)
Gesamthochschule
Heinrich-Plett-Str. 40
D-3500 Kassel

Systemanalyse und Simulation der Entwicklungsdynamik von Altbuchen
unter Immissionsbelastung

- Heiner Schäfer, Hartmut Bossel, Holger Krieger und Norbert Trost -

Synopsis

Systems analysis of mature beech stands leads to a mathematical model which represents the essential processes, flows of material and information within beech trees. Several simulations show the dynamics of photosynthesis, distribution of assimilates, growth of leaves and fine roots, water relations etc. under normal conditions (no immissions) and responses to air pollutants. Pollution stress affects the normal function of different parts of the tree (reduced photoproduction, shortened life span of fine roots etc.). The model reflects mainly the influences of long-term pollution.

Air pollution, beech dieback, biomass increment, computer simulation, forest damage, long-term effects, mathematical modelling, soil acidification, systems analysis, yield reduction.

1. Einführung

Die bundesweite Waldschadenserhebung 1986 ergab, daß nun an 60.1% der Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.) Schäden auftreten, die sich vorwiegend auf Immissions-
einwirkungen zurückführen lassen (BML 1986). Alarmierend ist dabei neben der
weiteren Zunahme des Gesamtausmaßes vor allem die Verschiebung von leichteren
zu mittleren und schweren Schädigungsgraden.

Damit hat sich der Gesundheitszustand der dominierenden Laubbaumart Deutsch-
lands (und Mitteleuropas) seit den ersten bedeutenden Schadensmeldungen im
Jahre 1981 (MÖHRING 1982, SCHÜTT, SUMMERER 1983) trotz zwischenzeitig optimaler
Witterungsbedingungen (niederschlagsreiche Jahre 1984 und 1985) kontinuierlich
verschlechtert (vgl. SCHÄFER 1985; SCHÄFER, METZLER 1987). Meldungen aus anderen
Ländern belegen die europaweite Ausdehnung der Schädigung (FBWL 1986, GIESEN
1986).

Zu den augenfälligsten Symptomen der Buchenerkrankung zählen:

- Kleinblättrigkeit
- Blattverformungen (Einrollung, Wellung, Zahnung)
- Blattverfärbungen, -chlorosen, -nekrosen, evtl. auch verfrühter Laubfall
- Zunehmende Verkürzung der Wipfel- und übriger Langtriebe, deren Verzwei-
gungen fast nur noch aus Kurztrieben bestehen; damit auch Reduktion der
Blattzahl
- gehäuftes Auftreten von Dürträsten, insbesondere in der Peripherie
- Knospenschäden (?)
- Summarisch: schütteres Aussehen der Krone
- vereinzelt Reiterationen
- z.T. Rindennekrosen
- evtl. vermehrte Fruktifikation

Mit diesen Merkmalen einher gehen u.U. Schädigungen der Wurzeln und der Mykor-
rhiza, Veränderungen der Hydratur, der Chlorophyllverhältnisse und des Ionen-
status (= Rückgang des Säure-Puffervermögens und verringerte Nährstoffgehalte
(Mg, K, Ca, Zn)) in den Blättern sowie z.B. Spitzkernbildung im Stamm, die
evtl. mit Störungen der Wasserleitung verbunden ist (FLÜCKIGER et al. 1984;
BEESE, WARAGHAI 1985; MEYER 1985; SCHÜTT et al. 1985; BREDOW et al. 1986;
KUMPFER 1986; MAHLER et al. 1986; OSWALD, ZIEGLER 1986; ROHLOFF 1986; ROSSET,
FLÜCKIGER 1986; Z'GRAGEN, SCHWEINGRUBER 1986). Typisch ist außerdem die mit
dem Alter der Bäume ansteigende Schadensquote.

Die genannten Erscheinungen führen zu einer Reduktion der Gesamtblattfläche
betroffener Bäume und müssen daher selbst bei nicht beeinträchtigter Photo-
synthesekapazität bzw. -effektivität (vgl. z.B. ARNDT, KAUFMANN 1985; STICKAN
mdl. Mitt.) zwangsläufig eine verminderte Assimilatproduktion zur Folge haben.

Bei chronischer Schadstoffbelastung und entsprechender Fortdauer der Erkrank-
ung dürften sich damit gravierende Auswirkungen auf den Kohlenstoffhaushalt
der Bäume ergeben, die sich neben Änderungen der Allokation nach einer
gewissen Verzögerung auch in Zuwachsdepressionen auswirken müssen, insbe-

sondere dann, wenn ungünstige Bodenbedingungen die Feinwurzelumsätze erhöhen und damit zusätzlichen Assimilatbedarf schaffen (vgl. ECKSTEIN et al. 1984, BOSSEL et al. 1985, ULRICH 1985).

Das vorgestellte Modell soll die Wachstums- und Entwicklungsdynamik von Altbüchen sowohl unter 'Normalbedingungen' (weder Klima- noch Immissionsstreß) als auch unter der Einwirkung von Luftschadstoffen abbilden und simulieren.

2. Simulationsmethode

Grundlage für die Computersimulation bildet das Programmsystem DYSS (DYNAMIC System Simulation) (FREES unpubl.), welches auf dem 'System Dynamics'-Ansatz basiert. Ausgehend von sogenannten Wirkungsdiagrammen wird hier im Dialog mit dem Computer die Wirkungsstruktur direkt implementiert. Im Gegensatz zu anderen bekannten Simulationssprachen entfällt die Übersetzung der Wirkungsstruktur in mathematische Gleichungen.

Im ersten Schritt der Modellerstellung wird auf der Basis der Wirkungsbeziehungen zwischen den spezifizierten Größen des Systemoriginals ein Abbild erstellt, das die Systemelemente in ein Wirkungsgeflecht einbettet und die gegenseitigen Beeinflussungen repräsentiert.

Das Diagramm, das bisher nur eine qualitative Beschreibung der Verhältnisse enthält, wird mit der Angabe der Systemelemente, der Verbindungen zwischen den Elementen und der 'Qualität' der Verbindung (verstärkende oder hemmende Beeinflussung) quantifiziert. Unterschieden werden dabei Zustandsgrößen, die die Größe eines Bestandes (z.B. Feinwurzelbiomasse) als Funktion der Zeit darstellen, und Hilfsgrößen, die zur Berechnung der Zustandsgrößen dienen.

Alle zu berechnenden Größen werden im Modell durch 'Blöcke' repräsentiert, deren Typ die Art der Rechenoperation angibt. Zustandsgrößen erfordern zusätzlich die Angabe eines Anfangswertes. Funktionale Zusammenhänge in Form von Wertepaaren (z.B. Meßwerte) werden als Tabellenfunktion direkt eingegeben. Beim Zugriff auf Zwischenwerte während der Simulation ergibt sich der Wert der Tabellenfunktion durch lineare Interpolation der entsprechenden Stützstellen. Eine Besonderheit sind Blöcke vom Typ 'Modell', die komplette Teilmodelle repräsentieren. Durch die Verknüpfung der Modell-Blöcke wird eine modulare Struktur des Gesamtsimulationsmodells ermöglicht, die sich bei der Übersichtlichkeit und Analyse des Modells auswirkt.

Im letzten Schritt wird das quantifizierte Wirkungsdiagramm im Editor-system interaktiv eingegeben. Die eigentliche Simulation des Modells erfolgt dann nach Angabe der Simulationsperiode und der Simulationsschrittweite. Zu jedem Zeitpunkt der Simulation werden für jeden Block die Werte der Eingänge bestimmt und auf Grund der Verknüpfungsvorschrift der aktuelle Wert des Blockes ermittelt, der dann an andere Blöcke übergeben wird. Zustandsgrößen werden in jedem Rechenschritt numerisch integriert, d.h. aus dem vorhergehenden Wert der Zustandsgröße und der Simulationsschrittweite wird der neue Wert der Zustandsgröße berechnet. Auf Wunsch stehen hier verschiedene Integrationsroutinen zur Verfügung.

Die Aufbereitung der Ergebnisse nach Beendigung der Simulation erfolgt entweder in Form von Tabellen, die die Ergebnisse numerisch wiedergeben, oder aber graphisch in Form von Zeitdiagrammen. Wahlweise können Phasendiagramme erstellt werden, die die funktionalen Zusammenhänge der Zustandsgrößen untereinander darstellen.

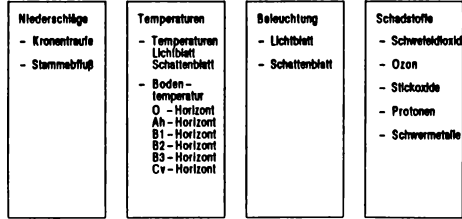
Durch Übersetzung des quantifizierten Wirkungsdiagrammes in mathematische Gleichungen kann das erhaltene (meist nichtlineare) Differentialgleichungssystem einer mathematischen Analyse unterzogen und so das Systemverhalten analytisch untersucht werden (KRIEGER 1986).

Abb. 1: Überblick über das Gesamtmodell.

Die drei unteren Teilmodelle, die Bodenprozesse (einschl. Deposition und Auswaschung) abbilden, sind noch nicht fertiggestellt. Sie wurden daher bisher, ebenso wie das Transpirationsmodell, noch nicht mit den übrigen Teilmodellen verknüpft.

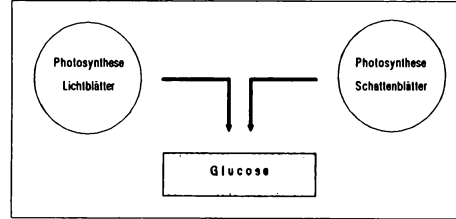
Teilmodell : Umwelt

Stellt die klimatischen Daten zur dynamischen Simulation zur Verfügung



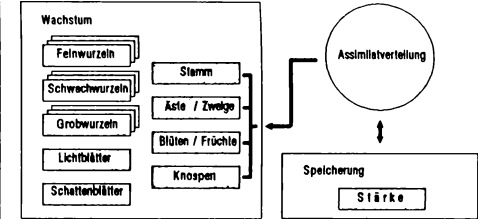
Teilmodell : Photosynthese

Simuliert die Assimilatproduktion des Baumes



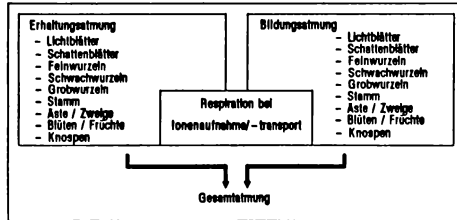
Teilmodell : Wachstum

Simuliert die Wachstums- und Entwicklungsprozesse des Baumes



Teilmodell : Atmung

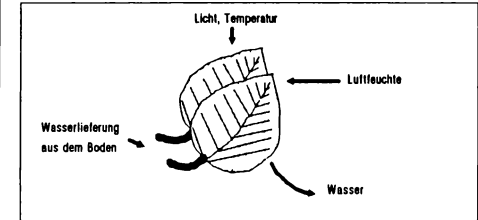
Simuliert die Atmungs Vorgänge des Baumes



Das Modell

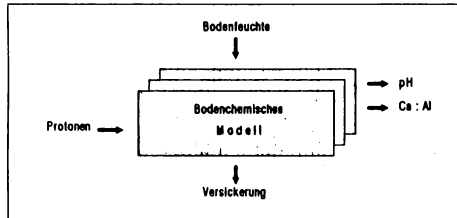
Teilmodell : Transpiration

Simuliert die Transpiration des Baumes



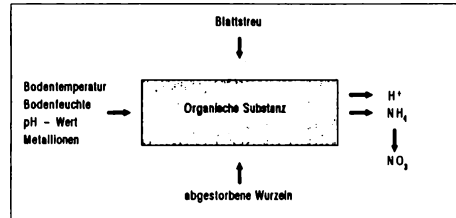
Teilmodell : Bodenchemie

Simuliert die bodenchemischen Vorgänge



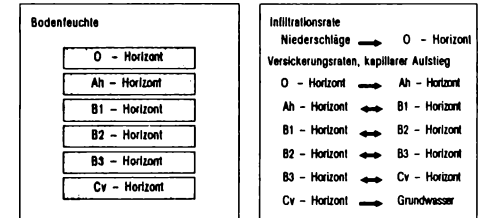
Teilmodell : Mineralisierung

Simuliert die Mineralisierungsvorgänge im Boden



Teilmodell : Bodenwasser

Simuliert den Bodenwasserhaushalt in den Horizonten O, Ah, B1, B2, B3 und Cv



3. Ergebnisse

Auf Grund der Komplexität des Modells (z.Z. ca. 325 Blöcke, ca. 380 Verbindungen) muß hier auf eine detaillierte Beschreibung der Modellstruktur (Abb. 1) und ihrer Verknüpfungen verzichtet werden. Die Quantifizierung beruht im wesentlichen auf Daten von GÄUMANN (1935), SCHULZE (1970), GÖTTSCHE (1972), MOONEY (1972), PAVLOV (1973), MITSCHERLICH (1975, 1978), PENNING DE VRIES (1975), SEIBT (1981), AMTHOR (1984), WIEDENROTH (1984), LAMBERS (1985), KAKUBARI (1986); MURACH, RAPP (mdl. Mitt.); STICKAN, WAHLE (mdl. Mitt.) und TSELNIKER et al. (1986).

Im folgenden sollen lediglich einige beispielhafte Simulationsläufe mit dem noch nicht gänzlich fertiggestellten Modell vorgestellt werden.

Randbedingungen:

- 100jähriger Buchenbestand, 250 identische Bäume pro Hektar
- Im Wochenrhythmus wechselnde Tages-Klima-Verläufe (keine Witterungsextreme, alljährliche Wiederholung der Standardjahresfolge)
- jahreszeitlich, licht- und temperaturgesteuerte Wachstumsprozesse (Laub- und Wurzelentwicklung, Photosynthese, Atmung etc.)
- hierarchische Assimilatverteilung (1. Priorität: Atmung, 2.: Laub-/Wurzelbildung, 3.: Fruktifikation, 4.: Zuwachs)
- keine biotischen Schadeinwirkungen
- alle Angaben in t/ha.

3.1 Normallauf

Der erste Lauf (Abb. 2a-c) zeigt die Entwicklungs- und Wachstumsverläufe unter 'Normalbedingungen' (= Referenzlauf, keine immissions- bzw. klimastreßbedingte Einschränkung der Photosynthese, keine Blatt- und/oder Wurzel-schädigung). Der Auf- und Abbau der Blätter und Feinwurzeln erfolgt im jährlichen Rhythmus, der Holzzuwachs beträgt durchschnittlich 5.3 t Trocken-substanz (= 9.3 Vfm). Der Zuwachs ist in Mastjahren (3. Jahr und danach alle 5 Jahre Sprengmast; 10., 20. und 30. Jahr Halbmast; 5., 15. und 25. Jahr Vollmast) und geringfügig im folgenden Jahr reduziert. Der Stärke-/Saccharidespeicher weist eine hohe Grundbelegung auf.

3.2 Blattschädigung

Im 2. Lauf (Abb. 3a-c) wird eine immissionsbedingte Schädigung der Blätter (Kleinblättrigkeit, z.T. Einrollung, jedoch keine Effizienzminderung der Photosyntheseleistung und kein/-e vorzeitige/-r Blattalterung/-abwurf) bzw. eine durch Störungen des Wuchsstoffhaushaltes bewirkte Reduktion der Blattzahl simuliert.

Es wird davon ausgegangen, daß die Biomasse der Lichtblätter erhalten bleibt (Verlagerung der Lichtkrone von der Peripherie in Richtung Kronenmitte), die der Schattenblätter dagegen geringer wird (innerhalb von 20 Jahren von 2 t auf 0.5 t TS). Gleichzeitig wird die Feinwurzelbiomasse mit fünfjähriger Verzögerung von rund 5 t auf ca. 3.5 t (TS) vermindert (Teil-Kompensation über Sproß-Wurzel-Verhältnis, gleiche Umlauftrate) und die Zweigproduktion zugunsten des Derbholzzuwachses von 11.5% auf 6.5% des Gesamtzuwachses reduziert.

Die jährliche Holzproduktion geht kontinuierlich zurück und beträgt im Schnitt nur 2.4 t TS (= 4.2 Vfm); besonders in Mastjahren wird kaum noch Zuwachs geleistet. Gleichzeitig wird die Menge gespeicherter Stärke erheblich verringert (vgl. KOZIOL 1984; PULS, RADEMACHER 1986; RADEMACHER et al. 1986).

Die Vorgabe eines qualitativ durch Untersuchungsergebnisse und Erfahrungen aus Defoliationen (z.B. Insektentotalfraß) begründeten Schwellenwertes verhindert die völlige Entleerung des Speichers, da ein starker Zugriff zugunsten der Holzproduktion sehr früh den Laub- und Feinwurzelaufbau im Folgejahr beeinträchtigen würde. Eine (immissions-) streßbedingte Störung der Assimilatallokation dergestalt, daß diese - auf noch nicht geklärten physiologischen Regulationsmechanismen des Baumes beruhende - 'Sicherung' ausgeschaltet wird, würde zum progressiven Absterben des Baumes führen.

Eine weitere Reduktion der Blattfläche/-masse bewirkt einen Wachstumsstillstand; bei einer zusätzlichen Vollmast bricht das System zusammen.

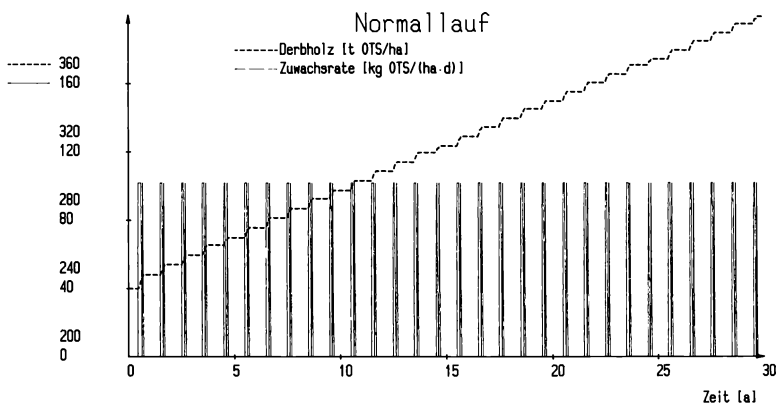
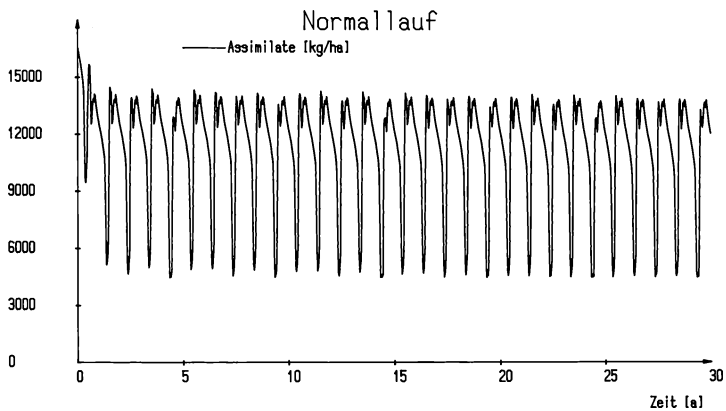
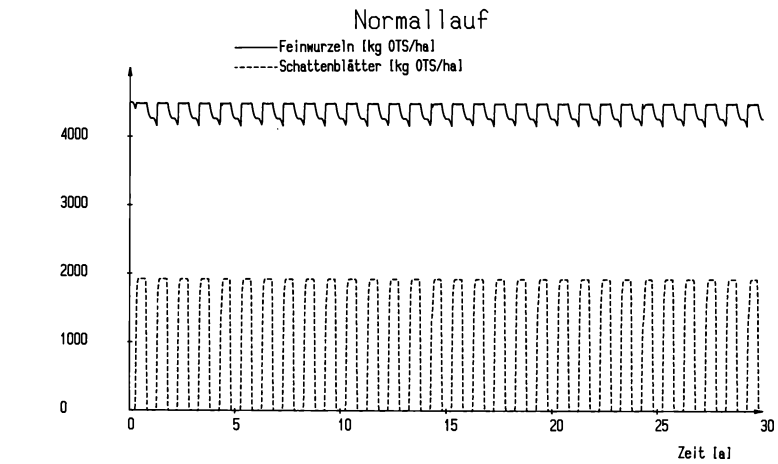


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung von Schattenblätter- und Feinwurzelsbiomassen (a), Belegung des Assimilatspeichers (b) und Zuwachsraten sowie Vorrat an Derbholz (c) unter 'Normalbedingungen'.

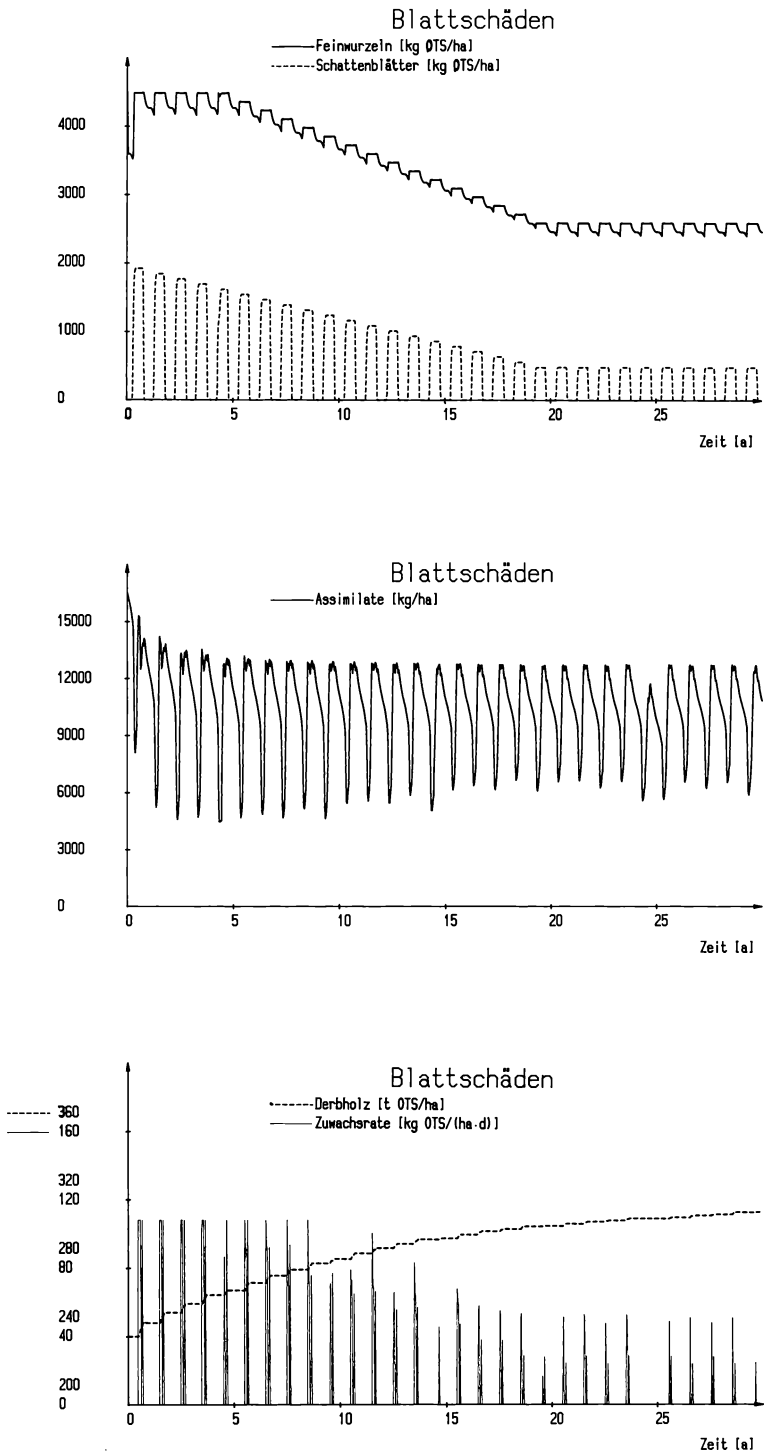


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung von Schattenblätter- und Feinwurzelbiomassen (a), Belegung des Assimilatspeichers (b) und Zuwachsraten sowie Vorrat an Derbholz (c) bei Blattschädigung/-massenreduktion.

3.3 Wurzelschädigung

Der 3. Lauf (Abb. 4a-c) demonstriert die Auswirkungen einer bodenversauerungsbedingt (sehr niedrige Ca/Al-Verhältnisse, begleitend evtl. H⁺- und Schwermetalltoxizität) erhöhten Wurzelabsterberate (Wurzelumlauf kontinuierlich innerhalb von 20 Jahren von $\frac{3}{s}$ auf $\frac{5}{s}$ pro Jahr erhöht). Der zur Aufrechterhaltung der Feinwurzelbiomasse erforderliche vermehrte Aufbau bedingt einen hohen Assimilatbedarf im Wurzelraum, der die Ausbildung der Blätter verzögert und vor allem in Mastjahren stark auf Kosten des Zuwachses geht (im Mittel 3.5 t TS (6.1 Vfm). Auch beim Assimilatspeicher ist ein Rückgang des Belegungsniveaus zu verzeichnen.

Eine weitere Erhöhung des jährlichen Wurzeldurchsatzes auf $\frac{6}{s}$ der Feinwurzelmasse führt zum beinahe vollständigen Wachstumsstillstand (Derbholz) und in Kopplung mit einer Vollmast zum Zusammenbruch des Bestandes (im fiktiven Falle einer fehlenden Rückkopplung und ohne die Möglichkeit der Wurzeln, in weniger toxische Bodenkompimente auszuweichen. Mykorrhizaeffekte/-reaktionen bleiben unberücksichtigt).

3.4 Kombinierte Schädigung

Dieser Lauf (Abb. 5a-c) simuliert die gleichzeitige Schadstoffeinwirkung über den Luft/Blatt- und den Boden/Wurzel-Pfad. Die Vorgaben vereinen die der Läufe 2 und 3.

Der Zuwachs an holziger Biomasse wird drastisch reduziert und kommt mit der Vollmast im 15. Jahr zwar praktisch zum Erliegen, das System kann jedoch noch zwölf Jahre äußerlich nahezu unverändert weiterexistieren. Erst dann vermag der Baum nach nur noch spärlichem Laubaustrieb wegen der Erschöpfung der Kohlenhydratreserven selbst die Assimilatanforderungen für die Atmung nicht mehr zu decken, er stirbt ab.

4. Diskussion

Die vorgestellten Ergebnisse demonstrieren (qualitativ) die Entwicklungs- und Wachstumsdynamik von Altbüchen sowohl unter Standardbedingungen als auch unter Immissionsbelastung.

Da im gegenwärtigen Stadium der Modellbildung die Langzeiteffekte chronischer Schadstoffbelastung an sich interessieren, wurde von der Formulierung extremer Witterungsbedingungen (noch) abgesehen, obwohl ihnen beim tatsächlichen Schadensverlauf sowohl als auslösender als auch begleitender Stressor (z.B. Trockenheit, vgl. TESKEY, HINCKLEY 1986) große, z.T. entscheidende Bedeutung zukommen kann. In den folgenden Versionen des Modells soll dieser Faktor, ebenso wie indirekte Wirkungen von Säure- und Schwermetalleinträgen (z.B. über Störungen der Dekomposition, Frostresistenzminderung, erhöhte Anfälligkeit gegenüber biotischen Schäderegern etc. - vgl. FBWL 1986) berücksichtigt werden.

Der zur quantitativen Simulation erforderliche Bezug der Daten auf eine Fläche (Hektar) bedingt beim schon jetzt erreichten Komplexitätsgrad des Modells, daß nicht einzelne, sich voneinander unterscheidende Baumindividuen, sondern nur identische 'Durchschnittsbäume' abgebildet werden können.

Real hat man es dagegen in der Regel mit einem Schädigungsmosaik zu tun: In einem Bestand können neben (äußerlich) gesund erscheinenden Individuen in unmittelbarer Nachbarschaft mittel bis stark erkrankte oder sogar abgestorbene Bäume stocken. Dies beruht je nach Situation mehr auf individuellen, genetisch fixierten Resistenzunterschieden, die sich in gegenseitiger Konkurrenz noch verstärken (Immissionen als Selektionsfaktoren, vgl. SCHOLZ 1984), oder auf kleinräumig differierenden Umweltbedingungen (Schadgaskonzentrationen, Depositionsraten, Wasser- und unter/überoptimale (N!) Nährstoffversorgung, Bodenazidität, Schädlingsbefall etc.). In der Regel stirbt ein Baum nicht an allmählicher 'Aushungerung' (s.o.), sondern vorzeitig durch den Befall typischer Sekundärschädlinge (Pilze, Bakterien, Insekten; tertiär evtl. durch Windwurf). Die genannten Stressfaktoren tragen zwar in verschiedenen Stadien zu einem beschleunigten Verfall des Systems 'Baum' bei, stellen jedoch selten die primäre Ursache für das Absterben dar, während Immissionen oft zugleich disponierenden, auslösenden und verstärkenden Charakter haben. - Weitere Möglichkeiten und Grenzen des Modells werden in SCHÄFER u. SIMON (1987) ausgeführt und diskutiert.

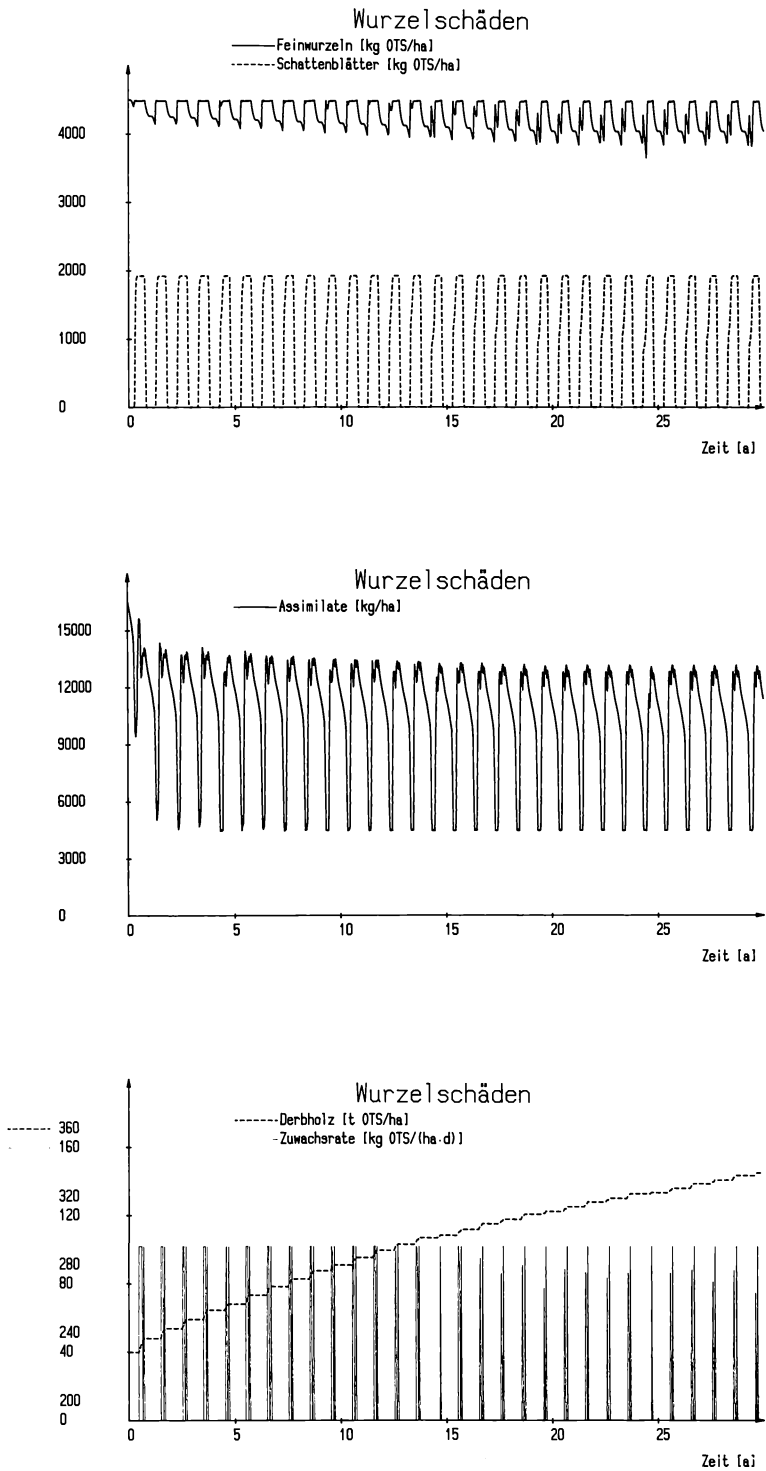


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung von Schattenblätter- und Feinwurzelsbiomassen (a), Belegung des Assimilatspeichers (b) und Zuwachsraten sowie Vorrat an Derbholz (c) bei erhöhter Wurzelabsterbe-/umsatzrate.

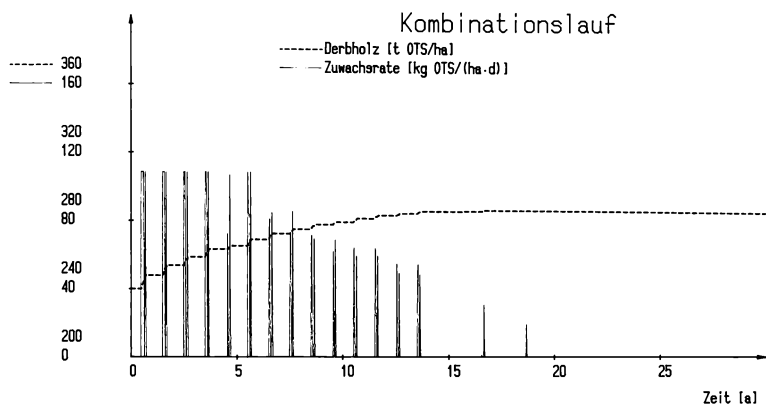
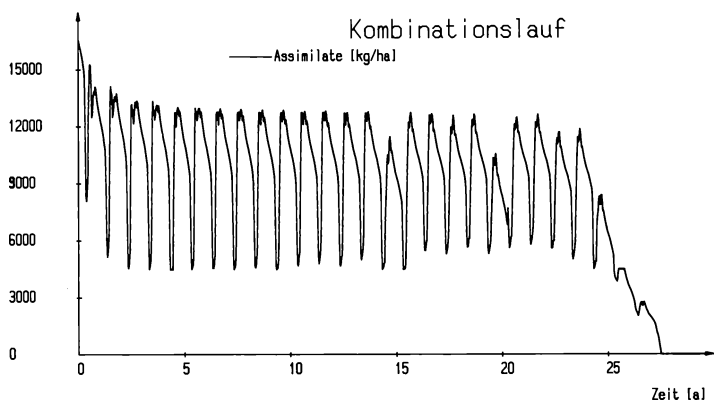
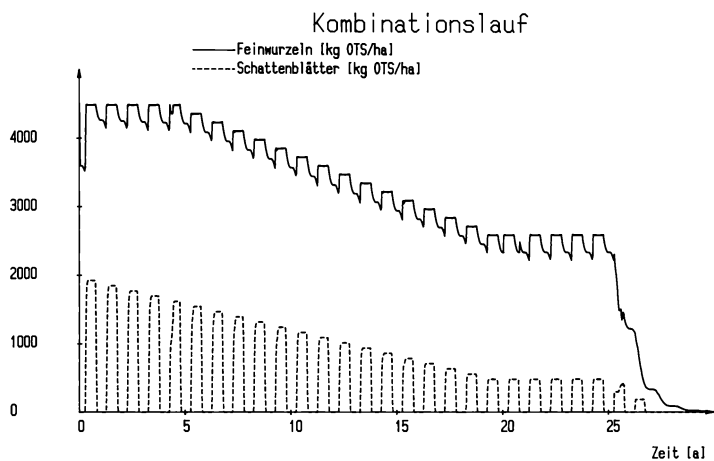


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung von Schattenblätter- und Feinwurzelsmassen (a), Belegung des Assimilatspeichers (b) und Zuwachsraten sowie Vorrat an Derbholz (c) bei kombinierter Einwirkung der Schadstoffe auf Blätter und Wurzeln.

Wir danken den Mitgliedern des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben der Universität Göttingen (geschäftsf. Leiter: B. Ulrich) für stete Diskussionsbereitschaft und die freundliche Überlassung von Daten, insbesondere W. Stickan und E. Wahle-Horstmann (Systematisch-Geobotanisches Institut), D. Murach und C. Rapp (Institut für Waldbau), A. Roloff (Forstbotanisches Institut) und P. Benecke (Institut für Bodenkunde und Waldernährung).

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen O3 7423/4 gefördert.

Literatur

- AMTHOR J.S., 1984: The role of maintenance respiration in plant growth. *Plant Cell Environ.* 7: 561-569.
- ARNDT U., KAUFMANN M., 1985: Wirkungen von Ozon auf die apparente Photosynthese von Tanne und Buche. *Allg. Forstzeitschr.* 40: 19-20.
- BEESE F., WARAGAI A., 1985: Ionenstatus und Säure-Neutralisationsverhalten von Buchenblättern. *Allg. Forstzeitschr.* 40: 1164-1166.
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten), 1986: Waldschadenserhebung 1986 (Mitteilung vom 5. Nov. 1986).
- BOSSEL H., METZLER W., SCHÄFER H. (Ed.), 1985: *Dynamik des Waldsterbens*. Berlin/Heidelberg/New York/Tokyo (Springer): 265 S.
- BREDOW B. von, 1986: Vergleichende Untersuchung der Boden-, Wurzel- und Blatt-Mineralstoffgehalte von Bäumen verschiedener Schadstufen in einem immissionsbelasteten Bestand. *Allg. Forstzeitschr.* 41: 551-554.
- ECKSTEIN D., RICHTER K., ANIOL R.W., QUIEHL F., 1984: Dendroklimatologische Untersuchungen zum Buchensterben im südwestlichen Vogelsberg. *Forstw. Cbl.* 103: 274-290.
- FBWL (Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder), 1986: 2. Bericht Mai 1986. Karlsruhe (KfA): 260 S.
- FLÜCKIGER W., BRAUN S., FLÜCKIGER-KELLER H., 1984: Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz. *Schweiz. Z. Forstwes.* 135: 389-444.
- GÄUMANN E., 1935: Der Stoffhaushalt der Buche (*Fagus silvatica* L.) im Laufe eines Jahres. *Ber. Schweiz. Bot. Ges.* 44: 157-334.
- GIESEN K., 1986: Stand der Waldschäden und Gegenmaßnahmen in den europäischen Ländern. *Allg. Forstzeitschr.* 41: 1006-1007.
- GÖTTSCHE D., 1972: Verteilung von Feinwurzeln und Mykorrhizen im Bodenprofil eines Buchen- und Fichtenbestandes im Solling. *Mitt. BFA Forst- und Holzwirtschaft Hamburg* 88: 102 S.
- KAKUBARI Y., 1986: Diurnal and seasonal fluctuations in the bark respiration of a standing *Fagus sylvatica* tree in Solling. *Proc. 18th IUFRO Congress Ljubliana*.
- KOZIOL M.J., 1984: Interaction of gaseous pollutants with carbohydrate metabolism. In: (Ed. KOZIOL J.J., WHATLEY F.R.): *Gaseous air pollutants and plant metabolism*: London (Butterworth): 251-273.
- KUMPFER W., 1986: Untersuchungen zur Mykorrhiza der Rotbuche (*Fagus silvatica* L.). Einfluß von Bodenfaktoren auf die Pilzpopulationen unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im Stammabflußbereich. Diplomarbeit Univ. Bremen: 159 S.
- LAMBERS H., 1985: Respiration in intact plants and tissues: Its regulation and dependence on environmental factors, metabolism and invaded organisms. In: (Ed. DOUCE R., DAY D.A.): *Higher plant cell respiration*. *Encycl. pl. physiol. N.S.* [Berlin/Heidelberg/New York/Tokyo (Springer)] 18: 418-473.
- MAHLER G., KLEBES J., KESSEL N., 1986: Beobachtungen über außergewöhnliche Holzverfärbungen bei der Rotbuche. *Allg. Forstzeitschr.* 41: 328.
- MEYER F.H., 1985: Die Rolle des Wurzelsystems beim Waldsterben. *Forst- Holzwirt* 40: 351-358.
- MITSCHERLICH G., 1975, 1978: *Wald, Wachstum und Umwelt*. Bd. 1, 3. Frankfurt (Sauerländer): 144 u. 352 S.
- MOONEY H.A., 1972: The carbon balance of plants. *Ann. Rev. Ecol. System.* 3: 315-346.
- MÖHRING K., 1982: Erfahren wir die Antwort der Natur? *Forstarchiv* 53: 123-128.
- OSWALD R., ZIEGLER R., 1986: Zur Frühdiagnose und Klassifizierung immissionsbedingter Schäden an Buchen. *Allg. Forstzeitschr.* 41: 698-700.
- PAVLOV M.B., 1973: Tabellen der Biomasse, der Energie- und der Bioelementgehalte der Buche in einem bodensaureren Buchenwald (Luzulo-Fagetum) des Solling. *Gött. Bodenk. Ber.* 29: 193-210.

- PENNING DE VRIES F.W.T., 1975: Use of assimilates in higher plants. In: (Ed. COOPER J.P.): photosynthesis and productivity in different environments. Cambridge (Univ. Press): 459-480.
- PULS J., RADEMACHER P., 1986: Chemische Untersuchungen an Fichten aus Waldschadensgebieten. Holz Roh- Werkstoff 44: 307-312.
- RADEMACHER P., BAUCH J., PULS J., 1986: Biological and chemical investigation of the wood from pollution-affected spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). Holzforsch. 40: 331-338.
- ROLOFF A., 1986: Morphologie der Kronenentwicklung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung möglicher neuartiger Veränderungen. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben 18: 177 S.
- ROSSET J., FLÜCKIGER W., 1986: Pollutant-microorganism relationship in the development of a new disease on the basal part of beech tree trunks. Proc. 18th IUFRO-World Congress Ljubliana Div. 2. Vol. 2: 854.
- SCHÄFER H., 1985: Bestandsaufnahme der Waldschäden und der Luftbelastungen. In: (Ed. BOSSEL H., METZLER W., SCHÄFER H.): Dynamik des Waldsterbens: 6-18.
- SCHÄFER H., METZLER W., 1987: Die Wälder sterben: Neue Ergebnisse aus alten Daten mit Hilfe der Computersimulation. Hofgeismarer Protokolle 234: 46-69.
- SCHÄFER H., SIMON K.H., 1987: Ansätze zu einer Systemanalyse und Simulation des Ökosystems Wald. Loccumer Protokolle 16: (im Druck).
- SCHOLZ F., 1984: Wirken Luftverunreinigungen auf die genetische Struktur von Waldbaumpopulationen? Forstarchiv 55: 43-45.
- SCHULZE E.D., 1970: Der CO₂-Gaswechsel der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Abhängigkeit von den Klimafaktoren im Freiland. Flora 159: 177-232.
- SCHÜTT P., SUMMERER H., 1983: Waldsterben - Symptome an Buchen. Forstw. Cbl. 102: 201-206.
- SCHÜTT P., 1985: So stirbt der Wald - Schadbilder und Krankheitsverlauf. 4. Aufl. München/Wien/Zürich: 127 S.
- SEIBT G., 1981: Die Buchen- und Fichtenbestände der Probeflächen des Sollingprojekts der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen/Nieders. Forstl. Versuchsanstalt 72: 107 S.
- TESKEY R.O., HINCKLEY T.M., 1986: Moisture: effects of water stress on trees. In: (Ed. HENNESSEY T.C., DOUGHERTY P.M., KOSSUTH S.V., JOHNSON J.D.): Stress physiology and forest productivity. Dordrecht/Boston/Lancaster (Nijhoff): 9-33.
- TSELNIKER J.L., MALKINA I.S., JAKSHINA A.M., 1986: The role of respiration in the production process of trees. Proc. 18th IUFRO Congress Ljubliana.
- ULRICH B., 1985: Interaction of indirect effects of air pollutants in forests. In: (Ed. TROYANOWSKY C.): Air pollution and plants. Weinheim (VCH): 149-181.
- WIEDEROTH E.M., 1984: Zum Konzept der Wachstums- und Erhaltungssatmung. In: (Ed. HOFFMANN P., HIEKE B.): Photosynthese: Intensität und Produktivität bei Pflanzen verschiedener Arten und Ökotypen. Coll. Pflanzenphysiol. Humboldt-Univ. Berlin 7: 331-342.
- Z'GRAGGEN S., SCHWEINGRUBER F.H., 1986: Die Buchen-Rindennekrose in Basel und Umgebung. Schweiz. Z. Forstwes. 137: 761-776.

Adresse:

Heiner Schäfer
Hartmut Bossel
Holger Krieger
Norbert Trost
Forschungsgruppe Umweltsystemanalyse
Fachbereich 17 (Mathematik)
Gesamthochschule
Mönchebergstr. 21A
D-3500 Kassel

Auswirkungen der Bodenversauerung und Schwermetallakkumulation
in Wäldern auf die CO₂-Produktion und Dekomposition der Streu

- Heiner Schäfer -

Synopsis

High rates of acid deposition in forest ecosystems cause large-scale soil acidification. Furthermore the input of heavy metals leads to their accumulation in the organic layers and the upper horizon of the mineral soil. Both strong acidic conditions and high concentrations of heavy metals are capable of reducing the amounts and activities of soil organisms and decomposition rates. This study examines to which extent some biotic properties such as carbon dioxide evolution and weight loss in forest soils are affected by low level pollution.

Forest ecosystems, heavy metal accumulation, litter decomposition, mature beech stands, microbial CO₂-production, soil acidification, soil respiration, stemflow, trunk base area.

1. Einführung

Die Freisetzung von Nährstoffen bei der Zersetzung organischer Substanz ist ein Schlüsselprozeß zur Aufrechterhaltung der biogeochemischen Kreisläufe in natürlichen (terrestrischen) Ökosystemen; ihre Rate bestimmt (neben klimatischen Einflüssen) entscheidend die Höhe der pflanzlichen Produktion.

Die Biodegradation der Streu wird weitgehend durch Mikroorganismen durchgeführt, obgleich der Bodenfauna dabei eine sehr wichtige Rolle zukommt (neuere Übersichten in: ANDERSON et al. 1984; KLUG, REDDY 1984; SEASTEDT 1984; FITTER 1985).

Während die mineralischen Bestandteile der organischen Substanz im Laufe vollständiger Mineralisierung in ionarer Form der Bodenlösung zugeführt werden - es sei denn, sie würden vorübergehend in die mikrobielle Biomasse inkorporiert oder in neu synthetisierten Huminstoffen fixiert - und damit wieder pflanzenverfügbar sind, entweicht der gebundene Kohlenstoff unter aeroben Verhältnissen letztlich als Kohlendioxid (stark vereinfacht: $(CH_2O)_n + nO_2 \rightarrow nCO_2 + nH_2O$), abgesehen von Humusbildung und Verflüchtigung gasförmiger bzw. Lösung nicht vollständig oxidierter Intermediate).

Die CO₂-Abgabe von Bodenoberflächen ('Bodenatmung') gilt daher als ein sehr geeigneter integrativer Parameter zur Charakterisierung der biologischen (Gesamt-)Aktivität am Standort (z.B. SINGH, GUPTA 1977; MÜLLER 1978, SCHLENTNER, CLEVE 1985; WEBER 1985 u.a.; dort auch Diskussion methodischer Fehler und Grenzen) bzw. im Falle relativer Homöostase als Kenngröße der Produktivität von Holozöen (HABER 1962; WALTER, BRECKLE 1983).

Da bei solchen Freilandmessungen die Respiration von Wurzeln (einschließlich Mykorrhizen) miteerfaßt wird, deren Anteil sehr variabel und schwer bestimmbar ist, wurden Methoden zur Untersuchung der CO₂-Bildung von Bodenproben im Labor entwickelt (ANDERSON 1982), die nach Entfernen der Wurzeln selektiv die mikrobienbürtige Kohlendioxid-Produktion erfassen (der direkte Beitrag der nach der Siebung verbleibenden Mikro- und Mesofauna ist vernachlässigbar gering), sowie bei Bedarf die Regulation/Elimination der sonst dominanten Temperatur- und Feuchteeffekte gestatten.

Obwohl nicht alle Abbauvorgänge mit einer CO₂-Freisetzung einhergehen und verschiedene Reaktionen zu Verfälschungen der Ergebnisse führen (s.o.), besteht in der Regel eine gute Übereinstimmung zwischen der relativ kurzfristig erhobenen CO₂-Produktion und der direkten Bestimmung des Gewichtsverlustes von Proben im Langzeitversuch (WITKAMP 1973; FLANAGAN, VEUM 1974; RAI, SRIVASTAVA 1982 u.a.). Auch zu einer Reihe von enzymatischen Aktivitäten, die spezifische Reaktionen und diskrete Teilprozesse definieren, existieren straffe Beziehungen (DUTZLER-FRANZ 1977; SCHINNER, PFITSCHER 1978; SPALDING 1980, MATHUR 1982, WILKE 1982; FRANKENBERGER, DICK 1983).

Ungestörte Ökosysteme zeichnen sich durch eine Vielzahl von Rückkopplungs- und Regelkreismechanismen aus; ihre Balance wird jedoch u.U. durch externe Faktoren empfindlich gestört, was zu Instabilitäten und Disproportionalitäten zwischen der (potentiellen) Erzeugung bzw. dem Input organischer Substanz und der Dekomposition führen kann. Dies gilt umso mehr für labile

agrarisch und forstlich genutzte Systeme, die intensiver Bewirtschaftung unterliegen. Einen solchen Streßfaktor für Biozönosen stellen (Schadstoff-) Immissionen dar, die auf alle Glieder (Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen resp. Produzenten, Konsumenten und Reduzenten) gleichermaßen direkte und indirekte negative Wirkungen ausüben können (MATHE 1982, LEVIN et al. 1984, SHEEHAN et al. 1984, TYLER 1984, VOUK et al. 1985).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Auffindung möglicher Beeinträchtigungen der Dekompositionsprozesse in emittentfernen Buchenwäldern infolge immis-sionsbedingter Bodenversauerung und Schwermetallakkumulation.

2. Probestandorte

Als Probeflächen dienten neun Altbuchenbestände in Nordhessen und Südniedersachsen, ein Bestand bei Oker (Harz) und einer in Jugoslawien. Die bestockten Böden überspannen einen weiten pH-Bereich; nach der Einteilung von ULRICH (1981) sind drei dem Al/Fe- (Fl. 1, 2, 6), einer dem Al- (Fl. 3), vier dem Austausch- (Fl. 4, 5, 7, 8), einer dem Silikat- (Fl. 9) und zwei dem Calciumcarbonat-Pufferbereich (Fl. 10, 11) zuzuordnen. (Die jeweiligen Sonderstandorte sind oft um ein bis drei Stufen in saurere Bereiche verschoben.) Entsprechend umfassen die Waldgesellschaften *Luzulo-*, *Melico-* und *Carici-*Fageten sowie ihre Übergänge; die Humusformen reichen vom typischen Moder bis zum Mull. Weitere Angaben finden sich in SCHÄFER (1987).

3. Methodischer Ansatz

"WIELER (1905) hat in seiner Arbeit darauf hingewiesen, daß man in England schon längst die am Fuße der Bäume in Rauchgebieten sich bildenden vegetationslosen Flecke [vgl. JOCHHEIM 1985, Anm. d. Verf.] beobachtet hatte, und daß z.B. von einer vom englischen Parlament im Jahre 1873 eingesetzten Rauchschädenkommission die Frage, ob an dem Fuß der Bäume noch Gras wachse, von einem Sr. R. Brooke wie folgt beantwortet wurde: 'Fast alle Bäume, besonders aber die großen, sind von einem vollständig kahlen Fleck umgeben, welcher von der vom Baum herabfließenden, alle Vegetation zerstörenden Säure herrührt. Nichts will dort wachsen. Vergeblich hat mein Gärtner versucht, ob irgend etwas darauf wachsen kann [vgl. Kulturversuche auf Baumfußerde von GERLACH 1914; GLATZEL, KAZDA 1985, Anm. d. Verf.]. Es bleibt eine kahle Fläche um alle Bäume herum.'" (STOKLASA 1923: 247).

"Die Kronen, namentlich bei Laubbäumen, haben bei älteren Bäumen einen beträchtlichen Umfang; die gesamte Regenmasse, welche auf die Krone fällt, läuft an den Zweigen und Ästen entlang und fließt schließlich als ein kleiner Strom am Stamm entlang dem umgebenden Erdreich zu [nach BENECKE (1984) bei Buchen im Jahresmittel ca. 14% des Freiflächenniederschlags, Anm. d. Verf.]. Mit dem Regenwasser gelangt die Säure in den Boden, und zwar in verhältnismäßig großer Menge, da die Säure aus einem großen Luftareal auf eine kleine Bodenmenge verteilt wird. Dieser Umstand allein kann schon erklären, warum die Vegetation unter der Traufe mehr leidet als außerhalb derselben. Auch Tau und Nebel müssen die Zufuhr von Säure zum Boden um den Baum herum begünstigen. ... Die Rauchblößen um die Bäume herum bilden sich natürlich nicht plötzlich, sondern ganz allmählich; wir dürfen ähnliche Verhältnisse deshalb auch am Fuße von Bäumen, die der Einwirkung von Rauch ausgesetzt sind, wo noch keine Rauchblößen vorhanden sind, erwarten." (WIELER 1905: 294).

"Je größer die Menge und je saurer die stammabwärts fließenden Niederschlagswasser sind, um so intensiver muß deren Wirkung, also die Bodenvergiftung, sein." (GERLACH 1914: 46).

Die angeführten Zitate demonstrieren auf eindrucksvolle Weise, daß man sich schon lange der Tatsache bewußt ist, daß Waldböden in der Regel keine homogene Substrateinheit, sondern ein kleinräumig oft stark differenziertes Mosaik unterschiedlicher Mikrostandortbereiche darstellen (vgl. auch ANDERSSON 1970, MEIWES et al. 1981, WEBSTER 1985, AMEYAN 1986). Speziell in Buchenaltbeständen und insbesondere unter Immissionsbelastung existieren nach obigen Schilderungen zwei distinkte Bodenpartien:

- die dem Einfluß des Stammablaufwassers unterliegenden Baumfußbereiche (im weiteren 'Sonderstandort' genannt),
- die nur von der Kronentraufe betroffenen stammfernen Zwischenflächenbereiche (= 'Normalstandort').

Bedingt durch die im Vergleich zum übrigen Waldboden ca. achtfach erhöhte Wasserzufuhr in den Baumfußbodenbereich (unter Annahme einer Versickerungsfläche für den Stammabfluß von je 1 m² und ausgehend von einer Kronenprojektionsfläche von 40 m² pro Baum = 250 Buchen/ha) und auf Grund nahezu gleicher oder sogar erhöhter Konzentrationen von Protonen und Schwermetallen im Abfluß- gegenüber dem Traufwasser ergeben sich für die gelösten Anteile des Bodeneintrags unter Zugrundelegung der Flußraten aus Untersuchungen verschiedener Autoren die in Tab. 1 genannten Belastungsfaktoren (versickerungsflächenbezogene Inputraten des Bestandsniederschlags Sonderstandort : Normalstandort) des Stammfußes (vgl. auch JOCHHEIM et al. 1986).

Tab. 1: Spannen der Belastungsfaktoren des Baumfußbereichs (relativ zum Normalstandort) durch die Flüssig-Phase.

Die Gesamtbelastung reduziert sich prozentual um den Anteil des Streufalls am Bodeninput (Angaben dazu nach SCHULTZ, MAYER 1985).

* Protonendeposition, nicht H^+ -Äquivalente; ** MAYER 1981; *** SCHULTZ, MAYER, mdl. Mitt.

Autoren	MAYER (1981)	BLOCK, BARTELS (1985)	SCHULTE (1985)	GODT (unpubl.)	KAZDA (1986)	Anteil der Fest- phase (Streufall) am Bodeneintrag (%)
Element						
Pb	13	3 - 30	32	2 - 14	18	25
Cu	6	1 - 7	28	4 - 9	14	31
Cr	10	3 - 15	38	-	-	69
Cd	7	3 - 14	34	3 - 8	23	24
Ni	6	2 - 20 (-100)	41	-	15	55**
Zn	18***	-	26	3 - 13	-	23
H^+	-	19 - 88	37	8 - 18	-	-

Diese stark erhöhte Säure- und Schwermetalldeposition führt zu drastischen Veränderungen des physikalischen und chemischen Bodenzustandes (Mineralzusammensetzung, pH, GBL, Ake, Reservefraktionen; Übersichten in GLATZEL et al. 1986; GLAVAČ, KOENIES 1986; JOCHHEIM et al. 1986, SCHÄFER 1986, 1987), zur Akkumulation von Schwermetallen (KOENIES 1985; GLATZEL et al. 1986; JOCHHEIM et al. 1986; SCHÄFER 1986, 1987; WITTIG, WERNER 1986), zum Wandel der Vegetation und Pflanzenartengarnitur (JOCHHEIM 1985; NEITE, RUNGE 1986), zu Schädigungen der Baumwurzeln und Störungen der Mykorrhizierung (GERKE 1985; KUMPFER, HEYSER 1986, SCHÄFER 1987) und zu gravierenden Beeinträchtigungen der Nitrifikation (SCHÄFER 1986, 1987) im Sonderstandort.

GLAVAČ et al. (1985) und JOCHHEIM et al. (1986) entwickeln unter Einbeziehung der Ergebnisse von WITTIG (1986) die Methodik der Baumfußuntersuchungen zu einem Konzept, das Aussagen über die relative (kumulative) Belastungssituation von Waldgebieten und Regionen gestattet (die Standortsdifferenzierung geschieht nur bei Schadstoffeintrag), und mit dem die zukünftige Entwicklung der jeweiligen Pedo- und Biosphäre bei anhaltender Immission (Deposition von Säurebildnern und Spurenelementen) näherungsweise prognostiziert werden kann (Indikatorfunktion).

Mit diesem Ansatz soll nun untersucht werden, ob sich sowohl durch den direkten Paar-Vergleich der beiden unterschiedlich kontaminierten Probenkollektive als auch durch eine gradientenanalytische Auswertung hinsichtlich verschiedener Kenngrößen und Reduktionsfaktoren Hinweise auf eine immissionsbedingte Streuabbauverzögerung herleiten lassen.

4. Analysemethoden

- Streuschwund im Freiland: mit standortsbürtigem getrocknetem Material aus dem O_f -Horizont gefüllte 'Ausleger' (Einzelheiten in SCHÄFER 1987)
- Bestimmung des Gewichtsverlustes im Labor: SCHÄFER (1986, 1987)
- CO_2 -Produktion: Weckglasmethode. Gesiebter Boden, $2/3$ MWK, 20-21 °C (Näheres: SCHÄFER 1987)
- pH(H_2O): Messung mit Glaselektrode in Bodensuspension (Boden : Wasser 1 : 5)
- pH(KCl): wie pH(H_2O) nach Zugabe einer Spatelspitze KCl
- Gesamt-C: Nasse Veraschung
- Schwermetalle: 2n HCl-Auszug. Nach SCHÄFER (1987) wird Blei damit nahezu vollständig erfaßt, während vom Kupfer nur ca. 53% der Gesamtgehalte extrahiert werden. Bestimmung mittels Flammen-AAS (Perkin-Elmer 3030)
- Übrige Methoden: SCHÄFER (1987).

5. Statistische Verfahren

Die Auswertung der Daten erfolgte mit SPSS 8. Zur Prüfung auf Mittelwerts- und Verteilungsunterschiede diente der Wilcoxon-Test für Paardifferenzen bzw. der KS-Test.

Stochastische Zusammenhänge zwischen den Parametern sollten durch die Anwendung einfacher und multipler linearer Regressionsanalysen aufgedeckt werden (Näheres in SCHÄFER 1987).

6. Ergebnisse

Wegen der gebotenen Kürze muß an dieser Stelle auf die nähere Darstellung von Einzelergebnissen verzichtet werden (ausführliche Wiedergabe und Diskussion in SCHÄFER 1987). An ausgewählten Beispielen sollen lediglich einige wichtige Zusammenhänge, die sich aus der Untersuchung ergeben, verdeutlicht werden.

Bei der Auswertung der Gewichtsverlustraten der Streuexponate ($n = 260$) zeigt sich, daß gleiches Material im Normalstandort in der Regel schneller zersetzt wird als am Baumfuß, was auf eine infolge höherer Säure- und Schwermetallkonzentrationen verringerte Dekompositionspotenz des Sonderstandortes schließen läßt.

Die schlechtere Substratqualität des Materials aus dem stammnahen gegenüber dem aus dem stammfernen Bereich führt nur auf den basenreichen Probeflächen zu niedrigeren Abbauraten; bei den ohnehin sauren Böden ergeben sich entweder keine Unterschiede oder sogar leicht höhere Schwundraten der baumfußbürtigen Streu am Sonder- im Vergleich zum Normalstandort, was auf adaptierte Mikroorganismenpopulationen am Baumfuß hindeutet (die Maschenweite von 40 μm gestattet nur der Mikroflora und -fauna und allenfalls Teilen der Mesofauna im Ei- und Larvenstadium den Zutritt in die Ausleger). Die Bestimmung des Gewichtsverlustes von Proben im Labor bestätigt diese Befunde.

Korrelationsberechnungen mit den einzelnen Streuexponaten der jeweiligen Flächen und Standorte zeigen nur bei Teilkollektiven und dort auch nur relativ schwache Abhängigkeiten der Abbauleistung vom pH-Wert; Schwermetalleinflüsse können mit dem gewählten experimentellen Ansatz nicht isoliert bzw. eruiert werden. Offensichtlich spielen jedoch die besonderen physikalischen Bedingungen (Feuchte- und Temperaturregime) des Sonderstandortes (BOGDAN 1977, PIASECKI 1977, TÜXEN 1977) und ihre kleinräumige Variation im Normalstandort ebenfalls eine Rolle für das Degradationsvermögen (eingehende Besprechung dieser und weiterer Faktoren in SCHÄFER 1987).

Die Prüfung auf statistische Zusammenhänge zwischen dem Gewichtsverlust des im Labor inkubierten Materials aus den Fermentationslagen und dem Oberboden und den Säure- bzw. Schwermetallkonzentrationen ergab in mehreren Fällen gesicherte Beziehungen: Sowohl hohe Protonen- als auch hohe Blei- bzw. Kupferkonzentrationen gehen mit einer Reduktion der Dekomposition einher. Die zu geringe Probenzahl ($n = 120/60$) erlaubt bei dem multifaktoriellen Wirkungsgefüge zwar keine definitive Aussage darüber, welche Bedeutung diesen drei im vorliegenden Fall untereinander stark verbundenen Parametern im einzelnen zukommt (evtl. Kombinationswirkung?), partielle Korrelationen weisen jedoch den pH-Wert (als Integrator der bodenchemischen Zustände und Bedingungen) als dominierende Steuergröße aus. Zwischen den Gewichtsverlust-Raten und der Höhe der CO_2 -Produktion besteht (meist) weitgehende Koinzidenz ($r > 0.7$).

Die größere Anzahl von Proben ($n = 360$) gestattet allerdings eine differenziertere Interpretation.

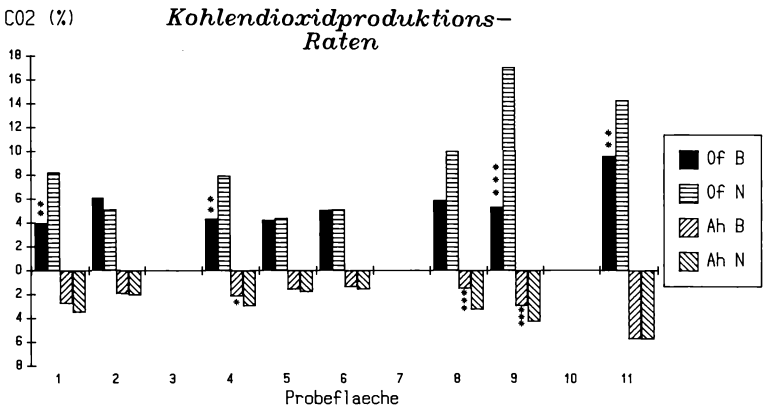


Abb. 1: Prozentuale Anteile des ursprünglich in der organischen Substanz festgelegten (Gesamt-)Kohlenstoffs, die im Laufe von 100 Tagen als CO_2 freigesetzt wurden. Jede Säule repräsentiert ein arithmetisches Mittel von 10 Einzelproben (V_x durchschnittlich 30%) mit jeweils drei Parallelmessungen. Of/Ah = Horizonte; B = Baumfuß, N = Normalstandort. Die Sterne kennzeichnen statistisch signifikante Unterschiede zwischen B und N: ***: Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha \leq 0.1\%$; **: $\alpha \leq 1\%$; *: $\alpha \leq 5\%$. Bei zwei Flächen (7, 10) liegen nur Werte für Frischboden ohne Wassergehaltseinstellung und höhere Bebrütungstemperatur vor; dabei waren die Respirationsraten im Normalstandort stets höher als am Baumfuß. Auf Fläche 3 wurde lediglich der Gewichtsverlust bestimmt.

Abb. 1 zeigt die Kohlendioxidproduktionsraten der untersuchten Flächen und standorte. Da sich Fläche 5 durch eine extreme Schwermetallkontamination hervorhebt (Oker/Harz; bis zu 5 600 mg/kg Pb, 450 mg/kg Cu, 40 mg/kg Cd, 3000 mg/kg Zink) und daher nicht mit den anderen Flächen vergleichbar ist, wurde sie bei der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt. Daß in diesem toxischen Milieu überhaupt noch eine Zersetzung der Streu stattfindet - wenn auch mit der geringsten Rate aller untersuchten Flächen (die angegebenen Werte für die CO₂-Freisetzung sind wegen abweichender Probenverarbeitung gegenüber den anderen sogar noch überhöht) - ist wohl auf die Selektion säure- und schwermetalltoleranter/-resistenter Mikrobenstämme (bei relativ hohen entgiftend wirkenden Magnesiumkonzentrationen, SCHÄFER 1987) zurückzuführen (Übersichten zu Anpassungsmechanismen bei OLSON 1984; PADAN 1984; SUMMERS 1984; WOOD 1984; DUXBURY 1985; GRANT, LONG 1985; WOOD, WANG 1985).

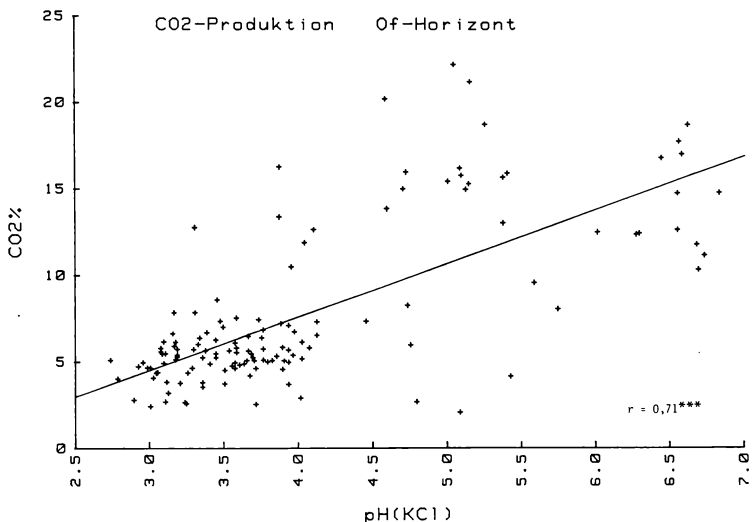


Abb. 2: Abhängigkeit der CO₂-Produktionsraten aller Proben aus dem Of-Horizont vom pH(KCl)-Wert.

Die CO₂-Abgabe ist im nicht vom Stammbaufwasser beeinflussten Boden entweder - z.T. erheblich - höher als im Baumfußbereich oder zumindest gleich hoch; außerdem steigt sie mit zunehmender Basenversorgung/-sättigung an. Die sich schon dabei abzeichnende Abhängigkeit der CO₂-Entbindung vom pH-Wert ist in Abb. 2 für die Gesamtheit der Proben aus der Vermoderungsschicht dargestellt. Der Trend zu niedrigeren Raten bei ansteigender Protonenkonzentration ist unverkennbar und statistisch hochsignifikant. Im Ah-Horizont ergibt sich eine sehr ähnliche Beziehung ($r = 0.79$); bei Teilkollektiven sind die Korrelationskoeffizienten in der Regel noch höher (vgl. auch WÖLLING 1985). Die erheblichen Streuungen der Einzelwerte zeigen allerdings deutlich, daß die Höhe der CO₂-Bildung auch noch von anderen Parametern gesteuert wird.

In Abb. 3 ist der Zusammenhang zwischen der Kohlendioxidproduktion und den Bleigehalten aller Proben aus der Fermentationslage wiedergegeben. Bei niedrigen Bleikonzentrationen ist die Spanne der CO₂-Abgaberaten sehr groß und offensichtlich nur durch andere Faktoren, vornehmlich die Azidität, bestimmt. Mit wachsenden Bleigehalten wird die Spanne der (möglichen) CO₂-Produktion jedoch zunehmend geringer und wahrscheinlich durch die toxische Wirkung des Bleis (?) begrenzt (zur Frage des 'non-effect-levels' bzw. des Schwellenwertes siehe SCHÄFER 1987). Diese Feststellung hat ebenso für den Oberboden, in dem die kohlenstoffbezogenen Schwermetallgehalte meist höher liegen, Gültigkeit.

Da die Bleigehalte mit denen des Kupfers eng gekoppelt sind (Of: $r = 0.72$, Ah: $r = 0.88$), erhält man dafür (CO₂% und Cu) ein entsprechendes Punkte-/Korrelationsdiagramm. Auf welches der beiden Metalle die Hemmung vorwiegend zurückgeht, oder ob sie auf der gemeinsamen Wirkung beruht, kann mit dem verwendeten Versuchsansatz nicht entschieden werden.

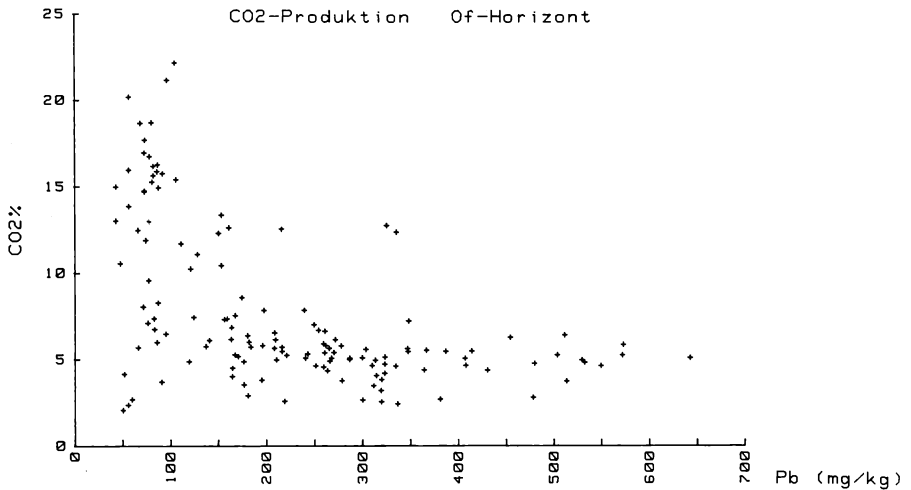


Abb. 3: Zusammenhang zwischen der Höhe der CO_2 -Freisetzung aller O_f -Proben und den Bleigehalten (maximale Cu-Konzentration 85 mg/kg).

Vergleichbare Verhaltensmodi gegenüber Säure- und Pb- bzw. Cu-Belastungen finden sich bei der Nitrifikation (SCHÄFER 1986, 1987). CO_2 -Produktion und autotrophe (/heterotrophe?) Nitratbildung erweisen sich damit als ähnlich streßempfindliche mikrobiologische Meßgrößen; das Ausmaß ihrer Reduktion eignet sich offensichtlich als - allerdings unspezifisches - Beurteilungskriterium für Bodenkontaminationen. Dies bestätigt die Ergebnisse von DOMSCH (1984), nach denen beide Parameter eine Mittelstellung hinsichtlich ihres ökotoxikologischen 'Zeigerwertes' einnehmen und (bei Pestizid-Applikationen) gleiche Sensitivitätsfaktoren zugeordnet bekommen wie Keimzahl- und Biomassebestimmungen von Bakterien, Pilzen und Actinomyceten.

Zwischen den in der Regel mäßigen Cr-, Cd-, Ni- und Zn-Konzentrationen der Proben und der Dekomposition (gemessen als Gewichtsverlust und CO_2 -Produktion) ergeben sich keine oder nur schwache Beziehungen. Gelegentlich auftretende 'positive' Einflüsse (vgl. z.B. den neutralen Bereich in Abb. 4) beruhen evtl. auf einer kompensatorischen metabolischen Stimulation subtoxischer Dosen, von der auch andere Autoren berichten (TYLER 1981; BABICH, STOTZKY 1982; BRUNNER, SCHINNER 1984; GRÜN 1984, vgl. auch NECKER, KUNZE 1986), dürften aber zumindest bei niedrigen Cu- und Zn-Gehalten auch auf Grund einer echten Förderung durch diese für Mikroorganismen zugleich essentiellen Elemente zustande kommen.

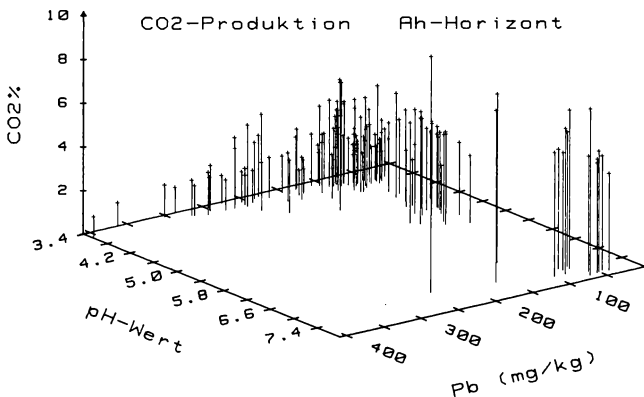


Abb. 4: Kombinierte Darstellung der Beziehungen zwischen der CO_2 -Bildung sowie den Blei- und (aktuellen) Bodensäurekonzentrationen aller Proben des A_h -Horizontes.

Abb. 4 veranschaulicht den kombinierten Einfluß der Metallgehalte und der Säurekonzentration auf die CO_2 -Freisetzung im Oberboden (nahezu kongruente verhältnisse im O_f -Horizont). Da die Protonen- und Schwermetalleinträge sehr oft miteinander verknüpft sind, finden sich erhöhte Pb- und Cu-Gehalte vorwiegend bei niedrigen pH-Werten (im Sonderstandort), so daß deren isolierte Wirkung - wenn es nicht ohnehin eine additive oder synergistische ist - kaum bestimmt werden kann. Bei hohen pH-Werten haben die gefundenen Metallkonzentrationen jedenfalls (noch) keine Beeinträchtigungen des Streuabbaus zur Folge. In Kopplung mit niedrigen pH-Werten (erhöhte Schwermetallverfügbarkeit) scheinen dagegen selbst von den vorhandenen Pb- und Cu-Gehalten schon ausgeprägte Hemmwirkungen auszugehen (Gradient bei Proben mit $\text{pH} < 4$).

7. Diskussion und Ausblick

Eine Minderung der Dekompositionsrate (bestimmt an Hand verschiedener Indizes) unter Protoneneinwirkung wird zwar durch eine Reihe von Arbeiten belegt (COLEMAN 1983; CHANG, ALEXANDER 1984; POPOVIC 1984, BROWN 1985, BERG 1986b, SCHÄFER 1986, 1987 u.a.), kann aber - wie auch im vorliegenden Fall bei einigen ohnehin stark sauren Flächen mit schon verarmten säuretoleranten Artengarnituren - nicht unter allen Umständen nachgewiesen werden (z.B. KILLHAM et al. 1983; JOHNSON, TODD 1984; KELLY, STRICKLAND 1984; BERG 1986a); die Reaktion (Hemmung, kein meßbarer Effekt, Stimulation) ist unter anderem stark von Bodenart und -typ (BITTON, BOYLAN 1985; ÖHLINGER 1986) sowie den jeweiligen Säure-Anionen (BEWLEY, STOTZKY 1983) abhängig.

Eine Verzögerung der Streuersetzung durch Schwermetalle ist ebenfalls mehrfach sowohl durch Studien an stark kontaminierten Standorten als auch durch Belastungsexperimente in Labor und Freiland dokumentiert (Übersichten in SMITH 1981; TYLER 1981, 1984; BABICH, STOTZKY 1982, 1985; DOELMAN, HAANSTRA 1984; DOMSCH 1985, SCHÄFER 1986, 1987), wengleich die dort auftretenden sowie applizierten Konzentrationen resp. Mengen, von denen an Reduktionen festgestellt wurden, oft weit über denen dieser Untersuchung liegen.

Dies erklärt sich z.T. daraus, daß meist hohe pH-Werte vorlagen. Zunehmende Bodenazidität erhöht die Löslichkeit vieler Schwermetallarten und verstärkt allein schon hierdurch deren Toxizität, führt allerdings durch andere Mechanismen (Auswaschung schwermetall-antagonistisch wirksamer basischer (insbesondere Magnesium) Kationen, direkte Einwirkung auf physiologische Prozesse u.a.) noch zu einem zusätzlichen Streß für Mikroorganismen, der evtl. sogar überadditiven Charakter bekommen kann. Diese Kombinationswirkung (s.o.) geht auch aus den Angaben von MOLONEY et al. (1983), TYLER (1983) sowie BABICH u. STOTZKY (1985) hervor.

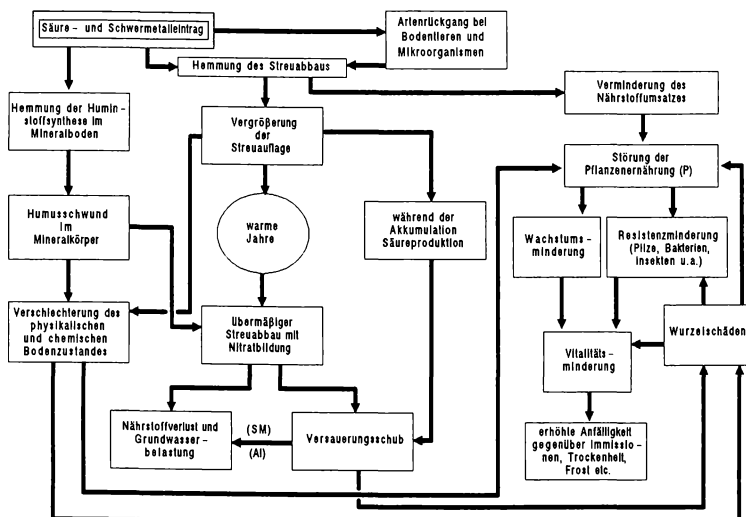


Abb. 5: Schema möglicher Ökosystemarer Kausalketten bei der Einwirkung toxischer Protonen- und Schwermetallkonzentrationen auf die Dekomposition der abgestorbenen organischen Substanz. Direkte Säure- und Schwermetallwirkungen auf Pflanze und Boden sind nicht berücksichtigt.

Die dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, daß es bei anhaltendem Säure- und Schwermetalleintrag in Waldökosystemen selbst in industriiefernen Regionen zu Störungen der Dekomposition kommen kann. Einige mögliche Konsequenzen sind in Abb. 5 zusammengestellt (eingehende Besprechung und Literaturnachweise in SCHÄFER 1987). Limitierte pflanzliche Produktion als Folge eines Stickstoff- (und Schwefel-) Mangels ist durch die mit der Säuredeposition verbundene hohe N- (und S-) Deposition, die die jährliche Festlegung im Zuwachs bei weitem übersteigt (MATZNER 1986) und diesen sogar kurzfristig stimuliert, vorerst nicht zu erwarten (eher Ionenungleichgewichte (relatives Defizit an Mg, Ca, K, P, Zn, Mo, B u.a.) in Boden und Pflanze, Mykorrhizaschäden, Verschiebungen im Sproß-Wurzelverhältnis, Minderung der Frostresistenz, Erhöhung der Anfälligkeit gegen biotische Schaderreger etc., vgl. MEYER 1985, NIHLGARD 1985, FBWL 1986, MOHREN et al. 1986).

Die (mögliche) Hemmung der Phosphormineralisation (bzw. daran beteiligter Enzyme) und -verfügbarkeit durch niedrige pH-Werte (FRANKENBERGER, JOHANSON 1982; HÜTERMANN 1983; COLE, STEWART 1983) bzw. erhöhte Schwermetallgehalte (JUMA, TABATABAI 1977; FREEDMAN, HUTCHINSON 1980; TYLER 1981, MATHUR 1982) könnte jedoch auf lange Sicht zur Unterversorgung mit diesem Nährstoff führen (der damit als wachstumsbegrenzender Faktor den forstlichen Ertrag mindern dürfte), da (im Gegensatz zu N und S) keine Kompensation durch vermehrten anthropogenen Eintrag erfolgt. Erste Anzeichen dafür wurden bereits gefunden (SCHÄFER 1987).

Ich danke R. Wölling für die Unterstützung bei den Analysen und Dr. H. Jochheim für seine Hilfe bei der statistischen und graphischen Aufbereitung der Daten. Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen O3 7310 6 (Projektleiter: Prof. Dr. V. Glavač) gefördert.

Literatur

- AMEYAN O., 1986: Soil heterogeneity and soil sampling: a statistical study of two land facets in northern Nigeria. *Int. J. Environ. Stud.* 28: 33-40.
- ANDERSON J.M., RAYNER A.D.M., WALTON D.W.H. (Ed.), 1984: Invertebrate - microbial interactions. *Brit. Mycol. Soc. Symp.* [Cambridge (Univ. Press)] 6: 352 p.
- ANDERSON, J.P.E., 1982: Soil respiration. In: (Ed. PAGE A.L., MILLER R.H., KEENEY D.R.): *Methods of soil analysis*, 2. Chemical and microbiological properties. 2nd ed. *Agron. Monogr.* 9: 831-871.
- ANDERSSON F., 1970: Ecological studies in a scanian woodland and meadow area, Southern Sweden. I. Vegetational and environmental structure. *Opera Bot.* (Lund) 27: 190 p.
- BABICH H., STOTZKY G., 1982: Gaseous and heavy metal air pollutants. In: (Ed. BURNS R.G., SLATER J.H.): *Experimental microbial ecology*. Oxford (Blackwell): 631-670.
- BABICH H., STOTZKY G., 1985: Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecological processes: a review and potential application to regulatory policies. *Environ. Res.* 36: 111-137.
- BENECKE P., 1984: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. *Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen/Nieders. Forstl. Versuchsanstalt* 77: 159 S.
- BERG B., 1986a: The influence of experimental acidification on nutrient release and decomposition rates of needle and root litter in the forest floor. *For. Ecol. Managem.* 15: 195-213.
- BERG B., 1986b: The influence of experimental acidification on needle litter decomposition in a *Picea abies* L. forest. *Scand. J. For. Res.* 1: 317-322.
- BEWLEY R.J.F., STOTZKY G., 1983: Anionic constituents of acid rain and microbial activity in soil. *Soil Biol. Biochem.* 15: 431-437.
- BITTON G., BOYLAN R.A., 1985: Effect of acid precipitation on soil microbial activity: I. Soil core studies. *J. Environ. Qual.* 14: 66-69.
- BLOCK J., BARTELS U., 1985: Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. *Forschung Beratung C* 39: 325 S.
- BOGDAN J., 1977: Roslinosc wystepujaca w poblizu pni drzew na tle skladu i struktury runa lasow bukowych. *Prace mag. wykonano Zakl. Ekol. Ochrony Srodowiska UAM w Poznaniu*.
- BROWN K.A., 1985: Acid deposition: effects of sulphuric acid at pH 3 on chemical and biochemical properties of bracken litter. *Soil Biol. Biochem.* 17: 31-38.
- BRUNNER I., SCHINNER F., 1984: Einfluß von Blei und Cadmium auf die mikrobielle Aktivität eines Bodens. *Bodenkultur* 35: 1-12.

- CHANG F.-H., ALEXANDER M., 1984: Effects of simulated acid precipitation on decomposition and leaching of organic carbon in forest soils. *Soil Sci.* 138: 226-234.
- COLE C.V., STEWART J.W.B., 1983: Impact of acid deposition on P cycling. *Environ. Exp. Bot.* 23: 235-241.
- COLEMAN D.C., 1983: The impact of acid deposition on soil biota and C cycling. *Environ. Exp. Bot.* 23: 225-233.
- DOELMAN P., HAANSTRA L., 1984: Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors. *Plant Soil* 79: 317-327.
- DOMSCH K.H., 1984: Die Nitrifikationshemmung als ökotoxikologisches Belastungskriterium. *VDLUFA-Schriftenr.* 11: 48-54.
- DOMSCH K.H., 1985: Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie. *Mat. Umweltforsch. [Stuttgart/Mainz (Kohlhammer)]* 13: 65 S.
- DUTZLER-FRANZ G., 1977: Beziehungen zwischen der Enzymaktivität verschiedener Bodentypen, der mikrobiellen Aktivität, der Wurzelmasse und einigen Klimafaktoren. *Z. Pflanzen-ernähr. Bodenk.* 140: 351-374.
- DUXBURY T., 1985: Aspects of heavy metal responses in microorganisms. In: (Ed. MARSHALL K.C.): *Advances in microbial ecology. [New York (Plenum)]* 8: 185-235.
- FITTER A.H. (Ed.), 1985: Ecological interactions in soil, plants, microbes and animals. *Brit. Ecol. Soc. Spec. Publ.* 4: 451 p.
- FLANAGAN P.W., VEUM A.K., 1974: Relationships between respiration, weight loss, temperature and moisture in organic residues on tundra. In: (Ed. HOLDING A.J. et al.): *Soil organisms and decomposition in tundra. Stockholm (Tundra Biome Steering Comm.)*: 249-277.
- FRANKENBERGER W.T., JOHANSON J.B., 1982: Effect of pH on enzyme stability in soils. *Soil Biol. Biochem.* 14: 433-437.
- FRANKENBERGER W.T. jr., DICK W.A., 1983: Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *J. Soil Sci. Soc. Am.* 47: 945-951.
- FREEDMAN B., HUTCHINSON T.C., 1980: Effects of smelter pollutants on leaf litter decomposition near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario. *Can. J. Bot.* 58: 1722-1736.
- FORSCHUNGSBEIRAT Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder (FBWL), 1986: 2. Bericht Mai 1986. Karlsruhe (KfA): 260 S.
- GERKE H., 1985: Hydrologie. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 42: 186-204.
- GERLACH C., 1914: Der Ursprungsnachweis der Rauchsäuren in den an Baumstämmen abfließenden Niederschlagswässern mittels eines selbsttätigen Separators und der Einfluß dieses sauren Wassers auf den Boden. In: (Ed. WISLICENUS H.): *Sammlung von Abh. über Abgase und Rauchschäden [Berlin (Parey)]* 9: 56 S. [1985 als Reprint erschienen: *Waldsterben im 19. Jahrhundert, Düsseldorf (VDI)*].
- GLATZEL G., KAZDA M., 1985: Wachstum und Mineralstoffernährung von Buche (*Fagus sylvatica*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) auf versauertem und schwermetallbelastetem Bodenmaterial aus dem Einsickerungsbereich von Stammabflußwasser in Buchenwäldern. *Z. Pflanzen-ernähr. Bodenk.* 148: 429-438.
- GLATZEL G., KAZDA M., LINDEBNER L., 1986: Die Belastung von Buchenwaldökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. *Düsseldorfer Geobot. Koll.* 3: 15-32.
- GLAVAČ V., JOCHHEIM H., KOENIES H., RHEINSTÄDTER R., SCHÄFER H., 1985: Einfluß des Stammablaufwassers auf den Boden im Stammfußbereich von Altbuchen in unterschiedlich immissionsbelasteten Gebieten. *Allg. Forstztschr.* 40: 1397-1398.
- GLAVAČ V., KOENIES H., 1986: Kleinräumige Verteilung der pflanzenaufnehmbaren Mineralstoffe in den vom Stammablaufwasser beeinflussten Bodenbereichen alter Buchen verschiedener Waldgesellschaften. *Düsseldorfer Geobot. Koll.* 3: 3-13.
- GRANT W.D., LONG P.E., 1985: Environmental microbiology. In: (Ed. HUTZINGER O.): *The handbook of environmental chemistry 1 D: The natural environment and the biogeochemical cycles. Berlin/Heidelberg/New York/Tokyo (Springer)*: 125-237.
- GRÜN I., 1984: Cadmium und Bodenmikroorganismen. *Diss. Univ. Gießen*: 105 S.
- HABER W., 1962: Über Zusammenhänge zwischen der Produktivität eines Pflanzenbestandes und der Bodenatmung. In: (Ed. LIETH H.): *Die Stoffproduktion der Pflanzendecke. Stuttgart (Fischer)*: 109-116.
- HÜTTERMANN A., 1983: Immissionssschäden im Bereich der Wurzeln von Waldbäumen. *LÖLF-Mitt. Sonderh. Immissionsbelastungen von Waldökosystemen [erw. Neuaufl.]*: 10a-14a.

- JOCHHEIM H., 1985: Der Einfluß des Stammablaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldbestände. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben 13: 226 S.
- JOCHHEIM H., SCHÄFER H., KOENIES H., GLAVAČ V., EBBEN U., HAKES W., 1986: Immissionsbedingte Veränderungen des Bodenmineralstoffhaushaltes in industriefernen Waldgebieten Nordwest-Jugoslawiens. Proc. IUFRO, Ljubljana: 18 S.
- JOHNSON D.W., TODD D.E., 1984: Effects of acid irrigation on carbon dioxide evolution, extractable nitrogen, phosphorus, and aluminium in a deciduous forest soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 664-666.
- JUMA N.G., TABATABAI M.A., 1977: Effects of trace elements on phosphatase activity in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 343-346.
- KAZDA M., 1986: Untersuchung von Schwermetalldepositionsvorgängen aus Analysen fraktionell gesamelter Stammablußproben und Jahresgang der Schwermetalldeposition in einem Buchen-waldökosystem des stadtnahen Wienerwaldes. Diss. Univ. Bodenkultur Wien: 147 S.
- KELLY J.M., STRICKLAND R.C., 1984: CO₂-efflux from deciduous forest litter and soil in response to simulated acid rain treatment. Water, Air, Soil Poll. 23: 431-440.
- KILLHAM K., FIRESTONE M.K., Mc COLL J.G., 1983: Acid rain and soil microbial activity: effects and their mechanisms. J. Environ. Qual. 12: 133-137.
- KLUG M.J., REDDY C.A. (Ed.), 1984: Current perspectives in microbial ecology. Washington (Am. Soc. Microbiol.): 710 p.
- KOENIES H., 1985: Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fußbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und im Oberboden. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben 9: 288 S.
- KUMPFER W., HEYSER W., 1986: Effects of stemflow on the mycorrhiza of beech (*Fagus sylvatica* L.). In: (Ed. GIANINAZZI-PEARSAN V., GIANINAZZI S.): Physiological and genetical aspects of mycorrhizae. Paris (INRA): 745-750.
- LEVIN S.A., KIMBALL K.D., Mc DOWELL W.H., KIMBALL S.F. (Ed.), 1984: New perspectives in ecotoxicology. Environ. Managem. 8: 375-442.
- MATHE P., 1982: Artenschwund auch durch Luftverunreinigungen. LÖLF-Mitt. 7: 33-36.
- MATHUR S.P., 1982: The role of soil enzymes in the degradation of organic matter in the tropics, subtropics and temperate zones. Proc. 12 Int. Soc. Soil Sci. Congr., Symp. Papers I: 125-136.
- MATZNER E., 1986: Deposition/canopy-interactions in two forest ecosystems of northwest Germany. In: (Ed. GEORGII H.-W.): Atmospheric pollutants in forest areas. Dordrecht/Boston/Lancaster (Reidel): 247-262.
- MAYER R., 1981: Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. Gött. Bodenk. Ber. 70: 292 S.
- MEIWES K.J., BEESE F., PRENZEL J., 1981: Variabilität chemischer und physikalischer Eigenschaften eines Bodens auf Muschelkalk. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 32: 602-622.
- MEYER F.H., 1985: Die Rolle des Wurzelsystems beim Waldsterben. Forst- Holzwirt 40: 351-358.
- MOHREN G.M.J., BURG J. van den, BURGER F.W., 1986: Phosphorus deficiency induced by nitrogen input in Douglas fir in the Netherlands. Plant Soil 95: 191-200.
- MOLONEY K.A., STRATTON L.J., KLEIN R.M., 1983: Effects of simulated acidic, metal-containing precipitation on coniferous litter decomposition. Can. J. Bot. 61: 3337-3342.
- MÜLLER G., 1978: Die Bodenatmung, ein Kriterium der Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit. Diss. Univ. Halle-Wittenberg: 268 S.
- NECKER U., KUNZE C., 1986: Stickstoffmineralisation durch Pilze und Bakterien in schwer-metallbelastetem Boden im Brutversuch. Angew. Bot. 60: 81-93.
- NEITE H., RUNGE M., 1986: Kleinräumige Differenzierung von Vegetation und Boden durch den Stammablauf in einem Buchenwald auf Kalkgestein. Abh. Westfäl. Mus. Naturk. 48: 303-316.
- NIHLGARD B., 1985: The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. Ambio 14: 2-8.
- ÖHLINGER R., 1986: Wirkung simulierter saurer Niederschläge auf Böden und Fichtenjungpflanzen im Gefäßversuch. II. Untersuchung einiger Bodenenzymaktivitäten. Cbl. ges. Forstwes. 103: 79-89.
- OLSON B.H., 1984: Bakterien und Pilze - Biologische Umwandlung von Metallverbindungen. In: (Ed. MERIAN E.): Metalle in der Umwelt. Weinheim (VCH): 141-151.
- PADAN E., 1984: Adaptation of bacteria to external pH. In: (Ed. KLUG M.J., REDDY C.A.): Current perspectives in microbial ecology. Washington (Am. Soc. Microbiol.): 49-55.

- PIASECKI A., 1977: Warunki siedliskowe wokół pni drzew i ich wpływ na roślinność runa w lasach bukowych. Prace zostają wykonane Zakł. Ekol. Roslin i Ochrony Środowiska UAM poznaniu.
- POPOVIC B., 1984: Mineralization of carbon and nitrogen in humus from field acidification studies. *For. Ecol. Managem.* 8: 81-93.
- RAI B., SRIVASTAVA A.K., 1982: Decomposition of leaf litter in relation to microbial populations and their activity in a tropical dry mixed deciduous forest. *Pedobiologia* 24: 151-159.
- SCHÄFER H., 1986: Streuabbauperzögerung durch Akkumulation von Schadstoffen in Buchenwäldern. *Verh. Ges. Ökol.* 14: 309-318.
- SCHÄFER H., 1987: Auswirkungen der Deposition von Luftschadstoffen auf die Streuzersetzung in Waldökosystemen - Eine Fallstudie an den durch Stammablaufwasser stark säure- und schwermetalbelasteten Baumfuß-Bodenbereichen alter Buchen. Diss. Gesamthochschule Kassel: 243 S.
- SCHINNER F., PFITSCHER A., 1978: Urease- und Katalase-Aktivität sowie CO₂-Freisetzung in verschiedenen Böden der oberen subalpinen Stufe. In: (Ed. CERNUSCA A.): *Ökologische Analysen von Almfeldern im Gasteiner Tal*. Innsbruck (Wagner): 259-273.
- SCHLENTNER R.W., CLEVE K. van, 1985: Relationships between CO₂-evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest types in interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 15: 97-106.
- SCHULTE A., 1985: Veränderungen bodenchemischer Parameter im Stammablaufbereich von Buchenwaldökosystemen auf Kalk und Basalt. Diplomarb. Univ. Göttingen: 123 S.
- SCHULTZ R., MAYER R., 1985: Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieller Waldstandorte. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 43/I: 471-476.
- SEASTEDT T.R., 1984: The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Ann. Rev. Entomol.* 29: 25-46.
- SHEEHAN P.J., MILLER D.R., BUTLER G.C., BOURDEAU P. (Ed.), 1984: Effects of pollutants at the ecosystem level. *SCOPE* [Chichester (Wiley)] 22: 459 p.
- SINGH J.S., GUPTA S.R., 1977: Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Bot. Rev.* 43: 449-528.
- SMITH W.H., 1981: Air pollution and forests. New York/Heidelberg/Berlin (Springer): 379 p.
- SPALDING B.P., 1980: Enzymatic activities in coniferous leaf litter. *J. Soil. Sci. Soc. Am.* 44: 760-764.
- STOKLASA J., 1923: Die Beschädigung der Vegetation durch Rauchgase und Fabrikexhalationen. Berlin/Wien (Urban & Schwarzenberg): 487 S.
- SUMMERS A.O., 1984: Genetic adaptations involving heavy metals. In: (Ed. KLUG M.J., REDDY C.A.): *Current perspectives in microbial ecology*. Washington (Am. Soc. Microbiol.): 94-104.
- TÜXEN R., 1977: Beobachtungen über Schnee-Verteilung im Buchenwald, ihre Ursachen und Wirkungen. *Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationsk.: Vegetation und Klima*. Vaduz (Cramer): 127-162.
- TYLER G., 1981: Heavy metals in soil biology and biochemistry. In: (Ed. PAUL E.A., LADD J.N.): *Soil biochemistry*. [New York/Basel (Dekker)] 5: 371-414.
- TYLER G., 1983: Does acidification increase metal availability and thereby inhibit decomposition and mineralization processes in forest soils? *Nat. Swed. Environ. Prot. Board - Rep.* PM 1636: 245-256.
- TYLER G., 1984: The impact of heavy metal pollution on forests: a case study of Gusum, Sweden. *Ambio* 13: 18-24.
- ULRICH B., 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144: 289-305.
- VOUK V.B., BUTLER G.C., HOEL D.G., PEAKALL D.B. (Ed.), 1985: Methods for estimating risk of chemical injury: human and non-human biota and ecosystems. *SCOPE* [Chichester (Wiley)] 26: 680 p.
- WALTER H., BRECKLE S.-W., 1983: Ökologie der Erde. 1: Ökologische Grundlagen in globaler Sicht. Stuttgart (Fischer): 238 S.
- WEBER M.G., 1985: Forest soil respiration in eastern Ontario jack pine ecosystems. *Can. J. For. Res.* 15: 1069-1073.
- WEBSTER R., 1985: Quantitative spatial analysis of soil in the field. *Adv. Soil Sci* 3: 1-70.
- WIELER A., 1905: Untersuchungen über die Einwirkung schwefliger Säure auf die Pflanzen. Berlin (Bornträger): 427 S.

- WILKE B.-M., 1982: Über Sorption und Wirkung von Blei auf die biologische Aktivität terrestrischer Humusformen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 145: 52-65.
- WITKAMP M., 1973: Compatibility of microbial measurements. Bull. Ecol. Res. Comm. (Stockholm) 17: 179-188.
- WITTIG R., 1986: Veränderungen in der Krautschicht von Buchenwäldern. In: (Ed. UMWELT-BUNDESAMT) Querschnittsseminar 'Belastung und Schäden auf Ökosystemebene und ihre Folgen'. UBA-TEXTE 17: 208-217.
- WITTIG R., WERNER W., 1986: Beiträge zur Belastungssituation des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht - Eine Zwischenbilanz. Düsseldorfer Geobot. Koll. 3: 33-70.
- WÖLLING R., 1985: Über die CO₂-Produktion in den vom Stammablaufwasser beeinflussten Oberböden und organischen Auflagen von Altbuchenbeständen. Staatsexamensarbeit Gesamthochschule Kassel: 32 S.
- WOOD J.M., 1984: Microbiological strategies in resistance to metal ion toxicity. In: (Ed. SIGEL H.): Metal ions in biological systems. 18: Circulation of metals in the environment. New York/Basel (Dekker): 333-352.
- WOOD J.M., WANG H.-K., 1985: Microbial resistance to heavy metals. In: (Ed. IRGOLIC K.J., MARTELL A.E.): Environmental inorganic chemistry. Deerfield Beach, Florida (VCH Publ.): 487-512.

Ein ausführlicheres Literaturverzeichnis kann vom Autor angefordert werden.

Adresse:

Heiner Schäfer
 Abt. f. Pflanzen-, Vegetations- u. Landschaftsökologie
 FB 19 Biologie/Chemie
 Gesamthochschule
 Heinrich-Plett-Str. 40
 D-3500 Kassel

Veränderungen des Kationenaustauschersystems in den Böden der Stammfußbereiche von Buchen

- Heinz Neite -

Synopsis

The wet depositions in forest soils, especially in areas which are influenced by seepage of stem flow water (higher input as in normal soil areas), cause changes in the soil chemistry. The changes are demonstrated in differences between the cation saturation and exchange capacity of normal soil in comparison to soil areas which are influenced by stem flow water (trunk base areas). By increasing of H^+ -concentrations, basic cations (especially Ca^{2+} -ions) were displaced by Al^{3+} -, Fe^{3+} - and H^+ -ions. In the present article this effect is shown by calculating of the cation saturation diversity (D_{cat}) for different beech forests. In the trunk base area higher D_{cat} -rates are calculated in all soil types. By comparison of several with similar methods investigated soils, higher D_{cat} -rates are considered as relative indicators for lower stability in soils.

Beech forest, cation exchange capacity, diversity, soil acidification, stability, trunk base area.

1. Einführung

Die Versauerung der Waldböden ist in zahlreichen vergleichenden Untersuchungen nachgewiesen worden (vgl. u.a. BUTZKE 1981, ZEJSCHWITZ 1982, EVERS 1983, GRENIUS 1984). Das Auftreten von Bodenversauerung setzt voraus, daß die in die Böden eingetragenen Protonen nicht mehr ausreichend abgepuffert werden können. In den besonders belasteten Stammfußbereichen der Buchen werden gegenüber der Bestandesmitte erheblich höhere Säuremengen eingetragen (zusammenfassender Literaturüberblick bei JOCHHEIM 1985). Dies führt in der obersten Mineralbodenschicht einiger Stammfußbereiche zu einer Absenkung der pH-Werte bis in den Fe-Pufferbereich (s. Kap. 3.1) und zu deutlichen Veränderungen des Bodens, die in der vorliegenden Arbeit an Hand der Kationenaustauscherbelegung näher charakterisiert werden sollen.

2. Material und Methoden

Für die vorliegende Untersuchung wurden vier Buchenwaldgesellschaften ausgewählt (Tab. 1). Aus dem Datenmaterial wurden für die weiteren Berechnungen die pH-Werte, die effektive Austauschkapazität und die Kationensättigung herangezogen. Die pH-Werte wurden jeweils in einer wässrigen (H_2O oder GBL) und in einer salzhaltigen Suspension ($CaCl_2$ oder $BaCl_2$) bestimmt. Als Maß für die effektive Austauschkapazität (AK_{eff}) eines Bodens wurde aus den austauschbaren Kationen die Summe ihrer Äquivalente berechnet. Zur Charakterisierung der Belegung der Kationenaustauscher in Böden wurde die Sättigung - das ist der prozentuale Anteil eines Kations an der AK_{eff} - der basischen Kationen (Ca, Mg, K), der Kationsäuren (Al, Fe, Mn) und des Wasserstoffs (H) herangezogen.

3. Ergebnisse

3.1 pH-Werte

Böden lassen sich an Hand ihrer wässrigen pH-Werte (H_2O oder GBL) Pufferbereichen zuordnen. In Böden der gemäßigten Klimazonen werden folgende Pufferbereiche unterschieden (vgl. ULRICH 1981, ULRICH et al. 1984, MEIWES et al. 1984, MATZNER et al. 1985):

Carbonat-	(Carb)	pH: 6.2 - 8.3
Silikat-	(Si)	pH: 5.0 - 6.2
Austauscher-	(Aus)	pH: 4.2 - 5.0
Aluminium-	(Al)	pH: 3.8 - 4.2
Aluminium-Eisen-	(Al/Fe)	pH: 3.0 - 3.8
Eisen-Pufferbereich	(Fe)	pH: 2.4 - 3.0

Im Carbonat- und Silikatpufferbereich bietet die Carbonat- und Silikatverwitterung und die damit verbundene Freisetzung basischer Kationen die Möglichkeit zur Abpufferung von Protonen. Bei pH-Werten unter 5,0 werden zusätzlich eingetragene Säuren durch die Reaktion mit Al-Hydroxiden und unter Freisetzung polymerer Al-Hydroxokationen abgepuffert (Austauscherpufferbereich). Diese werden in austauschbarer Form an den Tonmineralen gebunden und führen zum Verlust an austauschbarem Ca, Mg und K. Im Al-Pufferbereich werden Protonen durch die Freisetzung von Al-Ionen aus den Tonmineralen abgepuffert. Dies führt zur Freisetzung hoher Konzentrationen an Al^{3+} -Ionen in der Bodenlösung. Das Al^{3+} -Ion ist im Al-Pufferbereich das mengenmäßig wichtigste Kation. Mn kann vereinzelt ebenfalls in hohen Konzentrationen auftreten. Demgegenüber sind die basischen Kationen weitgehend ausgewaschen worden. Im Al/Fe- und Fe-Pufferbereich ($pH < 3,8$) werden Säuren durch die Auflösung von Eisenoxiden abgepuffert. Dies führt in humusreichen Bodenschichten schon bei pH-Werten unter 3,8 zur Freisetzung phytotoxischer Fe^{3+} -Konzentrationen. Schwermetalle werden in diesen pH-Bereichen ebenfalls in zunehmendem Maße freigesetzt und gelangen in die Bodenlösung.

In Tab. 1 werden die Böden der Bestandesmitte und der Stammfußbereiche in den vier Buchenwald-Gesellschaften an Hand ihrer $pH(H_2O, GBL)$ - und $pH(Salz)$ -Werte den verschiedenen Pufferbereichen zugeordnet. Die vom Stammablaufwasser beeinflussten Bodenbereiche befinden sich überwiegend im Al- und Al/Fe-Pufferbereich und nach ihren $pH(Salz)$ -Werten z.T. schon im Fe-Pufferbereich.

Tab. 1: Bodentypen der vier Buchenwald-Gesellschaften und Zuordnung der in der obersten Mineralbodenschicht der Bestandesmitte und des Stammfußbereichs gemessenen $pH(H_2O, GBL)$ - bzw. $pH(Salz)$ -Werte in die verschiedenen Pufferbereiche.

Buchenwald-Gesellschaft	Bodentyp		pH-Werte in	Pufferbereiche					
				Fe	Al/Fe	Al	Aus	Si	Carb
Kalk-Buchenwald (KB), NEITE (in Vorb.)	Rendzina, Rendzina- Braunerde	Bestandes- mitte Stammfuß- bereich	H_2O						
			$CaCl_2$						
			H_2O						
			$CaCl_2$						
Lathyro-Fagetum (La-F), JOCH-HEIM (1985)	Rendzina, Braunerde	Bestandes- mitte Stammfuß- bereich	GBL						
			$BaCl_2$						
			GBL						
			$BaCl_2$						
Flattergras-Buchenwald (FB), WERNER u. WITTIG (1986)	Para-braunerde, Braunerde, Pseudogley	Bestandes- mitte Stammfuß- bereich	H_2O						
			$CaCl_2$						
			—						
			$CaCl_2$						
Luzulo-Fagetum (Lu-F), JOCH-HEIM (1985)	Braunerde, Podsol	Bestandes- mitte Stammfuß- bereich	GBL						
			$BaCl_2$						
			GBL						
			$BaCl_2$						

3.2 Kationensättigung und -austauschkapazität

Die Fähigkeit zum Kationenaustausch ist eine der wichtigsten Eigenschaften der Böden. Durch sie werden die durch Streuzersetzung, Verwitterung oder atmosphärischen Eintrag in den Boden eingetragenen Elemente so gebunden, daß sie vor Auswaschung geschützt, aber trotzdem pflanzenverfügbar sind. Als Kationenaustauscher wirken im Boden Tonminerale, die organische Substanz und in geringem Maße Al-, Mn- und Fe-Oxide. Der Kationenaustausch erfolgt immer in äquivalenten Ladungseinheiten zwischen den Austauschern und der Bodenlösung. Mit zunehmender Konzentration und Bindungsstärke eines Kations in der Bodenlösung werden immer mehr Ladungsplätze von diesem Kation an den Austauscherplätzen (funktionelle Gruppen an der Oberfläche von Al-, Mn- und Fe-Oxiden oder an den Seitenflächen von Tonmineralen sowie Anteile der Carboxyl-Gruppen der organischen Substanz) besetzt, während gleichzeitig äquivalente Mengen an anderen Kationen ausgetauscht werden, in die Bodenlösung gelangen und schließlich ausgewaschen werden.

die Zusammensetzung der Kationenaustauscher wird im Boden vor allem durch das Ausmaß der Versauerung bestimmt. In sauren Böden verdrängen eingetragene Säuren oder freigesetzte Kationensäuren (z.B. Al, Mn und Fe) basische Kationen (vor allem Ca^{2+} -Ionen) von den Austauschergplätzen, so daß diese freigesetzt und ausgewaschen werden. Mit zunehmender Bodenversauerung werden die Austauschergplätze durch polymere Al-Hydroxide blockiert, die auf Grund ihrer hohen Bindungsstärke zunächst nicht mehr von anderen Kationen verdrängt werden können (SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL 1982; MEIWES et al. 1984). Diese Prozesse führen nach ULRICH (1966) zu einer Abnahme der Austauscherkapazität von Böden um über 80%, an der das Ca nur noch mit wenigen Prozent beteiligt ist. Böden mit geringen AK_{eff} -Werten und geringer Basensättigung, die auf die oben erwähnte Blockierung von Austauschergplätzen sowie auf geringere Ton- und Humusgehalte zurückzuführen ist, besitzen eine geringere Pufferkapazität gegenüber zusätzlich (z.B. über den Stammbauflauf) eingetragenen Säuren.

In Tab. 2 ist die Sättigung der einzelnen Kationen und die effektive Austauscherkapazität in den vier Buchenwaldgesellschaften angegeben. In den Kalkbuchenwäldern (KB) und *Lathyro*-Fageten (La-F), deren Böden sich in der Bestandesmitte bei einer Basensättigung von etwa 90% überwiegend im Austauscher- und Silikatpufferbereich befinden, nimmt die Ca-Sättigung in den Stammbauflaufbereichen auf etwa 20% ab. Gleichzeitig ist unter dem Einfluß des Stammbauflaufwassers die Al-, Fe- und H-Sättigung deutlich angestiegen. In den Flattergrasbuchenwäldern (FB) und *Luzulo*-Fageten (Lu-F), deren Böden sich in der Bestandesmitte z.T. im Al/Fe-Pufferbereich befinden, nimmt im Stammbauflaufbereich die Al-Sättigung signifikant ab, während auch hier die Fe- und H-Sättigung deutlich erhöht ist. Die AK_{eff} verringert sich in allen Waldgesellschaften unter dem Einfluß des Stammbauflaufwassers, jedoch sind die Unterschiede im *Luzulo*-Fagetum nicht mehr signifikant.

Tab. 2: Angabe der Sättigungsanteile einzelner Kationen an der effektiven Austauscherkapazität (AK_{eff}) in den vier Buchenwald-Gesellschaften.
Abkürzungen: siehe Tab. 1. Bei den unterstrichenen Werten liegen signifikante Unterschiede ($r \leq 5\%$) zwischen Bestandesmitte und Stammbauflaufbereich vor.

Kation	Kationensättigung in %							
	Bestandesmitte				Stammbauflaufbereich			
	KB	La-F	FB	Lu-F	KB	La-F	FB	Lu-F
Ca	84.1	83.3	18.9	7.9	<u>21.1</u>	<u>18.6</u>	16.2	8.5
Mg	4.1	4.1	3.4	2.4	4.0	<u>3.1</u>	4.5	2.7
K	1.5	1.3	2.7	1.0	<u>3.6</u>	<u>2.8</u>	<u>4.2</u>	<u>1.8</u>
Al	7.2	5.1	61.6	54.7	<u>53.0</u>	<u>42.7</u>	<u>47.6</u>	<u>34.7</u>
Fe	0.1	0.5	1.6	22.5	<u>4.8</u>	<u>19.4</u>	<u>5.2</u>	<u>34.0</u>
Mn	2.3	5.3	1.3	2.0	<u>0.9</u>	<u>2.0</u>	1.1	<u>1.6</u>
H	0.8	0.3	10.4	9.6	<u>12.7</u>	<u>11.5</u>	<u>21.2</u>	<u>16.8</u>
AK_{eff} (mval/ kg TB)	340	403	79	76	<u>145</u>	<u>209</u>	<u>70</u>	71

4. Diskussion

Die Kationenaustauscher der Böden werden im weiteren als ein System betrachtet, dessen Strukturveränderungen unter dem Einfluß des Stammbauflaufwassers näher beschrieben werden sollen, wobei Stuktur im Sinne der kybernetischen Systemtheorie von KLAUS u. LIEBSCHER (1976) als "die Gesamtheit der zwischen den aktiven Elementen eines dynamischen Systems bestehenden materiellen Kopplungen" definiert wird. Struktur ist immer ein systemarer Begriff und einer der wesentlichen Aspekte, die bei der Analyse eines Systems berücksichtigt werden müssen.

Das Kationenaustauschersystem wurde bisher durch die Anzahl der Kationen und deren Sättigungsanteile an der Belegung der Austauschplätze beschrieben. Aus diesen beiden Parametern läßt sich die Diversität berechnen, durch die strukturelle Aspekte eines Systems erfaßt werden. Allgemein ist die Diversität (D) eines Systems von zwei Parametern abhängig: I. von der Anzahl (n) der vorhandenen Elemente und II. von den Mengenverhältnissen der Elementanteile oder m.a.W. vom Grad der Gleichverteilung der Elementanteile auf die Elemente, der als Evenness (E) bezeichnet wird (vgl. hierzu: PIELOU 1969; NAGEL 1976; STÖCKER, BERGMANN 1977; STUGREN 1978; HAEUPLER 1982). Die mathematische Verknüpfung von Elementzahl und Gleichverteilungsgrad ergibt die Diversität, zu deren Berechnung die Shannon-Formel (SHANNON 1976) benutzt wird:

$$D = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$$
$$p_i = \frac{\text{Anteil eines Elementes } i}{\text{Summe der Anteile aller Elemente}}$$

Diese Formel ist für die Charakterisierung der Information jedes beliebigen Systems geeignet, da sie Form und Inhalt der Information außer acht läßt und nur von der Wahrscheinlichkeitsverteilung abhängt (STUGREN 1978). Der Begriff Diversität ist somit auf jedes abstrakte oder konkrete System anwendbar, das in einzelne Elemente und deren Anteile zu zerlegen ist (NAGEL, SCHÄFER 1978). Daher ist die Diversität in jedem Fall näher zu charakterisieren. Im Zusammenhang mit der Kationensättigung wird sie als Kationensättigungsdiversität (D_{Kat}) definiert. Die Anzahl der Kationen (Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn und H) ist mit $n = 7$ für alle untersuchten Böden gleich. p_i wird als Sättigungsanteil eines Kations angegeben (100%: Summe der Sättigungsanteile aller Kationen). Entsprechend der Gleichung $D_{max} = \ln n$ kann die Kationensättigungsdiversität in dem untersuchten System bei 7 Kationen einen maximalen Wert von 1.95 erreichen. In diesem Fall würden die Sättigungsanteile aller Kationen bei 14.4% liegen. Der Diversitätsanteil eines Kations würde dann einen Wert von 0.28 erreichen.

In Abb. 1 sind die Kationensättigungsdiversitäten und die Diversitätsanteile einzelner Kationen nebeneinander aufgetragen. In allen untersuchten Buchenwaldgesellschaften werden in den Stammfußbereichen gegenüber der Bestandesmitte höhere D_{Kat} -Werte berechnet. Hohe Diversität kann nun sowohl mit hoher als auch mit geringer Stabilität eines Systems verbunden sein (NAGEL, SCHÄFER 1978). Nach GIGON (1983) versteht man unter Stabilität das Bestehenbleiben eines Systems und die Fähigkeit, nach Veränderung in die Ausgangslage zurückzukehren.

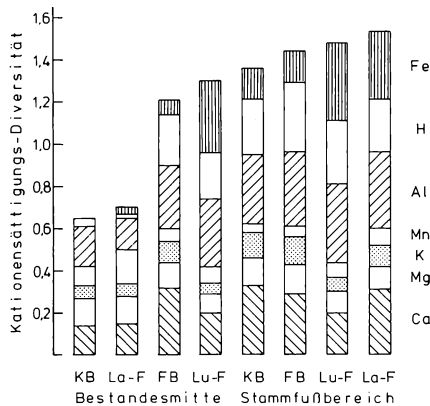


Abb. 1: Die Kationensättigungsdiversität und die Diversitätsanteile der 7 Kationen in der Bestandesmitte und im Stammfußbereich der vier Buchenwald-Gesellschaften.
Abkürzungen: siehe Tab. 1.

Der Eintrag von Säuren und die Freisetzung von Kationensäuren führen in den Stammfußbereichen zur Zerstörung vorhandener Strukturen an den Kationenaustauschern. Hohe D_{Kat} -Werte werden daher in der Gegenüberstellung mehrerer mit ähnlichen Methoden bearbeiteter Böden als relative Indikatoren für geringere Stabilität des Kationenaustauschersystems angesehen. In den Stammfußbereichen erreichen neben der Kationensättigungsdiversität auch die Summen

der Diversitätsanteile der basischen Kationen (Ca + Mg + K), der Kationensäuren (Al + Mn + Fe) und der Diversitätsanteil des Wasserstoffs unter dem Einfluß des Stammablaufwassers ihre höchsten Werte. Die Pufferwirkung des instabil gewordenen Kationenaustauschersystems gegenüber Belastungen ist weitgehend erschöpft. Nach JOCHHEIM (1985) entwickeln sich die Böden der Stammfußbereiche zu einer "inerten Matrix", in der die Konzentrationen der Kationen allein durch diejenigen des einsickernden Stammablaufwassers bestimmt werden.

Literatur

- BUTZKE H., 1981: Versauern unsere Wälder? Erste Ergebnisse der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Wert-Messungen in Wäldern Nordrhein-Westfalens. Forst- Holzwirt 46: 542-548.
- EVERS F.H., 1983: Orientierende Untersuchungen langfristiger Bodenreaktionsänderungen in südwestdeutschen Düngungs-Versuchsflächen. Forst- Holzwirt 38: 317-320.
- GIGON A., 1983: Über das biologische Gleichgewicht und seine Beziehungen zur ökologischen Stabilität. Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich 50: 149-177.
- GRENZLIUS R., 1984: Starke Versauerung der Waldböden Berlins. Forstwiss. Cbl. 103: 131-139.
- HAEUPLER H., 1982: Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation - Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff. Diss. Bot. 65: 268 S.
- JOCHHEIM H., 1985: Der Einfluß des Stammablaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldgesellschaften. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben 13: 225 S.
- KLAUS G., LIEBSCHER H., 1976: Wörterbuch der Kybernetik. 4. Aufl. Ostberlin (Dietz): 1044 S.
- MATZNER E., ULRICH B., MURACH D. 1985: Zur Beteiligung des Bodens am Waldsterben. Staub Reinhaltung Luft 45: 278-284.
- MEIWES K.J., KÖNIG N., KHANNA P.K., PRENZEL J., ULRICH B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben 7: 67 S.
- NAGEL P., 1976: Die Darstellung der Diversität von Biozönosen. Schriftenr. Vegetationsk. 10: 381-391.
- NAGEL P., SCHÄFER A., 1978: Die biotische Diversität als Faktor der Systemanalyse. Amazoniana 6: 329-345.
- PIELOU E.C., 1969: An introduction to mathematical ecology. New York (Wiley): 286 S.
- SCHAEFFER F., SCHACHTSCHABEL P., 1982: Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Aufl. Stuttgart (Enke): 394 S.
- SHANNON C.E., 1976: Die mathematische Theorie der Kommunikation. In: (Ed. SHANNON C.E., WEAVER W.): Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. München (Oldenbourg): 41-143.
- STÖCKER G., BERGMANN A. 1977: Ein Modell zur Dominanzstruktur und seine Anwendung. Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 17: 1-26.
- STUGREN B., 1978: Grundlagen der allgemeinen Ökologie. 2. Aufl. Stuttgart (Fischer): 312 S.
- ULRICH B., 1966: Kationenaustausch-Gleichgewichte in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 113: 141-159.
- ULRICH B., 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144: 289-305.
- ULRICH B., MEIWES K.J., KÖNIG K., KHANNA P.K., 1984: Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. Forst- Holzwirt 39: 278-286.
- WERNER W., WITTIG R., 1986: Die Böden des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht. Abh. Landesmus. Naturk. 48: 317-340.
- ZEZSCHWITZ E. von, 1982: Akute Bodenversauerung in den Kammlagen des Rothaargebirges. Forst- Holzwirt 37: 275-276.

Adresse:

Dr. Heinz Neite
Abteilung Geobotanik
Botanisches Institut III
Universitätsstr. 1
D-4000 Düsseldorf

Schwermetallflüsse und deren Bilanzierungen in Waldökosystemen

Rüdiger Schultz, Michael Schmidt, Jochen Godt und Robert Mayer

Synopsis

Heavy metals from anthropogenic emissions lead to an input of these potentially toxic elements into the landscape, even in remote areas. Especially forests serve as filters for atmospheric pollutants. To understand the effect on forest ecosystems it is necessary to know the rate of the atmospheric input and the subsequent pathways of the elements. In a beech and a spruce stand in the Solling area (Central Germany) internal and external fluxes of heavy metals in the canopy were measured and an input/output balance was calculated. 99% of lead came in by atmospheric deposition, while 10-15% of cadmium and copper were taken up by the trees and translocated into the canopy. For these elements 60-70% of the canopy input reach soil with throughfall and stemflow. Accumulation in the biomass of the canopy was about 5 to 10% for Cd and Cu. In the beech stand nearly 20% of lead input was accumulated in the canopy. In the spruce stand mobilization of lead was observed.

Atmospheric pollutants, forest ecosystems, heavy metals, pathways.

1. Einführung

Noch in den siebziger Jahren galten industrieferne Waldgebiete als weitgehend unbelastete Landschaftsräume. Jedoch zeigten sich in den langjährigen Untersuchungen, die im Solling durchgeführt wurden, daß auch hier die Wälder durch Immissionen so beeinträchtigt werden, daß es zu großen Störungen ihres Mineralstoffhaushaltes kommen kann (ULRICH 1981). Ebenfalls wurde eine erhebliche Belastung durch Schwermetalle festgestellt (MAYER 1981). Um langfristige Folgen dieser Belastung zu beurteilen, ist es notwendig, die Ein- und Austragsraten, wie auch die Ökosystem-internen Elementflußraten zu kennen. Über Bilanzierungen lassen sich dann die atmosphärisch eingetragenen Schwermetallmengen mit den pflanzeninternen Umsätzen dieser Elemente vergleichen.

2. Kronenraummodell

Grundlage für eine Betrachtung ökosystemarer Elementflüsse bildet ein Kompartimentmodell, bei dem das jeweils zu definierende Kompartiment (C) als 'black box' angesehen wird. Über Elementflüsse (F) findet ein Stoffaustausch mit der Umgebung statt. Die Bilanz eines solchen Kompartimentes für einen bestimmten Zeitraum lautet:

$$\sum F_{\text{input}} = \Delta C + \sum F_{\text{output}} \quad [1]$$

In Abb. 1 ist ein Kompartimentmodell für den Kronenraum eines Waldökosystems dargestellt.

Der atmosphärische Eintrag in das Ökosystem setzt sich zusammen aus der Niederschlagsdeposition (rasse Deposition) und der Interzeptionsdeposition (trockene Deposition). Im Kronenraum findet an den Vegetationsoberflächen eine Reihe von Austauschprozessen statt, die sich nicht im einzelnen quantifizieren lassen. Dieses sind Adsorptions- und Assimilationsprozesse, die zu einer Elementanreicherung der Biomasse führen, wie auch entgegengerichtete Prozesse der Desorption und der Auswaschung. Im folgenden wird für diese Prozesse daher nur die Summenflußrate betrachtet.

Über die Kronentraufe und den Streufall verlassen die Schwermetalle den Kronenraum. Hierin sind auch die über die Pflanzenaufnahme in den Kronenraum gelangten Elementmengen (PA) enthalten. Nach Gleichung [1] lautet die Bilanz für das Kompartiment 'Kronenraum', angedeutet durch die gepunktete Linie in Abb. 1:

$$ID + PA + FN = \Delta C + SF + BN \quad [2]$$

Die Niederschlagsdeposition (FN), der Streufall (SF) sowie der Bestandesniederschlag (BN) lassen sich flächenrepräsentativ erfassen. Die Interzeptionsdeposition (ID) wird in erster Linie von den Eigenschaften der Kronenoberfläche beeinflusst und ist bestandesabhängig. Diese Größe ist experimentell, z.B. über künstliche Oberflächen, nicht bestimmbar und kann nur über eine Bilanzierung der Kronenraumflüsse berechnet werden:

$$ID = \Delta C + SF + BN - PA - FN \quad [3]$$

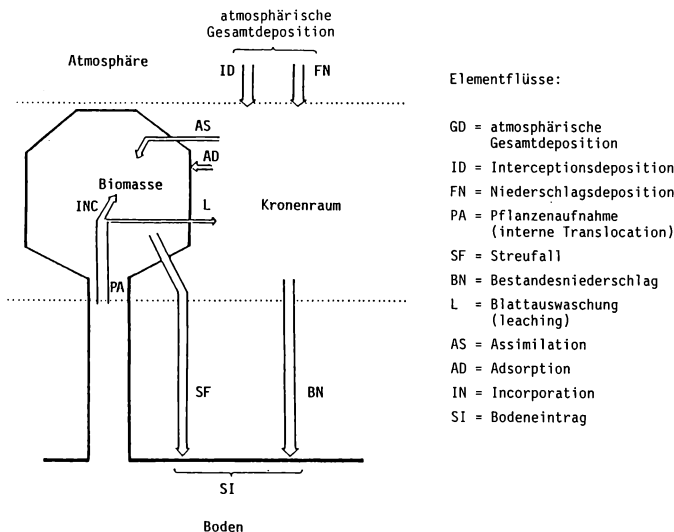


Abb. 1: Elementflußschema für den Kronenraum eines Waldökosystems.

3. Meßansatz und -methode

Die Untersuchungen fanden 1983–1985 in den von ELLENBERG et al. (1986) beschriebenen Wald-Ökosystemen im Solling mit Buche (B1) und Fichte (F1) statt.

Freilandniederschlag, Kronentraufe, Stammablauf sowie Streufall wurden kontinuierlich gesammelt (SCHULTZ 1986). Die Probenahme erfolgte mittels Totalisatoren, Streufängern und Stammablaufmanschetten (MEIWES et al. 1984). Mit Hilfe von Trichterlysimetern wurde die Boden-perkolationslösung unter der Humusaufgabe kontinuierlich abgesaugt (MAYER 1981). Die flüssigen Proben wurden angesäuert (0.65%ige HNO_3), filtriert (Schwarzbandfilter) und anschließend flammenlos mittels AAS bestimmt (HEINRICHS et al. 1985). Erfasst wird somit der säurelösliche Anteil des jeweiligen Elementflusses. Die Streuproben wurden vor der Analyse gemahlen (Achatmühle) und aufgeschlossen (HNO_3 -Druckaufschluß nach HEINRICHS et al. 1986).

Die Größen PA (Pflanzenaufnahme) und ΔC lassen sich aus Depositionsversuchen bestimmen, die im Kronenraum der untersuchten Bestände im Solling durchgeführt wurden. Für ein Jahr wurden Zweigpartien über Küvetten aus Polyethylen vor der atmosphärischen Deposition geschützt und mit schwermetallfreier Luft begast (SCHMIDT, MAYER 1986). Monatlich wurden Stichproben entnommen und auf den Schwermetallgehalt hin untersucht. Das gleiche geschah mit Referenz-zweigen in unmittelbarer Nachbarschaft, die der atmosphärischen Deposition weiterhin ausgesetzt blieben. Mit Hilfe dieser Daten läßt sich eine Berechnung der Größen PA und ΔC durchführen.

Die Pflanzenaufnahme des Sommer- und Winterhalbjahres wurde wegen der unterschiedlichen physiologischen Aktivität getrennt berechnet.

$$PA_{\text{Sommer}} = (\text{Blattgehalt}_{\text{geschützt}} \cdot \text{Blattbiomasse}) + (\text{Zweiggehalt}_{\text{geschützt}} \cdot \text{Zweigbiomasse}) \quad [4]$$

Auswaschungsverluste traten in den Küvetten nicht auf.

Für den Winter wurde eine unbedeutende Pflanzenaufnahme angenommen:

$$PA_{\text{Winter}} = 0 \quad [5]$$

Für die Änderung der Schwermetallvorräte im Kronenraum während des Sommers ergibt sich:

$$\Delta C = (\text{Blattgehalt}_{\text{exp.}} - \text{Blattgehalt}_{\text{gesch.}}) \cdot \text{Blattbiomasse} + (\text{Zweiggehalt}_{\text{exp.}} - \text{Zweiggehalt}_{\text{gesch.}}) \cdot \text{Zweigzuwachs} \quad [6]$$

Im Fichtenbestand wurden die jeweiligen Flußraten getrennt für ein- und mehrjährige Zweigabschnitte berechnet.

4. Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Kronenraumbilanz für den Buchen- und den Fichtenbestand im Solling sind für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Kupfer in Abb. 2 dargestellt. Die Bleigehalte des Kronenraumes stammen in beiden Beständen fast vollständig aus der atmosphärischen Deposition. Hiervon werden 40% über den Niederschlag und 60% über Interzeptionsprozesse deponiert. Vom Gesamteintrag verlassen 60% den Kronenraum wieder über den Bestandesniederschlag, und fast 40% werden an der Kronenoberfläche adsorbiert.

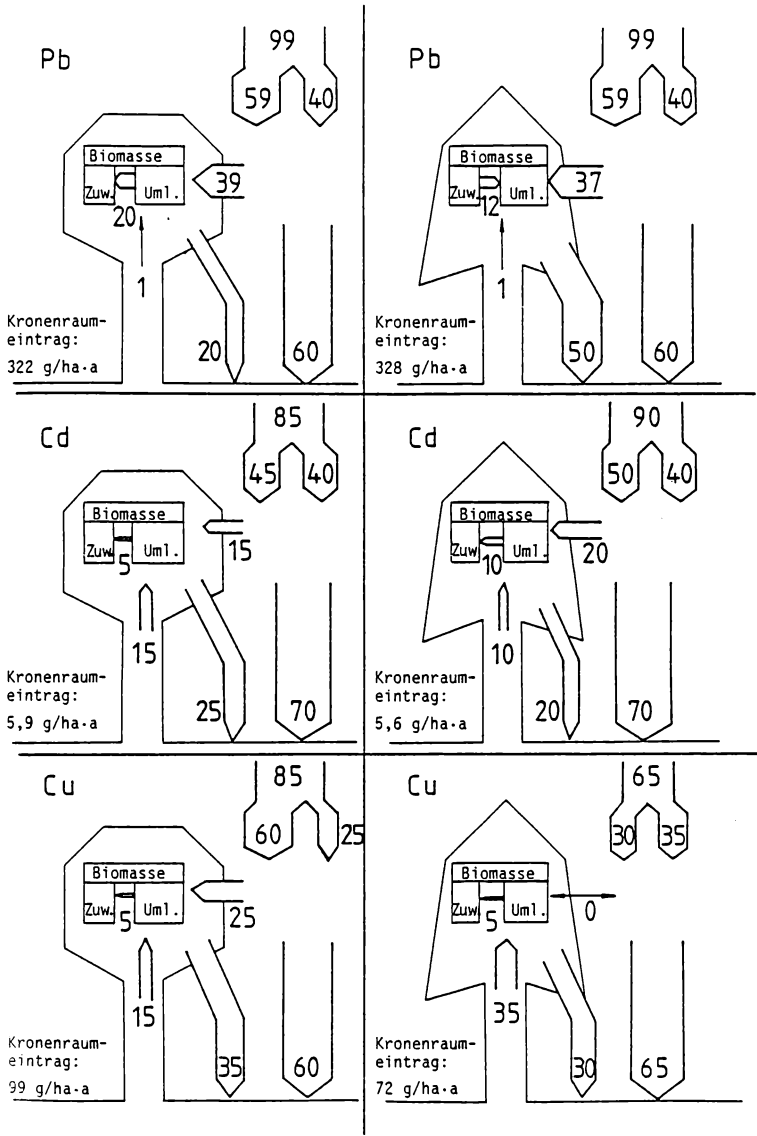


Abb. 2: Schwermetallflußraten im Kronenraum eines Buchen- und eines Fichtenbestandes, angegeben in Prozent des gesamten Kronenraumeintrags. Die Dicke der Pfeile entspricht der Flußrate des jeweiligen, in Abb. 1 beschriebenen Schwermetallflusses. Zwischen dem umlaufenden Anteil der Biomasse (Uml.) und dem zuwachsenden (Zuw.) findet eine Akkumulation oder eine Mobilisation der Schwermetalle statt.

Im Buchenbestand gelangt die Hälfte des in der Krone festgehaltenen Bleis mit dem Streufall zu Boden, die andere Hälfte wird langfristig gespeichert. Im Fichtenbestand gelangt mehr Blei zu Boden als in den Kronenraum eingetragen wird. Hier scheint eine Mobilisierung ehemals eingetragenen Bleis stattzufinden. Die langjährigen Messungen der Freilandniederschläge im Solling weisen eine deutliche Abnahme des atmosphärischen Eintrages im Zusammenhang mit der Einführung der zweiten Stufe des Benzinbleigesetzes Mitte der siebziger Jahre auf (Abb. 3). Es ist somit möglich, daß ein Teil der Bleifracht der jetzigen Fichtenstreu vormals eingetragen wurde. Bei der Buche mit ihren nur 1jährigen Blättern und der Elementverlagerung über den Stammbauflauf kann eine solche Mobilisierung schneller erfolgt sein.

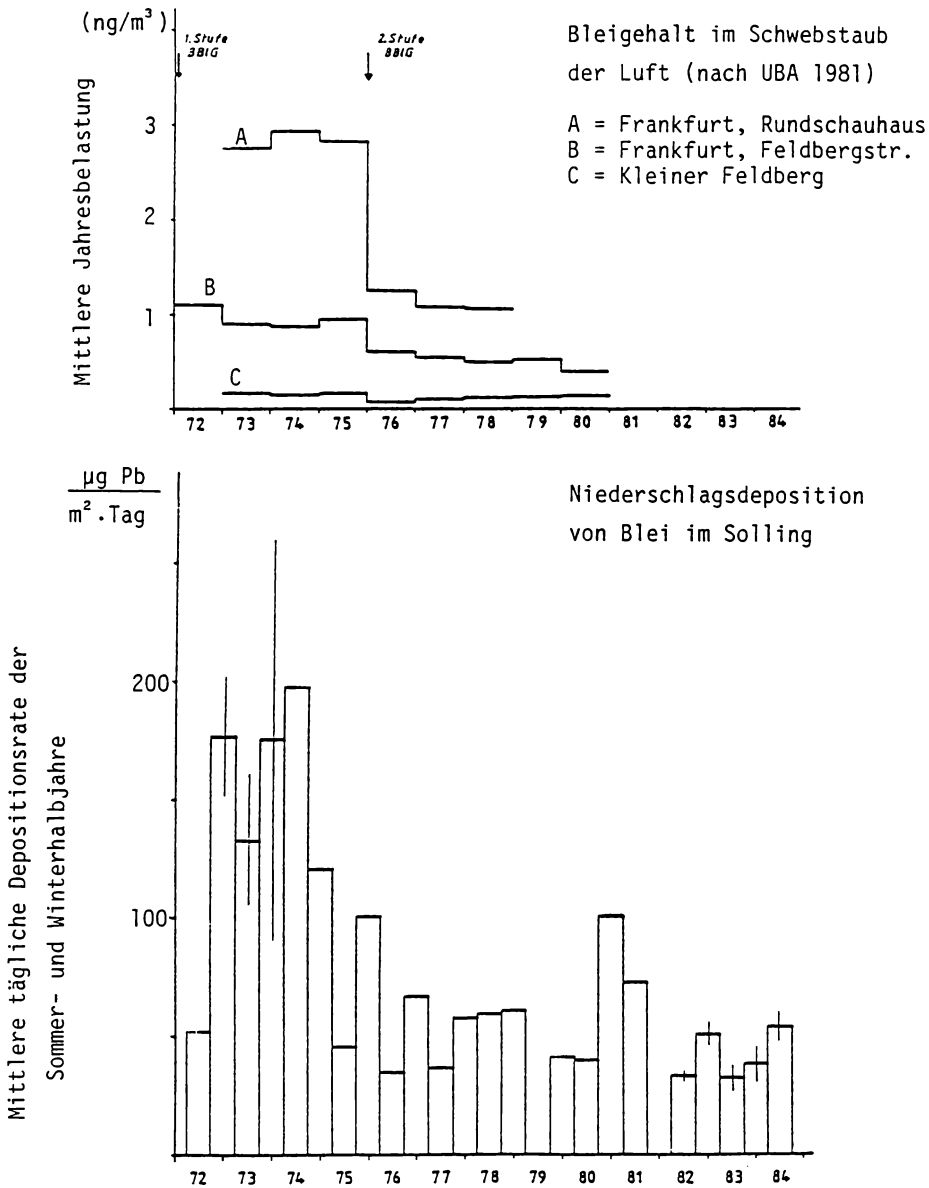


Abb. 3: Blei-Immissionen im Schwebstaub an Meßstationen* in städtischen und ländlichen Gebieten sowie Niederschlagsdeposition von Blei im Solling**. * Nach UBA 1981, verändert. ** Nach Daten von SEEKAMP 1977; MAYER 1981; HÖFKEN, GRAVENHORST 1983; SCHULTZ 1986.

Cadmium verhält sich im Kronenraum beider Waldbestände sehr ähnlich (Abb. 1). Über die interne Pflanzenaufnahme gelangen 10-15% des Cd in die Baumkronen. Vom atmosphärischen Eintrag wird - ähnlich wie beim Blei - etwa die Hälfte naß deponiert. Dagegen werden 70% des Cd über den Bestandesniederschlag wieder aus dem Kronenraum ausgetragen, nur 15% werden zurückgehalten. Über das Jahr hinaus werden 5-10% des Cadmiums im Kronenraum akkumuliert.

Von den untersuchten Elementen zeigt Kupfer die höchsten Pflanzenaufnahmewerte. Im Fichtenbestand gelangen 35% des gesamten Eintrages in den Kronenraum aus pflanzeninternen Stoffflüssen. Während das in den Buchenbestand eingetragene Kupfer zu einem großen Teil in der Krone zurückgehalten wird, gelangt im Fichtenbestand das gesamte aus der Atmosphäre kommende Kupfer mit dem Bestandesniederschlag zu Boden (Abb. 2). Langfristig werden in beiden Beständen etwa 5% der Kupferfracht im Kronenraum akkumuliert.

Um weitere Aufschlüsse über die Pflanzenaufnahme und die interne Translokation zu gewinnen, wurden im Buchenbestand an drei Ebenen des Baumes Abschätzungen über die dortigen Flußraten durchgeführt (Abb. 4).

- Unter der Humusauflage des Bestandes wurden die Sickerwasserkonzentrationen kontinuierlich bestimmt. Unter der Annahme, daß die Schwermetalle ungehindert über den Massenfluß aufgenommen und im Baum transportiert würden, läßt sich über die Transpirationsrate der apparente Massenfluß (FWu) berechnen. Dieser stellt demnach einen Maximalwert für die Schwermetallaufnahme dar.
- Weiterhin wurden in 1 m Höhe des Stammes Proben des Frühjahrssaftes gezogen (GODT 1986). Dieser Frühjahrssaft, der in erster Linie aus pflanzeninternen Mobilisierungsprozessen hervorgeht, hat bedeutend höhere Nährstoffkonzentrationen als das Transpirationsswasser. Multipliziert man auch hier die mittlere Konzentration mit der Transpirationsrate des Bestandes, so erhält man ebenfalls einen Maximalwert für den dortigen Massenfluß (FSt).
- Der Elementfluß im oberen Stammbereich (PA) wurde nach Gleichung [4] und [5] berechnet.

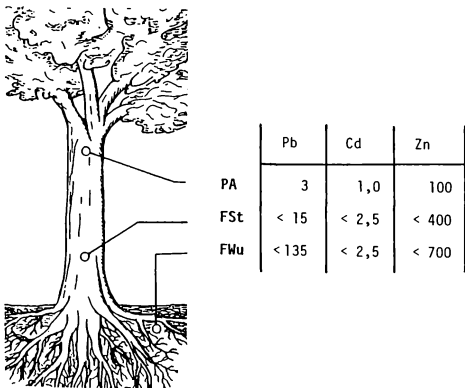


Abb. 4: Abschätzung der internen Schwermetallaufnahme und -translokation für einen Buchenbestand im Solling.
Erläuterungen im Text. Angaben in g/ha · Jahr.

Das Ergebnis dieser Abschätzungen ist in Abb. 4 dargestellt. Für Blei läßt sich eine starke Verminderung der Elementfracht im Wurzelbereich wie auch während der Stammpassage erkennen. Das zurückgehaltene Blei wird in den jeweiligen Geweben und Organen akkumuliert. Ein Vergleich der Schwermetallkonzentrationen in Gewebe, das nicht von atmosphärischer Deposition beeinflusst wird (Tab. 1), bestätigt die Akkumulation von Blei in den Feinwurzeln und die geringe Translokation. So sind die Bleigehalte der Feinwurzeln im Vergleich zum Holz extrem hoch. In der Wurzel ist der Übertritt der Ionen in den Symplasten, d.h. die Aufnahme durch die Plasmalemmamembran, ein ionenselektiver Prozeß. Bei intakter Endodermis ist mit starker Zurückhaltung der meisten Schwermetalle im Apoplasten zu rechnen (MENGEL 1984, ERNST 1985). In abgestorbenen Fichtenfeinwurzeln der F1-Fläche finden BÜTTNER et al. (1986) deutlich höhere Bleigehalte als in lebenden.

Tab. 1: Mittlerer Schwermetallgehalt verschiedener Gewebe von Buche (*Fagus sylvatica*) im Solling. Angaben in µg/kg TS.

Organ	Blei	Cadmium	Zink
Frucht	2.7	0.30	20
Holz	3.0	0.20	11
Feinwurzeln	105	1.8	150

Die Schwermetalle Cadmium und Zink weisen einen geringeren Gradienten für den Elementfluß im Baum auf als Blei (Abb. 4). ERNST (1985) findet in Versuchen mit Kiefernjungpflanzen, die auf schwermetallkontaminierten Böden wachsen, ebenfalls eine höhere Mobilität für Zink und Cadmium. Dennoch sind auch die Gehalte dieser Elemente in den Feinwurzeln sehr hoch. Im Unterschied zu Blei finden BÜTTNER et al. (1986) wesentlich höhere Cadmium- und Zinkgehalte in lebenden Feinwurzeln als in abgestorbenen. Die Mobilisierung dieser Schwermetalle in der absterbenden Wurzel ist möglicherweise durch pH-Absenkungen infolge des Zusammenbruchs der Homöostase bedingt.

Inwieweit die Schwermetalle an der Induktion des Absterbevorganges beteiligt sind, ist unklar. Gerade im Zusammenhang mit zunehmender Bodenversauerung ist im Wurzelbereich ein hohes Gefährdungspotential durch die Schwermetalle gegeben.

5. Zusammenfassung

Die aus der Atmosphäre in Waldökosysteme eingetragenen Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink gelangen zu überwiegendem Anteil über Bestandesniederschlag und Streufall zu Boden. Während beim Blei der pflanzeninterne Kreislauf kaum eine Rolle spielt, stammt das in den Kronenraum gelangte Cadmium zu 10-15%, das Kupfer zu bis zu 30% aus der Aufnahme durch die Pflanze.

Eine starke Akkumulation von Schwermetallen findet in den Feinwurzeln statt. Auf dem Weg zur Baumkrone nimmt sowohl der interne Elementfluß als auch die Konzentration in den vor äußerlicher Kontamination geschützten Geweben (Holz, Frucht) ab. Dieser Gradient ist von den untersuchten Schwermetallen beim Blei am deutlichsten, bei Cadmium am geringsten ausgeprägt. Die Feinwurzeln weisen somit das höchste Gefährdungspotential für toxische Wirkungen der Schwermetalle auf.

Literatur

- BÜTTNER G., LAMERSDORF N., SCHULTZ R., ULRICH B., 1986: Deposition und Verteilung chemischer Elemente in küstennahen Waldstandorten - Fallstudie Wingst, Abschlußbericht. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben B 1: 136 S.
- ELLENBERG H., MAYER R., SCHAUERMANN J., 1986: Ökosystemforschung. Stuttgart (Ulmer)
- ERNST W.H.O., 1985: Schwermetallimmissionen - ökophysiologische und populationsgenetische Aspekte. Düsseldorfer Geobot. Koll. 2: 43-57. Düsseldorf.
- GODT J., 1986: Untersuchungen von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen - unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben 19: 265 S.
- HEINRICHS H., KÖNIG N., SCHULTZ R., 1985: Atom-Absorptions- und Emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probenlösungen aus Waldökosystemuntersuchungen. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben 8: 92 S.
- HEINRICHS H., BRUMSACK H.J., LOFTFIELD N., KÖNIG N., 1986: Verbessertes Druckaufschlußsystem für biologische und anorganische Materialien. Z. Pflanzenernähr. Bodenk.
- HÖFKEN K.D., GRAVENHORST G., Untersuchung über die Deposition atmosphärischer Spurenstoffe an Buchen- und Fichtenwald. Ber. Umweltbundesamt 6183B Berlin (E. Schmidt): 141 S.
- MAYER R., 1981: Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. Gött. Bodenk. Ber. 70: 292 S.
- MEIWES K.J., HAUHS M., GERKE H., ASCHE N., MATZNER E., LAMERSDORF N., 1984: Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen - Konzept und Methodik. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben 7: 65-142.

- MENGEL K., 1984: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Stuttgart (Fischer): 418 S.
- SCHMIDT M., MAYER R., 1986: Untersuchungen zur Erfassung der Interzeptionsdeposition von ausgewählten Schwermetallen eines Buchenbestandes. Verh. Ges. Ökol. 14: 279-285.
- SCHULTZ R., 1986: Schwermetalleinträge und ihre Kronenraumpassage in verschiedenen Wald-Ökosystemen in Norddeutschland. Verh. Ges. Ökol. 14: 287-292.
- SECKAMP G., 1977: Umsatz von Schwermetallen in Wald-Ökosystemen. Gött. Bodenk. Ber. 41: 1-129.
- UBA, 1981: Luftreinhalteung '81. Entwicklung - Stand - Tendenzen. Berlin (Schmidt).
- ULRICH B., 1981: Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen. Forst- Holzwirt 36: 525-532.

Adresse:

Prof. Dr. Robert Mayer
 Dr. Jochen Godt
 Dipl.-Ing. Michael Schmidt
 Dipl.-Biol. Rüdiger Schultz

 Abt. Landschaftsökologie
 FB Stadt- u. Landschaftsplanung
 Gesamthochschule
 Henschelstr. 2

 D-3500 Kassel

Blei- und Cadmiumbelastung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide

- Jürgen Ertel, Monika Maier, Jürgen Gnittke und Lore Steubing -

Synopsis

The lead and cadmium concentrations of soil, plants, animals and the heavy metal input into the heath ecosystem 'Lüneburger Heide' were analysed from June until November 1985. The results of this study show only small contamination of the biotic components. Increased concentrations of lead and cadmium were found in the topsoil. The highest levels of lead were analysed in the producers, whereas cadmium accumulated in the foodchain. Significant higher concentrations of lead were observed in mosses and lichens compared with higher plants. *Rumex acetosella* and *Carex pilulifera* were classified as cadmium accumulators. The heavy metal content in the phytomass and the soil was calculated. The soil proved as sink for lead and cadmium.

Cadmium, foodchain, heath ecosystem, input, lead, output, sink.

1. Einführung

In zahlreichen Veröffentlichungen wird die schädigende Wirkung von Blei und Cadmium auf unsere Umwelt dargestellt. Da in der Bundesrepublik Deutschland die Umweltgefährdung durch ferntransportierte Luftverunreinigungen noch zu wenig beachtet wird, besteht die Notwendigkeit, Schadstoffbelastungen in sogenannten Reinluftgebieten durch langfristige und systematische Erhebungen zu überwachen (CLAUSSEN 1979). Naturschutzgebiete werden zur Bewahrung besonders wertvoller Biotope mit charakteristischen Pflanzen und Tieren ausgewiesen. Ziel unserer Arbeit war die Prüfung, in welchem Umfang eine Kontamination mit Schwermetallen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide vorliegt, wie sich Blei und Cadmium im Nahrungsnetz verteilen und ob eine Akkumulation in der Nahrungskette stattfindet. Es gibt bisher kaum Angaben darüber, wie hoch der Eintrag aerogener Schadstoffe in Naturschutzgebiete unseres Landes ist.

2. Material und Methoden

Der Blei- und Cadmumeintrag in das Naturschutzgebiet ist mittels Depositionssammelgefäßen als Schwermetallniederschlag bestimmt worden. An charakteristischen Vertretern der Heideflora von unterschiedlicher systematischer Stellung erfolgten monatliche Blei- und Cadmiumanalysen (von Juni bis Oktober 1985). Bodenlebende Arthropoden konnten mit Barberfallen eingefangen werden, die Mäuse mit Klappfallen; Rehfleischproben stammten aus der Försterei und die Heidschnuckenorgane aus der Schlachtereier. Neben der monatlichen Entnahme von Bodenproben aus den Of-, A_h-, A_e-Horizonten wurden im November mittels Stechzylinder Bodenvolumproben eingeholt. Saugkerzen dienten zum Auffangen von Sickerwasser in 1 m Bodentiefe.

Analytik: Die Bestimmung der Blei- und Cadmiumgehalte erfolgte durch Zeeman Atomabsorptionsspektroskopie (SM1 Firma Erdmann & Grün), wodurch Feststoffe ohne Aufschluß und Veraschungsphase analysiert werden konnten (STEUBING et al. 1980). Die Aufarbeitung der Schadstoffniederschläge wurde in Anlehnung an DÄMMGEN et al. (1985) durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Tab. 1 sind die Blei- und Cadmiumgehalte ausgewählter Arten der Standortsvegetation eingetragen. Die höheren Pflanzen wiesen bedeutend niedrigere Bleigehalte auf als die Moose und Flechten. Während in der Regel die Blüten geringer kontaminiert waren als die Blätter, wurde bei *Deschampsia flexuosa* mit dem höher aufragenden, verästelten Blütenstand ein gegenteiliger Befund erhalten. Bei den drei Nadeljohngängen von *Pinus sylvestris* war ein Anstieg der Bleikonzentrationen mit zunehmender Expositionszeit deutlich. Im Gegensatz zum Blei traten bei den Cadmiumgehalten der höheren Pflanzen große Unterschiede auf, die auf den ungleichen Schwermetalltransfer Boden - Pflanze zurückzuführen sind. Da die Cadmiumwerte der Blätter von *Carex pilulifera* und *Rumex acetosella* erheblich über den maximal gemessenen Cadmiumkonzentrationen der Bodenhorizonte lagen, lassen sich diese beiden Arten als spezifische Akkumulationen bezeichnen.

Tab. 1: Minimal- und Maximalwerte der Pb- und Cd-Gehalte repräsentativer Pflanzen von drei Vergleichsflächen im Heidebiotop über den gesamten Untersuchungszeitraum.
Angaben in ppm (Trockengewicht).

Pflanzenart	Pb	Cd
<i>Calluna vulgaris</i>		
Blätter	3.4 - 4.3	0.05 - 0.09
Blüten	1.9 - 2.9	0.03 - 0.04
Wurzeln	19.9 - 54.4	0.56 - 2.18
<i>Rumex acetosella</i>		
Blätter	4.2 - 5.7	1.89 - 6.53
Blüten	2.2 - 2.3	0.93 - 2.73
Wurzeln	2.8 - 17.8	1.20 - 3.17
<i>Carex pilulifera</i>		
Blätter	4.2 - 6.8	1.74 - 3.92
Wurzeln	34.6 - 35.2	1.85 - 3.97
<i>Deschampsia flexuosa</i>		
Blätter	3.4 - 6.9	0.28 - 0.77
Blüten	7.8 - 11.5	0.22 - 0.44
<i>Betula verrucosa</i>		
Blätter	4.5 - 6.5	0.36 - 1.27
<i>Pinus sylvestris</i>		
1jährige Nadeln	1.4 - 2.3	0.20 - 0.38
2jährige Nadeln	5.3 - 5.7	0.20 - 0.44
3jährige Nadeln	5.6 - 12.9	0.18 - 0.48
<i>Dicranum scoparium</i>	35.3 - 37.7	0.45 - 0.48
<i>Polytrichum piliferum</i>	15.2 - 25.2	0.45 - 0.96
<i>Leucobryum glaucum</i>	33.6 - 34.0	0.40 - 0.43
<i>Cladonia impeza</i>	21.0 - 24.2	0.13 - 0.25

Die Abb. 1 und 2 geben die Blei- und Cadmiumgehalte der untersuchten biotischen und abiotischen Komponenten des Ökosystems 'Heide' unter Berücksichtigung des Nahrungsnetzes an. Der vom 13.8. - 5.11.1985 analysierte Bleieintrag in die Heideflächen lag unterhalb der 38-40 $\mu\text{g Pb/m}^2 \cdot \text{d}$, die als Grundbelastung von 'Reinluftgebieten' der Bundesrepublik Deutschland angeführt werden (UBA 1983). Auch die Cadmiumdeposition an den Meßstellen kann als gering eingestuft werden.

Die Blei- und Cadmiumgehalte der Invertebraten und Säugetiere sind niedrig im Vergleich zu Untersuchungen belasteter Ökosysteme (ZUBER et al. 1972; KÖGEL et al. 1981; BENGSSON, RUNDGREN 1984; CLAUSEN 1984; BEYER et al. 1985). Bei den von uns untersuchten Vertretern der Fauna konnte keine Bleianreicherung festgestellt werden; nur die Niere von *Sorex araneus* war höher mit Blei kontaminiert. Dagegen zeigte sich bei Cadmium eine Akkumulation in der Nahrungskette; für Berchtesgaden liegen von DITTRICH et al. (1987) ähnliche Ergebnisse vor. Besonders die Nieren der *Mammalia* erwiesen sich verstärkt als Speicherorgane für Cadmium (HUNTER, JOHNSON 1982; ANDREWS et al. 1984; STEUBING 1986). Bei der carnivoren *Sorex araneus* konnten signifikant höhere Cadmiumgehalte in Leber und Niere gegenüber den übrigen untersuchten Arten festgestellt werden. Auch die Organe des Rehwilds waren mit Ausnahme der Muskelproben höher mit Cadmium kontaminiert. MÜLLER (1985) ermittelte Cd-Gehalte von 0.31 - 7.2 ppm (Frischgewicht) in den Nieren von Rehen und wies auf ihre gute Eignung zur Bioindikation von Schwermetallen hin.

Die erhöhten Blei- und Cadmiumgehalte im O_f - und A_h -Horizont des Bodens verdeutlichen den über Jahrzehnte anthropogen bedingten Eintrag dieser Schwermetalle in das Naturschutzgebiet. Die aus den Bodenvolumproben berechneten Schwermetallmengen zeigten, daß der Boden als Senke für Blei und Cadmium anzusehen ist (Abb. 3). Anders als beim Blei befand sich die Hauptmenge des Cadmiums im A_h -Horizont, was auf eine größere Mobilität dieses Elements im Boden schließen läßt. Mit einem relevanten Schwermetallentzug durch die Phytomasse, die in den Untersuchungsflächen fast ausschließlich aus *Calluna vulgaris* besteht, kann nicht gerechnet werden.

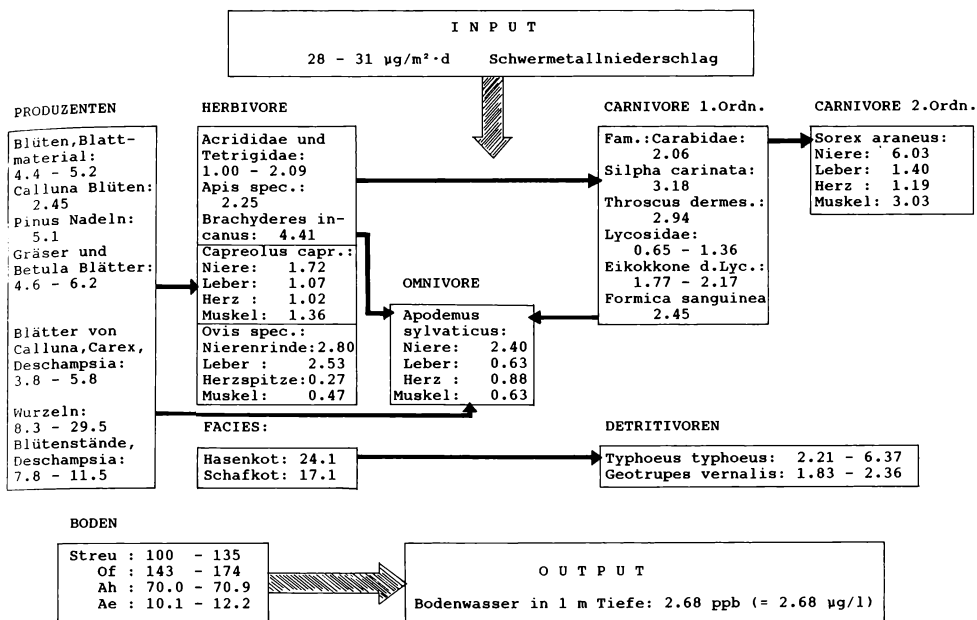
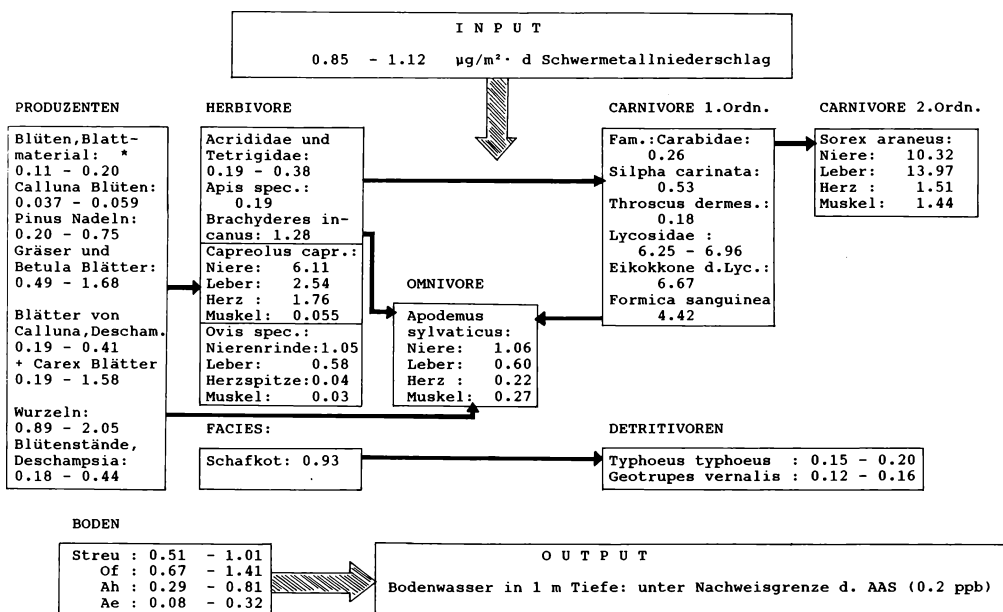


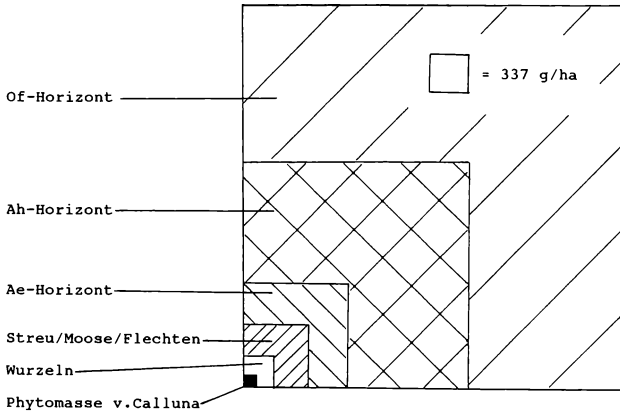
Abb. 1: Bleigehalte im Ökosystem Heide.
Angaben in ppm (Trockengewicht).



*ohne Carex und Rumex

Abb. 2: Cadmiumgehalte im Ökosystem Heide.
Angaben in ppm (Trockengewicht).

- Blei -



- Cadmium -

um den Faktor 100 vergrößert!

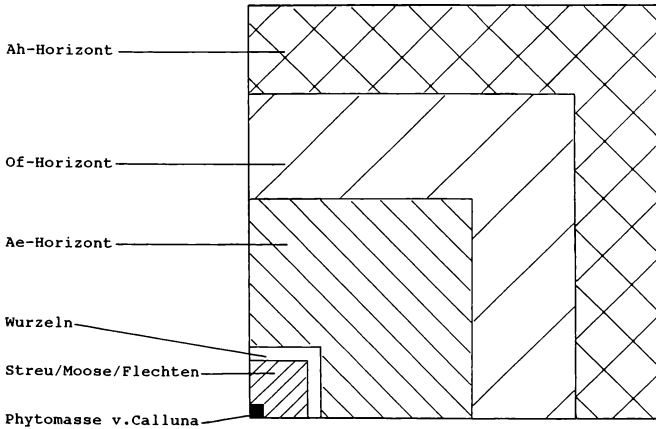


Abb. 3: Verteilung der Blei- und Cadmiummengen auf die einzelnen Komponenten des Ökosystems Heide.
Angaben in ppm (Trockengewicht).

Literatur

- ANDREWS S.M., JOHNSON M.S., COOKE J.A., 1984: Cadmium in small mammals from grassland established on metalliferous mine waste. Environ. Poll. 33: 153-162.
- BENGTSOON G., RUNDGREN S., 1984: Ground living invertebrates in metall-polluted forest soils. Ambio 13: 29-33.
- BEYER W.N., PATTEE O.H., SILEO L., HOFFMAN D.J., MULHERN B., 1985: Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters. Environ. Poll. 38: 63-86.
- CLAUSEN I.H.S., 1984: Lead (Pb) in spiders: a possible measure of atmospheric Pb pollution. Environ. Poll. B 8: 217-230.
- CLAUSSEN T., 1979: Schwermetalle und andere toxische Spurenelemente in der Nahrungskette des Menschen. Ber. Landw. 57: 105-117.

- DÄMMGEN U., GRÜNHAGE L., JÄGER H.-J., 1985: System zur flächendeckenden Erfassung von luftgetragenen Schadstoffen und ihren Wirkungen auf Pflanzen. Landschaftsökol. Messen, Auswerten 1: 1-12.
- DITTRICH B., HERMSDORF U., STEUBING L., ZIERL H., 1987: Biomonitoring zur Ermittlung der Immissionsbelastung im Nationalpark Berchtesgaden. Verh. Ges. Ökol. 17:
- HUNTER B.A., JOHNSON M.S., 1982: Food chain relationships of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. Oikos 38: 108-117.
- KÖGEL J., HOFMANN P., ROSOPULO A., KNÖPPLER H.-O., 1981: Untersuchungen zum Übergang von Cadmium aus natürlich kontaminierten Futtermitteln auf die Tiere. Landw. Forsch. 34: 369-373.
- MÜLLER P., 1985: Äsungsgewohnheiten und Cadmium-Konzentrationen bei Rehen (*Capreolus capreolus*) aus dem Saarland. Faun.-Flor. Not. Saarland 17: 345-353.
- STEUBING L., GROBECKER K.H., KURFÜRST U., 1980: Zeeman-Atomabsorption zur Bestimmung von Schwermetallen in Pflanzen. Staub Reinh. Luft 40: 537-540.
- STEUBING L., 1986: Derzeitiger Wissensstand der Waldschadenssituation. Luftverunreinigungen [Düsseldorf]: 16-21.
- UBA 1983: Festlegung der Depositionen von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. Ber. Umweltbundesamt 6/83: 209 S.
- ZUBER R., BOVAY E., LUGINBUHL H.R., KÖNIG H., 1972: Die Bleiaufnahme beim Schaf durch Fütterung mit kontaminiertem Autobahngras. Schweiz. Landw. Forsch. 11: 45-55.

Adressen:

Dipl.-Biol. Jürgen Ertel
 Dipl.-Biol. Monika Maier
 Dr. Jürgen Gnittke
 Prof. Dr. Lore Steubing
 Institut f. Pflanzenökologie Univ.
 Heinrich-Buff-Ring 38
 D-6300 Gießen

Wirkungsmessungen mit Bioindikatoren an einem Autobahnprofil

Willfried Nobel und K. Michenfelder

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

NOBEL W., MICHENFELDER K., 1987: Wirkungsuntersuchungen im Umfeld einer verkehrsreichen Straße in einem Waldschadensgebiet mit pflanzlichen Bioindikatoren 1984 und 1985. In: FAT Schriftenr. Forschungsver. Automobiltechnik Frankfurt.

Adresse:

Willfried Nobel
K. Michenfelder
Technischer Überwachungs-Verein Stuttgart e.V.
Gottlieb-Daimler-Str. 7
D-7024 Filderstadt 1

Gehalte und Leaching von Magnesium, Calcium und Kalium bei Fichte (*Picea abies* Karst.) nach Einwirkung von Ozon und Schwefeldioxid

Robert Guderian, Andreas Klumpp und Klaus Küppers

Synopsis

During long-term experiments in climatic chambers and greenhouses four-year-old spruce clones (*Picea abies* Karst.) growing in sand and in different soils were exposed to O₃ and SO₂ singly and in combination. After fumigation the plants exhibited increased concentrations of Mg, Ca, and K in needles, while the mineral content in roots and stem was hardly affected by the pollutants. Leaching of the three nutrients was enhanced after fumigation, SO₂ being the most effective component.

Fumigation experiment, leaching, mineral content, ozone, pollutant combination, spruce, sulfur dioxide.

1. Einführung

Verschiedene, in geschädigten Waldbeständen der Bundesrepublik Deutschland zu beobachtende Symptome werden mit Störungen in der Nährstoffversorgung der Bäume, insbesondere mit Magnesium (Mg) und Calcium (Ca), in Zusammenhang gebracht (BOSCH et al. 1983; ZECH, POPP 1983; ZÖTTL, MIES 1983; ZÖTTL 1985).

Als Ursachen für die Mangelversorgung werden diskutiert

- ein unzureichendes Angebot vom Boden her (BOSCH et al. 1983, REHFUESS 1983, VDI 1983, ZÖTTL 1985).
- Störungen in der Nährstoffaufnahme sowie des -transportes innerhalb der Pflanze (BAUCH, SCHRÖDER 1982; VDI 1983; BAUCH et al. 1985; VOGELS et al. 1986).
- Leaching aus den immissionsbelasteten Blattorganen (PRINZ et al. 1982; KRAUSE et al. 1983, 1985a; GUDERIAN et al. 1986).

Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war es, die Wirkung von Ozon (O₃) und Schwefeldioxid (SO₂) einzeln und in Kombination auf den Gehalt und die Auswaschung von Magnesium, Calcium und Kalium (K) bei Fichte in Abhängigkeit von der Ernährungssituation der Pflanzen zu untersuchen. In der Diskussion wird über den Vergleich mit entsprechenden Befunden aus dem Freiland geprüft, welche Rückschlüsse aus diesen Ergebnissen auf Ablauf und Ursache von Schädigungen in Waldschadensgebieten gezogen werden können.

2. Material und Methoden

Als Versuchspflanzen dienten Klonfichten der Staatl. Samenklänge und Pflanzgarten Laufen/Obb. (Herkunft 84019, Höhe 25-30 cm, Alter 4 Jahre). Die Fichten wurden in ein Quarzsand-Styromüllgemisch bzw. Erds substrat in konische Kunststoffgefäße mit einer Wurzelraumtiefe von 15 cm gepflanzt. Die Analysendaten der drei verwendeten Erds substrate sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Nährstoffgehalte und pH-Werte der verwendeten Böden.
In mg/100 g Boden.

	N (verfügbar)	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg	pH-Wert
Schwarzwald	2.0	14	2	1	4.3
Vogelsberg	5.0	14	6	39	4.2
Benrath (Boden-Weißtorf- gemisch vor Auf- düngung)	1.2	1.2	2.1	4	4.2

Tab. 2: Expositionsbedingungen während der Versuche 1984/85
zum Einfluß von O₃ und SO₂ auf Fichte.

Versuchs- bezeichnung	Kultursubstrat	Belastungs- dauer	Begasungskonzentration (µg/m ³)	
			O ₃	SO ₂
Klimakammer- experiment I	Sandkultur:	21 Wochen	8.00 - 16.00: 180	100
Klon 1690	Vollnährlösung Mg-Ca-Mangel	(1984)	16.00 - 8.00: 90	kontinuierlich
	Erdsubstrat: Benrath			
Gewächshaus- experiment I	Sandkultur:	22 Wochen	1984	
Klon 2113	Vollnährlösung Mg-Ca-Mangel	(1984)	8.00 - 16.00: 200	100
	Erdsubstrat: Benrath	16 Wochen	16.00 - 8.00: 100	kontinuierlich
		(1985)	1985	
			10.00 - 18.00: 160	75
			18.00 - 10.00: 80	kontinuierlich
Gewächshaus- experiment II	Sandkultur:	20 Wochen	Variante I (TN):	Varianten
Klon 815	Vollnährlösung Mg-Ca-Mangel	(1985)	10.00 - 18.00: 140	1, 2, 3
	Erdsubstrat: Vogelsberg Schwarzwald		18.00 - 10.00: 50	75
			Variante 2 (T):	kontinuierlich
			10.00 - 18.00: 240	
			Variante 3 (N):	
			22.00 - 6.00 240	

Die Düngung der Fichten für das Gewächshausexperiment I und das Klimakammerexperiment I (Tab. 2) in der Vegetationsperiode 1984 erfolgte mit dem Langzeitdünger SD 998 der Fa. Schering (entsprechend 400 mg N, 110 mg P, 270 mg K, 110 mg S pro Gefäß); die vollernährten Pflanzen erhielten zusätzlich 54 mg Mg und 55 mg Ca. Die Erdkulturen wurden nach sechs-wöchiger Kulturdauer aufgedüngt (entsprechend 50 mg N, 14 mg P, 34 mg K, 14 mg S, 29 mg Mg pro Gefäß). Die Spurenelementversorgung erfolgte mittels der Fertigmischung SD 1074 (Schering).

Von der Vegetationsperiode 1985 an (Gewächshausexperimente I/II) wurden die Pflanzen mit einer Nährlösung gedüngt (entsprechend 147 mg N, 23 mg P, 88 mg K, 24 mg S, 36 mg Mg, 90 mg Ca pro Pflanze). Die Mangelvarianten erhielten wiederum kein Mg und Ca; über entsprechende Salze wurden die anionischen Mineralstoffe ausgeglichen.

Die Begasung erfolgte in einer Klimakammeranlage bei einem 0.8fachen sowie in Kleingewächshäusern mit 1.4fachem Luftwechsel pro Minute. Eine ausführliche Beschreibung der Expositionssysteme sowie der Dosier- und Meßtechnik ist in GUDERIAN et al. (1985) zu finden. Die versuchstechnischen Daten der vorgestellten Experimente sind in Tab. 2 zusammengefaßt. Die Begasungskonzentrationen sind als Sollwerte angegeben. Dosiertechnisch bedingte Abweichungen von den vorgegebenen Sollwerten führten allenfalls zu geringfügig niedrigeren Istwerten.

Für die Bestimmung von Mg, Ca und K wurde das bei 105 °C getrocknete Pflanzenmaterial bei 480 °C verascht und in Salpetersäure gelöst. Die Analyse des Pflanzenaufschlusses wie auch des Leaching-Eluats erfolgte mittels Atomabsorptionsspektrometrie.

Für die Leaching-Experimente wurden Plexigglasküvetten konstruiert, in welche Fichtenriebe unterschiedlichen Alters eingeschlossen und mit deionisiertem Wasser (pH 4.9) 15 Minuten unter ständiger Umwälzung des Flüssigkeitsvolumens von 50 ml gespült wurden.

3. Auswirkungen auf den Mineralstoffgehalt von Nadel, Sproß und Wurzel

Nach Exposition von Fichten über zwei Vegetationsperioden (Gewächshaus-experiment I) zeigte die Analyse von drei aufeinanderfolgenden Nadeljahrgängen auf den Gehalt an Mg, Ca und K ein durch die unterschiedliche Mobilität dieser Nährkationen bedingtes Verteilungsmuster (Tab. 3). Während die leicht verlagerbaren Mineralstoffe Magnesium und Kalium in den einzelnen Nadeljahrgängen relativ gleichmäßig verteilt waren, war bei Calcium infolge der hohen Ausgangsversorgung und der geringen Phloembeweglichkeit ein starker Abfall der Konzentrationen von den älteren zu den jüngeren Nadeln zu verzeichnen.

Tab. 3: Mineralstoffgehalte von Nadeln verschiedener Jahrgänge nach zweijähriger Belastung mit SO₂ und O₃ in Abhängigkeit vom Kultursubstrat. Mittelwerte aus 5-8 Doppelbestimmungen. Angaben in mg/g TS.

Substrat	Behandlung	Magnesium			Calcium			Kalium		
		Nadeljahrgang			Nadeljahrgang			Nadeljahrgang		
		1985	1984	1983/82	1985	1984	1983/82	1985	1984	1983/82
Sand Vollnähr- lösung	Kontroll- serie	1.44	2.55	2.32	1.30	5.76	11.18	8.49	6.59	5.51
		±0.49	±0.42	±0.34	±0.24	±0.75	±0.61	±0.86	±1.33	±0.59
	SO ₂	1.62	3.16	2.32	1.73	7.09	11.09	11.21	8.27	7.08
		±0.19	±0.34	±0.41	±0.16	±0.87	±0.96	±0.92	±1.74	±1.14
	O ₃	1.63	2.41	2.08	2.13	6.65	11.32	10.24	8.69	7.57
		±0.23	±0.45	±0.18	±0.28	±1.05	±1.11	±1.06	±1.46	±0.32
	O ₃ + SO ₂	1.72	2.38	2.89	2.00	6.14	12.13	11.39	10.70	7.48
		±0.07	±1.01	±0.11	±0.55	±0.38	±0.61	±2.38	±0.49	±0.76
	Kontroll- serie	0.58	0.71	0.84	0.87	2.45	8.74	11.56	11.23	8.98
		±0.09	±0.11	±0.07	±0.27	±0.75	±0.61	±0.51	±1.40	±1.20
	SO ₂	0.74	0.83	1.14	1.30	2.74	9.81	12.04	13.84	10.50
		±0.06	±0.27	±0.27	±0.33	±0.83	±1.43	±1.74	±1.41	±0.85
Sand Mg-Ca- Mangel	Kontroll- serie	0.58	0.71	0.84	0.87	2.45	8.74	11.56	11.23	8.98
		±0.09	±0.11	±0.07	±0.27	±0.75	±0.61	±0.51	±1.40	±1.20
	SO ₂	0.74	0.83	1.14	1.30	2.74	9.81	12.04	13.84	10.50
		±0.06	±0.27	±0.27	±0.33	±0.83	±1.43	±1.74	±1.41	±0.85
	O ₃	0.62	0.83	0.99	0.86	2.99	8.51	11.71	11.65	9.35
		±0.14	±0.09	±0.06	±0.33	±0.38	±0.74	±1.96	±0.86	±0.60
	O ₃ + SO ₂	0.62	0.70	1.11	1.02	3.08	8.50	11.89	10.55	10.07
		±0.03	±0.05	±0.08	±0.06	±0.83	±0.65	±0.70	±0.18	±0.63
	Kontroll- serie	1.19	1.42	1.34	5.34	8.59	12.34	4.96	4.68	4.04
		±0.14	±0.34	±0.10	±0.58	±0.73	±0.81	±0.76	±0.79	±0.59
	SO ₂	1.28	1.64	1.42	5.89	10.36	12.50	5.72	7.19	4.47
		±0.18	±0.18	±0.14	±1.18	±1.22	±1.23	±0.71	±0.83	±0.55
Erde Benrath	Kontroll- serie	1.19	1.42	1.34	5.34	8.59	12.34	4.96	4.68	4.04
		±0.14	±0.34	±0.10	±0.58	±0.73	±0.81	±0.76	±0.79	±0.59
	SO ₂	1.28	1.64	1.42	5.89	10.36	12.50	5.72	7.19	4.47
		±0.18	±0.18	±0.14	±1.18	±1.22	±1.23	±0.71	±0.83	±0.55
	O ₃	1.20	1.50	1.43	5.55	9.76	13.38	6.31	5.89	4.30
		±0.08	±0.20	±0.09	±0.63	±0.85	±0.83	±0.61	±1.12	±0.77
	O ₃ + SO ₂	1.19	1.36	1.50	5.54	7.70	12.92	6.62	6.19	4.64
		0.11	±0.09	0.10	±0.58	1.45	±1.37	±0.62	±0.70	±0.34

Die Magnesium- und Calciumgehalte der auf Vollnährlösung kultivierten Pflanzen unterschieden sich deutlich von den Gehalten der Mangelvariante. So waren bei Kultur auf Vollnährlösung in den ein- und zweijährigen Nadeln die Magnesiumkonzentrationen etwa dreimal, die Calciumkonzentrationen etwa doppelt so hoch wie bei fehlender Mg-Ca-Versorgung vom Substrat her. Kalium wurde von den Mangelvarianten in besonderem Maße angereichert; dagegen spiegelten die im Vergleich zur Sandkultur niedrigen K-Werte der Fichten auf Erdkultur den geringen Versorgungsgrad des Substrats mit Hauptnährstoffen wider.

Nach Belastung mit SO₂ und O₃ einzeln und in Kombination wiesen die einjährigen Nadeln der Fichten auf Vollnährlösung Calcium- und Kaliumgehalte auf, die um bis zu 64% bzw. 34% über denen der Kontrollserie lagen. Die Magnesiumkonzentrationen waren nur geringfügig erhöht. Die über zwei Vegetationsperioden begasten Nadeln des Jahrgangs 1984 zeigten einen Anstieg insbesondere der K-Gehalte um bis zu 62% gegenüber der Kontrollserie. Selbst in den vor Versuchsbeginn gebildeten Nadeln der Jahrgänge 83/82 waren unabhängig von der Belastungsvariante die K-, nach Einwirkung der Kombination O₃/SO₂ auch die Mg-Werte erhöht.

Bei den Pflanzen mit induziertem Mg- und Ca-Mangel machte sich der Einfluß der Begasung auf den Mineralstoffhaushalt in geringerem Maße bemerkbar. Allein SO_2 als Einzelkomponente bewirkte eine Erhöhung der Mg- und Ca-Gehalte einjähriger Nadeln. In Erdkultur hatte die Belastung mit den Schadgasen nur einen Anstieg der Kaliumkonzentrationen bei den ein- und zweijährigen Nadeln zur Folge.

Bei einem Vergleich der Mineralstoffgehalte unter verschiedenen Belastungsbedingungen fällt auf, daß die stärksten Effekte, unabhängig von der Ernährungssituation der Pflanzen, bei Einwirkung von SO_2 einzeln und in Kombination mit Ozon auftraten; Ozon allein rief in der Regel geringere Wirkung hervor.

Weitaus stärkere Effekte auf den Mineralstoffhaushalt waren nach Versuchen über eine Vegetationsperiode zu beobachten (Abb. 1). Nach 17wöchiger Belastung mit einer Kombination aus O_3 und SO_2 bei Ozoneinwirkung zu unterschiedlichen Tageszeiten (Gewächshausexperiment II, Tab. 2) waren unabhängig von der Begasungsvariante die Mineralstoffgehalte einjähriger Fichtennadeln deutlich erhöht. Abb. 1 belegt am Beispiel der Ozonbelastung von 10-18 Uhr die unterschiedlich stark ausgeprägte Reaktion auf den einzelnen Substrattypen. Die Konzentrationen in den Pflanzen auf Vollnährlösung stiegen um 10-34%. Im Gegensatz zum zweijährigen Experiment fällt die starke Zunahme (40-50%) der Mg-, Ca- und K-Gehalte bei Kultur auf Mg- und Ca-freier Nährlösung auf. Ein erheblicher Anstieg der Magnesiumwerte war auch bei Fichten auf der Mg-armen Schwarzwallerde zu verzeichnen. Kalium wurde in allen Varianten unter Immissionsstreß deutlich angereichert.

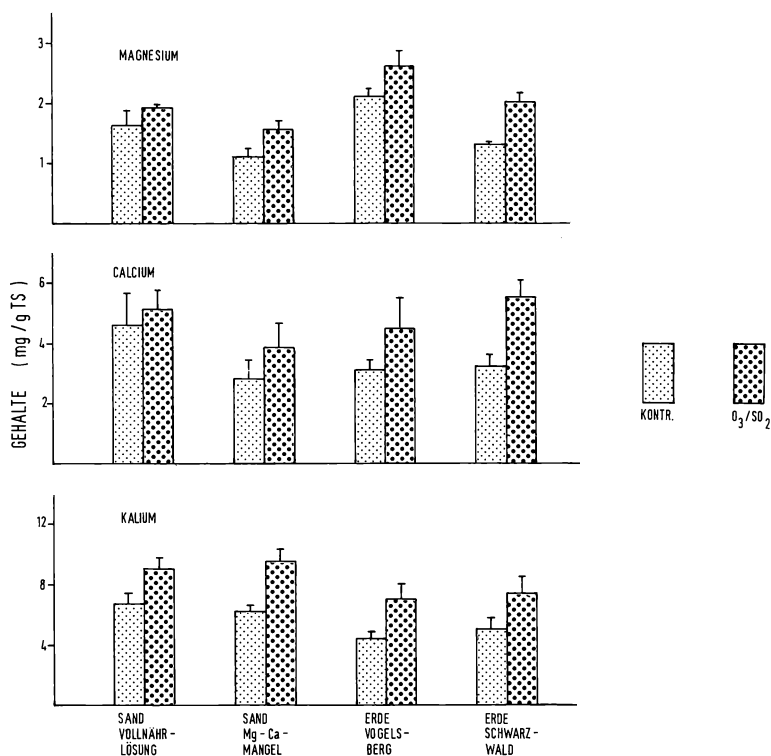


Abb. 1: Mg-, Ca- und K-Gehalte einjähriger Fichtennadeln auf Sand- und Erdkultur nach Belastung mit O_3/SO_2 über eine Vegetationsperiode. Gewächshausexperiment II.

Die hier vorgestellte Beeinflussung des Mineralstoffhaushalts von Fichten durch die Kombination O_3/SO_2 innerhalb einer Vegetationsperiode wird durch die bereits früher publizierten Ergebnisse (GUDERIAN et al. 1985) eines 21wöchigen Klimakammerexperiments (Tab. 2) bestätigt.

Während die Begasung bei fast allen Versuchsvarianten einen Anstieg im Mineralstoffgehalt der Nadeln verursachte, war eine eindeutige Auswirkung auf die Wurzeln nicht feststellbar (Abb. 2). Nur die kombinierte Belastung mit O_3 und SO_2 führte bei Fichten auf Vollnährlösung zu einer geringfügigen Minderung der Gehalte aller drei untersuchten Nährelemente. Bei Pflanzen mit induziertem Mg-Ca-Mangel sowie in Erdkultur wurden die Mg-, Ca- und K-Gehalte der Feinwurzeln nicht beeinflusst.

Die Sproßanalysen ergaben uneinheitliche Ergebnisse: Bei den Mangelvarianten war unter Kombinationsbelastung eine leichte Zunahme der Mg- und Ca-Werte in den Trieben von 1985 und 1984 zu verzeichnen; bei den vollernährten pflanzen stiegen nur die Kaliumgehalte in den genannten Sproßabschnitten tendenziell an. In den älteren Sproßteilen gingen die K-Konzentrationen leicht zurück.

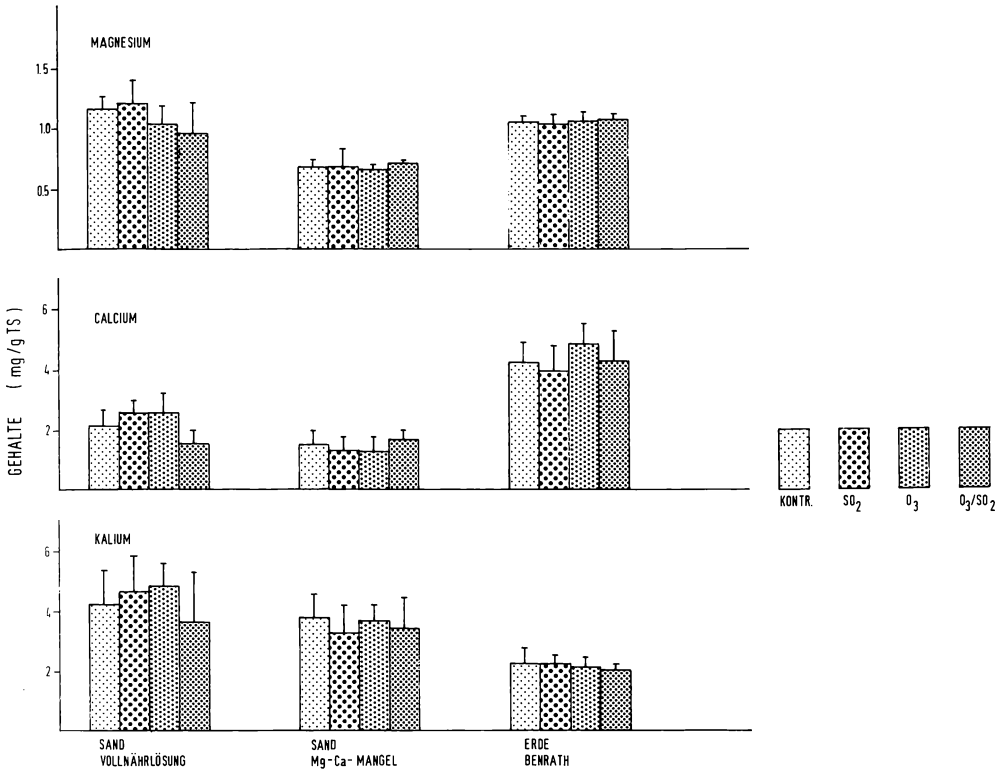


Abb. 2: Mineralstoffgehalte von Feinwurzeln nach zweijähriger Belastung mit SO_2 und O_3 in Abhängigkeit vom Kultursubstrat. Gewächshausexperiment I.

4. Einfluß auf die Auswaschbarkeit von Mineralstoffen

Untersuchungen zur Auswaschbarkeit von Mg, Ca und K aus einjährigen Nadeln ergaben bereits nach vierwöchiger Belastung mit der Kombination O_3/SO_2 (Gewächshausexperiment II, Tab. 2) eine unterschiedliche Reaktion der Fichten in Abhängigkeit vom Versorgungsgrad mit Mg und Ca (Abb. 3). Bei vollernährten Pflanzen war zu diesem Zeitpunkt keine nennenswerte Änderung im Vergleich zur Kontrollserie erkennbar. Dagegen nahm bei Fichten auf Mg-Ca-Mangelsubstrat die Auswaschung um jeweils 34% bei Mg und Ca sowie um 49% bei K zu.

Erst bei der zweiten Messung am Ende der Vegetationsperiode zeigte sich die immissionsbedingte Steigerung auch bei Fichten mit ausreichender Mg- und Ca-Versorgung vom Substrat her. Die Auswaschbarkeit der belasteten Mangelpflanzen nahm im Vergleich zur ersten Messung nicht weiter zu. Die Wirkung auf Pflanzen in Schwarzwälderde lag in der gleichen Größenordnung wie bei den Sandkulturen. Bei Kultur auf Vogelsbergerde konnte kein Effekt der Begasung auf die Auswaschung von Mineralstoffen beobachtet werden.

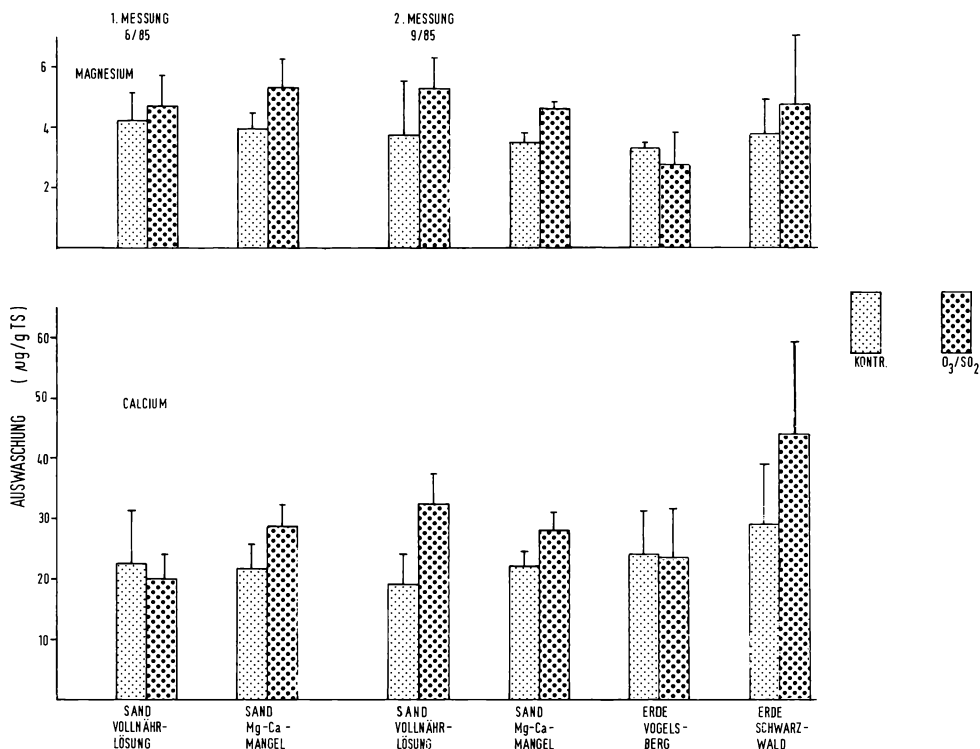


Abb. 3: Einfluß der Kombination O₃/SO₂ auf die Auswaschung von Mg und Ca aus einjährigen Fichtennadeln mit unterschiedlicher Nährstoffversorgung in Abhängigkeit von der Expositionsdauer
Gewächshausexperiment II.

Die im Versuch über zwei Vegetationsperioden (Gewächshausexperiment I, Tab. 2) mit SO₂ und O₃ ermittelten Veränderungen der Ionenauswaschung aus Fichtennadeln unterschiedlichen Alters sind in Abb. 4 zusammengefaßt. Aus dem zweijährigen Trieb wurden, bezogen auf die Nadel Trockensubstanz, größere Mengen an Mg, Ca und K ausgewaschen als aus dem einjährigen. Unter Immissionsstreß zeigten die beiden Nadeljahrgänge ein unterschiedliches Reaktionsmuster. Die Auswaschung der drei Elemente aus den älteren Nadeln war bei den Fichten in Sandkultur mit Vollnährlösung gegenüber der Kontrollserie nicht verändert. Dagegen wiesen die Pflanzen auf Mg-Ca-Mangelsubstrat nach SO₂-Belastung eine um 86% erhöhte Magnesium- und um 42% erhöhte Ca-Auswaschung auf, eine Tendenz zu gesteigertem Leaching zeigte sich auch bei O₃-Einzelbegasung. Die geringsten Abweichungen von der Kontrollserie wurden nach kombinierter Einwirkung der beiden Schadgase beobachtet.

Auch aus den einjährigen Nadeln wurden nach Belastung verstärkt Mineralstoffe ausgewaschen. Insbesondere nach Einwirkung von SO₂ allein und in Kombination mit Ozon war die Ionenkonzentration im Eluat gegenüber der Kontrollserie bei den vollernährten Pflanzen um bis zu 57%, bei den Mangelvarianten um maximal 27% gesteigert. Ozon als Einzelkomponente zeigte geringere Effekte.

Eine Ansäuerung des deionisierten Wassers mit Schwefelsäure auf pH 3.5 hatte einen erheblichen Anstieg der Auswaschung von Magnesium und Calcium zur Folge, während die Kaliumauswaschung nur geringfügig vom pH-Wert abhängig war (Abb. 5).

Die Leachingrate einjähriger Fichtennadeln, d.h. die Menge an ausgewaschenen Nährstoffen bezogen auf den jeweiligen Gehalt der Nadeln, ist in Abb. 6 dargestellt. Es wird deutlich, daß nach der kurzen Dauer der Auswaschexperimente von nur 15 Minuten bereits 0.1 - 0.3% des Mg- und 0.5 - 1% des Ca-Gehaltes ausgewaschen waren.

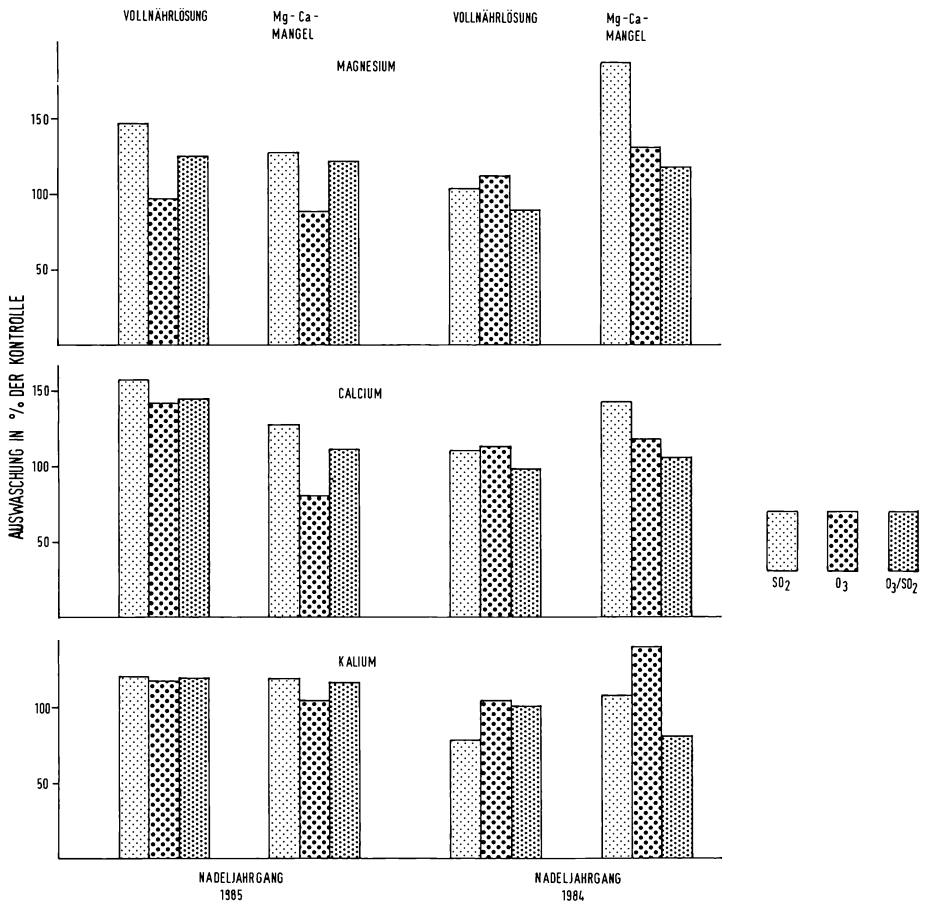


Abb. 4: Einfluß von SO₂ und O₃ einzeln und in Kombination auf die Auswaschung von Magnesium, Calcium und Kalium aus verschiedenen Nadeljährgängen von Fichte auf unterschiedlichem Kultursubstrat. Gewächshausexperiment I.

Das erhöhte Leaching der belasteten Pflanzen war offenbar eine Folge des immissionsbedingten Anstiegs der Elementgehalte in den Nadeln, eine veränderte Leaching-Rate war nicht festzustellen. Die Fichten in Mangelkultur wiesen deutlich höhere Auswaschraten als die vollernährten auf. Auch bei Pflanzen auf Schwarzwalderde, deren Mg-Gehalte niedriger lagen als bei Kultur auf Vogelsbergerde (Abb. 1), wurde ein vergleichsweise größerer Teil des Magnesiumgehalts der Nadeln ausgewaschen.

5. Diskussion

In allen Versuchsansätzen konnte unter Belastung mit den Schadgasen ein Anstieg der Mg-, Ca- und K-Gehalte in den Nadeln verschiedener Jahrgänge beobachtet werden. Die höchsten Anreicherungsraten fanden sich nach Exposition über eine Vegetationsperiode, während nach zweijähriger Begasung die Effekte geringer ausfielen.

Verschiedene Autoren berichten ebenfalls über einen Anstieg der Mineralstoffgehalte nach Begasungsexperimenten. So fanden BLUM et al. (1982) nach fünf-tägiger Belastung mit 196 µg O₃/m³ in Blättern von *Trifolium repens* deutlich erhöhte Werte. SKEFFINGTON u. ROBERTS (1985a, b) berichteten nach längerfristigen Versuchen mit kombinierter Wirkung von Ozon und saurem Nebel bei Koniferen über gesteigerte Konzentrationen aller Nährelemente, und BLANK u. ROBERTS (1985) fanden nach zweijähriger Belastung mit einer Kombination aus SO₂, O₃ und NO₂ bei *Picea sitchensis* erhöhte Mg-Spiegel.

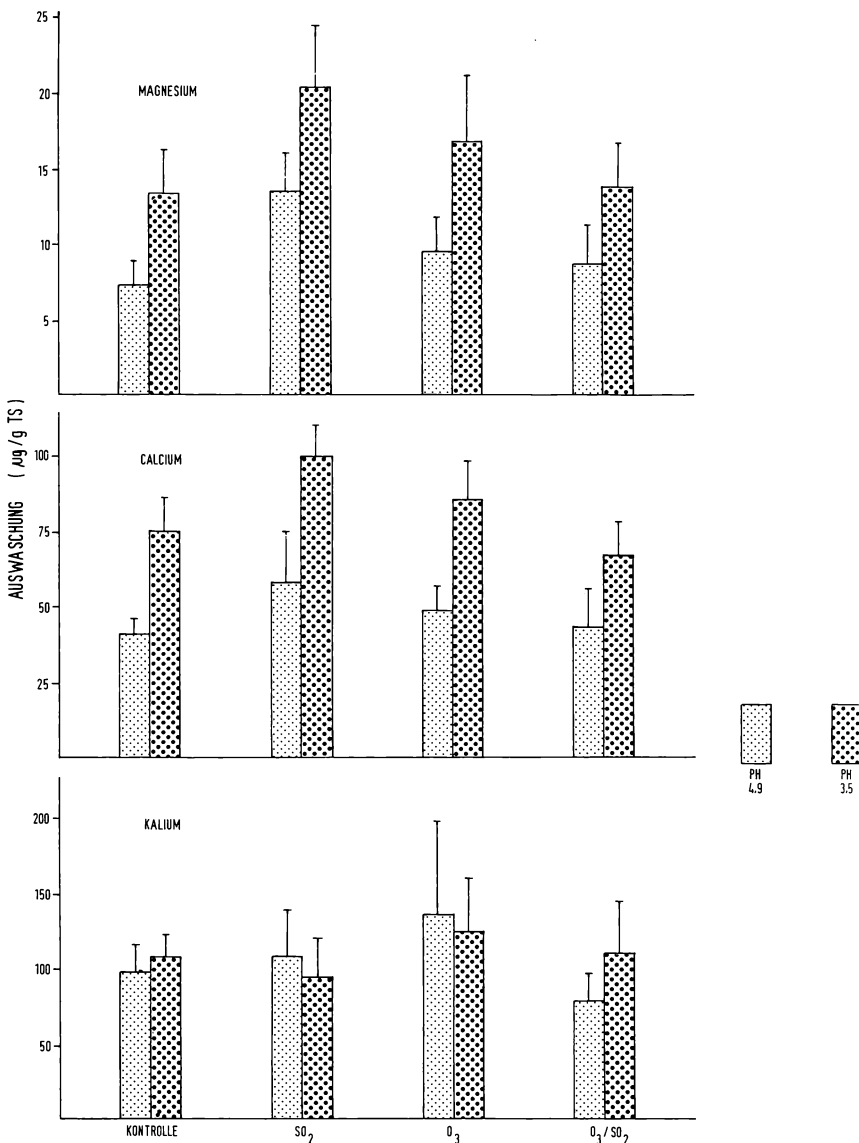


Abb. 6: Einfluß der Nährstoffversorgung auf die Auswaschrate bei einjährigen Fichtennadeln nach Kombinationsbelastung mit O₃/SO₂.
Gewächshausexperiment II.

Neuere Untersuchungen von KRIVAN u. SCHALDACH (1985) in geschädigten Waldbeständen Süddeutschlands deuten in die gleiche Richtung: Bei zurückgehenden Kaliumgehalten wurden erhöhte Gehalte an Mg und Ca in den Nadeln gemessen, während kaum Veränderungen in den Wurzeln festzustellen waren. In Freilanduntersuchungen wurde dagegen von zahlreichen Autoren über Mg- und Ca-Mangel sowie neuerdings auch über verminderte K-Konzentrationen bei Fichten aus erkrankten Beständen berichtet (BOSCH et al. 1983; ZECH, POPP 1983; HÜTTL 1985; ZÖTTL 1985; ZÖTTL, HÜTTL 1985).

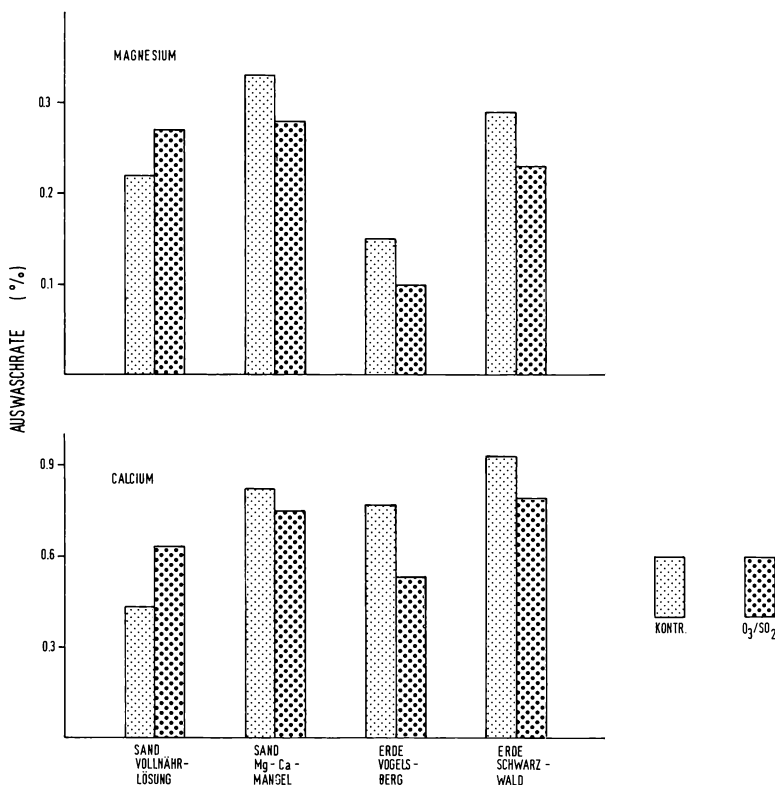


Abb. 5: pH-Abhängigkeit der Auswaschung von Magnesium, Calcium und Kalium aus zweijährigen Fichtennadeln auf Mg-Ca-Mangelsubstrat nach Einwirkung von SO₂ und O₃ über zwei Vegetationsperioden. Gewächshausexperiment I.

Für die festgestellten Veränderungen im Mineralstoffhaushalt kommen verschiedene Erklärungsmöglichkeiten in Betracht. Eine bei gleichbleibender Nährstoffaufnahme verminderte Trockensubstanzproduktion, gewissermaßen ein Konzentrierungseffekt, wie er auch von BLUM et al. (1982) bei *Trifolium* beobachtet wurde, könnte für den Anstieg der Gehalte im zweijährigen Gewächshausversuch verantwortlich sein. Nach einer kürzeren Belastungszeit konnte in den anderen Experimenten jedoch keine Beeinträchtigung der Trockensubstanzbildung ermittelt werden; gerade hier waren aber die stärksten Mineralstoffanreicherungen zu verzeichnen. Die Transpirationsrate war sowohl bei den hier vorgestellten Versuchen (Blind, pers. Mitt.) wie auch in Klimakammerexperimenten (GUDERIAN et al. 1986, VOGELS et al. 1986) insbesondere bei Anwesenheit von SO₂ stark herabgesetzt, so daß auch eine verstärkte passive Ionenaufnahme mit dem Transpirationsstrom als Ursache für die erhöhten Konzentrationen ausfällt. Mehrere Autoren deuten die gesteigerten Kationengehalte in Koniferennadeln aus Schadensgebieten (THEMLITZ 1960) sowie nach SO₂-Belastung (MATERNA 1961; KELLER, JÄGER 1980) als Entgiftungsmechanismus zum Ausgleich des durch SO₂ veränderten Kationen-Anionen-Verhältnisses. SCHAUB et al. (1985) wiesen an begasten Fichtensämlingen in Hydrokultur eine in den ersten Wochen gegenüber der Kontrollserie verstärkte Aufnahme insbesondere von Kationen aus der Nährlösung nach, die allerdings auch bei alleiniger Ozondosierung festzustellen war. Schließlich ist auch an Verlagerungen von Nährstoffen aus Holz und Wurzel in die Assimilationsorgane zu denken. Während JURAT et al. (1986) nach siebenwöchiger Belastung von Fichten um 50-70% verringerte Mg- und Ca-Gehalte in den Feinwurzeln fanden, wurden die Wurzelgehalte in dem hier vorgestellten zweijährigen Versuch nur unter Kombinationsbelastung geringfügig verringert.

Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen dürften die starken Anreicherungen von Nährkationen in den Nadeln nach bis zu mehreren Monaten dauernder Schadstoffbelastung auf einer insbesondere unter SO_2 -Einfluß gesteigerten Ionenaufnahme aus dem Substrat beruhen, verbunden mit einer Mobilisierung von Mineralstoffen vor allem aus der Wurzel, die den deutlichen Anstieg der Gehalte auch bei Kultur ohne Mg- und Ca-Versorgung erklären könnte. Bei längerer Expositionsdauer sollte die verringerte physiologische Aktivität und das stark beeinträchtigte Wurzelwachstum zu einer verminderten Nährstoffaufnahme führen und damit die beobachteten Unterschiede zwischen belasteten und Kontrollpflanzen kompensieren.

Die durchgeführten Leaching-Experimente lassen wegen der kurzen Auswaschdauer nur Aussagen zur potentiellen Auswaschbarkeit von Nährstoffen aus Fichtennadeln zu. In Übereinstimmung mit Ergebnissen aus Auswaschexperimenten an ganzen Pflanzen (PRINZ et al. 1984, KRAUSE et al. 1985a) sowie aus Modellökosystemen (ARNDT et al. 1985) wurden erhöhte Mengen an Mg, Ca und K im Eluat nachgewiesen. Die Fichten auf Mg-Ca-freiem Substrat reagierten früher und empfindlicher als bei Kultur auf Vollnährlösung. Insgesamt ergaben sich bei Anwesenheit von SO_2 die stärksten Steigerungen im Leaching, während Ozon als Einzelkomponente geringere Wirkung zeigte. Die Auswaschverluste nahmen mit der Azidität der Auswaschlösung zu, wie auch die Untersuchungen u.a. von WOOD u. BORMANN (1975, 1977) an Zuckerahorn und Weymouthskiefer sowie von MENGEL et al. (1985) und SKIBA et al. (1986) an Fichtenarten ergaben.

Von besonderem Interesse für die Beurteilung der Bedeutung von Nährstoffverlusten durch Leaching ist die Ermittlung der Auswaschrates, d.h. des Anteils der ausgewaschenen Ionen am Gehalt der Blattorgane. SKEFFINGTON u. ROBERTS (1985a, b) weisen darauf hin, daß die bei ihren Experimenten nach O_3 -Einwirkung erhöhten Konzentrationen in der Kronentraufe von einer Zunahme der Mineralstoffgehalte in den Nadeln begleitet wurden. Zu ähnlichen Ergebnissen führten auch die hier vorgestellten Untersuchungen. Die Auswaschrates zeigte sich infolge der immissionsbedingten Anreicherung von Nährelementen in den Nadeln weitgehend unbeeinflußt von der Belastung mit den Schadstoffen; allerdings lagen die Werte bei den schwächer mit Mg und Ca versorgten Pflanzen deutlich höher als bei den guternährten, was den Angaben von TUKEY et al. (1958), TUKEY u. MORGAN (1964) sowie VOGELS et al. (1986) entspricht.

Die vorliegenden Ergebnisse lassen sich im Zusammenhang mit den Befunden anderer Autoren dahingehend deuten, daß durch O_3 , SO_2 und evtl. weitere Luftverunreinigungen Nährstoffverluste von Pflanzen durch Leaching zwar erheblich gesteigert werden, die immissionsbedingte höhere Aufnahme bzw. die verstärkte Verlagerung von Nährstoffen speziell aus der Wurzel in die Blattorgane jedoch diesem Verlust entgegenwirkt. Die kompensatorische Mehraufnahme aus dem Boden als Reaktion auf das Leaching aus den Assimilationsorganen wurde bereits von TUKEY (1970) beschrieben. Berechnungen von AMTHOR (1986) ergaben für verschiedene Waldbestände bei guter Nährstoffversorgung eine nur geringe Bedeutung des Leachings für die Forstproduktivität. Auch in Experimenten zur Wirkung saurer Niederschläge in Modellökosystemen (KELLY, STRICKLAND 1986) blieben bei erhöhten Auswaschverlusten die Nährstoffgehalte in den Pflanzen unverändert.

Langandauernde Belastung dürfte auf nährstoffarmen Böden bei gesteigertem Leaching wegen unzureichender Nachlieferung von Mineralstoffen und Erschöpfung der pflanzeigenen Reserven zu einer allmählichen Reduktion der Gehalte in den Blattorganen führen. Die bei mangelhaft ernährten Pflanzen erhöhte Auswaschrates sollte das Absinken der Mineralstoffgehalte beschleunigen, so daß zusammen mit weiteren Beeinträchtigungen ober- und unterirdischer Pflanzenteile die von HÜTTL (1985) und KRAUSE et al. (1985b) geschilderte Schädigungsspirale wirksam werden kann.

6. Zusammenfassung

Fichtenklone, auf Erd- und Sandsubstrat bei Variation der Versorgung mit Magnesium und Calcium kultiviert, wurden in einer Klimakammeranlage und in Kleingewächshäusern bis zu zwei Vegetationsperioden realistischen Konzentrationen an O_3 und SO_2 einzeln und in Kombination exponiert. Nach Belastung war bei allen Versuchsgliedern, insbesondere in den einjährigen Nadeln, eine Erhöhung der Gehalte an Mg, Ca und K festzustellen. Als besonders wirksam erwies sich SO_2 , einzeln wie in der Kombination mit O_3 . Leaching-Experimente an einzelnen Zweigen ergaben nach Belastung eine deutlich gesteigerte Auswaschung von Nährstoffen. Dabei reagierten Fichten mit induziertem Mg-Ca-Mangel früher als vollernährte Pflanzen. Die Leaching-Rate,

d.h. der Anteil der ausgewaschenen Kationen am Gehalt der Nadeln, änderte sich unter dem Immissionseinfluß nur geringfügig; die Fichten in Mangelkultur wiesen allgemein höhere Auswaschraten als die vollernährten auf.

Die vorliegende Arbeit ist Teil eines vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten geförderten Vorhabens.

Literatur

- AMTHOR J.S., 1986: An estimate of the 'cost' of nutrient leaching from forest canopies by rain. *New Phytol.* 102: 359-364.
- ARNDT U., SEUFERT G., BENDER J., JÄGER H.J., 1985: Untersuchungen zum Stoffhaushalt von Waldbäumen aus belasteten Modellökosystemen in Open-Top-Kammern. *VDI-Berichte* 560: 783-803.
- BAUCH J., SCHRÖDER W., 1982: Zellulärer Nachweis einiger Elemente in den Feinwurzeln gesunder und erkrankter Tannen (*Abies alba* Mill.) und Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forstw. Cbl.* 101: 285-294.
- BAUCH J., RADEMACHER P., BERNEIKE W., KNOTH J., MICHAELIS W., 1985: Breite und Elementgehalt der Jahrringe in Fichten aus Waldschadensgebieten. *VDI-Berichte* 560: 543-559.
- BLANK L.W., ROBERTS T.M., 1985: Response of Sitka spruce to long-term fumigation with realistic mixtures of SO₂, NO₂, and ozone. *VDI-Berichte* 560: 717-724.
- BLUM U., SMITH G.R., FITES R.C., 1982: Effects of multiple O₃ exposures on carbohydrate and mineral content of Ladino clover. *Environ. Exp. Bot.* 22: 143-154.
- BOSCH C., PFANNKUCH E., BAUM U., REHFUESS K.E., 1983: Über die Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. *Forstw. Cbl.* 102: 167-181.
- GUDERIAN R., KÜPPERS K., SIX R., 1985: Wirkungen von Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid auf Fichte und Pappel bei unterschiedlicher Versorgung mit Magnesium und Kalzium sowie auf die Blattflechte *Hypogymnia physodes*. *VDI-Berichte* 560: 657-701.
- GUDERIAN R., VOGELS K., MASUCH G., 1986: Comparative physiological and histological studies on Norway spruce (*Picea abies* Karst.) by climatic chambers experiments and field studies in damaged forest stands. 7th World Clean Air Congress & Exhibition (Sydney, 25-29 August 1986).
- HÜTTL R., 1985: Neuartige Waldschäden und Ernährungszustand von Fichtenbeständen in Südwestdeutschland am Beispiel Oberschwaben. *Kali-Briefe* (Büntehof) 17: 489-496.
- JURAT R., SCHAUB H., STIENEN H., BAUCH J., 1986: Einfluß von Schwefeldioxid auf Fichten (*Picea abies* L. Karst.) in verschiedenen Bodensubstraten. *Forstw. Cbl.* 105: 105-115.
- KELLER TH., JÄGER H.J., 1980: Der Einfluß bodenbürtiger Sulfationen auf den Schwefelgehalt SO₂-begaster Assimilationsorgane von Waldbaumarten. *Angew. Bot.* 54: 77-89.
- KELLY J.M., STRICKLAND R.C., 1986: Throughfall and plant nutrient concentration response to simulated acid rain treatment. *Water, Air Soil Poll.* 29: 219-231.
- KRAUSE G.H.M., JUNG K.D., PRINZ B., 1983: Neuere Untersuchungen zur Aufklärung immissionsbedingter Waldschäden. *VDI-Berichte* 500: 257-266.
- KRAUSE G.H.M., JUNG K.D., PRINZ B., 1985a: Experimentelle Untersuchungen zur Aufklärung der neuartigen Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. *VDI-Berichte* 560: 627-656.
- KRAUSE G.H.M., ARNDT U., BRANDT C.J., BUCHER J., KENK G., MATZNER E., 1985b: Forest decline in Europe: Development and possible causes. *Int. Symp. Acid Precipitation* (Muskoka Conference 1985: 15-20 Sept. 85).
- KRIVAN V., SCHALDACH G., 1985: Untersuchungen zur Rolle der Makro- und Mikromineralnährstoffe sowie anderer Elemente bei der Erkrankung von Waldbäumen. *PEF-Ber.* 2: 163-188.
- MATERNA J., 1961: Einfluß des Schwefeldioxyds auf die mineralische Zusammensetzung der Fichtennadeln. *Naturwissenschaften* 48: 723-724.
- MENGEL K., LUTZ H.J., BREININGER M.T., 1985: Mineralstoff- und Kohlenhydratauswaschung durch saure Nebel aus jungen Fichten (Statusseminar Jülich, 2.-4.12.85).
- PRINZ B., KRAUSE G.H.M., STRATMANN H., 1982: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. *LIS-Bericht* 28: 154 S.
- PRINZ B., KRAUSE G.H.M., JUNG K.D., 1984: Neuere Untersuchungen der LIS zu den neuartigen Waldschäden. *Düsseldorfer Geobot. Koll.* 1: 25-36.
- REHFUESS K.E., 1983: Über die Fichtenerkrankung in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. *VDI-Berichte* 500: 273-278.

- SCHAUB H., ZWOCH I., JURAT R., 1985: Untersuchungen über den Einfluß schwefelhaltiger Verbindungen und Ozon (einzeln wie auch in Kombination) auf Wachstum und Entwicklung von Pflanzen (Statusseminar Jülich, 2.-4.12.85).
- SKEFFINGTON R.A., ROBERTS T.M., 1985a: The effects of ozone and acid mist on Scots pine saplings. *Oecologia* 65: 201-206.
- SKEFFINGTON R.A., ROBERTS T.M., 1985b: Effect of ozone and acid mist on Scots pine and Norway spruce - an experimental study. *VDI-Berichte* 560: 747-760.
- SKIBA U., PEIRSON-SMITH T.J., CRESSER M.S., 1986: Effects of simulated precipitation acidified with sulphuric and/or nitric acid on the throughfall chemistry of Sitka spruce *Picea sitchensis* and heather *Calluna vulgaris*. *Environ. Poll.* B11: 255-270.
- THEMLITZ R., 1960: Die individuelle Schwankung des Schwefelgehaltes gesunder und rauchgeschädigter Kiefern und seine Beziehung zum Gehalt an den übrigen Hauptnährstoffen. *Allgem. Forst- Jagdztg.* 131: 261-264.
- TUKEY H.B. Jr., TUKEY H.B., WITTWER S.H., 1958: Loss of nutrients by foliar leaching as determined by radioisotopes. *Amer. Soc. Hort. Sci.* 71: 496-506.
- TUKEY H.B. Jr., MORGAN J.V., 1964: The occurrence of leaching from above-ground plant parts and the nature of the material leached. *Proc. 16th Int. Hort. Congr. (Brussels 1962)* 4: 153-160.
- TUKEY H.B. Jr., 1970: The leaching of substances from plants. *Ann. Rev. Pl. Physiol.* 21: 305-324.
- VDI 1983: Säurehaltige Niederschläge - Entstehung und Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme. 277 S.
- VOGELS K., GUDERIAN R., MASUCH G., 1986: Investigations on Norway spruce (*Picea abies* Karst.) in damaged forest stands and in climatic chambers exposures. *Int. Conf. Acidification and its Policy Implications* (Amsterdam, 5.-9.5.86).
- WOOD T., BORMANN F.H., 1975: Increase in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. *Ambio* 4: 165-171.
- WOOD T., BORMANN F.H., 1977: Short-term effects of a simulated acid rain upon the growth and nutrient relations of *Pinus strobus* L. *Water, Air Soil Poll.* 7: 479-488.
- ZECH W., POPP E., 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. *Forstw. Cbl.* 102: 50-55.
- ZÖTTL H.W., MIES E., 1983: Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. *Allg. Forst- Jagdztg.* 154: 110-114.
- ZÖTTL H.W., 1985: Waldschäden und Nährelementversorgung. *Düsseldorfer Geobot. Koll.* 2: 31-41.
- ZÖTTL H.W., HÜTTL R., 1985: Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im südwestdeutschen Alpenvorland. *Allg. Forstzeitschr.* 40: 197-199.

Adresse:

Prof. Dr. Robert Guderian
 Dipl.-Biol. Andreas Klumpp
 Dr. Klaus Küppers
 Institut für Angewandte Botanik
 Universität GHS
 Universitätsstr. 5
 D-4300 Essen 1

Untersuchungen ausgewählter Streßsymptome an Fichten (*Picea abies* Karst.) aus geschädigten Waldbeständen und aus Klimakammerexperimenten

Klaus Vogels, Irmgard Koch und Jürgen Bender

Synopsis

Under controlled and reproducible conditions in climatic chambers, fumigation experiments with longterm exposures to sulfur dioxide and ozone, separately and in combination were carried out. The results were compared with field experiments from May 1985 to July 1986 in the SO₂ stressed Fichtelgebirge und in the O₃ stressed Black Forest. The main objective is to analyse the influence of SO₂ and of O₃ on the following stress symptoms

- activity of peroxidase as an unspecified stress and detoxication enzyme,
- the prolin content indicating water stress (and comparison with results of water economy studies),
- the lipid content as another unspecified stress symptom.

From the climatic chamber experiments as well as from the field studies resulted that the activity rates of peroxidase were remarkably higher in the needles of damaged trees than in those of the reference trees. In December 1985, the 1984 needles of the damaged trees in both Fichtelgebirge and Black Forest revealed quadrupled activity rates. This increase in needles which were mostly free from apparent symptoms of damage is very likely due to a combined stress caused by pollution and frost.

In the course of experiments and field studies damaged trees showed reductions in transpiration and water potentials, whereas the total sugar contents and the osmotic potentials were raised. Since the prolin contents were often raised as well, disturbances of the water economy of the damaged spruce trees must be assumed. Again in chambers and in the field it could be recognized that the total contents of lipids of the damaged spruces were - even if with remarkable seasonal deviations - increased, with galactolipids gaining the largest proportions and phospholipids showing the highest increase.

Galactolipid, lipid content, ozone, peroxidase, phospholipid, *Picea abies*, sulfur dioxide, water economy.

1. Einführung

In den letzten Jahren hat sich der Gesundheitszustand der deutschen Wälder stark verschlechtert. Nach Art, Intensität und räumlicher Verbreitung der Schäden lassen sich die Ursachen der bisher bekannten, periodisch wiederkehrenden Erkrankungen an Waldbäumen als primäre Faktoren ausschließen (VDI 1983; GUDERIAN et al. 1985a). Nach der heute weit verbreiteten Meinung kommen als wesentliche Ursache für das Phänomen 'Waldsterben' Luftverunreinigungen in Frage (ARNDT et al. 1982; PRINZ et al. 1982; GUDERIAN et al. 1985a, b; KRAUSE et al. 1985; GUDERIAN, VOGELS 1986; VOGELS et al. 1986). Diese werden nicht nur als wichtige Schadauslöser diskutiert, sondern auch als prädisponierende Faktoren (NIENHAUS 1985). So wurde schon früh über die Wechselwirkungen von Luftverunreinigungen und Froststreß berichtet (FUNK 1922; WENTZEL 1956). Neuere Untersuchungen u.a. von KELLER (1978), HUTTUNEN (1980), KELLER (1981) sowie GUDERIAN et al. (1985b) stützen diese Hypothese.

Die bisherigen Untersuchungen zur Ursachenforschung des Waldsterbens erfolgten an Hand phänomenologischer, in jüngster Zeit verstärkt vermittels ausgewählter physiologischer und histologischer Kriterien. Vergleichende licht-/elektronenmikroskopische und physiologische Untersuchungen an Bäumen aus verschiedenen Schadensgebieten der Bundesrepublik Deutschland stehen dagegen noch aus. Im Rahmen eines von der Europäischen Kommission geförderten Forschungsvorhabens wurden Fichten von ausgewählten Standorten im Eggegebirge, Kaufunger Wald, Fichtelgebirge und Schwarzwald histologisch und physiologisch untersucht. Die gewonnenen Ergebnisse wurden einerseits den Schadsymptomen in den betreffenden Waldgebieten gegenübergestellt, zum anderen mit Untersuchungsbefunden an Pflanzungen aus parallel verlaufenden Klimakammerexperimenten verglichen. Der Vergleich von Befunden aus reproduzierbaren Begasungsexperimenten in Klimakammern und aus geschädigten Waldbeständen läßt kausalanalytisch gesicherte und für die Praxis repräsentative Ergebnisse erwarten.

Ziel der hier vorgestellten Arbeit ist es, die Wirkungen von Schwefeldioxid und Ozon auf folgende Streßsymptome zu untersuchen:

- Ermittlung der Aktivität des unspezifischen Streß- und Entgiftungsenzyms Peroxidase
- Bestimmung des Prolingehaltes als Indikator für Wasserstreß und Vergleich mit Untersuchungen zum Wasserhaushalt
- Messung des Lipidgehaltes als gleichfalls unspezifische Streßreaktion.

Die Verknüpfung von Streßreaktionen, wie die Abweichung der Peroxidaseaktivität, des Prolin- und Lipidgehaltes von der Norm, läßt Anhaltspunkte erwarten, inwieweit Reaktionen auf Immissionsstreß miteinander in Verbindungen stehen bzw. voneinander abhängig sind.

2. Material und Methoden

Im Rahmen dieser Arbeit bleiben die Freilanderhebungen auf die Standorte im Fichtelgebirge (Schneeberg, 1000 m ü.d.M.) und Südschwarzwald (Belchen, 1050 m ü.d.M.) beschränkt. Die beiden Waldschadensgebiete unterscheiden sich in erheblichem Maße hinsichtlich ihrer Immissionskonstellation: Während die Vegetation im Südschwarzwald durch hohe Ozon-Konzentrationen gefährdet ist, charakterisieren erhöhte SO₂-Konzentrationen die Belastungen im Fichtelgebirge. Die geobiologischen Erhebungen wurden nach dem Pärchenprinzip an 40- bis 60jährigen Fichten durchgeführt, die in der Nähe kontinuierlich registrierender Meßstationen stocken. Die Probenahme erfolgte mit Hilfe einer fahrbaren Zweiradleiter im Bereich von 10-14 Metern über Grund, und zwar im Juni 1985 (nach Beendigung des Neuaustriebes), im September und Dezember 1985, im Mai 1986 vor und im Juli 1986 wiederum nach Beendigung des Neuaustriebes. Die Begasungsexperimente wurden an 3jährigen Fichtenklonen der Provenienz Kartuzy vorgenommen. Auf die Begasungskonstellation wird bei der Darstellung der jeweiligen Versuchsergebnisse näher eingegangen.

Die Bestimmung der Peroxidaseaktivität erfolgte nach GRÜNHAGE u. JÄGER (1982), der Prolingehalt wurde photometrisch nach BATES et al. (1973) ermittelt. Die Lipidgehalte wurden densitometrisch (TLC Scanner CS 930, Fa. Shimadzu) quantifiziert. Photosynthesemessungen erfolgten mit Hilfe einer O₂-Elektrode in Luft. Das osmotische Potential wurde kryoskopisch bestimmt. Für die Messung des Wasserpotentials stand eine Druckbombe, für die Ermittlung der Transpirationsrate ein steady-state Porometer (Li-cor 1600) zur Verfügung.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Untersuchungen zur Peroxidaseaktivität

Die Peroxidase gilt als unspezifischer Indikator für eine Vielzahl von Belastungen (ENDRESS et al. 1980). So wurde eine Aktivitätssteigerung nach Verwundung und Schädlingsbefall (BIRECKA et al. 1975a, b), nach Kälte (GERLOFF et al. 1967; DEJONG et al. 1968), Trockenheit (STUTTE, TODD 1967) sowie nach Luftverunreinigungen vornehmlich mit SO₂ und O₃ nachgewiesen (KELLER 1974, 1976; ERNST et al. 1985). KELLER (1981) untersuchte die Kombination von Froststreß und SO₂-Einwirkung an Fichte in Freilandbegasungen im Winter. Dabei erwies sich die Peroxidaseaktivität der Nadeln als nicht immissionspezifischer Indikator einer als 'latente' Schädigung einge-

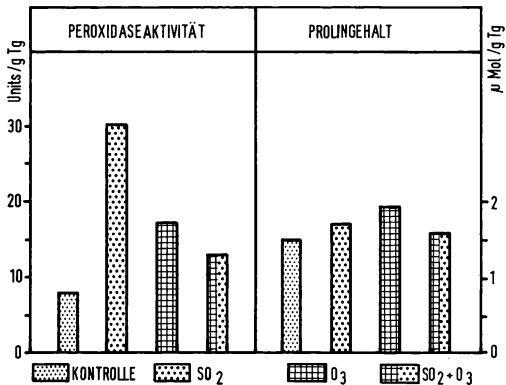


Abb. 1: Peroxidaseaktivität und Prolingehalt in Nadeln von Fichtenklonen nach 20wöchiger Begasung mit kontinuierlich 258 µg SO₂ und 176 µg O₃/m³ (14 Std./Tag), einzeln und in Kombination.

stufen Belastung. Die in vitro-Aktivität des Entgiftungsenzyms wurde durch das SO₂ der Luft während der Vegetationsruhe gesteigert. In eigenen Klimakammerexperimenten (Abb. 1) war nach 20wöchiger kontinuierlicher Begasung mit 258 µg SO₂/m³ eine Stimulation der Aktivität etwa um das Dreifache gegenüber den Kontrollserien zu beobachten, während sich nach O₃-Einwirkung mit 176 µg/m³ (14 h/Tag) die Aktivitätssteigerung nur etwa verdoppelte. Nach Kombinationsbegasung war zwar im Vergleich zu den Einzelbegasungen eine Abnahme der Stimulation zu verzeichnen, die Enzymaktivität lag aber immer noch über dem Wert der unbehandelten Kontrollserien. Dies deutet darauf hin, daß vornehmlich niedrige Belastungen eine Aktivitätssteigerung bewirken.

Freilanduntersuchungen (Abb. 2) an Referenz- und Schadbäumen im Fichtelgebirge und im Schwarzwald ließen an allen Nadeljahrgängen der stark geschädigten Fichten deutlich höhere Aktivitätsraten erkennen als in den entsprechenden Nadeln der gering geschädigten Bäume. Besonders hingewiesen sei auf die hohe Peroxidaseaktivität der im Dezember 1985 geernteten Nadeln. Die Probenahme im Anschluß an einen Kälteeinbruch (mit Schnee und Frost) ergab sowohl im Fichtelgebirge als auch im Schwarzwald in den 1984er Trieben der Schadbäume eine im Vergleich zu den entsprechenden Nadeln der Referenzbäume um mehr als das 4fache erhöhte Peroxidaseaktivität. Trotz der Winterruhe war in den von äußeren Schadsymptomen noch weitgehend freien Nadeln des Vorjahrestriebes - wahrscheinlich durch das Zusammentreffen von Immissions- und Froststreß bedingt - die höchste Aktivitätssteigerung zu verzeichnen.

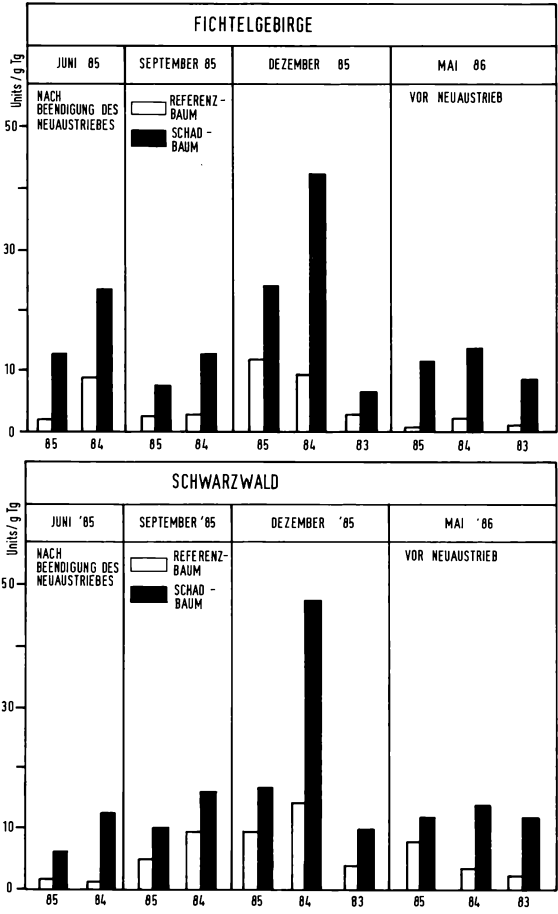


Abb. 2: Peroxidaseaktivität in Nadeln des Referenz- und Schadbaumes im Fichtelgebirge und im Schwarzwald.

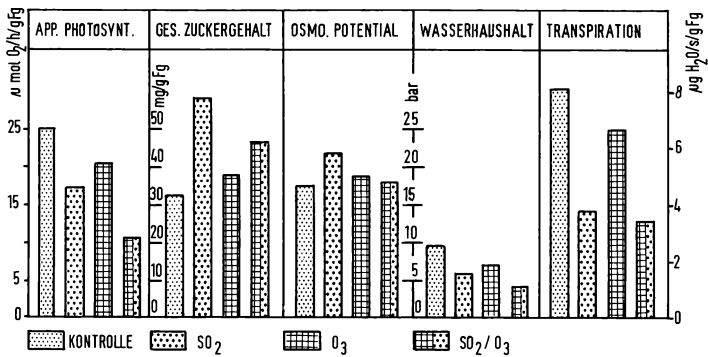


Abb. 3: Apparente Photosynthese, Gesamtzuckergehalt und Wasserhaushalt in Nadeln von Fichtenklonen nach 12wöchiger Begasung mit 292 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ (kontinuierlich) und 194 $\mu\text{g O}_2/\text{m}^3$ (14 Std./Tag), einzeln und in Kombination.
VOGELS et al. 1986.

3.2 Wasserhaushalt und Prolingehalt

Vergleicht man nach Einwirkungen von O₃ und SO₂ im Klimakammerexperiment die den Wasserhaushalt bestimmenden Parameter Transpiration, Wasserpotential und osmotisches Potential mit der jeweiligen Photosyntheseleistung, so besteht ein enger Zusammenhang in der Minderung der Transpiration und des Wasserpotentials auf der einen Seite und der Photosyntheserate auf der anderen (Abb. 3). Wie aus früheren Untersuchungen deutlich wird, führen Immissionsbelastungen zu erheblichen Veränderungen im Siebteil der Leitbündel (GUDERIAN et al. 1986), verbunden mit einem Stärkestau in den Chloroplasten. Trotz verminderter apparenter Photosyntheseleistung konnte ein erhöhter Gesamtzuckergehalt und eine Steigerung des osmotischen Potentials beobachtet werden. Tendenziell gleiche Ergebnisse lieferten die Freiland-erhebungen (VOGELS et al. 1986). Da hier Transpiration und Wasserpotential erheblichen Tagesschwankungen unterworfen sind, soll der Verlauf dieser beiden während eines Tages am Beispiel der geschädigten Fichte des Fichtelgebirges aufgezeigt werden (Abb. 4). Zwar erreichte der Referenzbaum z.Z. des stärkeren Stresses um die Mittagszeit wesentlich höhere Maximalwerte im Wasserpotential und in der Transpiration als der geschädigte Baum, dem vergleichbaren Tagesgang bei beiden Fichten zufolge hat jedoch der geschädigte Baum seine Regulationsfähigkeit im Wasserhaushalt noch nicht verloren.

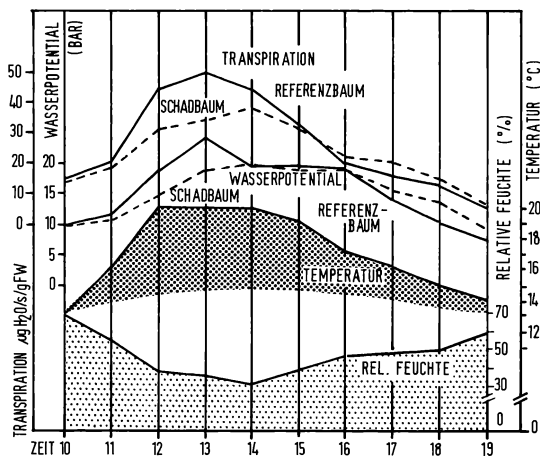


Abb. 4: Tagesgang des Wasserhaushaltes von Referenz- und Schadbaum im Fichtelgebirge.
VOGELS et al. 1986.

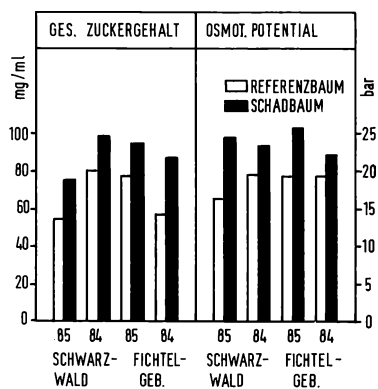


Abb. 5: Gesamtzuckergehalt und osmotisches Potential in Nadeln des Referenz- und Schadbaumes im Schwarzwald und im Fichtelgebirge. VOGELS et al. 1986.

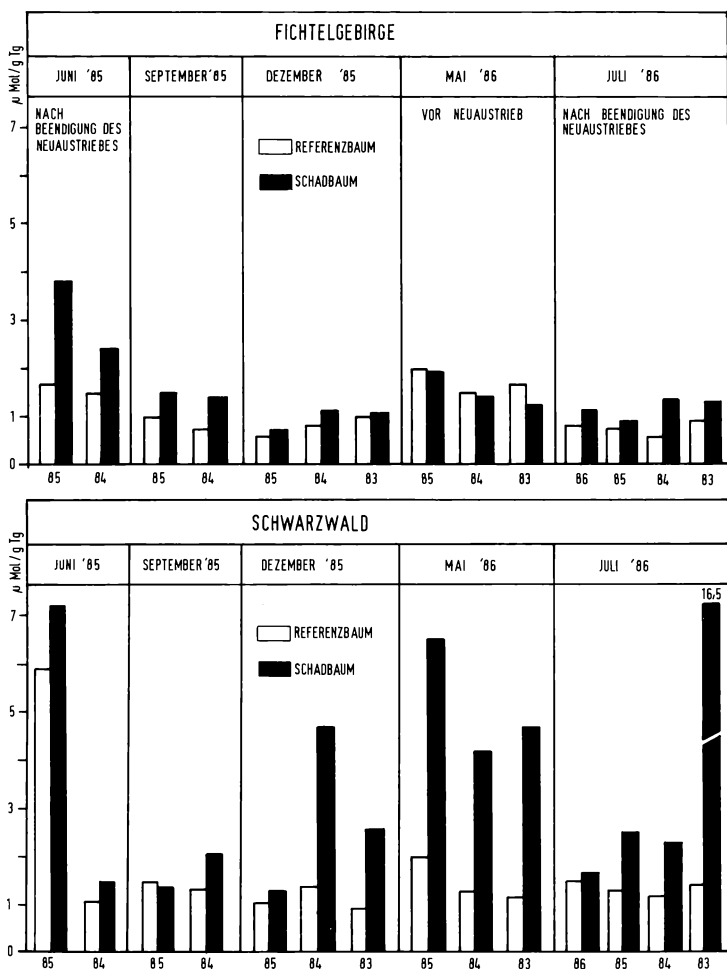


Abb. 6: Prolingehalt in Nadeln des Referenz- und Schadbaumes im Fichtelgebirge und im Schwarzwald.

Analog zu den Klimakammerexperimenten wurde auch im Freiland an den Schadbäumen ein erhöhter Gesamtzuckergehalt verbunden mit einem gesteigerten osmotischen Potential nachgewiesen (Abb. 5). Die beobachtete Erhöhung des osmotischen Potentials in geschädigten Nadeln aus Klimakammerexperimenten und dem Freiland erlaubt jedoch nicht den Schluß, daß immissionsbelastete Pflanzen eine höhere Saugspannung aufweisen als die gesunden. Wie Untersuchungen des Prolingehaltes, einem weitgehend unspezifischen Indikator für Wasserstreß (ALONI, ROSENSHTEIN 1984) verdeutlichen, führten Begasungsversuche zu gering erhöhten, Freilandserhebungen in den Nadeln der geschädigten Bäume vielfach zu deutlich erhöhten Prolingehalten (Abb. 1, 6). Dabei lagen die Gehalte in den Nadeln des Schadbaumes aus dem Schwarzwald nahezu ausnahmslos wesentlich höher als im Schadbaum des Fichtelgebirges. Der höchste Prolingehalt wurde im stark chlorotisierten 1983er Nadeljahrgang des Schadbaumes im Schwarzwald gemessen. Hier war die Wasserversorgung wahrscheinlich völlig zusammengebrochen. Faßt man die Untersuchungen zum Wasserhaushalt zusammen, so steht den Nadeln immissionsgeschädigter Fichten möglicherweise trotz ausreichender Versorgung vom Boden her nur eine reduzierte Wassermenge zur Verfügung.

3.3 Untersuchungen der Lipidgehalte

Strukturlipide spielen eine entscheidende Rolle in dem molekularen Aufbau biologischer Membranen. In pflanzlichen Biomembranen besitzen Phospholipide, Galaktolipide und Sterole strukturgebende Funktion. Die Membranen selbst wirken als Permeabilitätsbarriere und grenzen Reaktionsräume voneinander ab. Die Wechselwirkung zwischen den einzelnen Kompartimenten wird durch selektive Permeabilität für bestimmte Substanzen geregelt. Darüber hinaus beeinflussen Umfang und Qualität der Lipide die Aktivität membrangebundener Enzyme (MAZLIAK 1977). Eine Sonderstellung unter den Lipiden nehmen die Galaktolipide ein, die mit einem Lipidanteil von bis zu 80% ausschließlich in den Chloroplasten vorkommen. Demgegenüber bilden die Phospholipide mit über 70% des Gesamtlipidgehaltes die Grundsubstanz der Mitochondrien; sie kommen in geringeren Mengen jedoch auch in anderen Membranen vor. Den Phospholipiden wird eine wichtige Rolle bei der Frosthärtung zugesprochen

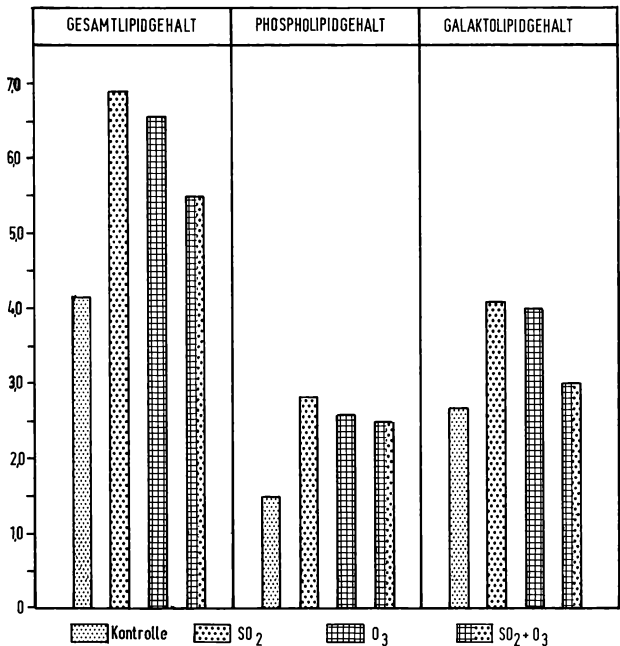


Abb. 7: Gesamtlipidgehalt, Phospholipidgehalt und Galaktolipidgehalt in Nadeln von Fichtenklonen nach 20wöchiger Begasung mit 258 µg SO₂/m³ kontinuierlich und 176 µg O₃/m³ (14 Std./Tag), einzeln und in Kombination.

(GRENIER, WILLEMOT 1975). WILLEMOT (1975), HORVATH et al. (1980), YOSHIDA u. UEMURA (1984) beobachteten zwar einen Anstieg der Phospholipide in Pflanzenmembranen frostgehärteter Pflanzen, dieser korreliert jedoch nicht immer mit dem jeweiligen Härtegrad (WILLEMOT 1975). Darüber hinaus wurde die Zunahme an Phospholipiden bei Wasser- (CHETAL et al. 1980), Temperatur- (KUIPER 1970), Salz- (SHAH et al. 1965) und Immissionsstreß (TREVANTHEN et al. 1979) nachgewiesen. Dies deutet darauf hin, daß es sich bei der Erhöhung des Lipidgehaltes der Membranen um einen unspezifischen Mechanismus handelt. Dafür spricht auch die Beobachtung von HUITEMA et al. (1982), daß die Zunahme der Lipide unter Trockenstreß mit einer erhöhten Frostresistenz einhergeht. Vermutlich schützt dies vor den Folgen der Dehydrierung, wie Gelphasenbildung und erhöhter Permeabilität.

Eine Zunahme des Lipidgehaltes wurde bei den eigenen Untersuchungen sowohl im Klimakammerexperiment als auch im Freiland an geschädigten Fichten beobachtet. So führten 20wöchige Begasungsexperimente mit 285 µg SO₂/m³ (kontinuierlich) und 176 µg O₃/m³ (14 h/Tag) vornehmlich nach Einzel-, in geringem Maße auch nach Kombinationsbegasung, zu einer deutlichen Steigerung im Gesamtlipidgehalt (Abb. 7). Während die Galaktolipide einen höheren Anteil im Gesamtlipidanteil aufweisen, war die Steigerungsrate bei den phospholipiden nach Schadgaseinwirkung prozentual stärker ausgeprägt.

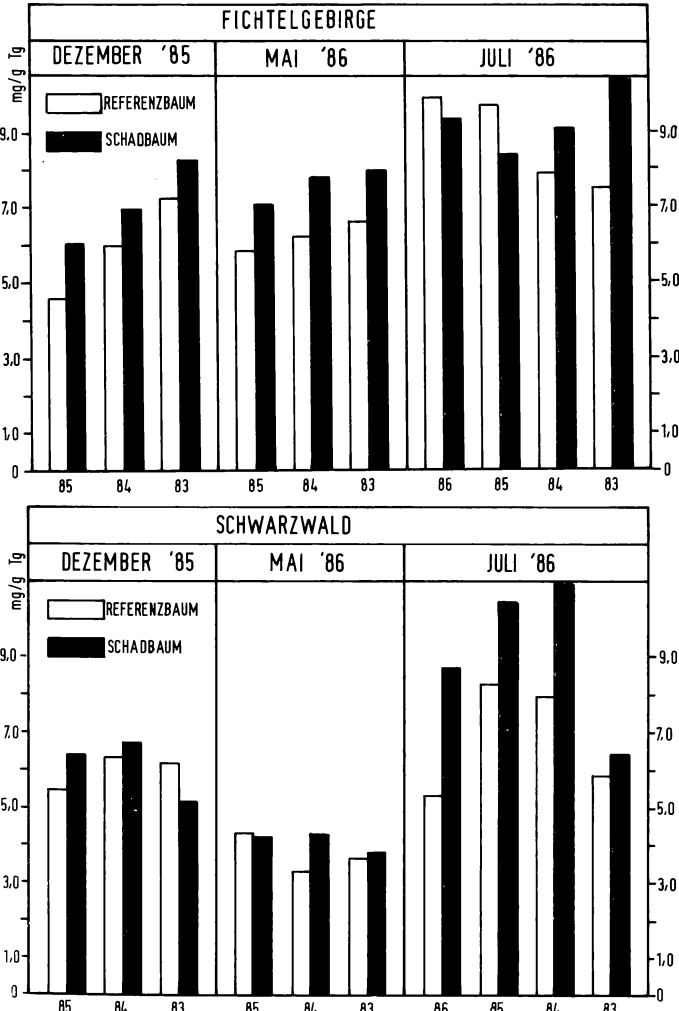


Abb. 8: Gesamtlipidgehalt in Nadeln von Referenzbaum und Schadbaum im Fichtelgebirge und im Schwarzwald.

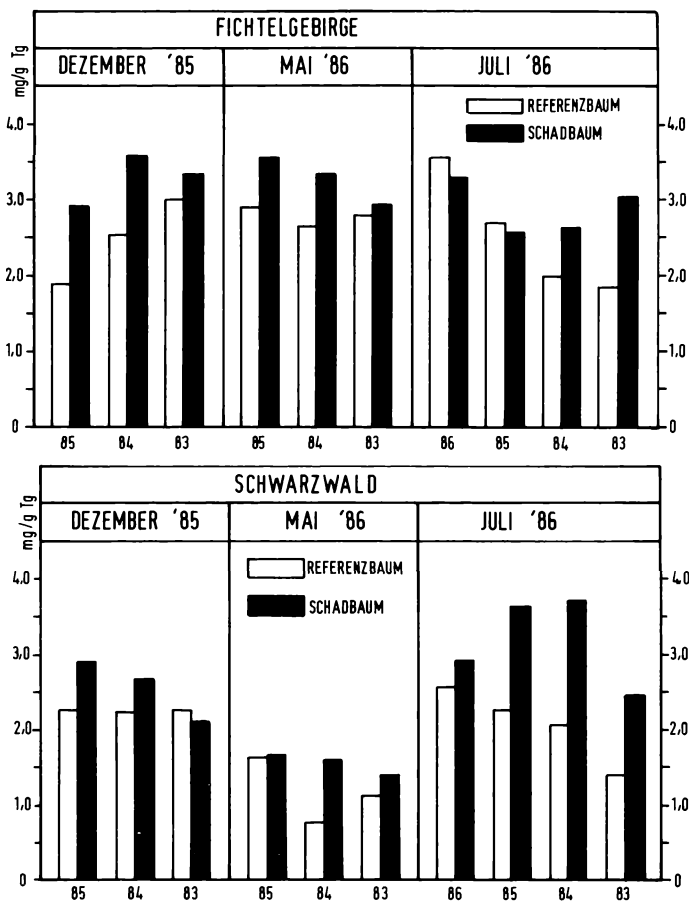


Abb. 9: Gesamtphospholipidgehalt in Nadeln von Referenzbaum und Schadbaum im Fichtelgebirge und im Schwarzwald.

Tendenziell ähnliche Ergebnisse konnten im Freiland beobachtet werden (Abb. 8-10). Auch hier überwog ein erhöhter Gesamtgehalt in den Schadbäumen im Fichtelgebirge und im Schwarzwald. Allerdings ergaben sich in Abhängigkeit von der Jahreszeit erhebliche Schwankungsbreiten. So konnte bei den Galaktolipiden der niedrigste Gehalt im Mai 1986 vor Beginn des Neuaustriebes, der höchste Wert im Juli 1986 nach Beendigung des Neuaustriebes beobachtet werden (Abb. 10). Im Schwarzwald fanden sich in den 1983er Nadeln des Schadbaumes niedrigere Gehalte als in den Vergleichsnadeln des Referenzbaumes. Die 1983er Nadeln des Schadbaumes waren chlorotisiert, so daß als Ursache für die geringen Galaktolipidgehalte die erheblichen Schädigungen der Chloroplasten anzusehen sind.

Die vorliegende Arbeit ist Teil eines von der Kommission der Europäischen Gemeinschaft geförderten Vorhabens (Projektleiter Prof. Dr. R. Guderian; Vertrags-Nr. ENV 846-D).

Literatur

- ALONI B., ROSENSHTEIN G., 1984: Proline accumulation: A parameter for evaluation of sensitivity of tomato varieties to drought stress? *Physiol. Plant.* 61: 231-235.
- ARNDT U., SEUFFERT G., NOBEL W., 1982: Die Beteiligung von Ozon an der Komplexkrankheit der Tanne (*Abies alba* Mill.) - eine prüfenswerte Hypothese. *Staub Reinhalt. Luft* 42: 243-246.
- BATES L.S., WALDREN R.P., TEARS I.D., 1973: Rapid determination of free prolin for water-stress studies. *Plant Cell* 39: 205-207.

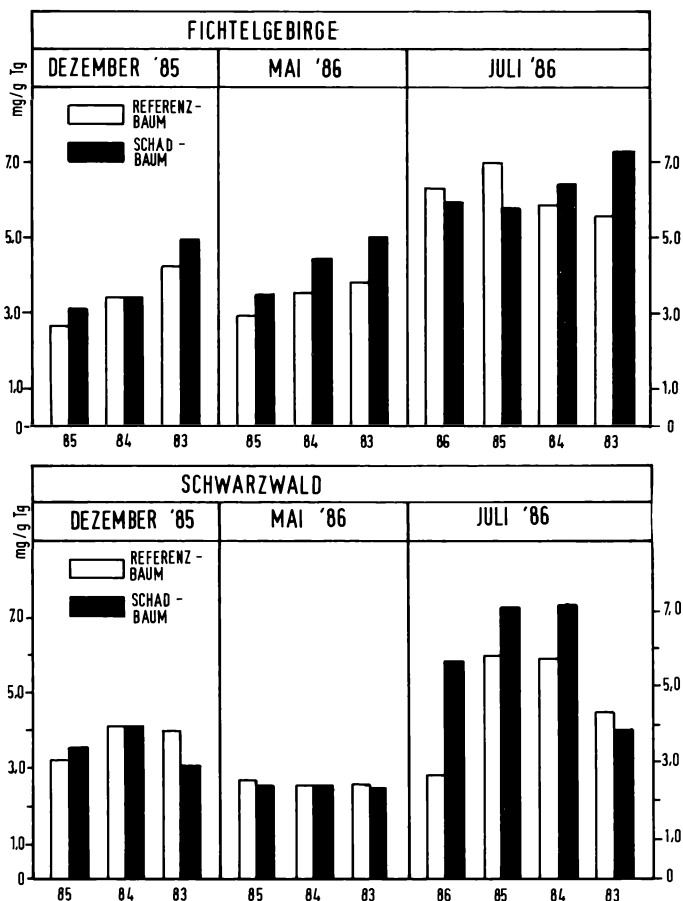


Abb. 10: Gesamtgalaktolipidgehalt in Nadeln von Referenzbaum und Schadbaum im Fichtelgebirge und im Schwarzwald.

- BIRECKA H., CATALFAMO L., GARRAWAY M.O., 1975a: Cell wall and protoplast isoperoxidases of corn leaves in relation to cut injury and infection with *Helminthosporium maydis*. *Pl. Physiol.* 55: 607-610.
- BIRECKA H., CATALFAMO L., URBAN P., 1975b: Cell wall and protoplast isoperoxidases in tobacco plants in relation to mechanical injury and infection with tobacco mosaic virus. *Pl. Physiol.* 55: 611-619.
- CHETAL S., WAGLE D.S., NAINAWATEE H.S., 1980: Phospholipid changes in wheat and barley leaves under waterstress. *Phytochem.* 19: 1393-1395.
- DEJONG D.W., OLSON A.C., HAWKER K.M., JANSEN E.F., 1968: Effect of cultivation temperature on peroxidase isozymes of plant cells grown in suspension. *Pl. Physiol.* 43: 841-844.
- ENDRESS A.G., SUAREZ S.J., TAYLOR O.C., 1980: Peroxidase activity in plant leaves exposed to gaseous HCl or ozone. *Environ. Poll. A* 22: 47-58.
- ERNST W.H.O., TONNEIJCK A.E.C., PASMAN F.J.M., 1985: Ecotypic response of *silene cucubalus* to air pollutants (SO_2 , O_3). *J. Pl. Physiol.* 118: 439-450.
- FUNK G., 1922: Vergleichende Untersuchungen über Winterfrostschädigungen an Koniferen. *Mitt. dt. dendr. Ges.* 34: 135-144.
- GERLOFF E.F., STAHMANN M.A., SMITH D., 1967: Soluble proteins in alfalfa roots as related to cold hardiness. *Pl. Physiol.* 42: 895-899.
- GRENIER G., WILLEMOT C., 1975: Lipid phosphorus content and ^{35}P -incorporation in roots of alfalfa varieties during frost hardening. *Can. J. Bot.* 53: 1473-1477.
- GRÜNHAGE L., JÄGER H.J., 1982: Kombinationswirkungen von SO_2 und Cadmium auf *Pisum sativum* L., 2. Enzyme, freie Aminosäuren und Zucker. *Angew. Bot.* 56: 167-178.

- GUDERIAN R., TINGEY D., RABE R., 1985a: Effects of photochemical oxidants on plants. In: (Ed. GUDERIAN R.): Air Pollution by Photochemical Oxidants. Ecol. Stud. 52: 126-346.
- GUDERIAN R., KÜPPERS K., SIX R., 1985b: Wirkungen von Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid auf Fichte und Pappel bei unterschiedlicher Versorgung mit Magnesium und Kalzium sowie auf die Blatflechte *Hypogymnia physodes*. VDI-Berichte 560: 657-701.
- GUDERIAN R., VOGELS K., 1986: Luftqualitätskriterien für Stickstoffoxide zum Schutze der Vegetation. 18th IUFRO World Congress (Ljubljana, 9.-13. September 1986).
- GUDERIAN R., VOGELS K., MASUCH G., 1986: Comparative physiological and histological studies on Norway Spruce (*Picea abies* Karst.) by climatic chambers experiments and field studies in damaged forest stands. Proc. 7th World Clean Air Congr. (Sydney) 3: 148-156.
- HORVATH J., VIGH L., BELEA A., FARKAS T., 1980: Hardiness dependent accumulation of phospholipids in leaves of wheat cultivars. *Physiol. Plant.* 49: 117-120.
- HUTTEMA H., WOLTJES J., VIGH L., HASSELT P. von, 1982: Drought induced frost resistance in wheat correlated with changes in phospholipids. In: (Ed. WINTERMANS J.F.G.M., KUIPER P.J.C.): Biochemistry and metabolism of plant lipids. Elsevier.
- HUTTUNEN S., 1980: The integrative effects of airborne pollutants on boreal forest ecosystems. In: (Ed. UNITED NATIONS): Symposium on the effects of airborne pollution on vegetation. Warsaw.
- KELLER T., 1974: The use of peroxidase activity for monitoring and mapping air pollution areas. *Eur. J. For. Pathol.* 4: 11-19.
- KELLER T., 1976: Auswirkungen niedriger SO₂-Konzentrationen auf junge Fichten. *Schweiz. Z. Forstwes.* 127: 237-251.
- KELLER T., 1978: Frostschäden als Folge einer "latenten" Immissionsschädigung. *Staub - Reinh. Luft* 38: 24-26.
- KELLER T., 1981: Folgen einer winterlichen Belastung für die Fichte. *Gartenbauwiss.* 46: 170-178.
- KRAUSE G.H.M., JUNG K.D., PRINZ B., 1985: Experimentelle Untersuchungen zur Aufklärung der neuartigen Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. VDI-Berichte 560: 627-656.
- KUIPER P.J.C., 1970: Lipids in alfalfa leaves in relation to cold hardiness. *Plant Physiol.* 45: 684-686.
- MAZLIAK P., 1977: Glyko-ance phospholipids of biomembranes in higher plants. In: (Ed. TEVINI M., LICHTENTHALER H.K.): Lipids and lipid-polysomes in higher plants. Berlin/Heidelberg/New York/Tokyo (Springer).
- NIENHAUS F., 1985: Nachweis von Viren und primitiven Prokaryonten in Waldökosystemen. VDI-Berichte 560: 961-971.
- PRINZ B., KRAUSE G.H.M., STRATMANN H., 1982: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. *LTS-Ber.* 28.
- SHAH C.B., LOOMIS R.S., 1965: Ribonucleic acid and protein metabolism in sugar beet during drought. *Physiol. Plant.* 18: 240-254.
- STUTTE C.A., TODD G.W., 1967: Effects of water stress on soluble leaf proteins in *Triticum aestivum*. *L. Phytol* 24: 67-75.
- TREVANATHAN L.E., MOORE L.D., ORCUTT D.M., 1979: Symptom expression and free sterol and fatty acid composition of flue-cured tobacco plants exposed to ozone. *Phytopath.* 69: 582-585.
- VDI, 1983: Säurehaltige Niederschläge - Entstehung und Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme. VDI (Düsseldorf)
- VOGELS K., GUDERIAN R., MASUCH G., 1986: Studies on Norway spruce (*Picea abies* Karst.) in damaged forest stands and in climatic chambers experiments. Int. Conf. on Acidification and its Policy Implications (Amsterdam, 5.-9. May 1986).
- WENTZEL K.F., 1956: Winterfrost 1956 und Rauchsäden. *Allg. Forstzeitschr.* 11: 541-543.
- YOSHIDA S., UEMURA M., 1984: Protein and lipid compositions of isolated plasma membranes from orchard grass (*Dactylis glomerata* L.) and changes during cold acclimation. *Plant physiol.* 75: 31-37.
- WILLEMOT C., 1975: Stimulation of Phospholipid Biosynthesis during frost hardening in winter wheat. *Plant physiol.* 55: 356-359.

Adresse:

Dr. Klaus Vogels
Irmgard Koch
Institut f. Angewandte Botanik
der Universität GHS
Universitätsstr. 5
D-4300 Essen

Jürgen Bender
Institut f. Produktions- u. Ökotoxikologie
BFA f. Landwirtschaft
Bundesallee 50
D-3300 Braunschweig

Biomonitoring zur Ermittlung der Immissionsbelastung
im Nationalpark Berchtesgaden

- Brigitte Dittrich, Ursula Hermsdorf, Lore Steubing und Hubert Zierl -

Synopsis

In the nationalpark Berchtesgaden investigations about pollution caused by noxious substances have been carried out since 1984 by means of active and passive monitoring. Already after the first phase of exposure the ozon sensitive tobacco variety Bel W3 showed typical necroses that appeared more frequently with increasing sea level. During the vegetation periods of 1985 and 1986 these results were confirmed.

Within the scope of the passive monitoring program samples of needles were taken from spruce. The needle analyses showed no acute contamination caused by sulphur dioxide or hydrogen fluoride. In a pair-test green needles of healthy spruce were compared with those of affected spruce. The needles of the affected spruce possessed a lower water content and were shorter. The supply with the nutritive elements magnesium and calcium was very good whereas the supply with potassium was barely sufficient.

To investigate the contamination with heavy metals lead and cadmium in the mountain forest ecosystem representatives of the producers, consumers and reducers were selected. A considerable contamination of the soil with the noxious elements could not be observed in the vegetation. Representatives of the consumers as well as of the reducers in the investigated area could be classified as accumulating cadmium. Mammals revealed an organ-specific distribution pattern.

Active monitoring, cadmium, food chain, lead, needle analyses, passive monitoring, spruce, tobacco.

1. Einführung

Auch im Nationalpark Berchtesgaden, der im Südosten der Bundesrepublik Deutschland liegt, sind in zunehmendem Maße Waldschäden zu beobachten. Dies ist besonders besorgniserregend im Hinblick auf die Schutzfunktion des Bergwaldes. Vor diesem Hintergrund erscheint es wichtig, die auf den Bergwald wirkenden Immissionseinflüsse genau zu untersuchen. Um die als Luftschadstoffe in 'Reinluftgebieten' besonders diskutierten Photooxidantien zu erfassen, ist die Tabaksorte Bel W3 exponiert worden.

Bei der Belastung durch weitere Immissionstypen wurde bei den Untersuchungen neben Fluorwasserstoff und Schwefeldioxid eine potentielle Schwermetallbelastung besonders berücksichtigt.

2. Methodik

Im Rahmen des Untersuchungsprogrammes wurden unter standardisierten Bedingungen aus Fichten, Vertretern von Krautschicht, Fauna und Boden Proben entnommen.

Analysenmethoden:

Gesamtschwerfmetallgehalt	- Sulfur-Determinator (SC 32 Leco Corp.)
Fluorgehalt	- Ionenspezifische Elektrode
Calcium, Kalium	- Eppendorf Flammenphotometer
Magnesium	- UNICAM Atomabsorption
Blei, Cadmium	- Atomabsorptionsspektrometer (SM1 Erdmann & Grün)

Exponierung, Benitierung und Auswertung der Tabakpflanzen erfolgten nach STEUBING (1982).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Aktives Monitoring

Bei photochemischen Oxidantien handelt es sich um Immissionen, die nicht in den Pflanzen gespeichert werden und sich somit einem direkten chemischen Nachweis entziehen. Es gibt jedoch Pflanzen, die Ozon durch sichtbare Reaktionen anzeigen. Für *Nicotiana tabacum* Bel W3 werden typische, auf Ozonwirkung zurückführbare Blattnekrosen schon seit längerem in der Literatur

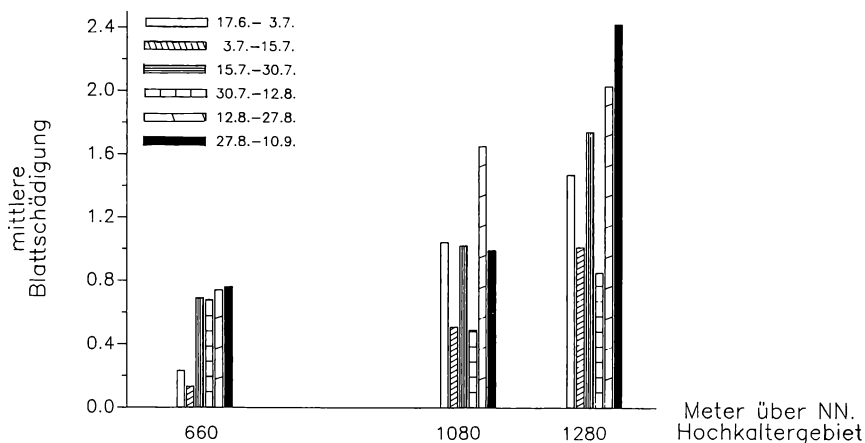


Abb. 1: Blattschädigung von Tabakpflanzen in Abhängigkeit von Expositionsort und -zeit.

beschrieben (HEGGESTAD 1966; KNABE et al. 1973). Im Untersuchungsgebiet traten an allen Stationen, die in verschiedenen Höhenstufen eingerichtet waren, die charakteristischen Nekrosen beim Tabak auf. Dabei wurde ein Anstieg der Stärke der Blattschädigung mit zunehmender Höhe ü.d.M. deutlich (Abb. 1).

Die bei *Nicotiana tabacum* Bel W3 aufgetretenen Nekrosen lassen auf eine Photooxidantienbelastung im Nationalpark schließen. Da Tabak keineswegs über-sensibel reagiert (CORNELIUS et al. 1985), kann nach den Ergebnissen der Expositionsversuche auch mit einem Einfluß von Photooxidantien auf Wild-pflanzen gerechnet werden, unter denen aber bisher gute Indikatoren für Ozon noch fehlen.

3.2 Passives Monitoring

Seit 1984 wurden in Höhenlagen von 600 bis 1600 m ü.d.M. von unterschied-lich stark geschädigten Fichten Nadelproben entnommen. Um die häufige Beob-achtung, daß geschädigte Fichten auch kürzere Nadeln aufweisen, zu quantifi-zieren, wurde von den getrockneten Nadeln die Länge bestimmt. Die Nadeln der kranken Fichten waren im Durchschnitt um 20% kürzer als die der gesunden (Abb. 2). Somit ist mit der Nadellänge ein deutliches Kriterium für die Stärke der optisch sichtbaren Schädigung des Baumes gefunden.

Einen Hinweis auf eine Veränderung im Wasserhaushalt der geschädigten Fichten lieferte das Frisch-/Trockengewichtverhältnis der Nadeln, wobei die

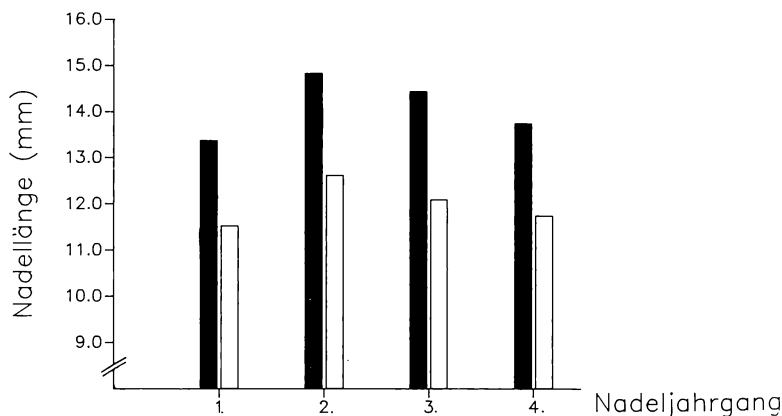


Abb. 2: Nadellänge gesunder (n = 54) und kranker (n = 46) Fichten.

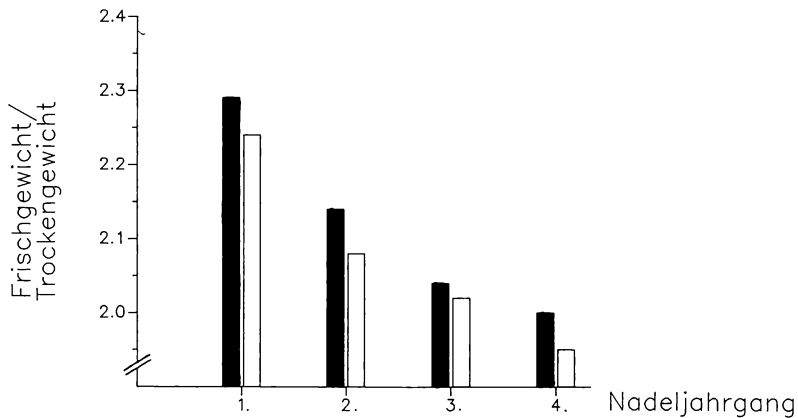


Abb. 3: Das Verhältnis von Frisch- zu Trockengewicht in den Nadeln gesunder (n = 54) ■ und kranker (n = 46) □ Fichten.

geschädigten Fichten durch einen geringeren Wassergehalt auffielen (Abb. 3). Die Nährstoffversorgung der Fichten im Nationalpark mit Magnesium und Calcium konnte als gut bezeichnet werden, während die Kaliumversorgung der Nadeln angespannt war und sich Hinweise auf einen disponierenden Streßfaktor ergaben.

Fichten gelten seit langem als brauchbare Bioindikatoren für Schwefeldioxid und werden bevorzugt zur längerfristigen Immissionskartierung herangezogen (RUDOLPH 1978). Die in den Nadeln ermittelten Schwefelgehalte lagen im 2. Nadeljahrgang im Mittel bei 1060 ppm und somit unter dem Grenzwert einer direkten Schädigung durch Schwefeldioxid. Die Fluorgehalte schwankten um einen Mittelwert von 4 ppm, womit eine Fluorwasserstoffbelastung der Vegetation nicht nachgewiesen werden konnte. Eine direkte Beziehung zwischen der Höhe der Nährelementgehalte der Nadeln und der Schadstufe der Fichte fehlte (Tab. 1).

In Tab. 2 sind exemplarisch Blei- und Cadmiumgehalte von Kompartimenten eines Ökosystems aufgeführt. Die Pb- und Cd-Werte von Repräsentanten der Flora lagen allgemein niedrig. Die Fruchtkörper der Basidiomyceten, welche innerhalb weniger Tage heranwachsen, besaßen relativ geringe Blei- und Cadmiumkonzentrationen, während die Cadmiumkonzentrationen das Aneignungsvermögen der Pilze gegenüber diesem Schwermetall ausweisen. Im Standortsboden betrug die mittlere Kontamination mit Cadmium 1.2 ppm; der Bleigehalt lag mit 52 ppm im bekannten Rahmen. Da im Gegensatz zum Blattmaterial der Boden beachtliche Cd-Konzentrationen aufweist, wird Cadmium im Nationalpark Berchtesgaden offenbar nur in geringem Maße in oberirdische Pflanzenteile transportiert. Die geringe Pflanzenverfügbarkeit der untersuchten Schwermetalle dürfte u.a. auf die relativ hohe Bodenreaktion ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 5 - 6.3) im Untersuchungsgebiet zurückzuführen sein (BRÜMMER, HERMS 1985).

Tab. 1: Makronährelemente in den Nadeln kranker und gesunder Fichten.

Element	Nadeljahrgang	gesunde Bäume (n = 54)	kranke Bäume (n = 46)
Schwefel (ppm)	1.	1041	1022
	2.	1088	1027
	3.	1078	1090
	4.	1090	1094
Kalium (mg/g)	1.	5.4	5.2
	2.	4.8	4.7
Calcium (mg/g)	1.	8.0	8.5
	2.	10.5	11.2
Magnesium (mg/g)	1.	1.68	1.71
	2.	1.70	1.72

Tab. 2: Blei- und Cadmiumgehalte in Kompartimenten eines Ökosystems.
Angaben in ppm (Trockensubstanz).

Probenmaterial	Pb	Cd
Boden O _h /A _h	52.0	1.20
Blätter		
<i>Picea abies</i> (2jährig)	1.8	0.05
<i>Fragaria vesca</i>	5.9	0.18
<i>Dicranum scoparium</i>	8.7	0.54
Pilze		
<i>Cortinarius anomalus</i>	8.8	2.60
Regenwürmer		
<i>Octolasion lacteum</i>	22.1	30.70
Schnecken		
<i>Arion alpinus</i>	15.1	19.00
Rüsselkäfer		
<i>Otiorrhynchus niger</i>	2.4	0.92
Laufkäfer		
<i>Carabus silvestris</i>	5.8	2.80
Ameisen		
<i>Formica polyctena</i>	4.9	11.70
Säuger		
<i>Clethrionomys glareolus</i>		
(n = 9)		
Muskel	1.9	0.08
Leber	3.6	1.41
Niere	4.5	4.45
Knochen	6.3	0.05
<i>Sorex araneus</i>		
(n = 37)		
Muskel	4.3	1.16
Leber	1.1	19.66
Niere	4.0	17.14
Knochen	10.9	0.80

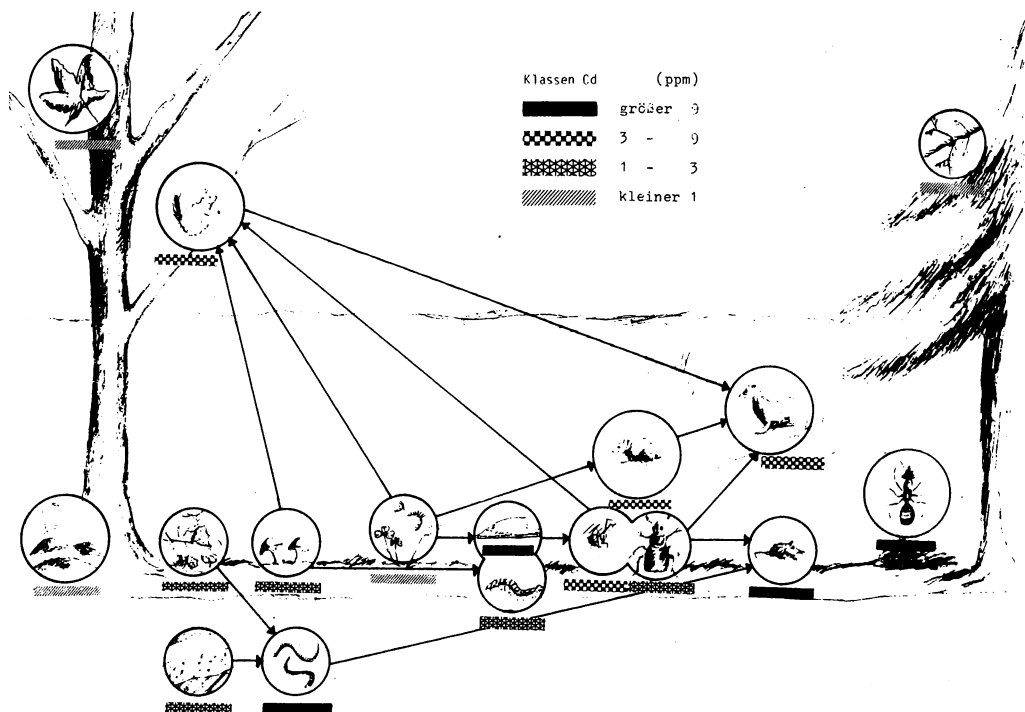


Abb. 4: Cadmium in Organismen der Nahrungskette.
Bei Vertebraten bezogen auf Cd-Gehalte in den Nieren.

Unter den Vertretern der Fauna erwiesen sich die Lumbriciden mit einer Anreicherung des Cd-Gehaltes um Faktoren von 10 bis 25 gegenüber der Humusschicht als cadmiumakkumulierend. Ähnlich hohe Anreicherungsfaktoren für Cadmium konnten bei der untersuchten Nacktschnecke ermittelt werden. Bei den Vertebraten zeigte sich ein organspezifisches Verteilungsmuster: Cadmium wurde am stärksten in Niere und Leber gespeichert. Als Hauptdepositionsort von Blei erwies sich das Skelett. In den Nahrungsketten (Abb. 4) ergab sich kein einheitlicher Trend der Cadmiumanreicherung. Die relativ niedrigen Cd-Konzentrationen von räuberisch lebenden Käfern und Weberknechten könnten durch das spezifische Fraßverhalten sowie durch die Häutungen bedingt sein (ZÖTTL 1985). Innerhalb der *Insecta* und *Vertebrata* lagen die Schwermetallkonzentrationen der carnivoren Arten über denen der herbivoren. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit anderen Arbeiten (ERTEL et al. 1987).

Literatur

- BRUMMER G., HERMS U., 1985: Einflußgrößen der Schwermetalle - Löslichkeit - Bindung und Verfügbarekeit in Böden. Bielefelder ökol. Beitr. 1: 117-139.
- CORNELIUS R., FAENSEN-THIEBES A., MEYER G., 1985: Einsatz von Nicotiana Bel W3. Staub Reinhaltung Luft 45: 59-61.
- ERTEL J., MAIER M., GNITTKA J., STEUBING L., 1987: Blei- und Cadmiumbelastung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. Verh. Ges. Ökol. 16:
- HEGGSTAD H.E., 1966: Ozon as a tobacco toxicant. J. Air Poll. Contr. Ass. 16: 691-694.
- KNABE W., BRANDT S., HAUT H. van, BRANDT J., 1973: Nachweis photochemischer Luftverunreinigungen durch biologische Indikatoren in der Bundesrepublik Deutschland. Proc. 3rd Clean Air Congr. Düsseldorf: 110-114.
- RUDELPH E., 1978: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf pflanzliche Indikatoren in Bayern. Schriftenr. Naturschutz Landespflege 9: 7-44.
- STEUBING L., 1982: Wirkungserhebungen über die Verbreitung von Photooxidantien in der Region Untermain mit dem Bioindikator Tabak Bel W3. Angew. Bot. 56: 1-8.
- ZÖTTL H.W., 1985: Heavy metal levels and cycling in forest ecosystems. Experienta 41: 1104-1113.

Adressen:

Brigitte Dittrich	Dr. Hubert Zierl
Ursula Hermsdorf	Nationalparkverwaltung
Prof. Dr. Lore Steubing	Doktorberg 6
Institut f. Pflanzenökologie Univ.	D-8240 Berchtesgaden
Heinrich-Buff-Ring 38	
D-6300 Gießen	

Die Reaktion des Gaswechsels von Fichtenjungpflanzen (*Picea abies* (L.) Karst.)
mit unterschiedlichem Ernährungszustand auf SO₂-Belastung

- Michael Schulte -

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

SCHULTE M., 1987: Effects of SO₂-fumigation on the gas-exchange of young
spruce trees (*Picea abies* L. Karst.) with different nutrient status.
Proc. 2nd Int. symp. air poll. and plant metabolism (Neuherberg).

Adresse:

Michael Schulte
Marienstr. 10
D-3400 Göttingen

Schwefelgehalte in Fichtennadeln in Bayern -
räumliche und zeitliche Entwicklung von 1977 bis 1984

- Ernst Rudolph -

Synopsis

Generally, the sulfur content of spruce needles is higher in the northern part of Bavaria, especially in the northeast mountain regions than in the south. Thus, areas with phytotoxic sulfur concentrations (exceeding 2000 $\mu\text{g/g}$ dry weight) are not only restricted to the officially indicated pollution areas. During the first years of the research (1977 to 1979), high sulfur concentrations were found in an area of 700 to 2800 km^2 . Since 1980, this area was reduced to 60 km^2 . With that, the mean sulfur enrichment above normal level (1250 $\mu\text{g/g}$ dry weight) decreased from 207 and 243 $\mu\text{g/g}$ in 1977 and 1978, respectively, to zero in 1983.

Bavaria, spruce needles, sulfur content.

1. Einführung

Die Fichte ist schon seit langem wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber säurebildenden Schadgasen als sensibler Bioindikator bekannt. Sie gehört zu den Baumarten, an denen am häufigsten Immissionsschäden chronischer oder akuter Art auftreten. Da sie fernerhin fast überall anzutreffen ist, bedient sich das Landesamt für Umweltschutz schon seit über 10 Jahren dieser Baumart als Bioindikator. Zuerst wurden in den amtlich ausgewiesenen Belastungsgebieten auf der Basis von Gauß-Krüger-Koordinaten Bioindikatornetze mit einem Rasterabstand von 8 x 2 km eingerichtet. Im Jahr 1977 wurde schließlich in ganz Bayern ein sog. flächendeckendes Bioindikatornetz mit 16 x 16 km Rasterweite aufgebaut. Als in immer stärkerem Maße Schäden an Fichten auftraten, wurde es im östlichen Teil von Bayern zu einem 8 x 8 km Rasternetz verdichtet (RUDOLPH 1978).

2. Untersuchungsergebnisse

2.1 Räumliches Verteilungsmuster

Die räumliche Verteilung des S-Gehaltes in den Nadeln (Abb. 1) läßt für den östlichen Teil Bayerns ein deutliches Nord-Süd-Gefälle erkennen, da sich vor allem Nordostbayern als ein Bereich mit großflächig z.T. stark erhöhten S-Gehalten erweist. Weitere belastete Bereiche sind das Untermaingebiet mit dem Spessart sowie die Räume Nürnberg und Schwandorf. Ansonsten treten nur noch im Raum Ingolstadt auf größerer Fläche erhöhte S-Gehalte in den Nadeln auf. In den übrigen Belastungsgebieten im Süden Bayerns (Augsburg, München, Burghausen) zeigen die S-Gehalte während der letzten Jahre nur noch auf kleinen Flächen geringe Erhöhungen.

2.2 Landesweite Entwicklung im Zeitraum von 1977 bis 1984

Die während 8 Jahren durchgeführten Untersuchungen erlauben neben der Darstellung des Ist-Zustandes bereits einen zeitlichen Rückblick. Bei der landesweiten Zusammenfassung aller Ergebnisse läßt sich dabei eine mehr oder weniger stetige Vergrößerung der Flächen, die nur Grundwerte erreichen, von 24% im Jahr 1977 bis zu 79% im Jahr 1983 feststellen (Tab. 1). Dementsprechend verminderten sich die Flächenanteile der 'Anreicherungsstufen'. Der mittlere Anreicherungswert fiel von 207 bzw. 243 $\mu\text{g/g}$ TS in den Jahren 1977/78 auf 8 $\mu\text{g/g}$ TS im Jahr 1980.

Die Entwicklung ist nicht gleichmäßig verlaufen: Den Räumen mit einem Rückgang stehen Bereiche, wenn auch mit wesentlich geringerer Flächenausdehnung, mit einer Zunahme der S-Gehalte gegenüber. Das ist in Gebieten festzustellen, die nach den S-Gehalten der Nadeln an sich als unbelastet anzusehen sind; dies trifft z.B. für den Allgäuer Raum zu. Hier ist jedoch zu berücksichtigen, daß die Absolutwerte in der Höhe der natürlichen S-Gehalte liegen. Abweichungen nach oben oder unten können daher mit der natürlichen Streubreite erklärt werden. Deshalb sind bei der Beurteilung dieser unterschiedlichen Entwicklungen im Untersuchungszeitraum die Absolutwerte mit zu berücksichtigen.

Schwefelgehalt 1984

in Fichtennadeln in $\mu\text{g/g}$ Trockensubstanz

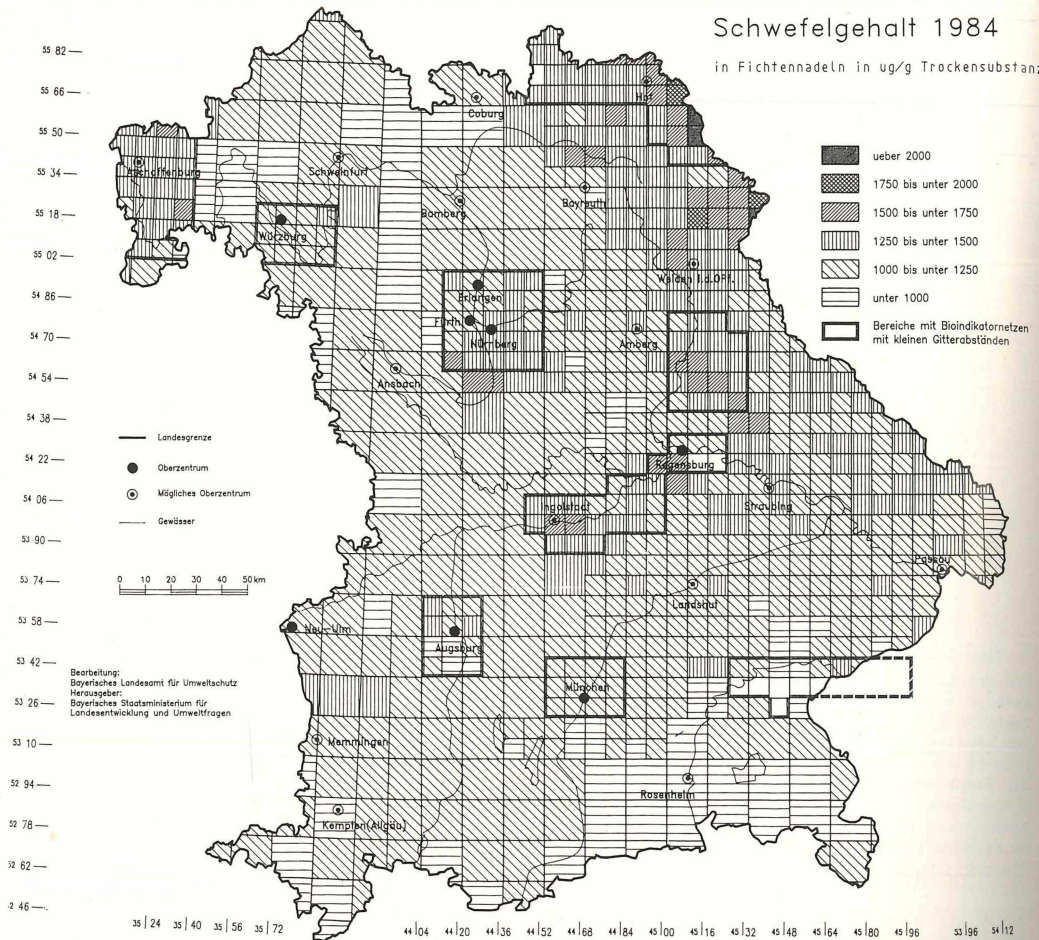


Abb. 1: Schwefelgehalt 1984 in Fichtennadeln.
In $\mu\text{g/g}$ Trockensubstanz.

Tab. 1: Entwicklung der immissionsbedingten S-Anreicherung in Fichtennadeln
im Zeitraum von 1977 bis 1983.

Anreicherungswert gegenüber einem Grundwert von	Flächenanteil in %							
1250 $\mu\text{g S/g TS}$	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
0	24	21	50	53	58	52	79	77
1-250	43	47	34	37	30	40	15	19
251-500	24	17	12	6	11	7	5	3
501-750	4	7	2	1	1	1	1	1
750	4	1	1	0	0	0	0	0
Anreicherungswert im Landesmittel ($\mu\text{g S/g TS}$)	207	243	108	8	43	62	0	0
mittlerer Gehalt ($\mu\text{g S/g TS}$)	1457	1493	1358	1258	1293	1312	1179	1202

2.3 Entwicklung in den Landschaftsräumen

In Ergänzung zu vorstehenden Auswertungen wurden die S-Gehalte auch auf Naturraumbasis zusammengestellt (Abb. 2). Hierbei ergibt sich folgendes:

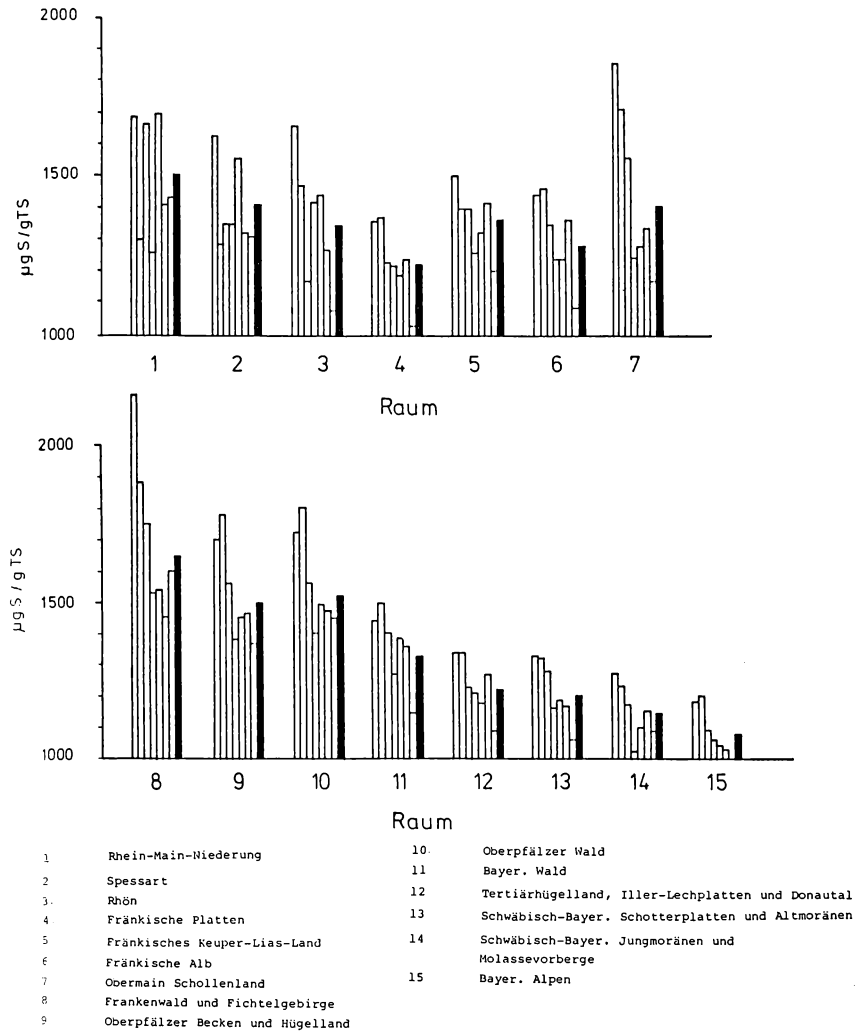


Abb. 2: Änderung des S-Gehaltes in den Hauptlandschaftsräumen Bayerns im Zeitraum von 1977 bis 1983 im Vergleich zum Mittelwert (schwarze Säule).

Die Änderung der Schwefelgehalte im Zeitraum 1977-1983 läßt - abgesehen von Rhein-Main-Niederung (1) und Spessart (2) - eine mehr oder weniger stetige Abnahme erkennen. Die Gebiete, die von diesem allgemeinen Trend nicht betroffen sind, liegen vor allem in den grenznahen Bereichen Nordostbayerns. Dabei bestätigten sich im einzelnen auch die landesweit festzustellenden Einbrüche der Jahre 1979-1981 (Tab. 1).

Weiterhin ist festzustellen, daß die nördlich der Donau gelegenen Landschaftsräume höhere Belastungen als die südlich davon befindlichen aufweisen, deren Mittelwerte der letzten Jahre bereits als Grundwerte anzusehen sind.

2.4 Anreicherung S-haltiger Immissionen in Fichtennadeln im Vergleich zu den gemessenen Immissionskonzentrationen

Insgesamt dürfte der in den Belastungsgebieten und ebenso in den ländlichen Bereichen zu verzeichnende Rückgang der S-Gehalte auf den allgemeinen Rückgang der SO₂-Immissionen

zurückzuführen sein (Abb. 3). Der starke mittlere Rückgang des Schwefelgehaltes in Fichtennadeln von 1.450 - 1.500 µg/g TS in den Jahren 1977/1978 auf ca. 1.180 µg/g im Jahr 1983 läßt auf die Wirksamkeit immissionsmindernder Maßnahmen in den vergangenen Jahren schließen. Diese Annahme wird bestätigt durch die an den Luftüberwachungsstationen des Bayer. LA für Umweltschutz gemessenen SO₂-Konzentrationen, die ebenfalls eine rückläufige Tendenz aufweisen.

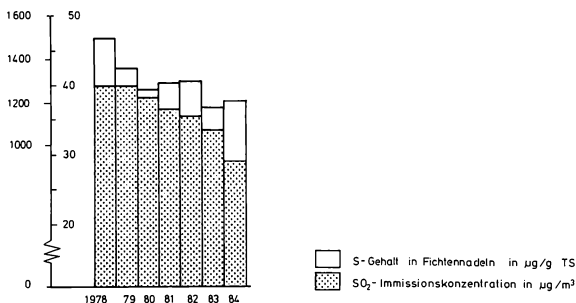


Abb. 3: Verlauf des mittleren S-Gehaltes in Fichtennadeln und des mittleren SO₂-J1-Wertes im Zeitraum von 1978 bis 1984.

Der rechnerischen Abnahme der durchschnittlichen SO₂-Immissionskonzentration aller Meßstationen in Höhe von 15.4% steht ein Rückgang des Akkumulationswertes in Höhe von 21.0% und, wenn man nur die Indikatorbäume im Bereich der LÜB-Meßstationen berücksichtigt, von 17.5% gegenüber. Bei einem Vergleich dieser SO₂-Werte mit der Entwicklung der S-Gehalte der Nadeln ist zu erkennen, daß die Immissionswerte seit 1979 einen gleichsinnigen, kontinuierlichen Abwärtstrend aufweisen.

Die S-Werte gingen zwar ebenfalls zurück, ihr Rückgang ist jedoch nicht so gleichmäßig verlaufen. Wie bekannt ist, können insbesondere Witterungseinflüsse, die starken örtlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegen, eine starke Streuung bzw. Veränderung der Schwefelgehalte selbst bei gleicher oder gleichbleibender Immissionsbelastung hervorrufen. Deshalb weisen die Ergebnisse von Wirkfeststellungen an der natürlichen Vegetation stets eine gewisse Streubreite auf, innerhalb derer keine gesicherten Aussagen möglich sind. Bei Standortsfichten ist sie auf ± 50 µg S/g TS anzusetzen.

Der im Jahr 1980 sehr auffällige Rückgang der Schwefelgehalte, dem nach den Ergebnissen der LÜB-Meßstationen zu dieser Zeit keine Verringerung der Immissionen gegenüberstand, ist möglicherweise mit verschiedenen, seit 1976 immer wieder aufgetretenen physiologischen Stresssituationen (Trockenperioden, extreme Frostereignisse, starke Fruktifikation usw.) erklärbar (REHFUESS, RODENKIRCHEN 1984; POLLANSCHÜTZ 1985). Der ab 1980 erkennbare Trend des Anstiegs der S-Anreicherung, der mit der Entwicklung der Immissionsdaten des LÜB ebenfalls nicht konform geht, kann unter Umständen als Ausdruck einer physiologischen Erholungsphase der Indikatorbäume gedeutet werden. Nach einem vorübergehenden Anstieg in den Jahren 1981/82 setzte von 1983 an abermals ein starker Rückgang um ca. 150 µg S/g TS ein. Damit wird erstmals im Landesmittel kein Anreicherungs Wert mehr erreicht. Dieser erneute Rückgang dürfte, abgesehen von der Verminderung der Immissionsbelastung, ähnlich wie im Jahr 1980 möglicherweise mit physiologischen Stresssituationen zu erklären sein mit der Folge einer geringeren Schadstoffaufnahme, die auch die Indikatorbäume betroffen hat.

Wenn auch dieses Ergebnis im Hinblick auf die vorgegebene Fehlergrenze der Meßgenauigkeit, die geringe Zahl von Untersuchungsergebnissen aus der Umgebung der LÜB-Meßstationen und die sonstigen auf das Bioindikatormaterial natürlich wirkenden Einflüsse nicht statistisch gewertet werden kann, kommt dem Vergleich dennoch eine gewisse Aussagekraft zu.

Literatur

- POLLANSCHÜTZ J., 1985: Zur Frage der Nadelverluste und Kronenverlichtung bei Fichte. Allg. Forstzeitung
- REHFUESS K.W., RODENKIRCHEN H., 1984: Über die Nadelröte-Erkrankung der Fichte in Süddeutschland. Forstwiss. Cbl. 103: 248-262.
- RUDOLPH E., 1978: Immissionswirkungen an Pflanzen. Schriftenr. LA Umweltschutz München 9:

Adresse

Dr. Ernst Rudolph
Bayerisches Landesamt f. Umweltschutz
D-8000 München

Der Schwermetallgehalt in Jahrringen von Bäumen -
eignet sich die Jahrringanalyse zur Erstellung von Chronologien der Umweltbelastung?

- Frieder Hofmann und Manfred Born -

Synopsis

The exactness of tree-ring-analysis as a biological method for establishing pollution histories has been proved by using an actual event, the major accident in the filter system of the Preussag-Lead-Smeltery in Nordenham lasting from autumn 1971 until spring 1972. The heavy metal lead served in this case as a valid parameter for environmental pollution. Lead was analysed using Zeeman-AAS. This method allows the repeated analysis of single tree ring samples of trunk cores from ash trees without cutting down the tree. The filter damage was reflected exactly in a significant increase of the lead concentration in the respective tree rings from 1971 to 1972. Further data on the history of lead production of the smeltery can be found in the lead curve of the tree rings, too. At the same time the lead concentration of the tree rings shows clear differences to the immission rates measured by technical instruments over the period of the past ten years. The results imply that the lead concentration of the tree rings resembles the complex biological lead burden accumulated in the soil, which is influenced by various factors e.g. edaphic conditions, acid rain, climate and chemical bond. The results demonstrate clearly the need for biological monitoring methods. Sweeping measures for effective reduction of emissions from the lead smeltery should be taken, hence the lead smeltery is located mid-town and the highly polluted surroundings are used for housing, gardening, living and farming.

Ash, biomonitoring, *Fraxinus excelsior*, history of pollution, lead, tree-ring-analysis, Waldsterben, Zeeman-AAS.

1. Einführung

Seit langem werden Jahrringe auf Breite, Dichte und Struktur untersucht und im Hinblick auf Umwelteinflüsse, wie Klima, Standort und Immissionswirkungen, interpretiert (SCHWEINGRUBER 1983). Jahrringe auf Schadstoffe zu analysieren, um damit Chronologien der Umweltbelastung erstellen zu können, ist ein neuer Ansatz und wurde erstmals grundlegend von LEPP (1975) diskutiert. In der Literatur wird im allgemeinen von einer zunehmenden Tendenz der Schwermetallgehalte in jüngeren Jahrringen berichtet und die Eignung der Methode für größere Trendaussagen (Long-Term-Monitoring) als positiv bewerte (DOLLARD et al. 1976; SYMENOIDES 1979; WICKERN, BRECKLE 1983; BAES, McLAUGHLIN 1984; BERISH, RAGSDALE 1985). Das Ziel unserer Arbeit war, die Exaktheit der Methode an Hand eines konkreten Ereignisses, das zu einer deutlichen Erhöhung der Umweltbelastung führte, zu überprüfen. Hierzu diente uns ein größerer Filterschaden in der Preussag-Blei-Hütte in Nordenham, der sich im Winter 1971/72 ereignete und bis Frühjahr 1972 andauerte. Der Ausfall der Filteranlagen führte zu hoher Umweltbelastung mit gravierenden Auswirkungen, wie z.B. letalen Schädigungen am Weidevieh (VETTER et al. 1973). Als geeigneter Parameter der Umweltbelastung kann für unsere Untersuchung das Schwermetall Blei herangezogen werden, da in Nordenham die Bleiemissionen eindeutig der Hütte zugeordnet werden können (VETTER et al. 1973).

2. Material und Methoden

In der Umgebung der Bleihütte wurden an vier Standorten unterschiedlicher Entfernung und Windrichtung insgesamt mehr als 1000 Jahrringproben aus 9 Bohrkernen von 7 Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) untersucht (keine Straßenbäume). Esche wurde gewählt, da diese Baumart im Untersuchungsgebiet weit verbreitet ist und gleichzeitig wichtige Kriterien für eine sichere Jahrringanalyse, wie z.B. Ringporigkeit (BAES, RAGSDALE 1981), erfüllt. Die Auswahl der Bäume und Bohrkerne erfolgte nicht zufällig, sondern gezielt. In Form von Pärchenvergleichen mit unterschiedlichen Faktorenkombinationen sollten abiotische und biotische Faktoren, die Einfluß auf den Schwermetallgehalt der Jahrringe haben könnten, und deren Wechselwirkungen Berücksichtigung finden. So wurden Bäume unterschiedlichen Alters und Schädigungsgrades gewählt, von einem Baum mehrere Bohrkern analysiert und verschieden belastete Standorte berück-

Der Arbeitsgang ist schematisch in Abb. 1 wiedergegeben und gliedert sich in folgende Schritte: Entnahme der Bohrkerne (Schritte 1-6): Der Bohrkern wird mittels eines teflonbeschichteten Zuwachsbohrers in Brusthöhe nach Entfernung der äußeren Borke entnommen. Ein kleiner Teil der Manteloberfläche des Bohrkerns wird unmittelbar mittels teflonbeschichteter Rasierklingen senkrecht zu den Tracheen entfernt, so daß eine spätere Datierung der Jahrringe möglich wird. Der Bohrkern wird nun in verschlossenen Plastikröhren mit Trockeneis sofort tiefgefroren und bei -83 °C aufbewahrt. Anschließend erfolgt die Verschließung des Bohrlochs mit Lackbalsam. Um Elementverlagerungen während des Trocknungsprozesses zu verhindern, werden die Bohrkerne einer Gefrierdrying unterzogen (Schritt 7). Die Bohrkerne werden bei 10-40fache Vergrößerung auf ihre Jahrringbreiten hin untersucht und synchronisiert (SCHWEINGRUBER 1983) (Schritt 8 u. 10).

Für die Erstellung von Chronologien ist weniger die Exaktheit der absoluten Gehalte, wo die Feststoffanalytik mit Problemen behaftet ist, als vielmehr die Genauigkeit der relativen Gehalte innerhalb eines Bohrkerns von Bedeutung. Die relative Genauigkeit der Methode innerhalb der Gültigkeit einer Eichkurve kann mit einem Fehler von unter 5% als sehr gut bezeichnet werden. Die Jahrringe eines Bohrkerns werden deshalb immer innerhalb einer Eichkurve durchgemessen. Von großem Nutzen für die Analyse im extremen Säurenbereich erwies sich der Vorteil der Methode, daß einzelne Jahrringe wiederholt in getrennten Unterproben analysiert und somit Ausreißer und kontaminierte Proben erkannt werden konnten.

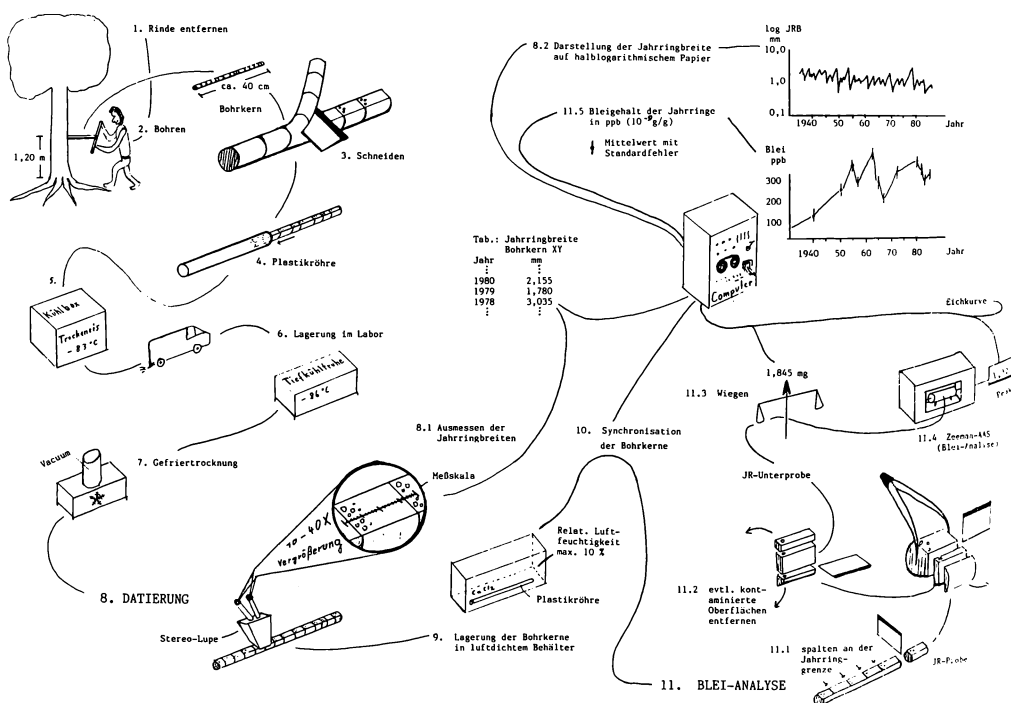


Abb. 1: Schematisierte Darstellung eines Arbeitsgangs der Jahrringanalyse.

BLEI (PPB)

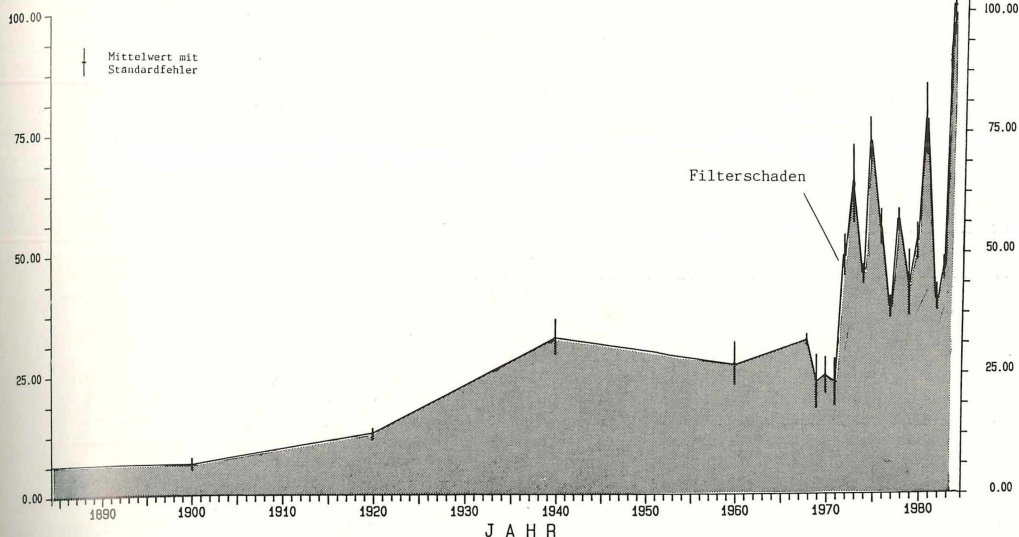
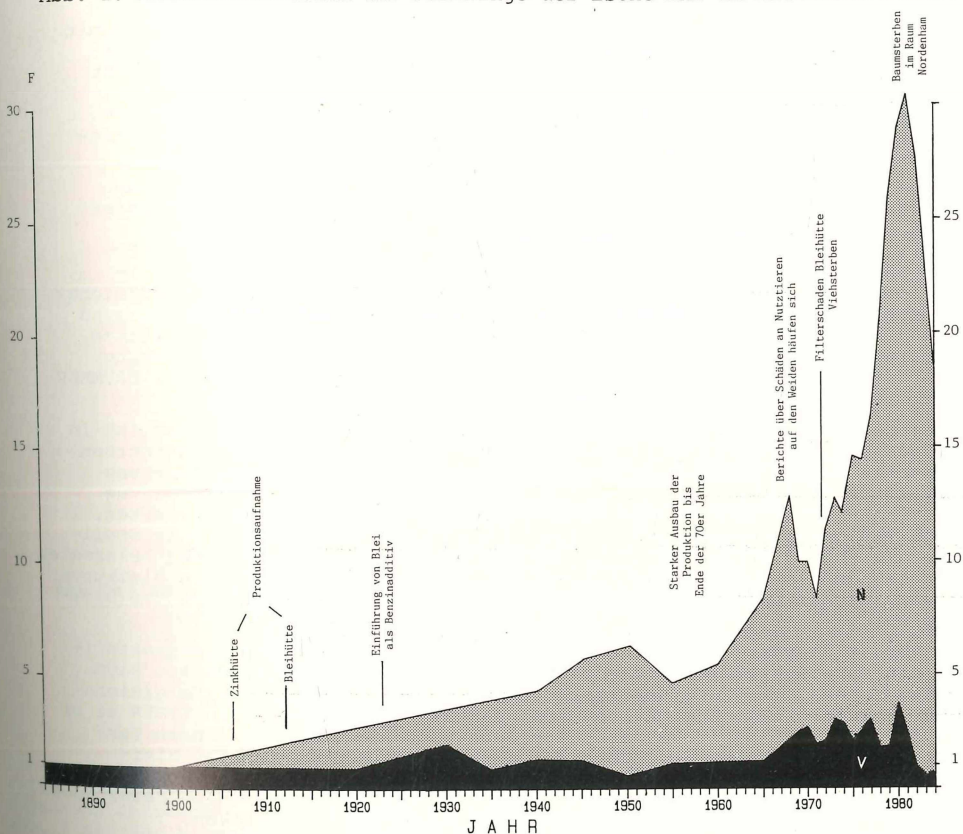


Abb. 2: Bleikonzentration der Jahrringe der Esche NA5 in Nordenham-Atens.

Abb. 3: Relative Veränderung der Bleikonzentration der Jahrringe von Eschen, bezogen auf das Jahr 1900 ($F = 1$).

N = Bleimittelkurve für den belasteten Standort Nordenham: ca. 1000 Jahrring-Bleiwerte aus 8 Bohrkernen von 6 Eschen, $1 \times F \approx 6.25$ ppb Blei.

V = Bleikurve der Esche V am Vergleichsstandort Stollhamm in 12 km Entfernung vom Emittenten, $1 \times F \approx 14.1$ ppb Blei.

3. Ergebnisse mit Diskussion

In Abb. 2 ist exemplarisch das Ergebnis der Bleianalysen der Jahrringe für die über 180jährige Esche NA5 (Nordenham, 2,5 km WSW der Bleihütte) dargestellt. Die Bleikonzentration der Jahrringe hat seit 1900 um ein Mehrfaches zugenommen. Deutlich ist zu erkennen, wie sich die Bleikonzentration der Jahrringe von 1971 auf 1972 signifikant (t -Test, $p < 0.01$) erhöht. Damit zeigt sich, daß sich der Filterschaden von Winter/Frühjahr 1971/72 zeitlich exakt in den Jahrringen wiederfinden läßt.

WARD et al. (1974) sowie LEPP (1975) weisen auf das Problem eines Radialtransportes über die Holzstrahlen hin. LEPP u. DOLLARD (1974) zeigen mittels radioaktiver Blei-Isotope, daß ein radialer Transport über die Jahringgrenzen hinweg prinzipiell stattfinden kann. WICKERN u. BRECKLE (1983) korrelieren die Bleigehalte der Jahrringe von Eichen am Autobahnrand mit den Bleiemiissionen und finden die Auswirkung der Benzin-Blei-Gesetze wieder, wenn sie eine radiale Verschiebung von wenigen Jahren annehmen. HAGEMEYER u. BRECKLE (1986) stellen die höchsten Cadmium- und Bleigehalte in Eichen vor etwa 20 Jahren im Verkernungsbereich fest und schließen somit auf einen radialen Transport zur Verkernungszone hin. Unsere Ergebnisse zeigen dagegen für Blei in Eschen keine radiale Verschiebung von wenigen Jahren, was durch die zeitlich exakte Wiederfindung des Filterschadens in Abb. 2 belegt wird. Ebenso wenig läßt sich eine radiale Verschiebung zur Verkernungszone erkennen (s.a. Abb. 3). Dies widerspricht nicht unbedingt den Ergebnissen der oben genannten Autoren. Die festgestellte Abnahme der Elementgehalte in den jüngsten Jahrringen beweist nicht a priori einen Radialtransport, sondern dies kann auch im Zusammenhang mit einer Schädigung des Organismus auftreten (s. unten). Die Schlußfolgerungen von BAES u. RAGSDALE (1981) sowie BAUCH et al. (1985), die einen radialen Transport zwar für Nadelbäume und zerstreutporige Laubbäume, nicht aber für ringporige feststellen, können somit bestätigt werden. Der von LEPP u. DOLLARD (1974) im Prinzip festgestellte radiale Transport scheint zumindest für Blei in Eschen das Ergebnis nicht wesentlich zu beeinflussen. Bekräftigt wird dies auch durch HALL (1977), der für *Fraxinus* einen radialen Transport von Blei auszuschließen vermag, während er einen allerdings geringen Quertransport für die ebenfalls ringporige *Quercus* annimmt.

Nach Behebung des Filterschadens (Mai 1972) ging die Immissionsbelastung wieder zurück (VETTER et al. 1973). Die Bleibelastung der Jahrringe zeigt diesen Rückgang nicht an, sondern pendelt sich auf dem hohen Niveau ein (Abb. 2). Dies bestätigt die Ergebnisse anderer Autoren (FATHI, LORENZ 1980), daß die Aufnahme von Blei vor allem über die Wurzel erfolgt. Die Bleigehalte der Jahrringe entsprechen damit nicht den jährlichen Immissionsraten, sondern vielmehr der akkumulierten Belastung im Boden. Hierbei sind weniger die Gesamtgehalte von Bedeutung, als vielmehr die für die Pflanze verfügbaren Anteile, welche durch verschiedene Faktoren, wie Versauerung, Klima, Ton-Humusgehalt, Bindungsform etc., beeinflußt werden (HERMS, BRÜMMER 1984).

Die Blei-Mittelkurve der Jahrringe für den belasteten Raum Nordenham ist in Abb. 3 dargestellt und umfaßt ca. 1000 Jahrring-Bleiwerte aus 8 Bohrkernen von 6 Eschen an drei Standorten. Abgebildet ist die relative Veränderung der Bleikonzentration, bezogen auf das Jahr 1900, d.h. vor Werksgründung der Hütte. Zum Vergleich wurden die Bleiwerte einer Esche (V) am vierten, deutlich weniger belasteten Standort in 12 km Entfernung vom Werk in Stollhamm in die Abb. 3 aufgenommen. Die Bleikurve der Jahrringe für den belasteten Standort Nordenham (N) nimmt seit 1900 um bis zum 30fachen zu. Die Bleikurve V des Vergleichsstandortes weist eine wesentlich geringere Zunahme der Bleigehalte auf.

Die in Abb. 4 dargestellten Ergebnisse der Rindenuntersuchungen charakterisieren die unterschiedliche Standortsbelastung. Der extrem belastete Raum Nordenham beinhaltet die Standorte NE, NS und NA, während V den Vergleichsstandort kennzeichnet. Anzumerken wäre, daß sich ebenso wie bei VETTER et al. (1973) der Immissionseinfluß der Hütte auch noch am 12 km entfernten Vergleichsstandort in einer gegenüber der normalen deutlich erhöhten Bleibelastung bemerkbar macht. Der Vergleich der Jahrringbleikurven mit den Ergebnissen der Rindenuntersuchungen belegt eindrücklich, daß sich Belastungsunterschiede der Standorte im Bleigehalt der Jahrringe ausdrücken.

Abb. 5 zeigt die Produktionskurve der Bleihütte. Es läßt sich eine gute Übereinstimmung mit der Nordenhamer Jahrringbleikurve N feststellen. Markante Daten, wie Produktionsaufnahme Anfang des Jahrhunderts, vorübergehender Rückgang der Produktion nach dem 2. Weltkrieg in den 50er Jahren und die starke Steigerung der Bleiproduktion in den 60er und 70er Jahren, spiegeln sich im Bleigehalt der Jahrringe wider.

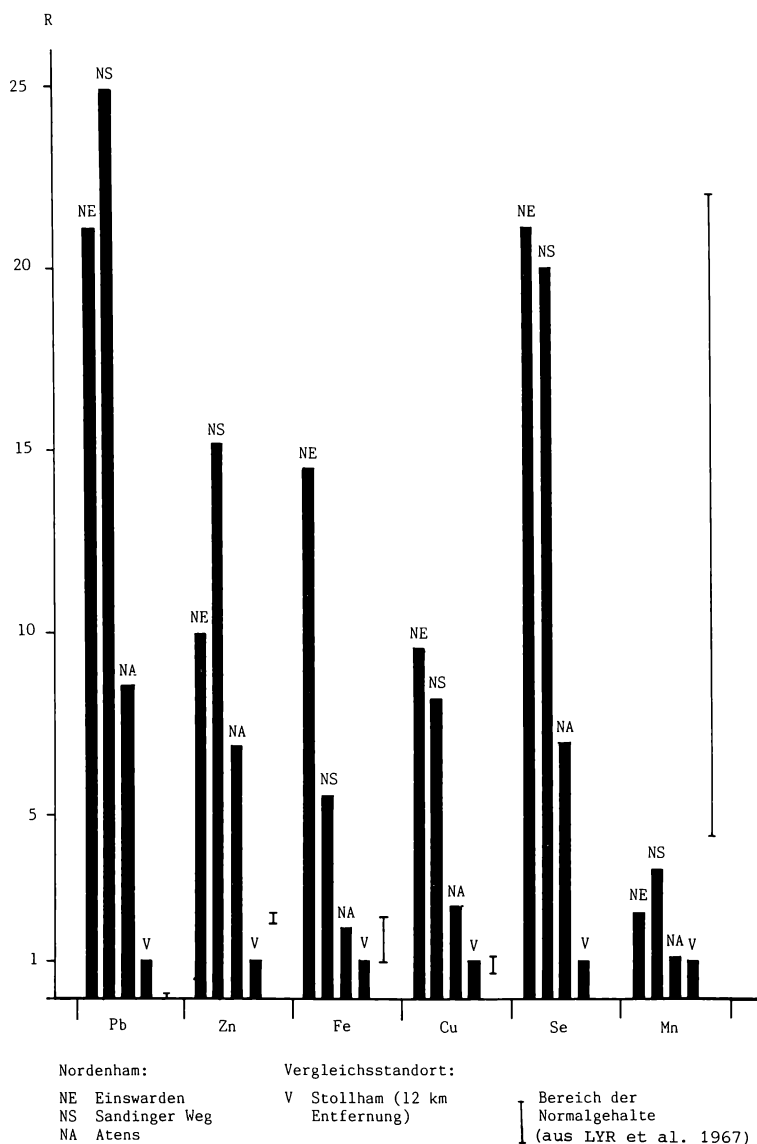


Abb. 4: Relative Schwermetallkonzentrationen von Rindenmischproben der Esche zur Charakterisierung der Immissionsbelastung der Untersuchungsstandorte, bezogen auf den Vergleichsstandort Stollham ($= 1R$).

$1 R \approx 281 \text{ ppm Pb bzw. } 120 \text{ ppm Zn bzw. } 436 \text{ ppm Fe bzw. } 17 \text{ ppm Cu bzw. } 1 \text{ ppm Se bzw. } 34 \text{ ppm Mn.}$

Die Bleikurven der verschiedenen Bäume bzw. Bohrkernverläufe bis zum Filterschaden von 1971/72 recht einheitlich, danach zeigen sich jedoch zunehmend Unterschiede. Dies wird z.B. im Vergleich der Einzelkurve NA5 in Abb. 2 mit der Mittelkurve N in Abb. 3 sichtbar. Die Mittelkurve steigt exponentiell an und fällt dann nach Erreichen eines Höhepunktes Anfang der 80er Jahre ab. Dieser scharfe Anstieg nach 1972 geht mit einem vermehrten Auftreten von Jahrringreduktionen und sichtbaren Schadsymptomen in den 80er Jahren einher. Der Zusammenhang von steigender Umweltbelastung, angezeigt durch unsere Leitsubstanz Blei, und einem Erreichen von Belastungsgrenzen kann damit durch die Jahrringanalyse sichtbar gemacht werden. Eine

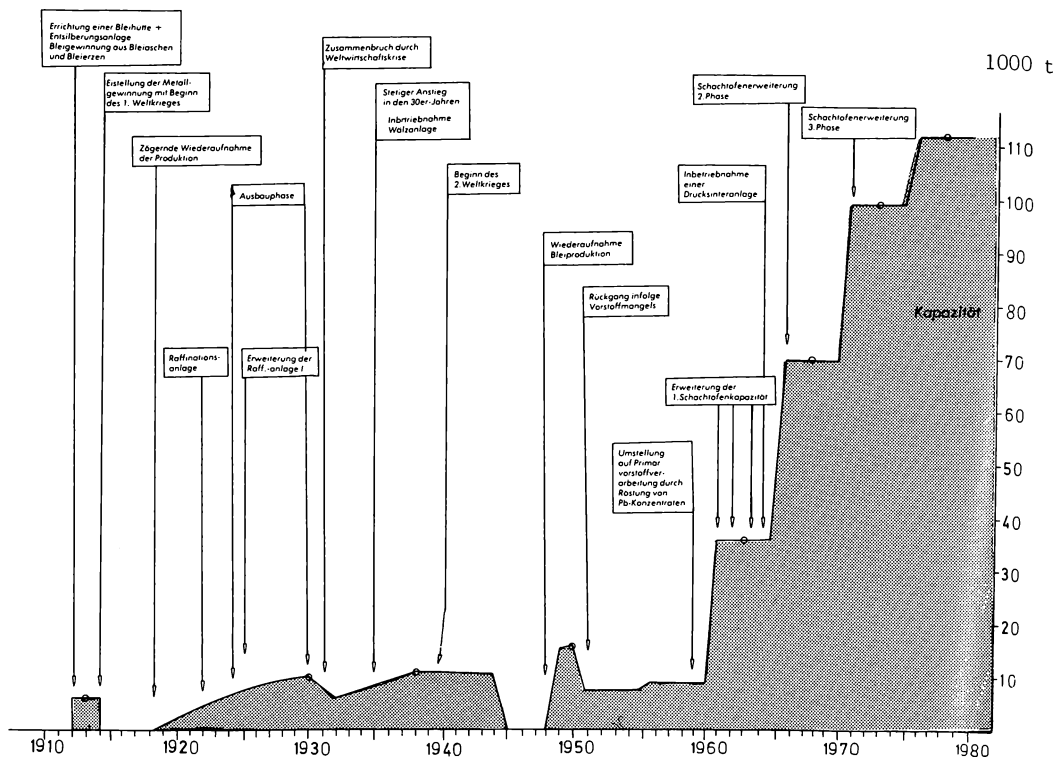


Abb. 5: Bleiproduktion der Hütte Nordenham.

Daten zusammengestellt aus PREUSSAG-BOLIDEN-BLEI GMBH, 1981.

statistische Auswertung (BORN, HOFMANN 1986) belegte diesen Zusammenhang und ergab, daß dieses Phänomen auch bei anderen Baumarten und an anderen Standorten festzustellen war, wobei standorts-, art- und individualspezifische Unterschiede hinsichtlich Ausmaß und Zeitpunkt auftraten (z.B. zwischen geschädigten und als nicht-geschädigt klassifizierten Individuen). Eine Korrelation zwischen erhöhten Metallgehalten in den Jahrringen und beginnenden Jahrringreduktionen stellen auch SYMENOIDES (1979), ROBITAILLE (1981), BAES u. McLAUGHLIN (1984) sowie McLAUGHLIN u. BRÄKER (1985) fest. BAUCH et al. (1985) zeigen an Hand von Elementanalysen unterschiedlich geschädigter Fichten von unterschiedlich belasteten Standorten, daß die anthropogene Schwermetallbelastung (Cd und Pb) zumindest als disponierender Stressor zu berücksichtigen ist, der zu Wachstumsdepressionen im Feinwurzelbereich führen kann. Eine Hypothese über den Zusammenhang von Elementgehalt (Pb) der Jahrringe und Schädigung ist bei BORN u. HOFMANN (1986) dargelegt.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß Blei lediglich als ein Parameter gemessen wurde, der die Umweltbelastung kennzeichnen soll, und nicht als alleiniger Wirkstoff, der zum Absterben der Bäume führt. Für das Baumsterben ist nach ULRICH (1983) und SCHÜTT (1984) das komplexe Zusammenwirken aller Schadeinflüsse von Bedeutung.

Die Daten der bestehenden Immissionsmeßprogramme über den kritischen Zeitraum nach dem Filterschaden (Abb. 6) lassen weder den dramatischen Kurvenverlauf der Bleibelastung der Jahrringe noch die tatsächlich aufgetretene Zunahme der Baumschäden erahnen. Dies zeigt eindrücklich, daß technische Monitoringverfahren nicht ausreichen, um biologische Belastungen und Wirkungen zu charakterisieren, und belegt die dringende Notwendigkeit biologischer Monitoringmethoden, wie es auch von anderen Autoren gefordert wird (VETTER 1982). Die Ergebnisse weisen die Jahrringanalyse als eine hierfür vielversprechende Methode aus, insbesondere durch die Kombination von Monitoring-eigenschaften (Schadstoffanalyse in den Jahrringen) und Indikatorqualitäten (Zuwachs der Jahrringe) in ein und demselben, dazu noch langlebigen Orga-

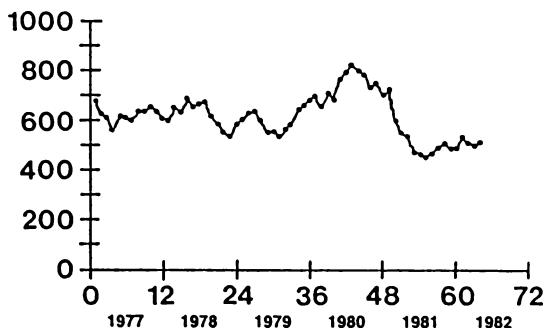


Abb. 6: Gleitendes Jahresmittel des Bleiniederschlags in Nordenham (4 x 4 km, in $\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$).
Entnommen aus NDS. MIN. BUNDESANGELEGENHEITEN 1983.

nismus. Zur Absicherung sind jedoch weitere Studien notwendig, wobei es sicherlich lohnenswert wäre, neben weiteren Metallen auch radioaktive Isotope und organische Wirkstoffe in Betracht zu ziehen.

Sowohl die Belastung der Rinden als auch die biologische Belastung der Jahrringe in der Umgebung der Erzhütte ist trotz erfolgter Maßnahmen immer noch als extrem hoch zu bezeichnen. Die Blei- und Zinkhütte befindet sich inmitten des Stadtgebietes von Nordenham und ist umgeben u.a. von Wohnsiedlungen, Geschäften, Schulen, Kleingärten und Bauernhöfen. Der dramatisch zu nennende Verlauf der Bleikurve und das sichtbar gewordene Baumsterben sollten als ernstzunehmende Warnzeichen verstanden werden. Durchgreifende Maßnahmen zu einer effektiven und deutlichen Reduktion der Emissionen der Hütte sind daher dringend angezeigt.

Danksagung

Dem Bremer Umweltinstitut sprechen wir an dieser Stelle unseren Dank aus für die Möglichkeit, die Analysen an ihrem Zeeman-AAS ausführen zu können. Dipl.-Math. W. Wosniok gebührt Dank für die Hilfe bei der statistischen Auswertung. Wir danken auch all jenen, die uns bei der Durchführung der Diplomarbeit im Fachbereich 2 Biologie/Chemie an der Universität Bremen beratend und helfend zur Seite standen.

Literatur

- BAES C.F., RAGSDALE H.L., 1981: Age-specific lead distribution in xylem rings of three tree genera in Atlanta, Georgia. *Environ. Poll.* 2: 21-36.
- BAES C.F., McLAUGHLIN S.B., 1984: Trace elements in tree rings: evidence of recent and historical air pollution. *Science* 224: 494-497.
- BARNES D., HAMADAH M.A., OTTAWAY J.M., 1976: The lead, copper and zinc content of tree rings and bark. *Sci. Tot. Environ.* 5: 63-67.
- BAUCH J., RADEMACHER P., BERNEIKE W., KNOTH J., MICHELIS W., 1985: Breite und Elementgehalt der Jahrringe in Fichten aus Waldschadensgebieten. *VDI-Berichte* 560: 943-959.
- BERISH C.W., RAGSDALE H.L., 1985: Chronological sequence of element concentrations in wood of *Carya* spp. in the Southern Appalachian Mountains. *Can. J. For. Res.* 15: 477-483.
- BORN M., HOFMANN F., 1986: Der Nachweis von Schwermetallen in Jahrringen von Bäumen als biologisches Monitoring-Verfahren zur Erstellung einer Chronologie der Umweltbelastung. Diplomarbeit Univ. Bremen:
- BOS U., JUNKER A., 1983: Nachweis- und Bestimmungsgrenze als kritische Verfahrensgrößen vollständiger Meßverfahren in der Umweltanalytik. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 316: 135-141.
- DOLLARD G.J., TIAN T.K., LEPP N.W., 1976: Some approaches to the development of tree ring analysis as a monitoring tool for heavy metal pollution. In: (Ed. KARENlampi L.): *Proceedings of the Kuopio Meeting on plant damages caused by air pollution.* (Finland, Aug. 16-18 1976): 16-25.
- FAHTI M. LORENZ H., 1980: Bindungsformen von Hg, Cd und Pb in Biotopen, Verhalten in der Nahrungskette und Vorkommen in Nahrungsmitteln, Metabolismus in Pflanze, Tier und Mensch. *ZEBS-Ber.* 1 [Reimer]:

- HAGEMEYER J., BRECKLE S.-W., 1986: Cadmium in den Jahresringen von Eichen: Untersuchungen zur Aufstellung einer Chronologie der Immissionen. Angew. Bot. 60: 161-174.
- HALL C., 1977: A study of certain heavy metals in woody plants. Ph. D. Thesis Liverpool Polytechnic Inst.
- HERMS U., BRÜMMER G., 1984: Einflußgrößen der Schwermetall-Löslichkeit und -bindung in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147: 400-424.
- LEPP N.W., DOLLARD G.J., 1974: Studies on lateral movement of ²¹⁰Pb in woody stems. Patterns observed in dormant and non-dormant stems. Oecologia 16: 179-184.
- LEPP N.W., 1975: The potential of tree-ring analysis for monitoring heavy metal pollution patterns. Environ. Poll. 9: 49-61.
- LYR H., POLSTER H., FIEDLER H.J., 1967: Gehölzphysiologie. Jena (Fischer).
- MCLAUGHLIN S.B., BRÄKER O.U., 1985: Methods for evaluating and predicting forest growth responses to air pollution. Experientia 41: 310-319.
- NIEDERS. MIN. F. BUNDESANGELEGENHEITEN, 1983: Umweltschutz in Niedersachsen - Reinhaltung der Luft 7. Hannover:
- PREUSSAG-BOLIDEN-BLEI GMBH, 1981: 75 Jahre Hütte Nordenham. Nordenham.
- ROBITAILLE G., 1981: Heavy-metal accumulation in the annual rings of "Balsam Fir" (*Abies balsamea* (L.) Mill.). Environ. Poll. 2: 193-202.
- SCHÜTT P., 1984: Der Wald stirbt an Streß. München (Bertelsmann):
- SCHWEINGRUBER F.H., 1983: Der Jahrring: Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie. Stuttgart/Bern (Haupt).
- SYMENOIDES C., 1979: Tree ring analysis for tracing the history of pollution. Application to a study in Northern Sweden. J. Environ. Qual.: 482-486.
- ULRICH B., 1983: Luftverunreinigung und Ökosphäre - Versuch einer Gesamtschau. In: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. LÖLF-Mitt. (Sonderh.) [erw. Aufl.] : 3a-9a.
- VETTER H., MÄHLHOP R., FRÜCHTENICHT K., 1973: Immissionsstoffbelastung im Raum Nordenham. Bericht über großräumige Immissionsmessungen im Auftrag des Niedersächsischen Sozialministers. LUFA Oldenburg.
- VETTER H., 1982: Schwermetalle in der Nahrungskette - Belastungsgrenzen für Pflanzen. Landw. Forsch. Sdh. 39 (Kongreßband): 12-27.
- WARD N.I., BROOKS R.R., REEVES R.D., 1974: Effect of lead from motor vehicle exhausts on trees along a major thoroughfare in Palmerston: North New Zealand. Environ. Poll. 6: 149-158.
- WICKERN M., BRECKLE S.-W., 1983: Blei im Eichenholz vom Autobahnrand. Ber. Dt. Bot. Ges. 96: 343-350.

Adresse:

Frieder Hofmann
 Manfred Born
 Am Lehester Deich 60c
 D-2800 Bremen

Höhere Pilze als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung von Böden

Gudrun Dietl, Hermann Muhle und Sieghard Winkler

Synopsis

Frequent occurring mushrooms, able to accumulate heavy metals, can be used as bioindicators of heavy metal concentrations in soils. Culture experiments with *Agaricus bisporus* revealed a close to linear relationship between Cd-concentration of the substrate and the mushroom umbrella. Addition of sulfuric acid and Ca-nitrate leads to an increasing Cd-uptake at a given Cd-concentration. For regional comparisons within Swabian mountains ('Schwäbische Alb') the frequent *Mycena pura* (s.l.) was chosen for passive monitoring. The frequency distributions of Cd-concentrations in those mushrooms revealed a left centered skewed distribution in deciduous forests whereas in coniferous forests a bimodal distribution could be shown. The median of the Cd-content in *Mycena pura* s.l. from different regions of the Schwäbische Alb showed characteristic differences. Analysis of Cd-concentration of the upper soil, especially the organic litter layers, produced analogue differences: Concentrations in the mushrooms correspond to those of the litter. Here also litter of coniferous forests gave higher Cd-concentrations than those of deciduous forests. Over a larger area, however, concentrations within the coniferous litter and also within litter from beech forests from several sites of the Schwäbische Alb differ considerably.

Agaricus bisporus, bioindication, cadmium, fungi, heavy metals, *Mycena pura*, passive monitoring, soil.

1. Einführung

Höhere Pilze reichern eine Reihe von Schwermetallen in ihren Fruchtkörpern an, z.B. Cadmium und Quecksilber (SEEGER 1982) und sind in diesem Sinn als Akkumulationsindikatoren zu verstehen. Diese Eigenschaft kann für eine Bioindikation in Böden herangezogen werden, wenn die wichtigsten Faktoren, die die Schwermetallaufnahme des Pilzmyzels beeinflussen, überschaubar sind. In dieser Arbeit wird deshalb am Beispiel von Cadmium der Einfluß der Substratkonzentration und weiterer Faktoren wie eine Säurezugabe geprüft.

Für einen Einsatz von wildlebenden Organismen als Bioindikatoren müssen außerdem wichtige Voraussetzungen wie weite geographische Verbreitung und genügend große Individuenzahlen erfüllt sein (STEBING 1982). Auf Grund seines häufigen Vorkommens wurde der cadmiumakkumulierende Rettichhelmling (*Mycena pura* s.l.) als potentiell geeigneter Bioindikator für die regionale Cadmiumbelastung von Böden ausgewählt (DIETL 1979). Durch vergleichende Untersuchungen an Rettichhelmlingen aus verschiedenen Regionen der Schwäbischen Alb wurde geprüft, ob solche Pilzarten standörtlich bedingte Unterschiede im Schwermetallgehalt der Böden anzeigen können. Bodenuntersuchungen einiger Standorte sollten Anhaltspunkte für die Cadmiumkonzentrationsunterschiede in den als Lebensraum für das Pilzmyzel relevanten oberen Bodenhorizonten geben.

2. Material und Methoden

Die Kultur des Zuchtchampignons *Agaricus bisporus* (Lge.) Sing. erfolgte im wesentlichen nach den in LELLEY et al. (1976) beschriebenen Bedingungen. Als Zuchtsubstrat wurde fertig kompostiertes Pferdemistsubstrat aus einer Champignonzüchtereier verwendet. Es wurde vor dem Einbringen der Pilzbrut mit verschiedenen konzentrierten Lösungen von Cd-Nitrat allein bzw. in Kombination mit Ca-Nitrat oder H₂SO₄ versetzt. Eine detaillierte Beschreibung der Versuchsansätze findet sich in DIETL (1986a). Von dem gefriergetrockneten Pilzmaterial kamen nur die homogenisierten Pilzhüte zur Verwendung, die mit Hilfe eines mechanisierten Naßaufschlußverfahrens nach KNAPP (1975) mit konzentrierter HNO₃ suprapur aufgeschlossen wurden.

Bei den wildwachsenden Pilzen wurden die Rettichhelmlinge (*Mycena pura* s.l.) ausgewählt, die heute in vier Arten aufgespalten werden (*M. pura* (Pers. ex Fr.) Kummer, *M. rosea* (Bull.) Gramberg, *M. peitanthina* (Fr.) Quél. und *M. diosma* Krieglstainer et Schwöbel. Alle untersuchten Standorte liegen auf der Hochfläche der Schwäbischen Alb. Die sauber gesammelten Proben wurden gefriergetrocknet und die Pilzhüte mit Hilfe konzentrierter HNO₃ suprapur in einem Druckverfahren nach KOTZ et al. (1972) aufgeschlossen.

Die Cd-Bestimmungen der Aufschlußlösungen erfolgten mittels der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS 2380, Perkin-Elmer), je nach der Cd-Konzentration der Probe in einer Luft-Acetylen-Flamme bzw. in der Graphitrohrküvette HGA 400. In letzterem Fall mußte das Additionsverfahren angewendet werden. Die Richtigkeit der Pilzanalysen wurde durch einen Vergleich mit anderen analytischen Methoden (RFA, NAA) überprüft (DIETL 1986a).

Von 5 Waldflächen wurden Bodenproben untersucht, wobei Gewichtsproben (SCHLICHTING, BLUME 1966: S. 53) der Horizonte der Humusaufgabe (O_L -, O_F -, O_H -Schicht) und der obersten 2-3 cm des Mineralbodens (A_H -Horizont) getrennt entnommen wurden. Von den gemischten und bei 70 °C getrockneten Bodenproben wurde ein Aliquot im Mörser homogenisiert. Der Aufschluß erfolgte mit konzentrierter HNO_3 suprapur in Druckbomben mit Tefloneinsätzen. Ein Vergleich verschiedener Aufschlußmethoden mit Mischungen unterschiedlicher Säuren sowie nur mit konzentrierter HNO_3 in einem Bombenaufschluß zeigte keine systematischen Unterschiede; nur eine Kombination mit HF erzielte systematisch höhere Schwermetallkonzentrationen (COTTENIE, VERLOO 1984). Für eine erste Information wurde deshalb der eine vergleichsweise günstige Probenmatrix ergebende Druckaufschluß mit konz. HNO_3 gewählt.

Die Cd-Messungen an den Bodenproben erfolgten nach einer Optimierung des Temperaturprogramms in der Graphitrohrküvette HGA 400. Verdünnte Aufschlußlösungen (1 : 5 und höher) ergaben bei Messung gegen eine Eichkurve die gleichen Werte wie im Additionsverfahren. Die Standardabweichung bei 3 Aufschlüssen aus einer Bodenprobe betrug weniger als 3% des Mittelwertes (Probe 226 F, O_F : 0.47 ± 0.012). Zur Überprüfung der Analysenbedingungen und zur Qualitätskontrolle wurde das Standardreferenzmaterial NBS 1645 (Flußsediment) mit aufgeschlossen. Es konnte eine ausreichende Übereinstimmung mit den zertifizierten Gehalten erzielt werden (gemessener Cd-Gehalt: 9.2 mg/kg TG, zertifizierter Gehalt: 10.2 mg/kg TG).

3. Ergebnisse

3.1 Cd-Gehalte in Zuchtchampignons auf kontaminierten Substraten

In Zuchtversuchen wurde der Einfluß steigender Cd-Zugaben zum Substrat auf die Cd-Gehalte in *Agaricus bisporus* geprüft. Die Cd-Konzentration in den Pilzhüten steigt bereits beim niedrigsten Cd-Zusatz (1.124 mg/kg TS) von 0.09 auf 0.39 mg/kg TG im Pilzhut an. Eine weitere Erhöhung der Cd-Zugabe in molaren Größenordnungen führt zu ebenfalls in den entsprechenden Größenordnungen zunehmenden Cd-Gehalten der Pilzfruchtkörper (Tab. 1). Über den gesamten Cd-Konzentrationsbereich, in dem noch eine Fruchtkörperbildung stattfand, besteht eine nahezu lineare Beziehung zwischen den Cd-Gehalten in den Zuchtchampignons und in den Substraten.

Tab. 1: Cd-Gehalte in *Agaricus bisporus* nach unterschiedlich hohen Cd-Zugaben zum Substrat.

x = Mittelwert mit Standardabweichung s, n = Anzahl der untersuchten Pilzexemplare, TS = Trockensubstanz, TG = Trockengewicht. Es sind jeweils die Pilze der ersten Ernte berücksichtigt.

Zusatz von Cd ²⁺ zum Substrat		Cd-Gehalt im Pilzhut (mg/kg TG)		
mg/kg TS $\hat{=}$ mMol		x	s	n
-	-	0.09 $\pm$ 0.027		7
1.124	0.01	0.39 $\pm$ 0.069		7
11.24	0.1	3.4 $\pm$ 0.77		19
56.2	0.5	21.5 $\pm$ 3.31		6
112.4	1.0	48.9 $\pm$ 7.20		12
562.0	5.0	312.0		1

In Versuchsansätzen mit kombinierten Cd- und Ca- bzw. Cd- und Säurezugaben wurde der Einfluß dieser Faktoren untersucht. Bei gegebenem Cd-Gehalt im Zuchtsubstrat ist eindeutig erkennbar, daß Säure- sowie eine hohe Ca-Zugabe die Cd-Aufnahme der Zuchtchampignons beträchtlich erhöht, und zwar um das Doppelte (Abb. 1). Der dominierende Faktor bleibt jedoch die zugegebene Cd-Gesamtkonzentration der Substrate; die Säure- oder Ca-Zugaben modifizieren die Cd-Aufnahme der Pilze nur innerhalb der jeweiligen Größenordnung.

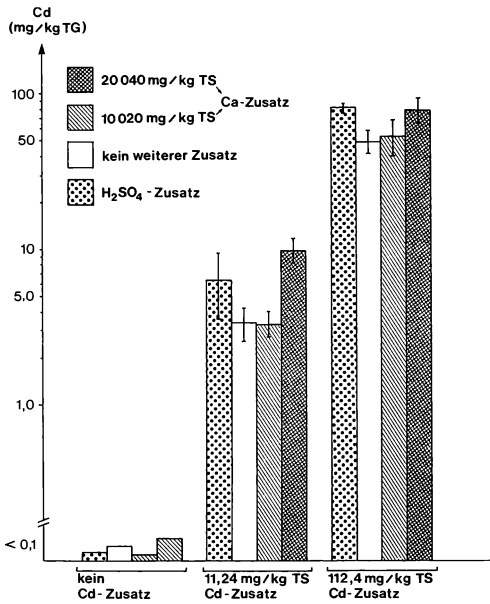


Abb. 1: Cd-Gehalte in *Agaricus bisporus* nach Cd-Zusatz in Kombination mit Säure bzw. Calcium.

3.2 Vergleichende Untersuchungen über den Cd-Gehalt von Rettichhelmlingen

3.2.1 Unterschiede innerhalb einer Waldfläche

Die Häufigkeitsverteilung der Cd-Gehalte in Rettichhelmlingen aus einer Waldfläche ergibt für Laub- und Nadelwälder je einen charakteristischen Verteilungstyp. Für Laubwälder ist eine linksgipflig schiefe Verteilung typisch (Abb. 2). Das Maximum der Werte liegt in einem relativ niedrigen Konzentrationsbereich; höhere Cd-Gehalte treten je nach Fläche mehr oder weniger weit rechts vom Gipfel noch vereinzelt auf.

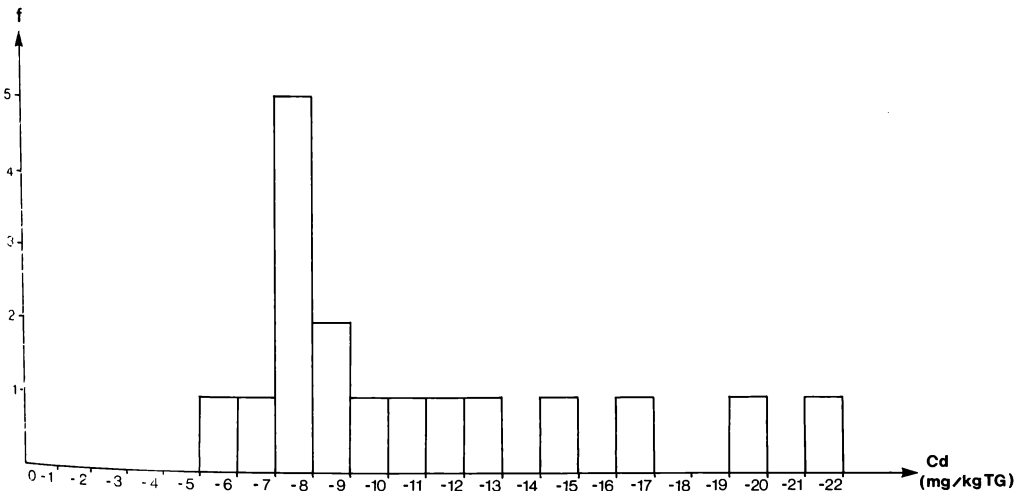


Abb. 2: Typische Häufigkeitsverteilung der Cd-Gehalte aller Rettichhelmlinge (*Mycena pura* s.l.) aus einer Laubwaldfläche.
f = Anzahl der Pilzexemplare pro Klasse.

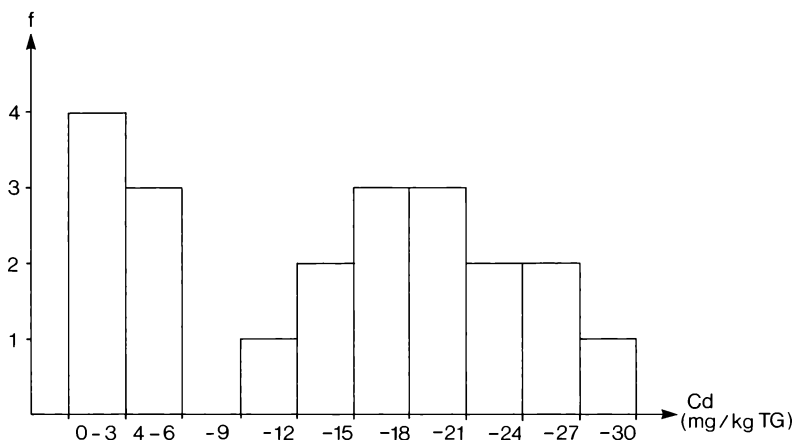


Abb. 3: Typische Häufigkeitsverteilung der Cd-Gehalte aller Rettichhelmlinge (*Mycena pura* s.l.) aus einer Nadelwaldfläche.
f = Anzahl der Pilzexemplare pro Klasse.

Die Cd-Gehalte von Rettichhelmlingen aus Nadelwäldern sind dagegen durch eine zweigipflige Verteilung gekennzeichnet (Abb. 3). Dabei läßt sich ein kleinerer Gipfel bei sehr niedrigen Cd-Gehalten beobachten, während die Mehrzahl der Werte in einem bedeutend höheren Konzentrationsbereich zu finden ist; dazwischen liegende Werte fehlen. In diesen beiden Gipfeln drückt sich die Existenz zweier Pilzkollektive von Rettichhelmlingen aus, die sich in ihrem Cd-Gehalt um etwa eine Zehnerpotenz unterscheiden.

3.22 Unterschiede zwischen verschiedenen Waldflächen

Da die Cd-Gehalte von Rettichhelmlingen aus einer Waldfläche keine Normalverteilung zeigen (Abb. 2 und 3), diente nicht der Mittel-, sondern der Medianwert zur Kennzeichnung einer Fläche. Bei den Nadelwäldern wurde jeweils aus beiden Pilzkollektiven der Medianwert getrennt ermittelt und angegeben.

Der Cd-Medianwert weist für eine bestimmte Waldfläche eine charakteristische Konzentration auf, die bei Rettichhelmlingen aus verschiedenen Sammeljahren gleich hoch ist (Tab. 2). Aus Tab. 2 ist weiterhin ersichtlich, daß die Unterschiede zwischen verschiedenen Waldflächen beträchtlich sind. Allgemein ist zu beobachten, daß Rettichhelmlinge aus Nadelwäldern höhere Cd-Konzentrationen aufweisen (abgesehen von dem kleineren Pilzkollektiv mit den sehr niedrigen Cd-Gehalten) als solche aus Laubwäldern. Dies ist an den

Tab. 2: Cd-Medianwerte von Rettichhelmlingen aus verschiedenen Waldflächen in unterschiedlichen Sammeljahren

Die erste Ziffer der Standortsnummer bezeichnet das Sammeljahr.

n = Anzahl der Pilzexemplare

Standortsnummer	vorherrschende Baumart	Median (mg/kg TG)	n	Sammeljahr
100	Eiche	10.8	13	1981
200		7.5	35	1982
103	Eiche	6.5	11	1981
203		6.6	57	1982
114	Buche	8.9	50	1981
214		10.7	34	1982
226	Buche	18.6	5	1982
426		15.2	3	1984
226	Fichte	1.1	4	1982
		29.1	3	
426		4.7	3	1984
		30.6	17	

Medianwerten bei den benachbarten Buchen- und Fichtenwaldflächen 226/426 in Tab. 2 gut zu erkennen. Die Histogramme in Abb. 2 und 3 weisen auf den gleichen Sachverhalt hin.

3.23 Regionale Unterschiede auf der Schwäbischen Alb

Ein Vergleich von 70 Wäldern zeigt auf, daß in verschiedenen Regionen der Schwäbischen Alb gehäuft hohe bzw. niedrige Cd-Gehalte in Rettichhelmlingen aus Laub- und Nadelwäldern auftreten (Abb. 4 und 5). So finden sich auf der Westalb auffallend niedrige Cd-Medianwerte in Fichtenwäldern. Durchweg nur hohe Cd-Konzentrationen mit Medianwerten von 25.2 - 33.9 mg/kg TG lassen sich dagegen in einer Laub- und 4 Nadelwaldflächen auf der Reutlinger Alb zwischen Reutlingen und Münsingen feststellen.

Rettichhelmlinge vom Südrand der Ulmer und Heidenheimer Alb enthalten ausschließlich niedrige bis durchschnittlich hohe Cd-Gehalte (Medianwert in Laubwäldern: 6.5 - 12.5 mg/kg TG, in Nadelwäldern: 13.9 - 22.1 mg/kg TG). Weiter nördlich auf der Ulmer Alb sowie auf der Geislinger Alb bei Amstetten treten in einigen der untersuchten Laub- und Nadelwälder sehr hohe Cd-Medianwerte (über 30 mg/kg TG) auf. Die mit Abstand höchsten Cd-Gehalte in Rettichhelmlingen sind in einem Fichtenwald auf dem Härtsfeld/Ostalb in der Umgebung ehemaliger Bohnerzgruben zu beobachten (Medianwert 49.2 mg/kg TG, vgl. Standort 224 in Abb. 5).

3.3 Cd-Gehalte in den Böden einiger Waldflächen

Von einigen Wäldern mit sehr unterschiedlich hohen Cd-Gehalten in den Rettichhelmlingen (vgl. die Standorte in Tab. 3 mit Abb. 4 und 5) wurden die Cd-Konzentrationen in den Humusauflagen und in den obersten 3 cm des Mineralbodens bestimmt. In den Fichtenwäldern waren die 3 Horizonte der Humusauflage gut ausgeprägt. In den Buchenwäldern befand sich unter der O_F -Schicht nur eine sehr dünne Lage feinpulverigen, grauschwarzen Materials, das vom Mineralboden (A_h -Horizont) nicht deutlich abgesetzt war.

Die Cd-Konzentrationen in den Böden unterschieden sich beachtlich, und zwar sowohl bezüglich der Werte von unterschiedlichen Bodenhorizonten in einer Fläche als auch zwischen verschiedenen Flächen. In Bodenproben benachbarter Laub- und Nadelwaldflächen (203 B und 203 F bzw. 216 B und 216 F) enthalten (abgesehen von der frischen Streu = O_L -Schicht) die Humusauflagen der Fichtenwälder höhere Cd-Gehalte als die der Buchenwälder (Tab. 3). Die oberste Schicht des Mineralbodens (A_h) zeigt dagegen in den Buchenwäldern etwas höhere Cd-Konzentrationen als in den Fichtenwäldern.

Bei den Laub- und Nadelwaldflächen auf der Geislinger Alb (213 F, 216 F und 216 B) sind wesentlich höhere Cd-Gehalte (0.7 - 1.3 mg/kg TG) im Mineralboden zu finden als bei den Waldflächen (203 F und 203 B) vom Südrand der Ulmer Alb (0.13 - 0.19 mg/kg TG). Entsprechende Konzentrationsunterschiede lassen sich in den O_F - und O_H -Schichten der Humusauflagen beobachten, obwohl sich die frische Streu in den untersuchten Fichten- bzw. Buchenwäldern kaum unterscheidet (Tab. 3).

Tab. 3: Cd-Gehalte in den oberen Bodenhorizonten einiger Waldflächen.
Die Standorte 213 F, 216 B und 216 F liegen auf der Geislinger Alb,
203 B und 203 F am Südrand der Ulmer Alb.
Die Fichten- und Buchenwälder 216 B und 216 F sowie 203 B und 203 F
liegen benachbart.

Standorts- nummer	213 F	216 B	216 F	203 B	203 F
Baumart	Fichte	Buche	Fichte	Buche	Fichte
Cd (mg/kg TG)					
Humusauflage					
O_L	0.85	0.25	0.60	0.33	0.63
O_F	1.15	0.88	1.64	0.45	0.62
O_H	0.85	1.22	1.02	0.26	0.36
Mineralboden					
A_h	0.70	1.31	0.76	0.13	0.19

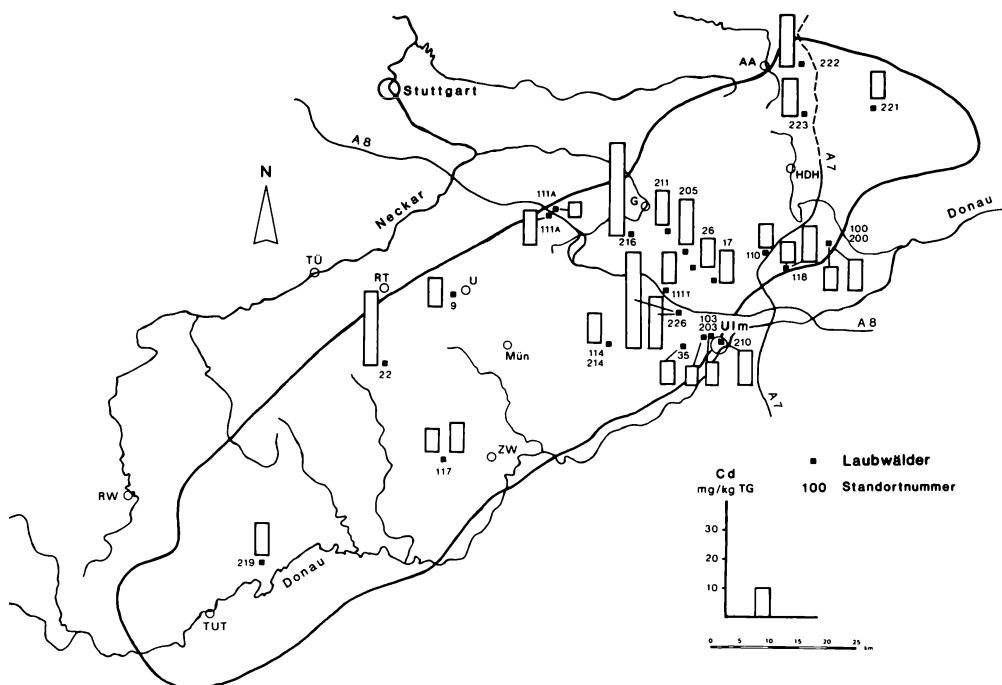


Abb. 4: Medianwerte der Cd-Gehalte von Rettichhelmlingen (*Mycena pura* s.l.) aus Laubwäldern von verschiedenen Regionen der Schwäbischen Alb. AA - Aalen, G - Geislingen, HDH - Heidenheim, MÜN - Münsingen, RT - Reutlingen, RW - Rottweil, TÜ - Tübingen, TUT - Tuttlingen, U - Urach, ZW - Zwiefalten.

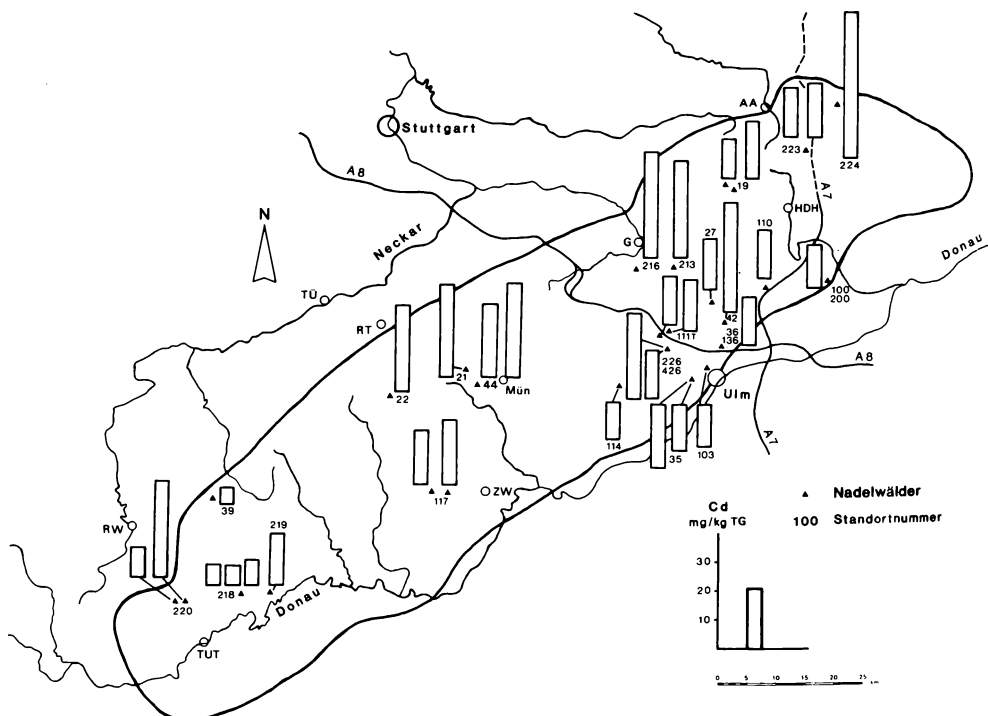


Abb. 5: Medianwerte der Cd-Gehalte von Rettichhelmlingen (*Mycena pura* s.l.) aus Nadelwäldern von verschiedenen Regionen der Schwäbischen Alb. AA - Aalen, G - Geislingen, HDH - Heidenheim, MÜN - Münsingen, RT - Reutlingen, RW - Rottweil, TÜ - Tübingen, TUT - Tuttlingen, U - Urach, ZW - Zwiefalten.

4. Diskussion

Wie die Untersuchungen an Rettichhelmlingen (*Mycena pura* s.l.) aus 70 Wäldern der Schwäbischen Alb zeigen, hängt der Cd-Gehalt in den Pilzfruchtkörpern eindeutig vom jeweiligen Standort, d.h. einer konkreten Waldfläche ab. Dies ist zum einen daran erkennbar, daß der Medianwert aus den Cd-Gehalten aller Rettichhelmlinge einer Waldfläche eine charakteristische Höhe aufweist, die auch in Pilzen von verschiedenen Sammeljahren immer wieder auftritt (Tab. 2). Zum anderen unterscheiden sich die vier nahe verwandten Rettichhelmlingsarten (*M. pura*, *M. rosea*, *M. pelianthina*, *M. diosma*) in ihren Cd-Gehalten dann nicht, wenn sie zufälligerweise an einer Sammelstelle dicht beieinander wachsen (DIETL 1986a), d.h. wenn sie auch denselben Standortseinflüssen ausgesetzt waren. Eine größere räumliche Entfernung zwischen den Pilzexemplaren läßt jedoch mehr oder weniger starke Unterschiede in ihrer Cd-Konzentration zutage treten, die sich bei den vier *Mycena*-Arten gleichsinnig äußern.

Nur selten wurden bisher gezielt die Schwermetallgehalte der gleichen Pilzarten von mehreren Waldflächen vergleichend untersucht; auch wurde ein größeres Untersuchungsgut nicht berücksichtigt. Die ersten diesbezüglichen Ergebnisse legte FRIESE (1929) vor, wonach die Asche von Steinpilzen auf Dolomitstandorten doppelt so viel Calcium und Magnesium aufwies als von Exemplaren auf Standorten über Sandsteinuntergrund. Ferner ließ sich eine Abhängigkeit vom Standort für die Cu- und Co-Gehalte (DRBAL et al. 1975; DRBAL, KALAC 1976) sowie für die Ca-, Mg- und Mn-Gehalte (OHTONEN 1978, 1982) in einigen Pilzarten feststellen. Hinweise über die Standortsabhängigkeit finden sich auch für die Konzentration an Cd, Hg, Cu, Zn und anderen Schwermetallen (DERMELJ et al. 1976, AICHBERGER 1977, DIETL 1979, QUINCHE 1979) sowie an radioaktiven Nukliden (GRÜTER 1964, ROHLER 1967; JOHNSON, NAYFIELD 1970) in Pilzen.

Die oft beobachtete, unerwartet große Streuung im Schwermetallgehalt einer Pilzart dürfte demnach darauf zurückzuführen sein, daß sowohl die artspezifisch gegebene Akkumulationsfähigkeit als auch standörtliche Unterschiede für die Höhe des Schwermetallgehaltes im Pilzfruchtkörper verantwortlich sind. So betrugen die bisher festgestellten Cd-Gehalte in *Mycena pura* 11.1 - 17.7 mg/kg TG (SEEGER 1978, DIETL 1979), während die hier vorliegenden Untersuchungen an Rettichhelmlingen von der Schwäbischen Alb eine wesentlich größere Variationsbreite von 0.5 - 70 mg/kg TG aufzeigten. Erst wenn man die Cd-Gehalte der Rettichhelmlinge aus einer bestimmten Waldfläche bzw. von benachbarten Pilzindividuen für sich betrachtet, vermindert sich die Streubreite beträchtlich (DIETL 1986a), und es ergeben sich die beiden typischen Häufigkeitsverteilungen für Laub- und Nadelwälder (Abb. 1 und 2).

Die linksipfelig schiefe Verteilung in Laubwäldern mit einzelnen, gegenüber dem Gipfel deutlich höheren Werten könnte sich aus dem Vorhandensein von Mikrostandorten im Fußbereich von Laubbäumen ergeben. Diese sind durch höhere Säure- und Schwermetalleinträge im Bereich der Stammabläufe gekennzeichnet (KOENIES 1982; KAZDA, GLATZEL 1984). Die zweigipflige Verteilung in Nadelwäldern (sehr selten in Laubwäldern) dürfte dagegen zwei Pilzkollektive mit unterschiedlich starker Cd-Akkumulationsfähigkeit kennzeichnen, d.h. es könnte sich um 'chemische Rassen' handeln. Pilzkollektive innerhalb einer Art mit entsprechend hohen, scharf abgegrenzten Konzentrationsunterschieden wurden auch für Cd-anreichernde Champignonarten (MEISCH et al. 1977, MOVITZ 1980) sowie beim Pantherpilz (*Amanita pantherina*) (SEEGER 1978) festgestellt. MEISCH et al. (1977) vermuten als Ursache ebenfalls chemische Rassen.

Die Rettichhelmlinge aus den Laubwaldflächen sowie bei Nadelwäldern das Pilzkollektiv aus dem hohen Konzentrationsbereich (Abb. 3) zeigen wiederum eine ausgeprägte Standortsabhängigkeit der Cd-Gehalte, was letztlich die Voraussetzung für ihre Eignung als Bioindikator ist. Daß höhere Pilze bisher kaum zur Bioindikation von Schwermetallen in Böden genutzt werden (DIETL 1986b), mag daran liegen, daß die Schwermetallaufnahme allein durch die artspezifisch gegebene Akkumulationsfähigkeit bestimmt schien. Die Zuchtversuche mit *Agaricus bisporus* zeigen jedoch eindeutig eine strenge Beziehung zwischen der Substratkonzentration und den Cd-Gehalten in den Pilzhüten (Tab. 1). Eine gewisse Modifizierung wird durch Säure- oder hohe Ca-Zugaben bewirkt (Abb. 1). Aus Bodenmodellversuchen ist bekannt, daß diese Faktoren die lösliche Cd-Konzentration erhöhen (HERMS 1982; BRÜMMER, HERMS 1985). Daraus kann geschlossen werden, daß Pilze sehr empfindlich auf eine Veränderung der pflanzenverfügbaren, löslichen Cd-Konzentration im Boden reagieren. Da diese letztlich vom gesamten Stoffbestand des jeweiligen Bodens abhängt (BRÜMMER, HERMS 1985), ist ihre Erfassung durch einen pflanzlichen Indikator besonders wünschenswert, da auf einen Bioindikator stets die Summe aller (Belastungs-)

Faktoren einwirkt (WINKLER 1977). Es ist allerdings anzunehmen, daß für Pilze ein höherer Anteil an Schwermetallen verfügbar ist als für Pflanzen, da Pilze durch ihre Abbautätigkeit auch an organisches Material gebundene (Schwer-)Metalle freisetzen, was von MUTSCH et al. (1979) ebenfalls vermutet wurde.

Die z.T. beträchtlichen Cd-Konzentrationsunterschiede zwischen Rettichhelmlingen aus verschiedenen Regionen der Schwäbischen Alb müßten also auf unterschiedlich hohen, pilzverfügbaren Cd-Gehalten der jeweiligen Böden beruhen. Es wird angenommen, daß das Myzel streuzersetzender Pilzarten wie z.B. der Rettichhelmlinge bevorzugt im O_F -Horizont lebt (HERING 1982). Ein erster Anhaltspunkt über die Cd-Gesamtkonzentration in den oberen Bodenhorizonten einiger Waldflächen zeigt solche Unterschiede auf, die allerdings durch weitere Bodenuntersuchungen noch zu erhärten sind. Eine starke Cd-Anreicherung in der Humusaufgabe, insbesondere der O_F -Schicht (Tab. 3), wurde von MAYER (1981) und WALK (1982) bei der Untersuchung von Bodenprofilen festgestellt. Gerade in der O_F -Schicht der Humusaufgaben, also dem bevorzugten Lebensraum des Pilzmyzels, treten entsprechende Unterschiede im Cd-Gehalt analog zu den Rettichhelmlingen auf: Nadelwälder enthalten höhere Cd-Konzentrationen als benachbarte Laubwälder, Laubwälder bzw. Nadelwälder aus verschiedenen Regionen können sich jedoch stark voneinander unterscheiden.

Die höheren Cd-Gehalte in der Humusaufgabe der Fichtenwälder könnten dabei immissionsbedingt sein, da hier ein höherer Eintrag an Säuren und Schwermetallen erfolgt als in Buchenwäldern (MAYER 1981, ULRICH 1984 u.a.). Die regionalen Unterschiede dürften dagegen geogenen Ursprungs sein und auf regional oder lokal verschiedenen hohen Konzentrationen des Ausgangsgesteins und der daraus entstandenen Böden beruhen. So wurden bei der Erfassung der Grundbelastung von ackerbaulich genutzten Böden in Baden-Württemberg über Jura-schichten auf der Schwäbischen Alb die höchsten Cd-Gehalte im Münsinger Raum festgestellt (HOFFMANN et al. 1981). Gerade in dieser Region wurden in Rettichhelmlingen ebenfalls hohe Cd-Gehalte beobachtet. Höhere Pilze könnten also wie höhere Pflanzen und Moose (BROOKS 1972, MUHLE 1984) auch als Bio-geoindikatoren eingesetzt werden.

Die vorliegenden Untersuchungen am Beispiel der weit verbreiteten und Cd-akkumulierenden Rettichhelmlinge lassen den Schluß zu, daß höhere Pilze ausgezeichnete Bioindikatoren für Schwermetalle in Böden darstellen und z.B. im Rahmen eines passiven Umweltmonitorings zur langfristigen Trendkontrolle einsetzbar sind.

Literatur

- AICHBERGER K., 1977: Untersuchungen über den Quecksilbergehalt österreichischer Speisepilze und seine Beziehungen zum Rohproteingehalt der Pilze. Z. Lebensmittelunters. -Forsch. 163: 35-38.
- BROOKS R.R., 1972: Geobotany and biogeochemistry in mineral exploration. New York.
- BRÜMMER G., HERMS U., 1985: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit, -Bindung und Verfügbarkeit in Böden. Bielefelder Ökol. Beitr. 1: 117-139.
- COTTENIE A., VERLOO M., 1984: Analytical diagnosis of soil pollution with heavy metals. Fresenius Z. Anal. Chem. 317: 389-393.
- DERMELJ M., RAVNIK V., KOSTA L., 1976: A fast isolation of Cd in some fungi, other biological materials, soil and Zn metal by NAA. Radiochem. Radioanal. Letters 24: 91-102.
- DIETL G., 1979: Cadmium- und Bleigehalte einiger Hutpilze um Ulm. Staatsexamensarbeit Univ. Ulm.
- DIETL G. 1986a: Abhängigkeit der Schwermetallaufnahme höherer Pilze von der Substratzusammensetzung und von Standortsfaktoren. Diss. Univ. Ulm.
- DIETL G., 1986b: Großpilze als Bioindikatoren - Möglichkeiten und Beispiele. Ulmer Pilzflora I: 142-151.
- DRBAL K., KALAC K., SEFLOVA A., SEFL J., 1975: Obsah medi v nekterych druzich jedlych hub. (Content of copper in some edible mushrooms). Česka Mykologie 29: 184-186.
- DRBAL K., KALAC K., 1976: Obsah cobaltu v nekterych druzich jedlych hub. (Content of cobalt in some edible mushrooms). Česka Mykologie 30: 24-26.
- FRIESE W., 1929: Über die Mineralbestandteile von Pilzen. Z. Lebensmittelunters. -Forsch. 57: 604-613.
- GRÜTER H., 1964: Eine selektive Anreicherung des Spaltproduktes ^{137}Cs in Pilzen. Naturwiss. 51: 161-162.

- HERING T.T., 1982: Decomposing activity of basidiomycetes in forest litter. In: (Ed. FRANKLAND J.C., HEDGER J.N., SWIFT M.J.): Decomposer basidiomycetes: Their biology and ecology. Cambridge: 213-225.
- HERMS U., 1982: Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Diss. Univ. Kiel.
- HOFFMANN G., SCHWEIGER P., SCHOLL W., SCHMID R., 1981: Grundbelastung der Böden von Baden-Württemberg mit Schwermetallen. Landw. Forsch. SH 38: 324-337.
- JOHNSON W., NAYFIELD C.L., 1970: Elevated levels of cesium-137 in common mushrooms (Agaricaceae) with possible relationship to high levels of cesium-137 in white-tail deer, 1968-1969. USA Radiol. Health Data Rep. 11: 527-531.
- KAZDA M., GLATZEL G., 1984: Schwermetallanreicherung und Schwermetallverfügbarkeit im Einsickerungsbereich von Stammaufwasser in Buchenwäldern (Fagus sylvatica) des Wienerwaldes. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147-152.
- KNAPP G., 1975: Mechanisiertes System zur Durchführung naßchemischer Aufschlußmethoden für organische Matrices. Z. Anal. Chem. 274: 271-273.
- KOENIES H. 1982: Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fußbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und im Oberboden. Eine vegetations- und landschaftsökologische Studie. Diss. GHS Kassel.
- KOTZ L., KAISER G., TSCHÖPEL P., TÖLG G., 1972: Aufschluß biologischer Matrices für die Bestimmung sehr niedriger Spurenelementgehalte bei begrenzter Einwaage mit Salpetersäure unter Druck in einem Teflongefäß. Z. Anal. Chem. 160: 207-209.
- LELLEY J., SCHMAUS F., MUSIL V., 1976: Pilzanbau. Stuttgart.
- MAYER R., 1981: Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. Gött. Bodenk. Ber. 70: 1-292.
- MEISCH H.-U., SCHMITT J.A., REINLE W., 1977: Schwermetalle in höheren Pilzen. Cadmium, Zink und Kupfer. Z. Naturforsch. 32c: 172-181.
- MOVITZ J., 1980: Högar halter kadmium i vildväxande, svenska champinjoner. Var Föda 32: 270-278.
- MUHLE H., 1984: Moose als Bioindikatoren. Adv. Bryol. 2: 65-89.
- MUTSCH F., HORAK O., KINZEL H., 1979: Spurenelemente in höheren Pilzen. Z. Pflanzenphysiol. 94: 1-10.
- OHTONEN R., 1978: Mineral elements in some wild mushrooms. Karstenia 18(Suppl.): 97-99.
- OHTONEN R., 1982: Mineral concentrations in some edible fungi and their relation to fruit-body size and mineral status of substrate. Ann. Bot. Fennici 19: 203-209.
- QUINCHE J.P., 1979: L'Agaricus bitorquis, un champignon accumulateur de mercure, de selenium et de cuivre. Rev. suisse Vitic. Arboric. Hortic. 11: 189-192.
- ROHLEDER K., 1967: Zur radioaktiven Kontamination von Speisepilzen. Dt. Lebensm. Rundsch. 63: 189-198.
- SCHLICHTING E., BLUME H.-P., 1966: Bodenkundliches Praktikum. Hamburg/Berlin (Parey).
- SEEGER R., 1978: Cadmium in Pilzen. Z. Lebensmittelunters. -Forsch. 166: 23-34.
- SEEGER R., 1982: Toxische Schwermetalle in Pilzen. Dt. Apotheker Z. 122: 1835-1844.
- STEBING L., 1982: Problems of bioindication and the necessity of standardization. In: (Ed. STEUBING L., JÄGER H.J.): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. The Hague: 19-24.
- ULRICH B., 1984: Deposition von Säure und Schwermetallen aus Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen. In: (Ed. MERIAN E.): Metalle in der Umwelt. Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Weinheim (VCH): 163-170.
- WALK H., 1982: Die Gehalte der Schwermetalle Cd, Tl, Pb, Bi und weiterer Spurenelemente in natürlichen Böden und ihren Ausgangsgesteinen Südwestdeutschlands. Diss. Univ. Karlsruhe.
- WINKLER S., 1977: Flechten und Moose als Bioindikatoren. In: (Ed. FREY W., HURKA H., OBERWINKLER F.): Beiträge zur Biologie der niederen Pflanzen. Stuttgart: 155-166.

Adresse: Dr. Gudrun Dietl
 Dr. Hermann Muhle
 Prof. Dr. Sieghard Winkler
 Spezielle Botanik Univ.
 Oberer Eselsberg
 D-7900 Ulm

Bioindikation von Schwermetallen mit Makrophyten

- Peter Momper und Hans-Jürgen Redmann -

Synopsis

The suitability of *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Fontinalis antipyretica* and *Myriophyllum spicatum* as active monitors of heavy metal contamination in natural waters was examined. The heavy metal contents of plants were determined by an atom absorption spectrometer with Zeeman matrix compensation. The results of expositing the testplants in a brook could be explained by an input of Cd which stems from forest and agricultural areas and an input of Zn and Pb from urban area. The heavy metal contamination of brook-water, caused by a waste water plant, was reflected by the heavy metal concentrations in sediments, but not by the accumulation in aquatic plants. This resulted from the high content of organic suspended matter which immobilizes heavy metals.

By expositing *Elodea canadensis* and *Ceratophyllum spicatum*, a brook near Gießen could be classified as extremely high polluted with heavy metals. *Ceratophyllum demersum* and *Elodea canadensis* seem to be better suitable for accumulative bioindication than *Myriophyllum spicatum*. *Fontinalis antipyretica* has a good aptitude to collect suspended matter.

Aquatic plants, bioindication, heavy metals.

1. Einführung

Erhöhte Schwermetallkonzentrationen im Wasser sind auch in den darin wachsenden Makrophyten wiederzufinden (DIETZ 1972). Damit können Wasserpflanzen als Bioindikatoren für eine Schwermetallbelastung benutzt werden. Über die Schwermetallanreicherung von Gewässermakrophyten in Laborversuchen (LEDL 1981, WERFF 1981) und in Pflanzen, die dem Freiland entnommen wurden (DIETZ 1972, LEDL 1981), liegen zahlreiche Untersuchungen vor. Bisher kaum untersucht wurde die Möglichkeit, mit Hilfe höherer Wasserpflanzen ein aktives Monitoring in Gewässerökosystemen durchzuführen.

2. Testpflanzen und Meßmethode

Testpflanzen waren *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Fontinalis antipyretica* und *Myriophyllum spicatum*. Um ein möglichst einheitliches Pflanzenmaterial zu erhalten, wurden etwa gleichlange Apikalsprosse der dem Freiland entnommenen Pflanzen in einer Aquarienanlage im Gewächshaus kultiviert. Die Anzucht erfolgte in Leitungswasser, dem nur fehlende Spurenelemente zugefügt waren. Die Wasserpflanzen wurzelten schnell und zeigten unter diesen Bedingungen allgemein ein gutes Wachstum.

Die Zn-, Pb- und Cd-Messungen der Pflanzen und Sedimente wurden mit einem Atomabsorptionsspektrometer (Typ SM1 Erdmann & Grün, Wetzlar) durchgeführt, das mit einer Zeeman-Untergrundkompensation ausgerüstet ist. Diese Methode erlaubt die direkte Analyse der festen, nicht aufgeschlossenen Proben (STEUBING et al. 1980). Das Pflanzenmaterial wurde nach der Entnahme im Originalwasser ins Labor transportiert, dort gründlich gereinigt, bei 85 °C getrocknet, gemahlen und vor der Analyse wiederum 2 Std. getrocknet. Die zu untersuchenden Sedimente wurden in zwei Fraktionen mit Korngrößendurchmesser < 63 µm und > 63 µm getrennt, bei 85 °C getrocknet, in einer Achatkugelmühle homogenisiert und vor der Messung wiederum 2 Std. getrocknet.

3. Exponierungsmethode und Zeitplan der Exponierung

Die Exponierung der Makrophyten erfolgte in Schwimmbehältern (Abb. 1). Ein ovaler Kunststoff-eimer (ca. 10 l Inhalt) wurde durch einen Styroporkragen schwimmfähig gemacht und mit einem Seil so im Flußbett befestigt, daß er sich in der Strommitte befand. Der Behälter war mit Öffnungen versehen, die einen Wasserdurchstrom ermöglichten. Alle Öffnungen waren mit Kunststofffliegengaze verschlossen. Hinter der Einströmöffnung befand sich eine Prallplatte, die Beschädigungen der Pflanzen verhindern und durch Verwirbelung Totwasserbereiche vermeiden sollte. Für jede Pflanzenprobe wurden 3-6 Pflanzen in kleinen Kunststofftöpfchen mit 'Glasscherbensediment' befestigt und als Mischprobe analysiert. Durch diese Exponierungsmethode war es möglich, Sedimenteinflüsse auszuschalten, so daß die in den Pflanzen

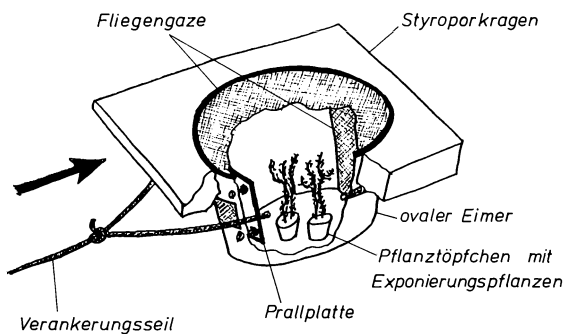


Abb. 1: Schemazeichnung des Exponierungsbehälters.

angereicherten Schwermetallkonzentrationen nur von den im Wasser gelösten bzw. kolloidal vorliegenden Metallen beeinflusst sein können. Die durch die Pflanzen angereicherten Schwermetallkonzentrationen wurden mit den Konzentrationen der Sedimente am Exponierungsort verglichen, da sie nach Aussage einiger Autoren (FÖRSTNER, MÜLLER 1974; WINKLER 1978; SYMADER 1984) auf Grund ihrer integrierenden Wirkung Aussagen über den Belastungsgrad eines Gewässers ermöglichen. Zusätzlich wurden die Schwermetallgehalte der in den Schwimmbehältern sedimentierten Schwebstoffe bestimmt.

Die Probenahme erfolgte nach 3, 8, 21 und 42 Tagen, um die mittel- und längerfristige Einstellung einer Sättigungskurve der Schwermetallanreicherung in den Pflanzen beobachten zu können.

4. Beschreibung der Meßstellen

Die Versuchspflanzen wurden an 5 Meßstellen exponiert. Vier lagen an unterschiedlich stark organisch belasteten Fließabschnitten der Wetter zwischen Laubach und Lich. Die Wetter entspringt im Vogelsberg, einer Aufwölbung im hessischen Bergland, die aus basaltischen Laven und Tuffen aufgebaut ist. Das Wasser hat einen pH-Wert von 6.8 bis 7 und etwa 8° dH. Meßstelle I befindet sich kurz vor Laubach zwischen Wiesen und Weiden. Mit ihr wird die Grundbelastung der Wetter erfaßt (Güteklasse 1-2). Meßstelle II wurde hinter Laubach eingerichtet, um die diffusen Einleitungen der Stadt mit dem Industriegebiet zu erfassen (Güteklasse 2). Meßstelle III erfaßt die Abwässer der Kläranlage Wetterfeld, in die auch eine Verzinkerei und eine Eisengießerei ihre Abwässer einleiten; das Wasser ist stark organisch belastet (Güteklasse 4). Meßstelle IV wurde kurz vor Lich (nach ca. 10 km Selbstreinigungsstrecke) eingerichtet. Die Gewässergüte hat sich auf 2 bis 3 verbessert. Meßstelle V lag an dem in der Nähe von Gießen entspringenden Klingelbach, der durch Abwässer eines Keramikbetriebes eine starke Schwermetallbelastung aufweist.

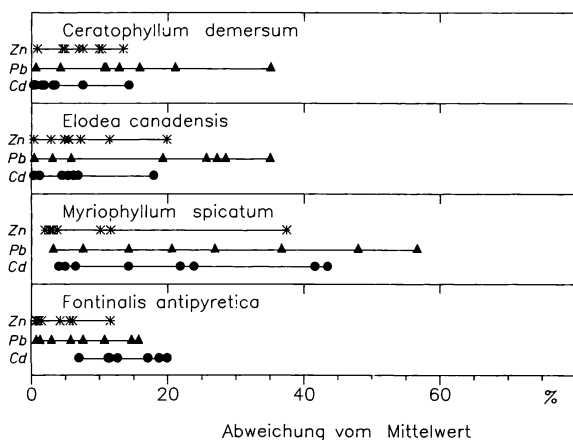


Abb. 2: Streuungen der Schwermetallgehalte von parallel exponiertem Pflanzenmaterial aus der Wetter.

5. Ergebnisse und Diskussion

An zwei Meßstellen der Wetter wurden parallel exponierte Pflanzen gemessen. Die Unterschiede dieser beiden Proben sind in Abb. 2 dargestellt. Am besten reproduzierbar waren die Zink-Werte mit einer durchschnittlichen Abweichung vom Mittelwert von 6.9%, gefolgt von Cadmium mit 10.9% und Blei mit 16.5%. Die Eigenschaft des Bleis, sich hauptsächlich äußerlich anzulagern, kann durch morphologische Variabilität innerhalb einer Art zu den großen Unterschieden in der Akkumulation führen. Von den untersuchten Arten zeigten *Ceratophyllum demersum* (8.4%) und *Fontinalis antipyretica* (8.5%) die geringsten Streuungen in den Schwermetallkonzentrationen der Parallelproben, dicht gefolgt von *Elodea canadensis* (10.2%). Die geringste Reproduzierbarkeit war bei *Myriophyllum spicatum* zu finden (18.6%).

Bei *Elodea canadensis* aus Meßstelle I (unbelastet) wurden die höchsten Cd-, aus Meßstelle II (hinter Laubach) die höchsten Pb- und Zn-Werte gemessen (Abb. 3-5). Alle 3 Elemente wurden an Meßstelle II nach 21 Tagen Exponierungsdauer in deutlich höheren Konzentrationen gefunden als nach 8 Tagen Exponierungsdauer.

Die ursprünglich erwarteten Sättigungskurven (LEDL 1981) der Schwermetallkonzentrationen in den Wasserpflanzen wurden bei keiner Art beobachtet. Statt dessen waren starke Konzentrationsschwankungen im Verlauf des Versuchs zu beobachten. Lediglich die häufig auftretende Konzentrationserhöhung der Schwermetalle in den Wasserpflanzen vom 2. zum 3. Entnahmetermin läßt sich durch ein geringes Sommerhochwasser erklären. In gering belasteten Flüssen können höhere Abflüsse zu verstärktem Schwermetalleintrag durch Oberflächen- und Regenabfluß aus urbanem Gelände führen (SCHLEICHERT 1973, zit. n. DITTER 1982). Dies trifft besonders für Meßstelle II zu, da kurz vor dieser Meßstelle ein großer Regenwasserüberlauf in die Wetter mündet.

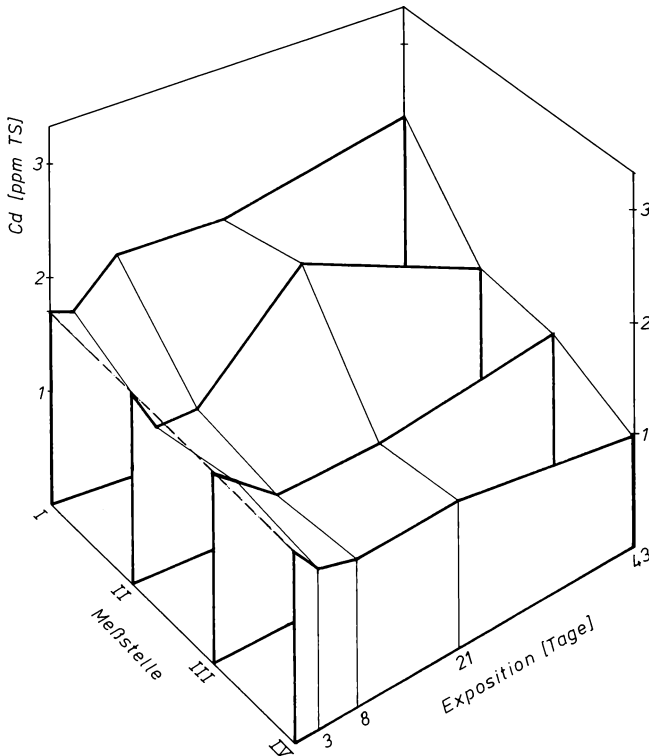


Abb. 3: Cadmiumgehalte in *Elodea canadensis* nach Exponierung in der Wetter.
Meßstellen: I: unbelastet, II: nach Laubach, III: nach Kläranlage, IV: nach Selbstreinigungsstrecke.

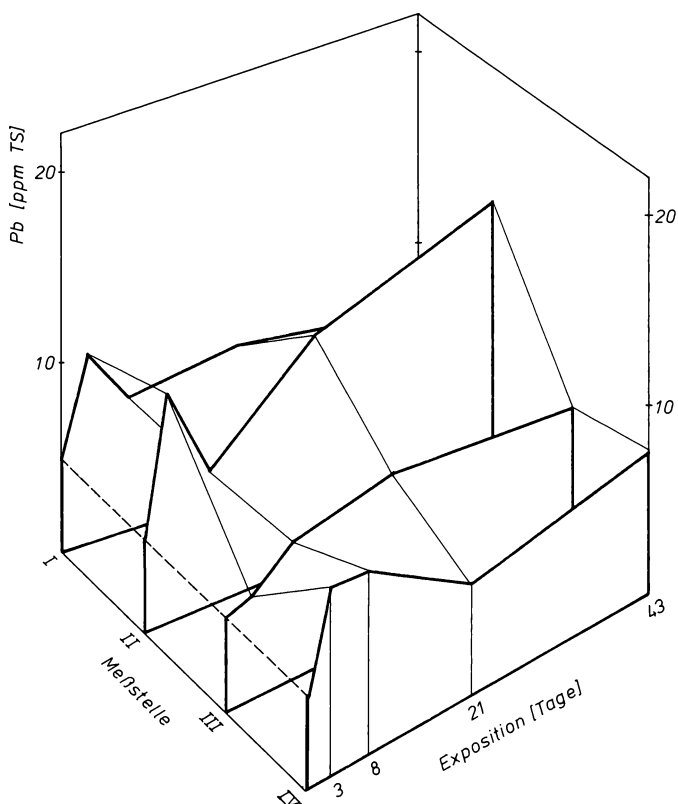


Abb. 4: Bleigehalte in *Elodea canadensis* nach Exponierung in der Wetter.
 Meßstellen: I: unbelastet, II: nach Laubach, III: nach Kläranlage,
 IV: nach Selbstreinigungsstrecke.

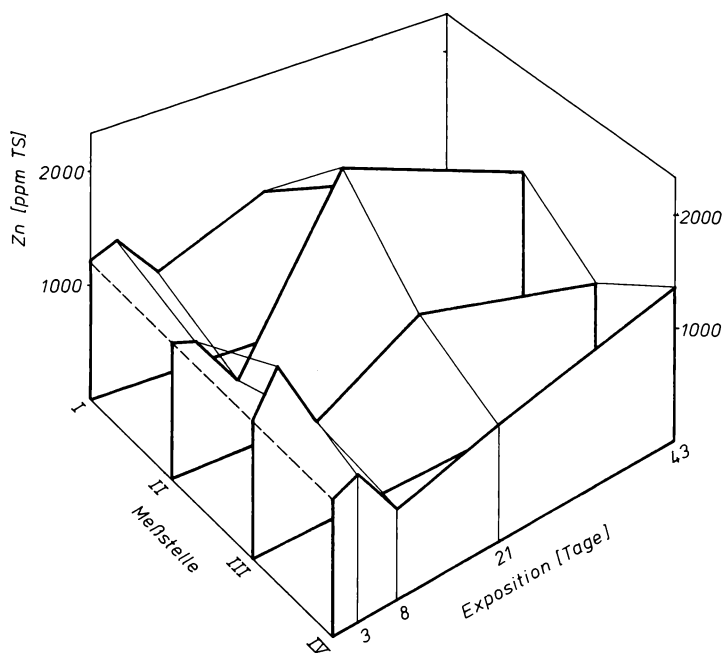


Abb. 5: Zinkgehalte in *Elodea canadensis* nach Exponierung in der Wetter.
 Meßstellen: I: unbelastet, II: nach Laubach, III: nach Kläranlage,
 IV: nach Selbstreinigungsstrecke.

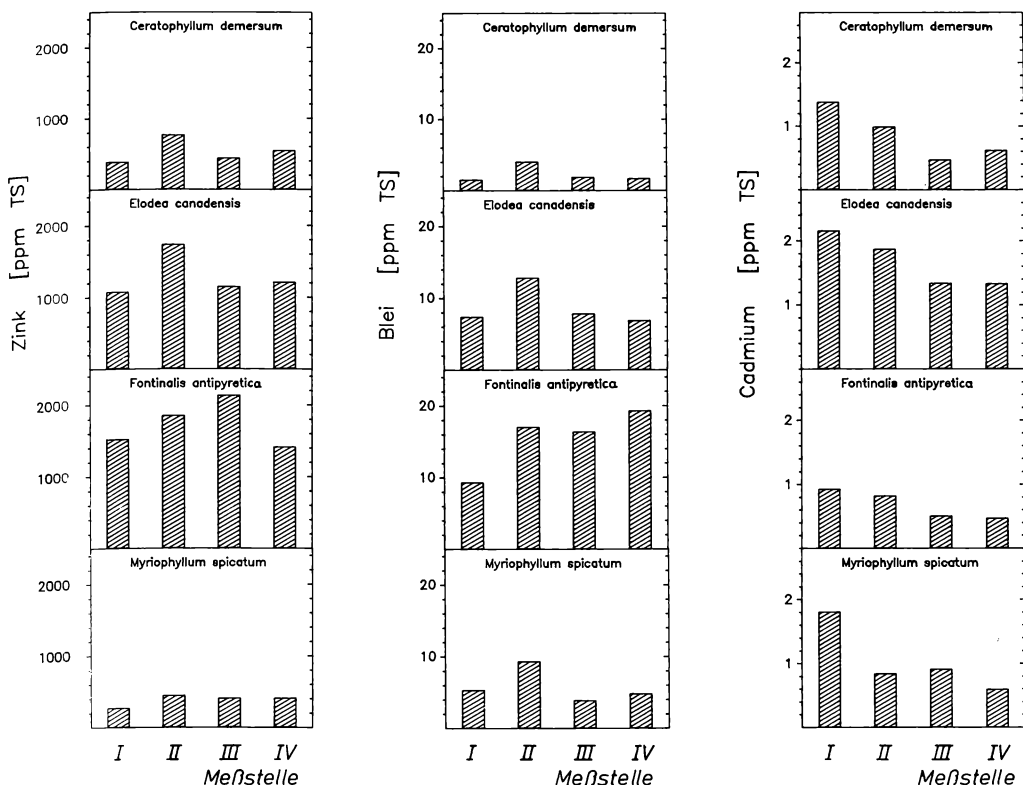


Abb. 6: Schwermetallgehalte der in der Wetter exponierten Pflanzenarten. Mittelwerte der letzten beiden Entnahmeterminen.

Die Cd-Durchschnittswerte aller Pflanzenarten sind an Meßstelle I (unbelastet) erhöht (Abb. 6). Da sich am Oberlauf der Wetter (vor Meßstelle I) keine Schwermetalleinleiter befinden, auf die sich die Cd-Kontamination des Wassers zurückführen ließe, kommen nur diffuse Quellen in Betracht. Dabei handelt es sich im wesentlichen um Oberflächenabfluß, der trockene und feuchte Depositionen mit sich führt. Aber auch die im Waldboden oder der Ackerkrume zunächst festgelegten Schwermetallfrachten können durch Regen ausgewaschen und dem Vorfluter zugeführt werden. Das im Boden vorhandene organische Material immobilisiert zunächst die Schwermetalle schon in den obersten Bodenschichten; von dort können sie durch Niederschlagswasser mit niedrigem pH-Wert remobilisiert werden.

Ein nicht so einheitliches Bild ergibt sich bei den Durchschnittsgehalten von Pb und Zn. *Fontinalis antipyretica* zeigt an der Meßstelle III die höchsten Zn-Konzentrationen und an III und IV die höchsten Pb-Werte. Die Werte der übrigen Arten lassen die Meßstelle II als Belastungsschwerpunkt erscheinen. An der Meßstelle II kommt der starke Einfluß des Zn- und Pb-Eintrags durch Oberflächenabfluß nach einem Regen zum Tragen und führt zu den höchsten Gehalten in den Pflanzen. Die in ionischer Form vorliegenden Schwermetalle können sofort von den Pflanzen adsorbiert werden.

Die Schwermetallgehalte der Sedimentproben (Abb. 7) zeigen im Gegensatz zu den Pflanzen in den Meßpunkten III und IV die höheren Werte, in den Schwebstoffproben (Abb. 8) wurden an Meßstelle I die geringsten, ansonsten etwa gleichermaßen höhere Werte festgestellt. Die Schwermetallgehalte der Sedimente an den Meßstellen I und II sowie der Schwebstoffe an Meßstelle I entsprechen den Werten des Tongesteinstandards (TUREKIAN, WEDEPOHL 1961). Ab Meßstelle II sind erhöhte Schwermetallkonzentrationen nur in Schwebstoffen feststellbar, ab Meßstelle III auch in den Sedimenten. Die Korngrößenfraktion < 63 µm hat in der Regel höhere Schwermetallgehalte aufzuweisen, nur an Meßstelle IV sind Korngrößenfraktionen > 63 µm stärker belastet. Dort wurde auch ein höherer Kohlenstoffanteil in Schwebstoffen

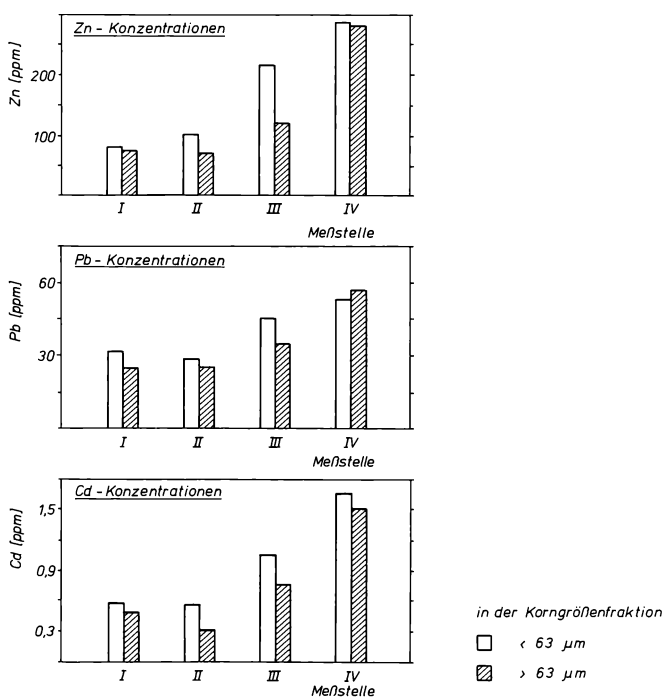


Abb. 7: Schwermetallkonzentrationen in Sedimenten der Wetter.

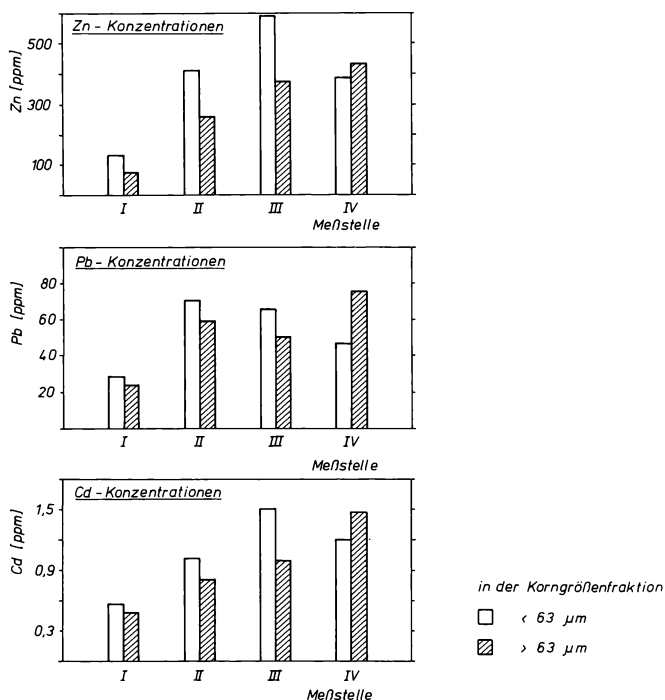


Abb. 8: Schwermetallkonzentrationen in Schwebstoffen der Wetter.

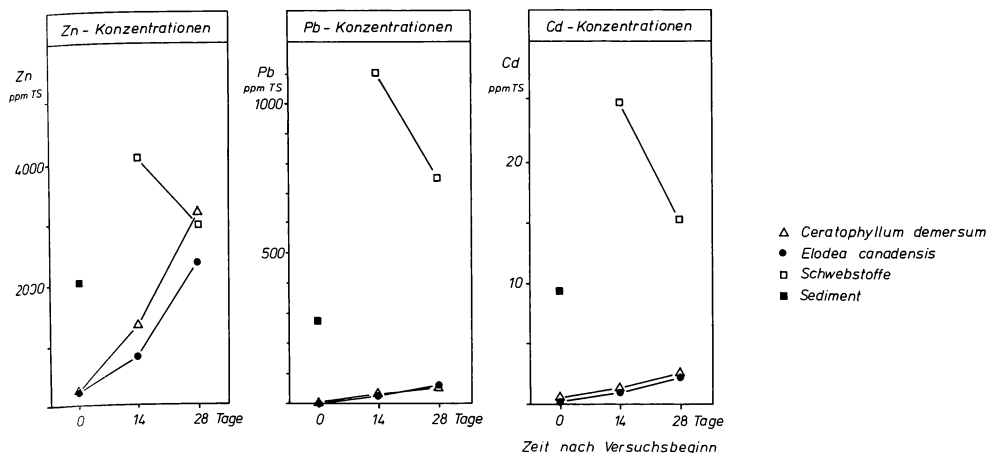


Abb. 9: Zink, Blei und Cadmium in Sedimenten, Schwebstoffen und Pflanzenproben (*Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*) nach Exponierung im Klingelbach.

und Sedimenten festgestellt. Dieser Zusammenhang wurde schon von BAUMANN et al. (1977) beschrieben.

Die Schwermetallgehalte der im Klingelbach (Meßstelle V) exponierten Pflanzen sowie der Sedimente sind in Abb. 9 dargestellt. Es wurden sehr hohe Schwermetallkonzentrationen im Sediment gemessen: Der Pb-Gehalt ist vergleichbar mit den Werten des stark belasteten Untermain, die Zn-Werte sind vergleichbar den Spitzenwerten in deutschen Strömen (FÖRSTNER 1982). Die Igeo-Klassen nach MÜLLER (1979) betragen für Zn = 4, Pb = 4 und Cd = 6 (1 = unbelastet, 6 = sehr stark belastet). Das Klingelbachsediment muß demnach als sehr stark schwermetallbelastet eingestuft werden.

Ob die gemessenen Schwermetallkonzentrationen in den beiden Versuchspflanzen nach 4 Wochen Exponierung bereits ihr Maximum erreicht hatten, ist zu bezweifeln. In *Rhynchosstegium riparioides*, das dem Klingelbach entnommen wurde, konnten in der Trockensubstanz 16 ppm Cd und 421 ppm Pb gemessen werden.

Auf Grund der morphologischen Struktur ist *Fontinalis antipyretica* ein guter Schwebstoffsammler. Die Schwebstoffe werden auch durch intensives Waschen nicht entfernt und dadurch mitgemessen. Insgesamt deuten die Ergebnisse auf eine gute Eignung der Gewässermakrophyten zum aktiven Monitoring von Schwermetallbelastungen in Fließgewässern hin. Dabei sind art- und elementspezifische Unterschiede im Anreicherungsverhalten zu beachten. Eine hohe Anreicherungsrate ist dabei nicht zwangsläufig eine notwendige bioindikative Eigenschaft. So reicherte *Ceratophyllum demersum* nur mäßig an, zeigte aber im Gegensatz zu anderen Arten eine geringe Streuung der Meßwerte. Die

Tab. 1: Schwermetallgehalte in *Elodea canadensis*.
(Anzuchtmaterial; Angaben in ppm TS)

Pflanzenteil	Zn		Pb		Cd		Herkunft und Bemerkungen
	Ø	S	Ø	S	Ø	S	
neugewachsene Sprosse	138 ± 10		3.5 ± 0.3		0.4 ± 0.02		Pflanzen aus dem Entnahmewasser
darunter bis Faulschlamm	133 ± 25		3.3 ± 0.2		0.42 ± 0.02		
im Faulschlamm, gewaschen	125 ± 21		4.6 ± 0.4		0.43 ± 0.04		
" " , ungewaschen	128 ± 14		10.2 ± 1.4		0.49 ± 0.03		
neugewachsene Sprosse	1180 ± 181		4.9 ± 0.96		1.7 ± 0.07		Anzuchtbecken: nach häufigem Wasserwechsel
alte Sprosse	609 ± 47		7.0 ± 0.35		0.63 ± 0.17		
Wurzeln			7.7 ± 2.9		1.65 ± 0.16		
ganze Pflanzen	102 ± 14		0.66 ± 0.1		0.29 ± 0.02		Anzuchtbecken: 10 Wochen ohne Wasserwechsel

in diesem Versuch angewandte Kultivierungsmethode führte zu einer deutlichen Schwermetallakkumulation in den Testpflanzen. Bei häufigem Wasserwechsel in den Anzuchtbecken wurden höhere Schwermetallkonzentrationen in *Elodea canadensis* (Tab. 1) und auch den anderen Arten gemessen. Dies läßt auf einen Schwermetalleintrag durch das verwendete Leitungswasser schließen, obwohl die von den Wasserwerken gemessenen Werte unter den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung liegen (Pb: < 5 ppb, Cd: > 2 ppb, Zn: 80 ppb).

Literatur

- BAUMANN A., BEST G., KAUFMANN R., 1977: Hohe Schwermetallgehalte in Hochflut-Sedimenten der Oker (Niedersachsen). DGM 21(5): 113-117.
- DIETZ F., 1972: Die Anreicherung von Schwermetallen in submersen Pflanzen. Gas- Wasserfach - Wasser/Abwasser 113: 269-273.
- DITTER P., 1982: Einfluß der naturräumlichen Ausstattung, Bodennutzung und Besiedlung auf die Schwermetallgehalte (Zn, Pb, Cd) von Oberflächengewässern im ländlichen Raum. Diss. Univ. Gießen: 187 S.
- FÖRSTNER U., MÜLLER G., 1974: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Berlin/Heidelberg/New-York (Springer): 225 S.
- FÖRSTNER U., 1982: Cadmium in Sedimenten und in Baggergut - Anreicherung, Bindung und Mobilisierung. Münchener Beitr. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiol. 34: 249-271.
- LEDL G., 1981: Die Anreicherung von Schwermetallen und deren Wirkung auf die organischen Inhaltsstoffe in höheren Wasserpflanzen. Diss. Wien.
- MÜLLER G., 1979: Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971. Umschau 79(24): 778-783.
- SCHLEICHERT U., 1973: Auftreten und Herkunft von Zink in Gewässern. Literaturber. 1972/1973. Koblenz (BA Gewässerkr.).
- STEUBING L., GROBECKER K.-H., KURFÜRST U., 1980: Zeeman-Atomabsorption zur Bestimmung von Schwermetallen in Pflanzen. Staub - Reinhaltung Luft 40: 537-540.
- SYMADER W., 1984: Raumzeitliches Verhalten gelöster und suspendierter Schwermetalle. Erdkundl. Wissen 67:
- TUREKIAN K.K., WEDEPOHL K.H., 1961: Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geol. Soc. Amer. Bull. 72: 175-192.
- WERFF M. van der, 1981: Ecotoxicity of heavy metals to aquatic and terrestrial higher plants. Diss. Amsterdam.
- WINKLER H.A., 1978: Beurteilung der Schwermetallbelastung in Wässern. Hydrochem. hydrogeol. Mitt.

Adresse:

Peter Momper
Hans-Jürgen Redmann
Inst. f. Pflanzenökologie
Justus-Liebig-Universität
Heinrich-Buff-Ring 38

D-6300 Gießen

Ursachen der variablen Photosyntheseeffizienz
in einem Braunkohlerestgewässer (Trais-Horloff See)

- Rüdiger Dietrich, Ilona Arndt und Hans-Otto Schwantes -

Synopsis

During 1982 measurements of algal biomass, primary productivity and light penetration in a stratified strip-mine lake near Gießen (FR Germany) were carried out. The range of values for light utilization efficiency measured is 0.06 - 1.7%. The highest efficiencies of light utilization were found at the lowest irradiance levels. The variation of light utilization efficiency coincide with seasonal and vertical changes in irradiance. Furthermore, efficiencies per unit chlorophyll are correlated with intracellular chlorophyll concentrations. This implies that the increasing efficiency with decreasing irradiance is due to the light adaption capability of the phytoplankton.

Biomass, light utilization efficiency, phytoplankton, primary productivity.

1. Einführung

Die Primärproduktion bildet die energetische Grundlage für die in der Biosphäre ablaufenden metabolischen Prozesse. Der durch die Photosynthese in chemische Energie transformierte Anteil der Strahlungsenergie bestimmt die Produktivität eines Ökosystems. Als Maß hierfür läßt sich die photosynthetische Effizienz heranziehen, die das prozentuale Verhältnis des Wärmeäquivalentes der Photosyntheseprodukte zur einfallenden Strahlungsenergie beschreibt. Die photosynthetische Effizienz berechnet sich nach DUBINSKY u. BERMAN (1976), indem die Menge der in einem Wasservolumen photosynthetisch gespeicherten Energie (PSR) dividiert wird durch die photosynthetisch verfügbare Strahlung (PAR), die in dieser Wasserschicht absorbiert oder zerstreut wird:

$$\epsilon' = \frac{\text{PSR}}{\text{PAR}_{z=0.5} - \text{PAR}_{z+0.5}} \cdot 100\% \quad (z = \text{Tiefe unter der Wasseroberfläche in m})$$

Die photosynthetische Effizienz läßt sich ebenso auf einer flächenbezogenen Basis berechnen, indem man das Integral der Primärproduktion innerhalb der euphotischen Zone in Relation zu der an der Wasseroberfläche eintreffenden photosynthetisch verfügbaren Strahlung setzt (MOREL 1978; DUBINSKY, BERMAN 1981):

$$\bar{\epsilon}' = \frac{\int_0^z \text{PSR} \, dz}{\text{PAR}_0} \cdot 100\%$$

Diese areale Effizienz erlaubt einen direkten Vergleich der Effizienzwerte mit denjenigen anderer Ökosysteme.

Verschiedene Autoren ermittelten photosynthetische Effizienzen in Meer- und Süßwasser (TILZER et al. 1975; MOREL 1978; DUBINSKY, BERMAN 1976; DUBINSKY, BERMAN 1981 u.a.), wobei sie hinsichtlich der Effizienzwerte unterhalb der lichtgesättigten Zone zu unterschiedlichen Ergebnissen kamen. In dieser Arbeit werden die für den Trais-Horloff See bestimmten Werte der photosynthetischen Effizienz dargestellt und mögliche Ursachen ihrer saisonalen und vertikalen Variabilität diskutiert.

2. Untersuchungsobjekt und Methoden

Der als aufgelassener Braunkohletagebau im Nordosten der Wetterau (Hessen) gelegene Trais-Horloff See (Seefläche: 35 ha, Wasserinhalt: $3.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) bildet von Mai bis Oktober eine stabile Temperaturschichtung aus (Abb. 2a). Dieser folgt zeitlich verzögert ein Vertikalgradient der physikalischen und chemischen Parameter, von denen der Sauerstoffgehalt in Abb. 2b stellvertretend dargestellt ist. Die saisonalen Veränderungen der Umgebungsfaktoren wurden bereits von ARNDT et al. (1986) dargestellt und diskutiert.

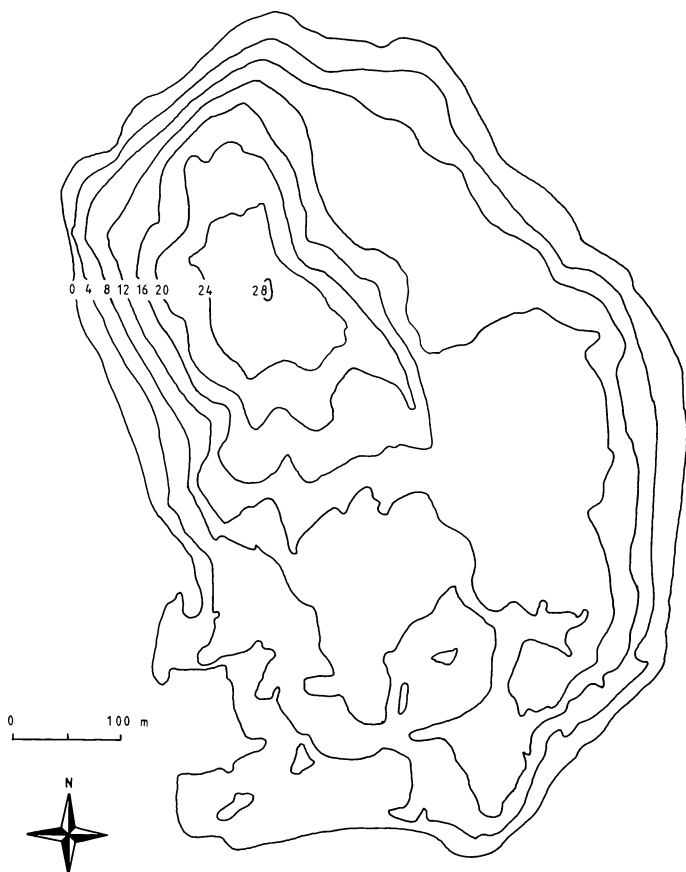


Abb. 1: Isobathen des Trais-Horloffsee.

Von April bis November 1982 wurden Vertikalprofile der Phytoplanktonbiomasse, Primärproduktion und PAR in zwei- bis dreiwöchigen Intervallen an der tiefsten Stelle des Sees (Abb. 1) aufgenommen. Zur Abschätzung der Phytoplanktonbiomasse diente die Chlorophyll-Extraktionsmethode mit Phaeophytinkorrektur nach NUSCH (1980). Die Bestimmung der Primärproduktion erfolgte in situ mittels der ^{14}C -Technik nach den Ausführungen bei HALL u. MOLL (1975). Zur angenäherten Umrechnung der assimilierten Kohlenstoffmenge in Energieäquivalente (PSR) wurde die Beziehung:

$$1 \text{ mg assimiliertes C} \approx 9.33 \text{ cal}$$

benutzt, unter der Annahme, daß ausschließlich Glucose als Photosyntheseprodukt auftritt (MOREL 1978). Die Messung der PAR erfolgte mit einem LI-COR Unterwasser-Quantum-Sensor im Wellenlängenbereich von 400 bis 700 nm. Die am Recorder abgelesenen Werte in $\mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ wurden nach der von JITS et al. (1976) aufgestellten Beziehung in Energieäquivalente umgerechnet:

$$E_q = 1.175 \cdot 10^{18} E_{\text{tot}} \quad (E_q \text{ in Quanten}/\text{m}^2 \cdot \text{s}, E_{\text{tot}} \text{ in W}/\text{m}^2)$$

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Tiefenkurven von Nettophotosyntheserate, PAR, Phytoplanktonbiomasse und photosynthetischer Effizienz sind in Abb. 3 dargestellt. Die Photosyntheseeffizienz liegt im Bereich von 0.06 bis 1.74% und ist mit den Angaben in der Literatur gut vergleichbar. Eine ausführliche Aufstellung für aquatische Systeme findet sich in BROCK (1985).

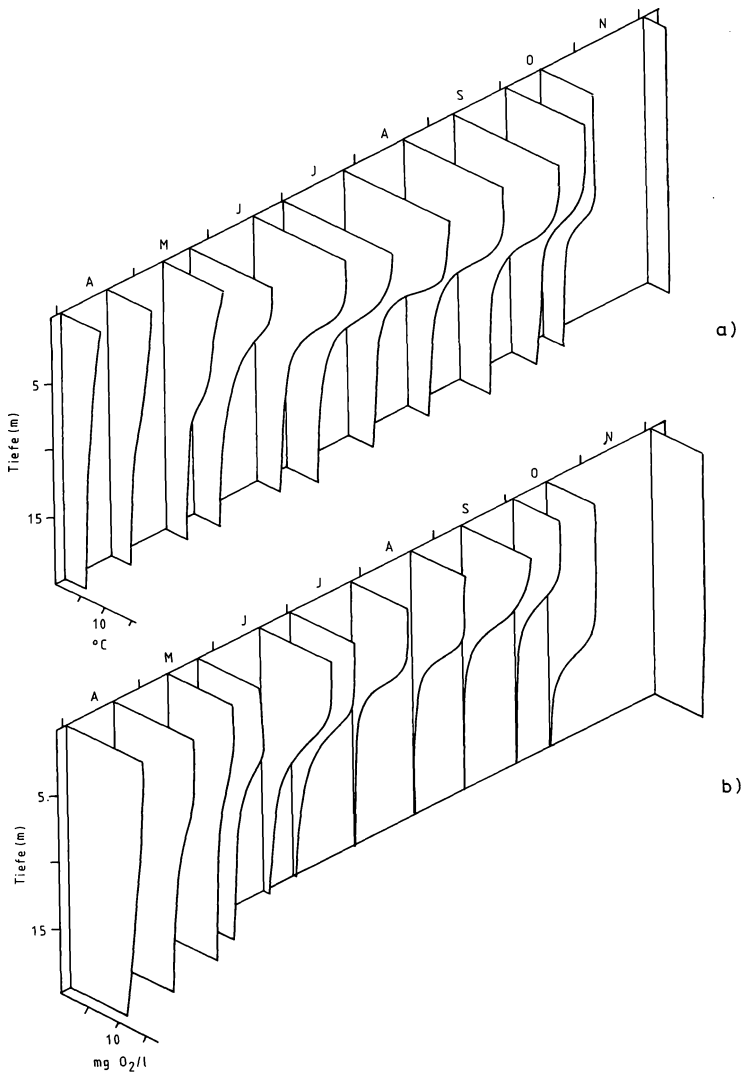


Abb. 2: Temperaturschichtung (a) und Sauerstoffschichtung (b) des Trais-Horlöffler Sees im Jahresgang.

Die Maximalwerte der photosynthetischen Effizienz treten zusammen mit minimalen Einstrahlungen auf und stimmen weder mit den Biomassemaxima noch mit den Produktionsmaxima überein. Sie steigen stets mit zunehmender Tiefe an. Die stark reduzierten Effizienzwerte nahe der Wasseroberfläche lassen sich auf kombinierte Effekte von niedriger Phytoplanktondichte und hohen Lichtintensitäten zurückführen. Obwohl bei niedrigen Lichtintensitäten die Photosyntheseeffizienz theoretisch konstant sein sollte (BANNISTER 1974), ist der Trend der zunehmenden Effizienz mit zunehmender Wassertiefe in nahezu allen Untersuchungen gleich (TYLER 1975; DUBINSKY, BERMAN 1976; MOREL 1978; TAGUCHI 1979; DUBINSKY, BERMAN 1981; FAHNENSTIEL 1984 u.a.). Lediglich TILZER et al. (1975) berichten von einer konstanten Effizienz unterhalb der lichtgesättigten Zone.

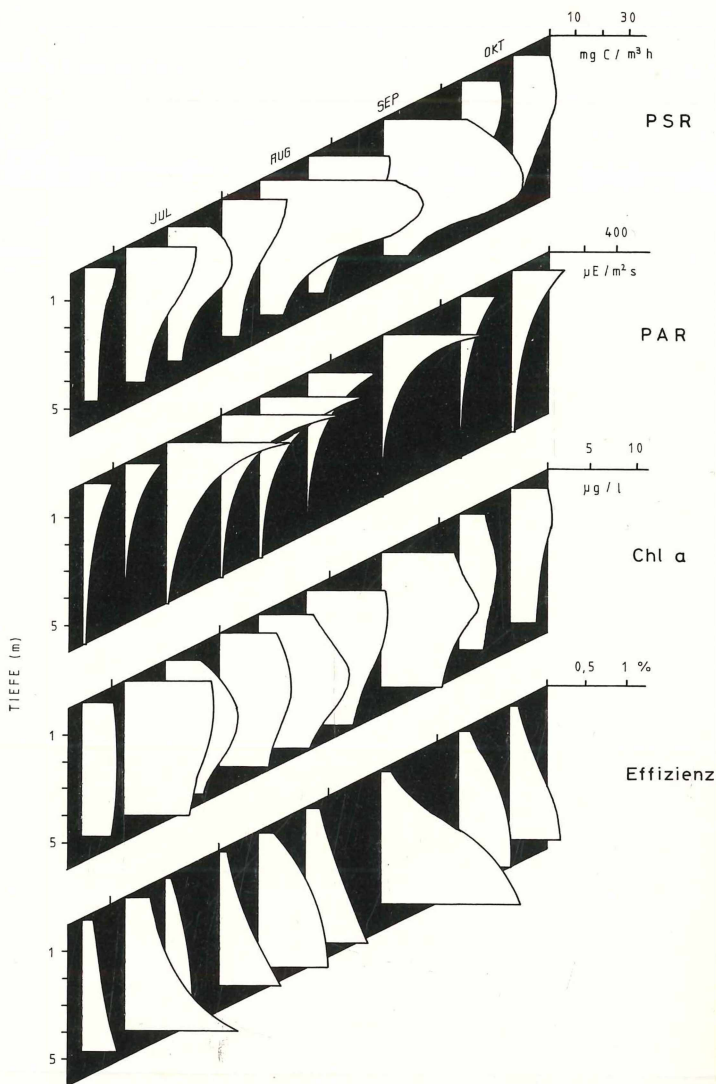


Abb. 3: Tiefenkurven der Nettophotosyntheserate (PSR), der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR), des Chlorophyll-a-Gehaltes (Chl a) sowie der photosynthetischen Effizienz (Effizienz).

Die Variation der Photosyntheseeffizienz steht über eine umgekehrt proportionale Beziehung mit den saisonalen und vertikalen Änderungen des Strahlungsangebotes in Verbindung (Abb. 4a). Die Effizienz wird durch die Biomassekonzentration pro Volumeneinheit stark beeinflusst, weil sie den Anteil der Strahlungsenergie, der durch Pigmente absorbiert und ausgenutzt werden kann, wesentlich mitbestimmt. Infolgedessen ist die Beziehung zwischen Photosyntheseeffizienz und PAR noch enger, wenn anstelle der photosynthetischen Effizienz die auf eine Biomasseeinheit normierte Photosyntheseeffizienz herangezogen wird (Abb. 4b). Auch für die areale Effizienz besteht eine umgekehrt proportionale Beziehung zur eingestrahlichten Lichtintensität (Abb. 5). Da ihrer Berechnung die an der Wasseroberfläche eintreffende PAR zugrunde liegt, geht lediglich die saisonale Änderung des Strahlungsangebotes ein.

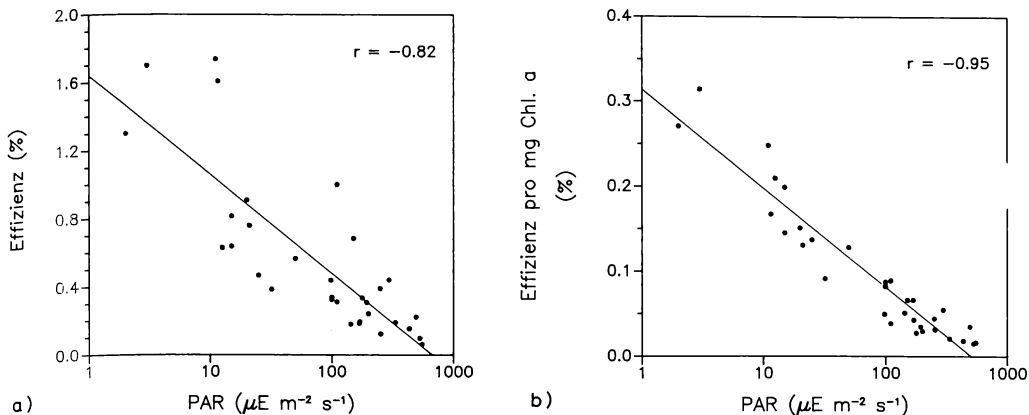


Abb. 4: Die Beziehungen zwischen photosynthetischer Effizienz und PAR (a) sowie zwischen der photosynthetischen Effizienz pro Biomasseeinheit und PAR (b).

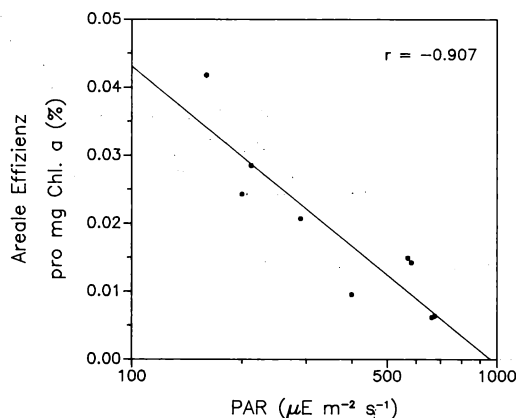


Abb. 5: Die Beziehung zwischen arealer Effizienz pro Biomasseeinheit und PAR.

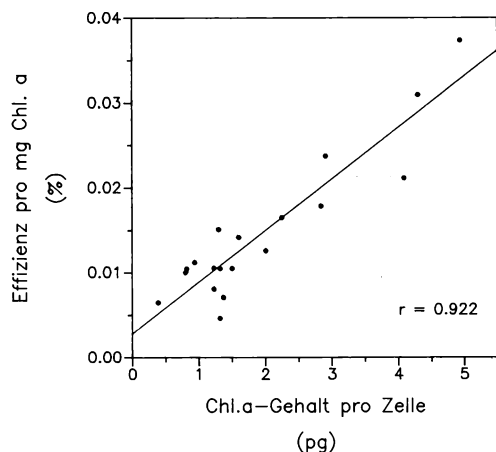


Abb. 6: Die Beziehung zwischen photosynthetischer Effizienz pro Biomasseeinheit und dem spezifischen Chlorophyll-a-Gehalt des Phytoplanktons.

Produktionsbiologische Untersuchungen, die in den oberflächennahen Wasserschichten des Trais-Horloffers Sees parallel zur Bestimmung des spezifischen Chlorophyll-a-Gehaltes der Phytoplanktonbiozönose durchgeführt worden sind (Dietrich unpubl.), legen eine Adaption des Phytoplanktons an niedrige Lichtintensitäten als Ursache für die jahreszeitlich bedingte Erhöhung der Photosyntheseeffizienz bei vermindertem Strahlungseinfall nahe. Der Zusammenhang zwischen der photosynthetischen Effizienz pro Biomasseinheit und dem spezifischen Chlorophyll-a-Gehalt des Phytoplanktons konnte mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von kleiner als 1% statistisch abgesichert werden (Abb. 6).

Die Ergebnisse implizieren, daß das Phytoplankton die Fähigkeit besitzt, wechselnde Lichtintensitäten über die Regulation des intrazellulären Pigmentgehaltes zu kompensieren. Der von RIPER et al. (1979) nachgewiesene schnelle Umsatz von Chlorophyll und Antennenpigmenten im Phytoplankton erklärt möglicherweise auch die vertikale Zunahme der Photosyntheseeffizienz mit abnehmender Lichtintensität innerhalb der euphotischen Zone.

Unser Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für ihre finanzielle Unterstützung.

Literatur

- ARNDT I., DIETRICH R., DÜRRSCHMIDT M., SCHWANTES H.O., 1986: Abhängigkeiten der Primärproduktion und Phytomasse in Braunkohlerestgewässern unterschiedlicher Nutzung. Verh. Ges. Ökol. 14: 479-486.
- BANNISTER T.T., 1974: Production equations in terms of chlorophyll concentration, quantum yield, and upper limit to production. Limnol. Oceanogr. 19: 1-12.
- BROCK T.D., 1985: A eutrophic lake. Lake Mendota, Wisconsin. New York/Berlin/Heidelberg/Tokyo (Springer): 308 S.
- DUBINSKY Z., BERMAN T., 1976: Light utilization efficiencies of phytoplankton in Lake Kinneret (Sea of Galilee). Limnol. Oceanogr. 21: 226-230.
- DUBINSKY Z., BERMAN T., 1981: Light utilization by phytoplankton in Lake Kinneret (Israel). Limnol. Oceanogr. 26: 660-670.
- FAHNENSTIEL G.L., 1984: In situ quantum efficiency of Lake Superior phytoplankton. J. Great Lakes Res. 10: 399-406.
- HALL C.A.S., MOLL, R., 1975: Methods of assessing aquatic primary productivity. In: (Ed. LIETH H., WHITTAKER R.H.): Primary productivity of the biosphere. New York/Berlin/Heidelberg/Tokyo (Springer): 51-75.
- JITTS H.R., MOREL A., SAIJO Y., 1976: The relation of oceanic primary production to available photosynthetic irradiance. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 27: 441-454.
- MOREL A., 1978: Available, usable, and stored radiant energy in relation to marine photosynthesis. Deep-Sea Res. 25: 673-688.
- NUSCH E.A., 1980: Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 14: 14-36.
- RIPER D.M., OWENS T.G., FALKOWSKI P.G., 1979: Chlorophyll turnover in *Skeletonema costatum*, a marine plankton diatom. Plant Physiol. 64: 49-54.
- TAGUCHI S., 1979: Light utilization efficiencies of phytoplankton in the tropical north Pacific Ocean. Bull. Plankton Soc. Japan 26: 1-10.
- TILZER M.M., GOLDMAN C.R., AMEZAGA E. de, 1975: The efficiency of photosynthetic light energy utilization by lake phytoplankton. Verh. Int. Ver. Limnol. 19: 800-807.
- TYLER J.E., 1975: The in situ quantum efficiency of natural phytoplankton populations. Limnol. Oceanogr. 20: 976-980.

Adresse:

Dipl.-Biol. Rüdiger Dietrich
Dipl.-Biol. Ilona Arndt
Prof. Dr. Hans Otto Schwantes
Institut f. Pflanzenökologie
Justus-Liebig-Universität
Heinrich-Buff-Ring 38
D-6300 Gießen

Phytotoxizitätsprüfung von Umweltchemikalien
an verschiedenen Wildpflanzen und einer Kulturpflanze

- Annette Marschner -

Synopsis

According to the draft of phytotoxicity test guidelines which have become necessary by the Chemicals Act (Act on protection against dangerous substances) studies were carried out on the surfactant TPBS (sodium tetrapropylbenzene sulfonate) and the herbicide atrazine. The cultivated plant *Brassica rapa* ssp. *rapa* and the wildplants *Chenopodium album*, *Galinsoga parviflora*, *Amaranthus retroflexus*, *Solanum nigrum*, *Malva pusilla* and *Nigella arvensis* were treated with the above mentioned chemicals under greenhouse conditions.

The lastnamed two species have been officially classified as endangered and are modest nitrogen consuming plants. The essential parameter for analysing the effects of the chemicals was the change of the biomass of the different species. Both sensitivity of the different plant species in response to the test chemicals and phytotoxicity of the two test substances are discussed with respect to the relationships of concentrations and effects and to the according EC 50 values.

Cultivated plants, EC 50 (effective concentration), herbicide (atrazine), relationship of concentration and effect, surfactant (TPBS or TPS), test of phytotoxicity, wild plants.

1. Einführung

Seit 1982 ist das Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz) in Kraft. Der Umfang der Prüfnachweise im Rahmen des Anmeldeverfahrens nach dem Chemikaliengesetz richtet sich nach den in Verkehr gebrachten Mengen (1, 100, 1000 t/Jahr) eines neuen Stoffes. Entsprechend dieser Mengenschwellen sollen Prüfungen zur Grundstufe, Stufe 0 sowie Stufe 1 und 2 durchgeführt werden (UBA 1985). Für einen Test an einer höheren Pflanze in der Stufe 1 sieht der deutsche Verfahrensvorschlag eine Untersuchung an einer Monokotylen (*Avena sativa* L.) und einer Dikotylen (*Brassica rapa* ssp. *rapa* (D.C.) Metzg.) vor. Zu den Prüfkriterien des Phytotoxizitätstests, der unter definierten Laborbedingungen durchgeführt wird, zählt im wesentlichen die Wachstumsbeeinflussung (Gewicht), ausgedrückt als EC (effektive Konzentration) 50. Die EC 50 ist laut Definition die Konzentration der Prüfsubstanz, die zu einer im Verhältnis zur Kontrollserie 50%igen Wachstumsreduktion führt (BBA 1984). Die zu prüfenden Konzentrationen sind 1, 10, 100, 1000 mg/kg ofentrockenen Bodens.

Um zu erfahren, welche Gültigkeit die an jeweils einer Pflanzenart unter Laborbedingungen erzielten Ergebnisse für natürliche Freilandbedingungen besitzen, sind von PESTEMER u. AUPURG (1986) entsprechende Vergleichsuntersuchungen durchgeführt worden. Auf diese Thematik gehen auch PETER u. RUDOLPH (1983), SCHÄRER (1983) und RIEPERT (1984) ein. Die bisherigen Kenntnisse beruhen mit Ausnahme von *Lolium perenne* auf landwirtschaftlichen Nutzpflanzen.

Die vorliegende Arbeit soll klären, inwieweit an Kulturpflanzen gewonnene Ergebnisse auf Wildpflanzen übertragbar sind und darüber hinaus andere Parameter aufzeigen, die sich eignen, Chemikalienwirkungen an Kultur- und Wildpflanzen zu testen. Die hier vorzustellenden Ergebnisse betreffen den ersten Teil der Fragestellung. Hierzu werden EC 50-Vergleiche vorgenommen und Konzentrations-Wirkungsbeziehungen diskutiert. Die EC 50-Werte ermöglichen zwei Betrachtungsweisen:

- I. Vergleich der Phytotoxizität verschiedener Chemikalien
- II. Vergleich der Empfindlichkeit verschiedener Pflanzenarten.

2. Material und Methoden

2.1 Testchemikalien

Im Auftrag des Umweltbundesamtes ist zur Überprüfung der Durchführbarkeit von Prüfverfahren gemäß dem Chemikaliengesetz von verschiedenen Forschungseinrichtungen ein Testprogramm an insgesamt 25 Substanzen durchgeführt worden (UBA 1985).

Für die Problemstellung der vorliegenden Arbeit sind von diesen Testchemikalien zwei Substanzen ausgewählt worden, die sich in ihrem physikalisch-chemischen Verhalten stark unterscheiden (FHG 1981, BATTELLE INST. 1982).

Die Vertreter für Umweltchemikalien sind:

I. Tetrapropylenbenzolsulfonat (TPBS)

Die anionischen Tenside werden in erster Hinsicht als Waschrohstoffe genutzt (BUEREN, GROSSMANN 1971; HUBER, HUBER 1984).

II. Atrazin

Als Vergleichschemikalie wurde ein in der Landwirtschaft häufig genutztes Herbizid herangezogen (KEMPTER, JUMAR 1983; YOUNGMANN, ELSTNER 1984).

2.2 Testpflanzen

Unter dem Gesichtspunkt der Standardisierung von Testverfahren mußten in ihrer Keimung relativ zuverlässige Ackerwildkräuter ausgesucht werden. Zusätzlich waren die Wuchsgröße und -form für die Handhabbarkeit der Versuchsdurchführung weitere Auswahlkriterien.

Die ausgewählten Ackerwildkräuter lassen sich in zwei Gruppen einteilen. In der ersten Gruppe befinden sich solche, die trotz Herbizideinsatzes sehr häufig vorkommen. In der zweiten Gruppe befinden sich dagegen Ackerwildkräuter, die auf Grund ihrer Gefährdung ('Rote Liste' - BLAB et al. 1984) nur noch selten auf Äckern anzutreffen sind. Da ein Grund für den Rückgang der als gefährdet eingestuften Arten seit den fünfziger Jahren neben der Intensivierung des Ackerbaus im Einsatz der Herbizide zu suchen ist (SCHUMACHER 1984), ist nicht auszuschließen, daß diese Arten auch auf andere Umweltchemikalien empfindlicher reagieren als die häufig vorkommenden Ackerwildkräuter. Außerdem wurde bei den Arten der Roten Liste darauf geachtet, daß sie im Gegensatz zu den Vertretern der 1. Gruppe nur mäßig bis wenig stickstoffliebend sind (ELLENBERG 1979).

Gruppe I:

- *Chenopodium album* L.
- *Galinsoga parviflora* CAV.
- *Amaranthus retroflexus* L.
- *Solanum nigrum* L. em. MILL.

Gruppe II:

- *Malva pusilla* SM.
- *Nigella arvensis* L.

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse von der Kulturpflanze auf Wildpflanzen wurde an Hand der Stoppelpflanze *Brassica rapa* ssp. *rapa* (DC.) Metzg. überprüft.

2.3 Versuchsdurchführung

Als Versuchsboden wurde ein schwach humoser, schluffiger Ackersandboden verwendet. Die Kontamination des Bodens, die Ausbringung der vorgekeimten Samen in Plastiktöpfen und die Anzahl der Parallelen sowie die Versuchsrandbedingungen entsprechen dem Verfahrensvorschlag zum Phytotoxizitätstest im Rahmen des Chemikaliengesetzes (BBA 1984). Die Versuchsdauer beträgt für jede Testserie 14 Tage.

Untersuchte Parameter:

- Frischgewicht (F) der Sprosse
- Trockengewicht (T) der Sprosse (die Proben sind vor dem Wiegen bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C getrocknet worden).

Es ergibt sich folgende Verrechnungsgröße:

$$\text{Wassergehalt WG (\%)} = \frac{F - T}{F} \cdot 100 \quad \text{nach TURNER (1981)} \\ \text{(auf Frischgew. Basis)}$$

3. Ergebnisse

Die Sproßfrischgewichte (Abb. 1) geben die Konzentrations-Wirkungsbeziehung von vier Wildpflanzen und einer Kulturpflanze - *Brassica rapa* - wieder. Mit Ausnahme von *Galinsoga parviflora* ist bei niedrigen Konzentrationen von TPBS für alle anderen Arten eine Wachstumsförderung zu erkennen. Erst bei höheren Konzentrationen, meist oberhalb des Wertes von 50 mg TPBS/kg Boden kommt es zu einer starken Wachstumsreduktion. *Galinsoga parviflora* zeigt unter TPBS-Einfluß bei geringen Konzentrationen nicht die anfängliche Wachstumsförderung, sondern eine sofort einsetzende Depression. Bei dieser Art ist auch die Höhe der Standardabweichung auffällig. Bei Wildpflanzen ist aber auf Grund der genetischen Heterogenität innerhalb der Art durchaus eine große Streuung im Reaktionsmuster möglich.

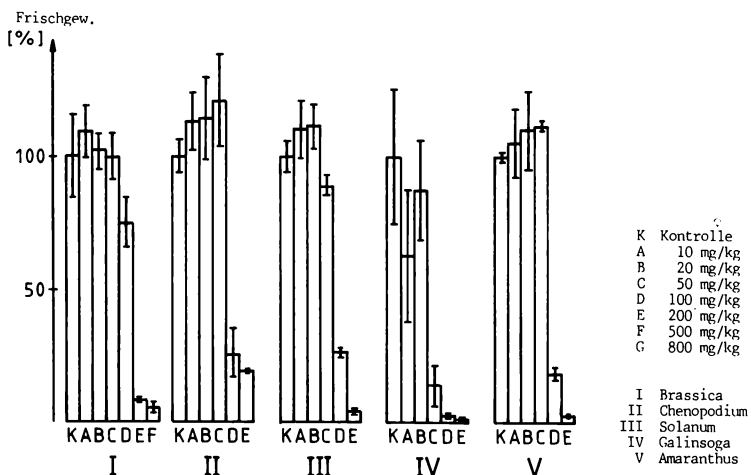


Abb. 1: Sproßfrischgewicht der verschiedenen Arten in Abhängigkeit von der TPBS-Konzentration (mg/kg Boden).

In Abb. 2 sind die aus den Werten der Abb. 1 errechneten Regressionsgeraden exemplarisch für zwei Arten halblogarithmisch dargestellt. Zur Berechnung der Regressionsgeraden wurden nur die Werte verwendet, die eine Wachstums-
hemmung wiedergeben. Auch die EC 50-Werte (Tab. 1) zeigen, daß beim Ver-
gleich der untersuchten Arten *Galinsoga parviflora* mit 25 mg TPBS/kg Boden
die empfindlichste Art ist, *Solanum nigrum*, *Chenopodium album* sowie *Amaran-
thus retroflexus* mit EC 50-Werten zwischen 85-95 mg/kg im mittleren Empfind-
lichkeitsbereich liegen und *Brassica rapa* die unempfindlichste Art ist.

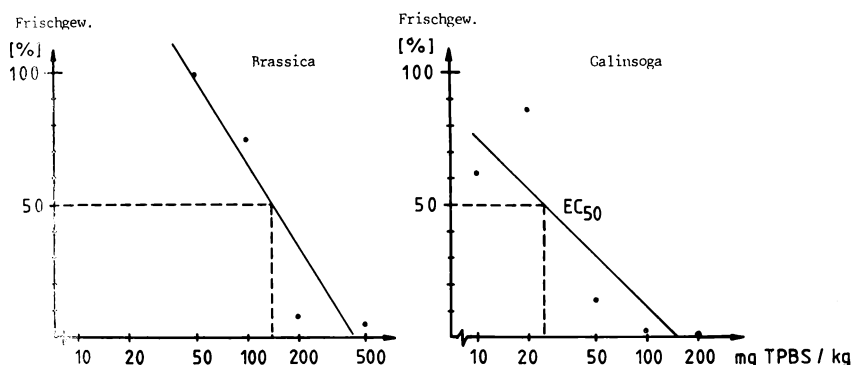


Abb. 2: Regressionsgeraden von *Brassica rapa* und *Galinsoga parviflora* zur Ermittlung der EC 50-Werte.
Testchemikalie: TPBS (mg/kg Boden).

Tab. 1: Unter TPBS-Einfluß ermittelte EC 50-Werte.

Pflanzengruppe I

<i>Brassica rapa</i>	EC 50 = 140 mg/kg
<i>Amaranthus retroflexus</i>	95
<i>Chenopodium album</i>	93
<i>Solanum nigrum</i>	85
<i>Galinsoga parviflora</i>	25

Pflanzengruppe II

<i>Malva pusilla</i>	EC 50 = 140 mg/kg
<i>Nigella arvensis</i>	80 bzw. 112 mg/kg

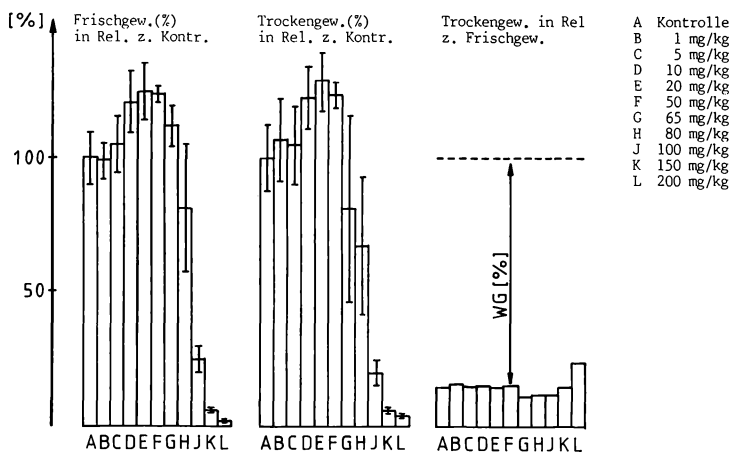


Abb. 3: Sproßfrisch- und Sproßtrockengewicht sowie deren prozentuales Verhältnis von *Amaranthus retroflexus* in Abhängigkeit von der TPBS-Konzentration (mg/kg Boden).

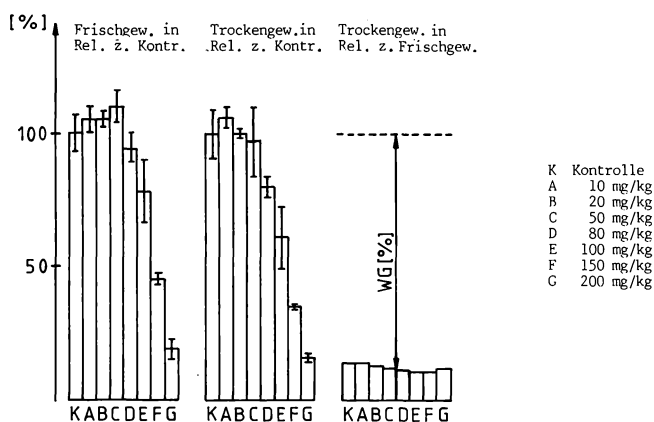


Abb. 4: Sproßfrisch- und Sproßtrockengewicht sowie deren prozentuales Verhältnis von *Malva pusilla* in Abhängigkeit von der TPBS-Konzentration (mg/kg Boden).

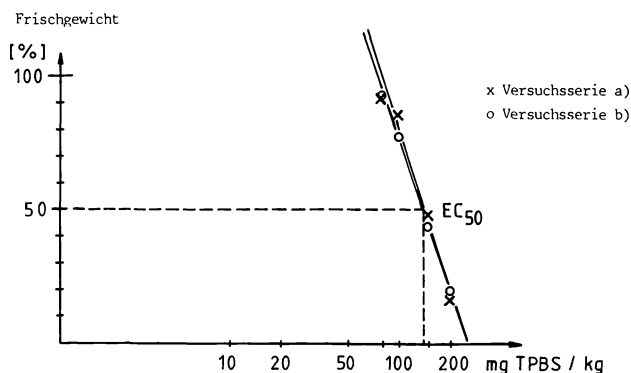


Abb. 5: Regressionsgeraden von *Malva pusilla* entsprechend den Versuchsserien a) und b).
Testchemikalie: TPBS (mg/kg Boden).

Die Wachstumsstimulation und anschließende -depression, die sich schon bei den ersten TPBS-Versuchen zeigte, wurde am Beispiel von *Amaranthus retroflexus* durch geeignete Wahl der Konzentrationsstufen nachgewiesen. In Abb. 3 ist das Sproßfrisch- und Trockengewicht sowie das Verhältnis der beiden Größen in Prozent dargestellt. Der Wassergehalt ergibt sich als komplementäre Größe aus diesem Verhältnis.

Die gleichen Meßgrößen wie oben (Abb. 3) wurden auch für *Malva pusilla* (Abb. 4) und *Nigella arvensis* (Abb. 6) erfasst, und außerdem wurde die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse an Hand eines weiteren Versuchsansatzes zu einem späteren Termin überprüft. *Malva pusilla* zeigt nur in sehr geringen Maßen eine Wachstumszunahme bei niedrigen TPBS-Konzentrationen, und es erfolgt dann bei steigender Chemikalienbelastung eine langsam einsetzende Wachstumsverringering. Die sehr gute Reproduzierbarkeit der zwei Versuchsserien zeigt sich im ähnlichen Verlauf der Regressionsgeraden (Abb. 5) und dem identischen EC 50-Wert von 140 mg TPBS/kg Boden.

Nigella arvensis reagiert, wie aus Abb. 6 ersichtlich ist, auch bei geringen TPBS-Konzentrationen schon mit einer Wachstumsminderung. Die EC 50-Werte von *Nigella arvensis* (Abb. 7) liegen für die zwei Untersuchungsserien bei 80 und 112 mg TPBS/kg Boden. Bei allen drei untersuchten Arten erweist sich die Konzentrations-Wirkungsbeziehung bezogen auf Frisch- und Trockengewicht als sehr ähnlich. Diese Ergebnisse äußern sich auch in der relativen Konstanz des prozentualen Verhältnisses von Trocken- zu Frischgewicht bzw. von Wassergehalt bezogen auf Frischgewicht. Nach einer Versuchsdauer von 14 Tagen erbringen die jungen Pflanzen keine richtungsweisenden Befunde.

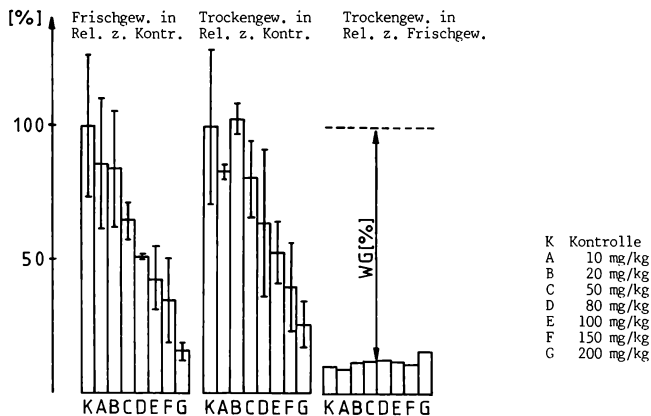


Abb. 6: Sproßfrisch- und Sproßtrockengewicht sowie deren prozentuales Verhältnis von *Nigella arvensis* in Abhängigkeit von der TPBS-Konzentration (mg/kg Boden).

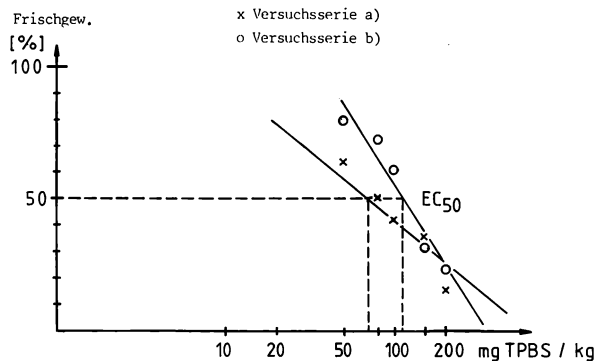


Abb. 7: Regressionsgeraden von *Nigella arvensis* entsprechend den Versuchsserien a) und b).
Testchemikalie: TPBS (mg/kg Boden).

Die Versuche mit Atrazin (Abb. 8) zeigen im Gegensatz zu denen mit TPBS bei niedrigen Konzentrationen keine Wachstumsförderung. Die Arten reagieren schon ab 20 µg Atrazin/kg Boden mit einer mehr oder minder starken Biomasseverringerung. In Abb. 9 sind analog zu den TPBS-Versuchen die Regressionsgeraden beispielhaft für zwei Arten dargestellt. An Hand der EC 50-Werte (Tab. 2) ist eine für alle Arten stark toxische Wirkung von Atrazin festzustellen, dennoch sind graduelle Unterschiede in der Phytotoxizität von Atrazin gegenüber den einzelnen Arten erkennbar. Auch unter dem Einfluß dieser Testsubstanz erweist sich *Galinsoga parviflora* als die empfindlichste Art. Die anderen Pflanzenarten hingegen sind in der Rangfolge ihrer Empfindlichkeit untereinander anders als beim TPBS-Versuch (Abb. 1) einzustufen. *Amaranthus retroflexus* erweist sich hier als die unempfindlichste Art, und *Brassica rapa* bleibt im mittleren Empfindlichkeitsbereich.

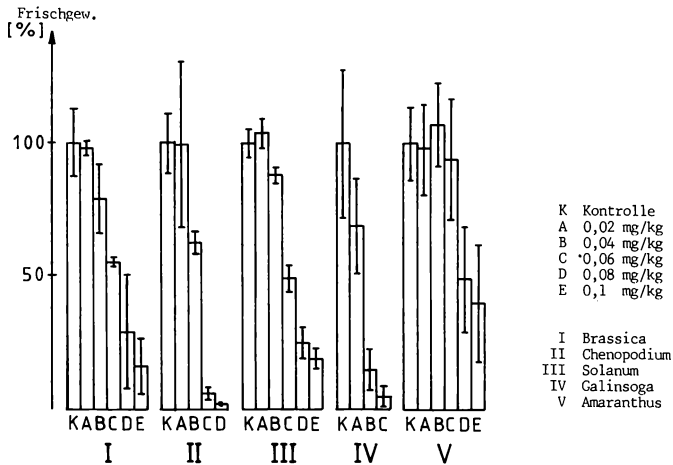


Abb. 8: Sproßfrischgewicht von verschiedenen Arten in Abhängigkeit von Atrazin (mg/kg Boden).

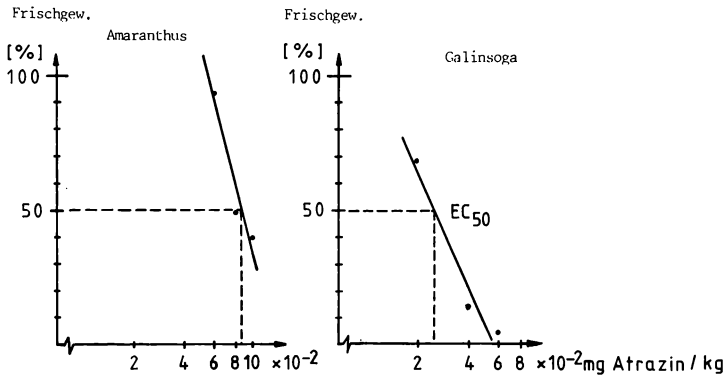


Abb. 9: Regressionsgeraden von *Amaranthus retroflexus* und *Galinsoga parviflora* zur Ermittlung der EC 50-Werte. Testchemikalie: Atrazin (mg/kg Boden).

Tab. 2: Unter Atrazin-Einfluß ermittelte EC 50-Werte.

<i>Amaranthus retroflexus</i>	EC 50 = 0.087 mg/kg
<i>Solanum nigrum</i>	0.065
<i>Brassica rapa</i>	0.043
<i>Chenopodium album</i>	0.039
<i>Galinsoga parviflora</i>	0.026

4. Diskussion

Aus dem Vergleich der Pflanzenarten an Hand der Konzentrations-Wirkungsbeziehungen und der Steigung der Regressionsgeraden (siehe Abb. 1, 2, 8, 9) ist zu erkennen, daß im pflanzlichen Reaktionsverhalten gegenüber den Testsubstanzen keine prinzipiellen, sondern nur graduelle Unterschiede existieren. In bezug auf das Testverfahren scheint keine Differenzierung zwischen Kulturpflanzen und Wildpflanzen nötig; vielmehr liegt unabhängig von der Nutzungsform der Pflanzen ein artspezifisches Empfindlichkeitsverhalten vor.

Es zeigt sich, daß die an einer Testsubstanz gewonnene Empfindlichkeitsklassifikation innerhalb des untersuchten Artenspektrums nicht auf andere Testsubstanzen übertragen werden kann. Eine prognostizierende Empfindlichkeitsabstufung der Arten für andere Testsubstanzen ist somit nicht möglich. Hier sei auf die unterschiedliche Einordnung von *Brassica rapa* an Hand der EC 50-Werte bei TPBS und Atrazin verwiesen.

Bei einer Gegenüberstellung von den im Vorkommen seltenen und häufigen Ackerwildkräutern ist folgendes anzumerken: *Malva pusilla* ist auf Grund der Konzentrations-Wirkungsbeziehung und der EC 50-Werte (140 mg/kg) in den Reaktionen gegenüber TPBS mit *Brassica rapa* vergleichbar. Auch die EC 50-Werte von *Nigella arvensis*, ermittelt an TPBS (80 bzw. 112 mg/kg), weisen diese Art als relativ unempfindlich aus. Doch der Verlauf der Konzentrations-Wirkungsbeziehung mit der rasch einsetzenden Wachstumsdepression im Frischgewicht läßt *Nigella arvensis* gegenüber diesem Stoff eher als empfindliche Pflanze erscheinen.

Die EC 50 eignet sich nur für eine erste Abschätzung der Phytotoxizität von Chemikalien sowie Empfindlichkeit der Pflanzenarten, sie läßt aber keine Aussage zur Reaktion in niedrigen Konzentrationsbereichen bis zum Eintritt der Wachstumshemmung zu. Bei den untersuchten Arten zeigen sich gerade bei den niedrigen Konzentrationen Unterschiede in der Empfindlichkeit. Deshalb ist auch dieser Bereich für die Differenzierung in der Reaktion auf Testchemikalien von Bedeutung. Auch im übrigen Konzentrationsbereich ermöglicht die Konzentrations-Wirkungsbeziehung eine genaue Beschreibung der Reaktionen. Es müssen hierzu jedoch sehr viel mehr Meßwerte, als zur Berechnung der EC 50 nötig wären, vorliegen.

An Hand der vier Konzentrationen, die von dem deutschen Richtlinienentwurf zu Phytotoxizitätstests gefordert werden, ist eine eingehende Beschreibung der Konzentrations-Wirkungsbeziehung in der Regel nicht möglich. Auch für die Errechnung einer Regressionsgeraden erweisen sich oft diese vier Konzentrationen z.B. bei Wachstumsstimulation bei 1 und 10 mg/kg oder Ausfall aller Pflanzen im hohen Konzentrationsbereich als zu gering. Diese Untersuchung eignet sich nur als Vortest; vor einer Überbewertung der EC 50 ist zu warnen.

Literatur

- BATTELLE INST. (Ed.), 1982: Merkblätter über Referenzchemikalien. 2. Aufl. Frankfurt a.M.
- BBA (Biol. Bundesanstalt), 1984: Richtlinien für die Prüfung und Bewertung von Stoffen im Rahmen des Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz): Verfahrensvorschlag "Phytotoxizitätstest an einer monokotylen Pflanzenart (*Avena sativa*) und einer dikotylen Pflanzengattung (*Brassica rapa* ssp. *rapa* (D.C.) Metzg.)". (EC 50, 14 Tage). Berlin.
- PLAB J., NOWAK E., TRAUTMANN W., SUKOPP H., 1984: Naturschutz aktuell: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl. Steinfurt (Kilda): 270 S.
- BUEREN H., GROSSMANN H., 1971: Chemische Taschenbücher: Grenzflächenaktive Substanzen. 1. Aufl. Weinheim (VCh): 196 S.
- ELLENBERG H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Scripta Geobot. 9.
- FMG (Fraunhofer-Gesellschaft), 1981: Überprüfung der Durchführbarkeit von Prüfungsvorschriften und der Aussagekraft des E.Chem.G. Bd. 1. Forschungsber. 107 04006/02 Schmallenberg-Grafsch.
- HUBER W., HUBER A., 1984: Schadstoffbelastungen für Wasserpflanzen. In: (Ed. HOCK B., ELSTNER E.F.): Pflanzentoxikologie. 1. Aufl. Mannheim/Wien/Zürich (Bibliogr. Inst.): 346 S.
- EMPTER G., JUMAR A., 1983: Chemie organischer Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. 2. Aufl., Berlin (VEB Dt. Verl. Wiss.): 150 S.

- PESTER W., AUSPURG B., 1986: Eignung eines Testpflanzensortiments zur Risikoabschätzung von Stoffwirkungen auf höhere Pflanzen im Rahmen des Chemikaliengesetzes. Nachrichtenbl. Dt. Pflanzenschutzdienstes 38(8): 120-125.
- PETER H., RUDOLPH P., 1983: Erkenntnis- und wissenschaftstheoretische Überlegungen bei der Bestimmung der Umweltgefährlichkeit nach dem ChemG. durch ökotoxikologische Testverfahren. Texte 27/83. Berlin (UBA).
- RIEPERT F., 1984: Ist Risikoabschätzung von Stoffwirkungen auf Ökosysteme mit Hilfe einfacher standardisierter Prüfungen an einzelnen Arten möglich? Angew. Botanik 58: 217-226.
- SCHÄRER E., 1983: Entwicklung und Erprobung eines terrestrischen Modellökosystems bestehend aus einer Vegetationskammer und einem Agrarökosystem - Modellausschnitt für quantitative ökochemische Verhaltensstudien von Umweltchemikalien. Mitt. Biol. BA Land- u. Forstw. Berlin-Dahlem 215: 1-169.
- SCHUMACHER W., 1984: Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten werden. Mitt. LÖLF 9(1): 14-20.
- TURNER N.C., 1981: Techniques and experimental approaches for the measurement of plant water status. Plant Soil 58: 339-366.
- UBA (Umweltbundesamt), 1985: Chemikaliengesetz: Prüfung und Bewertung der Umweltgefährlichkeit von Stoffen. 1. Aufl. Berlin: 157 S.
- YOUNGMANN R.J., ELSTNER E.F., 1984: Herbizide: In: (Ed. HOCK B., ELSTNER E.F.): Pflanzen-toxikologie. 1. Aufl. Mannheim/Wien/Zürich (Bibliogr. Inst.): 346 S.

Adresse:

Dipl.-Biol. Annette Marschner
 Biol. Bundesanstalt f. Land- u. Forstwirtschaft
 Königin-Luise-Str. 19
 D-1000 Berlin 33

Kupferaufnahme bei verschiedenen Bodenwirbellosen in kupferbelasteten Weinbergsböden

Ruth Wittassek

Synopsis

After 60 years of continuous spread of copper containing fungicides the soils of vineyards generally have a high copper content. In regard to the fauna and flora this constant amount of copper represents a quite other pollution than the effective but rapidly reduced organic fungicides used in the present. The soil inhabiting organisms have passed a long time of adaption and selection. This paper deals with the uptake of copper in different species of worms, slugs, isopods, diplopods, chilopods and spiders in regard to their different trophic levels.

Generally worms have the lowest copper content of all organisms involved in this study, but there are species differences in accumulation. Slugs, isopods and diplopods as detritivore show the highest accumulation of copper. Chilopods and spiders as predators only have a high copper concentration, when copper content of the prey is high. In general physiological requirement and ecological factors have more influence on copper accumulation than food chain.

Bioaccumulation, bioindication, copper, soil fauna, vineyard soil ecosystem.

1. Einführung

Der Weinberg ist ein sehr stark vom Menschen geprägtes Agrarökosystem. Einer unter vielen Faktoren, die dieses System belasten, ist der hohe Kupfergehalt der Böden. Er ist das Ergebnis jahrzehntelangen Kupfer-vitrioleinsatzes zur Bekämpfung der Rebenperonospora. Obwohl die Kupfer-fungizide in den 60er Jahren von organischen Mitteln abgelöst worden sind, ist der Kupfergehalt der Böden heute unvermindert hoch (GÄRTEL 1985). Er stellt für die Bodenfauna eine Belastung dar, der sie seit nun etwa 80 Jahren permanent ausgesetzt sind. Eine lange Zeit konstante Belastung bewirkt bei Fauna und Flora Veränderungen in der Häufigkeit ihres Vorkommens, in der Reproduktion, in der Konkurrenzkraft innerhalb und zwischen den Arten.

Eine Möglichkeit, die biologische Verfügbarkeit des Kupfers im Boden-ökosystem einzuschätzen, besteht in der Untersuchung von Kupferaufnahme in die verschiedenen Vertreter der Bodenfauna und Verteilung des Kupfers in den verschiedenen trophischen Ebenen.

2. Material und Methoden

Untersuchungsort war ein Weinanbaugebiet am Südhang des Taunus bei der Stadt Eltville im Rheingau. Auf zwei unterschiedlich alten Weinbergen (ein über hundert Jahre alter Weinberg unterhalb der Staatsdomäne Rauenthal und ein erst seit ca. 25 Jahren weinbau-lich genutzter Hangrücken) wurden an verschiedenen Parzellen Bodenproben und Tier-material entnommen. Die Bodenproben wurden bei 105 °C getrocknet, auf 2 mm abgesiebt und mit einer Kugelmühlmühle pulverfein gemahlen.

Sämtliche Bodentiere wurden lebend mit der Hand gefangen, um Kontaminationen oder Kupferverluste durch die Fangflüssigkeit zu vermeiden. Nach dem Abtöten wurden die Tiere zur Ablösung äußerlich anhaftender Kupferverbindungen in Teepolösung gewaschen, mehrfach in Aqua dest. gespült und bei 105 °C 24 h lang getrocknet; anschließend wurden sie einzeln mit einem Achatmörser oder einer Kugelmühlmühle pulverisiert.

Jedes Individuum innerhalb einer Tierart stellte eine eigene Probe dar. An dieser Stelle muß auf die teilweise geringe Anzahl gefundener Individuen innerhalb einer Art hingewiesen werden. Sie macht eine Untersuchung der Schwermetallanreicherung in der Bodenfauna belasteter Biotope nahezu unmöglich, wenn man atomabsorptionsspektroskopische Methoden nach naßchemischem Aufschluß anwendet, die im allgemeinen eine bestimmte Mindestmenge an Untersuchungsmaterial erfordern. Dieses Problem der Kleinstprobemengen

wurde umgangen, indem das Kupfer direkt, ohne Aufschluß, aus der Trockensubstanz bestimmt wurde. Die Kupfermessungen wurden mit einem Zeemanatomabsorptionsspektrometer SM1 (Fa. Grün Optik Wetzlar) durchgeführt. Gerät und Methode sind von KURFÜRST (1981) und ROSOPULO (1984) detailliert beschrieben worden. Geeicht wurde gegen wässrige Bezugslösungen. Zur Überprüfung der Richtigkeit der Messungen wurden verschiedene zertifizierte Standardreferenzchemikalien mitgemessen. Um einen Einfluß der Matrix auf die Analyse auszuschließen, wurden von allen untersuchten Materialien Naßaufschlüsse durchgeführt und mit einem AAS mit Graphitrohrküvette analysiert. Geräte, Methoden und Methodenvergleiche sind an anderer Stelle beschrieben (WITTASSEK 1987).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Böden

Die Böden der mehr als 100 Jahre alten Weinbergspartellen haben einen Kupfergehalt von 200 bis 350 ppm Cu im oberen Horizont, die Böden der etwa nach 1960 entstandenen Neuanlagen weisen dagegen nur leicht erhöhte Kupfergehalte von 45 bis 50 ppm Cu auf, die auf einige wenige Kupfervitriolspritzungen zu Beginn der Kultur zurückzuführen sind (Abb. 1). Das Kupfer ist durch mehrfaches Rigolen auch in die tieferen Bodenschichten eingemischt worden. Man erkennt auch eine Verlagerung des Kupfers durch die Erosion. Die Kupfergehalte der oberen Bodenschicht nehmen hangabwärts zu, so daß sogar eine Wiese, die unterhalb der Reb-anlage in einer Bachau liegt, im oberen Horizont einen beachtlichen Kupfergehalt aufweist. Die verschiedenen Untersuchungsparzellen in den unterschiedlich alten Weinbergen werden im folgenden als wenig bzw. stark kupferbelastet bezeichnet.

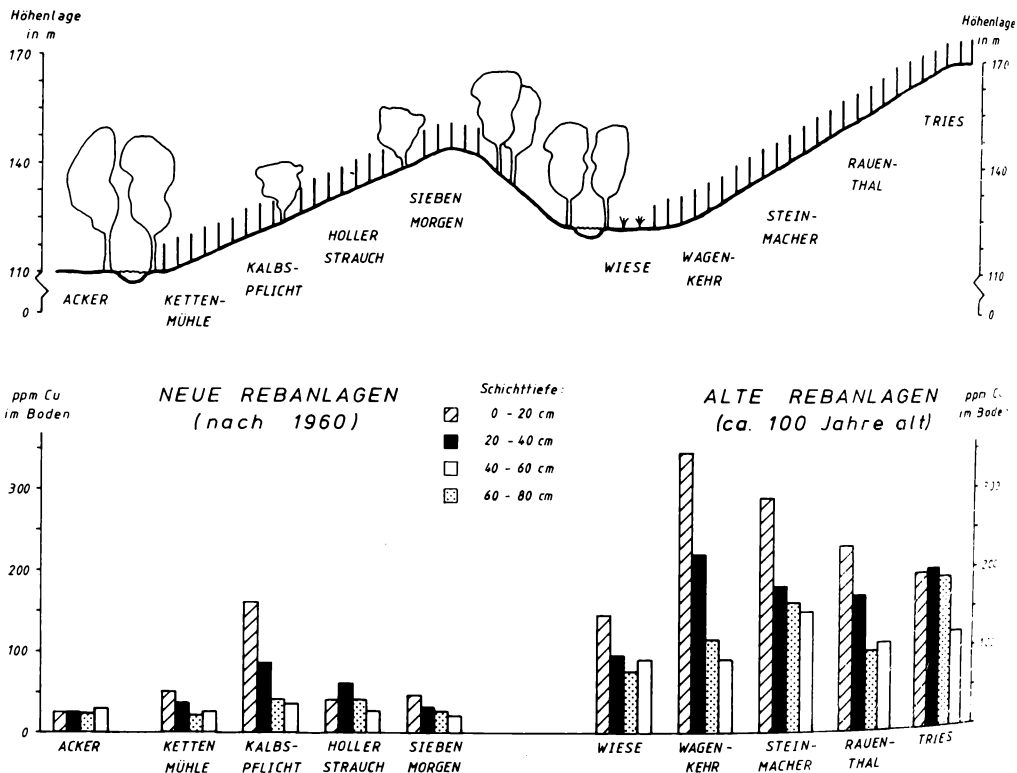
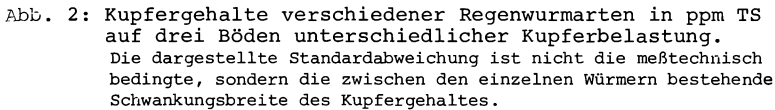


Abb. 1: Kupfergehalte der Weinbergsböden in ppm TS in 4 Schichttiefen und in unterschiedlicher Hanglage

Aus zahlreichen Untersuchungen geht hervor, daß Kupfer auf Regenwürmer toxisch wirkt (z.B. RHEE 1967, 1975). Regenwürmer stehen mit der Haut in direktem Kontakt zum Boden und nehmen Kupfer eventuell auch passiv auf (STREIT 1984). Gleichzeitig schleusen sie großen Mengen an Boden und damit auch Kupfer über die Darmpassage durch ihren Körper. Trotzdem weisen sie auch auf den stark kupferbelasteten Böden nur geringfügig erhöhte Kupfergehalte auf (Abb. 2; Tab. 1). Es bestehen zwischen verschiedenen Regenwurmartensorten Unterschiede im Kupferaufnahmeverhalten.

[illegible]

Lumbricus terrestris weist sowohl auf den wenig, als auch auf den stark kupferbelasteten Böden eine Kupferkonzentration von 12 ppm Cu auf. *Lumbricus rubellus* und *Octolasion cyaneum* dagegen zeigen erhöhte Kupferkonzentrationen von 26 ppm Cu. Für die Artenunterschiede in der Kupferaufnahme bieten sich folgende Erklärungsmöglichkeiten an: *L. terrestris* hat als tiefgrabende Mineralbodenform die Möglichkeit, sich unterhalb der kupferbelasteten Bodenschichten aufzuhalten. *L. rubellus* und *O. cyaneum* dagegen halten sich als epi-endogäische Formen vorwiegend in der Bestandesabfallschicht und im oberen Bodenhorizont auf, wo die höchsten Kupferkonzentrationen gemessen wurden. Darüber hinaus hat *O. Cyaneum*, der als Humuskonsument weitgehend abgebautes organisches Material als Nahrungsquelle bevorzugt, eine gegenüber Humusproduzenten schnellere Darmpassage und nimmt seine Nahrung kontinuierlicher auf (PIERCE 1978). Die bei dieser Art bereits auf der nur wenig kupferbelasteten Parzelle beobachtete vergleichsweise stärker erhöhte Kupferkonzentration ist also weniger eine Folge der größeren Akkumulationsfähigkeit als mehr diejenige einer höheren Kontamination. Der Unterschied zwischen *L. terrestris* und *L. rubellus* im Kupferaufnahmeverhalten basiert aber nicht nur auf der durch Lebensraum und Nahrungsaufnahme unterschiedlichen Kontamination, sondern stellt einen artspezifischen Unterschied in der internen Regulation des aufgenommenen Kupfers dar (WITTASSEK 1987).

3.3 Nacktschnecken

Die auf den Eltviller Weinbergsböden gefundenen Nacktschneckenarten *Arion ater rufus*, *Arion hortensis* und *Deroceras reticulatum* reichern beachtliche Kupfermengen an (Tab. 2, Abb. 3).

Der physiologische Kupferbedarf der Schnecken ist groß. Kupfer wird als Zentralatom in das Haemocyaninpigment eingebaut (GHIRETTI 1966). Obwohl die Nacktschnecken Kupfer entsprechend der Kupferkonzentration ihres Habitates akkumulieren, sind sie als Bioindikatoren nur mäßig geeignet, da die Variationsbreite des Kupfergehaltes zwischen den Individuen einer Art sehr groß ist. Sie wird bedingt durch Körpergröße und -gewicht (COUGHTREY, MARTIN 1977) sowie die Jahreszeit (WILLIAMSON 1979). Auf allen Parzellen und bei allen untersuchten Arten hatten die im Herbst gesammelten Tiere gegenüber den im Frühjahr gesammelten einen fast doppelt so hohen Kupfergehalt. Ursache dafür sind die mit zunehmender Seneszenz der Nahrungspflanzen stark ansteigenden Kupfergehalte und eine im Sommer in Abhängigkeit von der Tageslänge erhöhte Fraßaktivität (WILLIAMSON 1979).

Tab. 2: Kupfergehalt verschiedener Nacktschneckenarten auf wenig und stark kupferbelasteten Parzellen sowie einer Kontrollparzelle des Eltviller Untersuchungsgebietes.
Angaben in ppm TS (mit Standardabweichung),
F = im Frühjahr, H = im Herbst gesammelte Tiere,
V, VI, IX und X = Sammelmonate; n = Anzahl der untersuchten Individuen.

P	s	stark kupferbelastet			wenig kupferbelastet			Kontrollareal			
		Wagenkehr (345 ppm Cu)		Steinacher	Siebenmorgen (45 ppm Cu)		Kettenmühle	(13 ppm Cu)			
		ppm Cu	n	ppm Cu	n	ppm Cu	n	ppm Cu	n		
<i>Arionidae:</i>											
<i>Arion hortensis</i>	F-V	89.6	9	F-V	79.4	4	F-V	22.5	13		
		±5.6			±4.3			±1.9			
	H-IX	149.8	6				H-X	66.4	6		
		±15.4						±7.8			
<i>Arion ater</i>	F-V	70.8	5	F-VI	155.2	3	F-V	22.1	3		
		±11.5			±14.0			±2.8			
	H-IX	165.2	6				H-X	76.2	5		
		±10.9						±0.6			
<i>Agriolimacidae:</i>											
<i>Deroceras reticulatum</i>							F-V	19.2	5		
								±2.7			
						H-X	64.4	6	H-X	54.7	7
							±2.8			±3.3	
<i>Boettgerillidae:</i>											
<i>Boettgerilla pallens</i>							H-X	108.7	4		
								±8.1			
<i>Limacidae:</i>											
<i>Limax maximus</i>	F-V	94.7	11								
		±5.6									

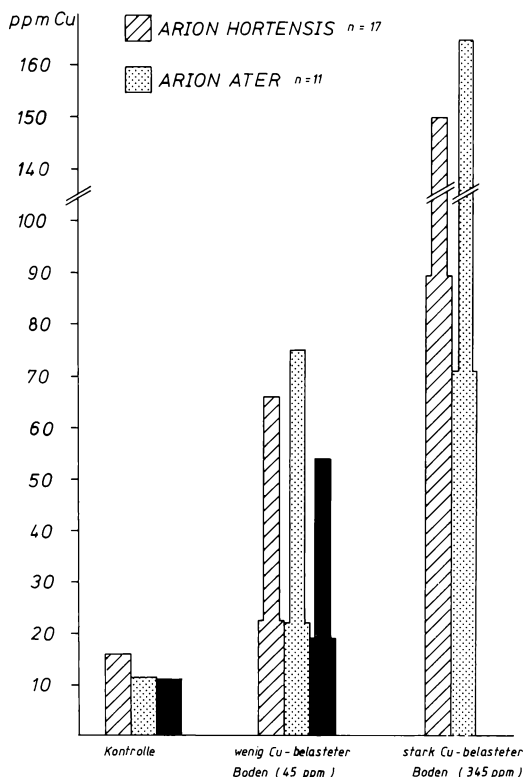


Abb. 3: Kupfergehalte verschiedener Nacktschneckenarten in ppm TS auf drei verschiedenen Böden unterschiedlicher Kupferbelastung. Die dickere Säulenbasis symbolisiert die Kupfergehalte der im Frühjahr gesammelten Exemplare, die aufgesetzten dünneren Säulen die Konzentrationen der Herbsttiere.

3.4 Asseln und Doppelfüßer

Obwohl Asseln und Doppelfüßer nicht zu den typischen Vertretern der Weinbergsfauna gehören, wurden sie sowohl auf den wenig, als auch auf den stark kupferbelasteten Parzellen nur in geringer Anzahl vorkommenden Individuen von *Porcellio scaber* (Isopoda) und *Polydesmus denticulatus* (Diplopoda) mit in die Untersuchung einbezogen. Beide erwiesen sich als gute Bioindikatoren für die Kupferbelastung ihres Habitats. Bei den Polydesmen, die erstmalig in eine derartige Untersuchung einbezogen wurden, ergibt sich bei Kupfergehalten von 149 ppm Cu auf den wenig belasteten Weinbergsboden und 843 ppm Cu auf dem stark kupferbelasteten Boden ein Konzentrationsfaktor (Kupferkonzentration des Tieres: Kupferkonzentration des Bodens) von 3 bzw. 2.5. Bei den Asseln ist ein Konzentrationsfaktor, bezieht man ihn auf die Kupferkonzentration der Fallaubnahrung, ebenso konstant (Abb. 4, Tab. 3).

Bei den Asseln sind die Ursachen für eine derartig hohe Kupferkonzentration durch zahlreiche Arbeiten u. a. von DALLINGER, WIESER (1977) sowie WIESER (1978) bekannt. Den normalerweise in ihrer Fallaubnahrung vorherrschenden Kupfermangelverhältnissen begegnen sie, indem sie über den Umweg der Koprophagie auch wenig verfügbares Kupfer extrahieren können; ihre Mitteldarmdrüse hat ein enormes Kupferspeichervermögen. Die ökologischen und physiologischen Voraussetzungen für die hohen Kupferkonzentrationen von *Polydesmus denticulatus* sind dagegen bisher nicht untersucht worden.

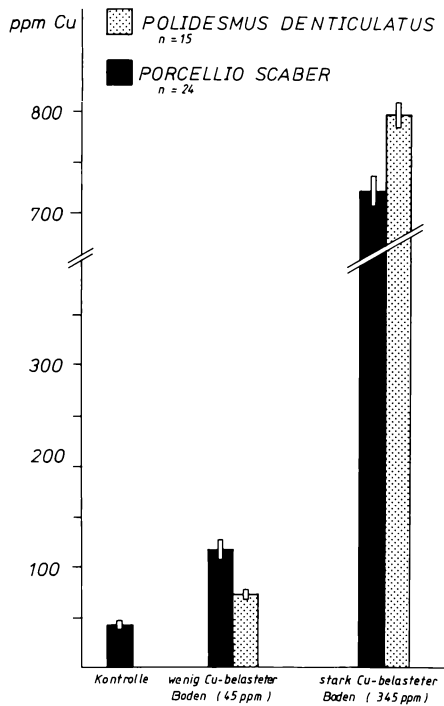


Abb. 4: Kupfergehalte von *Porcellio scaber* (Isopoda) und *Polydesmus denticulatus* (Diplopoda) auf drei verschiedenen Böden unterschiedlicher Kupferbelastung mit Darstellung der individuellen Schwankungsbreite des Kupfergehaltes

Tab. 3a: Kupfergehalt in ppm TS (mit Standardabweichung) von *Porcellio scaber* Latreille auf zwei verschiedenen kupferbelasteten Weinbergspartellen und einer Kontrollparzelle
n = Anzahl der untersuchten Tiere; K = Konzentrationsfaktor zum Boden

	ppm Cu	s	n	K
Siebenmorgen (45 ppm Cu)	237.2	18.1	4	5.4
Wagenkehr (345 ppm Cu)	746.2	29.3	8	2.1
Kontrollareal (13 ppm Cu)	83.9	8.9	10	5.6

Tab. 3b: Kupfergehalte in ppm TS (mit Standardabweichung s von *Polydesmus denticulatus* auf einer stark und einer wenig belasteten Weinbergspartelle;
n = Anzahl der untersuchten Individuen.

	ppm Cu	s	n	K
Siebenmorgen (45 ppm Cu)	149.1	9.0	5	3.3
Wagenkehr (345 ppm Cu)	843.5	47.0	8	2.4

3.5 Hundertfüßer

Innerhalb der Gruppe der Chilopoden zeigen die Geophiliden und die Lithobiiden einganz unterschiedliches Aufnahmeverhalten (Abb. 5, Tab. 4). Der Erdläufer *Geophilus longicornis* weist, unabhängig von der Kupferbelastung seines Habitats, einen konstanten Kupfergehalt von etwa 45 ppm Cu auf. Er ernährt sich fast ausschließlich von Regenwürmern (LEWIS 1981) und ist damit keiner hohen Kupferkontamination ausgesetzt. Sein Kupferspeicher vermögen scheint allerdings auch begrenzt zu sein, wie die geringen individuellen Abweichungen der Gehalte vermuten lassen. Dagegen zeigt der Steinläufer *Lithobius forficatus* eine deutliche Kupferanreicherung und innerhalb der Art eine Variabilität der Kupfergehalte auf den stark kupferbelasteten Parzellen. Lithobiiden sind durch die Art ihrer Beutetiere, vornehmlich Asseln, aber auch Spinnen, einer großen Kupferkontamination durch ihre Nahrung ausgesetzt, haben aber auch einen hohen physiologischen Kupferbedarf. Wie bei Schnecken, Asseln und Spinnen wird Kupfer als Zentralatom in das Haemocyanin eingebaut. Darüber hinaus verfügen Lithobiiden über ein weiteres kupferhaltiges Pigment, das Lithobioviolin (LEWIS 1981).

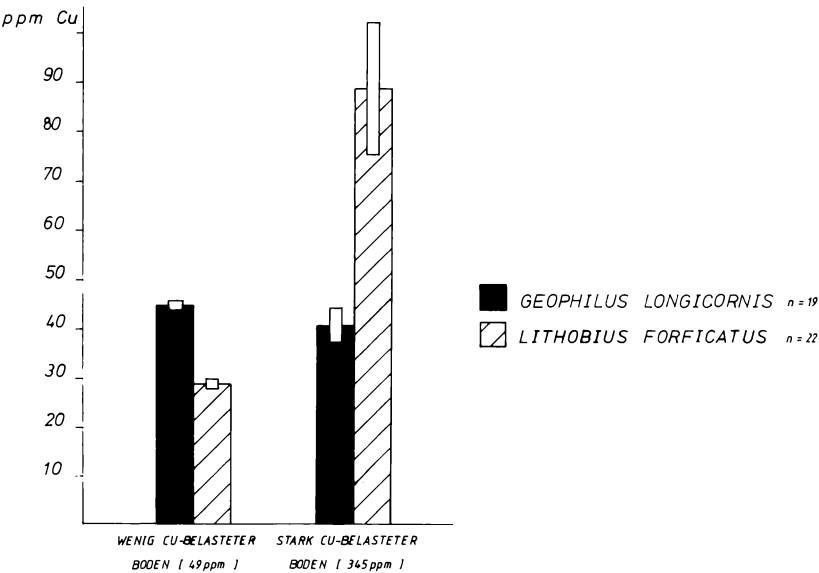


Abb. 5: Kupfergehalte zweier Chilopodenarten in ppm TS auf zwei Böden unterschiedlicher Kupferbelastung mit Darstellung der individuellen Schwankungsbreite der Kupfergehalte

Tab. 4: Kupfergehalt in ppm TS (mit Standardabweichung s) von *Lithobius forficatus* und *Geophilus longicornis* (Chilopoda). n = Anzahl der untersuchten Individuen.

	<i>Lithobius forficatus</i>			<i>Geophilus longicornis</i>		
	ppm Cu	s	n	ppm Cu	s	n
Siebenmorgen (45 ppm Cu)	29.1	0.5	5	48.8	4.6	8
Kettenmühle	29.7	0.9	9	42.8	0.1	8
Wagenkehr (345 ppm Cu)	87.6	5.6		45.3	4.3	
	90.2	8.4		41.1	3.4	
	71.3	2.3		39.8	4.2	
	110.2	7.9		40.1	3.7	
	90.1	2.1		43.7	4.7	
				35.4	4.0	
	89.8	13.8*	5	40.8	3.4*	6

s = messungsbedingte Standardabweichung
* = durch Messen einzelner Individuen bedingte Standardabweichung im Cu-Gehalt der Population

3.6 Spinnen

Die Spinnen lassen als obligat räuberisch lebende Tiergruppe mit hohem physiologischem Kupferbedarf, mit einem Aktionsradius von nur wenigen Metern (FOELIX 1979) und großer Standortstreuung eine hohe Kupferakkumulation erkennen, die die Kupferbelastung des Habitates widerspiegelt (Abb. 6, Tab. 5). Innerhalb der untersuchten Spinnenfamilien waren die Unterschiede im Kupfergehalt zwischen verschiedenen Arten kleiner als die Unterschiede im Kupfergehalt zwischen den verschiedenen Spinnenfamilien (Abb. 6, Tab. 5).

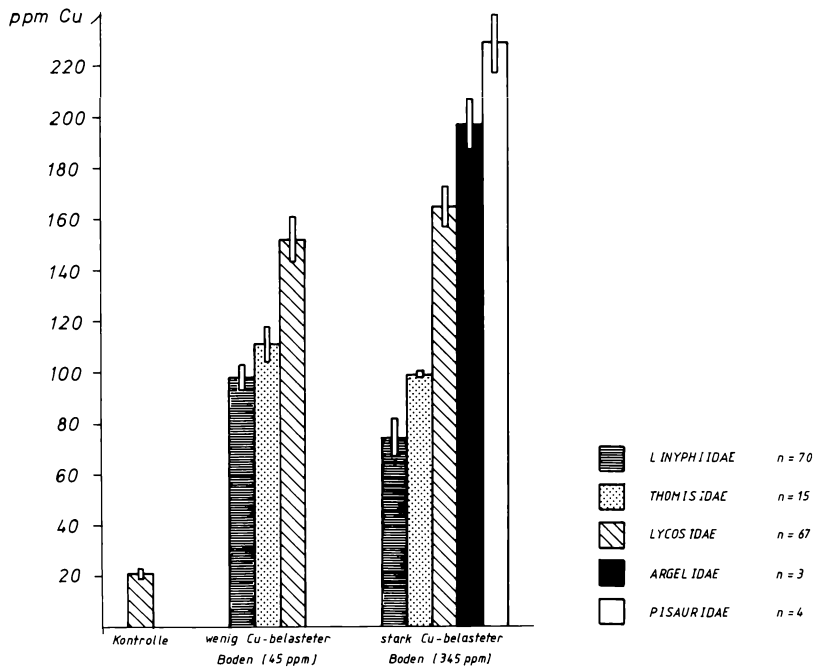


Abb. 6: Kupfergehalte der verschiedenen Spinnenfamilien in ppm TS als Mittelwert der Kupfergehalte von Einzeltieren mehrerer Arten

Tab. 5: Kupfergehalt in ppm TS (mit Standardabweichung) verschiedener Spinnenarten auf 3 Weinbergspartzellen unterschiedlicher Kupferbelastung und einer Kontrollparzelle.
n = Anzahl der untersuchten Tiere

	Wagenkehr (345 ppm Cu)		Steinmacher (291 ppm Cu)		Siebenmorgen (45 ppm Cu)		Kontrollareal (13 ppm Cu)	
	ppm Cu	n	ppm Cu	n	ppm Cu	n	ppm Cu	n
Linyphiidae:								
Leptyphantès tenuis	74.6±	8.2	20		78.1±3.3	50		
Erigone meioneta c.f. rurestris					117.9±7.2	30		
Thomisidae:								
Xysticus c.f. cristatus					111.0±7.4	11		
Xysticus kochii	99.1±	0.6	6					
Lycosidae:								
Trochosa ruricola	148.8±	6.9	6	169.8± 7.2	3	179.5±10.1	6	
Trochosa terricola					152.2± 8.8	4		
Trochosa juvenil	134.2±	4.5	7	106.8±13.4	2	79.7± 8.0	3	
Lycosa tarsalis					150.1±12.6	4		
Lycosa lugabris	169.6±	11.4	4					
Lycosa amentata	168.7±	13.2	2					
Lycosa hortensis			165.8±	2.6	8		21.2±2.7	5
Alopecosa pulvorulata					127.4±16.8	10		
Argelenidae:								
Coelotes spec.	197.0±	18.5	4					
Pisauridae:								
Pisaura mirabilis	229.4±	11.7	3					

die Linyphiiden, vertreten durch die Arten *Leptyphantes tenuis*, *Erigone dentipalpes* und *Erigone meioneta*, weisen die geringsten Kupfergehalte bei den Spinnen auf. Sie sind, verglichen mit den anderen untersuchten Spinnenfamilien, am wenigsten standortstreu, - sie werden juvenil als Luftplankton verdriftet. Auch die Beutetiere, hauptsächlich Fluginsekten (FOELIX 1979), müssen nicht aus der kupferbelasteten Rebkultur stammen. Die Thomisiden (*Xysticus cristatus* und *Xysticus kochii*) weisen etwas höhere Kupfergehalte auf. Herkunft und Art der Beutetiere, hauptsächlich Collembolen und Milben, bedeuten eine erhebliche Kupferkontamination. Der große Unterschied der Kupfergehalte der Thomisiden gegenüber den Lycosiden (Arten der Gattungen *Trochosa* und *Lycosa*), die ebenfalls über ihre Beutetiere, die Asselein, große Kupfermengen aufnehmen, ist möglicherweise durch die Art des Beutefangs erklärbar. Krabbenspinnen besitzen keine Chelicerenzähne, reißen deshalb nur eine Wunde in das Beutetier und saugen es aus, während Wolfsspinnen ihre Beutetiere vollständig, auch mit den äußerlich anhaftenden Erdpartikeln auffressen.

Literatur

- COUGHTREY P.J., MARTIN M.H., 1977: The uptake of Pb, Zn, Cd and Cu by the pulmonate mollusc *Helix aspersa* Müller and its relevance to the monitoring of heavy metal contamination of the environment. *Oecologia* 27: 65 - 74.
- DALLINGER R., WIESER W., 1977: The flow of copper through a terrestrial food chain. *Oecologia* 30: 253 - 276.
- FOELIX R.F., 1979: Biologie der Spinnen. Stuttgart (Thieme).
- GÄRTEL W., 1985: Belastung von Weinbergsböden durch Kupfer. Ber. Landw. BMELF, Sonderh. 198, [Hamburg/Berlin (Parey)]: 123 - 133.
- GHIRETTI F., 1966: Molluscan haemocyanins in: (Ed. WILBUR K.M., YONGE C.M.): Physiology of mollusca 2: 233 - 248. London (Academic Press).
- KURFÜRST U., 1981: Zeeman-Absorptionsspektroskopie. Nachr. Chem. Tech. Lab. 29: 12.
- LEWIS J.G.E., 1981: The biology of centipedes (Cambridge Univ. Press).
- PIERCE T.G., 1978: Gut contents of some lumbricid earthworms. *Pedobiologia* 18: 153 - 157.
- RHEE J.A. van, 1967: Development of earthworm populations in orchard soils. In: (Ed. GRAFF O., SATCHELL J.E.): Progr. soil biol. [Proc. coll. dynamics soil comm.] Braunschweig/Amsterdam: 360 - 371.
- RHEE J.A. van, 1975: Copper contamination effects on earthworms by disposal of pig waste in pastures. In: Ed. VANEK J.): Progr. soil zool. [Proc. 5th int. coll. soil zool.]: 451 - 456.
- ROSOPULO A., 1984: Untersuchungen über die Schwermetallanalyse in Feststoffen mit der direkten Zeeman atom absorptionsspektroskopie. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 319: 540 - 546.
- STREIT B., 1984: Effects of high copper concentrations on soil vertebrates: experimental results and a model. *Oecologia* 64: 381 - 388.
- WIESER W., 1978: Consumer strategies of terrestrial gastropods and isopods. *Oecologia* 36: 191 - 202.
- WILLIAMSON P., 1979: Comparison of metal levels in invertebrate detritivores and their natural diets: concentration factors reassessed. *Oecologia* 44: 75 - 79.
- WITTASSEK R., 1987: Verteilung von Kupfer in Boden, Vegetation und Bodenfauna eines Weinbergökosystems. Diss. Univ. Bonn.

Adresse:

Ruth Wittassek
Bremer Umweltinstitut
Wielandstr. 25
D-2800 Bremen 1

Konzeption und Anlage eines Ökosystems zur ökotoxikologischen Beurteilung von Chemikalien

Gerd Weidemann, Hartmut Koehler, Karin Mathes und Volker Schulz-Berendt

Synopsis

We define ecotoxicology as the study of the effects of chemicals on the superindividual levels population, synusia, biocoenosis and ecosystem. Ecotoxicological studies thus require an ecosystem approach, which includes structures (compartments) as well as functions resulting from their interactions. In order to indicate and assess effects of chemicals we have designed and established a bipartite reference biogeocoenosis which consists of a ruderal plot and a newly sown grassland plot on the same site in the beginning of secondary succession. The compartments studied are: vegetation, soil mesofauna (Enchytraeids, *Acari*, esp. *Gamasina*, *Collembola*) and soil microflora (soil respiration, enzyme activities). The conceptional integration of these compartments is realized by the nitrogen cycle. It is outlined that the ability to assess the effects of chemicals on the ecosystem level may be considerably improved by a simulation model of the N-budget which was derived from the field data.

Aldicarb, ecosystem, ecotoxicological assessment, ecotoxicology.

1. Problem

Die Gefährdung des Naturhaushalts infolge eines schon Jahrzehnte währenden und immer noch anhaltenden Eintrages von Chemikalien aller Art in die Umwelt ist zunehmend in das Bewußtsein der Öffentlichkeit getreten und hat zur Forderung nach verbesserten Umweltverträglichkeitsprüfungen und damit nach einer umfassenderen Toxikologie, nämlich einer 'Ökotoxikologie' geführt (AUERBACH, GEHRS 1980; HAPKE 1981; LEVIN et al. 1984).

In der klassischen Toxikologie wird, i. d. R. in Kurzzeitexperimenten, die Wirkung potentiell toxischer Substanzen auf einzelne Organismen, Organe oder Zellen in Abhängigkeit von der applizierten Dosis untersucht. Die Reaktion einzelner Organismenarten läßt jedoch keine Aussagen über die Ökotoxizität eines Stoffes zu. Die in diesem Zusammenhang im Labor durchgeführten Experimente besitzen nur eingeschränkte Aussagekraft, da im Freiland eine Vielzahl von Faktoren die Chemikalieneffekte beeinflusst. In Erweiterung des klassischen Toxikologie Konzeptes definierte daher eine Arbeitsgruppe der Deutschen Forschungsgemeinschaft: "Ökotoxikologie befaßt sich mit Effekten chemischer Substanzen auf Organismen in Populationen und Ökosystemen, soweit daraus direkt oder indirekt Schäden entstehen" (DFG 1983).

Wie bei der klassischen Toxikologie konzentrieren sich zufolge dieser Definition auch ökotoxikologische Untersuchungen primär auf einzelne Organismen, so daß Chemikalien, die etwa auf diese 'Schlüsselorganismen' nicht oder nicht erkennbar wirken, als unschädlich eingestuft werden, obwohl sie u. U. das ökologische Gefüge oder Ökosystemare Funktionen und Leistungen dermaßen verändern können, daß auf lange Sicht schwerwiegende Schädigungen des Ökosystems zu erwarten sind. Es ist daher erforderlich, Möglichkeiten für eine Indikation der Wirkung von Umweltchemikalien auf dem komplexen Niveau der Biozönose zu suchen, wobei nicht nur Organismen und Populationen, sondern auch deren Interaktionen berücksichtigt werden müssen. Weiterhin ist es notwendig, die in den bisherigen ökotoxikologischen Ansätzen vernachlässigten integrierenden Funktionen und Leistungen der Biozönose, wie Mineralisation und Bio-retention mit einzubeziehen, da sie für die Beurteilung von Schädigungen wesentliche Kriterien liefern können. Das bedeutet, daß für ökotoxikologische Untersuchungen ein Ökosystemarer Ansatz erforderlich ist, der sowohl Strukturen (Kompartimente) als auch die aus deren Interaktionen resultierenden Funktionen und Leistungen des Gesamtsystems berücksichtigt.

Unsere Definition von Ökotoxikologie lautet daher: "Ökotoxikologie befaßt sich mit der Wirkung chemischer Substanzen auf den überindividuellen Niveaus Population, Synusia, Biozönose und Ökosystem, sofern daraus Schäden entstehen können".

Für ökotoxikologische Studien ist ferner ein erweiterter Zeitraum erforderlich. Das Erkennen langfristiger Strukturveränderungen von Synusien sowie von Leistungsänderungen des Gesamtsystems erfordert Untersuchungszeiträume, die eine Abgrenzung von bloßen phänologischen Erscheinungen erlauben. Wenn ökotoxikologische Untersuchungen in dem somit erforderlichen Umfang in bestimmten Fällen Bestandteil einer Chemikalienzulassungsprüfung werden sollen, setzt dies weitgehend standardisierbare Verfahrensweisen voraus. Ziel unserer vom Bundesministerium für Forschung und Technologie geförderten Untersuchungen (PTU 03 7281, PTU 03 7281A) ist daher die Entwicklung und Erprobung eines für die ökotoxikologische Beurteilung von Chemikalien geeigneten Ökosystems.

2. Ökosystem-Begriff

Der Begriff 'Ökosystem' wird in der ökologischen Literatur in der Regel sowohl für den konkreten Naturausschnitt als auch für das von ihm abgeleitete Modell verwandt (z. B. ODUM 1971, ELLENBERG 1973, REICHLE et al. 1975). In unseren Untersuchungen unterscheiden wir jedoch ausdrücklich zwischen dem konkreten Ausschnitt aus der Biosphäre, die wir mit SUKACHEV (1964) Biogeozönose nennen, und dem hiervon abgeleiteten Modell, dem Ökosystem (STÖCKER 1979). Dieses muß die für die betreffende Biogeozönose charakteristischen und im Hinblick auf die jeweilige spezielle Fragestellung wesentlichen Kompartimente sowie deren Relationen enthalten. Es ist notwendig, den Modellcharakter des Ökosystems zu betonen, denn hierauf beziehen sich die im Freiland gewonnenen Untersuchungsergebnisse. Bei Rückschlüssen vom Verhalten des Ökosystems auf die abgebildete Biogeozönose ist zu berücksichtigen, daß das Ökosystem niemals ein isomorphes, sondern immer nur ein homomorphes Abbild der Biogeozönose sein kann (ULRICH 1974), d. h. im Modell sind Objekte der Realität derart zu Kompartimenten zusammengefaßt, daß nicht jedem ein eindeutiges Abbild im System entspricht.

3. Ableitung eines Bezugsökosystems

Zur Klärung ökotoxikologischer Fragen muß durch gezielte Auswahl von Kompartimenten und Interaktionen ein geeignetes Ökosystem abgeleitet werden. Jene muß insofern für die diesem zugrunde liegende Biogeozönose repräsentativ sein, als es wesentliche unter einem integrierenden Konzept miteinander verknüpfte Strukturen und Prozesse umfaßt. Als solche wurden wegen ihrer Bedeutung für Funktionsfähigkeit und Persistenz von Ökosystemen (entsprechend REICHLE et al. 1975) und aus pragmatischen Gründen (Meßbarkeit, zu erwartende Individuendichte, vorhandene Informationen über Empfindlichkeit gegenüber Chemikalien, taxonomische Bearbeitbarkeit) folgende Kompartimente und Funktionen ausgewählt (Abb. 1a): die Pflanzen als Primärproduzenten; die Mikroorganismen als Zersetzer der toten organischen Substanz, die Milben, Collembolen und Enchytraeiden als überwiegend saprophage Bodentiere mit in der Regel hohen Abundanz, die einen allgemein angenommenen, wenn auch erst wenig verstandenen Einfluß auf die Prozesse des Stoffumsatzes ausüben (ANDERSON, INESON 1984), sowie die Raubmilben-Gruppe *Gamasina*.

Die konzeptionelle Verknüpfung der Kompartimente erfolgt exemplarisch für einen Stoffkreislauf an Hand des Stickstoffhaushalts (Abb. 1b). Hierzu werden die in den Kompartimenten gespeicherten N-Mengen erfaßt. Daneben interessieren aber vor allem die die Speicherinhalte verändernden Flüsse. Sie werden außer durch Eintrag mit dem Niederschlag und Austrag mit dem Sickerwasser über N-Nettomineralisation, Proteaseaktivität und Nitrifikation abgeschätzt (SCHULZ et al. 1985a, b). Die für viele Standorte bedeutsamen N-Verluste und -Gewinne durch Denitrifikation einerseits und Bindung atmosphärischen Stickstoffs andererseits müssen und können prinzipiell berücksichtigt werden. Sie spielen in unserer Biogeozönose jedoch keine Rolle.

Als externe Faktoren wirken insbesondere Niederschlag und Temperatur auf das System. Sie werden ebenso wie das austretende Sickerwasser kontinuierlich gemessen. Die Wirkung einer Toxe setzt primär an einem oder mehreren biotischen Kompartimenten des Ökosystems an (Abb. 1c).

Wegen der Verknüpfung der Kompartimente können indirekte und Folgewirkungen mit erheblicher Zeitverzögerung eintreten.

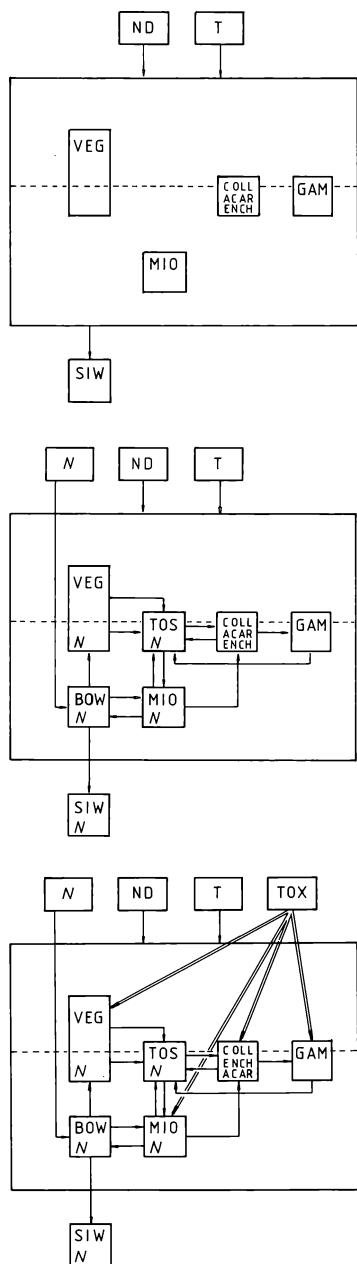


Abb. 1: Das Bezugsökosystem.

- Die biotischen Kompartimente des Bezugsökosystems
 - Verknüpfung der biotischen Kompartimente des Bezugsökosystems durch den Stickstoffkreislauf.
 - Angriffsorte einer toxischen Chemikalie im Bezugsökosystem
- N = Stickstoff
 ND = Niederschlag
 SIW = Sickerwasser
 TOX = Toxische Chemikalie
 VEG = Vegetation
 TOS = Tote organische Substanz
- COLL = *Collembola* (Springschwänze)
 ACAR = *Acari* (Milben)
 ENCH = Enchytraeen
 GAM = *Gamasina* (Raubmilben)
 MIO = Mikroorganismen

Für die praktischen Untersuchungen wählten wir einen Ödland- oder Ruderal-Standort aus, der einen für urbanindustrielle Regionen charakteristischen Typ darstellt. Ruderalbiogeozönosen befinden sich in der Regel in frühen Entwicklungsstadien, in denen rasche Veränderungen sowohl des Artenspektrums als auch spezifischer Leistungen wie Stoffproduktion, Mineralisation und 'Recycling' stattfinden. Ihre Organismengemeinschaften sind sehr regenerationsfähig. Man kann sie daher leicht experimentell in einen frühen Entwicklungsstand zurückversetzen, ohne ihre charakteristischen Merkmale grundsätzlich zu verändern. Dies tun wir radikal, indem wir die Vegetation vollständig entfernen und das Bodenmaterial neu mischen, so daß lediglich Fragmente der ursprünglichen Biogeozönose in Form des toten Bodenmaterials sowie von Samen, Wurzelbruchstücken, Mikroorganismen und wenigen überlebenden Bodentieren, deren Eier und Überdauerungsstadien erhalten bleiben. Die so in einen neuen Anfangszustand versetzte Biogeozönose wird einer ungestörten sekundären Sukzession überlassen.

Um den Einfluß der Vegetationsentwicklung und der damit einhergehenden Veränderungen des Mikroklimas und des Angebots an organischer Substanz auf die Sukzession des übrigen Systems abschätzen zu können, wird auf einer Hälfte der Probefläche eine Grasmischung angesät wie in unseren früheren Rekultivierungsexperimenten (WEIDEMANN 1985). Damit wird ein Parallelsystem etabliert, das bei gleichem Bodensubstrat, Diasporenvorrat und gleichen Witterungsbedingungen hinsichtlich seiner Vegetationszusammensetzung und -struktur infolge regelmäßiger Mahd vereinfacht und kontrolliert ist. Als Bezugsökosystem dient also das Doppelsystem ruderales Sukzessionssystem - Rasensukzessionssystem.

Zur Ökotoxikologischen Analyse einer Chemikalienwirkung ist es eine notwendige Voraussetzung, das Verhalten des Ökosystems unter dem Einfluß der externen Variablen in ihrer natürlichen Schwankungsbreite zu kennen. Nur so kann ermittelt werden, welche Kompartimente und Prozesse mit welcher Geschwindigkeit meßbar auf externe Einflüsse reagieren und deshalb zur Indikation und Beurteilung von Chemikalieneinwirkungen in Frage kommen. Es wurde daher eine zweijährige Vorlaufphase ohne Belastung durchgeführt, die dem Kennenlernen der zu testenden Biogeozönosen und der Verbesserung des aus ihnen abgeleiteten Modells (Ökosystems) diene.

Die Indikation einer Chemikalienwirkung erfolgt einerseits an Hand von Struktur- und Leistungsveränderungen der Kompartimente im Systemzusammenhang. Als Meßgrößen dienen bei den Pflanzen Artenspektrum, Deckungsgrad und Wuchshöhe, bei den Bodentiergruppen Artenzusammensetzung, Abundanz und daraus abgeleitete Indizes, bei den Mikroorganismen Enzymaktivitäten und Bodenatmung. Eine Indikationsmöglichkeit besteht aber andererseits auch auf der Ebene des Subsystems N-Haushalt über die Änderung von Flußraten.

Die Ökosystemare Verknüpfung der untersuchten Kompartimente und Prozesse im N-Kreislauf bietet neben der Möglichkeit zur Indikation von Schadstoffwirkungen vor allem auch die Voraussetzung zu ihrer Beurteilung. Beurteilung heißt, die Frage zu beantworten suchen, wie sich die Beeinträchtigung eines bestimmten Kompartiments oder eines bestimmten Prozesses unter gegebenen Randbedingungen aus der ökologischen Sicht auf das Verhalten des übrigen Systems auswirkt. "Eine Schädigung eines Ökosystems besteht in einer Verringerung der normalen Energie- und Stoffkreisläufe durch ökotoxikologisch relevanten Agenzien" (HAPKE 1981, Übers. v. Verf.). Diese Definition muß erweitert werden: denn nicht nur eine Verminderung von Flüssen, sondern generell Veränderungen können eine Schädigung bedeuten. Diese kann darüber hinaus auch an qualitativen Aspekten sichtbar werden (LEVIN et al. 1984). Unsere Beurteilungskriterien orientieren sich an den Bedingungen für Funktionsfähigkeit und Persistenz terrestrischer Ökosysteme (REICHLE et al. 1975, WEIDEMANN 1985). Besonders das Ausmaß des Bioelementrecycling und die Steuerung von Umsatzraten im Hinblick auf eine optimale Nährstoffretention werden zur Beurteilung des Ökosystemverhaltens und seiner Stabilität (Persistenz) herangezogen. Die Beurteilung von Belastungen ist demnach eng mit Stabilitätskonzepten verknüpft.

Beurteilung bezieht sich also auf das untersuchte System und ist zu trennen von einer Bewertung. Bewertung setzt Zielvorstellungen und Maßstäbe voraus, die gesellschaftlich und politisch bestimmt sind und läßt sich deshalb nicht allein aus ökologischen Erkenntnissen ableiten. Der Ökologe hat zunächst Effekte zu beurteilen. Eine Bewertung dieser Effekte erfordert das Zusammenwirken von Ökologen und Politikern. Die Analyse und Beurteilung von Chemikalienwirkungen im Bezugsökosystem werden durch die mathematische Modellierung vertieft und abgesichert. Auf der Basis der im Freiland während der Vorlaufphase erhobenen Daten wurde ein Simulationsmodell des N-Haushalts entwickelt. Es ermöglicht eine Systematisierung der Beurteilung von Wirkungen externer Faktoren sowie unterschiedlicher Konzentrationen und Angriffsorte einer Chemikalie auf das System, wie sie experimentell gar nicht zu leisten wäre (MATHES, SCHULZ-BERENDT 1987).

4. Erprobung des Bezugsökosystems

Um die Eignung des abgeleiteten Ökosystems zur Indikation und Beurteilung von Umwelt-chemikalien zu testen, wurden im Frühjahr 1985 auf dem Plateau einer ehemaligen Bauschuttdeponie am Rande Bremens Untersuchungsflächen angelegt (vgl. WEIDEMANN 1985). Hierzu wurde eine 20 x 30 m große, 0,8 m tiefe Grube ausgebaggert und mit dem von Steinen und sonstigem Grobmaterial befreiten und mit Oberboden ergänzten und vermischten Boden wieder aufgefüllt (Bodenkennwerte s. Tab. 1) Nachdem der frisch aufgeschüttete Boden gesackt war, wurde am 22.5.85 (t_0) auf einem 10 m breiten Mittelstreifen 50 g Temik 5G (= 2.5 g Aldicarb/m²) ausgebracht und mit einer Harke in die oberen 5 cm des Bodens eingearbeitet. Anschließend wurde auf einer Hälfte eine Grasmischung (vgl. WEIDEMANN 1985) ausgesät. So entstanden vier Flächen zu 5 x 30 m (Abb. 2):

- REK-85 = Rekultivierungsfläche (Grasansaat) unbelastet (Kontrolle)
- SUK-85 = Sukzessionsfläche, unbelastet (Kontrolle)
- AREK-85 = Rekultivierungsfläche, mit Aldicarb belastet
- ASUK-85 = Sukzessionsfläche, mit Aldicarb belastet

Die Rekultivierungsflächen wurden am 19.7., 1.8., 11.9. und 21.10.1985 gemäht. Das Mähgut der ersten Mahd wurde von den Flächen entfernt.
An einer Schmalseite jeder Fläche befinden sich drei Beton-Lysimeter (1.5 x 1.0 x 0.8 m) mit je 5 Ausläufen zur Erfassung des Sickerwassers.

Tab. 1: Bodenkennwerte für die Probeflächen des Belastungsexperiments zum Zeitpunkt t_0 (= 22.5.1985)
Mischprobe aus 30 Einstichen/Gesamtfläche

pH(CaCl ₂)	:	6.92	C _t	:	1.60 %
CaCO ₃	:	0.48 %	N _t	:	0.09 %
Korngrößenverteilung:	S:	77.7 %	C/N	:	17.8
	U:	14.6 %	P ₁	:	13.7 mg/100 g Boden
	T:	7.7 %	K ₁	:	13.0 mg/100 g Boden
schwach lehmiger Sand,			KÄK	:	11 mval/100 g Boden
sehr schwach steinig,					
schwach grusig.					

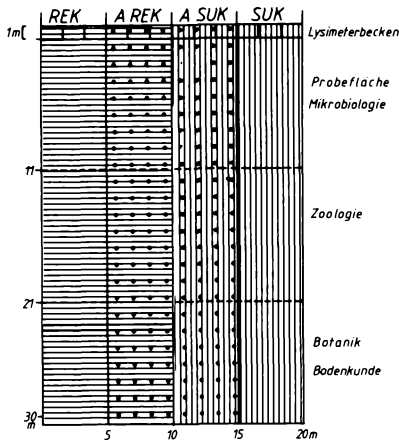


Abb. 2: Schema der Probeflächenanordnung für das Belastungsexperiment (Abkürzungen s. Text!)

Die applizierte Chemikalie, das systemische Insektizid und Nematizid Aldi-carb, zeigte Wirkungen auf alle biotischen Kompartimente (BORN, VOLLMER 1987; KOEHLER 1987). An Hand des Stickstoffhaushalts konnten Wirkungszusammen-hänge aufgeklärt und in ihrer ökosystemaren Konsequenz beurteilt werden. Der Einfluß unterschiedlicher Witterungsbedingungen auf die Chemikalienwirkung konnte an Hand des Simulationsmodells des N-Haushalts gezeigt werden (SCHULZ-BERENDT 1986; MATHES, SCHULZ-BERENDT 1987). Das vorgestellte Bezugsökosystem scheint sich nach dem bisherigen Untersuchungs- und Auswertungsstand als ein geeignetes Instrument zur ökotoxikologischen Indikation und Beurteilung einer Chemikalienwirkung zu erweisen.

Literatur

- ANDERSON J.M., INESON P., 1984: Interactions between microorganisms and soil invertebrates in nutrient flux pathways of forest ecosystems. In: (Ed. ANDERSON J.M., RAYNER A.D.M., WALTON D.W.): Invertebrate-microbial interactions. Cambridge (Cambridge Univ. Press): 59 - 88.
- AUERBACH S.J., GEHRS C.W., 1980: Environmental toxicology: issues problems, and challenges. In (Ed. WITSCHI H.): The scientific basis of toxicity assessment. (Elsevier): 23 - 39.
- BORN H., VOLLMER G., 1987: Vergleichende Analyse der Sukzession von Enchytraeen-Synusie und Bodenmikroflora unter Aldicarb-Belastung. Verh. Ges. Ökol. 16:
- DFG (Dt. Forschungsgemeinschaft), 1983: Ökosystemforschung als Beitrag zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Chemikalien. Weinheim (VCH).
- ELLENBERG H., 1973: Ökosystemforschung. Berlin (Springer): 280 p.
- HAPKE H.-J., 1981: Possibilities and limitations of ecotoxicological testing of chemicals. Toxicol. Environ. Chem. 3: 227 - 237.
- KOEHLER H., 1985: Rekultivierung als ökologisches Problem. 5. Die Entwicklung der Gamasinen-Synusie (Acari, Parasitiformes) der Deckschicht einer Bauschuttdeponie und ihre Beeinflussung durch Rekultivierungsmaßnahmen. Verh. Ges. Ökol. 13: 781 - 785.
- KOEHLER H., 1987: Die Sukzession der Acarina-Synusie eines Ruderalökosystems unter Aldicarb-Belastung. Verh. Ges. Ökol. 16: 399 - 406.
- LEVIN S.A., KIMBALL K.D., McDOWE W.H., KIMBALL S.F., 1984: New perspectives in ecotoxicology. Environ. Management 8: 375 - 442.
- MATHES K., SCHULZ-BERENDT V.M., 1987: Ein Modell des N-Haushalts zur ökotoxikologischen Analyse und Beurteilung von Chemikalieneinwirkungen. Verh. Ges. Ökol. 16: 411 - 416.
- MÜLLER J., BOLTE D., 1985: Rekultivierung als ökologisches Problem. 3. Vegetationsentwicklung auf einer Deponiedeckschicht. Verh. Ges. Ökol. 13: 767 - 772.
- ODUM E.P., 1971: Fundamentals of ecology. 3rd edition. Philadelphia (Saunders): XIV + 574 p.
- REICHEL D.E., O'NEILL R.V., HARRIS W.F., 1975: Principles of energy and material exchange in ecosystems. In: (Ed. DOBBEN W.H. van, LOWE-McCONNEL R.H.): Unifying concepts in ecology. The Hague (Junk): 27 - 43.
- SCHULZ V.M., BÖLLING C., MATHES K., 1985a: Rekultivierung als ökologisches Problem. 11. Der Einfluß von Rekultivierungsmaßnahmen auf Stickstoffmineralisation und Stickstoffretention. Verh. Ges. Ökol. 13: 809 - 815.
- SCHULZ V.M., VOLLMER G., MATHES K., 1985b: Rekultivierung als ökologisches Problem. 10. Zur ökologischen Bedeutung der Protease-Aktivität von Böden. Verh. Ges. Ökol. 13: 805 - 808.
- SCHULZ-BERENDT V., 1986: Der Stickstoff-Haushalt eines Ruderalstandortes als Grundlage der Beurteilung von Ökosystem-Veränderungen. Diss. Univ. Bremen (FB 2): 142 S.
- STÖCKER G., 1979: Ökosystem - Begriff und Konzeption. Arch. Natursch. Landschaftsforsch 19(3): 157 - 176.
- SUKACHEV V.N., 1964: Basic concepts. In: SUKACHEV V.N., DYLLIS N.: Fundamentals of forest biogeocoenology. (Translated by MACLENNAN J.M.) Edinburgh (Oliver & Boyd): 672 p.
- ULRICH B., 1974: Zu den Begriffen "System", "Ökosystem" und "Modell". Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 19: 103 - 113.
- WEIDEMANN G., 1985: Rekultivierung als ökologisches Problem. 1. Konzept und Probestflächen. Verh. Ges. Ökol. 13: 751 - 758.
- WEIDEMANN G., KOEHLER H., 1985: Rekultivierung als ökologisches Problem. 4. Die sekundäre Sukzession der Bodenzoozönose eines Ruderalökosystems und ihre Beeinflussung durch 'Rekultivierung'. Verh. Ges. Ökol. 13: 773 - 779.

Adresse:

Prof. Dr. G. Weidemann
Dr. H. Koehler
Dipl.-Math. K. Mathes
Dipl.-Biol. V. Schulz-Berendt
FB2 (Biologie: Ökologie) Univ.
Postfach 33 04 40
D-2800 Bremen 33

Die Sukzession der *Acarina*-Synusie eines Ruderalökosystems
unter Aldicarb-Belastung

Hartmut Koehler

Synopsis

A new experimental site has been established in early 1985 by excavating and refilling 30 x 20 m² to a depth of 80 cm. Half of the area was left for undisturbed succession and the other half was recultivated with grass. Each of the sites was divided into a control (SUK85, REK85) and an experimental plot (ASUK85, AREK 85), where Aldicarb (Temik 5G) was applicated in a dose of 2.5 g/m². From 22.5.85 until June 1986 soil samples (100 cm³ cores to a depth of 8 cm) were taken every two weeks and later every month. Only preliminary results are given. The soil mites reached on the control-sites very high abundances of ca. 70 000 ind./m², The *Gamasina* on REK85 45 000 ind./m². The effect of Aldicarb is very significant on the mites and rather drastic on the *Gamasina*. This becomes even more evident on the species level. Like the *Gamasina*, the *Prostigmata*, which have been determined mainly to the genus level, react sensitively and with quantitative and qualitative changes to the chemical stress.

Acari, *aldicarb*, *Gamasina*, *succession*.

1. Einführung

Im Rahmen der vom Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) geförderten Untersuchungen der Arbeitsgruppe Weidemann zur 'Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen' wurde die Eignung der *Acari* zur Indikation einer einmaligen Schadstoffapplikation geprüft. Von besonderem Interesse ist, ob langfristige Folgewirkungen dieser Maßnahme sich in der Sukzession der *Acari*-Lebensgemeinschaft des Bezugsökosystems abzeichnen.

Die Eignung der *Acari* für die bodenbiologische Prüfung von Schadstoffen oder für die Indikation von Störungen oder Eingriffen ist in zahlreichen Arbeiten belegt:

- Ermittlung des Einflusses von Pflanzenschutzmitteln (z. B. BARING 1956, 1957; DOSSE 1956; KARG 1961, 1968, 1978; RAPOPORT, SANCHEZ 1968; EDWARDS, THOMPSON 1973; DINDAL 1977; GREGOIRE-WIBO 1981).
- Auswirkung von agrotechnischen Maßnahmen (KARG 1967; FRANZ 1975; MOORE, SNIDER, ROBERTSON 1984).

Die *Acari* wurden weiterhin für die Indikation von bodenbildenden Prozessen herangezogen (BARING 1956, 1957; DUNGER 1968; KARG 1968, 1982; GHILAROV 1978; HERMOSILLA 1980).

Ein Kausalschluß von der spezifischen Struktur einer Synusie auf Umwelt- oder Bodenbedingungen ist, im Gegensatz zur Pflanzensoziologie (ELLENBERG 1974), in der Bodenzöologie bislang erst in einzelnen Fällen gelungen (STRENNKE 1952; MORITZ 1963; WAUTHY, LEBRUN 1973), da die ökologischen Valenzen der Arten nur ungenügend bekannt sind (DUNGER 1968). Entwickelte Cribatidensynusien reagieren mit Abundanzveränderungen (BARING 1957; KITAZAWA, KITAZAWA 1980) und Diversitätsänderungen (BHATTACHARYA, JOY 1980) auf Bodenbehandlung mit Insektiziden. Die Struktur der Oribatiden-Synusie wurde von KRIVOLUTSKY (1975) zur Indikation der Bodenart genutzt. *Acaridiae* sind gegen Pflanzenschutzmittel wenig empfindlich, während *Prostigmata* mit Abundanzrückgang reagieren (HEUNGENS 1968, KARG 1978).

Als Anzeiger pedologischer Veränderungen kommt insbesondere den *Gamasina* eine große Bedeutung zu, die darauf beruht, daß sie auf viele Umweltveränderungen sensibel reagieren, und daß sie als Konsumenten höherer Ordnung Veränderungen ihrer Beutepopulationen anzeigen. KARG (1967) stellte deutliche Reaktionen der Synusien auf durch Streubeseitigung hervorgerufene Mikroklimaveränderungen fest. HUHTA et al. (1979) bezeichneten die *Mesostigmata* "als wertvolle Indikatoren der Substrat-eigenschaften, ein Charakteristikum, das weniger stark bei den Nematoda und überhaupt nicht bei den Collembola ausgeprägt ist" (Übers. v. Verf.).

Die Grundlagen für eine bodenzoologische Beurteilung mit Hilfe der Cohors *Gamasina* wurden von KARG (1968) gelegt, der auch ihre Eignung als sensible Anzeiger von Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen nachwies (KARG 1978). Bei bodenbiologischen Prüfungen von Pflanzenschutzmitteln erwiesen sich die *Gamasina* als empfindliche Testorganismen (z. B. KARG 1978; PERFECT et al. 1981). Auch die Tiefenwirkung der Mittel konnte verfolgt werden (BARING 1957). Bei den Untersuchungen von DAVIS (1963) und HUHTA et al. (1979) erwies sich die Gruppe ferner als guter Anzeiger sukzessionsbedingter Veränderungen.

2. Material und Methode

Die Probeflächen liegen auf einer ehemaligen Bauschuttdeponie am Rande Bremens (WEIDEMANN 1985). Anfang 1985 wurden zwei Sukzessions- und Rekultivierungsflächen eingerichtet, jeweils eine unbelastete und eine belastete Variante: SUK-85 und REK-85 (Kontrollareal), ASUK-85 und AREK-85 (belastet). Die Behandlung erfolgte in Form einer einmaligen Gabe von 2.5 g/m² Aldicarb in Form von Temik 5G, das am 22.5.85 oberflächlich aufgebracht wurde. Die dargestellten vorläufigen Befunde erfassen einen Zeitraum von 28 Wochen (22.5.85 = t₀ bis 2.12.85). Je Variante wurden 9 Bodenproben (25 cm², 0 - 8 cm Bodentiefe, unterteilt in 0 - 4 cm und 4 - 8 cm) genommen. Die Probenahme erfolgte von Mai bis Mitte Juli in 14tägigen, dann in monatlichen Abständen. Die Bodentiere wurden mit einem Extraktionsgerät vom Macfadyen-Kanister Typ ausgetrieben (10 bis 12 d, T_{Probenunterseite} = 45 °C). Die gesamte Mesofauna wurde ausgezählt. Von den *Acari* wurden die *Gamasina* und *Oribatei* bis zur Art determiniert. Die übrigen Gruppen wurden exemplarisch auf taxonomisch unterschiedlicher Ebene behandelt.

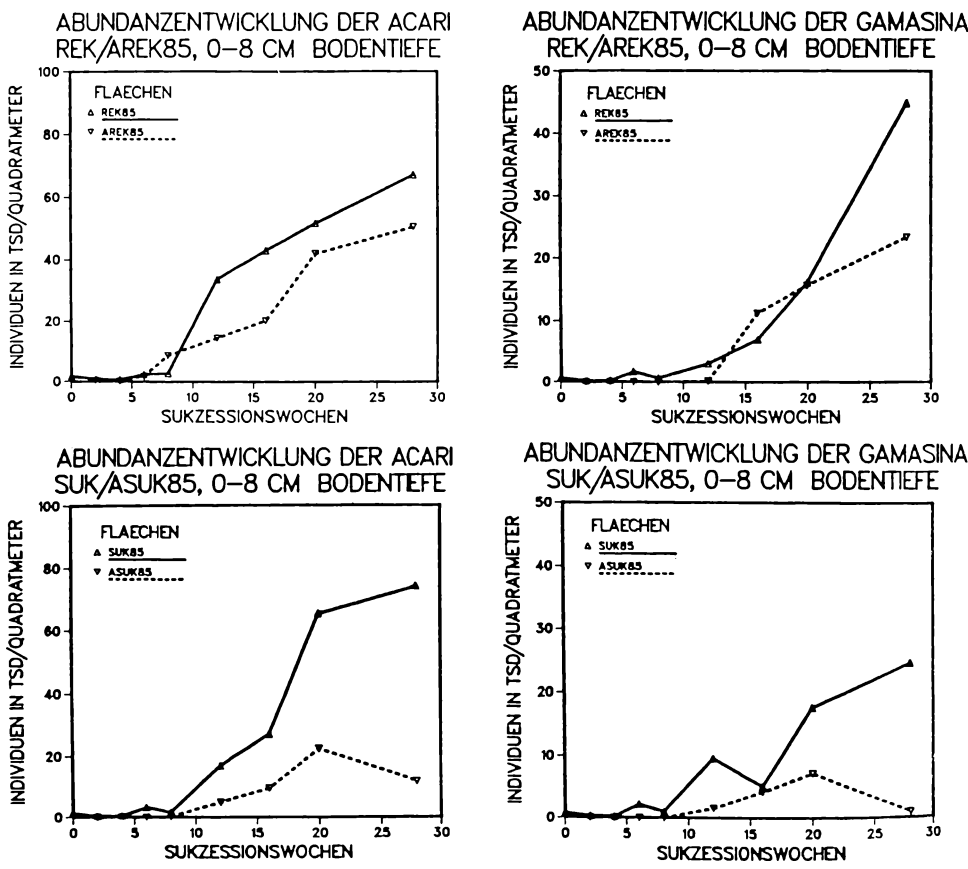


Abb. 1: Die Abundanzentwicklung der *Acari* und *Gamasina* auf REK-85 und AREK-85 (oben) und SUK-85 und ASUK-85 (unten). Sukzessionswochen ab t₀ = 22.5.85. Signifikante Unterschiede sind durch schwarze Dreiecke markiert (M-W-U-Test, P < 0.05). Durchgezogene Linie: Kontrollfläche, gestrichelt: Aldicarb-Fläche.

3. Ergebnisse

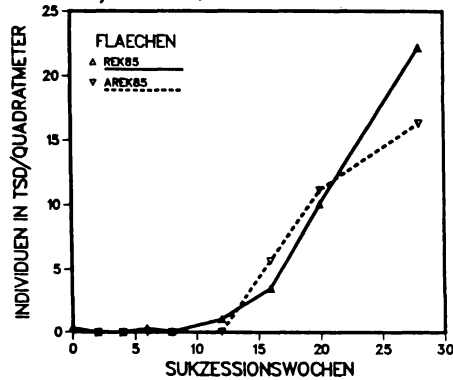
Die Abundanzentwicklung der *Acar*i (Abb. 1) ist auf den Kontrollflächen relativ stetig und führt zu Werten, die auf SUK-85 mit 66 600 Ind./m² höher und auf REK-85 mit 60 400 Ind./m² niedriger liegen, als die 1980 in einem vergleichbaren Zeitraum auf ähnlich angelegten Flächen gefundenen (KOEHLER 1985). Die Aldicarb-Applikation fördert die Abundanzentwicklung der *Acar*i von der 6. bis zur 8. Sukzessionswoche auf AREK-85. Ansonsten ist auf beiden begifteten Varianten eine deutliche, z. T. signifikante, Hemmung festzustellen, die auf ASUK-85 nach 28 Sukzessionswochen zu im Vergleich zu SUK-85 um den Faktor 6 verringerten Siedlungsdichten führt. Von der 20. bis zur 28. Sukzessionswoche ist auf ASUK-85 eine Verstärkung des die Abundanzentwicklung hemmenden Einflusses von Aldicarb zu erkennen. Dies gilt in abgeschwächtem Maße auch für REK/AREK-85, wo eine sich im Herbst abzeichnende Angleichungstendenz rückläufig wird.

Die Abundanzentwicklung der *Gamas*ina erreicht auf REK-85 mit einer Siedlungsdichte von 45 000 Ind./m² den höchsten auf der Deponie jemals gefundenen Wert. Die Abundanzdynamik ist insbesondere auf REK-85 sehr gleichförmig, während sie auf SUK-85 von einem vorübergehenden Rückgang zur 16. Sukzessionswoche geprägt ist. Die Aldicarb-Applikation verhindert auf den belasteten Flächen AREK-85 und ASUK-85 bis zur sechsten Probe-
nahme (12 Sukzessionswochen) jede Entwicklung der *Gamas*ina. In der Boden-
tiefe von 4 - 8 cm dauert diese 100 %ige Hemmung auf AREK-85 bis zur 20. Sukzessionswoche an. Von der 12. bis zur 16. Sukzessionswoche steigen die Abundanzen der *Gamas*ina auf AREK-85 von Null auf Werte, die jene der Kontrollfläche vorübergehend übertreffen (0 - 12 cm Bodentiefe). Die hier nicht näher dargestellte Konstanz (auf Bodenschichten bezogen) liegt jedoch auf den A-Flächen immer unter jener der Kontrollfläche, solange diese nicht 100 % erreicht. Dieser Wert kann auf beiden Flächen gleich-
zeitig erreicht werden.

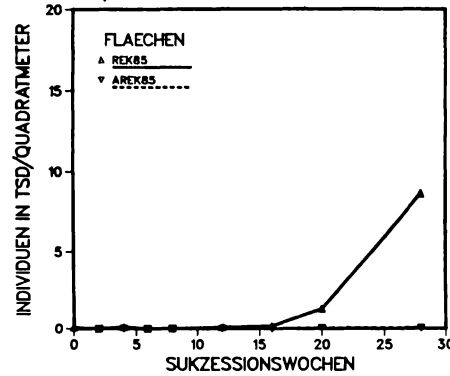
Tab. 1: Artenliste der *Gamas*ina

Code-Nr.	Arten	Vorkommen	
		Kontrolle	Aldicarb
1	<i>Arctoseius cetratus</i> (SELLNICK,1940)	•	•
2	<i>Parasitus eta</i> OUDEMANS & VOIGTS,1904	•	•
3	<i>Sejus borealis</i> (BERLESE,1904)	•	•
4	<i>Althiphis siculus</i> (OUDEMANS,1905)	•	•
5	<i>Rhodacarellus silesiacus</i> WILLMANN,1935	•	•
6	<i>Sejus necorniger</i> (OUDEMANS,1903)	•	•
7	<i>Macrocheles carinatus</i> (C.L.KOCH,1839)	•	•
8	<i>Macrocheles glaber</i> (BREG. & KOROLOVA, 1960)	•	
9	<i>Hypoaspis aculeifer</i> (CANESTRINI, 1883)	•	•
10	<i>Hypoaspis angusta</i> KARG,1965	•	
11	<i>Ameroseius corbiculus</i> (SOWERBY,1806)	•	
12	<i>Iphidozercon gibbus</i> BERLESE,1903		•
13	<i>Sejus serratus</i> (HALBERT,1916)	•	•
14	<i>Arctoseius minutus</i> (HALBERT,1915)	•	
15	<i>Arctoseius stammeri</i> BERNHARD,1963	•	
16	<i>Rhodacarus ancorae</i> KARG,1971	•	
17	<i>Rhodacarus calcarulatus</i> BERLESE,1921	•	•
18	<i>Pergamasus</i> : <i>P.misellus</i> , <i>P.digitulus</i> , <i>P.vagabundus</i>	•	
19	<i>Pergamasus quisquiliarum</i> (CAN.,1882)	•	
20	<i>Parasitus coleoptratorum</i> (L.) s. OUD.,1908	•	•
21	<i>Parasitus lunulatus</i> (J.MÜLLER,1859)	•	
22	<i>Geholaspis mandibularis</i> (BERLESE,1904)	•	
23	<i>Gamasolaelaps excisus</i> (C.L. KOCH,1879)	•	
24	Nicht determinierte Juvenile	•	•
Die Codenummern beziehen sich auf die Zahlen der Dominanzrangkurven, Abb. 3.			

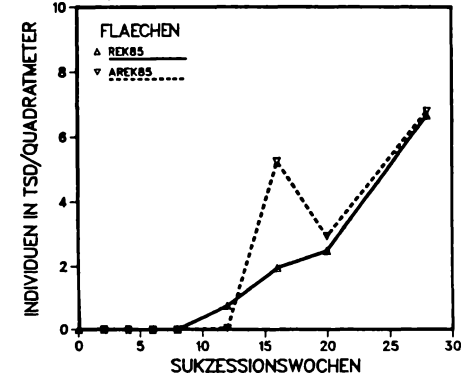
ABUNDANZENTWICKLUNG DER *A.CETRATUS*
REK/AREK85, 0–8 CM BODENTIEFE



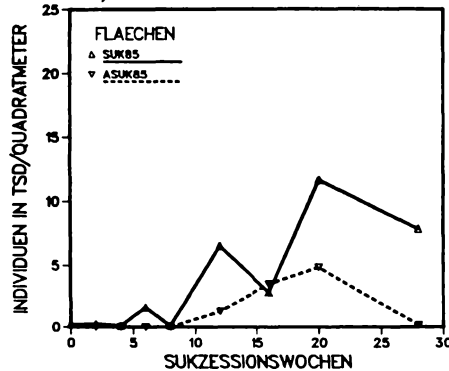
ABUNDANZENTWICKLUNG DER *A.SICULUS*
REK/AREK85, 0–8 CM BODENTIEFE



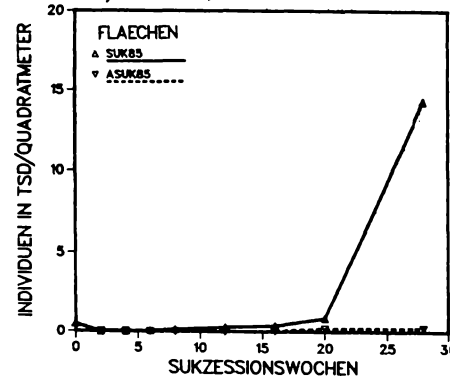
ABUNDANZENTWICKLUNG DER *P.ETA*
REK/AREK85, 0–8 CM BODENTIEFE



ABUNDANZENTWICKLUNG DER *A.CETRATUS*
SUK/ASUK85, 0–8 CM BODENTIEFE



ABUNDANZENTWICKLUNG DER *A.SICULUS*
SUK/ASUK85, 0–8 CM BODENTIEFE



ABUNDANZENTWICKLUNG DER *P.ETA*
SUK/ASUK85, 0–8 CM BODENTIEFE

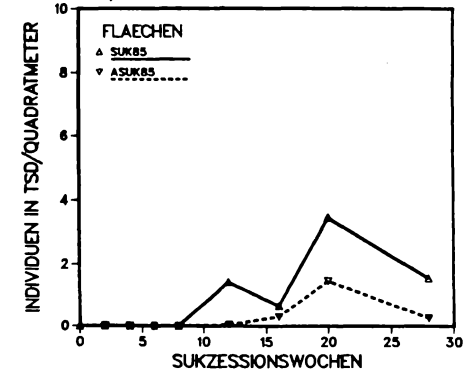


Abb. 2: Die Abundanzentwicklung von drei *Gamasina*-Arten auf REK-85 und AREK-85 (oben) und SUK-85 und ASUK-85 (unten). Sukzessionswochen ab $t_0 = 22.5.85$. Durchgezogene Linie: Kontrolle, gestrichelt: Aldicarb-Fläche.

Auf Artebene zeigen sich z. T. deutliche bis katastrophale Beeinträchtigungen der Populationsentwicklung durch die Aldicarb-Applikation. Sie kommen auf ASUK-85 stärker zum Tragen als auf AREK-85 (Abb. 2). Die häufigste Art ist *Arctoseius cetratus*, deren Entwicklung auf AREK-85 nur geringfügig von der Chemikalie beeinträchtigt wird. Auf ASUK-85 jedoch ist eine erhebliche Verlangsamung der Abundanzentwicklung im Vergleich zur Kontrollfläche festzustellen. Die epedaphische Art *Alliphis siculus* wird in den Versuchen von Aldicarb fast vollständig unterdrückt, während die ebenfalls an der Bodenoberfläche lebende *Parasitus eta* auf AREK-85 zeitweise einen stärkeren Populationszuwachs erfährt als auf der Kontrollfläche.

Mit Ausnahme des nur einmal auf ASUK-85 gefundenen *Iphidozercon gibbus* sind alle auf den A-Flächen auftretenden Arten auch auf den Kontrollflächen gefunden worden (Tab. 1). Bemerkenswert ist das auf die Kontrollflächen beschränkte Auftreten der *Parasitidae* (Ausnahme: *P. eta*).

Die Entwicklung der Artenzahl der *Gamasina* ist mit derjenigen vergleichbar, die auf 1982 in ähnlicher Weise angelegten Flächen gefunden wurde. Auf REK-85 wurden zur 28. Sukzessionswoche 17 Arten gefunden, auf SUK-85 hingegen nur 5. Die Artenzahl liegt auf AREK-85 immer unter derjenigen der Kontrollfläche und erreicht in der 28. Woche AZ = 7. Auf ASUK-85 hingegen wurden zum Ende des dargestellten Untersuchungszeitraumes (28. Woche) zum ersten Mal mehr Arten (AZ = 7) gefunden als auf SUK-85 (AZ = 6). *A. cetratus* ist meistens die Art mit der höchsten Dominanz (Artencode 1, Abb. 3). Die übrigen Arten besetzen unterschiedliche, vom Sukzessionszustand und von der Chemikalienapplikation beeinflusste Dominanzränge.

DOMINANZRANGKURVEN, GAMASINA, 0-8CM

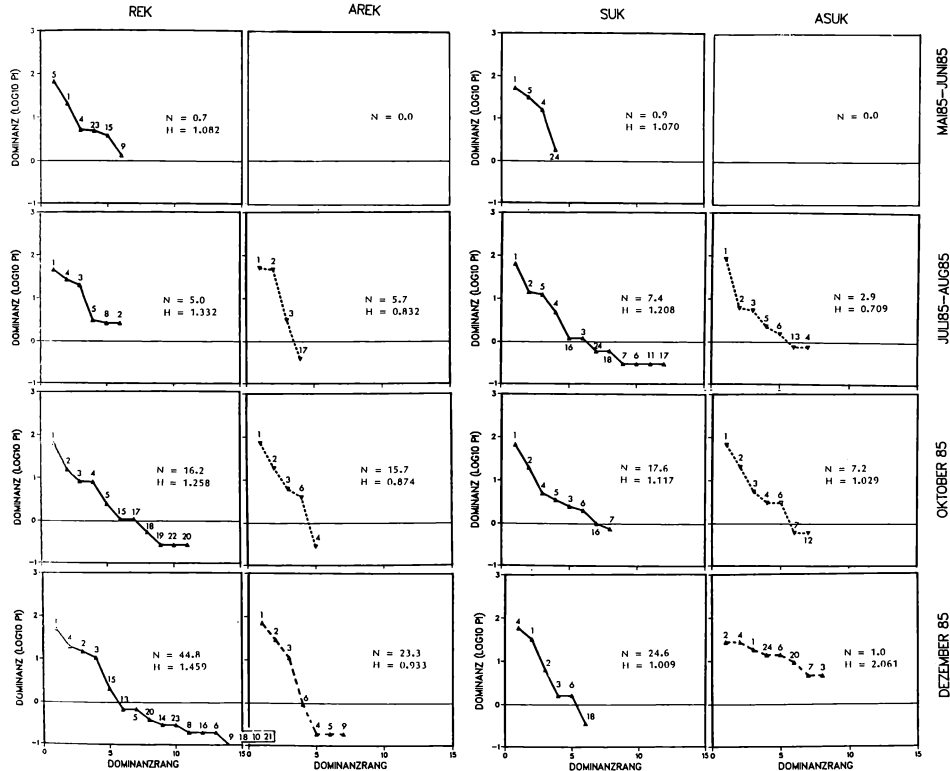


Abb. 3: Die Entwicklung des Dominanzgefüges der *Gamasina*-Synusie. Die Daten wurden für Mai bis August zu 8-Wochen-Werten zusammengefaßt. N = Abundanz in 1000 Ind./m²; H = Diversität (Shannon-Weaver-Index); die die Dominanzränge besetzenden Arten sind an Hand der Bezifferung der Kurven mit Hilfe von Tab. 1 zu identifizieren.

Die Oribatiden kommen erst in sehr geringen Siedlungsdichten von unter 1 000 Ind./m² vor. Mit 7 Arten wird auf REK-85 eine für den frühen Sukzessionsstand erstaunlich hohe Artenzahl festgestellt. *Oppia nova* ist meist eudominant. Auf den begifteten Flächen werden in zahlreichen Proben keine Oribatiden gefunden.

Die übrigen Milben wurden stichprobenweise determiniert. Die prostigmatischen Eupodidae (*Proteroneutes* spec.) und Alicorhagidiidae (*Alicorhagia* spec.) werden auf den A-Flächen in wesentlich geringeren Siedlungsdichten gefunden als auf den Kontrollflächen. Von der Chemikalienapplikation nicht betroffen sind offensichtlich die Pygmephoriden (*Bakerdania* spp., *Siteroptes* spec.). Die astigmaten Anoetiden (*Histiostoma* spp.) werden auf AREK-85 bis zur 20. Woche gegenüber REK-85 gehemmt, übertreffen jedoch zur 28. Woche mit einer Abundanz von 15 000 Ind./m² die Kontrollfläche um 9 000 Ind./m². Auf den Paarflächen SUK/ASUK-85 ist eine durchgängige Hemmung durch Aldicarb zu verzeichnen. Andere astigmaten Milben (*Rhizoglyphus* spec., *Schwiebea* spec.) treten nur in geringen Siedlungsdichten auf.

4. Diskussion

Die Befunde zeigen, daß erst langfristige Untersuchungen das Ausmaß der Folgen einer Chemikalienapplikation erkennen lassen. Denn einige der untersuchten Gruppen scheinen sich nach 5 Monaten von der anfänglichen z. T. schwerwiegenden Beeinträchtigung ihrer Entwicklung zu erholen und ihre Abundanz gleich den denen der Kontrollfläche an. Doch nach 7 Monaten wird die Entwicklung der Tiere insbesondere auf ASUK-85 erneut stark negativ beeinflusst. Dies kann mit dem herbstlichen Laubfall derart zusammenhängen, daß die in den Pflanzenteilen gespeicherte Chemikalie erneut auf den Boden gelangt. Diese Hypothese muß durch Aldicarb-Analysen geprüft werden.

Der Versuchsansatz mit einer rekultivierten und einer der natürlichen Sukzession überlassenen Fläche zeigt, daß bei gleichem Sukzessionsalter und gleichen pedologischen Bedingungen die Aldicarb-Applikation sehr unterschiedlich wirken kann. So reagiert z. B. *P. eta* auf der Sukzessionsfläche mit einer Verlangsamung des Populationswachstums auf die Chemikalie, während auf AREK-85 kein negativer Effekt deutlich wird. Die Phytozönose und die durch sie modifizierten abiotischen Verhältnisse haben somit einen deutlichen Einfluß auf die Reaktion der Art.

Die Probenahme aus mehreren Bodentiefen belegt eine starke Wirkung der Chemikalie in der Tiefe von 4 - 8 cm. Es kann keine Aussage darüber gemacht werden, ob dies durch eine größere Empfindlichkeit der euedaphischen Arten, durch eine intensive Exposition oder durch Nahrungsketteneffekte verursacht wird. Die in der Literatur betonte gute Eignung der *Gamasina* für eine vielschichtige Indikation eines Schadstoffeinflusses kann bestätigt werden. Auch die *Prostigmata* scheinen spezifisch mit Veränderungen des Artenspektrums und nicht nur mit Abundanzänderungen zu reagieren.

5. Zusammenfassung

Die Aldicarb Applikation hat auf die Entwicklung der *Acar*-Synusie eine z. T. deutlich nachweisbare Wirkung, die zumindest auf einer der beiden Teilflächen des REK-SUK-Bezugsökosystems offensichtlich wird. Eine Beeinträchtigung der Abundanzentwicklung auf den A-Flächen wird besonders während der Anfangsphase und als Späteeffekt mit der letzten Probenahme des Berichtszeitraumes im Dezember 1985 (28. Sukzessionswoche) evident. Auf Artebene zeigen sich sowohl qualitative als auch quantitative Unterschiede der A- zu den Kontrollflächen. Die Artenzahl auf den A-Flächen ist insgesamt geringer als auf den unbehandelten Varianten.

Die Auszählbarkeit wurde tatkräftig unterstützt von Dirk Bolte, Johannes Schettler-Wiegel, Michael Puschnig und Markus Beckmann, der auch die Bestimmung der Oribatiden besorgte.

Literatur

- BARING H.H., 1956: Die Milbenfauna eines Ackerbodens und ihre Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel. 1. Teil: Ökologische Betrachtungen über die Milbenfauna des Bodens im Leinetal. Z. angew. Entom. 39: 410 - 444.
- BARING H.H., 1957: Die Milbenfauna eines Ackerbodens und ihre Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel. 2. Teil: Der Einfluß von Pflanzenschutzmitteln. Z. angew. Entom. 41: 17 - 51.
- BHATTACHARYA T., JOY V.C., 1980: Effect of two herbicides on the soil inhabiting cryptostigmatid mites. In: (Ed. DINDAL D.L.): Soil biology as related to land use practices. Proc. 7th Int. Soil Zool. Coll. (Syracuse, N.Y.) Washington (EPA): 94 - 109.
- DAVIS B.N.K., 1963: A study of microarthropod communities in mineral soils near Corby, Northants. J. Anim. Ecol. 32: 49 - 71.
- DINDAL D.L. (Ed.), 1977: Biology of oribatid mites. Syracuse, N.Y. (State University of New York, Coll. of. Env. Sci. and Forestry).
- DOSSE G., 1956: Über die Entwicklung einiger Raubmilben bei verschiedenen Nahrungstieren (Acari, Phytoseiidae). Pflanzenschutzber. Wien 16: 122 - 136.
- DUNGER W., 1968: Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaus. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 43: 256 S.
- EDWARDS C.A., THOMPSON A.R., 1973: Pesticides and the soil fauna. Res. Rev. 45: 1 - 79.
- ELLENBERG H., 1974: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobot. 9: 97 S.
- FRANZ H., 1975: Wandel der Bodenfauna unter dem Einfluß menschlicher Aktivitäten. In: (Ed. VANEK J.): Progress in soil zoology, Proc. 5th. Inter. Coll. Soil Zoology (Prag): 25 - 29.
- GHILAROV M.-S., 1978: Bodenwirbellose als Indikatoren des Bodenhaushaltes und von bodenbildenden Prozessen. Pedobiologia 18: 300 - 309.
- GREGOIRE-WIBO C., 1981: Influence de la repartition de l'Aldicarbe sur les Microarthropodes édaphiques (Acariens et Collemboles). Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent 46: 629 - 636.
- HERMOSILLA W., 1980: Die Mesofauna verschieden alter Rekultivierungsflächen im Braunkohlentagebaugbiet der Ville. Decheniana 133: 79 - 83.
- HEUNGENS A., 1968: The influence of DBCP on the soil fauna in azalea culture. Pedobiologia 8: 281 - 288.
- HUHTA V., IKONEN E., VILKAMAA P., 1979: Succession of invertebrate populations in artificial soil made of sewage sludge and crushed bark. Ann. Zool. Fennici 16: 223 - 270.
- KARG W., 1961: Ökologische Untersuchungen an edaphischen Gamasiden (Acari, Parasitiformes). Pedobiologia 1: 53 - 98.
- KARG W., 1967: Synökologische Untersuchungen von Bodenmilben aus forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten Böden. Pedobiologia 7: 198 - 214.
- KARG W., 1968: Bodenbiologische Untersuchungen über die Eignung von Milben, insbesondere von parasitiformen Raubmilben als Indikatoren. Pedobiologia 8: 30 - 49.
- KARG W., 1978: Milben als Indikatoren zur Optimierung von Pflanzenschutzmaßnahmen in Apfelintensivanlagen. Pedobiologia 18: 415 - 425.
- KARG W., 1982: Untersuchungen über die Habitatansprüche, geographische Verbreitung und Entstehung von Raubmilbengattungen der Cohors Gamasina für ihre Nutzung als Bioindikatoren. Pedobiologia 24: 241 - 247.
- KITAZAWA Y., KITAZAWA T., 1980: Influence of application of a fungicide, an insecticide and compost upon soil biotic community. In: (Ed. DINDAL D.L.): Soil biology as related to land use practices. Office of Pesticide and Toxic Substances, EPA, Washington, D.C.: 94 - 108.
- KOEHLER H., 1985: Rekultivierung als ökologisches Problem. 5. Die Entwicklung der Gamasinen-Synusie (Acari, Parasitiformes) der Deckschicht einer Bauschuttdeponie und ihre Beeinflussung durch Rekultivierungsmaßnahmen. Verh. Ges. Ökol. 13: 781 - 785.
- KRIVOLUTSKY D.A., 1975: Oribatid mite complexes as soil type indicators. In: (Ed. VANEK J.): Prog. Soil Zool., Proc. 5th Int. Coll. Soil Zool. (Prague): 217 - 221.
- MOORE J.C., SNIDER R.J., ROBERTSON L.S., 1984: Effects of different management practices on Collembola and Acarina in corn production systems. I. The effects of no-tillage and Atrazin. Pedobiologia 26: 143 - 152.

- MORITZ M., 1963: Über die Oribatiden-Gemeinschaften norddeutscher Laubwälder unter besonderer Berücksichtigung der die Verteilung regelnden Milieubedingungen. *Pedobiologia* 3: 142 - 243.
- PERFECT T.J., COOK A.G., CRITCHLEY B.R., 1981: The effect of crop protection with DDT on the microarthropod population in a forest of the sub-humid tropics. *Pedobiologia* 21: 7 - 18.
- RAPOPORT E.H., SANCHEZ L., 1968: Effect of organic fungicides on the soil microfauna. *Pedobiologia* 7: 317 - 322.
- STRENTZKE K., 1952: Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. *Zoologica* 37: 1 - 167.
- WAUTHY G., LEBRUN Ph., 1973: Comparaison des communautés d'Oribatides des litières de chênaies. In: (Ed. VANEK J.): *Progress in soil zoology*. Prag.
- WEIDEMANN G., 1985: Rekultivierung als ökologisches Problem: 1. Konzept und Probestflächen. *Verh. Ges. Ökol.* 13: 751 - 758.

Adresse:

Dr. Hartmut Koehler
 FB2 (Biologie, Chemie) Univ.
 Postfach 330440
 D-2800 Bremen 33

Vergleichende Analyse der Sukzession von Enchytraeen-Synusie
und Bodenmikroflora unter Aldicarb-Belastung

Hartmut Born und Gerald Vollmer

Synopsis

In terrestrial ecosystems soil mesofauna and microflora are the most important groups in the breakdown of dead organic matter. Therefore these soil compartments should be suitable to detect chemical impacts as well as interior connections of the ecosystem. The development of enchytraeids and soil microflora - characterized by enzyme activities - was studied on newly established ruderal sites, one being treated with the pesticide aldicarb. Aldicarb caused some distinct effects on enchytraeid population and microbial activities. Both compartments reacted on the treatment in three steps: Inhibition of both groups of soil organisms was an evident primary effect during the first 6 to 10 weeks after application. The second phase was characterized by a lower grade of inhibition. After litter fall in October 1985 a new decrease of enchytraeid abundances and enzyme activities was found at the aldicarb plot. Numbers and activities were about 50 % below those of the control area. The possibility of secondary contamination of the upper soil layer by aldicarb metabolites in plant litter of annual vegetation is discussed. Furthermore it is examined how far the aldicarb treatment indicates relations between both compartments. It is discussed whether similar reactions upon the pesticide follow independently.

Aldicarb, enchytraeids, secondary succession, soil enzymes, soil mesofauna, soil microflora

1. Einführung

Bodenmesofauna und Bodenmikroflora sind die für den Abbau organischer Substanz entscheidenden Organismengruppen in terrestrischen Ökosystemen. Die Steuerfunktion der Bodenfauna für den Streuabbau durch Mikroorganismen erfolgt im wesentlichen durch:

- Zerkleinerung, Vermischung und Eintragen von Streu und Boden (Substratveränderung),
- Abweidung (grazing) der Mikroflora,
- Verbreitung der Mikroflora und deren Sporen (VISSER 1985).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, zu prüfen, inwieweit die beiden Kompartimente Bodenmesofauna und -mikroflora dazu geeignet sind, sowohl chemische Belastungen zu indizieren, als auch ökosystemare Zusammenhänge aufzudecken. Dazu wurde von zwei - eine wurde mit dem Pestizid Aldicarb belastet - in der Anfangsphase einer sekundären Sukzession befindlichen Ruderalflächen die Entwicklung der Enchytraeiden-Population und der Mikroflora an Hand von Bodenenzymaktivitäten untersucht.

Die Dehydrogenase-Aktivität ist ein Maßstab der mikrobiellen Aktivität in Böden, in denen keine anaeroben Verhältnisse herrschen (THALMANN 1968). Die Bedeutung der Proteasen im Boden liegt in ihrer Beziehung zum Stickstoffhaushalt (HOFMANN, HOFFMANN 1966). Eine hohe Protease-Aktivität läßt auf eine hohe Stickstoffmineralisation schließen und kann unter Umständen auch als Maß dafür eingesetzt werden (SCHULZ et al. 1985). Auf Grund teilweiser hoher Abundanz von bis 250 000 Ind./m² und Biomassen von mehr als 5 g/m² wird angenommen, daß die Enchytraeen für das Funktionieren des Stoffkreislaufes und dessen Regulation eine wichtige Rolle spielen (O'CONNOR 1957 u. a.). Ergebnisse aus Freilandexperimenten, die überwiegend in natürlichen Biogeozönosen durchgeführt wurden, zeigen zum Teil kausale Wechselwirkungen zwischen den Enchytraeen und der Mikroflora auf (WHITTAKER 1974, STANDEN 1978). Die Abbauraten der organischen Substanz sind in Mikrokosmosversuchen bei Anwesenheit von Enchytraeiden im Vergleich zu den Kontrollansätzen ohne Würmer signifikant erhöht (STANDEN 1978). Untersuchungen über Interaktionen der beiden Gruppen auf in Anfängen der Sukzession befindlichen Ruderalflächen liegen nicht vor. Mikroorganismen reagieren häufig sensibel auf eine Belastung mit Chemikalien. Die ausgewählten Aktivitäten werden bei vielen Untersuchungen benutzt und als geeignete Variablen beschrieben (ATLAS et

al. 1978, GREAVES et al. 1980). Arbeiten, in denen die Auswirkungen von Umweltchemikalien auf Enchytraeiden untersucht werden, weisen ihnen mit ihren teilweise hohen Abundanzen, ihrer Diversität und der hohen Sensivität einzelner Arten eine gute Indikatorfunktion für anthropogene Eingriffe zu (GRAEFE 1982, BETHKE-BEILFUSS 1986).

2. Probeflächen, Methoden

Die Untersuchungen wurden auf zwei Ruderalflächen einer ehemaligen Bauschuttdeponie am Rande Bremens durchgeführt (SUK-85 = unbegiftete Kontrollfläche; ASUK-85 = mit Aldicarb behandelte Fläche; ausführliche Flächenbeschreibung siehe WEIDEMANN et al. 1987). ASUK-85 wurde mit 50 g Temik5G/m² (= 2.5 g Aldicarb/m²) behandelt. Die Bodenproben wurden zeitgleich bei anfangs 14täglicher, später monatlicher Probennahme über den Zeitraum von 28 Sukzessionswochen (Mai-Dezember 1985) aus den Tiefen 0 - 4 cm und 4 - 8 cm gezogen. Für die quantitative Erfassung der *Enchytraeidae* wurden mit einem Spaltbohrer (split corer) 10 Parallelproben pro Versuchsfläche nach der stratifizierten Zufallsverteilung entnommen und mit einem leicht modifizierten Verfahren nach O'CONNOR (1962) aus dem Boden extrahiert. Die Aktivitätsbestimmung der Bodenenzyme erfolgte mit naturfeuchtem Boden jeweils in 3 Parallelen, die aus einer Mischprobe (ca. 1 kg Boden) entnommen wurden. Die Dehydrogenaseaktivität wurde durch Reduktion von Triphenyltetrazoliumchlorid nach THALMANN (1968) bestimmt, die Proteaseaktivität durch Gelatineabbau nach BECK (1973).

3. Ergebnisse und Diskussion

Betrachtet man den Verlauf aller Kurven, ergeben sich erstaunliche Parallelen zwischen der Entwicklung der Enchytraeensynusie und der der Mikroflora. Diese Beobachtung weist auf ein ähnliches Reaktionsverhalten beider Organismengruppen gegenüber abiotischen Umweltfaktoren (Trockenheit, Temperatur) und Zufuhr organischer Substanz sowie auf eine direkte Wechselwirkung hin. Für die verzögerte Anfangsentwicklung beider Populationen auf SUK-85 (siehe Abb. 1 - 6) ist in erster Linie die anhaltende Trockenheit bis Anfang Juni verantwortlich (Mai 1985: nur 32 mm Niederschlag $\approx$ 57 % des langjährigen Mittels). Gut Feuchtebedingungen (Juni: 149 mm, 'Regenrekord'; 253 % des langjährigen Mittels) bei steigenden Temperaturen, ausgebildeter Pioniervegetation und damit verbundener beginnender Zufuhr organischer Substanz sorgen während der Sommermonate für den Anstieg der Enchytraeidenabundanzen und der Bodenenzymaktivitäten. In dieser Phase der Entwicklung erscheint eine Interaktion beider Gruppen als wahrscheinlich: Untersuchungen von NIELSEN (1962) zur Ernährungsweise der Enchytraeen zeigen, daß ihnen bereits durch Mikroorganismen aufgeschlossene organische Substanz und Mikroben selbst als Nahrung dienen. Die Fraßtätigkeit und Wanderung der Enchytraeiden im Boden ruft ebenso wie die Aktivität anderer Bodenorganismen wiederum eine Verbreitung der Bakterien und Pilze sowie deren Sporen und eine Stimulierung der Aktivitäten hervor (WHITTAKER 1974).

Auf diese Weise erklärt sich auch der exponentielle Anstieg der mikrobiellen Aktivitäten nach Beginn des Streufalls im Oktober (Abb. 2 + 3). Dies ist einer weiteren Entwicklung der Enchytraeiden bis zum Dezember förderlich. Betrachtet man Abb. 7 - 9, so zeigt sich, daß der Grad der Hemmung auf ASUK-85 gegenüber SUK-85 bei beiden Organismengruppen über den gesamten Untersuchungszeitraum gleich hoch ist. Abb. 2 + 3 zeigen als deutlichen Primäreffekt durch Aldicarb eine direkte Hemmung der Mikroflora in der oberen Bodenschicht (0 - 4 cm). MAKAWI et al. (1979) berichten über eine Depression von Ammonifizierern im Boden, MALKOMES et al. (1977) von einer Hemmung der Dehydrogenaseaktivität. Allerdings sind auch Erhöhungen der Keimzahlen unter Aldicarb-Einfluß möglich (MALKOMES et al. 1977). Während auf SUK-85 hohe Niederschlagsmengen nach der anfänglichen Trockenheit für einen deutlichen Anstieg der Enzymaktivitäten sorgen, erscheint die Entwicklung auf ASUK-85 gebremst, vermutlich bedingt durch den steigenden Anteil der gelösten Menge des Aldicarbs im Bodenwasser. COPPEDGE et al. (1975) zeigen, daß steigende Bodentemperaturen und -feuchten eine erhöhte Freilassungsrate von Aldicarb aus den Granulatkörnern bedingen. Auf Grund guter Feuchtebedingungen erfolgt eine rasche Umwandlung des Aldicarbs in die für Enchytraeen giftigeren Metabolite Sulfoxid und Sulfon, die verstärkt in die tieferen Bodenschichten ausgewaschen werden (Porozynski mündl. Mitt.). So erklärt sich möglicherweise die hohe Zahl der Enchytraeiden in der 0 - 4 cm-Bodenschicht (Abb. 1) auf ASUK-85, auf der trotz kurzzeitiger oberflächiger Austrocknung Anfang Juli (nur 22 mm Niederschlag in den ersten 14 Tagen) die Enchytraeen im Gegensatz zu SUK-85 eine Vertikalwanderung in die untere Schicht (Abb. 4) vermeiden.

BODENSCHICHT 0 - 4 CM

BODENSCHICHT 4 - 8 CM

BODENSCHICHT 0 - 8 CM

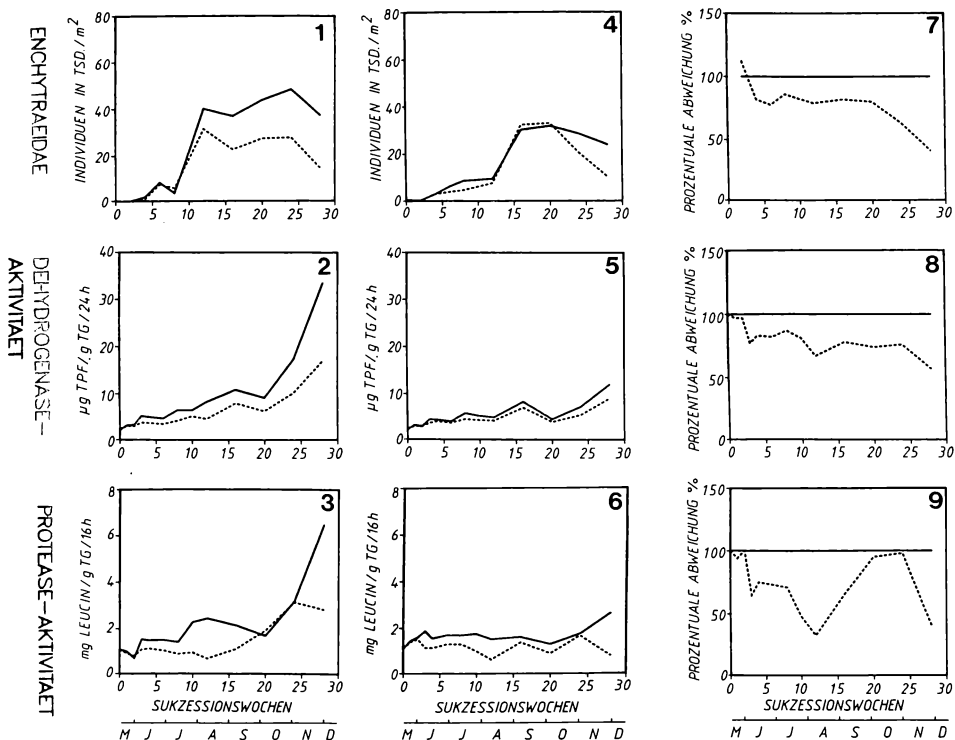


Abb. 1 - 9: Entwicklung der Enchytraeen-Populationen und der Boden-enzymaktivitäten Dehydrogenase und Protease, aufgeteilt nach den Bodenschichten 0 - 4, 4 - 8, 0 - 8 cm.

— Suk 85, --- ASuk 85.

$$\text{Prozentuale Abweichung (\%)} = \frac{N(\text{ASuk-85})}{N(\text{Suk-85})} \cdot 100$$

Obwohl die Individuendichte auf ASUK-85 gegenüber SUK-85 (Abb. 1) in der 8. Sukzessionswoche deutlich höher ist, ist der darauf folgende Populationsanstieg auf ASUK deutlich gehemmt. Dieses Phänomen kann als Indiz für die oben beschriebene Wechselwirkung mit der Mikroflora angesehen werden, bei der in der oberen Bodenschicht ein anhaltender Hemmeffekt zu beobachten ist (Abb. 2). Dieser indirekte Effekt kann auf den Einfluß der Aldicarb-Metabolite auf die Rhizosphärenmikroflora zurückgeführt werden, die als zymogene Mikroorganismen auf der unbelasteten Fläche vermutlich für den Anstieg der Dehydrogenase-Aktivität verantwortlich sind. Eine gegenüber dem Boden vierfach höhere Konzentration an Sulfoxid und Sulfon in den Wurzeln konnte SAAD (1972) nach 2 Monaten bei Erdbeerpflanzen feststellen. Eine verminderte Mikroflora und der damit verbundene Rückgang der Mineralisationsleistung führen ebenso wie die mit Aldicarb-Sulfoxid und -Sulfon belastete organische Substanz zu einer gebremsten Populationsentwicklung der Enchytraeen.

Die oben beschriebene gegenseitige Förderung zur Zeit des Streufalls auf SUK-85 ist auf ASUK-85 offensichtlich gestört. Der Grad der Hemmung erreicht im Dezember bei den Enchytraeiden etwa 55 %, bei der Dehydrogenase 44 % und bei der Protease sogar 60 % in der Bodensäule 0 - 8 cm (Abb. 7 - 9). Da dieser Hemmeffekt in der oberen Schicht stärker und bei den Enchytraeen auch früher auftritt, liegt die Vermutung nahe, daß es sich hierbei um eine Wiederbegiftung durch oberirdische Streu handelt, die die durch die Pflanzen aufgenommenen Aldicarb-Metabolite noch enthält. SAAD (1972) fand bei Versuchen mit Erdbeerpflanzen nach einer Aldicarb-Behandlung noch 10 Monate später Rückstände von Sulfoxid und Sulfon in den Blättern. Auch in Kartoffelknollen, -blättern und -wurzeln wurden nach 90 Tagen 0,8, 4,4, 2,3 ppm Aldicarb-Abbauprodukte gefunden (ANDRAWES et al. 1971). Eine andere Ursache für die verstärkte Hemmung im November und Dezember könnte eine geschwächte Fähigkeit der beiden Populationen -

und damit des ganzen Systems - sein, auf einen hohen Input an organischem Material zu reagieren. Diese Hypothese wird zur Zeit experimentell geprüft.

Für seine Hilfe bei Probenahmen, Extraktion und Auszählen der Enchytraeen danken wir Herrn. cand.biol. Karl-Heinz Köster in Bremen.

Literatur

- ANDRAWES N.R., BAGLEY W.P., HERRETT R.A., 1971: Metabolism of 2-methyl-2-(methylthio) propion aldehyde O-(methyl-carbamoyl)oxime (TEMIK aldicarb pesticide) in potato plants. J. Agr. Food. Chem. 19: 731 - 737.
- ATLAS R.M., PRAMER D., BARTHA R., 1978: Assessment of pesticide effects on non-target soil microorganisms. Soil-Biol. Biochem. 10: 231 - 239.
- BECK T., 1973: Über die Eignung von Modellversuchen bei der Messung der biologischen Aktivität von Böden. Bayer. Landw. Jb. 50: 270-288.
- BETHKE-BEILFUSS D., 1986: Auswirkungen von Pestiziden auf den Lebenszyklus verschiedener Enchytraeus-Arten. Diplomarbeit Univ. Osnabrück.
- COPPEDGE J.R., STOKES R.A., KINZER R.E., RIDGWAY R.L., 1975: Effect of soil moisture and soil temperature on the release of Aldicarb from granular formulations. J. Econ. Entomol. 68: 208 - 210.
- GRAEFE U., 1982: Auswirkungen der 'sauren Niederschläge' auf die Bodenfauna von Waldbeständen und deren Therapie - Vorstudie für ein Handlungskonzept. Hamburg (Inst. Angew. Bodenbiologie) 1: 1 - 34.
- GREAVES M.P., POOLE N.J., DOMSCH K.H., JAGNOW G., VERSTRAETE W., 1980: Recommended test for assessing the side-effects of pesticides on the microflora. Techn. Rep. 50. Agric. Res. Council Weed Res. Organization.
- HOFFMANN E., HOFFMANN G., 1966: Determination of biological activity in soils by enzymic methods. Adv. Enzymol. 28: 365 - 390.
- MAKAWI A.A.M., ABDEL-NASSER M., ABDEL-MONEIM A., 1979: Quantitative effects of some pesticides on certain physiological groups of microorganisms in soil. Zbl. Bakteriologie. II 134: 223 - 228.
- MALKOMES H.-P., STEUDEL W., THIELEMAN R., 1977: Einfluß langjähriger Anwendung von Temik 10G (Aldicarb) in einer Zuckerrüben-Monokultur auf Bodenmikroorganismen. Nachrichtenbl. Dt. Pflanzenschutzdienst (Braunschweig) 29: 52 - 57.
- NIELSEN C.O., 1962: Carbohydrases in soil and litter invertebrates. Oikos 13: 200 - 215.
- O'CONNOR F.B., 1957: An ecological study of an enchytraeid worm population of a coniferous forest soil. Oikos 8: 161 - 199.
- O'CONNOR F.B., 1962: The extraction of Enchytraeidae from soil. In: (Ed. MURPHY P.W.): Progress in soil zoology. London (Butterworths): 279 - 285.
- SAAD F., 1972: Rückstandsdynamik des Pflanzenschutzwirkstoffes Aldicarb in Erdbeerpflanzen und im Boden. Diss. TU Berlin.
- SCHULZ V.M., VOLLMER G., MATHES K., 1985: Rekultivierung als ökologisches Problem. 10. Zur ökologischen Bedeutung der Protease-Aktivität von Böden. Verh. Ges. Ökol. 13: 805 - 808.
- STANDEN V., 1978: The influence of soil fauna on decomposition by microorganisms in blanket bog litter. J. Anim. Ecol. 47: 25 - 38.
- THALMANN A., 1968: Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenase-Aktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Landw. Forsch. 21: 248 - 258.
- VISSER S., 1985: Role of soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. In: (Ed. FITTER A.H., ATKINSON D., READ D.J., USHER M.B.): Ecological interactions in soil. Oxford (Blackwell): 297 - 318.
- WEIDEMANN G., KOEHLER H., MATHES K., SCHULZ-BERENDT V., 1987: Konzeption und Anlage eines Ökosystems zur ökotoxikologischen Beurteilung von Chemikalien. Verh. Ges. Ökol. 16: 393 - 398.
- WHITTAKER J.B., 1974: Interactions between fauna and microflora at Tundra sites. In: (Ed. HOLDING A.J., HEAL O.W., MACLEAN S.F., FLANAGAN D.W.): Soil organisms and decomposition in Tundra. Stockholm (Alokling): 183 - 197.

Adresse: FB2/Biologie Univ.
Postfach 330 440
Dipl.-Biol. Hartmut Born
Dipl.-Biol. Gerald Vollmer D-2800 Bremen 33

Ein Modell des N-Haushalts zur ökotoxikologischen Analyse
und Beurteilung von Chemikalienwirkungen

Karin Mathes und Volker M. Schulz-Berendt

Synopsis

In order to judge pollutant-caused alterations at the ecosystem level, the N-cycle during the initial phase of secondary succession was investigated. Thereby a simulation model of the N-cycle was constructed and evaluated. In May 1985 two experimental sites were established and treated differently: undisturbed plot vs. Aldicarb contaminated plot. The simulation model was used to analyse the measured effects of the pesticide. The detected consequences of Aldicarb on the NH_4^+ - and NO_3^- -contents of soil can be explained by primary effects on nitrification and vegetation. Furthermore the behaviour of the N-cycle was simulated using different climatic conditions. The results of the simulation show that the intensity and the timing of the changes of the NH_4^+ - and NO_3^- -contents of the soil depend on weather conditions, whereas the direction of changes was unaltered. These results demonstrate how systems analysis and computersimulation could be used as a method to improve ecotoxicological risk assessment of chemicals.

Aldicarb, ecotoxicology, N-cycle, simulation model

1. Einführung

Gegenstand ökotoxikologischer Forschung ist die Analyse und Beurteilung von Schadstoffeinflüssen u. a. auf der Ebene des Ökosystems (WEIDEMANN et al. 1987). Eine integrierende Betrachtung verschiedener Strukturen und Prozesse in Ökosystemen wird durch die Untersuchung von Stoffhaushalten erreicht. Da der Stickstoff und seine Verbindungen sowohl wichtig für die Pflanzenernährung als auch potentiell umweltgefährdend sind, bietet der Stickstoffhaushalt eine gute Möglichkeit, Wirkungen von Umweltchemikalien ökotoxikologisch zu beurteilen. Zur Beurteilung eines Eingriffs ist es erforderlich, seine direkten und indirekten Wirkungen sowie seine Folgewirkungen bei unterschiedlichen Randbedingungen (Witterung, Bodenverhältnisse usw.) zu analysieren. Eine derart umfassende Untersuchung ist experimentell nicht zu realisieren. Daher wurde auf der Grundlage von 2jährigen Freilanduntersuchungen der Anfangsentwicklung eines Ruderalökosystems ein Simulationsmodell des N-Haushalts entwickelt und evaluiert (MATHES 1987). In einem zweiten Versuchsansatz wurde eine Belastung der Untersuchungsflächen mit dem Biozid Aldicarb durchgeführt und die dort beobachteten Effekte an Hand des Simulationsmodells analysiert.

2. Material und Methoden

2.1 Freilanduntersuchungen

Zur Erfassung der Entwicklung des N-Haushalts mußten die Kompartimente und Prozesse, die diesen am untersuchten Standort bestimmen, vor Untersuchungsbeginn ausgewählt werden (Abb. 1). Da Vegetation und Bodeneigenschaften keine nennenswerten gasförmigen Stickstoffzufuhren oder -verluste erwarten ließen, wurden die Denitrifikation und die Bindung atmosphärischen Stickstoffs nicht berücksichtigt. Die Erhebungen zum N-Haushalt der belasteten und unbelasteten Fläche wurden von Mai 1985 bis Mai 1986 durchgeführt. Lage und Einrichtung der Versuchsflächen sowie Bodenkenndaten sind bei WEIDEMANN et al. (1987) beschrieben. Die Temperatur in 5 cm Bodentiefe wurde kontinuierlich mit einem Quecksilberfermenthermographen aufgezeichnet. Der Wassergehalt in den Bodenproben wurde gravimetrisch durch Trocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz ermittelt. Der Niederschlag wurde mit Hellmann-Regenmessern ermittelt. Das Sickerwasser wurde mit einer Betonlysimeteranlage, die pro Versuchsfläche 3 Lysimeter von jeweils 1.5 m² Oberfläche umfaßte, in 80 cm Bodentiefe aufgefangen. Zur Bestimmung von N_{min} -Gehalt, N-Nettomineralisation (NNM) und Nitrifikationsgrad (NG) wurden in Abständen von 1 - 4 Wochen aus den Tiefen 0 - 4 cm und 4 - 8 cm je Versuchsfläche 8 Proben mit Stechzylindern (100 cm³) gezogen und schichtweise Mischproben hergestellt. Die NNM wurde nach GERLACH (1973) im Brutversuch mit 3wöchiger Inkubation in Polyäthylenbeuteln am Standort bestimmt. Die Gehalte an mineralischem Stickstoff (NH_4^+ , NO_3^-) in Boden- und Wasserproben wurden mit einem Analysenautomaten (Skalar) gemessen. Der NG wurde nach

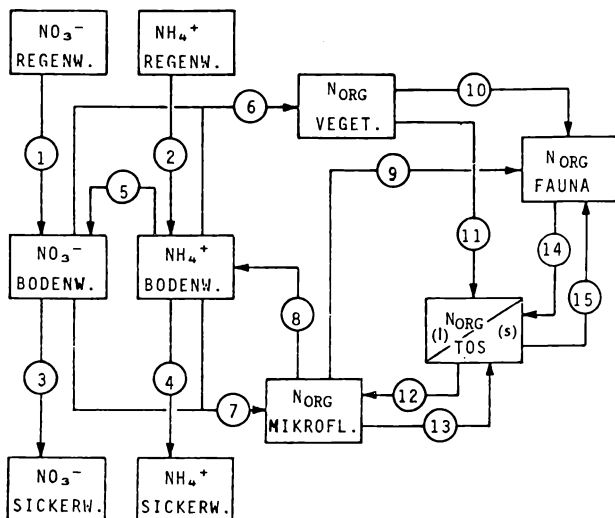


Abb. 1: Kompartimentmodell des N-Haushalts

REGENW. = Regenwasser, BODENW. = Bodenwasser,
SICKERW. = Sickerwasser,
VEGET. = Vegetation, FAUNA = Bodenmesofauna,
MIKROFL. = Bodenmikroflora, TOS = tote organische
Substanz im Boden, (I) = TOS leicht mineralisierbar,
(s) = TOS schwer mineralisierbar

- | | | |
|----------------------------------|-----------------------------|-------------------------------------|
| (1) NO_3 -N-Eintrag | (6) Aufnahme durch Pflanzen | (11) Abgestorbene Pflanzenteile |
| (2) NH_4 -N-Eintrag | (7) Immobilisierung | (12) Abbau durch Mikroorganismen |
| (3) NO_3 -N-Auswaschung | (8) Mineralisierung | (13) Abgestorbene Mikroorganismen |
| (4) NH_4 -N-Auswaschung | (9) Fraß durch Bodentiere | (14) Tierleichen u. -ausscheidungen |
| (5) Nitrifikation | (10) Fraß durch Bodentiere | (15) Abbau durch Bodentiere |

BÜCKING (1972) als prozentualer Nitratanteil nach der Inkubation zur Bestimmung der NNM errechnet. Die N-Bruttomineralisation (NBM) wurde nach einem von SCHULZ-BERENDT (1986) dargestellten Verfahren aus der Proteaseaktivität (nach BECK 1973) abgeleitet. Die N-Immobilisation (NIM) wurde nach der Formel

$$\text{NIM} = \text{NBM} - \text{NNM}$$

errechnet.

Der N-Gehalt der mikrobiellen Biomasse im Boden wurde als N-flush (JENKINSON, POWLSON 1976) mit $k_N = 0.43$ ermittelt. Die Gehalte an organischem Stickstoff in Pflanzen und toter organischer Substanz im Boden wurden mit dem Kjeltex-Analysen-System (Tecator) gemessen. Der Anteil an leicht mineralisierbarem Stickstoff der toten organischen Substanz wurde nach STADELMANN et al. (1983) bestimmt. Der Stickstoffgehalt der Bodenmesofauna (*Enchytraeidae*, *Acari*, *Collembola*) wurde auf der Grundlage von Abundanz geschätzt.

2.2 Modellierung

Das Kompartimentmodell (Abb. 1) bildete die Grundlage für das Wirkungsdiagramm des Simulationsmodells (Abb. 2). Die Wirkungszusammenhänge im Stickstoffhaushalt wurden an Hand der statistischen Aufarbeitung der auf der Sukzessionsfläche erhobenen Daten quantifiziert und überprüft. Hierbei stellte es sich heraus, daß die NH_4 -N-Auswaschung mit dem Sickerwasser nicht berücksichtigt werden mußte, da auf dem untersuchten Standort vernachlässigbar geringe Mengen Ammonium ausgewaschen werden. Es wurde angenommen, daß die Pflanzen unter den gegebenen Verhältnissen Stickstoff ausschließlich als Nitrat aufnehmen. Die Bodenfauna wurde nicht als eigenständiger Pool modelliert, da der in der Bodenfauna gespeicherte organische Stickstoff im Vergleich zu den anderen N_{org} -Pools eine untergeordnete Rolle spielt. Endprodukt der Modellierung ist ein kybernetisches Flußmodell, in dem Material- und Informationsflüsse über Netze aus Knoten und Verbindungen dargestellt sind. Das Modell bezieht sich auf die Bodentiefe 0 - 8 cm und ist in ASS (Allgemeines Simulationssystem, SIMON 1983) programmiert. Es wurde mit unterschiedlichen Schrittweiten und Integrationsverfahren zur Überprüfung der numerischen Stabilität gerechnet. Dabei erwies sich das Euler-Cauchy-Verfahren mit Schrittweite 0.001 (entspricht ca. 0.5 Std.) als numerisch stabil und wurde

NITRAT-GEHALT 0-8 CM

AMMONIUM-GEHALT 0-8 CM

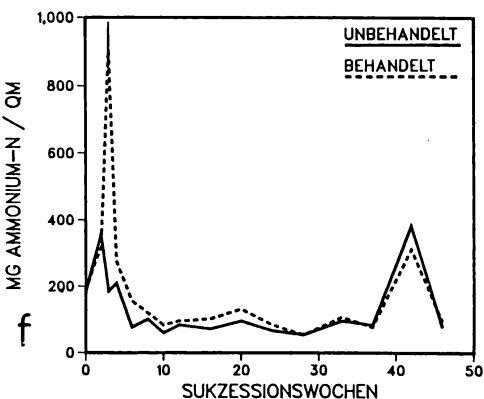
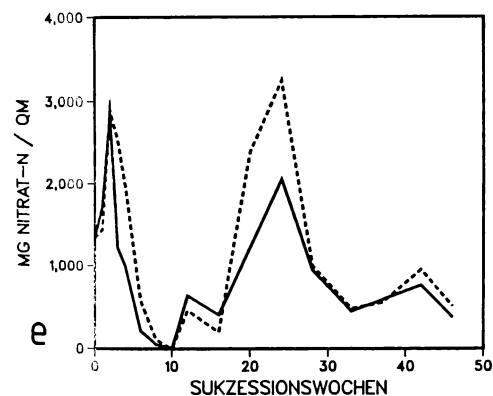
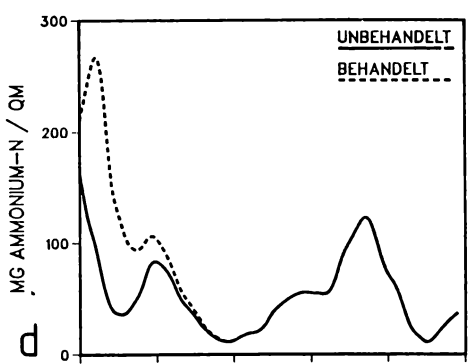
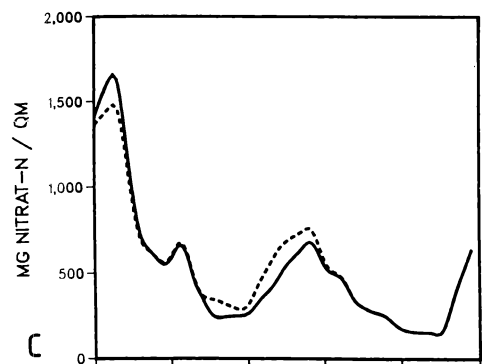
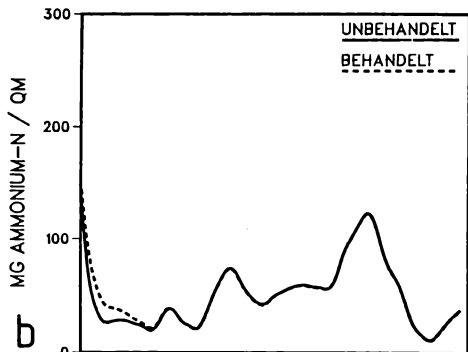
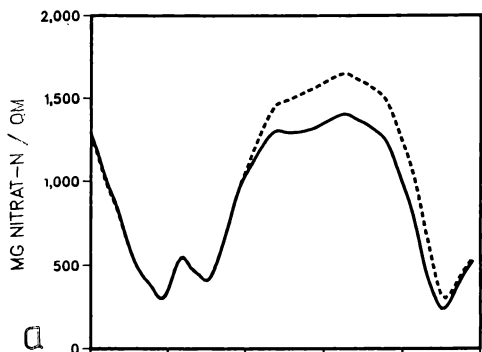


Abb. 2: Wirkungsdiagramm des Simulationsmodells des N-Haushalts.
Die Numerierung der Stoffflüsse entspricht denen des
Kompartimentmodells (Abb. 1).

anderen Verfahren vorgezogen, da diese mehr Rechenzeit benötigen. Mit dem evaluierten Simulationsmodell wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, indem entsprechend den Freilandbefunden auf der mit dem Biozid Aldicarb behandelten Fläche folgende Primärwirkungen der Belastung angenommen wurden:

- I. Reduzierung des Nitrifikationsgrades auf 42 % während der ersten 3 Sukzessionswochen.
- II. um 3 Wochen gegenüber dem Standardlauf vorgezogenes Auftreten des Winterminimums der N-Aufnahme durch die Pflanzen als Folge des frühzeitigen Alterns und Absterben der Pioniervegetation.

3. Ergebnisse

Die simulierten Folgen der eben beschriebenen Primärwirkungen werden beispielhaft für die Ammonium- und Nitratgehalte der Bodenlösung im Vergleich zu den Meßergebnissen (Abb. 3c - 3f) dargestellt. Hieraus geht hervor, daß Meßwerte und simulierte Daten nicht in allen Punkten übereinstimmen, jedoch den gleichen Trend aufweisen. So führt Aldicarb bei den NH_4^+ -N-Gehalten (Abb. 3d und 3f) zu einer deutlichen Anreicherung zu Simulationsbeginn, und bei den NO_3^- -N-Gehalten (Abb. 3c und 3e) liegt die belastete Fläche von der ca. 15. Sukzessionswoche (September) an oberhalb des Kontrollareals. Durch die Simulation wird die Dynamik der Meßergebnisse weitgehend erfaßt, sie führt aber zu einer Glättung der Extremwerte. Der Vergleich der Simulationsergebnisse eines kühl und feuchten Jahres (Mai 1985 bis Mai 1986, Abb. 3c und 3d) mit denen eines warm und trockenen Jahres (Mai 1982 bis Mai 1983, Abb. 3a und 3b) zeigt, daß die Stärke und das zeitliche Eintreten der Folgewirkungen von der Witterung abhängt. Bei der warmtrockenen Witterung kommt es, anders als bei der kühlfeuchten Witterung, nur zu einer geringen Ammoniumanreicherung zu Sukzessionsbeginn (Abb. 3b). Die Zunahme der Nitratgehalte erfolgt bei der warmtrockenen Witterung später und deutlicher als bei der kühlfeuchten Witterung.

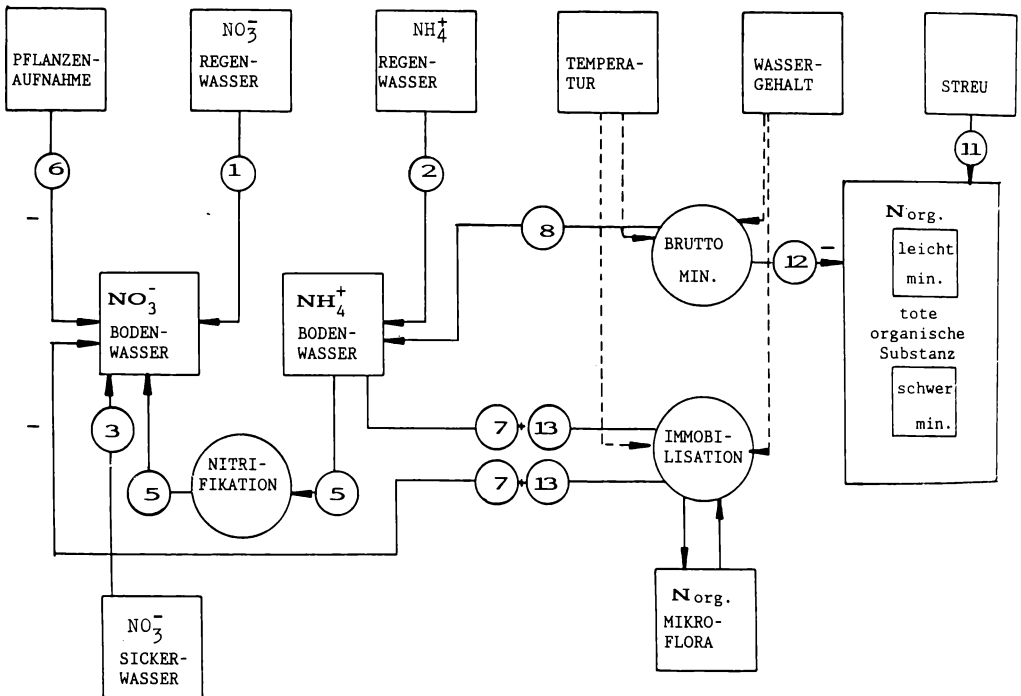


Abb. 3: Nitrat- und Ammoniumgehalte in der Bodenlösung (0 - 8 cm Bodentiefe) der unbehandelten und der mit dem Biozid Aldicarb behandelten 'Systeme' im Jahresverlauf jeweils von Mai (0. Sukzessionswoche) bis Mai des darauffolgenden Jahres (50. Sukzessionswoche).
 3a, b: Simulation mit den Witterungsbedingungen 1982/83 (warmtrocken),
 3c, d: Simulation mit den Witterungsbedingungen 1985/86 (kühlfeucht),
 3e, f: Messung in den Jahren 1985/86.

4. Diskussion

die hier nur exemplarisch dargestellten Simulationsrechnungen verdeutlichen die Anwendung des Instrumentariums der Systemanalyse und Computersimulation als Methode zum Testen von Hypothesen über mögliche Wirkkombinationen von Chemikalien, die zu den gemessenen Veränderungen auf der Ebene des Ökosystems geführt haben. Die Güte der Übereinstimmung simulierter und gemessener Folgewirkungen dient der Überprüfung der Hypothese. Bei den hier dargestellten Sensitivitätsanalysen wurde davon ausgegangen, daß Aldicarb primär auf Nitrifikation und Vegetation wirkt. Es zeigt sich, daß die gemessenen Unterschiede im NH_4^+ -N- und NO_3^- -N-Gehalt der Bodenlösung von belasteter und unbelasteter Fläche als Folge dieser Primärwirkungen erklärbar sind. Die tendentielle Übereinstimmung von Simulation und Messung darf allerdings nicht als Beweis für die alleinige Wirkung von Aldicarb auf Nitrifikation und Vegetation gewertet werden. Durch den Einbau weiterer oder anderer Kombinationen von möglichen Primärwirkungen läßt sich das Wirkungsmuster ableiten, welches die Folgewirkungen optimal erklärt.

Im Gegensatz zu experimentellen Freilanduntersuchungen, bei den i. a. die Versuchsbedingungen nicht beliebig variiert werden können, lassen sich bei Simulationsrechnungen die Folgen einer Wirkung in Abhängigkeit von unterschiedlichen Parametersätzen (Anfangsbedingungen, Witterungsbedingungen, Belastungsintensitäten) abschätzen. Die hier dargestellten Simulationsrechnungen mit unterschiedlichen Witterungsbedingungen legen die Hypothese nahe, daß der Trend der Folgewirkungen von Aldicarb witterungsunabhängig, deren Intensität und zeitliches Eintreten aber witterungsabhängig ist.

Mit der hier dargelegten Methode wird der Versuch unternommen, die qualitative Wirkung von Chemikalien prospektiv und mit einer größeren Repräsentanz für die betreffende Biogeozönose abzuschätzen. Die konzeptionelle Verknüpfung der Kompartimente und Prozesse des N-Haushalts erlaubt eine zumindest qualitative Aussage über mögliche oder zu erwartende indirekte Effekte und Spätfolgen eines Eingriffs, die bei isolierter Betrachtung einzelner Kompartimente nicht möglich wäre. Die aus Simulationsrechnungen gewonnenen Aussagen betreffen zunächst nur das Modell. Sie dienen zur Analyse von Ergebnissen und zur Hypothesenbildung über mögliche Reaktionen, die aus der Vernetzung von Wirkungszusammenhängen entstehen können. Bei der Modellierung von Ausschnitten von Biogeozönosen kann i. a. keine präzise Übereinstimmung mit entsprechenden Meßdaten, außer über rein mathematische Anpassungen, erwartet werden. Es müssen meist meßtechnisch schwer zugängliche Prozesse als Modellteile formuliert und diese wiederum entsprechend dem derzeitigen biologischen Kenntnisstand miteinander verknüpft werden. Auch wenn Simulationen keine exakten Vorhersagen liefern können (EBERHARDT 1977), so können sie doch hilfreich bei der Beurteilung von anthropogenen Eingriffen sein.

Die vorliegende Arbeit wurde durchgeführt mit Unterstützung durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie ('Bezugsökosystem Ödland', PTU 037281A).

Literatur

- BECK T., 1973: Über die Eignung von Modellversuchen bei der Messung der biologischen Aktivität von Böden. Bayer. Landw. Jb. 50: 270 - 288.
- BÜCKING W., 1972: Zur Stickstoffversorgung von südwestdeutschen Waldgesellschaften. Flora 161: 383 - 400.
- EBERHARDT L.L., 1977: Applied systems ecology: models, data and statistical methods. In: (Ed. INNS G.S.): New directions in the analysis of ecological systems. La Jolla: 43 - 55.
- GERLACH A., 1973: Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettonmineralisation. Scripta Geobot. 5: 1 - 115.
- JENKINSON D.S., POWLSON D.S., 1976: The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. Soil Bio. Biochem. 8: 209 - 213.
- MATHES K., 1987: Computersimulation: Eine Methode zur Beurteilung von Umweltbelastungen - untersucht am Beispiel eines Simulationsmodells des Stickstoff-Haushalts eines Ruderal-Ökosystems. Diss. Univ. Bremen.
- SCHULZ-BERENDT V.M., 1986: Der Stickstoff-Haushalt eines Ruderalstandorts als Grundlage der Beurteilung von Ökosystem-Veränderungen. Diss. Univ. Bremen.
- SIMON K.-H., 1983: ASS-Benutzer-Anleitung. Kassel (FB 19 GHS).

STADELMANN F.X., FURRER O.J., GUPTA S.K., LISCHER P., 1983: Einfluß von Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodentemperatur auf die N-Mobilisierung von Kulturböden. Z. Pflanzen-ernähr. Bodenk. 146: 228 - 242.

WEIDEMANN G., KOEHLER H., MATHES K., SCHULZ-BERENDT V., 1987: Konzeption und Anlage eines Ökosystems zur ökotoxikologischen Beurteilung von Chemikalien, Verh. Ges. Ökol. 16: 393 - 398.

Dr. Karin Mathes
Dr. Volker M. Schulz-Berendt
FB 2 Universität
Postfach 330440
D-2800 Bremen 33

Subletale Schädigungen terrestrischer Enchytraeiden (*Oligochaeta*, *Annelida*) durch Pflanzenbehandlungsmittel: Veränderungen der Kokonproduktion und der Eifertilität

Dorit Bethke-Beilfuß und Wilfried Westheide

Synopsis

Longevity, number of cocoons produced and hatching success of *Enchytraeus minutus* and *E. cf. globuliferus* were used to determine sublethal toxicity of the insecticide parathion and the fungicide benomyl. The animals were cultured on an agar medium, to which different concentrations of these pesticides were added. Parathion concentrations from 3 to 30 vol. % were found to be acutely toxic, and concentrations ≥ 3 vol. % reduce the number of cocoons and decrease the hatching success. None of the applied benomyl concentrations have an acute toxic effect, but 59×10^{-6} vol. % benomyl in the culture medium completely prevents hatching of animals.

Enchytraeidae, longevity, pesticides, reproduction, sublethal effects.

1. Problemstellung

Vertreter der Oligochaetenfamilie *Enchytraeidae* gehören zu den Charakterarten terrestrischer Ökosysteme. Besiedlungsdichten von mehr als 250 000 Individuen/m² (PEACHEY 1963) und Biomassen bis annähernd 10 g/m² (MÖLLER 1969, ABRAHAMSEN 1973) wurden in bestimmten Böden ermittelt. Dennoch sind Enchytraeen bisher vergleichsweise wenig bei toxikologischen Fragestellungen der Bodenökologie eingesetzt worden.

Nach der nun erfolgreichen Züchtung verschiedener *Enchytraeus*-Arten in unserem Labor und der Aufklärung ihrer Lebenszyklen (Publ. in Vorb.) erscheinen sie gerade für derartige Untersuchungen als besonders geeignet. Vor allem ihre relativ kurzen Generationsperioden und die genaue Kenntnis verschiedener Lebensdaten (z. B. Entwicklungszeit, Reifezeit, Ei- und Kokonproduktion, Eifertilität, Lebensdauer) ermöglichen die Feststellung auch geringer sublethaler Schädigungen im Rahmen einfacher toxikologischer Tests.

Aus unseren zahlreichen Untersuchungen mit Pflanzenbehandlungsmitteln werden hier dosisabhängige Veränderungen der Lebensdauer, der Zahl der abgelegten Kokons und der Fertilität der Eier in den Kokons durch das Insektizid Parathion und das Fungizid Benomyl vorgestellt.

2. Material und Methode

Versuchsarten der hier vorgestellten Experimente sind *Enchytraeus minutus* Nielsen & Christensen, 1961 und *E. cf. globuliferus* Nielsen & Christensen, 1963.

Als Züchtungs- und Untersuchungsmedium diente ein Spezialagar in Petrischalen (Ø 5 cm), als Testchemikalien dienten die Handelspräparate E 605 f und DuPont Benomyl, die für die Versuche in verschiedenen Konzentrationen gelöst im Agar enthalten waren. Bezogen auf den reinen Wirkstoffgehalt in 5 ml Testsubstrat wurden Parathionkonzentrationen von 0.003 bis 30 Vol% und Benomylkonzentrationen von 0.59×10^{-6} bis 5900×10^{-6} Vol% ausgebracht. Diese Wirkstoffgehalte können nach unseren Umrechnungen mit der 1/100 bis 100fachen unteren für das Freiland angegebenen Anwendungskonzentration verglichen werden. Die Kokonproduktion und die Fertilität wurden an jeweils 3 adulten Tieren pro Chemikalienkonzentration (5 Parallelen) für 30 Belastungstage bei einer Versuchstemperatur von 21 °C ermittelt. Die Versuchstiere wurden jeden 5. Tag auf frisch angesetztem Agar der gleichen Konzentration überführt, die Kokons auf der Petrischalenunterseite markiert und die Fertilität festgestellt.

3. Ergebnisse

3.1 Lebensdauer

Der insektizide Wirkstoff Parathion kann für die untersuchten *Enchytraeus*-Arten akut toxisch sein. Bei einer Konzentration von 30 Vol% sterben 100 % der bei Belastungsbeginn geschlechtsreifen Tiere innerhalb eines Tages. Die geringste Parathion-Konzentration, die zu einer nachweisbar kürzeren Lebensdauer führt, liegt für beide Arten bei 0.3 Vol% (Abb. 1). Die Arten reagieren unterschiedlich stark auf die Belastung: Von *E. minutus* sterben 21 % bereits bei einer Konzentration von 3 Vol% Parathion innerhalb von 5 Tagen, eine Mortalität von 69 % tritt bei *E. cf. globuliferus* erst bei 7.5 Vol% auf.

Die Schädigungen durch Benomyl liegen dagegen für die ausgebrachten Konzentrationen nur im subletalen Bereich. Artsspezifische Unterschiede zeigen sich bei der Belastung mit Benomyl besonders deutlich (Abb. 2). Schon eine Konzentration von 5.9×10^{-6} Vol% führt für *E. minutus* zu einer nachweisbar kürzeren Lebensdauer; bei *E. cf. globuliferus* ist sie erst bei 590×10^{-6} Vol% Benomyl stark vermindert. *E. minutus* stirbt bei der höchsten Benomylkonzentration nach durchschnittlich 25 Belastungstagen; *E. cf. globuliferus* lebt bei dieser Konzentration durchschnittlich 5 Tage länger.

3.2 Kokonzahl und Eifertilität

Eine deutliche Verringerung der Zahl der von *E. minutus* abgelegten Kokons zeigt sich bei einer Parathion-Konzentration von 7.5 Vol% (Abb. 3). Für *E. cf. globuliferus* konnte keine statistisch nachweisbare Verminderung der Kokonproduktion gegenüber unbelasteten Tieren durch Parathion ermittelt werden (Abb. 4). Wiederum reagiert *E. cf. globuliferus* weniger empfindlich auf Belastungen als *E. minutus*.

Hohe Benomylkonzentrationen führen noch deutlicher zu einer verminderten Ablage von Kokons. Vom 10. Belastungstag an werden von *E. minutus* bei Benomylkonzentrationen von 59×10^{-6} Vol.% nur noch wenige Kokons abgelegt (Abb. 5). Bei *E. cf. globuliferus* kommt es erst bei den beiden höchsten Benomylkonzentrationen vom 15. Belastungstag an zu einer nur noch geringen Steigerung der Kokonproduktion (Abb. 6).

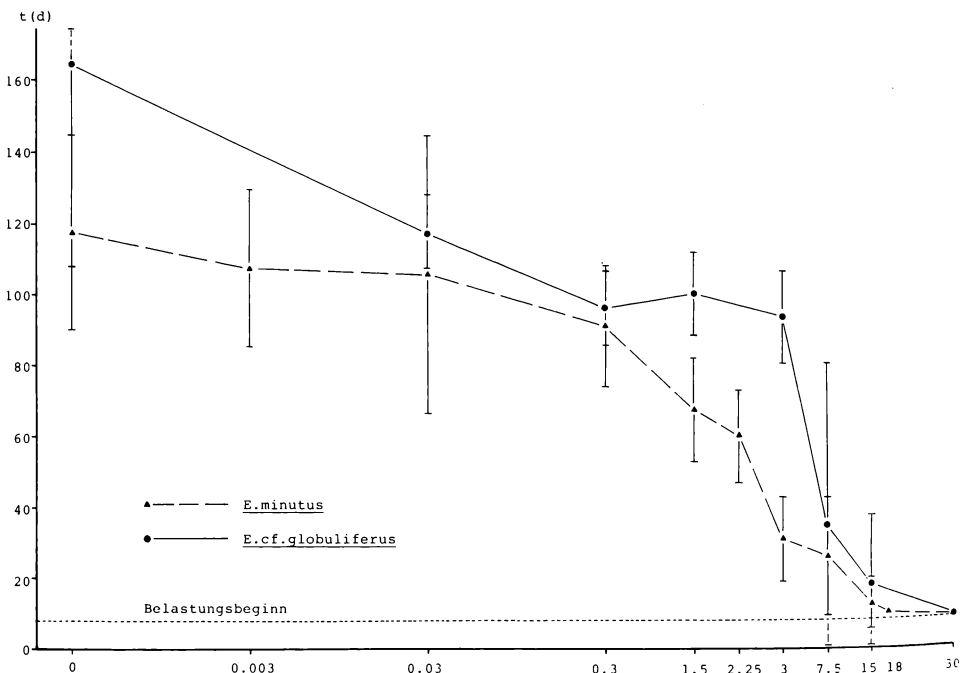


Abb. 1: Lebensdauer von *E. minutus* und *E. cf. globuliferus* in Abhängigkeit von der Parathionkonzentration.

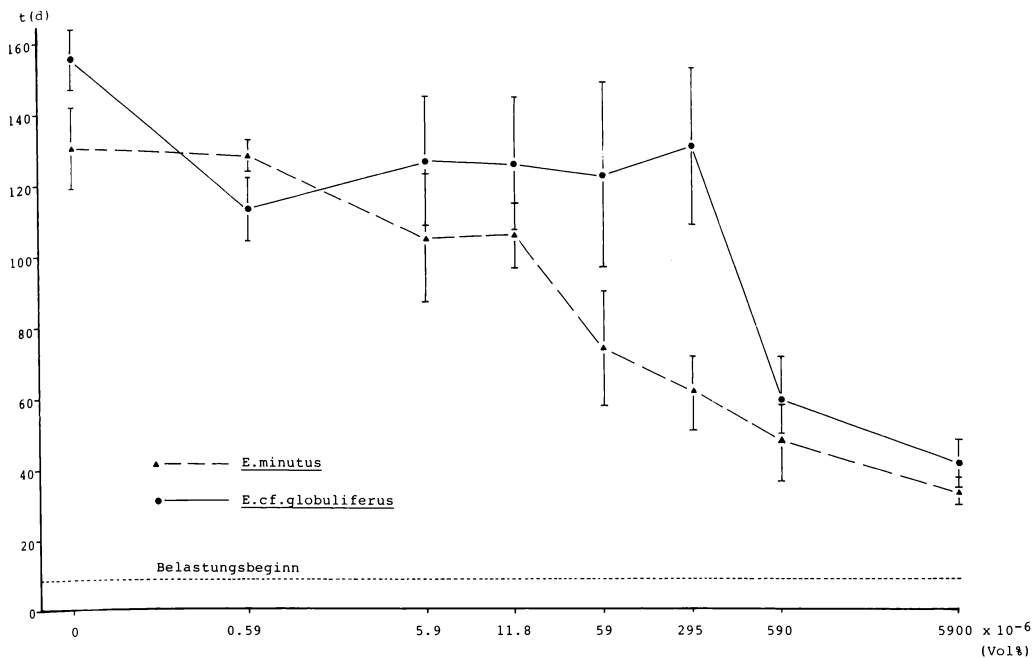


Abb. 2: Lebensdauer von *E. minutus* und *E. cf. globuliferus* in Abhängigkeit von der Benomylkonzentration.

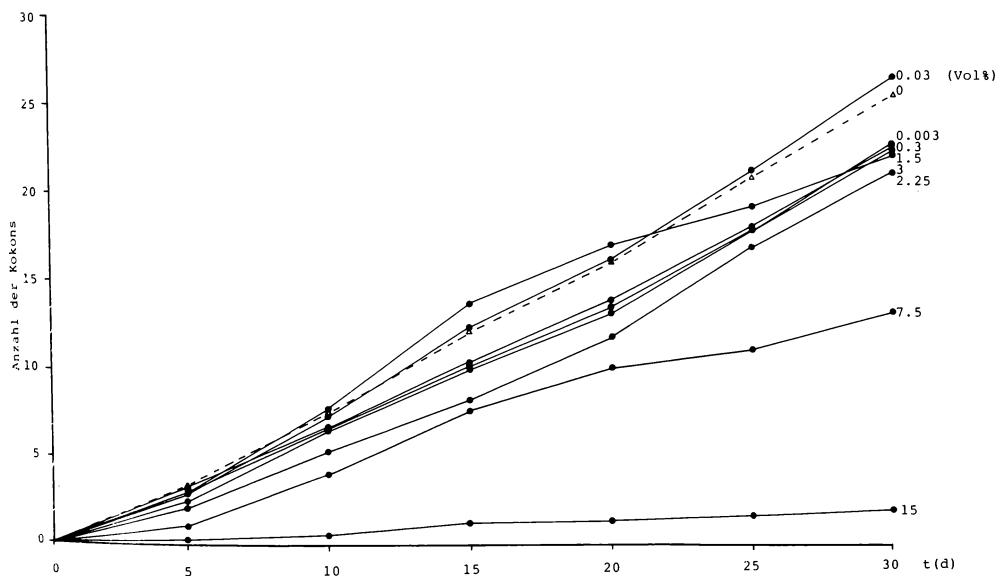


Abb. 3: Kokonproduktion von *E. minutus* bei verschiedenen Parathionkonzentrationen in 30 Belastungstagen.

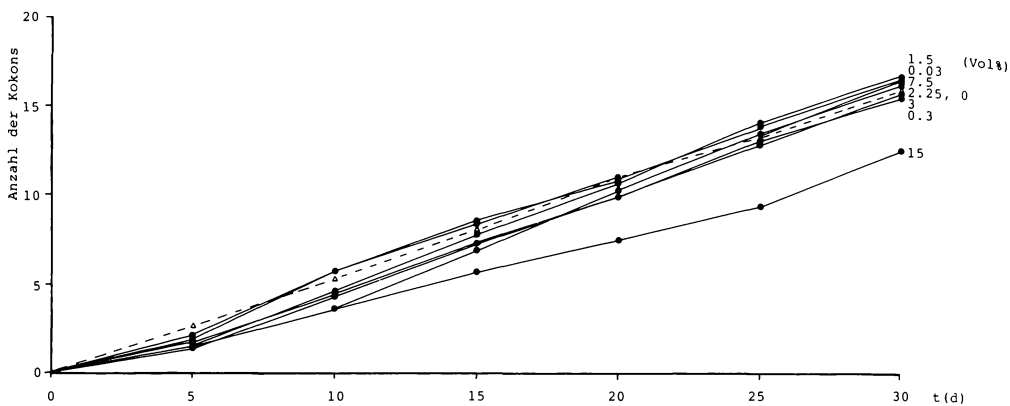


Abb. 4: Kokonproduktion von *E. cf. globuliferus* bei verschiedenen Parathionkonzentrationen in 30 Belastungstagen.

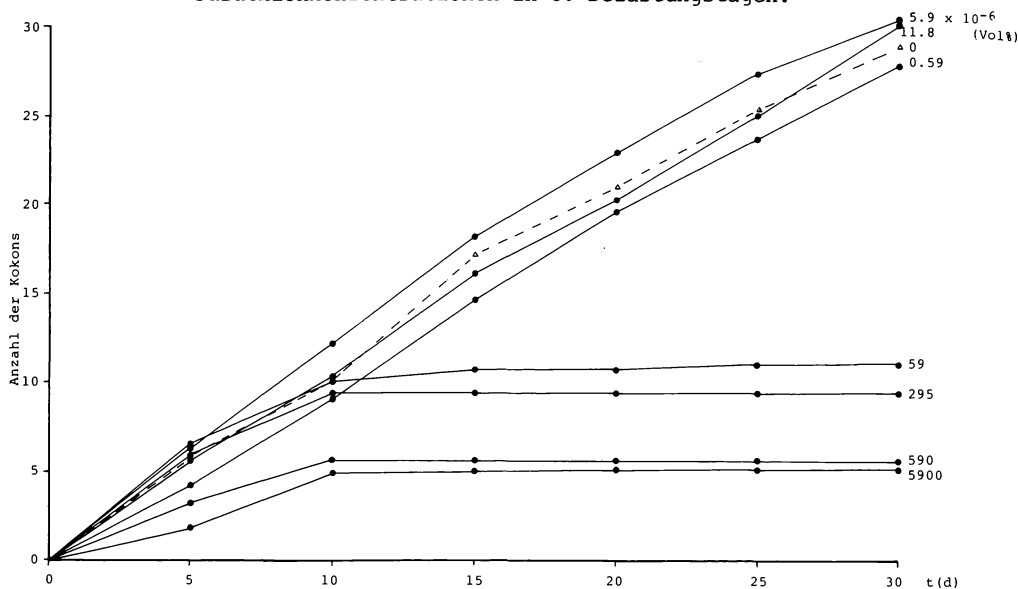


Abb. 5: Kokonproduktion von *E. minutus* bei verschiedenen Benomylkonzentrationen in 30 Belastungstagen.

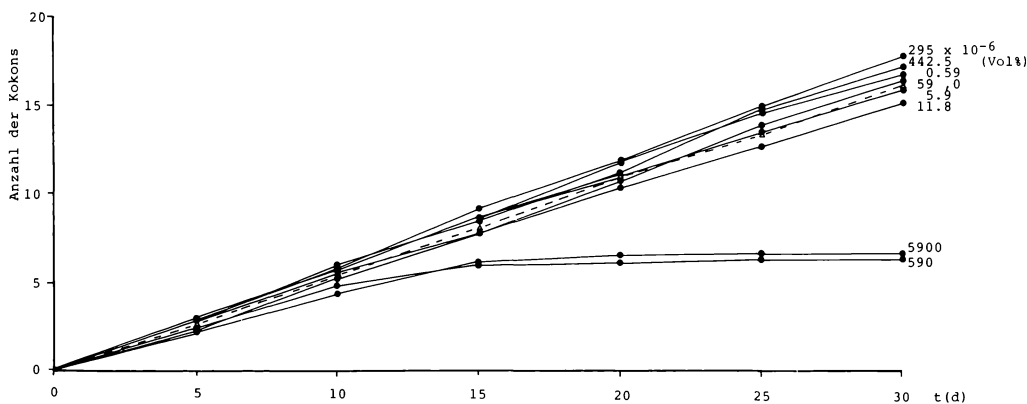


Abb. 6: Kokonproduktion von *E. cf. globuliferus* bei verschiedenen Benomylkonzentrationen in 30 Belastungstagen.

Die Fertilität der Eier in den Kokons ist bei Parathionkonzentrationen von 7.5 Vol% für *E. minutus* gegenüber der Kontrollserie um die Hälfte verringert, bei 15 Vol% ist kein Kokon mehr fertil. *E. cf. globuliferus* hat schon bei geringen Parathionkonzentrationen eine höhere Sterilität der Kokons als *E. minutus*. Bei den hohen Konzentrationen ist die Fertilität jedoch geringfügig höher als bei *E. minutus* (Abb. 7).

Die Auswirkung von Benomyl auf die Fertilität ist besonders deutlich (Abb. 8): Bei einer Konzentration von 59×10^{-6} Vol% sind alle Kokons von *E. minutus* und auch von *E. cf. globuliferus* steril. Bei geringeren Konzentrationen verändert sich die Fertilität mit einer Ausnahme (*E. cf. globuliferus* bei 11.8×10^{-6} Vol% Benomyl) aber nicht signifikant gegenüber unbelasteten Tieren.

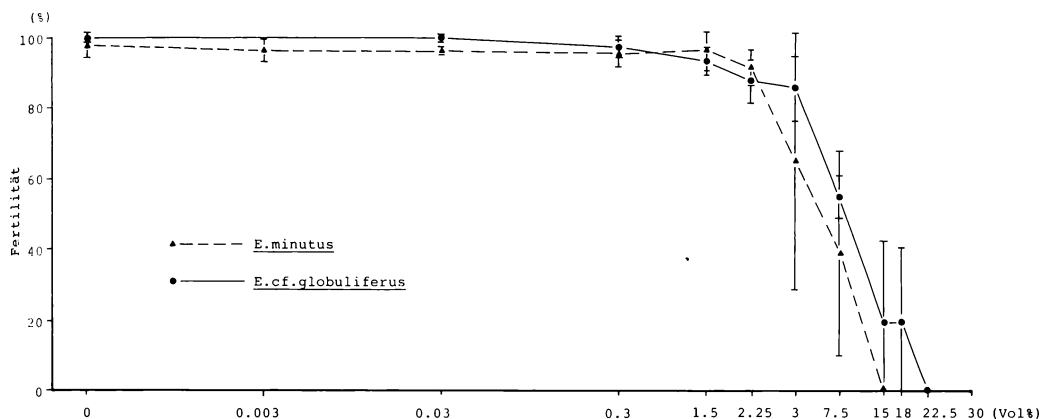


Abb. 7: Eifertilität der in 30 Belastungstagen von *E. minutus* und *E. cf. globuliferus* abgelegten Kokons in Abhängigkeit von der Parathionkonzentration.

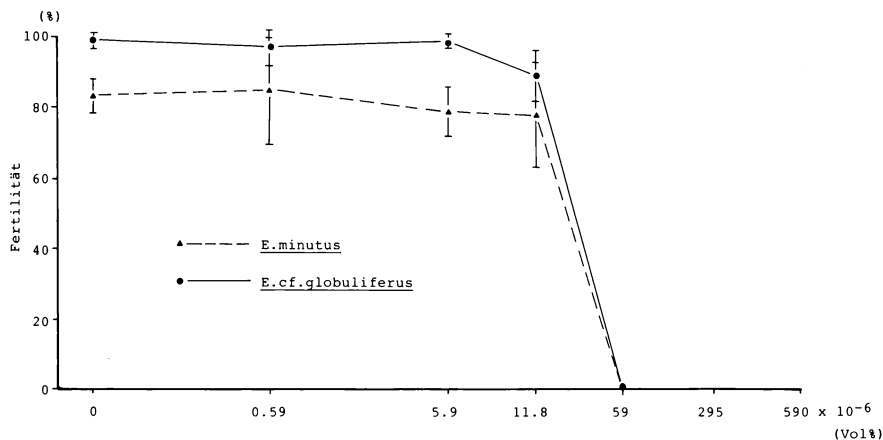


Abb. 8: Eifertilität der in 30 Belastungstagen von *E. minutus* und *E. cf. globuliferus* abgelegten Kokons in Abhängigkeit von der Benomylkonzentration.

4. Diskussion

Die Parathionkonzentration, die nach unseren Umrechnungen der unteren für das Freiland empfohlenen Anwendungskonzentration entspricht (0.3 Vol%), verkürzt die Lebensdauer der *Enchytraeus*-Arten gegenüber unbelasteten Tieren. Akut toxisch wirken erst Konzentrationen von 3 bzw. 7.5 Vol% (10- bzw. 25fache Anwendungskonzentration).

Es ist aber realistisch, anzunehmen, daß die Ausbringung der Anwendungskonzentration im Freiland zu den hier vorgestellten subletalen und akuten Schädigungen an Enchytraeiden führen kann. Tatsächlich stellte WEBER (1953) in den 3 Wochen nach der Ausbringung der Anwendungskonzentration des Handelspräparates E 605 f auf einem Sommergerstenfeld mit schwerem Lehmboden und einem Haferfeld mit leichtem, lehmigen Sandboden eine Reduktion der Enchytraeiden-Abundanz fest.

Benomyl wirkt in den ausgebrachten Konzentrationen nicht akut toxisch. Schon bei der errechneten Anwendungskonzentration (59×10^{-6} Vol%) ist jedoch kein Ei im Kokon fertil. NIKLAS (1980) beobachtete in seinen Untersuchungen in einem Apfelanbaugebiet nach der Ausbringung der Anwendungskonzentration eines benomylhaltigen Handelspräparates eine leichte Erhöhung der Enchytraeiden-, Collembolen- und Milben-Zahlen, dagegen eine erhebliche Reduktion der Lumbriciden. Da NIKLAS (1980) nur die akut toxische Wirkung von Benomyl auf die Enchytraeiden untersuchte, ist es möglich, daß es auch in diesem Gebiet zu subletalen Schädigungen gekommen war, die sich erst zu einem späteren Zeitpunkt auswirkten. Dies unterstreicht die Notwendigkeit von Untersuchungen sublethaler Schädigungen durch Umweltchemikalien.

Die untersuchten *Enchytraeus*-Arten erfüllen weitgehend die Anforderungen, die von vielen Autoren (z. B. REISH 1973, ÅKESSON 1983) an aussagekräftige Testorganismen gestellt werden und sind besonders für den Nachweis auch sublethaler Schädigungen im Rahmen toxikologischer Untersuchungen gut einsetzbar.

Wir danken den Herren U. Graefe und Dr. H.C. Fründ (Institut für Angewandte Bodenbiologie, Hamburg und Osnabrück) für Tiermaterial und wertvolle Ratschläge sowie Prof. Dr. F. Bailly, Osnabrück, für Beratung in bodenbiologischen Fragen. Frau M. Grieschat gilt unser Dank für technische Unterstützung. Die Untersuchungen sind Teil eines mit Mitteln des Bundesministeriums für Forschung und Technik (037426/7) geförderten Vorhabens.

Literatur

- ABRAHAMSEN G., 1973: Biomass and body-surface area of populations of Enchytraeidae and Lumbricidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* 13: 28 - 39.
- ÅKESSON B., 1983: Methods for assessing the effects of chemicals on reproduction in marine worms. In: (Ed. VOUG V.B., SHEEHAN P.J.): *Methods for assessing the effects of chemicals on reproductive functions*. Chichester (Wiley): 459 - 482.
- MÖLLER F., 1969: Ökologische Untersuchungen an terricolen Enchytraeidenpopulationen. *Pedobiologia* 9: 114 - 119.
- NIKLAS J., 1980: Zur Wirkung von Pestiziden, insbesondere Benzimidazolen, auf Regenwürmer und andere Bodentiere in Obstanlagen. Diss. Univ. Hohenheim.
- PEACHEY J.E., 1963: Studies on Enchytraeidae (Oligochaeta) of moorland soil. *Pedobiologia* 2: 81 - 95.
- REISH D.J., 1973: Laboratory populations for long-term toxicity tests. *Mar. Poll. Bull.* 4: 46.
- WEBER G., 1953: Die Makrofauna leichter und schwerer Ackerböden und ihre Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel. *Z. Pflanzenern. Düng.* 61: 107 - 118.

Adresse:

Dorit Bethke-Beilfuß
Prof. Dr. W. Westheide
Arbeitsgruppe Spez. Zoologie
Fachbereich Biologie/Chemie Univ.
Postfach 4469
D-4500 Osnabrück

Subletale Schädigungen bei *Enchytraeus minutus* (*Oligochaeta*, *Annelida*)
durch das Insektizid Parathion:
Veränderungen in der Ultrastruktur von Chloragog- und Darmzellen
in Abhängigkeit von der Belastungsdauer

Margret Hagens und Wilfried Westheide

Synopsis

Organisms contaminated with environmental chemicals may show modifications in their cell structure. In *Enchytraeus minutus* such alterations are found in the chloragocytes and the gut cells. The extent of structural changes is dependent on the duration of the contamination period. After two days of intoxication the chloragocytes and the gut cells contain prominent lamellar bodies in their cytoplasm. Whereas these structures disappear relatively rapidly with increasing time of contamination in the chloragocytes, they can be observed in the gut cells considerably longer.

Chloragocytes, detoxification, *Enchytraeidae*, gut cells, lamellar bodies, Parathion, ultrastructure.

1. Einführung

Toxische Wirkungen lassen sich als ultrastrukturelle Veränderungen in Zellen häufig bereits bei Schädigungen im subletalen Bereich nachweisen. Dies ist auch für Oligochaeten (FISCHER 1976; FISCHER, HORVATH 1976; IRELAND, RICHARDS 1977; BACK 1985) bekannt. Frühzeitige und besonders deutliche Auswirkungen kann man an solchen Geweben und Organen erwarten, die bei der Entgiftung des Organismus beteiligt sind. Diese Aufgabe wird bei den Oligochaeten möglicherweise durch die Chloragocyten wahrgenommen, die als differenzierte Peritonealzellen des splanchnischen Blattes der Coelomräume vor allem den Darmblutsinus, aber auch das Dorsalgefäß und seine blindendenden Verzweigungen umgeben (ROSA 1902, JAMIESON 1981). In den Darmzellen, die durch das aufgenommene Substrat mit der toxischen Substanz in Berührung kommen, sind ebenfalls frühzeitige Strukturveränderungen zu erwarten.

Im Rahmen einer größeren Untersuchung zum Einsatz von *Enchytraeidae* als Bioindikatoren (siehe auch BETHKE-BEILFUSS u. WESTHEIDE 1987) wurde die natürliche Variabilität von Chloragocyten und der Einfluß von Pestiziden auf diese Zellen und auf andere Organe in *Enchytraeus minutus* unter standardisierten Laborbedingungen auf ultrastruktureller Ebene untersucht. Nachfolgend wird nur ein kleiner Teilaspekt dieser Arbeit dargestellt.

2. Material und Methoden

Als Testorganismus diente *Enchytraeus minutus* Nielsen & Christensen, 1961 (*Enchytraeidae*). Die Hälterung der Tiere erfolgte auf einem speziellen Nährlösungsagar mit standardisierten Mengen von Haferflocken als Nahrung. Das Substrat wurde mit Wirkstoffkonzentrationen von 3 Vol. % Parathion des Handelspräparates E 605f versetzt und in den noch flüssigen Agar gerührt. Anschließend wurden die Tiere 9 Tage nach dem Schlüpfen für 2, 4, 6 und 10 Tage auf dem belasteten Substrat gehalten und dann für die Elektronenmikroskopie nach McDONALD (1984) fixiert. Die Einbettung der Tiere erfolgte in einem Kunstharzgemisch (Mollenhauer Nr. 2). Weitere Erläuterungen zur Präparationsmethode finden sich bei WESTHEIDE u. RIEGER (1987).

3. Ergebnisse

Nach zweitägiger Belastungsdauer nimmt die Größe der Chloragocyten (ch) auf weniger als die Hälfte ab (Abb. 1). Auffällig ist die Bildung von großen lamellären Strukturen (la). Diese sind aus unterschiedlich vielen Einzelmembranen zusammengesetzt, die häufig wirbelartig aufgerollt sind und in Ein- oder Mehrzahl frei im Cytoplasma oder in Vakuolen liegen

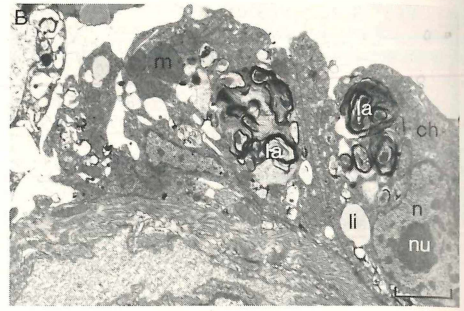
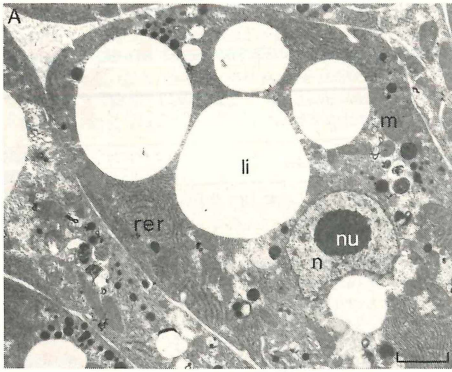


Abb. 1: Chloragocyten aus einem postclitellaren Segment.

- A. Unbelastete Zelle mit Kern (n), Nucleolus (nu), Mitochondrien (m) und zahlreichen Fetteinschlüssen (li).
- B. Zellen nach 2tägiger Belastungszeit mit 3 Vol. % Parathion. Starke Entwicklung von Lamellosomen. Die geringe Anzahl der Fetteinschlüsse steht in keinem direkten Zusammenhang mit der Belastung.

Maßstab je 2 μ m.

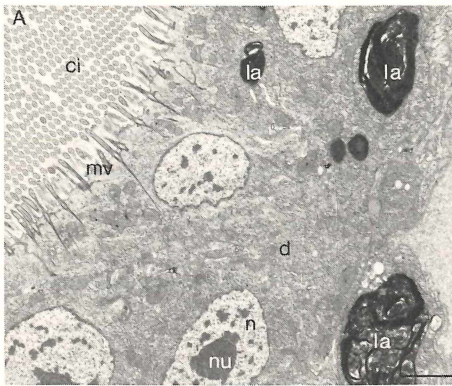


Abb. 2: Darmzellen aus einem postclitellaren Segment.

- A. Übersicht. Zelle nach 2tägiger Belastungszeit bei einer Parathionkonzentration von 3 Vol. %. Apikale Cilien (ci) und Mikrovilli (mv).
- B. Lamellosom (Ausschnitt aus A).

Maßstab in A 2 μ m, in B 1 μ m.

(Abb. 3). Sie können so große Teile des Cytoplasmas ausfüllen (Abb. 1B). Mit der Ausbildung dieser multilamellären Körper (Lamellosomen) geht häufig eine deutliche Abnahme des rauen ER (rer) einher (Abb. 1), welches bis auf einzelne kleine Zisternen zurückgebildet sein kann. Bereits nach einer Belastungszeit von vier Tagen ist die Anzahl und die Größe der Lamellosomen stark zurückgegangen. Die Zellgröße ist weiterhin kleiner als bei vergleichbaren unbelasteten Zellen. Nach sechs- und nach zehntägiger Belastung mit Parathion finden sich kaum noch multilamelläre Körper.

Im Unterschied zu den Chloragogzellen sind Lamellosomen (la) in den Darmzellen (d) auch nach zehn Tagen noch erhalten, allerdings nicht mehr so häufig. In Form und Größe sind sie heterogener (Abb. 2).



Abb. 3: Lamellosomen aus einer postclitellaren Chloragogzelle.
(3 Vol. % Parathion; Belastungszeit: 2 Tage). Maßstab 1 μ m.

4. Diskussion

Mit zunehmender Belastungsdauer gehen die Strukturveränderungen in den Chloragog- und Darmzellen gegenüber Normalbedingungen zurück. Die Abnahme der Schädigungen deutet auf die Reversibilität derartiger Veränderungen bzw. auf ein gutes Regenerationsvermögen dieser Zellen hin. Diese Vorgänge laufen in den Darmzellen vermutlich viel langsamer ab. Ein weiterer wichtiger Faktor, der zur Erklärung der Abnahme von Zellschädigungen mit zunehmender Belastungsdauer dienen könnte, ist der Verlust der Wirksamkeit des Parathions im Nährlösungsagar.

Möglicherweise hängt die Bildung von Lamellosomen, die nur in belasteten Zellen auftreten, mit einer Entgiftungsreaktion zusammen. JONSSON et al. (1981) nehmen nach Untersuchungen DDT- und PCB-belasteter Rattenleberzellen an, daß die Entgiftungsfunktion in der Bindung toxischer Substanzen an die Lamellosomen besteht. Die multilamellären Körper stammen möglicherweise aus dem rauhen ER, welches in den Chloragogzellen nach zweitägiger Belastungszeit nur schwach ausgebildet ist. Eine gleichzeitige Verminderung von rauhem ER und Zunahme von Lamellosomen stellte auch NISHIZUMI (1970) in Leberzellen nach Chlorbiphenyl-Behandlung fest. HERNDON u. SHELDON (1963) fanden in Purkinje-Zellen von Ratten einen ungewöhnlichen Prozeß, bei dem Lamellenkörper durch Kondensation von rauhem ER entlang der äußeren granulären Oberfläche gebildet wurden. CECIO (1964) vermutet den Ursprung derartiger Strukturen in verschiedenen Zellbestandteilen. Da Strukturveränderungen in den Chloragogzellen wesentlich schneller ablaufen als beispielsweise in den Darmzellen, ist der Vorgang der Entgiftung wahrscheinlich unterschiedlich.

Wir danken den Herren U. Graefe und Dr. H.C. Fründ (Institut für Angewandte Bodenbiologie, Hamburg und Osnabrück) für die Überlassung von Tiermaterial und wertvolle Ratschläge sowie Frau M. Grieschat für technische Unterstützung.

Die Untersuchungen sind Teil eines mit Mitteln des Bundesministeriums für Forschung und Technik (037426/7) geförderten Vorhabens.

Literatur

- BACK H., 1985: Aufnahme und Verteilung von Schwermetallen in Anneliden unter besonderer Berücksichtigung limnischer Tubificiden (Oligochaeta). Diss. Univ. Heidelberg.
- BETHKE-BEILFUSS D., WESTHEIDE W., 1987: Subletale Schädigungen terrestrischer Enchytraeiden (Oligochaeta, Annelida) durch Pflanzenbehandlungsmittel: I. Veränderungen der Kokonproduktion und der Eifertilität. Verh. Ges. Ökol. 16: 417 - 422.
- CECIO A., 1964: Electron microscopic observations of young rat liver. I. Distribution and structure of the myelin figures (lamellar bodies). Z. Zellforsch. 62: 712 - 742.
- FISCHER E., 1976: Chloragogenzelle-Eleocyten-Transformation, induziert mit Benomyl- und Carbofuran-Vergiftung der Lumbriciden (Oligochaeta). Zool. Anz. 197: 225 - 232.
- FISCHER E., HORVATH I., 1976: The effect of carbofuran-toxication on the chloragogentissue of *Tubifex tubifex* Muell. (Oligochaeta). Z. mikrosk.-anat. Forsch. 90: 720 - 736.

- HERNDON R.M., SHELDON H., 1963: Lamellar bodies: an unusual arrangement of the granular endoplasmatic reticulum. J. Cell Biol. 19: 34A.
- IRELAND M.P., RICHARDS K.S., 1977: The occurrence and localization of heavy metals and glycogen in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Dendrobaena rubida* from a heavy metal site. Histochemistry 51: 153 - 166.
- JAMIESON B.G.M., 1981: The ultrastructure of the Oligochaeta. London/New York/Toronto, Sydney/San Francisco (Academic Press): 462 p.
- JONSSON H.T., WALKER E.M., GREENE W.B., HUGHSON M.D., HENNIGAR G.R., 1981: Effects of prolonged exposure to dietary DDT and PCB on rat liver morphology. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 10: 171 - 183.
- McDONALD K., 1984: Osmium Ferricyanide fixation improves microfilament preservation and membrane visualization in a variety of animal cell types. J. Ultrastruct. Res. 86: 107 - 118.
- NISHIZUMI M., 1970: Light and electron microscope study of chlorbiphenyl poisoning in mouse and monkey liver. Arch. Environ. Health 21: 620 - 632.
- ROSA D., 1902: Le chloragogue typique des Oligochètes. Arch. Ital. Biol. 37: 454 - 456.
- WESTHEIDE W., RIEGER R.M., 1987: Systematics of the *Microphthalmus-listensis*-species-group (Polychaeta: Hesionidae): Facts and concepts for reconstruction of phylogeny and speciation. Z. Zool. Syst. Evolut.-Forsch. 25: 12 - 39.

Adresse:

Margret Hagens
 Prof. Dr. W. Westheide
 Spezielle Zoologie
 Fachbereich Biologie/Chemie Univ.
 Barbarastr. 11
 D-4500 Osnabrück

Einflüsse mechanischer Bodenveränderungen auf Abundanz und
Biomasse von Enchytraeiden (*Oligochaeta*)

Wolfgang Georg Brockmann

Synopsis

The main purpose of this study was to investigate the effects of compaction and mixing of soils on Enchytraeid-communities. Testing site was a clay grassland near Bremen (FRG) which has been treated by taking the research-pattern from ARITAJAT et al. (1977). Test-plot A remained untreated, plot B was once treated by rotary cultivation and plot C was additionally compacted by the tractor tyre ($\sim 1 \text{ kp/cm}^2$). On plot B and C 2 weeks after treatment significant density decrease is observed. In comparison to plot A the compacted plot C is marked by a continuous decrease of abundance and biomass. This effect is obviously due to the decline of the macro-biopores ($> 50 \mu\text{m}$) within the investigated soil layer. Laboratory investigations show a reduction from 26 to 17.7 vol. % if plot A and C are compared. Enchytraeid communities have nearly reached original abundance on plot B nine month after treatment, while biomass is still 50 % below the control plot A.

Abundance, biomass, compaction, distribution pattern, Enchytraeidae, macro-pores, soil.

1. Einführung

Die Aufrechterhaltung von Material- und Energieflüssen eines stabilen Ökosystems erfolgt durch das funktionale Zusammenwirken biotischer und abiotischer Systemelemente (SCHWERTD- FEGER 1975, REICHEL 1977, WEIDEMANN et al. 1981). Zum Kompartiment Boden gehört eine artenreiche Pedofauna, die zunehmend durch anthropogene Einflüsse chemisch-physikalischer Art belastet wird. Durch Bodenumlagerung und -verdichtung beispielsweise wird eine Erhöhung des natürlichen Raumwiderstandes bewirkt, wodurch bei einigen Bodentiergruppen ein deutlicher Rückgang von Abundanz und Biomasse festgestellt wurde (WILCKE 1963; ARITAJAT et al. 1977; SCHÄFER, CAMPINO 1977; KÖHLER 1984). Diese Arbeiten berücksichtigen nicht die Enchytraeiden, die neben den Lumbriciden insbesondere in Waldökosystemen als Sekundärproduzenten Anteil haben bei Umbau und Akkumulation von organischen Substanzen, sowie bei der Bildung von Ton-Humus-Komplexen und Verbesserung der Bodengare (Zachariae 1964).

2. Methoden

Im Rahmen einer bei Bremen durchgeführten Studie an Enchytraeiden-Populationen (BROCKMANN 1984) erfolgte in Anlehnung an Versuchsmodalitäten nach ARITAJAT et al. (1977) eine experimentelle Feldstudie auf einer Marschland-Wiesenbrache mit *Phalaris arundinacea*-Reinbestand. Neben pflanzensoziologischen, klimatischen und bodenkundlichen Untersuchungen wurden auf 3 Testflächen von Juli 1978 bis Juni 1979 an 7 Terminen die Abundanz und Biomasse der Enchytraeiden-Populationen ermittelt.

3. Ergebnisse

Die Befunde bezüglich der Grobporenanteile ($> 50 \mu\text{m}$) belegen die Auswirkungen der Bodenbearbeitung (Abb. 1), wobei Fläche B einmalig mit einer Rotorfräse bearbeitet und Fläche C durch einmaliges Befahren mit dem Unimog zusätzlich verdichtet wurde. Für den gesamten Oberbodenbereich (0 - 15 cm) ist auf Fläche C ein Verlust an Grobporen in Höhe von etwa 14 Vol. % (hochsignifikant) und von etwa 2 Vol. % (nicht signifikant) auf Fläche B festgestellt worden. Bei einer abschnittswisen Betrachtung der einzelnen Bodenhorizonte fällt auf der verdichteten Fläche C in allen Tiefen ein deutlicher Grobporenverlust auf. Dagegen ergibt sich durch die Bodenumlagerung (Fläche B) eine nur mäßige Verringerung der Grobporen in den obersten Profilabschnitten und in 10 - 15 cm Tiefe sogar ein Zuwachs von 2 %.

Die Befunde zeigen (Abb. 2) bereits 14 Tage nach dem Experiment auf Fläche C bei einem Verdichtungsdruck von 1 kg/cm^2 einen hochsignifikanten Rückgang der Abundanz und Biomasse von Enchytraeiden im Vergleich zur Kontrollfläche A. Im Verlauf der einjährigen Beobachtungszeit zeichnet sich auf der Verdichtungsfläche keine Tendenz einer Erholung ab. Dagegen ist auf der Umlagerungsfläche B mit Ausnahme des Wintertermins ein kontinuierlicher Abundanzzuwachs festzustellen, der etwa 9 Monate nach dem Fräsgang keinen

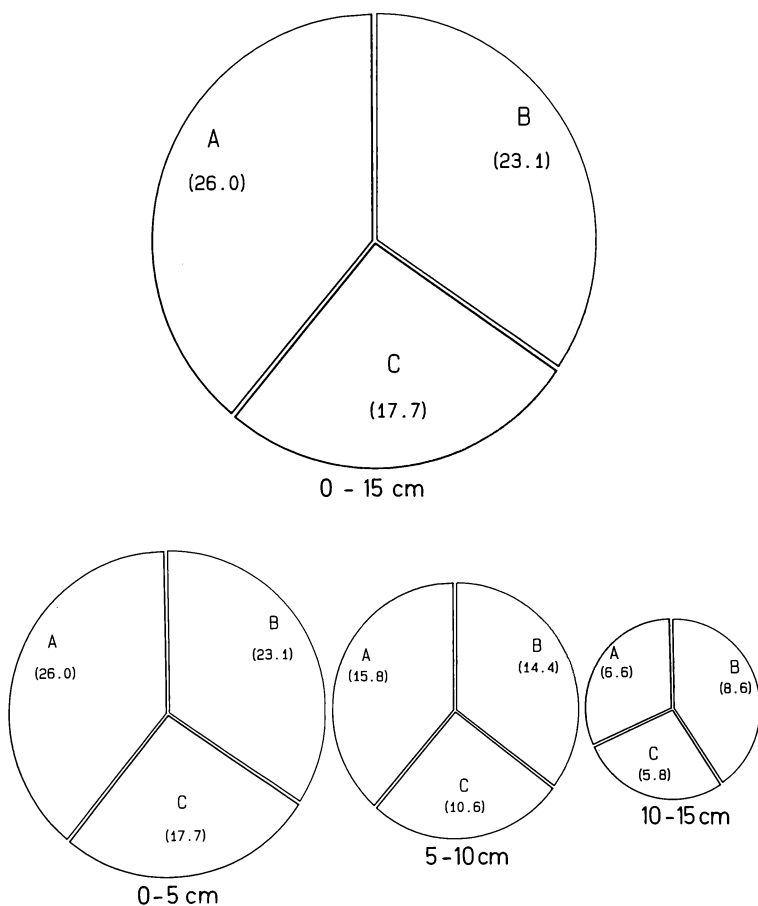


Abb. 1: Grobporenanteile (> 50 µm) in Vol. % auf der Kontrollfläche A und den Experimentalflächen B und C im Oberboden (0 - 15 cm) sowie in den Profiltiefen 0 - 5, 5 - 10 und 10 - 15 cm.

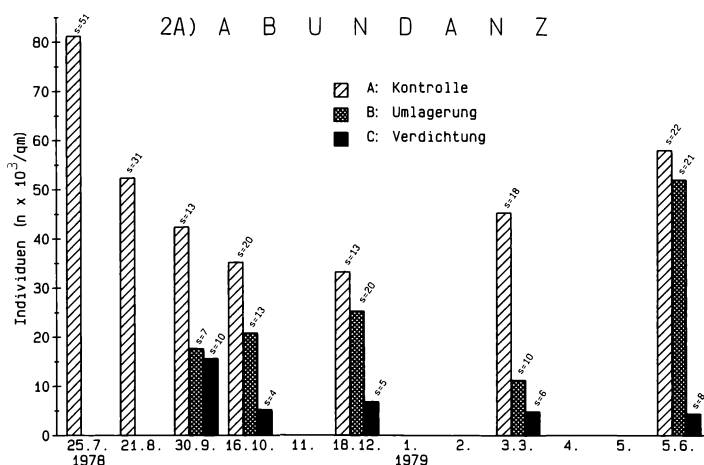


Abb. 2: Entwicklung von Abundanz und Biomasse der Enchytraeiden auf den Beobachtungsflächen A, B und C, wobei das Experiment am 16.9.1978 erfolgte.

(Abb. 2B siehe Seite 429 oben)

2B) B I O M A S S E

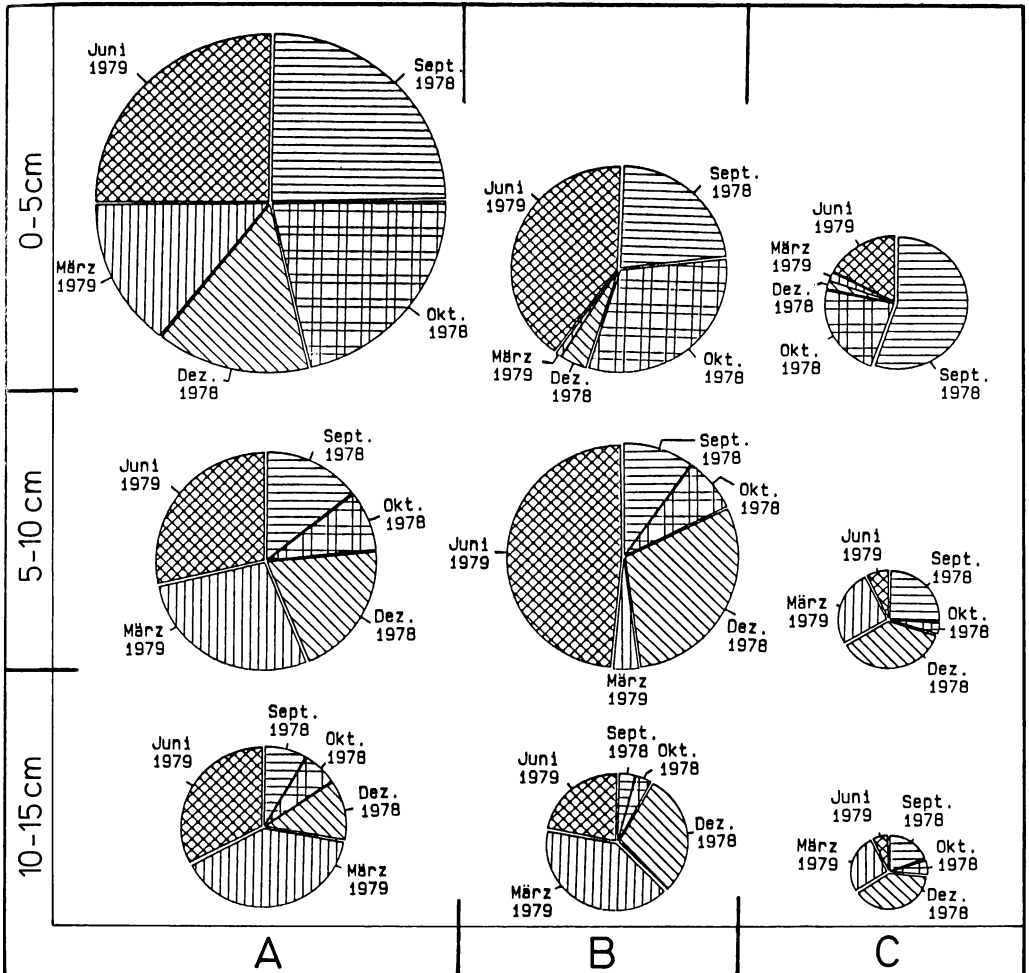
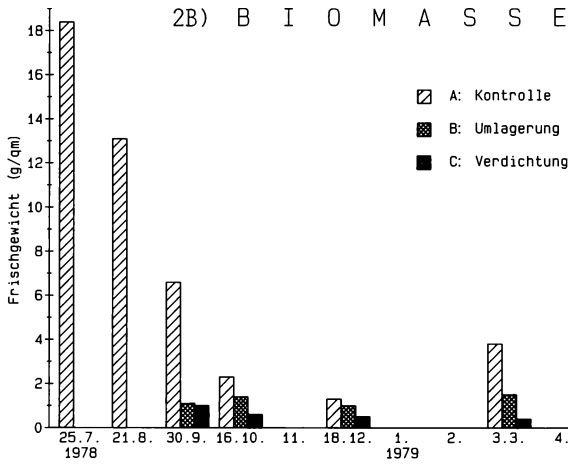


Abb. 3: Jahreszeitlich-vertikales Verteilungsmuster des Enchytraeidenbesatzes auf den 3 Beobachtungsflächen unter Berücksichtigung der Profiltiefen 0 - 5, 5 - 10 und 10 - 15 cm.

signifikanten Unterschied gegenüber A mehr ergibt. Die Biomasse liegt zu diesem Zeitpunkt allerdings immer noch 50 % unter dem Wert der Kontrollfläche A. Dies läßt einerseits auf einen hohen Anteil juveniler Exemplare und andererseits auf eine rasche Regeneration der Enchytraeidenpopulationen bei günstigen Habitatbedingungen schließen.

Das jahreszeitliche Verteilungsmuster hinsichtlich der vertikalen Dichteverhältnisse (Abb. 3) bestätigt die bereits von SPRINGETT (1970) beobachtete hohe Mobilität der Enchytraeiden im Boden. Der Witterungsverlauf mit stark unterdurchschnittlichen Niederschlägen bei erhöhten Temperaturen in den Monaten Oktober und November, sowie der relativ frühe und dauerhafte Bodenfrost bis in den März hinein, führten bereits ab Dezember auf der Kontrollfläche A zu einer Abwanderung von Enchytraeiden in tiefere Bodenschichten. Die Kreisfläche der Kontrollfläche (A) für die Bodentiefe 0 - 5 cm ist nach den Fangergebnissen (Ind./m^2) der Monate aufgeteilt und beträgt in der Summe 100 %. Der Flächeninhalt der übrigen Diagramme steht hierzu in prozentuaem Verhältnis. Dies verdeutlicht als Summenprozent den Abundanzrückgang je Horizonttiefe. Bei Fläche B liegt die Gesamtabundanz in der Bodentiefe 5 - 10 cm geringfügig höher, bei 10 - 15 cm nur wenig niedriger und bei 0 - 5 cm deutlich niedriger als auf der Kontrollfläche. Dies läßt vermuten, daß die fehlende Vegetationsdecke insbesondere im obersten Bodenabschnitt durch exogene Einflüsse zu einer Verschlechterung der Habitatverhältnisse geführt hat. Die negativen Auswirkungen der Bodenverdichtung auf Fläche C sind in allen 3 Horizonten gleichermaßen deutlich zu erkennen.

Während ARITAJAT et al. (1977) für Milben und Collembolen beispielsweise erst bei 10maliger Verdichtung durch Befahren einen signifikanten Abundanzrückgang bei rascher Regeneration der Populationen feststellten, zeigt diese Feldstudie eine hohe Empfindlichkeit der Enchytraeiden gegenüber nur mäßigen Bodenverdichtungen an.

Literatur

- ARITAJAT U., MADGE D.S., GOODERHAM P.T., 1977: The effects of compaction of agricultural soils on soil fauna. *Pedobiologia* 17: 262 - 291.
- BROCKMANN W.G., 1984: Enchytraeiden (Oligochaeta) als Besiedler von Deponie- und Gründlandstandorten. *Drosera* 1: 27 - 40.
- KÖHLER H., 1984: Methodische, ökologische und experimentelle Untersuchungen zur Sukzession der Mesofauna der Abdeckschicht einer Bauschuttdeponie unter besonderer Berücksichtigung der Gamasina (Acari, Parasitiformes). Diss. Univ. Bremen: 309 S.
- REICHLE D.E., 1977: The role of the invertebrates in the nutrient cycling. In: (Ed. LOHM U., PERSSON T.): Soil organisms as components of ecosystems. *Ecol. Bull.* (Stockholm) 25: 145 - 156.
- SCHÄFER K., CAMPINO I., 1977: Zoologische Untersuchungen an Ökosystemen verschiedener Nutzungsintensität. In: (Ed. TÜXEN R.): Vegetation und Fauna. Ber. Int. Ver. Vegetationsk. (Rinteln): 63 - 73.
- SCHWERDTFEGGER F., 1975: Ökologie der Tiere. 3. Synökologie. Hamburg/Berlin (Parey): 321 S.
- SPRINGETT J.A., 1970: The distribution and life histories of some moorland Enchytraeidae (Oligochaeta). *J. Anim. Ecol.* 39: 725 - 737.
- WEIDEMANN G., KÖHLER H., SCHRIEFER T., 1981: Recultivation: a problem of stabilization during ecosystem development. In: (Ed. BORNKAMM R. et al.): Urban ecology. Oxford (Blackwell): 305 - 313.
- WILCKE D.E., 1963: Untersuchungen über den Einfluß von Bodenverdichtungen auf das tierische Edaphon landwirtschaftlich genutzter Flächen. *Z. Acker- Pflanzenbau* 118: 1 - 44.
- ZACHARIAE G., 1964: Welche Bedeutung haben Enchytraeen im Waldboden? In: (Ed. JONGERIUS A.): Soil micromorphology. Amsterdam (Elsevier): 57 - 68.

Adresse:

Wolfgang Brockmann
Hess. Forstliche Versuchsanstalt
Prof.-Oelkers-Str. 6
D-3510 Hann. Münden 1

Synopsis

Two concentrations of $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ (1 and 5 g Cd/m^2) were applied to plots in a ruderal ecosystem in Berlin-West. Immediately after contamination the dominant carabid species, *Calathus melanocephalus* showed a significant reduction of activity in the plots sprayed with 5 g Cd/m^2 . The *Opiliones* seemed to be reduced also by this contamination level. Long term effects of cadmium could not be studied. There was no strong change in the structure of species to be seen after 2 months. Among all invertebrates the detritivorous snails and woodlice showed the highest Cd-contents. Carabid beetles were relatively little contaminated.

Cadmium, carabid beetles, macrofauna, ruderal ecosystem.

1. Einführung

In den letzten Jahren ist das Interesse an Verbleib und Wirkung von Schwermetallen in der Umwelt in erheblichem Maße gestiegen; zahlreiche Skandale haben sicherlich mit dazu beigetragen. Städtische Brachflächen liegen oft in der Nähe von Industrieansiedlungen und sind daher besonders von hohen Schwermetalleinträgen betroffen (REBELE, WERNER 1984).

Zur Wirkung von Schwermetallen, insbesondere des Cadmiums, auf die terrestrische Makrofauna im Freiland liegen bisher kaum Untersuchungen vor. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, einige kurz- bis mittelfristige Wirkungen des Cadmiumnitrats festzustellen und den Verbleib der Chemikalie in den verschiedenen Kompartimenten eines Ruderalökosystems zu verfolgen.

2. Methoden

Ein Ruderalbiotop in Berlin-West diente bei den Untersuchungen als Versuchsgelände. Auf der Fläche dominierten Goldruten der Arten *Solidago gigantea* Ait. und *Solidago canadensis* L. Der Boden ist als Hortisol-Pararendzina auf Talsand einzustufen (pH-Wert 5). Die Versuche mit Makroarthropoden wurden in 20 m² großen, von Holzwänden (80 cm hoch) umschlossenen Parzellen durchgeführt. Damit wurde die von EDWARDS (1978) zur Testung von Pestizidwirkungen auf räuberische Käfer vorgeschlagene Parzellengröße auf das Doppelte erweitert.

Am 21. Juni 1982 erfolgte die Kontamination von je 2 Parzellen mit 1 g Cd/m^2 (= Cd I) bzw. 5 g Cd/m^2 (= Cd II), indem eine Cadmiumnitratlösung direkt über die Pflanzen ausgesprüht wurde. Die zwei Kontrollparzellen wurden mit einer entsprechenden Menge Wasser begossen. Die Erhebung der Arthropodenfauna fand in 5 Fangperioden (2 vor und 3 nach der Applikation) zu je 2 x 2 Tagen statt (genaue Fangtermine siehe Tab. 1). Die Länge der Fangperioden wurde auf je 4 Tage beschränkt, um größere Störungen der Fauna zu vermeiden. Zehn Becher (Ø 10 cm) pro Parzelle dienten als Lebendfallen. Die gefangenen Tiere wurden am Standort sofort sortiert, bestimmt und wieder in die Parzellen zurückgesetzt. Zur statistischen Beurteilung von Unterschieden in den Fangzahlen der Tiere diente der U-Test (Mann-Whitney-Test). Drei Monate nach Applikation wurden die zur Cadmiumanalyse benötigten Tiere aus den Versuchsflächen entnommen, 48 Stunden lang zur Darmentleerung auf feuchtem Filterpapier gehalten und anschließend im Tiefkühlschrank getötet. Die Cd-Gehalte in allen Proben wurden mit Hilfe der Atomabsorptionsspektroskopie gemessen. Die Analysenmethode ist bei KRATZ et al. (1985) genauer beschrieben.

3. Ergebnisse

3.1 Wirkung auf die Vegetation

Direkt nach der Applikation war eine starke Schädigung der oberen Sproßbereiche bei den Goldrutenarten in den Cd II-Parzellen festzustellen. Nach 10 Tagen setzten die Pflanzen neue Triebe an und entwickelten sich bis zum Herbst annähernd wie die Kontrollpflanzen. In den ersten 2 - 3 Wochen nach der Kontamination trat infolge der Schädigung jedoch eine etwas stärkere Belichtung der Bodenoberfläche ein.

3.2 Wirkung auf die Makrofauna

Einen Überblick über die Zusammensetzung der Makroarthropoden-Fauna vor und nach der Kontamination bietet Tab. 1. Es ist zu erkennen, daß die Fauna der Versuchsparzellen auch ohne Chemikalieneinfluß Unterschiede aufwies. In den Kontrollflächen wurden insgesamt mehr Tiere gefangen und die Laufkäfer stellten dort eindeutig die größte Arthropodengruppe dar. In beiden Cd-Parzellentypen waren hingegen Websspinnen und Asseln relativ stark vertreten.

Tab. 1: Dominanzstruktur der epigäischen Makroarthropoden aus Lebendfängen vor und nach der Applikation von Cadmiumnitrat in den Versuchsparzellen in %.
V = Fangperiode vor der Kontamination (2 x 4 Tage); Fangzeiten: 19.5.-23.5.82, 14.6.-18.6.82.
N = Fangperiode nach der Kontamination (3 x 4 Tage); Fangzeiten: 22.6.-26.6.82, 12.7.-16.7.82, 9.8.-13.8.82;
CD I = 1 g/m², CD II = 5 g/m²). % = Dominanzprozente).

	Kontrollfläche		CD I		CD II	
	V	N	V	N	V	N
<i>Coleoptera</i>						
<i>Carabidae</i>	49.9	51.7	27.4	28.1	31.8	38.9
<i>Staphylinidae</i>	12.2	5.2	7.1	9.5	5.8	11.3
Sonst. Käfer	6.7	2.7	12.0	3.2	8.8	7.9
<i>Dermaptera</i>	0.2	3.0	17.4	7.5	0.4	3.1
<i>Araneae</i>	24.4	7.6	18.8	8.5	37.6	17.4
<i>Opiliones</i>	0.4	17.2	0.3	16.5	0.7	3.2
<i>Chilopoda</i>	0.4	0.8	1.7	1.4	1.1	0.6
<i>Diplopoda</i>	2.1	2.4	0.6	0.8	1.5	0.8
<i>Isopoda</i>	3.8	9.4	14.5	24.4	12.4	17.8

Der Vergleich der prozentualen Verteilung der Makroarthropodengruppen läßt Cd-Effekte nur schwer erkennen. Auf den Cd-kontaminierten ist im Gegensatz zu den Kontrollflächen zwar ein Anstieg der Staphyliniden-anteile sichtbar; dieser Unterschied ist jedoch nicht signifikant und kann nur als Tendenz angesehen werden. Bei den Weberknechten (*Opiliones*), die im Juli auf allen Cd I- und Kontrollflächen ein Aktivitätsmaximum erreichten (vor allem Jungtiere), war festzustellen, daß zum gleichen Zeitpunkt in den Cd II-Flächen signifikant weniger Tiere zu finden waren (Tab. 2). Im August wurden in Cd II- im Gegensatz zu Cd I- und Kontrollfläche überhaupt keine Weberknechte mehr gefangen. Eine genauere Betrachtung der Carabidenfangzahlen ergibt, daß nur bei den dominanten Arten *Calathus melanocephalus* L. und *Amara bifrons* Gyll ein echter Vergleich der Aktivitätsdichten in den Parzellen möglich ist (Tab. 3). Alle anderen Arten waren im Zeitraum der Applikation für eine statistische Auswertung entweder in zu geringer Zahl vorhanden (z. B. *Harpalus rufipes*) oder zu ungleichmäßig über die Parzellen verteilt (z. B. *Amara fusca*).

Tab. 2: Gesamtfangzahlen von Weberknechten und Laufkäfern (je 80 Fallentage) in den Versuchsparzellen vor und nach der Applikation von Cadmiumnitrat
Fangperioden: V Juni = vor Kontamination 14.6.-18.6.82;
N Juni = nach Kontamination 22.6.-26.6.82,
Juli 12.7.-16.7.82, August 9.8.-13.8.82;
K = Kontrollfläche, CD I = 1 g/m², CD II = 5 g/m².

Fangperiode		V	N	Juli	August
		Juni	Juni		
Carabiden	K	193	235	156	170
	CD I	55	107	55	118
	CD II	46	55	71	114
<i>Opiliones</i>	K	2	7	144	14
	CD I	-	-	123	14
	CD II	2	-	15	-

Bei *Amara bifrons* war kein signifikanter Unterschied in der Populationsentwicklung zwischen Cd I- und Kontrollfläche festzustellen. In der Cd II-Fläche waren die Fangzahlen direkt vor und nach der Applikation sehr gering. Im August erreichte die Aktivität dieser Art in der Cd II-jedoch das Niveau der Kontrollfläche.

Für *Calathus melanocephalus*, die häufigste Art, ergibt ein Vergleich der Fangzahlen die eindeutigsten Ergebnisse (Tab. 3, Abb. 1). Auf Abb. 1 ist zu erkennen, daß die Aktivität der Käfer in der Cd II-Fläche direkt nach der Kontamination stark zurückgeht, während sie in der Cd I- und der Kontrollfläche ansteigt. Dieser Unterschied ist signifikant. Im August lagen die Fangzahlen aus allen Parzellentypen wieder sehr dicht beieinander.

Tab. 3: Individuenzahlen (je 80 Fallentage) der häufigsten Carabidenarten in Versuchsparzellen vor und nach der Applikation von Cadmiumnitrat.

Fangperioden: V Juni = vor Kontamination 14.6.-18.6.82;
N Juni = nach Kontamination 22.6.-26.6.82,
Juli 12.7.-16.7.82, August 9.8.-13.8.82;
K = Kontrollfläche, CD I = 1 g/m², CD II = 5 g/m².

Fangperiode		V Juni	N Juni	Juli	August
<i>Calathus melanocephalus</i>	K	81	107	92	64
	CD I	27	58	29	60
	CD II	34	16	38	56
<i>Amara bifrons</i>	K	21	29	5	28
	CD I	11	17	4	12
	CD II	1	6	4	28
<i>Calathus fuscipes</i>	K	6	8	2	14
	CD I	2	9	7	36
	CD II	-	1	5	16
<i>Amara fusca</i>	K	42	26	8	-
	CD I	5	2	-	-
	CD II	1	5	-	-
<i>Harpalus rufipes</i>	K	3	2	17	36
	CD I	1	2	5	4
	CD II	-	1	8	2

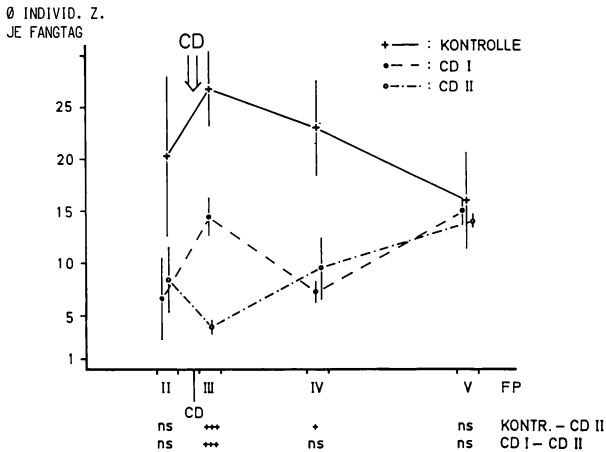


Abb. 1: Populationsentwicklung von *Calathus melanocephalus* (Carabidae) in Versuchsparzellen.

Mittelwerte je Fangtag mit Streuung als Standardfehler angegeben.
Fangperiode (FP): II 14.6.-18.6.82, III 22.6.-26.6.82,
IV 12.7.-16.7.82, V 9.8.-13.8.82.

CD-Applikation am 21.6.82, CD I = 1 g/m², CD II = 5 g/m².

Angabe der signifikanten Unterschiede der Medianwerte (nach U-Test) unter der Abbildung:

+ = signif. bei $\alpha = 0.1$, +++ = signif. bei $\alpha = 0.025$,
ns = nicht signifikant.

3.3 Cadmiumkonzentrationen im Parzellenboden, der Auflagestreu und der Makrofauna

Die aus den Versuchspartzen entnommenen Tiere enthielten erhebliche Cadmiumkonzentrationen (Tab. 4). Obwohl die Werte nicht an die Cd-Gehalte der Auflagestreu heranreichen (Cd I: 277 µg/g TG; Cd II: 2053 µg/g TG jeweils am 11.9.1982), übersteigen sie doch meist die Cd-Gehalte des Oberbodens (Cd I: 2.0 µg/g TG; Cd II: 12.8 µg/g TG am 19.8.1982). Unter den Detritovoren waren Schnecken und Asseln am höchsten kontaminiert. Regenwürmer aus der Gattung *Lumbricus* sowie die carnivore Wolfsspinne *Trochosa terricola* zeigten mittlere Cd-Belastungen. Als relativ gering kontaminiert erwiesen sich die räuberischen Käfer.

Tab. 4: Cadmiumkonzentration (µg/g TG) der Makroarthropoden in den Versuchspartzen.

(K = Kontrollfläche, CD I = 1 g/m², CD II = 5 g/m²)

Arten	K	CD I	CD II
<i>Lumbricidae</i>	-	16.5	49.1
<i>Cepaea nemoralis</i> (Moll.)			
Gewebe	8.8	80.3	541.2
Gehäuse	5.0	23.1	137.9
<i>Trachelipus rathkii</i> (Isop.)	5.5	266.9	425.2
<i>Porcellio scaber</i> (Isop.)	8.7	-	51.3
<i>Lithobius forficatus</i> (Chil.)	1.5	-	34.7
<i>Trochosa terricola</i> (Aran.)	6.6	-	47.0
<i>Quedius molochinus</i> (Staph.)	-	5.5	15.9
<i>Calathus melanocephalus</i> (Carab.)	2.7	16.4	26.9
<i>Calathus fuscipes</i> (Carab.)	2.2	3.3	-
<i>Pterostichus nigrita</i> (Carab.)	-	43.4	-
<i>Amara bifrons</i> (Carab.)	1.1	9.0	-

4. Diskussion

Die untersuchte epigäische Arthropodenfauna zeichnete sich durch eine für Ruderalflächen typische, etwas inhomogene Verteilung über die Versuchsflächen aus. Das Arteninventar und die Populationsentwicklung der häufigen Arten lassen sich aber als vergleichbar ansehen.

Eindeutige Auswirkungen des Cadmiums ließen sich im gleichen Ökosystem auf den Streuabbau nachweisen (KRATZ 1984). Die Effekte auf Makroarthropoden sind jedoch weniger klar. Für die Cd II-Parzellen wurde eine Reduktion der Weberknechtfauna beschrieben, die sich auch längerfristig auf die Population auswirken könnte, da vor allem Jungtiere betroffen waren. Bei *Calathus melanocephalus* war ein deutliches Absinken der Aktivität direkt nach der Kontamination in den Cd II-Parzellen zu beobachten. Falls dadurch die Futteraufnahme der Tiere eingeschränkt war, ist eine Auswirkung auf die Eilegerate der Weibchen, wie Versuche von DIJK (1983) zeigten, wahrscheinlich. Längerfristige Effekte, die eine mögliche Verringerung der Populationsdichte von *Calathus melanocephalus* ein Jahr nach der Cd-Kontamination, wurden in unserer Studie jedoch nicht verfolgt. Laborversuche zum Einfluß des Cadmiums auf die Eilegerate und die Larvalentwicklung der sensiblen Arthropodenarten könnten die bisher noch offen bleibenden Fragen klären helfen.

Freilanduntersuchungen an Straßenrändern (MAURER 1974) und in der Nähe einer Metallschmelze (BENGTSOON, RUNDGREN 1984) belegten, daß Schwermetalle einen Einfluß auf die Makrofauna ausüben können. Die genauen Wirkungszusammenhänge wurden jedoch auch in diesen Arbeiten nicht geklärt. Unsere Untersuchungen zum Verbleib des applizierten Cadmiums im Ruderalökosystem zeigen, daß als Hauptdeponieort die Auflagestreu anzusehen ist (KRATZ, WEIGMANN 1984). Dadurch lassen sich auch die besonders hohen Cd-Konzentrationen in Asseln und Schnecken verstehen, die als streufressende Tiere das Cadmium direkt über die hochkontaminierte Nahrung aufnehmen. Unter den Raubarthropoden, die dem Cadmium in der Streu weniger ausgesetzt sind, enthielten Wolfsspinnen relativ mehr von der Chemikalie als Laufkäfer. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch BENGTSOON u. RUNDGREN (1984).

Literatur

- BENGTSSON G., RUNDGREN S., 1984: Ground-living invertebrates in metal-polluted forest soils. *Ambio* 13: 29 - 33.
- DIJK T.S. van, 1983: The influence of food and temperature on the amount of reproduction in carabid beetles. Rep. 4th meeting Eur. Carabidologists (Sept. 1981) PUDOC: 105 - 125.
- EDWARDS C.A., 1978: Tests to assess the effects of pesticides on beneficial organisms. In: Tests for the ecological effects of chemicals. Rep. 10 [Berlin (Umweltbundesamt)]: 249 - 253.
- KRATZ W., 1984: Zur Wirkung und Verteilung von Cadmiumnitrat in einem ruderalen Ökosystem in Berlin-West. Diss. FU Berlin.
- KRATZ W., WEIGMANN G., 1984: The distribution of cadmium in a ruderal ecosystem after artificial application. Proc. Int. Conf. Environ. Contamin. (London): 702 - 706.
- KRATZ W., GRUTKE H., WEIGMANN G., 1985: Cadmium accumulation of soil fauna after artificial application of cadmiumnitrate in a ruderal ecosystem. Proc. Int. Conf. Heavy metals in the environment (Athen): 667 - 669.
- MAURER R., 1974: Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna im Einflußbereich von Verkehrsimmissionen. *Oecologia* 14: 327 - 351.
- REBELE R., WERNER P., 1984: Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung industrieller Brach- und Restflächen in Berlin (West). Förderungsprogr. FU Berlin für junge Wissenschaftler, 3. Ausschreibung: 169 S.

Adresse:

Dr. Werner Kratz
Prof. Dr. Gerd Weigmann
Dipl.-Biol. Horst Gruttker
Institut für Tierphysiologie, Bodenzöologie und Ökologie FU
Tietzenweg 85 - 87
D-1000 Berlin 45

Untersuchungen zur Cadmium-Belastung von drei Kleinsäugerarten eines Hafenschlickspülfeldes und einer Vergleichsfläche in Hamburg

Olaf Kühnast, Cornelia Hoffmann und Birgit Zunk

Synopsis

In the region of the harbour of Hamburg there are about 2000 hectares dredged material land disposals containing particularly high contaminated material from the bottom of Hamburg harbour and the river Elbe. The average soil contents for cadmium are 9.8, copper 254, and lead 280 ppm. Agricultural use of those areas is delicate for highly accumulating species for instance oats or turnip. This investigation considers the cadmium-loading of three small mammal species (Common Shrew, *Sorex araneus* L.; Common Vole, *Microtus arvalis* PALLAS and Woodmouse, *Apodemus sylvaticus* L.) from two sites. The first was a dredged material land disposal where deposition had been finished in 1975. The second place was a control site in a distance of 4 km from the first. Altogether 78 individuals were trapped. After weighing livers and kidneys were dissected, deep-frozen and freeze-dried. After homogenisation and acid digestion the cadmium contents of the organs were determined with flameless atomic absorption spectrophotometry. Higher values of average cadmium-contents for all species were found in the disposal site. The difference against the control site is more clearly shown by shrews and voles than by woodmice. In both sites the organs of shrews were most contaminated. Differences of cadmium contents between males and females were found in livers of shrews and voles of the disposal site.

Cadmium, dredged material, land disposal, small mammals.

1. Einführung

Zur Erhaltung der für die Schifffahrt erforderlichen Wassertiefen der Elbe-Fahrrinne und der Hamburger Hafenbecken sowie für den Hafenausbau sind ständig Ausbaggerungen der anfallenden Sedimente erforderlich. Es fallen jährlich etwa 2.5 Mill. m³ Baggergut (Sand und Schlick) an, die größtenteils auf Spülfeldern im Hafenbereich deponiert werden. Dieses Material ist stark nährstoffhaltig und z. T. hoch kontaminiert mit Schwermetallen. Die Durchschnittsgehalte des Hafenschlicks betragen für Cadmium 15, Kupfer 517, Blei 280 und Zink 1760 mg/kg. Die mittleren Gehalte der Böden der abgetrockneten Spülfelder betragen für Cadmium 9.8, Kupfer 254, Blei 286 und Zink 1332 mg/kg (HERMS, TENT 1982a). Die Gesamtfläche der Spülfelder beträgt ca. 2000 ha. Sie werden zur Industrieansiedlung, aber auch landwirtschaftlich genutzt; ein großer Teil ist Brachland. In auf Spülflächen angebauten Kulturpflanzen wurden z. T. hohe Cadmiumgehalte gefunden (z. B. Hafer 0.55 mg/kg, Rübenblatt 2.55 mg/kg) (HERMS, TENT 1982b).

Die vorliegende Untersuchung behandelt die Cadmiumbelastung von zwei herbivoren und einer carnivoren Kleinsäugerart eines Spülfeldes im Vergleich zu der auf einer unbespülten Vergleichsfläche.

2. Material und Methode

Es wurden die Cd-Gehalte der Lebern und Nieren von Feldmaus (*Microtus arvalis* PALLAS), Waldmaus (*Apodemus sylvaticus* L.) und Waldspitzmaus (*Sorex araneus* L.) bestimmt (w. = weibliche, m. = männliche Ex.):

Probefläche I: Spülfeld Kirchsteinbek im Osten Hamburgs
(Waldmaus: 8 w., 9 m. Ex.; Feldmaus: 5 w., 9 m. Ex.; Waldspitzmaus 4 w., 6 m. Ex.)

Probefläche II: Wasserwerksgelände Kaltehofe, ca. 4 km südwestlich Kirchsteinbek;
(Waldmaus: 1 w., 6 m. Ex.; Feldmaus: 5 w., 4 m. Ex.; Waldspitzmaus 5 w., 6 m. Ex.).

Aufarbeitung der Proben: Die Organe wurden nach Entnahme zunächst gefriergetrocknet und anschließend im Achatmörser homogenisiert. Der Aufschluß erfolgte nach SPERLING et al.

(1977). Die Messung der Cadmiumgehalte erfolgte mit einem Atomabsorptionsspektrometer (Perkin Elmer 5000) mit Graphitrohröfen.

Kriterium zur relativen Altersbestimmung bei Feld- und Waldmaus war das Körpergewicht (nach REICHSTEIN 1964 bzw. BERGSTEDT 1965); bei der Waldspitzmaus war lediglich eine Einteilung nach dies- und vorjährigen (1 Ex.) Tieren möglich (NIETHAMMER 1956).

Statistische Auswertung: Signifikanzprüfungen zwischen Stichproben wurden mit dem U-Test nach Mann u. Whitney (SACHS 1974) durchgeführt. Angegeben wird α für den zweiseitigen Test.

3. Ergebnisse

Gebietsvergleich: Beim Vergleich der untersuchten Flächen zeigt sich bei allen drei Arten eine höhere Cadmiumkontamination der Spülfeldtiere im Vergleich zu denen der unbespülten Fläche (s. Abb. 1).

Waldspitzmaus:	Leber (2.8), Niere (3.0),
Waldmaus:	Leber (1.2), Niere (2.0),
Feldmaus:	Leber (3.7), Niere (3.6).

In Klammern Angabe der Quotienten der Mittelwerte Spülfeldgehalte dividiert durch Vergleichsflächengehalte.

Artenvergleich: Die Cd-Belastung von Leber und Niere der Waldspitzmaus ist, unabhängig von der Untersuchungsfläche und der Altersstruktur der Stichprobe, signifikant höher als bei Wald- und Feldmaus (Abb. 1, $\alpha = 0.002$). Die Feldmaus weist bei den Lebergehalten der Spülfeldtiere höhere Werte auf als die Waldmaus ($\alpha = 0.002$); umgekehrt ist es jedoch in der Vergleichsfläche ($\alpha = 0.20$). Bei Betrachtung der mittleren Nierengehalte sind hingegen die Werte der beiden Arten im Spülfeld ausgeglichen; in der Vergleichsfläche ist wiederum die Waldmaus höher als die Feldmaus belastet (Abb. 1).

Geschlechtervergleich: Bei der Waldspitzmaus und Feldmaus sind signifikante Unterschiede nur bei den Lebergehalten der Spülfeldtiere feststellbar, bei denen die Werte der Weibchen höher als die der Männchen liegen ($\alpha = 0.05$ für Waldspitzmaus, 0.01 für Feldmaus).

Altersakkumulation: Bei Feld- und Waldmaus der Spülfäche steigt mit zunehmendem Körpergewicht (bzw. Alter) der Cd-Gehalt von Leber und Niere. Bei fast allen - eine Ausnahme - diesjährigen Spitzmäusen ist dies nicht der Fall. Lediglich aus der Vergleichsfläche liegt ein vorjähriges Tier vor, dessen Leber- und Nierenwerte das 17- bzw. 7fache der diesjährigen Tiere beträgt.

Belastungsverhältnisse Niere/Leber: Die Gehalte der Niere sind mit denen der Leber bei allen drei Arten positiv korreliert. Die aus beiden Werten gebildeten Quotienten nehmen mit steigendem Körpergewicht bei der Waldmaus zu ($n = 21$; $r = 0.616$, $p < 1\%$). Bei der Feldmaus ist dieser Zusammenhang nicht signifikant feststellbar. Bei den (diesjährigen) Spitzmäusen bleibt der Quotient mit steigendem Körpergewicht konstant.

4. Diskussion

Artenvergleich: Die erheblich höhere Belastung der Spitzmäuse gegenüber derjenigen von Wald- und Feldmaus deckt sich mit den Befunden anderer Autoren und wird allgemein mit der rein carnivoren Ernährungsweise der Soriciden und der Akkumulation von Cadmium in der Nahrungskette erklärt (z. B. HUNTER, JOHNSON 1982). Die widersprüchlichen Ergebnisse zwischen den beiden untersuchten Gebieten bei den Leber- und Nierengehalten von Wald- und Feldmaus werden wahrscheinlich durch heterogene Altersstrukturen innerhalb der Waldmausstichproben hervorgerufen: In der Spülfäche dominieren die jüngeren Tiere. Die höhere Belastung der Feldmaus gegenüber der Waldmaus wird in der Vergleichsfläche überlagert durch die hier stärker ausgeprägte Altersakkumulation bei der Waldmaus.

Die Nahrung der Feldmaus besteht überwiegend aus Gräsern und krautigen Pflanzenteilen, auch aus Samen, Wurzeln und Arthropoden. Bei der Waldmaus überwiegt der Samenanteil; daneben wird auch animalische Kost aufgenommen (NIETHAMMER, KRAPP 1982). Nach Untersuchungen von NEUGEBOHRN et al. (1984) an Kräutern und Kulturpflanzen auf Spülfächen ist der Cd-Gehalt in den Wurzeln am höchsten, weniger enthalten Blätter und Sprosse. Die geringsten Gehalte wurden in Samen gefunden. Die geringere Belastung der Waldmaus kann durch einen höheren Samenanteil in der Nahrung bedingt sein.

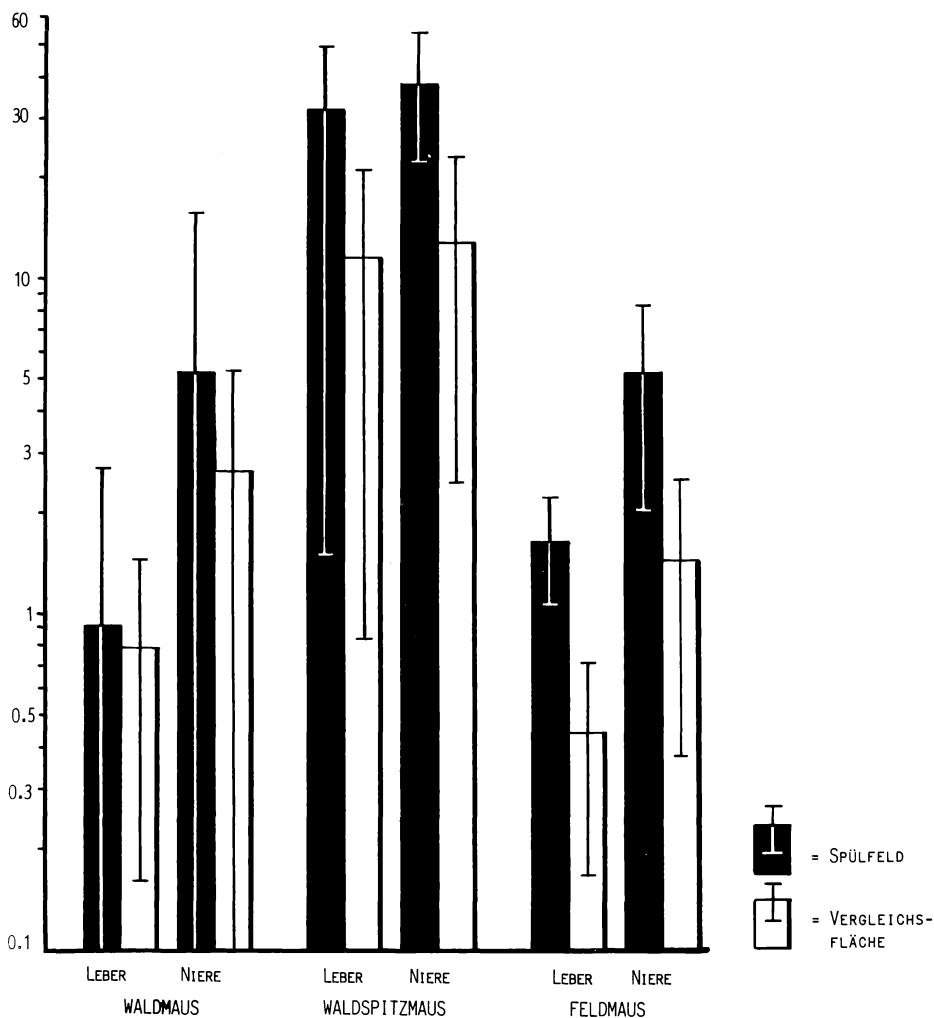


Abb. 1: Durchschnittsgehalte Cd ($\mu\text{g/g}$) von Leber und Niere der drei untersuchten Arten beider Probeflächen (Logarithmische Darstellung der Ordinate).

Gebietsunterschiede: Zur Beurteilung der Schwermetallbelastung durch Luftimmission wurde in Hamburg ein mehrjähriges Untersuchungsprogramm (1980 - 84) mit standardisierten Graskulturen in großflächigem Raster (4×4 km) durchgeführt (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, 1985). Im Jahre 1983 (Fangjahr der Kleinsäuger) wurden beim Meßpunkt in der Nähe des Spülfeldes Kirchsteinbek 0.62 mg/kg Cadmium Trockensubstanz Gras, in der Nähe der Vergleichsfläche 2.34 mg/kg gefunden (3.8fach höhere Immissionsbelastung). Im Jahre 1982 betrug die Belastung der Vergleichsfläche das 11fache von derjenigen des Spülfeldes. Die Cd-Gesamtgehalte der Böden betrugen für das Spülfeld Kirchsteinbek $16 - 17 \text{ mg/kg}$ (Messungen des Bodentechnol. Inst. Bremen), für die Vergleichsfläche Kaltehofe $2 - 5 \text{ mg/kg}$ (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, 1986). Diese Befunde lassen einen stärkeren Einfluß der Bodenvorbelastung auf die Gehalte der Kleinsäugerorgane vermuten als über den aktuellen Eintrag durch Luftimmission.

Belastungsverhältnis Niere/Leber: Der Quotient der Gehalte Niere/Leber nimmt bei der Waldmaus mit steigendem Alter zu. Dies deutet auf eine stärker werdende Bedeutung der Niere als Speicherorgan für Cadmium bei älteren Tieren hin.

Literatur

- BERGSTEDT B., 1965: Distribution, reproduction, growth and dynamics of the rodent species *Clethrionomys glareolus* (SCHREBER), *Apodemus flavicollis* (MELCHIOR) and *Apodemus sylvaticus* (LINNE) in Southern Sweden. *Oikos* 16: 132 - 160.
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG (UMWELTBEBÖRDE), 1985: Bioindikatoren-Meßprogramm 1980 - 1984.
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG (UMWELTBEBÖRDE), 1986: Bodenbericht 1986.
- HERMS U., TENT L., 1982a: Schwermetallgehalte in Hafenschlick sowie in landwirtschaftlich genutzten Hafenschlamm-Spülfeldern im Raum Hamburg. *Geol. Jb.* 12: 3 - 11.
- HERMS U., TENT L., 1982b: Cadmium-Gehalte in Spülfeldern aus Hafenschlick und in darauf angebauten Kulturpflanzen - eine Felderhebungsuntersuchung. *Landw. Forsch. Sonderh.* 39: 448 - 456.
- HUNTER B.A., JOHNSON M.S., 1982: Food chain relationships of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. *Oikos* 38: 108 - 117.
- NEUGEBOHRN L., DECKE U., GUGAT M., NOWAK M., 1984: Schwermetallhaltige Hafensedimente der Freien u. Hansestadt Hamburg als Standorte von Wild- u. Kulturpflanzen. *Jahresber. Inst. Angew. Botanik Hamburg* 97/101: 321 - 342.
- NIETHAMMER J., 1956: Das Gewicht der Waldspitzmaus, *Sorex araneus* LINNE, 1758, im Jahresverlauf. *Säugetierkundl. Mitt.* 4: 160 - 165.
- NIETHAMMER J., KRAPP F., (1982): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Bd. 2/I Nagetiere II. 1. Aufl. Wiesbaden (Akad. Verlagsges.): 649 S.
- REICHSTEIN H., 1964: Untersuchungen zum Körperwachstum und zum Reproduktionspotential der Feldmaus. *Z. wiss. Zool.* 170: 112 - 222.
- SACHS L., 1974: *Angewandte Statistik*. 4. Aufl. Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 545 S.
- SPERLING K.R., BAHR B., KREMLING K., 1977: Heavy metal determination in sea water and in marine organisms with the aid of flameless AAS. IV: Description of a routine method for the determination of cadmium in small samples of biological material. *Z. Lebensmittelunters.-Forsch.* 163: 87 - 91.

Adresse:

Dipl.-Biol. Olaf Kühnast
Dipl.-Biol. Cornelia Hoffmann
Dipl.-Biol. Birgit Zunk
Zoologisches Institut u. Museum Univ.
Martin-Luther-King-Platz 3
D-2000 Hamburg 13

Gel elektrophoretische Untersuchungen zum Nachweis von Genmutationen an
Hand ausgewählter Bioindikatoren aus belasteten Ökosystemen

Wolfgang Köhler, P. Kaurisch, W. Nau und E. Hahn

Synopsis

Environmental induced point mutations are difficult to detect on the level of proteins and seem to be relatively rare even at a strong exposition to environmental pollution. We used the method of high resolution Polyacrylamid-Gelelektrophoresis to estimate environmental induced enzyme variants in three organisms: algae, earthworms (*Lumbricids*) and fly (*Drosophila*). These organisms are representatives of the habitats water, soil and organic waste (human surroundings). It could be demonstrated that the applied technique is highly sensitive for screening induced point mutations.

Agrochemicals, Chlorella, Drosophila, environmental mutagenesis, Lumbricus, PAGE, point mutations.

1. Einführung

Die Konfrontation mit immer neuen chemischen Substanzen führt zu einer permanenten Zunahme der Belastung aller lebenden Organismen. Eine Sonderstellung nehmen hierbei die Umweltchemikalien ein, die bei natürlichen Populationen genotoxische Folgewirkungen hervorrufen. Neuinduzierte Mutationen, die möglicherweise schädlich für die betroffenen Individuen bzw. Nachkommen sind, können viele Generationen persistieren, sich akkumulieren und somit kurz- oder langfristig zu folgenschweren Belastungen der Populationen führen.

Die Untersuchung dieser Phänomene erfolgt meist unter populationsgenetischen Aspekten. Seltener wird der Versuch eines direkten Nachweises kleinster genetischer Veränderungen (Punktmutationen) am Genlocus geführt, um so die phänotypischen Veränderungen an den untersuchten Organismen mit deren Genotypen in direkte Beziehung setzen zu können, d. h. seltener wird versucht, die Mutationsbelastung der natürlichen Population zu quantifizieren. Grund hierfür sind u. a. methodische Schwierigkeiten sowie die Forderung nach einem vertretbaren experimentellen Aufwand. Hinzukommt die Problematik, daß Ursachen-Wirkungsbeziehungen nur mit Korrelationen belegt werden können.

In der vorliegenden Arbeit wird der experimentelle Nachweis von Punktmutationen durch die Methode der Polyacrylamid-Gelelektrophorese erbracht. Das hohe Auflösungsvermögen dieses Verfahrens ermöglicht es, nicht nur den Wegfall ganzer Proteinklassen zu entdecken, sondern auf der Ebene von Enzymproteinen auch nahezu alle Punktmutationen bei den analysierten Strukturgenen aufzuspüren. Um vergleichbare Daten über die genetische Belastung verschiedener Ökosysteme zu erhalten, wurden drei verschiedene Organismengruppen ausgewählt:

- | | |
|--|------------------------|
| I. Algen | : Gewässer |
| II. Regenwürmer (<i>Lumbriciden</i>) | : Böden |
| III. Fliegen (<i>Drosophila</i>) | : organische Substrate |

Diese drei Vertreter wurden an verschiedenen Enzymloci getestet.

2. Material und Methoden

2.1 Algen

Die Anzucht der Algen (*Chlorella fusca*, Stamm 211-8b) erfolgte in einer Nährlösung (NL) nach KÜHL (1962) bei einem Licht-Dunkel-Wechsel von 14:10 Std., 29 °C Umgebungstemperatur und 10 000 Lux, in einer eigens für diese Versuche hergestellten Algenkulturanlage. Die leichte Synchronisierbarkeit und der schnelle Generationswechsel (24 Stunden) von *Chlorella* ermöglichen ein Arbeiten unter konstanten Bedingungen sowie eine gute

Reproduzierbarkeit von Versuchsergebnissen. Der Nährlösung wurden jeweils unterschiedliche Konzentrationen an

Zink (0.1 μM bis 1 mM ZnSO_4 in der NL) sowie
Cadmium (0.01 μM bis 0.1 mM CdSO_4 in der NL)
zugegeben und der Einfluß auf Wachstum und Stoffwechsel analysiert.

Da Schwermetalle (SM) mit Proteinen in verschiedene Interaktionen treten können, wurde mit Hilfe der SDS-Polyacrylamid-Gelelektrophorese (PAGE) das Proteinspektrum von mittel- und stark kontaminierten Varianten dargestellt, um mögliche Veränderungen gegenüber unkontaminierten Algen feststellen zu können. Neben der Trockensubstanz wurden auch Chlorophyllgehalte sowie die Akkumulation von SM durch *Chlorella* ermittelt (KAURISCH 1984, BAUNEMANN 1985).

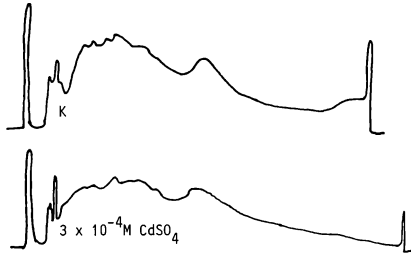


Abb. 1: Pherogramme des Cadmiumsteigerungsversuches
K = Kontrollserie

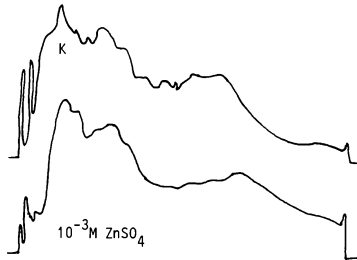


Abb. 2: Pherogramme des Zinksteigerungsversuches
K = Kontrollserie

2.2 *Drosophila*

2 - 3 Tage alte Männchen einer isogenen Linie von *Drosophila melanogaster* wurden mit 4 verschiedenen Konzentrationen des Mutagens Ethylmethanesulfonate (EMS) gefüttert und nach entsprechenden Kreuzungen (MÜLLER-5) auf induzierte X-chromosomale rezessive Letalfaktoren getestet. Die F2-Nachkommen aus den verschiedenen Tests wurden zusätzlich auf Enzymvarianten untersucht.

Hierzu wurden die zu untersuchenden Fliegen in Eppendorfreaktionsgefäßen bei $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ tiefgefroren und unmittelbar vor Beginn der Elektrophorese in einer 40 %igen Saccharoselösung homogenisiert (8 - 11 Individuen).

Die verwendete Polyacrylamid-Rundgelelektrophorese (Bio-Rad) bietet die Möglichkeit, pro Lauf in jeder Apparatur Gele mit verschiedenen Acrylamidkonzentrationen zu verwenden. In Anlehnung an die Methode von JOHNSON (1977) wurden 6 Konzentrationen zwischen $T = 5\%$ und 10% benutzt. Nach der Polymerisation von Trenngel (45 min.) und Sammelgel (30 min. in UV) wurden die Rundgele in die Apparatur eingesetzt und die Probe zusammen mit dem Standardprotein Hämoglobin (Hb) und Bromphenolblau aufgetragen. Der verwendete Elektrodenpuffer ist ein TRIS-GLYCIN-Puffer (pH 8.3). Zu Beginn der Auftrennung wurde für 20 min. eine konstante Stromstärke von 24 mA (2 mA/Gel), anschließend eine solche von konstant 30 mA (ca. 2 Std.) angelegt. Die untersuchten Enzyme wurden in Anlehnung an bekannte Färberezepte angefärbt (SHAW, PRASAD 1970; HARRIS, HOPKINSON 1976). Mittels eines Scanners (Desaga Quick Scan Densitometer: Filter 525 nm) werden die Laufstrecken für Enzym, Standard Hb und die Gesamtgellänge (Front des Bromphenolblau) gemessen.

Die Auswertung der ermittelten Laufstrecken erfolgt im Ferguson-Plot (FERGUSON 1964); dabei werden die relativen Beweglichkeiten (R_f : Quotient der Laufstrecken) von Enzym und Standard in halblogarithmischen Raster gegen die Acrylamidkonzentration (T %) aufgetragen. Auf Grund der linearen Beziehung haben ROBBARD u. CHRAMBACH (1970) nach dem vereinfachten Modell

$$\log(R_f) = \log(M_0/u_f) + K_R \cdot T$$

$$\text{beziehungsweise} \quad y = a + b \cdot x$$

für die PA-Gelelektrophorese die Möglichkeit geschaffen durch die Auswahl der Parameter b (K_R : Steigung der Geraden) und Y (bei $T = 7.5\%$) die Beziehung zwischen der Mobilität des Proteins und der Porengröße des Gels auch graphisch deutlich zu machen. Es wird in dieser Darstellung um die Werte des Standards eine 99 % Vertrauensellipse (VE) berechnet und auf die Enzymwerte übertragen. Damit wird die methodisch bedingte Variation in der Ellipse eingeschlossen und die abweichenden Enzymvarianten (Mutationen) durch ihre Lage außerhalb der Ellipse identifiziert.

2.3 Lumbriciden

Im Ökosystem Boden sind neben den atmosphärischen Immissionen vor allem Pestizide als Umweltchemikalien von Bedeutung (BEYER et al. 1985, DIERCKENS et al. 1985). Als Testorganismus für die Belastung bestimmter Areale eignet sich auf Ackerstandorten *Lumbricus terrestris* (COLE et al. 1976). Um eine Aussage über die Mutationsbelastung durch Agrochemikalien machen zu können, werden Populationen von *Lumbricus terrestris* von drei landwirtschaftlichen Betrieben mit unterschiedlicher Bewirtschaftung untersucht.

- I) Biologisch dynamischer Betrieb, der auf den Einsatz von Agrochemikalien ganz verzichtet.
- II) Konventionell bewirtschafteter Betrieb, wo versucht wird, durch Beachtung von Schadschwellen den Einsatz von Agrochemikalien zu minimieren.
- III) Konventionell bewirtschafteter Betrieb mit intensiven Einsatz von Agrochemikalien gegen Schaderreger und Unkräuter/-gräser.

Zum Fang der Regenwürmer wird Formalin (0.2 %) als Expellens benutzt. Es werden nur erwachsene Exemplare von *Lumbricus terrestris* für die Untersuchung verwendet. Sie werden nach dem Fang 3 Tage auf feuchtem Filterpapier gehalten, damit sich ihr Darm zumindest teilweise entleert. Anschließend werden die Tiere getötet und die Proben dann gefriergetrocknet.

Zur Untersuchung der Mutationsbelastung der Populationen von *Lumbricus terrestris* wird die an *Drosophila melanogaster* entwickelte Methode zum Nachweis von Punktmutationen eingesetzt (s. o.). Zur Darstellung der Enzyme wurden neben dem von ORNSTEIN (1964) vorgeschlagenen Puffersystem (TRIS/Glycin) für verschiedene Enzyme andere Puffersysteme zur optimalen Konzentrierung der Enzymbanden verwendet. Parallel zu den Studien an natürlichen Populationen von *Lumbricus terrestris* werden Untersuchungen an Laborzuchten von *Eisenia foetida* durchgeführt. Hierfür wurde 0.03 %ige Lösung (0.05 ml) N-Ethyl-N-Nitrosoharnstoff (ENU) in das vordere Körperdrittel der Regenwürmer injiziert. Da ENU in starkem Maße Punktmutationen erzeugt (VOGEL 1984), soll so im Vergleich von Kontrollpopulation mit der Nachkommenschaft der behandelten Tiere die Nachweismethode für Punktmutationen bei Regenwürmern getestet werden.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Algen

3.1.1 SDS-PAGE

Mit steigenden Konzentrationen an Zn und Cd (10 μM bis 1 mM ZnSO_4 und 0.5 μM bis 0.1 mM CdSO_4 in der NL) kommt es zu Ausfällerscheinungen ganzer Proteingruppen im hochmolekularen Bereich (MG 59 000 bis 94 000). Densitometrisch läßt sich eine Abflachung vorher deutlich ausgeprägter Peaks feststellen.

Auch im mittleren Molekulargewichtsbereich (MG 35 000 bis 54 500) kommt es zu einer Verarmung an Proteinklassen bzw. zu einer Verschiebung in den niedermolekularen Bereich. Diese Beobachtungen bestätigen die Annahme, daß eine erhöhte Kontamination mit SM zu einer Störung der Synthese höhermolekularer Verbindungen führen kann. Wie aus verschiedenen Untersuchungen hervorgeht werden durch Cd und Zn insbesondere die Enzyme des Cytoplasmas beeinflusst (ERNST, DAMME 1983). Sehr empfindlich sollen die Nitratreduktase (MATHYS 1975, KINZEL 1982), sowie die Glutamatdehydrogenase (WEIGEL, JÄGER 1980) reagieren, die beide Schlüsselenzyme des pflanzlichen N-Haushaltes sind.

3.12 Trockensubstanz

Hinsichtlich der Entwicklung der Trockensubstanz kann bei $0.1 \mu\text{M}$ bis $1 \mu\text{M}$ CdSO_4 eine signifikante Erhöhung festgestellt werden, die jedoch mit steigender Konzentration (ab $5 \mu\text{M}$) wieder abfällt. Eine Stimulierung durch geringe Konzentrationen an Cadmium wurde auch von anderen Autoren beobachtet (VALLER, ULMER 1972; MAIER 1977; MEISCH et al. 1979, 1981; DUDDRIDGE, WAINWRIGHT 1980; WEIGEL, JÄGER 1980). Der Grund hierfür wird u. a. in einer Erhöhung der Membranpermeabilität und in dem damit verbundenen erhöhten Influx in die Zelle gesehen, mit dem eine erhöhte Stoffwechsel- bzw. Enzymaktivität einhergeht. Die bei der elektrophoretischen Untersuchung festgestellte Anreicherung niedermolekularer Verbindungen könnte hierdurch erklärt werden. Bei Zugabe von ZnSO_4 gleicht die TS-Bildung einer Sättigungskurve, fällt aber schließlich mit steigender Konzentration ($10 \mu\text{M}$) signifikant ab, was auf einen zunehmenden toxischen Effekt hindeutet.

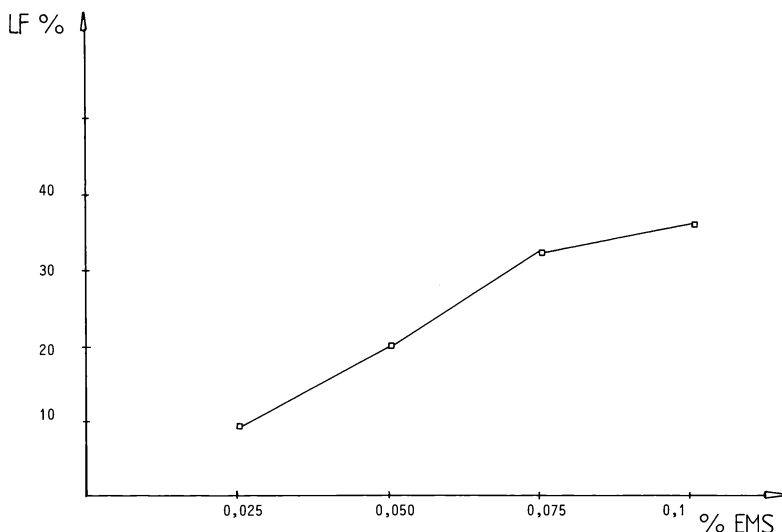


Abb. 3: Letalfaktorrate (LF) in % bei *Drosophila melanogaster* (Muller-5) mit vier verschiedenen Konzentrationen des Mutagens EMS (% v/v)

3.2 *Drosophila*

Die durchgeführten Tests auf X-chromosomale rezessive Letalfaktoren mit den 4 verschiedenen EMS-Konzentrationen ergaben die in Abb.3 dargestellte Dosis-Wirkungsbeziehung. Als Beispiel für induzierte Punktmutationen wird hier das Enzym Glucose-6-phosphatdehydrogenase (G6PDH) mit seinem Genlocus auf dem X-Chromosom ausgewählt. Der Vergleich der Ergebnisse der behandelten Fliegen (Abb. 4b) mit denen der Kontrollserie (Abb. 4a) zeigt deutlich, daß bei 25,5 % Enzymvarianten auftreten. Die Änderungsraten der G6PDH in allen Konzentrationsstufen EMS sind in Abb. 5 graphisch dargestellt. Sie belegen eine hohe Rate an induzierten Mutationen, die aber keinen Ausfall des Enzyms zur Folge hatten. Die Mutationsrate liegt bei dieser Untersuchungsmethode über der anderer Methoden. Sie bestätigt bereits geäußerte Vermutungen, daß die Rate an induzierten Punktmutationen höher liegt als mit bisherigen Standardmethoden nachzuweisen war. Im Vergleich zum Muller-5-Test beträgt die Rate an Punktmutationen *pro Locus* etwa 25 % der Rate induzierter Letalfaktoren *pro Chromosom*, d. h. die Rate der Punktmutationen ist etwa um den Faktor 500 größer (*pro Locus*).

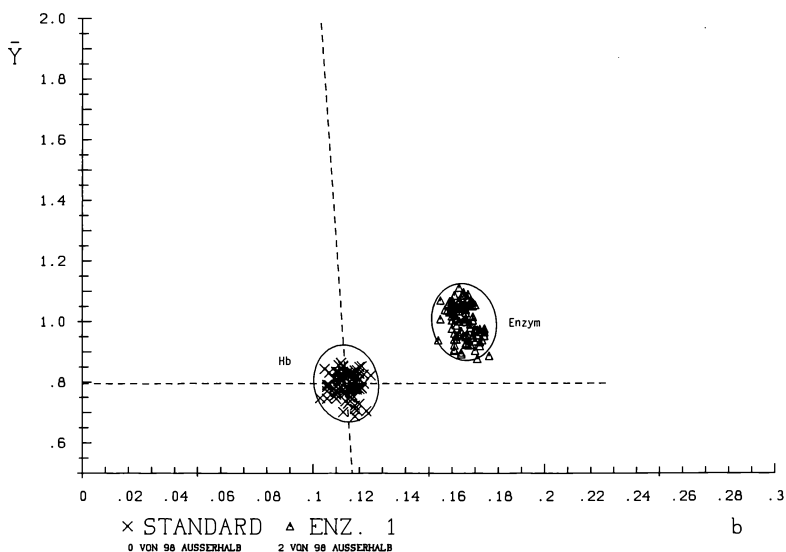


Abb. 4a: 99.0 Prozent Vertrauensellipsen für die Gesamtprobe und den Mittelwert der Probe Enzym : Glucose-6-Phosphat-Dehydrogenase Kontrollserie

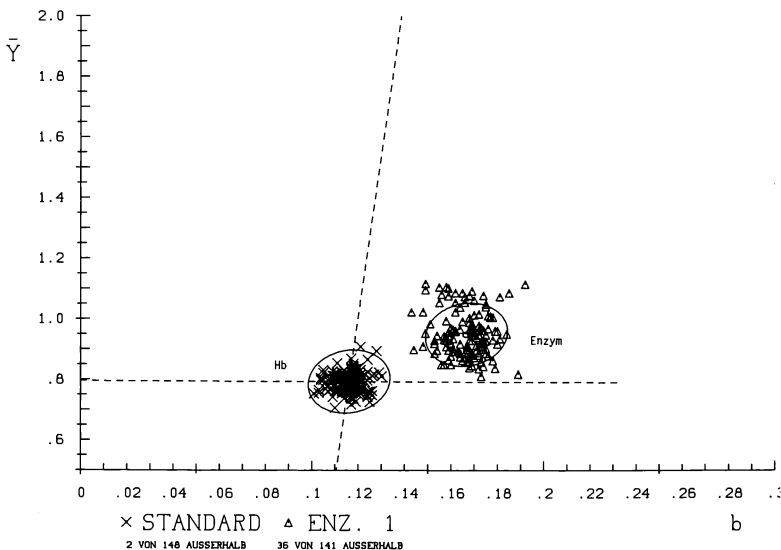


Abb. 4b: 99.0 Prozent Vertrauensellipsen für die Gesamtprobe und den Mittelwert der Probe Enzym : Glucose-6-Phosphat-Dehydrogenase Ems-Behandlung 0.05 %

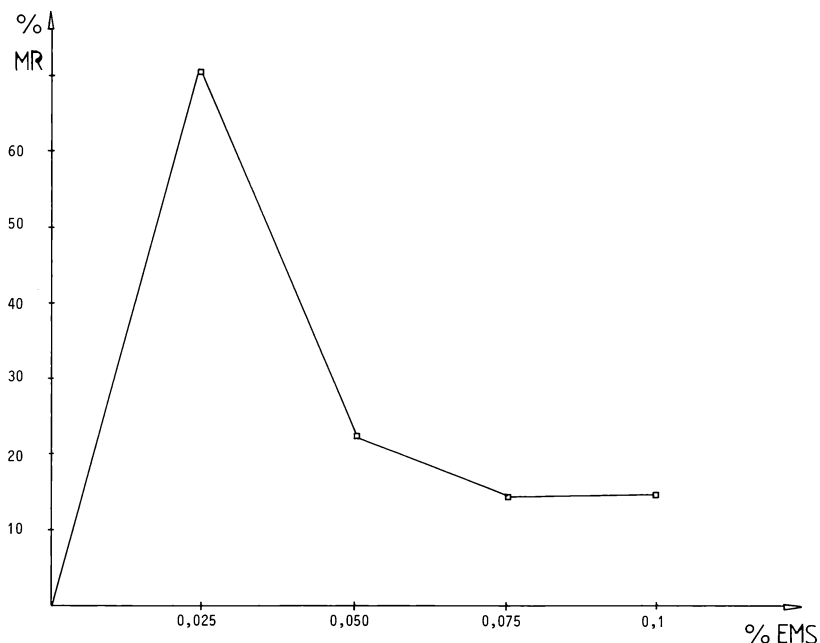


Abb. 5: Mutationsrate (MR) in % des Enzyms Glucose-6-Phosphat-Dehydrogenase (G6PDH) bei den vier verschiedenen Konzentrationen des Mutagens EMS (% v/v)

3.3 Lumbriciden

Die bisher unternommenen Versuche an *Eisenia foetida* dienen zur Anpassung der Elektrophoresetechniken an das Untersuchungsmaterial. Von den 26 getesteten Enzymsystemen zeigten 11 bei unterschiedlichen Puffersystemen meßbare, scharfe Banden. In Tab. 1 werden die angefärbten Enzyme mit den dazu eingesetzten Puffersystemen und der Zahl der bisher dargestellten Enzymbanden angegeben.

Die Ergebnisse stimmen mit der Arbeit von ROBOTTI (1982) überein, der mit anderen Elektrophoresetechniken die genetische Variation innerhalb der Art *Eisenia foetida* untersuchte. Er fand bei der Anfärbung von Esterasen 4 Banden und ordnete 3 davon einem Genlocus zu, während er

Tab. 1: Bei *Eisenia foetida* dargestellte Enzymsysteme

Enzym	Abk.	E.C.Nr.	Puffersystem	Banden
Saure Phosphatase	APH	3.1.3.2	Pyridin/Acetat ¹⁾	1
Esterase	EST	3.1.1.1	TRIS/Glycin ²⁾	4
Glutamat Dehydrogenase	GDH	1.4.1.2	N-Ethylmorpholin/ Acetat (NEM/Ac) ³⁾	2
Phosphoglukose Isomerase	FGI	5.3.1.9	TRIS/Glycin	1
Glukose-6-Phosphat Dehydrogenase	G6PDH	1.1.1.49	TRIS/Glycin	1
Laktat Dehydrogenase	LDH	1.1.1.27	TRIS/Glycin	2
Leucin-Aminopeptidase	LAP	3.4.11.-	TRIS/Glycin	3
Malat Dehydrogenase (NAD)	MDH	1.1.1.37	TRIS/Glycin	3
Malat Dehydrogenase (NADP)	ME	1.1.1.40	TRIS/Glycin	2
Phosphoglukose Mutase	PGM	2.7.5.1	NEM/Ac	2
Triosephosphat Isomerase	TPI	5.3.1.1	TRIS/Glycin	1

1) Puffersystem 17 nach CHRAMBACH u. JOVIN (1983)

2) Puffersystem nach ORNSTEIN (1964)

3) Puffersystem 6 nach CHRAMBACH u. JOVIN (1983)

die 4. immer wieder auftretende Bande einem zweiten unabhängigen Esterasesystem zuschrieb. Übereinstimmende Bandenzahl ist auch bei PGM, ME, PGI und MDH festzustellen. Hier ordnete ROBOTTI (1982) die auftretenden Banden verschiedenen Allelen am gleichen Genort zu. Bei LDH wurden 2 Banden gefunden (ROBOTTI 1982: 1 Bande). Ihre Zuweisung zu einem oder zwei Genloci wird erst nach weiteren Untersuchungen möglich sein.

Literatur

- BAUNEMANN R., 1985: Einfluß kombinierter Zink- und Cadmiumgaben auf Wachstum, Chlorophyllgehalt, Schwermetallakkumulation und Proteinmuster der einzelligen Grünalge *Chlorella fusca* in Synchronkultur. Dipl.-Arbeit Univ. Gießen (Inst. für Pflanzenern.).
- BEYER W.N., CROMATIE E., MOMENT G.B., 1985: Accumulation of methylmercury in the earthworm *Eisenia foetida*, and its effect on regeneration. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34: 157 - 162.
- CHRAMBACH A., JOVIN T.M., 1983: Selected buffer systems for moving boundary electrophoresis on gels at various pH values presented in a simplified manner. Electrophoresis 4: 190 - 204.
- COLE R.L., SAUBORN J.R., METCALF R.L., 1976: Inhibition of corn growth by aldrin and the insecticide's fate in soil, air, crop, and wildlife of a terrestrial ecosystem. Environ. Entomol. 5: 583 - 589.
- DIERCXENS P., WECK D. de, BORSINGER N., ROSSET B., TARRADELLAS J., 1985: Earthworm contamination by PCBs and heavy metals. Chemosphere 14: 511 - 522.
- DUDDRIDGE J.E., WAINWRIGHT M., 1980: Heavy metal accumulation by aquatic fungi and reduction in viability of *Gammarus pulex* fed Cd^{2+} contaminated mycelium. Water Res. 14: 1605 - 1611.
- ERNST W.H.H., DAMME B.J. van, 1983: Umweltbelastung durch Mineralstoffe. Stuttgart (Fischer).
- FERGUSON K., 1964: Starch gel electrophoresis: Application to the classification of pituitary proteins and polypeptides. Metabolism 13: 985-1002.
- HARRIS H., HOPKINSON D.A., 1976: Handbook of Enzyme. Electrophoresis in Human Genetics. New York (Am. Elsevier).
- JOHNSON G.B., 1977: Evaluation of the stepwise mutation model of electrophoretic mobility: Comparison of the gel sieving behavior of alleles at the esterase-5 locus of *Drosophila pseudo-obscura*. Genetics 87: 139-157.
- KAURISCH P., 1984: Schwermetallgehalte, Chlorophyllsynthese und Änderung des Proteinmusters bei der Einzelligen Grünalge *Chlorella fusca* in Synchronkultur mit steigenden Mengen an Zink und Cadmium im Kulturmedium. Dipl.-Arbeit Univ. Gießen (Inst. für Pflanzenern.).
- KINZEL H., 1982: Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Stuttgart (Ulmer).
- KUHL A., 1962: Zur Physiologie der Speicherung kondensierter anorganischer Phosphate in *Chlorella*. Beitr. Physiol. Morphol. Algen 6 : 157 - 162, Stuttgart.
- MAIER R., 1977: Die Wirkung von Pb auf die NADabhängige Malat-Dehydrogenase in *Medicago sativa* L. und *Zebrina pendula* Schnitzel. Z. Pflanzenphysiol. 5: 319 - 326.
- MATHYS W., 1975: Enzymes of heavy metal resistant and non-resistant populations of *Silene cucubalus* and their interaction with some heavy metals in vitro and in vivo. Physiol. Plant. 33: 161 - 165.
- MEISCH H.U., SCHMITT J.A., SCHOLL A.R., 1979: Growth stimulation by cadmium in the mushroom *Agaricus abruptibulbus*. Naturwiss. 66: 209.
- MEISCH H.U., SCHOLL A.R., SCHMITT J.A., 1981: Cadmium ein Wachstumsfaktor für den Schiefknolligen Anischampginon. Z. Naturforschung 36c: 765 - 771.
- ORNSTEIN L., 1964: Disc-electrophoresis I: Background and theory. Ann. N.Y.Acad. Sci. 121: 329-349.
- ROBOTTI C.A., 1982: Biochemical polymorphism of earthworms 4. Enzymes of *Eisenia foetida* (Annelida, Oligochaeta). Monitore Zool. Ital. (N.S.) 16: 341 - 344.
- RODBARD D., CHRAMBACH A., 1970: Unified theory of gel electrophoresis and gel filtration. Proc. Nat. Acad. Sci. 65: 970-986.
- SHAW C.R., PRASAD R., 1970: Starch gel electrophoresis of enzymes - a compilation of Recipes. Biochem. Genetics 4: 297-320.
- VALLEE B.L., ULMER D.D., 1972: Biological effects of mercury, cadmium and lead. Rev. Biochem. 49: 91 - 129.

- VOGEL E.W., 1984: Assessment of genotoxic profiles of mono-functional alkylating agents in relation to their initial interaction pattern with DNA. Bull. Pol. Ac. Sci. 32: 185 - 195.
- WEIGEL H.-J., JÄGER H.J., 1980: Different effects of cadmium in vitro and in vivo on enzyme activities in bean plants (*phaseolus vulgaris* L.e.v. Sankt Andreas). Z. Pflanzenphysiol. 97: 103 - 113.

Adresse:

P. Kaurisch
W. Nau
E. Hahn
Prof. Dr. Wolfgang Köhler
Biometrie und Populationsgenetik
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung II
Ludwigstr. 27
D-6300 Gießen

Fülle – Schwund – Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich? Über Grenzen des Naturschutzes in Mitteleuropa unter den derzeitigen Rahmenbedingungen

Hermann Ellenberg

Synopsis

In spite of many efforts in nature conservation on administration, society and field activity levels Red Data Lists have become longer instead of shorter. What has gone wrong? Which influences are not yet fully understood? - I. Losses of species from parts of Central Europe will only exceptionally exterminate that species as a whole. - II. Red Data Lists describe temporal trends in the influence of different ecofactors if ecological requirements of threatened and nonthreatened species can be compared quantitatively. This is possible for vascular plants by analyzing their 'indicator values' (ELLENBERG 1979). Most obvious differences are observed in the nitrogen indicator values with most of the threatened plants surviving under nitrogen deficient conditions, only. As there exists a nitrogen input from the air from wet and dry depositions (NO_x , NH_x) ranging between about 20 and more than 70 kg N per hectare per year depending on exposition of the stand and on structure of the vegetation, stands poor in nitrogen disappear even in remote areas. Floristic and architectural structures of the vegetation and their related microclimates and nutrient cycles consequently are changed effectively by mechanisms called 'natural' competition. Animal populations are forced to react to those nitrogen-induced changes in their food resources and habitat structures. Future trends will see even less species in Central Europe, as there are only few species available that are able to compete effectively under conditions rich in nitrogen, becoming more and more acidic (partially from immissions, too) and getting light-deficient on the ground level (see fig. 4). - III. Nature conservation strategies that concentrate on confined areas and on island biogeographical aspects are necessary. But they will be insufficient. New concepts have to be found in cooperation with society.

Bioindication, eutrophication, nature conservation strategies, nitrogen immissions, Red Data Lists, species richness.

1. Situation

Naturschutz versucht, sich gegen Veränderungen in der Landschaft zu stemmen und laufende Änderungen zu bremsen, zu verzögern. Er versteht sich als konservierend und reibt sich auf als 'Sand im Getriebe' großräumig wirksamer Wirtschaftsprozesse. Wo Naturschutz aktiv zu gestalten bzw. zu steuern versucht, kommt er rasch in Konkurrenz zu den Zielen anderer Naturschützer: je mehr engagierte Schützer, desto mehr, oft kontroverse Ziele auf stets allzu begrenzter Fläche. Je mehr Naturschutz, desto mehr Opposition erwächst überdies aus den Interessen anderer Landnutzer. Auch an dieser Stelle befindet sich der Naturschutz üblicherweise am schwächeren Hebel. Wo Naturschutz aktiv zu gestalten versucht, läuft er Gefahr, sich selbst zum Handlanger der Naturzerstörung zu machen. Abgrabungen und der Bau von Verkehrswegen schaffen Rohböden und wenig gedüngte Flächen, auf denen sich manche seltenen Arten einstellen und einige Zeit halten können. Bezeichnend für diese Situation scheint der einführende Satz zur 'Vorschriftensammlung Naturschutz und Landschaftspflege in Schleswig-Holstein' (BUSCH 1984): "Praktischer Naturschutz wird nicht mit papierenen Paragraphen betrieben, sondern mit Hacke und Schaufel, Beil und Säge, Fernglas und Erfassungsbogen, ja sogar - bei der Rückgewinnung und Neuanlage von Feuchtgebieten - mit Bagger und Planiererraue".

Ein wesentlicher Teil erfolgreichen Naturschutzes, d.h. der Erhaltung und Entwicklung von Lebensräumen für als 'schutzwürdig' definierte Biozöosen, muß 'angewandte Ökologie' sein. Aber auf dem langen und verflochtenen Weg vom erkennenden Ökologen über den wertenden Schützer, der Wählerstimmen in zunehmendem Maße zu mobilisieren versteht, zum verordnenden Gesetzgeber und der vollziehenden Landschaftspflegebehörde bleibt eine der individuellen Situation entsprechende, differenzierende Betrachtungsweise nur in seltenen Fällen nicht auf der Strecke. Artenschutzansprüche lassen Naturschutz in zunehmendem Maße

bewußt als weitere, zusätzlich konkurrierende Landnutzung erscheinen, mit der Folge, daß die Befugnisse von Landschaftspflegebehörden auf dem für unvermeidbar gehaltenen Minimum eingefroren werden. Sie bleiben deshalb wegen Arbeitsüberlastung wenig effektiv und leiden nicht selten unter Resignation. Quasi über Wählerstimmen erzwungene minimale personelle und finanzielle Aufstockungen in den Behörden werden auf Naturschutzseite - gewöhnt an unzureichende Ausstattung - dankbar als Erfolg gewertet. Letztlich geht es jedoch weiter um Nutzungskonkurrenz. Darum wird Naturschutz vorerst von vielen zumindest als hinderlich gesehen.

Organisatorische und finanzielle Probleme der Landwirtschaft im Rahmen der Europäischen Gemeinschaft sowie der betriebswirtschaftliche Zwang zur Intensivierung leiten in jüngster Zeit in einigen Bundesländern ungeahnte Finanzströme durch die 'Argumentationsschleuse Naturschutz'. Es geht um Entschädigungszahlungen für Nutzungsverzichte - gemessen an den agrartechnischen Möglichkeiten - mit dem Ziel, die verschiedenen Produktions'berge' abzubauen zu helfen. Das Schlagwort heißt 'Extensivierung'. Solche Extensivierungsprogramme werden offensichtlich von der Landwirtschaft, der z.Z. 725 DM pro Hektar und Jahr Zuschuß direkt aus öffentlichen Mitteln gewährt wird (THOROE 1986)¹⁾, dankbar angenommen. Im Namen des Naturschutzes sind wohl kaum je ähnlich umfangreiche Mittel bewegt worden. Soweit zu erkennen ist, werden deshalb auch von Naturschutzseite die Extensivierungsprogramme überwiegend als besondere Chance begrüßt.

'Rote Listen' (BLAB et al. 1984) wurden in den vergangenen etwa 10 Jahren wesentliche Datenbasis und Argumentationshilfe für den Naturschutz, namentlich für die Beurteilung der Schutzwürdigkeit ausgewählter Flächen. Ein Viertel bis zwei Drittel der Arten verschiedener Verwandtschaftsgruppen gelten als in der Bundesrepublik Deutschland gefährdet. 'Rote Listen' sind Bilanzen über Seltenheit und Seltenerwerden. Sie machen aus Zuständigkeitsgründen raumbezogene und aus Kenntnisgründen zeitbezogene Aussagen. Zeitlich beschränken sie sich auf den Trend im Verlauf der letzten etwa 100 Jahre, räumlich auf die jeweiligen politischen Grenzen. Diese Beschränkungen werden in der täglichen Arbeit mit 'Roten Listen' nicht immer beachtet.

2. Problem

Trotz bemerkenswerter Fortschritte in der öffentlichen Anerkennung der Bestrebungen des Naturschutzes, trotz erheblicher Aufstockung des Personalbestandes - von nahezu Null auf immer noch wenig - in den zuständigen Behörden, trotz hoher Zuwächse in den Mitgliederzahlen naturschutzengagierter Verbände und trotz mancher weiterer aus Naturschutzsicht positiv zu bewertender Entwicklungen - werden 'Rote Listen' bei Neuauflage und Überarbeitung eher länger als kürzer. Welche wesentlichen Gesichtspunkte haben wir übersehen? Wo klaffen Verständnislücken? Lassen sie sich schließen?

Mit vorliegendem Beitrag sei ein weiterer Versuch unternommen, den vielfältigen Landnutzern mehr Einsicht in die Folgen ihres Handelns zu vermitteln, aber auch mehr Verständnis für Zusammenhänge in die oft einseitig argumentierenden, überwiegend artenschutzmotivierten, untereinander konkurrierenden Naturschutzreihen einzubringen. Naturschutz als Voraussetzung für nachhaltige Leistungs- und Nutzungsfähigkeit von Ökosystemen sollte ein zentrales Anliegen werden. Dabei könnte auch Artenschutz - quasi als Nebenprodukt - entstehen.

3. Zur Bewertung von Artenreichtum und Artenschwund

Die bestehenden Kenntnislücken über das Arteninventar Mitteleuropas in der Vergangenheit haben FUKAREK (1979, 1980) nicht abgehalten, eine Übersicht zu versuchen über den Trend der Anzahl mitteleuropäischer Pflanzenarten im Verlauf der letzten gut 4000 Jahre. Die Entwicklung führte auf Grund vielfältiger Ursachen zur maximalen Artenzahl in der Zeit von etwa 1750 bis 1850 n.Chr.²⁾ Im ursprünglichen Waldland Mitteleuropa existierten, vom Hochgebirge einmal abgesehen, sicher weit unter 2000 Gefäßpflanzenarten. Die Liste von SUKOPP et al. (1978) führt einschließlich der mehr als 600 'gefähr-

¹⁾ Die 'aktiven' Zuschüsse für die Forstwirtschaft sind in der Bundesrepublik Deutschland mit 25 DM pro Hektar und Jahr vergleichsweise sehr gering.

²⁾ Wie Fukarek mir 1986 brieflich mitteilte, kann er diese Entwicklung für seinen Wirkungsbereich (Mecklenburg) inzwischen auch explizit mit Zahlen belegen.

deten' gut 2650 Arten allein für die Bundesrepublik Deutschland und Berlin (West) auf. Der Rückgang der gefährdeten Arten in unserem Raum scheint bei alleiniger Betrachtung der letzten 100 Jahre beängstigend. Angesichts der längerfristigen Entwicklung erhält er ein anderes Gewicht. Welche Ökofaktoren fördern Artenreichtum und mindern ihn, wenn sie in umgekehrter Richtung wirken?

Artenreichtum pro Flächeneinheit, als Momentaufnahme in einem zeitlichen Kontinuum, nimmt mit der Vielfalt der Habitatstrukturen eines Landschaftsausschnitts zu. Diese Strukturiertheit wird bis zu einem gewissen Grade durch Landnutzung gefördert. Erst großflächig einheitliche Nutzung, die mit der Gewalt von Energie- und Stoffimporten aufrecht erhalten wird, führt wieder zu geringeren Artenzahlen pro Flächeneinheit als auf naturnahen Flächen. HAEUPLER (1974) hat dies an Beispielen aus der floristischen Kartierung Südniedersachsens anschaulich belegt. Bezüglich der Anzahl an Vogelarten pro km² unterschiedlicher Struktur haben wir im Saarbrücker Raum ähnliche Erfahrungen gemacht (ELLENBERG 1982). Artenzahlen pro Flächeneinheit, im Gesetzestext: "Vielfalt", können somit ohne eine weitgehende qualitative Bewertung kein geeignetes Kriterium für Schutzwürdigkeit sein.

Tab. 1: Vogelarten pro km² im Raum Saarbrücken 1980-1982.
Mittel aus je 8 km² ähnlicher Habitatstruktur (City: nur 1 km²).

naturnah		ländlich		städtisch	
vorwiegend Nadelwald	37	traditionell*)	56	äußerer Stadtrand	49
		mit viel Wald	51		
vorwiegend Laubwald	37	mit wenig Wald	51	innerer Stadtrand	37
		ausgeräumte Landschaft**)	33	Innenstadt	18
				City	7

*) Feld, Wiese, Wald, Brache, Streuobstwiese, Dorf - ohne offene Gewässer.
**) Kaum Wald, intensive Landwirtschaft, Dörfer mit alten Dorfkernen und Erweiterungen durch 'Schlafsiedlungen'.

Seltene Arten haben 'definitionsgemäß' wenig Anteil an der Individuenzahl einer Lebensgemeinschaft. Bei einer Anordnung der vorhandenen Arten nach ihrer Registrierungshäufigkeit entfielen in einem Beispiel über Vögel im Sachsenwald östlich von Hamburg (ELLENBERG et al. 1985) auf das erste Drittel der häufigsten Arten 94% der Registrierungen (Anzahl 1983: 6620 Reg. auf 10 km² Wald). Das mittlere Drittel der Arten teilten sich weitere gut 5% der Registrierungen. Auf die letzten 23 der 67 vorhandenen Waldvogelarten entfielen nur knapp 1% aller Registrierungen. Es handelte sich jedoch bei allen um typische Waldbewohner.

Aus der ornithologischen Arbeit in Saarbrücken und Hamburg wurde ein weiterer, über breite Bereiche reproduzierbarer Zusammenhang deutlich: Die beobachtete Artenzahl wächst mit jeder Verdoppelung der Bezugsfläche um einen konstanten Betrag. Schon ab Flächen von wenigen Quadratkilometern kommen nur noch seltene Arten 'neu' hinzu, sofern man keine Verbreitungsgrenzen überschreitet bzw. nicht in völlig abweichend strukturierte Landschaftsausschnitte eindringt. Daß die Artenzahl mit dem Logarithmus der Fläche linear ansteigt, ist zumindest in der Botanik bereits seit langem bekannt (HOPKINS 1955). Solche Erkenntnis findet aber offensichtlich nur mühsam Eingang in die tägliche Naturschutzarbeit.

Diese Zusammenhänge gelten bereits für 'normale' Standorte; wieviel mehr gilt dies für 'besondere' Standorte, die Sorgenkinder des Naturschutzes? Kann man aus dieser Sicht überhaupt 'alle' Arten unserer Heimat schützen und erhalten? Wie groß müßten 'ausreichende' Schutzgebiete sein? Auch Theorien über ökologische 'Inseln' und über 'Vernetzung' können diese Frage nur definitorisch beantworten.

Seltene Arten bewahren oder gar häufiger machen zu können, erweist sich als besonderer Glücksfall. In manchen Artenhilfsprogrammen wurde das Ziel erreicht (z.B. Kranich in Niedersachsen und Schleswig-Holstein, Uhu in verschiedenen Teilen Mitteleuropas), in sehr vielen anderen nicht, trotz intensiver Bemühungen, u.a. auch von Seiten der Jäger (z.B. Rebhuhn, Raufußhühnerarten). Anscheinend wirken bei den in Mitteleuropa häufiger werdenden Arten Entwicklungen im 'Hinterland' ihres Areals mit, die wir nicht ausreichend verstehen

(z.B. Schwarzstorch, Waldwasserläufer, Beutelmeise, Schlagschirl usw.). Umgekehrt ist der Rückgang von Reb-, Birk- und Auerhühnern sicher nicht nur der Zunahme einiger Beutegreiferpopulationen zuzuschreiben.

Artenreichtum erweist sich somit als wesentlich abhängig von Ausdehnung und Struktur der betrachteten Lebensräume. Dabei haben entscheidenden Anteil am 'erreichbaren' Artenreichtum die seltenen Arten.

4. Rote Listen als Bioindikatoren?

Wenn man über die Ökologie der betroffenen Organismen genügend weiß, kann man aus dem Vergleich der gefährdeten mit den nicht für gefährdet gehaltenen Arten Rückschlüsse auf Ökofaktoren ziehen, die sich in der jüngeren Vergangenheit geändert haben. Dieser Vergleich wurde für die Gefäßpflanzenarten in den vergangenen Jahren durchgeführt (ELLENBERG 1983, 1985, 1986a). Die Ergebnisse erwiesen sich als Schlüssel zum Verständnis der Probleme des Naturschutzes z.B. auf landschaftsökologischer (KAULE, ELLENBERG 1986) wildbiologischer (Rehwill: ELLENBERG 1986b) und Artenschutzebene (z.B. Neuntöter: ELLENBERG 1987).

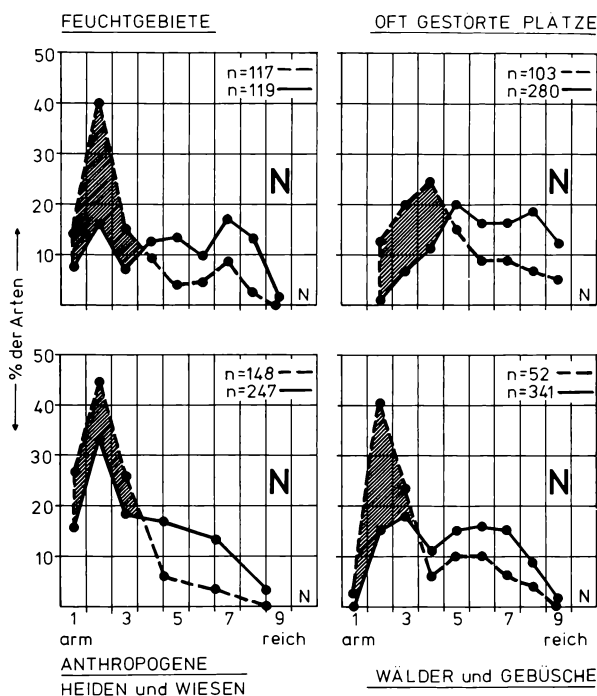


Abb. 1: In allen analysierbaren Ökosystemtypen häufen sich die gefährdeten Pflanzenarten (gestrichelt) auf stickstoffarmen und -ärmsten Standorten.

Zeigerwerte N1 bis 9 nach ELLENBERG 1979.

Die deutlichsten Unterschiede in der Verteilung gefährdeter und nicht gefährdeter Pflanzenarten über die quantifizierbaren Ökogradienten³⁾ ergaben sich bezüglich des Stickstoff-Faktors (Abb. 1): Die meisten gefährdeten Arten sind auch in nicht aktiv gedüngten Ökosystemen anscheinend nur bei Stickstoffmangel konkurrenzfähig. Stoffeinträge aus der Luft müssen zu diesem Bild wesentlich beitragen; sie sind offensichtlich vorhanden (s.u.). Das ist für Emissionen besser dokumentiert als für die Deposition. Nicht nur Verbrennungsprozesse, die zu NO_x führen, sondern auch die Landwirtschaft sind hierbei wesentliche Komponenten.

³⁾ 'Zeigerwerte' (ELLENBERG 1979, 1983) für LICHT, TEMPERATUR, KONTINENTALITÄT, BODENFEUCHTE, BODENREAKTION (Säure), NÄHRSTOFFVERSORGUNG (Stickstoff).

5. Das Ausmaß des N-Eintrags aus der Luft

HÄBERLE u. HERRMANN (1984) geben die N-Emission, berechnet als NO_2 , für 1983 mit knapp 40 kg N pro Hektar und Jahr an. Die natürliche NO_2 -Emission wird auf ca. 2 kg N/ha · a geschätzt. Dieser Betrag wurde in Deutschland etwa 1860 überschritten. Seitdem stieg die Emissionsdichte, abgesehen von tiefen Einschnitten in den Nachkriegsjahren, ungefähr exponentiell an. Nach einer Meßreihe im dänischen Askov von 1955 bis 1978 lag die N-Deposition aus Ammoniak und Ammonium-Verbindungen andauernd um mehrere kg N pro Hektar und Jahr höher als diejenige aus NO_x -Verbindungen. Beide nahmen im Meßzeitraum exponentiell zu und erreichten dort 1978 in der Summe rund 18 kg N/ha · a (BLUME et al. 1985). Nach einer niederländischen Statistik stammten dort 1983 mehr als 60% der Ammoniakemission aus der intensiven Rinderhaltung. Weitere 15,5% bzw. 11,4% kommen aus der Schweine- und Geflügelhaltung. Für Mineraldüngung (6,5%) und Industrie verblieben nur noch geringe Anteile der NH_3 -Gesamtemission (BLUME et al. 1985). Die intensive Viehhaltung wurde im Verlauf der letzten etwa 20 Jahre zur betriebswirtschaftlichen Notlösung für Landwirte vor allem auf leichten Böden. Nicht nur in Holland hat sie seit 1960 exponentiell zugenommen (HAAN et al. 1986) und erreichte dort auf den Sandgebieten im Südosten großflächig z.B. mehr als 10 Schweine pro Hektar. Nördlich des Ruhrgebietes sind auch in Deutschland Schweinedichten von 300 bis über 700 pro 100 ha die Regel (DOLL 1986), das sind nennenswerte 'Bevölkerungsdichten', die weitgehend ungeklärte Abwässer produzieren. Zugekaufte, betriebsfremde Futtermittel werden hier auf dem Weg über Mist und Gülle zum ungelösten Abfallbeseitigungsproblem.

Ammoniak aus der Viehhaltung ist nach HAAN et al. (1986) in Holland zu gut einem Drittel an der allgemeinen Bodenversauerung beteiligt. Dabei spielt die Verbindung zu sauren Ammoniumsalzen mit Sulfat-, aber auch Nitrat- und Chloridionen sowie deren Lösung in Feuchtigkeitströpfchen eine wesentliche Rolle. Der Sachverständigenbeirat Waldsterben/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder hat jüngst für das Fichtensterben in einem Beispiel aus dem nordwestdeutschen Flachland Ammoniak- und Ammoniumeinträge als wesentliche Ursache erkannt und benannt, aber vermieden, auf den Beitrag der Landwirtschaft hinzuweisen. Nach MOHR (1986) gibt es kaum ein Phänomen im Zusammenhang mit dem Waldsterben, in dem nicht N-Verbindungen eine erkennbare bis wesentliche Rolle spielen.

Namentlich der trockene Anteil der N-Deposition ist nur mit Schwierigkeiten zu erfassen (LINDBERG et al. 1986). Die gemessenen N-Einträge aus der Luft sind somit Minimalwerte. Sie liegen nach Messungen aus der Bundesrepublik Deutschland im Bereich von einem Zehntel bis einem Drittel einer landwirtschaftlichen Volldüngung, die sich nach Daten aus den Statistischen Jahrbüchern des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Forsten im Jahr 1980 auf ca. 200 kg N pro Hektar und Jahr belief. Dabei wurden Mineral- und Wirtschaftsdünger addiert (ELLENBERG 1985, 1986a). Außer den u.a. von HAMPICKE (1979) und vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1985) diskutierten 'Umweltproblemen der Landwirtschaft' ist somit seit Jahren und auch in Zukunft mit Fernwirkungen über Emission, Reaktion und Immission von wirk-samen Nährstoffen in nennenswertem Umfang zu rechnen, wenn es nicht bald gelingt, diese unkontrollierten Stoffeinträge zu drosseln.

6. Auswirkungen des reichlichen Stickstoffangebots

Der hoch subventionierte Strukturwandel in der Landwirtschaft, angedeutet mit den Stichworten Intensivierung, Abwanderung, Mechanisierung, Konzentration, Spezialisierung, sozioökonomische Differenzierung, hat offensichtlich nicht nur Pflanzen- und Tierarten verdrängt (SUKOPP et al. 1978; BAUER, THIELCKE 1982), sondern auch mehr als die Hälfte der 1960 noch existierenden landwirtschaftlichen Betriebe.

Die Beeinträchtigung und Gefährdung von Umwelt, Natur und Landschaft durch die Landwirtschaft - präziser: auf direktem Wege - sind heute unbestritten: Übermäßige Düngung, übermäßige Viehhaltung und übermäßige Maschinengrößen sind die Ursachen. "Diese Ursachen lassen sich bei gewinnorientiertem Verhalten der Landwirte auf dem derzeitigen Stand der Technik offenbar nicht vollständig vermeiden" (NEANDER 1986). Ob in diesem Zusammenhang die Extensivierungsanreize und -zuschüsse hilfreich wirken werden, bleibt abzuwarten. Möglicherweise wird sich der Naturschutz eines Tages vor den Landesrechnungshöfen verteidigen müssen - falls einmal eine Erfolgskontrolle der Extensivierungsprogramme aus Naturschutzsicht vorgenommen wird. Im Prinzip werden bei der Extensivierung Steuermittel zur Linderung öffentlich weiterhin subventionierter Fehlentwicklungen (Stichworte: Strukturwandel, s.o.) ausgegeben. Die Diskussion ist im Fluß. Zahlenangaben sind schnell überholt. In Schleswig-Holstein machen diese Beträge z.B. 1986 etwa 5,4 Mill. DM für

Naturschutz und Landschaftspflege auf knapp 9000 ha Fläche aus, davon ca. 3.1 Mill. DM auf 6575 ha aus dem Extensivierungsprogramm. Diese Flächen entsprechen weniger als 1% der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Demgegenüber stehen Ausgaben für die Intensivierung der Landwirtschaft und solche ohne direkte Gegenleistung (Stichwort 'benachteiligte Gebiete') in Höhe von gut 56 Mill. DM, flächenwirksam auf gut 420 000 ha, d.h. 38.5% der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Daten aus den Bundestagsdrucksachen 10/5364 und 3297 1986). Relativ, d.h. auf die Flächeneinheit bezogen, fällt die Subventionierung für Extensivierungszwecke mit im Mittel mehr als 450 DM pro ha und Jahr deutlich besser aus als die im engeren Sinne landwirtschaftliche mit 133 DM/ha. Dies könnte einen Teil der positiven Resonanz von Extensivierungsprogrammen in Landwirtschaftskreisen verständlich machen.

Wo kann man in dieser Situation aus der Sicht des Naturschutzes noch Einfluß zu nehmen versuchen? Es scheinen sich zwei Wege abzuzeichnen:

- nicht länger betriebswirtschaftlich zu denken, sondern die größeren Zusammenhänge erkennen und volks-, EG-, weltwirtschaftlich zu argumentieren versuchen;
- den Stand der Technik verbessern zu helfen, von der Ausbeutungs- und Abfallwirtschaft zu Recyclingwirtschaft zu kommen versuchen - letzteres auf der Grundlage von ökologischem Verständnis.

Zurück zu diesen Grundlagen: Nährstoffeinträge, wie auch immer verursacht, haben vielfältige Wirkungen in Ökosystemen: In gut versorgten Pflanzenbeständen wird im Vergleich zu weniger gut versorgten z.B. kleinräumige Strukturvielfalt nivelliert; Strahlung und Licht werden höher über dem Boden abgefangen - Temperaturschwankungen werden gedämpft, ebenso Feuchte- und Kontinentalitätsschwankungen; die Nettoprimärproduktion wird verbessert, ebenso die Verdaulichkeit für Pflanzenfresser - von den Blattläusen bis zu den Hirscharten, damit ergeben sich günstigere Lebensbedingungen für Prädatoren - Wuchshöhe und Deckungsmöglichkeiten in der Krautschicht werden verbessert; Wasserbedarf, Kationenbedarf und interne Säureproduktion im Boden nehmen zu usw. Stickstoff war in den vergangenen Jahrhunderten der wesentliche Mangelfaktor für die landwirtschaftliche Produktion. Noch in den 1930er Jahren galt eine aktive Stickstoffdüngung von 40 kg N/ha · a als erstrebenswertes Ziel. Weit mehr als die Hälfte der mitteleuropäischen Pflanzenarten sind im naturnahen Konkurrenzkampf nur bei nicht ausreichender N-Versorgung überlebensfähig. Sie gleichen ihre N-Mangel-Toleranz in den meisten Fällen durch besonderes Energie-(Licht-)Bedürfnis aus. Solche Arten wurden schlagwortartig als lichtbedürftige Hungerkünstler charakterisiert (ELLENBERG 1985).

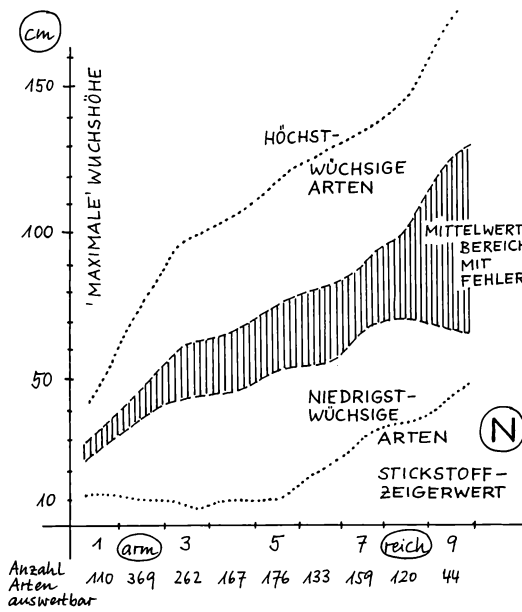


Abb. 2: 'Maximale' Wuchshöhe von Pflanzenarten nach OBERDORFER 1983 als Funktion ihres Stickstoffzeigerwertes nach ELLENBERG 1979.

In Wäldern, Brachen, Naturschutzgebieten, die nicht regelmäßig beerntet, beweidet, abgebrannt oder anderweitig geschunden werden, akkumulieren sich die N-Einträge im Laufe der Jahre im Zuwachs, in der Streu, im Humus und werden bei geeigneten Bedingungen remineralisiert. Auf diese Weise ändern sich Lebens- und Konkurrenzbedingungen für die meisten Arten grundlegend. Schutzziele in entsprechend geschonten Schutzgebieten sind nur noch ausnahmsweise erreichbar, von direkten Eingriffen ganz abgesehen.

An wenigen Beispielen seien die Wirkungen des gewollten und des unfreiwilligen Stickstoff-Eintrags konkretisiert.

- Die maximale Wuchshöhe (in cm) der meisten Pflanzenarten läßt sich nach Angaben in OBERDORFERS Exkursionsflora (1984) quantifizieren. Arten mit geringen Stickstoffzeigerwerten (ELLENBERG 1979) wachsen in der Regel nicht hoch. Von den Arten mit hohen N-Zeigerwerten bleiben nur wenige niedrig (Abb. 2). Tatsache ist, daß Wiesenvögel, die großräumige Übersichtlichkeit benötigen, verschwinden. Die kleinen Arten scheinen dabei deutlicher zu reagieren als die großen. Andererseits sind z.B. Rehe in sommerlichen Wiesen, Getreidefeldern und Hochstaudenfluren heute nur noch schwierig bejagbar.
- In den Jahrzehnten seit etwa 1920 ist der Holzzuwachs an Baumstämmen laufend besser geworden (SEIBT 1979; PRETSCH 1985; SCHNEIDER, LORENZ unpubl.). Neuartige Waldschäden führen somit zwar zu Ertragseinbußen am Zuwachs. Der Zuwachs kann aber weiterhin über den Ertragstafelerwartungswerten, wie sie vor etwa 60 Jahren definiert worden sind, liegen. Dies bedeutet entschädigungsrechtliche und steuerrechtliche Konsequenzen, die bisher noch wenig bedacht zu sein scheinen.
- Auch die Schalenwild- und Waldproblematik, zumindest ihre offensichtliche Verschärfung in jüngster Zeit, läßt sich als Symptom der flächendeckenden Eutrophierung interpretieren (ELLENBERG 1986b).
- Die am längsten währende und auf größter Fläche methodisch einheitlich arbeitende Erhebung in Europa, die Internationale Wasservogelzählung, weist besonders für die Arten nährstoffreicher Feuchtbiopte (Schnatterente, Löffelente, Krickente) seit 1967 (RÜGER et al. 1986) erhebliche Bestandszunahmen nach, vgl. Abb. 3.

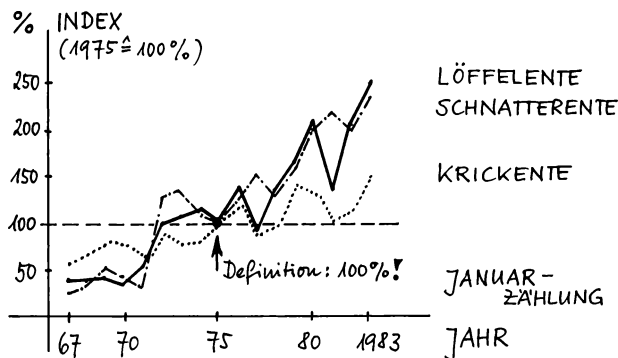


Abb. 3: Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählung. Eutrophierung (?) als wesentliche Ursache für die Zunahme von Arten nährstoffreicher Gewässer - trotz Rückgangs (?) geeigneter Biotop durch Entwässerung. Daten aus RÜGER et al. 1986.

7. Komponenten des Artenreichtums

Viele Faktoren beeinflussen den erkennbaren Reichtum an Pflanzen- und/oder Tierarten in Lebensräumen vergleichbarer Flächengröße. Die großräumige Lage bestimmt Klima, Geologie, Geomorphologie, Böden und beeinflusst auf diesem Wege die Artendichte. Mitteleuropa gilt z.B. im Vergleich zu ähnlichen Gebieten im Nordosten Amerikas oder Asiens als artenarm, u.a. weil dort während der Eiszeiten günstigere 'Wanderungsmöglichkeiten' für in südlicheren Refugien überdauernde Arten bestanden als in Mitteleuropa. Eine lange Dauer ungestörter Entwicklung einer Biozönose verändert in vielen Fällen die Artendichte. Die Arten-Areal-Kurve veranschaulicht den Einfluß der Flächengröße auf die Artendichte, d.h. die Anzahl erfassbarer Arten pro Flächeneinheit. Bei geeigneter Darstellungsweise erkennt man, daß sich mit jeder Verdoppelung der Bezugsfläche ein konstanter Zuwachs an 'neuen' Arten

erfassen läßt (s.o.). Unter dem Stichwort Inselbiographie ist seit Beginn der 1970er Jahre eine Fülle von Publikationen erschienen, die den Isolationsgrad von Flächen und damit die Möglichkeiten einer (Wieder-)Besiedelungsdynamik als wichtiges Kriterium für die Artendichte erkennen lassen. Die Struktur einer Fläche beeinflusst qualitativ die Habitate und damit die Anzahl (nahrungs-)ökologischer Nischen. Das kleinräumige Muster, die Dichte, die Diversität von Habitatstrukturen steuert z.B. über Randlinieneffekte die Artendichte auch quantitativ.

Wir müssen erkennen, daß zusätzlich zu den bisher aufgezählten Komponenten des Artenreichtums auch das Ausmaß von Stoffumsätzen in den Lebensräumen entscheidenden Einfluß auf die erkennbare Artendichte nimmt: Bei nicht zu extremem Stickstoffmangel, bei pH-Werten um 7 und bei reichlich Licht gibt es maximale Artenzahlen an Gefäßpflanzenarten. Bei Versauerung und Nährstoffanreicherung im Boden nimmt die Anzahl konkurrenzfähiger Arten rasch ab. Weitere Wirkungen wurden oben angedeutet. Der mögliche Konkurrenzverändernde Einfluß von Schadstoffen, der verschiedene Arten in unterschiedlichem Ausmaß betrifft, sei an dieser Stelle nur angedeutet.

Selbstverständlich spielt auch das Ausmaß unseres eigenen Kenntnisstandes für den erfassbaren Artenreichtum eine wichtige Rolle. Er änderte sich säkular, namentlich im Laufe auch der jüngsten Jahrzehnte. Er ist von Artengruppe zu Artengruppe unterschiedlich. Er verändert sich erheblich mit der Bearbeitungsintensität; auch hier zeichnet sich bei verdoppeltem Aufwand in breitem Rahmen ein konstanter Arten'zuwachs' ab. Auch unser Verständnis ökologischer Zusammenhänge nimmt Einfluß auf die erkennbare Artendichte.

Es gibt erstaunlich wenige empirische Untersuchungen zur Reproduzierbarkeit von Artenerhebungen durch verschiedene Personen gleichzeitig auf derselben Fläche. In einem konkreten ornithologischen Beispiel war die Übereinstimmung unter vier Artenkennern überraschend gering (ELLENBERG et al. 1985): Nur 70 bis 80% der Individuen der verschiedenen Arten wurden übereinstimmend registriert. Bei Botanikern, wo Arten sich nicht so leicht 'verstecken' können, dürften diese Diskrepanzen allerdings geringer sein.

Flächenbezogene Nutzungs- und Naturschutzkonzepte konzentrieren sich heute in der Bundesrepublik Deutschland auf Struktur, Inselbiogeographie und 'Vernetzung' von Habitatsinseln. Ohne Berücksichtigung der übrigen Faktoren, namentlich des Nährstoffs, sind solche Naturschutzansätze zwar notwendig, aber nicht hinreichend, und darum nicht zum Ziel führend. Naturschutz hat sich anscheinend bisher auf zu wenige Kompartimente im ökosystemaren Beziehungsgefüge direkt konzentriert: Tiere, Pflanzen und Raumstrukturen im weiteren Sinne. Haben wir darüber die Bedeutung von Strahlung, Stoffeinträgen und Stoffumsätzen mit ihren wiederum strukturwirksamen und konkurrenzbeeinflussenden Wirkungen zu wenig beachtet?

Der Mensch als 'überorganischer Faktor' importiert in Ökosysteme Energien und Stoffe von fernher, aus der Tiefe, aus der Zeit - oder er exportiert sie durch Übernutzung. Damit verschiebt er die Konkurrenzbedingungen für andere

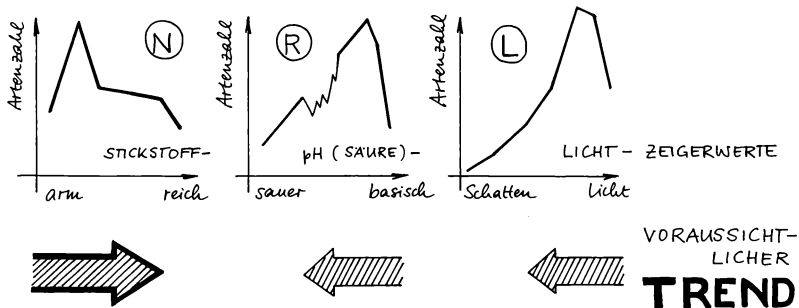


Abb. 4: Verteilung der Gefäßpflanzenarten der Bundesrepublik Deutschland und West-Berlins (SUKOPP et al. 1978) über die Zeigerwertgradienten (ELLENBERG 1979) und die Trends der Veränderung wesentlicher Ökofaktoren, wie sie sich aus der direkten Beobachtung in der Landschaft und aus dem Vergleich der Verteilung von 'gefährdeten' (Rote Liste) und 'nicht für gefährdet gehaltenen' Arten über die auswertbaren Öko-Gradienten (Zeigerwert-Gradienten) ergibt (vgl. ELLENBERG 1983, 1985). Schlüssel-Faktor ist der Eutrophierungstrend; er steuert auch die übrigen.

Organismen und für seinesgleichen. Individuen konkurrieren in sozialen Gruppen, in Populationen, in Biozöosen um Stoffe und Energien, um sich damit selbst zu erhalten und um Überschüsse zu erwirtschaften für die Produktion von seinerseits reproduktionsfähigem Nachwuchs. Auch der zurückhaltendste K-Strategie maximiert seine reproduktive Fitneß so gut er kann. Selbstregulation unter bewußtem Verzicht auf Nutzungsoptionen wäre nur im konkurrenzfreien Raum möglich. Ob wir Menschen aus Einsicht eine entsprechende Politik durchsetzen können?

8. Was bringt die Zukunft?

Bei Anhalten der bisherigen Trends - Energieeinsätze und Stoffeinträge im Überfluß - scheint eine Prognose einfach: Es wird weniger Arten geben in Mitteleuropa, weil die Lebensräume nährstoffreicher, saurer und in der Krautschicht lichtärmer werden (Abb. 4). Gleichmäßiger Feuchte-, Kontinentalitäts- und Wärmebedingungen wirken zusätzlich mit, letztere vor allem bei wechselwarmen Tieren und den von ihnen abhängigen Prädatoren.

Naturschutz müßte somit zuerst darauf achten, daß schutzzielkonform keine zusätzlichen Stoffe und Energien importiert oder exportiert werden. Das scheint heute in Mitteleuropa unmöglich. Langfristig wird solches Handeln vermutlich nötig. Darum wäre eine entsprechende Strategie bereits mittelfristig erstrebenswert. Heute, das heißt vorläufig, dürfen wir jedoch aktiven Artenschutz nicht vernachlässigen. Er sichert die unter den heute gegebenen Rahmenbedingungen derzeit mögliche Artenvielfalt.

Bereits für die mittelfristige Perspektive muß Naturschutz einerseits seine ökologischen Grundlagen besser kennenlernen und andererseits aus seiner 'Rücken-zur-Wand-Position' befreit, d.h. politisch höher eingestuft werden.

Naturschutz ist gesetzlich zur Erhaltung und Entwicklung der Lebensgrundlagen des Menschen verpflichtet (§ 1 BNatSchG); auf die relative Bedeutung anthropozentrischer Argumente wird im Kap. 9 kurz eingegangen. Leistungs- und Nutzungsfähigkeit, wenn sie nachhaltig sein sollen, setzen Gesundheit voraus, d.h. keine stofflichen und energetischen Überlastungen. Voraussichtlich benötigen wir, in Analogie zur 'Landwirtschaftsklausel', die Einführung einer 'Naturschutzklausel'. Sie könnte wie folgt lauten:

- Naturschutz und Landschaftspflege in der Kultur- und Erholungslandschaft dienen in der Regel den Zielen einer nachhaltigen Land- und Forstwirtschaft. Ihnen kommt für die Erhaltung der Leistungs- und Nutzungsfähigkeit von Natur und Landschaft zentrale Bedeutung zu.

In welches Gesetz ließe sich eine solche Formel einbauen? Als Präambel zum Landschaftspflegegesetz? Gibt es ein 'Landwirtschaftsgesetz' ähnlicher Verbindlichkeit wie das Bundesnaturschutzgesetz?

9. Fazit

Wir sind in neuartiger Weise von Wind und Wetter, Luv-Lee-Effekten, Relief usw. abhängig geworden. Unnatürlich hohe, konkurrenzwirksame Stoffdepositionen aus der Luft sind heute in Mitteleuropa allgegenwärtig. Ihre Höhe wird entscheidend gesteuert durch die 'Rauhigkeit' von Pflanzenbeständen. Stickstoffverbindungen werden im Vergleich z.B. zu Schwefelverbindungen näher an den Emissionsquellen deponiert und sind überdies ökologisch wirksamer. Wir müssen die spezifisch mitteleuropäische Qualität unserer Naturschutzprobleme besser berücksichtigen. Hier entstehen die weithin höchsten N-Emissionen und damit auch N-Depositionen (ASMAN et al. 1987). Flächendeckende Eutrophierung hat in Mitteleuropa auf quasi natürlichem Wege vermutlich mehr Populationen von mehr Arten verdrängt als alle Pestizide und Schadstoffe zusammengekommen.

Flächenschutz- und 'Vernetzungsprogramme' sind somit zwar notwendig, aber allein nicht zielführend. Schonende, aber effektive Nährstoffaustragsmöglichkeiten auf ausreichend großen Flächen werden aus der Sicht des Artenschutzes entscheidend wichtig. Die Gesellschaft wird jedoch eine Rückkehr zur alten 'Raubwirtschaft' für die vielen lichtbedürftigen Hungerkünstler unter den Pflanzen und für ihre Begleitfauna freiwillig nur auf kleinen Flächen mitmachen. Die Bewertung des Artenschwundes in Mitteleuropa bedarf einer neuen Diskussion mit der Hoffnung auf einen akzeptablen Konsens. Naturschutz sollte mit wertendem ökologischen Verständnis aktiv das Gespräch mit der Ökonomie suchen. Ökonomie und Ökologie beschäftigen sich beide mit dem Haushalten. "Haushalten hat zum Ziel, über Materie, Energie, Information und Leben so zu verfügen, daß die Bedürfnisse des Menschen unter Wahrung der natürlichen Existenzbedingungen von Umwelt, Mitwelt und Nachwelt nachhaltig befriedigt werden können ... Eine so beschiedene Position des Menschen als eine unter vielen Arten hat vielleicht Zukunft - nicht

aber eine reelle Chance, schon bald verwirklicht zu werden" (FÄHSER 1987). Immerhin besteht in einer Diskussion um Einsatz und Wirkung von Stoffen und Energien endlich die Hoffnung auf eine gemeinsame Sprache.

Literatur

- ASMAN A.H., DRUKKER B., JANSSEN, A.J., 1987: Estimated historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe and their origin (1870-1980). Utrecht (Inst. Meteorologie Oceanografie Rijksuniv), Rep. R-87-2: 88 p.
- BAUER S., THIELCKE G., 1982: Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandesentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. Vogelwarte: 31.
- BLAB J., NOWAK E., TRAUTMANN W., SUKOPP H. (Ed.), 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, 4. Aufl., Greven (Kilda).
- BLUME H.P., LAMP J., SCHIMMING C.G., WIESE D., ZINGK M., 1985: Bodenbelastung aus der Luft? Schriftenr. Agrarwiss. Fak. Univ. Kiel 67:
- BUSCH J.-D., 1984: Vorschriftenammlung Naturschutz und Landschaftspflege in Schleswig-Holstein. Dt. Gemeindeverl.
- DOLL H., 1986: Betriebliche Konzentration und räumliche Schwerpunkte der Schweinehaltung und Ferkelproduktion. Landbauforsch. Völkenrode 36(2): 61-78.
- ELLENBERG Heinz, 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Scripta Geobot. 9: 122 S.
- ELLENBERG Hermann, 1982: Zur Erfassung und Bewertung einer ländlichen Lokal-Avifauna. Ein Beispiel aus dem Saarland mit Bemerkungen zur Methodik. Faun.-flor. Notizen Saarland 14(1): 111-126.
- ELLENBERG Hermann, 1983: Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. - Versuch einer ökologischen Betrachtung. Forstarchiv 54(4): 127-133.
- ELLENBERG Hermann, 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. Schweiz. Z. Forstw. 136(1): 19-39.
- ELLENBERG Hermann, EINEM M. von, HUDECZEK H., LADE H.-J., SCHUMACHER H.U., SCHWEINHUBER M., WITTEKINDT H., 1985: Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. Hamb. Avifaun. Beitr. 20: 1-50.
- ELLENBERG Hermann, 1986a: Veränderungen von Artenspektren unter dem Einfluß von düngenden Immissionen und ihre Folgen. Allg. Forstzeitschr. 19: 466-467.
- ELLENBERG Hermann, 1986b: Immissionen - Produktivität der Krautschicht - Populationsdynamik des Rehwilds: ein Versuch zum Verständnis ökologischer Zusammenhänge. Natur Landschaft 61(9): 335-340.
- ELLENBERG Hermann, 1987: Warum gehen Neuntöter (*Lanius collurio*) in Mitteleuropa im Bestand zurück? - Überlegungen zu den Auswirkungen von Pestiziden sowie zu den Landschaftsveränderungen im Winterquartier und im Brutgebiet. Corax 12(1): 34-46.
- FÄHSER L., 1987: Die ökologische Orientierung der Forstökonomie. Forstarchiv: im Druck.
- FUKAREK F., 1979: Die Pflanzenwelt der Erde. Leipzig (Urania).
- FUKAREK F., 1980: Über die Gefährdung der Flora der Nordbezirke der DDR. Phytocoenologia 7: 174-182.
- HAAN F.A.M. de, LEXMOND Th.M., RIEMSDIJK W.H. van, 1986: Belasting van bodem en water door mineralenoverschotten uit de intensieve veehouderij. Milieu 2: 34-43.
- HÄBERLE M., HERRMANN K., 1984: Entwicklung von Emissionen und Immissionen wichtiger Luftschadstoffe. Wasser, Luft Betrieb [BASF] 7/8: 31-36.
- HAEUPLER H., 1974: Statistische Auswertung von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzenflora Südniedersachsens. Scripta Geobot. 8: 141 S.
- HAMPICKE U., 1979: Wie ist eine umweltgerechte Landwirtschaftsreform möglich? Landschaft Stadt 11: 68-80.
- HOPKINS B., 1955: The species-area relations of plant communities. J. Ecol. 43: 409-426.
- KAULE G., ELLENBERG Hermann, 1986: Ursachen und Folgen der Artendynamik in Mitteleuropa, dargestellt und diskutiert am Beispiel des Saarlandes. Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 123 (1985): 175-198.
- LINDBERG S.E., LOVETT G.M., RICHTER D.D., JOHNSON D.W., 1986: Atmospheric deposition and canopy interaction of major ions in the forest. Science 231: 141-145.
- MOHR H., 1986: Die Erforschung der neuartigen Waldschäden - eine Zwischenbilanz. Biologie in unserer Zeit 16(3): 83-89.

- NEANDER E., 1986: Gedanken zur Bewertung des landwirtschaftlichen Strukturwandels. Landbau-
forsch. Völknerode 36(1): 1-6.
- OBERDORFER E., 1983: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl. Stuttgart (Ulmer).
- PRETSCH H., 1985: Wachstumsmerkmale Oberpfälzer Kiefernbestände in den letzten 30 Jahren:
Vitalitätszustand, Strukturverhältnisse, Zuwachsgang. Allg. Forstzeitschr. 42: 1120-1126.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergut-
achten vom März 1985. Bonn (Dt. Bundestag), Drucksache 10/3613: 423 S.
- RÜGER A., PRENTICE C., OWEN M., 1986: Results of the international waterfowl research
bureau international waterfowl census 1967-1983. Population estimates and trends in
selected species of ducks, swans and coot from the January counts in the Western Palae-
arctic. IWRB [Slimbridge, Glos., England], Spec. Publ. 6.
- SEIBT G., 1981: Die Buchen- und Fichten-Bestände der Probeflächen des Solling-Projekts der
Deutschen Forschungsgemeinschaft. Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen 72.
- SUKOPP H., TRAUTMANN W., KORNECK D., 1978: Auswertungen der Roten Liste gefährdeter Farn-
und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland für den Arten- und Biotopschutz.
Schriftenr. Vegetationsk. 12.
- THOROE C., 1986: Zur Subventionierung von Landwirtschaft und Forstwirtschaft - ein Vergleich.
Allg. Forstzeitschr. 41(9/10): 190-193.

Adresse:

Dr. Hermann Ellenberg
Fachgebiet Wild- u. Jagdökologie
Inst. f. Weltforstwirtschaft u. Ökologie
BFA f. Forst- u. Holzwirtschaft
Leuschnerstr. 91

D-2050 Hamburg 80

Synopsis

In the year 1984 technical management operations ('Unterhaltungsmaßnahmen') were carried out to repair damages at the banks of the Kropbach, a brook near by Gießen. These measures caused significant reductions of number and frequency of animal species and ecological damage.

Additional operations became necessary after spring-floods in 1986. Although ecologically-based stream management would be more effective and can save a lot of money within some years, many brooks must undergo these technical management operations which are degrading them to drainage ditches.

Benthic macroinvertebrates, ecological damage, ecologically-based stream management, technical stream management.

1. Einführung

Nach den Bestimmungen von Paragraph 1.3 des Hessischen Naturschutzgesetzes (HeNatG 1980) sind Fließgewässer, einschließlich der Talauen, zur Förderung ihrer vielfältigen günstigen Wirkungen auf Natur und Landschaft zu schützen und zu erhalten. Außerhalb von Ortslagen gilt auch der Schutz des § 23 HeNatG für besondere Lebensräume. Diese Vorschriften sollen bei Maßnahmen des Gewässerausbaues berücksichtigt werden. Als Ausbau wird die Herstellung, Beseitigung oder wesentliche Umgestaltung eines Gewässers verstanden. Diese bedarf der vorherigen Durchführung eines Planfeststellungsverfahrens (§ 31 WHG 1982). Diese Vorschriften können durch Eigentümer des Gewässers, Anlieger oder Wasserverbände umgangen werden, indem geplante Maßnahmen als 'Pflege' bzw. 'Unterhaltung' bezeichnet werden. § 28 WHG (Gewässerunterhaltung) sieht allein die Erhaltung eines ordnungsgemäßen Zustandes für den Wasserabfluß vor. Diese Möglichkeit hat bis heute dazu geführt, daß der Großteil der Fließgewässer in einer Abflußrinnen gleichenden Form ausgebaut wurden.

Die Schäden, die durch ausschließlich an Fragen des Wasserabflusses und der Uferbefestigung orientierten Unterhaltungsmaßnahmen angerichtet werden, sollen im folgenden geschildert werden.

Der Kropbach ist ein kleines Fließgewässer in der Nähe von Gießen/Mittelhessen. Am untersuchten Abschnitt durchfließt er ein Baumschulgelände, bevor er unter einer Landesstraße hindurch geführt wird. Auf Grund dieses Rohrdurchlasses ist das Gewässer stark eingetieft, die Böschungen sind extrem steil. Die Begradigung führt zu hohen Strömungsgeschwindigkeiten mit nachfolgenden Abbrüchen und Unterspülungen der Ufer. Diese Schäden lassen sich auf den fehlenden Retentionsraum zurückführen. Die Böschungen wurden mit einer Rasenmischung eingesät, im Wasser befand sich bis 1984 ein Fließwasserröhricht mit dominierendem Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*). Das Sediment wird von Geröll, Kies und Sand gebildet. Die Breite des Gewässers beträgt ca. 1 m, die Tiefe 0.05 bis 0.2 m. Der untersuchte Abschnitt ist ca. 50 m lang.

Schon vor den größeren Eingriffen im Sommer 1984 befanden sich nur wenige Formen von Wirbellosen in diesem Bachabschnitt. Als Folge der Ortslage sollte der Bach einen 'ordentlichen Eindruck' machen, deshalb wurde die Ufervegetation regelmäßig gemäht. Dies bedeutete den Verlust des Lebensraumes für viele Arten des Unterlaufbereiches von Fließgewässern. Steinbesiedler, z. B. Steinfliegen (*Plecoptera*), wie auf Grund des Substrates zu erwarten waren, fehlen wegen der zu starken Verschmutzung des Wassers (STÖCKMANN 1986). Im Sommer 1984 mußten zum Schutz von Privatgrundstücken Befestigungsarbeiten durchgeführt werden. Die Prallhänge wurden mit einer massiven, die gesamte Uferhöhe umfassenden Steinschüttung versehen. Diese wurde zum Teil mit Erde überworfen. Die Gleithänge wurden mittels eines Baggers schüsselförmig ausgestaltet. Dabei wurde die vorhandene Vegetation vollständig beseitigt und die unterschiedlichen Biotopstrukturen zerstört.

Am nunmehr ungeschützten Gleithang (!) wurden im Dezember des gleichen Jahres die ersten Erosionserscheinungen sichtbar. Am Prallhang wurde die sich im Bereich der Steinschüttungen einstellende Ruderalvegetation - hauptsächlich Beifuß (*Artemisia vulgaris*) - regelmäßig entfernt. Nach einigen Hochwässern im Frühjahr 1986 traten am Prallhang oberhalb des befestigten Bereiches weitere Abbrüche und Unterspülungen auf. Diese wurden durch Steinsatz in Form einer etwa 1.5 m hohen senkrechten Wand befestigt und aufgefüllt. Daraufhin bildete sich am gegenüberliegenden Ufer etwas weiter unterhalb ein neuer Prallhang. Die Tendenz des Gewässers, bei geringem Gefälle zu mäandrieren, bewirkte eine große Auskolkung am ehemaligen, ungeschützten Gleithang. Diese führte zum Einbruch eines Zaunes auf dem angrenzenden Privatgrundstück. Die durch die Befestigung isolierter Abschnitte nur verlagerten Schäden machen weitere Maßnahmen in Zukunft notwendig. Es besteht bereits eine Planung zum vollständigen technischen Ausbau dieses Bachabschnittes, bedingt durch die Forderungen der Anlieger.

Tab. 1: Nachgewiesene Tiergruppen

Untersuchungszeitraum		6.84	8.84	6.86
		Häufigkeitsklasse (h)		
<i>Gastropoda</i>				
	<i>Ancylus fluviatilis</i> Müll.	2	1	2
<i>Bivalvia</i>				
	<i>Pisidium</i> div. spec.	4	3	3
<i>Hirudinea</i>				
	<i>Erpobdella octoculata</i> L.	2	1	2
	<i>Glossiphonia complanata</i> L.	2	-	2
<i>Crustacea</i>				
<i>Amphipoda</i>				
	<i>Gammarus pulex</i> L.	7	1	3
	<i>Gammarus roeseli</i> Gerv.	7	-	1
<i>Ephemeroptera</i>				
<i>Baetidae</i>	<i>Baetis</i> sp.	3	-	1
<i>Heptageniidae</i>	<i>Heptagenia lateralis</i>	1	-	-
<i>Leptophlebiidae</i>	<i>Habrophlebia fusca</i> Curt.	3	-	3
<i>Ephemerellidae</i>	<i>Ephemerella ignita</i> Poda	4	-	2
	<i>Ephemerella</i> sp.	6	1	2
<i>Heteroptera</i>				
<i>Veliidae</i>	<i>Velia caprai</i> Tam.	3	-	-
<i>Trichoptera</i>				
<i>Rhyacophilidae</i>	<i>Rhyacophila septentrionis</i>	1	-	1
<i>Hydropsychidae</i>	<i>Hydropsyche instabilis</i>	3	-	2
<i>Limnephilidae</i>	<i>Anabolia nervosa</i> Curt.	4	-	-
	<i>Limnephilidae</i>	5	-	1
<i>Diptera</i>				
<i>Simuliidae</i>				
<i>Pisces</i>				
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	2	-	-
<i>Amphibia</i>				
	<i>Salamandra salamandra</i> L.	2	-	-
<i>Mammalia</i>				
	<i>Ondatra zibethica</i> L.	2	-	1

Legende:

Häufigkeitsklassen	≙ Exemplare
1	≙ 1 - 2
2	≙ 3 - 10
3	≙ 11 - 30
4	≙ 31 - 60
5	≙ 61 - 101
6	≙ 101 - 150
7	≙ > 150

2. Methode und Ergebnisse

Der beschriebene Abschnitt wurde im Rahmen einer größeren wissenschaftlichen Arbeit untersucht. Das Makrozoobenthos wurde von Hand gesammelt. Die Häufigkeit der einzelnen Taxa wurde nach Häufigkeitsklassen geschätzt. Eine ausführliche Darstellung der Methode ist bei STÖCKMANN (1986) zu finden. Die einzelnen Untersuchungen wurden im Juni 1984 vor den Baumaßnahmen, im August 1984 einige Wochen danach und im Juni 1986 durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 1 dargestellt.

Betrachtet man den Zustand im Juni 1984, zeigt sich, daß es sich bei diesem Abschnitt schon um ein degradiertes System handelt. Es konnten 20 Taxa festgestellt werden. Diese setzen sich aus rheophilen Arten und solchen aus beruhigten Bereichen zusammen. Hervorzuheben ist hier das häufige Vorkommen des Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*) mit vier Paaren. Bei den Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*) dominieren die an Unterlaufverhältnisse angepaßten Ephemerelliden (ELLIOTT, HUMPESECH 1983). Die Häufigkeit der einzelnen Taxa liegt im Schnitt bei $(h) = 3 - 4$.

Die starken Veränderungen der Ufer und des Gewässerprofils haben drastische Folgen für die Besiedlung. Es konnten nur noch Taxa mit sehr geringer Häufigkeit nachgewiesen werden. Allein die sedimentbesiedelnden Erbsmuscheln (*Pisidium div. spec.*) traten in kaum verminderten Anzahlen auf. Im Gegensatz dazu sind ein völliger Ausfall der Wirbeltiere, der Köcherfliegen (*Trichoptera*) und der Eintagsfliegen – ein einzelnes Exemplar von *Ephemera* sp. kann nicht gewertet werden – zu verzeichnen.

Zwei Jahre nach den Unterhaltungsmaßnahmen haben sich einige Tiergruppen wieder erholt. Allerdings kommen sie weitaus seltener vor als vor den Verbauungen. Andere, wie der Bachläufer *Velia caprai*, bleiben verschwunden. Über die Folgen der erneuten Ausbaumaßnahmen im Sommer 1986 liegen noch keine Ergebnisse vor.

3. Diskussion

Betrachtet man die ökologischen Ansprüche der nach den Eingriffen verschwundenen Tiergruppen, wird deutlich, in welchem Umfang Lebensraum zerstört wurde. Die vormalig gefundenen Arten lassen sich einteilen in solche, die beruhigte, pflanzenreiche Abschnitte bevorzugen, solche, die an Steinen angeheftet oder in ihren Lücken in der Strömung leben und in Sedimentbesiedler. Zur ersten Gruppe gehören z. B. *Velia caprai* und *Gasterosteus*. Beide leben in stillen, durch Röhrichtbestände gebildeten Buchten. Der Stichling benötigt die Pflanzenstengel zum Befestigen seines Nestes. Ähnliches gilt für die Vertreter der Limnephiliden (*Trichoptera*) und für *Habrophlebia fusca* (*Ephemeroptera*). Aber auch Gammariden und die Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) sind auf Lücken und stille Bereiche unter Abbrüchen angewiesen (ENGELHARDT 1977, WESENBERG-LUND 1943). Die steinigere Substrat besiedelnden bzw. freilebenden Arten der Köcherfliegen wie *Hydropsyche instabilis* und *Rhyacophila septentrionis* (EDINGTON, HILDREW 1981) werden durch diese Eingriffe weniger stark betroffen und erholen sich schneller.

Mit der Entfernung der Röhrichtbestände wurde u. a. der Zweck verfolgt, die Bismarratten (*Ondatra zibethica*) aus Gründen des Uferschutzes zu vertreiben. Dieses gelang jedoch nicht, da die Tiere an weiter entfernten Stellen genügend Futter finden. Die ungeschützten Böschungen wurden durch ihre Wühlarbeiten in größerem Umfang geschädigt, als dies bei vorhandenem Bewuchs der Fall gewesen wäre. Wie BÖTTGER u. STATZNER (1983) in ihrer Arbeit feststellten, sind die nach Eingriffen in die Gewässergestaltung auftretenden Veränderungen nicht durch natürliche Populationsschwankungen zu erklären. Eine Wiederbesiedlung der verarmten Abschnitte wird nur für möglich gehalten, wenn ober- und unterhalb des Eingriffs größere Bereiche verschont bleiben. Gerade diese Möglichkeit besteht im Falle des Kropfbaches nicht, da es sich um beinahe isolierte Vorkommen zwischen einer Ortslage und einem Rohrdurchlaß handelte.

Die Ursachen des beschriebenen Teufelskreises liegen in der zu engen Bemessung der Gewässerparzelle, der Nichtbeachtung der Eigendynamik des Gewässers sowie der zu nahe heranreichenden Bebauung. Als möglicher Ausweg aus dem Dilemma bietet sich der Ankauf von Gelände durch die Gemeinde zur Vergrößerung der Gewässerparzelle und die nachfolgende Abflachung der Ufer und Sicherung der Prallhänge durch standortsgemäße Gehölzpflanzung an. Dazu steht eine finanzielle Förderungsmöglichkeit im Rahmen des Landesprogrammes 'Naturnahe Gewässer in Hessen' zur Verfügung (HMLFN 1985). Neben den ökologischen bieten sich hierbei auch finanzielle Vorteile, da die Bepflanzung mit Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) wesentlich günstiger, u. U. auch dauerhafter ist als ein technischer Ausbau (WILLY 1986).

Für die Renaturierung von Fließgewässern in Ortslagen hat der Naturschutzbeirat bei der Oberen Naturschutzbehörde in Kassel verschiedene Vorschläge erarbeitet. Dabei stehen der Rückbau technisch ausgebauter Abschnitte, die natürliche Belassung des Bachbettes bei Eintunnelungen, die Anpflanzung standortgerechter Gehölze am Ufer und die Erhaltung von Abbrüchen und Kolken durch Aufkauf der Uferstrecken im Vordergrund (NBR 1986). Die geforderte durchgehende Bepflanzung mit Erlen und am Unterlauf Bruchweiden (*Salix fragilis*) steht im Widerspruch zur Forderung nach Erhalt besonnener, gehölzfreier Abschnitte mit Fließwasserröhrichten und Uferhochstauden (BÖTTGER 1986). Im Falle des Kropbaches würde ein Kompromiß, wie ihn KRAUSE (1981) vorschlägt, am sinnvollsten sein: keine Förderung von Wasserpflanzen-, Röhricht- und Hochstaudengesellschaften, aber auch kein Überpflanzen, wenn dies nicht aus Uferschutzgründen an Prallhängen für notwendig erachtet wird.

Die zunehmende Beschäftigung mit ökologischen Gesichtspunkten bei Gewässerausbau und -unterhaltung läßt auf die künftige Beachtung dieser Faktoren hoffen. Diese Arbeit soll dazu Argumentationshilfen liefern.

Literatur

- BÖTTGER K., 1986: Aspekte der Gehölzbeschattung und Zielvorstellungen der Renaturierungsmaßnahmen am Unteren Schierenseebach (Schleswig-Holstein) unter besonderer Herausstellung der Odonata. Natur Landschaft 61 (1).
- BÖTTGER K., STATZNER B., 1983: Die ökologischen Folgen der Ausbaggerung eines nord-deutschen Tieflandbaches, dargestellt am Beispiel des Unteren Schierenseebachs. Schr. Natur. wiss. Ver. Schleswig-Holstein 53: 59 - 81.
- EDINGTON J.M., HILDREW A.G., 1981: Caseless caddis larvae of the British Isles. Freshwater Biol. Ass., Ambleside, Sci. publ. 43.
- ELLIOTT J.M., HUMPHESCH U.H., 1983: A key to the adults of British ephemeroptera with notes on their ecology. Freshwater Biol. Ass., Ambleside, Sci. publ. 47.
- ENGELHARDT W., 1977: Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Stuttgart: 257 S.
- HeNatG (Hessisches Naturschutzgesetz), 1980: GVBl. vom 19.9.1980: I 309, II 881 - 917.
- HMLFN (Hessischer Minister für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz), 1985: Naturnahe Gewässer in Hessen. Wiesbaden.
- KRAUSE A., 1981: Bewuchs an Wasserläufen. Bonn. Auswertungs- u. Inf.dienst für Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten.
- NBR (Naturschutzbeirat) DER BFN KASSEL, 1986: Empfehlungen zu Gestaltung und Pflege der Ufer von Fließgewässern. Naturschutz Nordhessen 9: 19 - 32.
- STÖCKMANN A., 1986: Der Fohnbach - Erfassung und Bewertung des ökologischen Zustands eines Mittelgebirgsbaches. Diplomarbeit Justus-Liebig-Universität Gießen.
- WHG (Wasserhaushaltsgesetz), 1976: BGBl. vom 16.10.1976, S. 3017, geändert durch BGBl. 1982, S. 189.
- WESENBERG-LUND, 1943: Biologie der Süßwasserinsekten. Kopenhagen/Berlin/Wien: 682 S.
- WILLY, 1986: Vor- und Nachteile des naturnahen Gewässerlaufes im Vergleich zu kanalisierten Fließgewässern. Mitt. Inst. Wasserbau Kulturtechnik Karlsruhe 173: 195 S.

Adresse:

Dipl.-Biol. Antje Stöckmann
 Institut für Pflanzenökologie
 Justus-Liebig-Universität
 Heinrich-Buff-Ring 38
 D-6300 Gießen

Vorkommen von Ameisen (*Hymenoptera, Formicidae*) in unterschiedlichen Lebensraumtypen des Vogelsberges/Hessen unter besonderer Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten

Gerd Bauschmann

Synopsis

In the years 1977 to 1985 by means of different methods attempts were made to register qualitatively the ant fauna in the Vogelsberg-mountain (Hessen, Federal Republic of Germany) and to collect ecological data about this family of *Hymenoptera*. Altogether 37 species could be discovered. The places of their finding were related to 13 types of living-spaces. In the course of the investigation it became apparent, that areas with many borderlines (hedges and edges of the forest) display the highest variety with each 27 species of Formicidae. Dry slopes with 25, extensive grassland and banks with 18, ruderal habitats with 17, quarries as well as deciduous forests with 16 species are following. The other types of living-spaces (conifer forest, field, intensive grassland, settlement and mountain swamp) obviously are inhabited by less species.

Considering the endangered species of the Red Data Book it becomes evident, that dry slopes with 9 species have the highest number of endangered ants. This type of living space is threatened by different alterations implying the danger of complete destruction. Also hedges and edges of forests with 8 and quarries, extensive grassland and ruderal habitats with each 5 species of the Red Data Book are increasingly vanishing in our cultivated landscape. The other living-spaces are inhabited by less endangered ants. No species of the Red Data Book could be proved for settlements and mountain swamps (because of the low extension there are lacking typical mountain swamp species).

Ants, Red Data Book, types of living-spaces, Vogelsberg-mountain.

1. Einleitung, Material und Methode

Mit einer Fläche von nahezu 2500 km² stellt der Vogelsberg das größte zusammenhängende Basaltgebiet des europäischen Festlandes dar.

In den Jahren 1977 bis 1985 wurde versucht, mit verschiedenen Methoden (Nestersuche, Barberfallen, Lichtfallen, Streuprobe) die Ameisenfauna des Vogelsberges qualitativ zu erfassen und ökologische Daten über diese Hymenopterenfamilie zu sammeln.

Um bei der Auswahl der Probestellen nach möglichst objektiven Gesichtspunkten vorzugehen, wurden stets die Zentren von 2.5 x 2.5 km² großen Rasterflächen, wie sie bei der 'Erfassung Europäischer Wirbelloser' (EEW) Verwendung finden, als Ausgangspunkt genommen und im Umkreis von etwa hundert Metern nach Ameisen abgesucht. Damit ist eine annähernd repräsentative Verteilung der Fundpunkte auf alle Lebensraumtypen gewährleistet. Allerdings wurden daneben noch weitere, für Ameisen besonders interessant erscheinende Areale näher untersucht.

Insgesamt konnten im Vogelsberg 37 Arten ermittelt werden (BAUSCHMANN 1983, 1988). Ihre Fundpunkte wurden 13 verschiedenen Gruppen von Lebensraumtypen zugeordnet. Ausgangspunkt für die Untersuchungen stellte die zentral im Vogelsberg auf dem Hoherodskopf gelegene Ökologische Forschungsstation Künanz-Haus (Leiter: Prof. Dr. H. Scherf) dar, eine Außenstelle des Instituts für allgemeine und spezielle Zoologie der Justus-Liebig-Universität Gießen.

2. Ergebnisse

Für die Besiedlung eines Gebietes durch Ameisen sind folgende Faktoren von entscheidender Bedeutung:

- klimatische Bedingungen
- Vegetation
- Vorhandensein von Nahrungsquellen
- Angebot an Nistmöglichkeiten bzw. Verfügbarkeit von Nistmaterial
- Intensität der menschlichen Nutzung.

Bei der Zusammenfassung der Lebensraumtypen zu 13 Gruppen wurde versucht, all diesen Faktoren Rechnung zu tragen. Dies erwies sich in einigen Fällen als recht schwierig (Tab. 1).

Tab. 2 gibt an, in welchen Lebensräumen die im Vogelsberg nachgewiesenen Ameisenarten vorkommen und welchen Rote-Liste-Status sie in der Bundesrepublik Deutschland (nach BLAB et al. 1984) besitzen.

Abb. 1 zeigt die Anzahl der Ameisenarten in den einzelnen Lebensraumgruppen und den Anteil von Rote-Liste-Arten daran.

Tab. 1: Zuordnung von Lebensraumtypen des Vogelsberges zu Lebensraumgruppen

1. Lebensraumgruppe 'Nadelwald'
 - 1.1 Nadelforste (Douglasie, Fichte usw.)
 - 1.2 lichte Nadelwälder (Kiefernwälder und -forste)
2. Lebensraumgruppe 'Laubwald'
 - 2.1 Eichen-Hainbuchenwälder
 - 2.2 Buchenwälder
 - 2.3 feuchte Laubmischwälder, Blockschuttwälder usw.
 - 2.4 Auen- und Bruchwälder
 - 2.5 Laub- und Mischforste
3. Lebensraumgruppe 'Waldrand'
 - 3.1 Waldränder
 - 3.2 Waldinnensäume an Lichtungen, Schneisen, Kahlschlägen
 - 3.3 Streuobstanlagen
4. Lebensraumgruppe 'Hecke'
 - 4.1 Feldgehölz (flächig)
 - 4.2 Heckenstreifen (linear)
 - 4.3 Trockenstandorte mit starker Verbuschung
5. Lebensraumgruppe 'Trockenhang'
 - 5.1 Halbtrockenrasen
 - 5.2 Trockenstandorte mit geringer Verbuschung
 - 5.3 Böschungen mit spärlicher Vegetation
6. Lebensraumgruppe 'Acker'
 - 6.1 Wirtschaftsäcker
 - 6.2 Wildäcker
7. Lebensraumgruppe 'Intensivgrünland'
 - 7.1 Fettwiesen
 - 7.2 Fettweiden
8. Lebensraumgruppe 'Extensivgrünland'
 - 8.1 extensive Wirtschaftsgrünländer
 - 8.2 extensive Weidelandschaften
 - 8.3 Borstgrasrasen
 - 8.4 Feuchtwiesen
9. Lebensraumgruppe 'Ruderalgelände'
 - 9.1 ausdauernde Ruderalvegetation an Wegrändern und Böschungen
 - 9.2 städtische und dörfliche Brachen
 - 9.3 Mülldeponien, Schuttplätze
 - 9.4 Schlagfluren
10. Lebensraumgruppe 'Steinbruch'
 - 10.1 Bodenaufschlüsse, Abraumflächen
 - 10.2 vertikale Erdaufschlüsse, Abbruchkanten
 - 10.3 Mauern
 - 10.4 großflächige Abbaugelände
11. Lebensraumgruppe 'Gewässerufer'
 - 11.1 feuchte Hochstaudenfluren
 - 11.2 Kies- und Schlammflächen
 - 11.3 Spülsaum mit Anlandungen
 - 11.4 gewässerbegleitender Gehölzsaum
12. Lebensraumgruppe 'Hochmoor'
 - 12.1 Hochmoorkomplex
 - 12.2 randliche Pfeifengraswiesen
13. Lebensraumgruppe 'Siedlung'
 - 13.1 an und in Gebäuden
 - 13.2 Haus- und Kleingärten
 - 13.3 Parks und parkähnliche Anlagen

Tab. 2: Vorkommen von Ameisenarten in unterschiedlichen Lebensraumtypen (Gruppen nach Tab. 1) und ihr Rote-Liste-Status (nach BLAB et al. 1984)
 ● = Nestfund O = Einzeltier

Rote Liste BRD	Ameisenart	Lebensraumtyp												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	<i>Ponera coarctata</i>					○								
	<i>Myrmica laevinodis</i>	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●		●
3	<i>Myrmica lobicornis</i>			○		●						○		
	<i>Myrmica ruginodis</i>	●	●	●	●	●		○	●	●		○	○	
3	<i>Myrmica sabuleti</i>				●	●		●	●					
	<i>Myrmica scabrinodis</i>		○	●	●	●	○	●	●	●		●		
3	<i>Myrmica schencki</i>			●	○	○		●			●			
3	<i>Stenamma westwoodi</i>		●					○						
2	<i>Myrmecina graminicola</i>				●									
3	<i>Diplorhoptrum fugax</i>					●			●					
	<i>Leptothorax acervorum</i>	●	●	●	●	●			●	○	●	○		
	<i>Leptothorax affinis</i>				○							●		
3	<i>Leptothorax interruptus</i>					●					●			
	<i>Leptothorax nigriceps</i>			●		●					●	○		
	<i>Leptothorax nylanderi</i>		●	●	●									
	<i>Leptothorax tuberosum</i>				●	●								
	<i>Leptothorax unifasciatus</i>										●			
	<i>Tetramorium caespitum</i>				●	●			●	●	●			
3	<i>Tapinoma erraticum</i>			●	●	●			●	●	●			
	<i>Camponotus herculeanus</i>	●	●	●	○									
	<i>Camponotus ligniperda</i>	●		●		●								
	<i>Lasius niger</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Lasius alienus</i>			●	●	●			●		●			
	<i>Lasius brunneus</i>	●	●	●	●					●		●		
	<i>Lasius flavus</i>			●	●	●		●	●	●	●	●	●	●
	<i>Lasius myops</i>					○			○		●			
	<i>Lasius umbratus</i>			●	●			●		●		●		
	<i>Lasius mixtus</i>		○	●	●	○						○		
	<i>Lasius fuliginosus</i>		●	●	●				○			○		
	<i>Formica fusca</i>	●	●	●	●	●	●	●	○	●	●	●	○	
	<i>Formica lemni</i>	○	●	●									○	
3	<i>Formica cunicularia</i>			●	●	●	●		●	●	●	●		
2	<i>Formica rufibarbis</i>			○	●	●	●			●	●			
3	<i>Formica polyctena</i>	●	○	○	○					○		○		
	<i>Formica pratensis</i>			●	●	●			●	●	●			
3	<i>Formica rufa</i>	●	●	●	●				○			○		
	<i>Formica sanguinea</i>	○	●	●	●	●			●	●		○		

3. Diskussion

Die an Grenzlinien reichen Biotope (Hecken und Waldränder) weisen mit 27 Formicidenarten die höchste Vielfalt auf. Ihnen folgen die Trockenhänge mit 25, Extensivgrünland und Gewässerufer mit 18, Ruderalflächen mit 17, Steinbrüche sowie Laubwälder mit je 16 Arten. Die übrigen Lebensraumtypen (Nadelwald, Acker, Intensivgrünland, Siedlung und Hochmoor) werden von deutlich weniger Arten bewohnt.

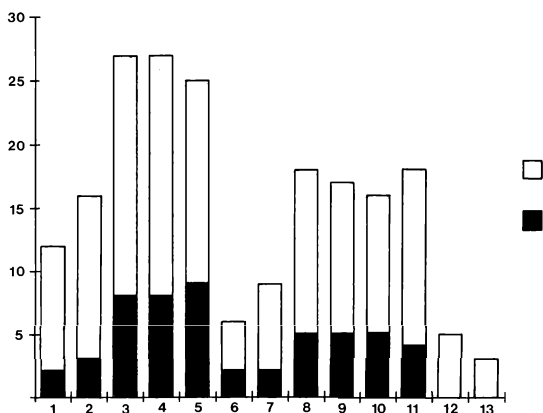


Abb. 1: Anzahl der Ameisenarten in den verschiedenen Lebensräumen (Gruppierung nach Tab. 1) und Anteil der Rote-Liste-Arten.

Bei der Betrachtung der Rote-Liste-Arten zeigt sich, daß der Lebensraumtyp Trockenhang mit 9 Arten die höchste Zahl von gefährdeten Ameisen besitzt. Diese sind meist stark xerothermophil und dadurch an nur wenige, extreme Habitate gebunden. Zudem sind Trockenhänge selbst von verschiedenen Veränderungen bis hin zur völligen Zerstörung bedroht. Auch gewachsene Hecken und intakte Waldsäume mit je 8 sowie Steinbrüche, Extensivgrünland und Ruderalgelände mit je 5 Rote Liste-Arten gehören zu den Lebensraumtypen, die in unserer Kulturlandschaft immer weiter verschwinden. In allen übrigen Biotopen leben weniger gefährdete Ameisen. In Siedlungen sowie auf dem Hochmoor (wegen der geringen Größe fehlen typische Hochmoorarten) konnten im Vogelsberg keine Rote Liste-Arten nachgewiesen werden.

4. Zusammenfassung

In den Jahren 1977 bis 1985 wurde versucht, die Ameisenfauna des Vogelsberges/Hessen qualitativ zu erfassen und ökologische Daten über diese Hymenopterenfamilie zu sammeln. Insgesamt konnten 37 Arten ermittelt werden. Ihre Fundpunkte wurden 13 Gruppen von Lebensraumtypen zugeordnet.

Es stellt sich heraus, daß die an Grenzlinien reichen Biotope (Hecken und Waldränder) mit 27 Arten die höchste Vielfalt aufweisen, der Lebensraumtyp 'Trockenhang' mit 9 Rote-Liste-Arten jedoch die höchste Zahl von gefährdeten Ameisen besitzt.

Literatur

- BAUSCHMANN G., 1983: Die Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) des Vogelsberges. In: (Ed. MÜLLER P.): Erfassung der westpaläarktischen Tiergruppen. Fundortkataster der Bundesrepublik Deutschland Teil 15,1: 1-37 [Saarbrücken].
- BAUSCHMANN G., 1988: Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Kenntnis der Ameisen des Vogelsberges. Entomofauna: (im Druck).
- BLAB J., NOWAK E., TRAUTMANN W., SUKOPP H., 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Greven (Kilda).

Adresse:

Dipl.-Biol. Gerd Bauschmann
Wetterastr. 24

D-6360 Friedberg 3

Vorkommen gefährdeter Köcherfliegenarten (*Trichoptera*)
im Vogelsberg (Hessen)

Rüdiger Burkhardt

Synopsis

Habitat preferences of endangered *Trichoptera* species are described. Remarks are given on the worth of caddisflies to indicate water sites of high value for conservation.

Caddisflies, conservation, running and standing waters, Trichoptera.

1. Einführung

Während Stillgewässer schon seit langem im Vordergrund der Bemühungen des Naturschutzes stehen, finden Fließgewässer noch immer zu wenig Berücksichtigung. Ein Grund dafür liegt darin, daß die zur Bewertung von Gewässern bevorzugt herangezogenen Tiergruppen wie Vögel, Amphibien oder Libellen für Quellzonen und Bäche der Mittelgebirge nur sehr begrenzt geeignet sind.

Die ökologisch gut differenzierte, aquatische Insektenordnung der Köcherfliegen (*Trichoptera*) besiedelt sowohl Stillgewässer als auch alle Fließgewässerabschnitte in hoher Artenzahl. Aus dem Vogelsberg liegt eine Erfassung dieser Insektengruppe vor (BURKHARDT 1986). In der vorliegenden Arbeit wird versucht, das Vorkommen gefährdeter Arten hinsichtlich der Schutzwürdigkeit der Gewässer des Vogelsberges auszuwerten (Abb. 1).

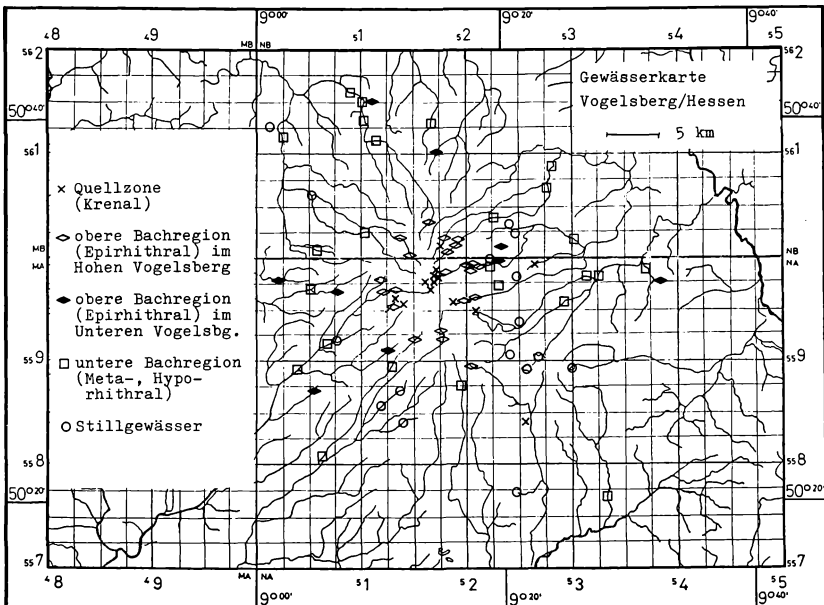


Abb. 1: Fundpunkte gefährdeter Köcherfliegenarten im Vogelsberg/Hessen

2. Methode

Art und Umfang der Aufsammlungen, die Abgrenzung der Gewässertypen und die Grundlagen zur Beurteilung der Fundstellen sind bei BURKHARDT (1986) beschrieben. Ergänzt wurde diese Untersuchung um einige zusätzliche Aufsammlungen. Insgesamt sind die Untersuchungsstellen - soweit dies bei der Vielzahl der zu berücksichtigenden Faktoren möglich ist - ein repräsentativer Ausschnitt der Gewässer des Vogelsberges.

3. Ergebnisse

3.1 Verteilung gefährdeter Trichopterenarten auf die Gewässertypen

Von den bisher im Vogelsberg nachgewiesenen 133 Köcherfliegenarten gelten 41 nach der Roten Liste der Köcherfliegen (TOBIAS D. u. W. 1984) in der Bundesrepublik als gefährdet. Diese Arten verteilen sich recht gleichmäßig auf die vier Gewässertypen (Tab. 1, Abb. 2). Die Relation von gefährdeten Arten zur Gesamtzahl jeweils nachgewiesener Arten beträgt in allen Fließgewässerzonen annähernd 1 zu 5. Bei den Stillgewässern ist sie etwas größer (Abb. 2).

Tab. 1: Vorkommen gefährdeter Köcherfliegenarten in den Gewässertypen des Vogelsberges

n = Zahl der Fundstellen (ohne gewässerferne Fallenstandorte);
 QZ = Quellzone (Krenal), OR = obere Bachregion (Epirithral),
 UR = untere Bachregion (Meta-, Hyporhithral), ST = Stillgewässer,
 ? = gewässerferne Fundstellen, mögliche Herkunft;
 GK = Gefährdungskategorie (nach TOBIAS D. u. W. 1984):
 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet,
 3 = gefährdet, 4 = potentiell gefährdet

Art	n	QZ	OR	UR	ST	GK
<i>Ptilocolepus granulatus</i>	7		0			4
<i>Wormaldia subnigra</i>	5			0		3
<i>Hydropsyche fulvipes</i>	2		0			4
<i>Cheumatopsyche lepida</i>				?		3
<i>Plectrocnemia geniculata</i>	1		0			4
<i>Polycentropus irroratus</i>	3			0		4
<i>Holocentropus dubius</i>					?	3
<i>Oligostomis reticulata</i>	1				0	3
<i>Brachycentrus montanus</i>	3		0			4
<i>Ironoquia dubia</i>	7	0	0			2
<i>Apatania muliebris</i>	1	0				1
<i>Ecolisopteryx dalearlica</i>	6		0	0		3
<i>Ecolisopteryx madida</i>	11	0	0			3
<i>Anomalopterygella chauviniana</i>	8			0		4
<i>Limmephilus bipunctatus</i>	14	0	0	0	0	4
<i>Limmephilus coenosus</i>	3	0				2
<i>Limmephilus fuscicornis</i>					?	3
<i>Limmephilus hirsutus</i>	6		0	0		3
<i>Limmephilus ignavus</i>	1			0	?	3
<i>Limmephilus nigriceps</i>	1				0	2
<i>Limmephilus subcentralis</i>	4				0	3
<i>Limmephilus vittatus</i>	11				0	3
<i>Colpotaulius incisus</i>	3				0	2
<i>Grammotaulius submaculatus</i>	3	0				2
<i>Rhadicoleptus alpestris</i>	3	0				2
<i>Melampophylax mucoreus</i>	2			0		2
<i>Stenophylax vibex</i>			?			3
<i>Micropterna fissa</i>			?			2
<i>Micropterna nycterobia</i>		?				4
<i>Micropterna testacea</i>		?	?			2
<i>Chaetopteryx major</i>	5	0	0			4
<i>Pseudopsilopteryx zimmeri</i>	1		0			4
<i>Silo nigricornis</i>	1		0			4
<i>Lasiocephala basalis</i>	3			0		3
<i>Athrripsodes albifrons</i>	3			0		4
<i>Ceraclea annulicornis</i>	1				0	4
<i>Ceraclea fulva</i>	1				0	3
<i>Leptocerus tineiformis</i>	1				0	2
<i>Adicella filicornis</i>	1	0				4
<i>Oecismus monedula</i>	8	0	0	0		4
<i>Beraeodes minutus</i>	1				0	4

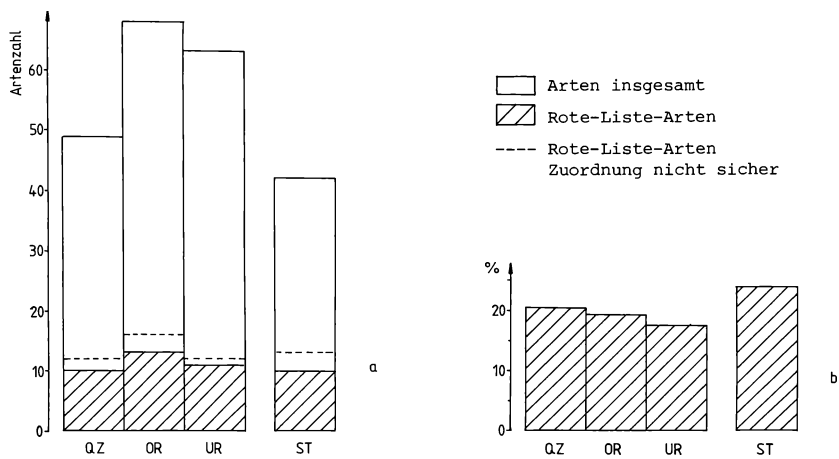


Abb. 2: Zahl der Köcherfliegenarten in den Gewässertypen des Vogelsberges (a) und Prozentanteil der Rote-Liste-Arten (b)
 QZ = Quellzone (Krenal), OR = obere Bachregion (Epirhithral),
 UR = untere Bachregion (Meta-, Hyporhithral), ST = Stillgewässer

Tab. 2: Ausmaß potentieller Gefährdungen der Fundstellen von Rote-Liste-Arten

Gewässertyp	n	NSG	Gefährdungen				
			1	2	3	4	5
Quellzone	13	5	.	.	o	o	.
obere Bachregion, Hoher Vogelsberg	22	1	o	.	o	.	.
obere Bachregion, Unterer Vogelsberg	9	1	o	.	●	.	.
untere Bachregion	25	2	●	●	●	.	o
Stillgewässer	16	5	o	.	o	.	o

n = Zahl der Fundorte;

NSG = als Naturschutzgebiet ausgewiesen;

Gefährdung potentiell durch

- 1 Einträge von umgebenden Flächen (Landwirtschaft, Verkehr)
- 2 Haushalts- und Industrieabwässer
- 3 Veränderungen der Gewässerstruktur (Ausbau, Unterhaltung usw.)
- 4 totale Vernichtung (z. B. Verrohrung, Grundwasserabsenkung)
- 5 Nutzungen (Fischerei, Freizeitaktivitäten)

. einzelne Fundstellen bedroht

o mehrere Fundstellen bedroht

o zahlreiche Fundstellen bedroht

● die Mehrzahl der Fundstellen bedroht

3.2 Schutzwürdige Gewässer des Vogelsberges

- Stillgewässer: Rote-Liste-Arten konnten an sehr verschiedenartigen stehenden Gewässern nachgewiesen werden. Alle sind jedoch dadurch gekennzeichnet, daß zumindest ein Teil des Uferbereiches naturnah ausgeprägt ist; intensiv genutzte, sterile Fischteiche werden nicht besiedelt. Gefährdungen gehen in erster Linie von der Intensivierung der Nutzung als Fischgewässer und in einigen Fällen von der zunehmenden Belastung durch Freizeitaktivitäten aus (Tab. 2). Mit fünf Gewässern ist ein relativ hoher Anteil als Naturschutzgebiet gesichert, wobei jedoch kleinere Stillgewässer unterrepräsentiert sind.

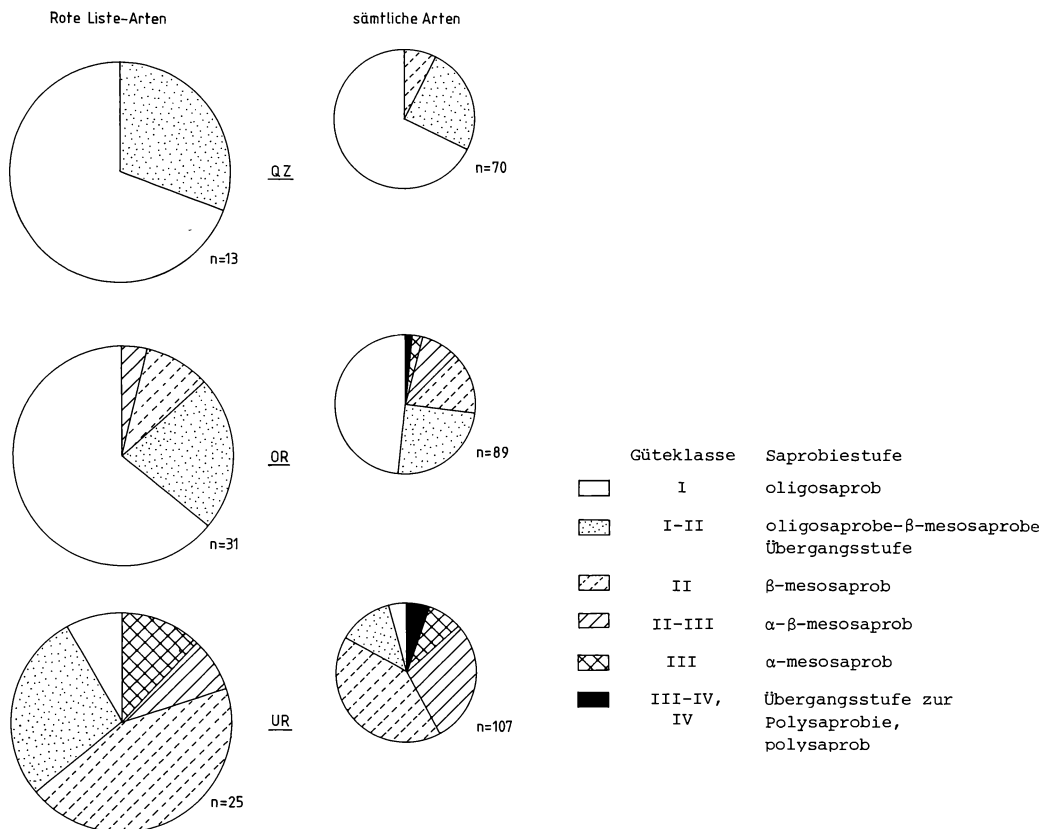


Abb. 3: Biologischer Gewässerzustand: Verteilung der Fundpunkte auf die Güteklassen
QZ = Quellzone (Krenal), OR = obere Bachregion (Epirithral), UR = untere Bachregion (Meta-, Hyporithral), ST = Stillgewässer (Die Einstufung der Fundpunkte erfolgte nach der Karte des Biologischen Gewässerzustandes in Hessen (Hessischer Minister für Landwirtschaft und Umwelt 1978) sowie eigenen Ergänzungen)

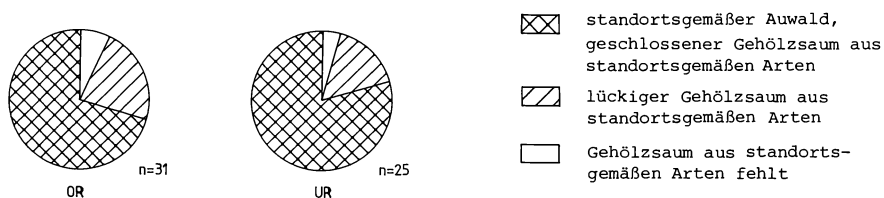


Abb. 4: Zustand der Ufergehölze an den Fundstellen gefährdeter Köcherfliegenarten
OR = obere Bachregion (Epirithral), UR = untere Bachregion (Meta-, Hyporithral) (Einstufung in Anlehnung an PIEPER u. MEIJERING 1981)

- Quellzonen (Krenal): Die Fundpunkte gefährdeter Quellarten konzentrieren sich auf den Oberwald im Zentrum des Vogelsberges (Abb. 1). Die Quellregionen dieses unbesiedelten und überwiegend forstlich genutzten Gebietes sind unbelastet und nur im geringen Maße durch anthropogene Einflüsse bedroht (Abb. 3, Tab. 2). Besonders hervorzuheben sind die Quellen und Quellbäche des Bereiches Hochmoor/Goldwiese

mit den an Moorgewässer gebundenen Arten *Limnephilus coenosus* und *Rhadicoleptus alpestris* und zahlreichen weiteren Quellarten (dieses Gebiet ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen) sowie ein Wiesenbach im Einzugsgebiet der Nidda, der das einzige Vorkommen von *Apatania muliebris* in Deutschland beherbergt (BURKHARDT, TOBIAS 1982). Bei diesem unscheinbaren Quellbach ist eine Gefährdung durch Eingriffe nicht ausgeschlossen.

- Obere Bachregion (Epirhithral): Alle Fundpunkte liegen oberhalb des quellnächsten Ortes und weisen dementsprechend nur selten Verschmutzungen auf (Abb. 3). Die Mehrzahl der Funde gefährdeter Arten stammt aus den Oberlaufabschnitten der im Zentrum des Vogelsberges entspringenden Bäche des Oberen Vogelsberges (Abb. 1). Die meisten dieser Abschnitte sind wegen ihres naturnahen Zustandes im gesamten Verlauf von der Quellregion bis zur Passage des ersten Ortes schutzwürdig. Ihrer Lage entsprechend sind die Gefährdungen nur gering (Tab. 2). Jedoch wurden Rote-Liste-Arten auch an einigen Oberlaufstellen niedriger gelegener Bäche im Unteren Vogelsberg nachgewiesen (Abb. 1). Diese Fundstellen liegen alle innerhalb von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Da sie zudem weniger naturnah und oft recht unscheinbar sind (einige fallen gelegentlich trocken!), ist ihre Gefährdung durch Eingriffe besonders hoch (Tab. 2).
- Untere Bachregion (Meta-, Hyporhithral): In dieser auch im Vogelsberg durch verschiedene Nutzungen und Eingriffe erheblich beeinträchtigten Bachregion konnten an mehreren Punkten gefährdete Arten gefunden werden (Abb. 1). Ihrer Lage entsprechend sind sie größeren Gefährdungen ausgesetzt (Tab. 2); diese spiegeln sich auch im hohen Anteil kritisch belasteter oder stark verschmutzter Fundpunkte wider (Abb. 3). Es handelt sich in der Regel um Bereiche mit naturnahem Charakter: beispielsweise ist die Zahl der Stellen mit intakten Ufergehölzen erstaunlich hoch (Abb. 4).

3. Schlußfolgerungen

Vorkommen gefährdeter Trichopteren beschränken sich im Vogelsberg nicht nur auf naturnahe Stillgewässer, auf Quellen und Oberlaufabschnitte im nur gering belasteten zentralen Hohen Vogelsberg. Auch in den intensiver genutzten Bereichen des Unteren Vogelsberges finden sowohl in Oberlaufabschnitten als auch in der unteren Bachregion gefährdete Arten noch Lebensmöglichkeiten. Diese auf den ersten Blick wenig wertvoll erscheinenden Gewässerlebensräume dürfen jedoch bei Naturschutzplanungen nicht übersehen werden, denn gerade sie sind besonders bedroht.

Gewässer lassen sich an Hand des Vorkommens gefährdeter Trichopterenarten bewerten. Besonders geeignet sind sie zur Beurteilung von Fließgewässern, für die entsprechende Indikatoren bisher weitgehend fehlen. Mit Hilfe der Köcherfliegenarten ließen sich auch Gewässerabschnitte als schutzwürdig einstufen, die mit Hilfe der Kriterien Gewässergüte und -zustand nicht als solche erkannt werden konnten.

Die Arbeiten konnten von der Forschungsstation Künanzhaus der Justus-Liebig-Universität Gießen aus durchgeführt werden.

Literatur

- BURKHARDT R., TOBIAS W., 1982: Ein Nachweis von *Apatania muliebris* McLachlan 1866 in Deutschland (Trichoptera: Limnephilidae). Ent. Z. 92: 313 - 318.
- BURKHARDT R., 1986: Untersuchungen über die Trichoptera des Vogelsberges. 1. Zum Vorkommen und zur Phänologie der Arten. Arch. Hydrobiol./Suppl. 74: 226 - 258.
- Hessischer Minister für Landwirtschaft und Umwelt (Ed.), 1978: Gewässergüte und Abwasserbehandlung im Lande Hessen. Wiesbaden.
- PIEPER H.G., MEIJERING M.P.D., 1981: Derzeitiger Zustand von Ufergehölzen osthessischer Fließgewässer. Beitr. Naturk. Osthessen 17: 53 - 59.
- TOBIAS R., TOBIAS W., 1984: Rote Liste der Köcherfliegen (Trichoptera). In: (Ed. BLAB J., NOWAK E., TRAUTMANN W., SUKOPP H.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl. Greven (Kilda): 67 - 69.

Adresse: Dr. Rüdiger Burkhardt
Gänsauweg 35
D-6504 Oppenheim

Das Naturschutzzentrum Hessen

I. Fortbildung in Naturschutz und Landschaftspflege für Akademiker

Michael Droste

Synopsis

A five months lasting course is represented dealing with nature conservation. The participants have finished a study of natural science. The course intends to qualify and prepare them for a profession at boards, societies, etc. Content and methods are described; an important part is a practical period in administration or private places.

Environment protection, environmental education, nature conservation.

1. Aufgaben des Naturschutzzentrums Hessen

Das Naturschutzzentrum Hessen e. V. (NZH) ist der Zusammenschluß von bisher 25 im Naturschutz engagierten Organisationen und Institutionen in Hessen. Zu seinen Aufgaben gehören insbesondere:

- I. Informationen der Mitgliedervereinigungen und Koordination ihrer Arbeit;
- II. Fortbildung für unterschiedliche Zielgruppen;
- III. Förderung einer verbesserten Umwelterziehung an Schulen und durch außerschulische Jugendarbeit;
- IV. Förderung des Naturschutzgedankens in der Öffentlichkeit sowie Erarbeitung der dazu erforderlichen Grundlagen;
- V. Durchführung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege mit Modellcharakter.

2. Förderung des Naturschutzes durch Fortbildung

Nach wie vor besteht hinsichtlich der Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege als Teilbereichen des Umweltschutzes eine sehr unbefriedigende Situation, die allgemein als 'Vollzugsdefizit' charakterisiert wird. Sie liegt in erster Linie begründet in der unzureichenden Ausstattung der in diesem Bereich tätigen Behörden und Institutionen mit dem zahlenmäßig notwendigen Personal, welches insgesamt um ein Mehrfaches erhöht werden müßte, wie es etwa ERZ (1984) fordert. Gleichzeitig besteht eine hohe Arbeitslosigkeit.

Seit 1984 wird versucht, die beiden Problemkreise zu verknüpfen und zu entschärfen. Beteiligt hieran sind die Arbeitsämter durch die Initiative des Arbeitsamtes Marburg sowie das Berufsbildungswerk (bfw), eine Gemeinnützige Bildungseinrichtung des DGB GmbH als Träger der Fortbildungsmaßnahmen, sowie das Naturschutzzentrum. Bestandteil des Konzeptes ist es, die Einstellung von Fachkräften soweit wie möglich zu fördern und ihre Qualifikation zu gewährleisten. Zielgruppen sind dabei sowohl Arbeiter in den Gemeinden als auch Hochschulabsolventen.

Die Aufgaben und notwendigen Arbeiten erfordern ein breites Spektrum an Wissen und Fähigkeiten bzw. Fachleute aus verschiedenen Disziplinen (STODTE 1984). Der Einsatz von Akademikern wird erschwert durch die häufig zu wenig berufs- und anwendungsbezogene Ausbildung. Eine zusätzliche Qualifikation erschien deshalb sinnvoll. Von den bestehenden oder geplanten Fortbildungsveranstaltungen soll der Kurs 'Naturschutz und Landschaftspflege für Akademiker' vorgestellt werden, da hier die umfangreichsten Erfahrungen vorliegen.

3. Ziele des Fortbildungskurses

Ziel des Kurses ist es, für die in Naturschutz und Landschaftspflege nötigen Arbeiten geeignete Fachleute zu schulen. So müssen der Zustand und die Gefährdung von Lebensräumen und Biotopstrukturen erfaßt und entsprechend bei allen Planungen und Projekten berücksichtigt werden können. Gleichzeitig sollen auch notwendige Maßnahmen geplant und durchgeführt werden können, die auf eine Biotopgestaltung bzw. eine Neuanlage natur- und förderungswürdiger Landschaftselemente zielen. Gerade hier ist es nötig, Arbeitsvorhaben für gewerbliche Arbeiter zu konzipieren und diese bei der Ausführung zu beraten und anzuleiten. Dabei sollen die Teilnehmer von den Kenntnissen her auch zukunftsorientierte und großflächige Überlegungen und Arbeiten, z. B. im Sinne eines Biotopverbundsystems, durchführen können.

Eine fachpraktische Unterweisung dient zur Vertiefung, Erweiterung und Umsetzung der Kenntnisse und Fertigkeiten durch Einbindung in die Arbeit der Behörde und des Verbandes. Hieraus sollen zusätzliche Erfahrungen über die Möglichkeiten, Probleme und Arbeitsbedingungen innerhalb der praktischen Arbeit resultieren, die auch zur Überprüfung der eigenen Kenntnisse und Interessen führen.

4. Aufbau und Inhalte des Kurses

Im Frühjahr 1984 wurde die erste, vierwöchige Fortbildung im Sinne eines Pilotprojektes durchgeführt. 1985 fanden fünf sechswöchige Kurse statt; die Dauer eines Kurses wurde 1986 auf acht Wochen verlängert und zweimal um eine fachpraktische Unterweisung ergänzt.

Die nun fünfmonatige Veranstaltung (784 Stunden) gliedert sich in mehrere Abschnitte:

- eine fachtheoretische Unterweisung zu Kursbeginn (ca. sieben Wochen) in Wetzlar und Cölbe bei Marburg;
- eine fachpraktische Unterweisung an Behörden und in Naturschutzverbänden an unterschiedlichen Orten;
- eine fachtheoretische Unterweisung und Kursauswertung (ca. zwei Wochen) in Cölbe oder Wetzlar.

Der Unterricht bzw. die Arbeitszeit umfaßt täglich acht Stunden. Die oben genannten Ziele bedeuten, daß Praxisorientierung und interdisziplinäre Sicht Grundprinzipien für die Kursdurchführung sein müssen; Aspekte, die z. B. auch ZUCCHI (1984) unter anderen Rahmenbedingungen für Biologen anstrebt. Bedingung für die Teilnahme am Kurs und Grundlage für die spätere Arbeit bleibt das absolvierte Hochschulstudium mit dem Erwerb naturwissenschaftlicher und ökologischer bzw. planerischer Kenntnisse und Fertigkeiten.

Im einzelnen wurden 1986 folgende Schwerpunkte behandelt:

- I. rechtliche Grundlagen und Bedingungen des Naturschutzes
- II. Aufgabenbereiche, Tätigkeit und Verwaltungsaufbau der am Naturschutz beteiligten Behörden sowie Gliederung und Aufgaben der Naturschutzverbände
- III. ökologische Grundlagen und Probleme für die Naturschutzarbeit
- IV. Artenschutz am Beispiel ausgewählter Gruppen
- V. Bedeutung unterschiedlicher Lebensräume, ihre Unterhaltung bzw. Anlage, insbesondere:
 - stehende Gewässer
 - fließende Gewässer
 - Feldgehölze und Hecken
 - Wiesen, Weiden und andere Grünländer
 - Streuobstanlagen
 - Erdaufschlüsse
- VI. Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen an Fließgewässern sowie ihr naturnaher Ausbau
- VII. Grundzüge der Landschaftsplanung
- VIII. Grundzüge der Stadtplanung und der naturnahen Gestaltung und Bewirtschaftung im Siedlungsbereich
- IX. Naturlehrgebiete, insbesondere Schulgärten
- X. Einzelbäume und durchzuführende Pflege- und Unterhaltungsmaßnahmen
- XI. Abfallwirtschaft (Situation, Problematik und Entsorgungstechnik für Abfall und Abwasser)
- XII. Aspekte der alternativen Landwirtschaft und integrierten Schädlingsbekämpfung

Die Inhalte der fachtheoretischen Unterweisung werden in seminarähnlicher Form erarbeitet. Zahlreiche Besichtigungen und Demonstrationen verdeutlichen z. B. Arbeitsbedingungen, Probleme und Möglichkeiten in Naturschutz und Landschaftspflege ebenso wie Nutzungskonflikte und divergierende Interessen. Ferner wird von den Kursteilnehmern in Gruppenarbeit jeweils ein Projekt bearbeitet, in dem die erworbenen Kenntnisse selbständig angewandt werden sollen. Meist handelt es sich dabei um die Erstellung von Bestandsaufnahmen und Pflegeplänen für kleinere Flächen und Landschaftsbestandteile im Rahmen vorgesehener Schutzgebietsausweisungen.

Während der fachpraktischen Unterweisung steht die planerische und organisatorische Anwendung des Erlernten im Rahmen der behördlichen und verbandsinternen Bedingungen im Vordergrund. So sollen die Kursteilnehmer z. B. an laufenden Arbeiten beteiligt werden oder möglichst selbständig eigene Projekte durchführen; dabei soll aber in allen Fällen ein zu enges Tätigkeitsfeld vermieden werden. Die Aufgaben können je nach Teilnehmer und Praktikumsplatz unterschiedlich sein. Sie umfassen z. B. Planung, Vorbereitung und Durchführung von Maßnahmen wie Bestandsaufnahmen, Bewertung von Flächen, Mitarbeit an Schutzgebietsausweisungen, Erstellung von Schutzkonzepten oder Gestaltung, Unterhaltung und Pflege unterschiedlicher Lebensräume. Die angestrebte Zusammenarbeit in Gruppen wird leider meist durch die räumlichen Verhältnisse der betreffenden Arbeitsstätten verhindert.

Die als notwendig erachtete Praxisnähe und Ausrichtung auf zukünftige berufliche Aufgaben und Tätigkeiten wird angestrebt durch die Auswahl der Themen und Inhalte und die selbstständig durchzuführenden Projektarbeiten sowie die fachpraktische Unterweisung.

Die Kursinhalte werden durch fachkundige Referenten vermittelt, die zum großen Teil aus den Behörden und Verbänden stammen und die Naturschutzarbeit aus unterschiedlichen Blickwinkeln darstellen. Zusätzlich gibt die Zusammensetzung des Kurses aus verschiedenen Fachrichtungen die Möglichkeit, andere Denkansätze und Einstellungen im Kurs zu erfahren, davon zu lernen und die Kenntnisse aus den einzelnen Fachdisziplinen für das jeweilige Thema und die gemeinsamen Aufgaben zu verbinden.

Je nach Vorbildung und Interessen der Kursteilnehmer können die inhaltlichen Schwerpunkte abgeändert werden.

5. Fachrichtungen der Teilnehmer und Beschäftigungsmöglichkeiten

Bis Ende 1986 haben 143 Teilnehmer den Kurs absolviert, davon 32 auch die fachpraktische Unterweisung. Die Kursteilnehmer wiesen ein Studium folgender Fachrichtungen auf:

Biologie	36 %	Lehramt, meist mit Biologie	10 %
Agrarwissenschaft	24 %	Geographie	8 %
Landespflege und Landschaftspflege	10 %	Geologie	5 %
		andere	7 %

Kontakte zu den ehemaligen Teilnehmern ermöglichten uns in den meisten Fällen, den weiteren Berufsweg zu erfassen. Nach Kursende folgten meist noch einige Monate Arbeitslosigkeit. Die Situation im Herbst 1986 ergab für 96 von 111 Absolventen, daß 24 % eine Anstellung gefunden und weitere 64 % ABM-Stellen, z. T. auch nur halbe Stellen erhalten hatten. Weiterhin arbeitslos bzw. fachfremd tätig waren 7 %, 5 % promovieren. Anstellungen (n = 81) erfolgten meist bei Naturschutzbehörden (33 %) und Kommunen (24 %), hier ebenfalls überwiegend im Umwelt- und Naturschutz; ferner bei Naturschutzverbänden (19 %), den Ämtern für Landwirtschaft und Landentwicklung (11 %), bei anderen Behörden (6 %) sowie bei Universitäten oder privaten Arbeitgebern (7 %). Die Tätigkeitsfelder sind oft nicht scharf zu trennen, so können z. B. Kartierungen von unterschiedlichen Institutionen durchgeführt werden.

Literatur

- ERZ W., 1984: Grundsätze und Forderungen zur Verbesserung der berufspolitischen Situation. In: (Ed. Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz): Berufsanforderungen und Ausbildung in Naturschutz und Landschaftspflege. Jb. Natursch. Landschaftspfl. (Bonn) 35: 8 - 14.
- STODTE G., 1984: Berufliche Anforderungen an Qualifikation und Ausbildung aus der Sicht der Naturschutzverwaltung. In: (Ed. Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz): Berufsanforderungen und Ausbildung in Naturschutz und Landschaftspflege. Jb. Natursch. Landschaftspfl. (Bonn) 35: 15 - 26.
- ZUCCHI H., 1984: Naturschutzprojekte als Bestandteil des Biologiestudiums. Verh. Ges. Ökol. 12: 539 - 543.

Adresse:

Dr. Michael Droste
Naturschutzzentrum Hessen e. V.
Friedenstr. 38
D-6330 Wetzlar

Das Naturschutzzentrum Hessen
II. Schutz der Streuobstwiesen - angewandter Naturschutz

Günter Riethmacher

Synopsis

Fruit gardens with big trees are irreplaceable biotops for a large number of animal and plant species. These gardens are extremely menaced by agriculture, road construction etc. About 60 % disappeared in the last 30 years; existing gardens frequently are not in the necessary care and about to die off. The Naturschutzzentrum Hessen propagates sponsorships for fruit gardens. Privat people, groups, unions etc. take care of a certain number of trees and are allowed to keep the crop.

Biotop network, fruit orchard, tree cultivation, sponsorships.

In weiten Teilen unseres Landes zählten Streuobstwiesen zu den prägenden Elementen in der Landschaft. Es handelt sich meist um Hochstammkulturen, die nicht intensiv bewirtschaftet werden. Neben dem Obstertrag und der Nutzung des Untergrundes kommt den Obstwiesen ein hoher ökologischer Wert zu:

- sie wirken klimamildernd
- weisen einen besonderen faunistischen Artenreichtum auf
- stellen ein Reservoir für die biologische Schädlingsbekämpfung dar
- sind mit ihren umfangreichen Blütenflächen wichtige Bienenweiden und
- gewährleisten die Vernetzung verschiedener Lebensräume.

Obstwiesen haben nach BLAB (1986) durch die alten Hochstämme einen besonderen Wert für die Zielsetzungen des Tierartenschutzes. Er vergleicht die Streuobstwiesen in ihrer Wirkung auf die Fauna sogar entfernt mit der Brache. Man findet gefährdete Vogelarten wie Wiedehopf, Steinkauz, Wendehals, Raubwürger und Neuntöter in den Obstwiesen. Schwarzstirn- und Rotkopfwürger bezeichnet er als Charakterarten der Streuobstwiesen. An Säugetieren finden neben Garten- und Siebenschläfer Abendsegler und Fransenfledermaus hier ihren Lebensraum.

Die intensiv gepflegten, häufig an die Stelle der Obstwiesen tretenden Obstplantagen können die ökologischen Funktionen der Streuobstbestände nicht erfüllen. Nach einer Untersuchung von MADER (1982) übertrifft die Obstwiese die Plantage in vielerlei Hinsicht: in der Nutzung durch Vögel um das 13fache, in der Artenzahl der Spinnen und Laufkäfer um etwa das 1,5fache in der Anzahl der Hymenopteren insgesamt um das 5fache, in der der Bienen sogar um das 16fache.

Im Zuge der Mechanisierung und Intensivierung der Landwirtschaft, der Erweiterung des Straßenbaues sowie zur Stabilisierung der Obstpreise fielen in den letzten Jahren etwa 60 % der Streuobstbestände der Motorsäge zum Opfer. Die verbliebenen Bestände sind oft in einem ungepflegten und vernachlässigten Zustand und drohen so ebenfalls vernichtet zu werden. Gehend die Streuobstbestände weiter zurück und werden nicht rechtzeitig neue Hochstämme nachgepflanzt, droht uns der Verlust einer besonders artenreichen Lebensgemeinschaft, eines Refugiums für gefährdete Tier- und Pflanzenarten und zugleich eines Bindegliedes zwischen naturnahen Landschaften und unseren Dörfern und Städten. Das Land Hessen berät z. Z. über ein Förderungsprogramm 'Streuobstwiesen', mit dem z. B. die Neuanpflanzung von Hochstämmen an geeigneten Stellen finanziell unterstützt werden soll.

Neben der Neuanpflanzung sollte die langfristige Sicherung dieses Landschaftselementes bei der Erhaltung der noch vorhandenen Bestände beginnen. Da Gemeinden, Landwirte oder andere Besitzer größerer Obstbaumbestände oft die Pflege- und Mindestbehandlungsmaßnahmen auch aus Zeitgründen nicht durchführen können, ist die Erhaltung dieser Bestände häufig nicht gewährleistet.

Aus dieser Situation entstand im Naturschutz-Zentrum Hessen als Nahtstelle des privaten und öffentlichen Naturschutzes die Initiative, 'Baumpatenschaften' zu propagieren. Durch eine solche Patenschaft können Privatpersonen, Naturschutzgruppen, Vereine etc. die Pflege und Ernte einer bestimmten Anzahl von Obstbäumen übernehmen. Die Patenschaft wird vertraglich festgelegt (Mustervertrag des NZH). Wir haben hier die günstige Situation, daß durch derartige Patenschaften nach Meinung von Naturschutzverbänden (DBV, HGON, NLS u. a.) die vorhandenen Streuobstbestände zum Teil erhalten werden können.

Außerdem besteht die Möglichkeit, die Bürger durch aktive, lohnende Mitarbeit - die Ernte kann erhalten werden - in den praktischen Naturschutz einzubeziehen und für den Naturgedanken zu sensibilisieren. Die Übernahme der Patenschaft ist kostenlos, der Pate

verpflichtet sich aber, eine Reihe von Punkten betreffend der Pflege der Bäume zu beachten. Die örtlichen Obst- und Gartenbauvereine sollen für fachliche Ratschläge zur Verfügung stehen.

Literatur

BLAB J., 1986: Grundlagen des Biotopschutzes. Greven (Kilda): 305 S.

MADER H.-J., 1982: Die Tierwelt der Obstwiesen und intensiv bewirtschafteten Obstplantagen im qualitativen Vergleich. Natur Landschaft 57 (11). 371 - 377.

Adresse:

Günter Riethmacher
Naturschutzzentrum Hessen
Friedenstr. 38
D-6330 Wetzlar

Das Naturschutzzentrum Hessen
III. Das Reptilienschutzprogramm

Peter Heimes

Synopsis

Due to the decrease of natural areas more than half of the german reptile species are considerably threatened. Therefore the Naturschutz-Zentrum Hessen has started a protection program for the rare reptiles in Hessen. An evaluation of the population of *Elaphe longissima* near Wiesbaden is the first result of this program in 1986. First protection measures have been developed.

Elaphe longissima, reptiles, threatened species.

1. Einführung

Reptilien sind die am stärksten bedrohte Wirbeltierklasse in Deutschland. Von den zwölf bei uns heimischen Arten gelten sieben als vom Aussterben bedroht oder zumindest als stark gefährdet (Eur. Sumpfschildkröte, Smaragdeidechse, Mauereidechse, Äskulapnatter, Würfelnatter, Kreuzotter und Aspispviper). Mit Ausnahme der Kreuzotter haben diese Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt im nördlichen Mittelmeerraum bzw. in Westasien und sind ihren Klimaansprüchen entsprechend in unserem Breitengrad nur an besonders wärmebegünstigten Standorten zu finden.

In Hessen waren ehemals außer der Aspispviper alle deutschen Arten heimisch, nach neueren Untersuchungen sind inzwischen jedoch zwei Arten (Smaragdeidechse und Würfelnatter) in diesem Bundesland ausgestorben. Von der einzigen Schildkrötenart Mitteleuropas, der Europäischen Sumpfschildkröte, existieren hier zwar möglicherweise keine autochthonen Populationen mehr, doch gibt es offensichtlich wieder einzelne Stellen, wo sie sich erfolgreich fortpflanzt, so z. B. im Enkheimer Ried bei Frankfurt. Dagegen sind die Bestände der Kreuzotter in Osthessen sowie der Mauereidechse, die noch in manchen Weinbaugebieten zu finden ist, in ständigem Rückgang begriffen. Eine besondere Verantwortung fällt dem hessischen Naturschutz für die seltene Äskulapnatter zu, da Hessen allein drei von vier bundesdeutschen Populationen beherbergt.

Die zivilisationsbedingte großflächige Veränderung der Landschaft führte dazu, daß die Lebensräume dieser hochgradig gefährdeten Arten noch mehr eingengt und aufgesplittet wurden, als sie es auf Grund der besonderen Klimaansprüche dieser wärmeliebenden Reptilien ohnehin schon waren. Besonders negativ hat sich die Veränderung von Trockenstandorten auf die Populationen ausgewirkt. Während sich früher die extensiv betriebene Landwirtschaft für die Reptilien kaum negativ ausgewirkt haben dürfte und im Gegenteil sogar zahlreiche neue Lebensräume schuf, wirken sich Intensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Methoden, Zersiedlung der Landschaft und Kultivierung von Brachland durchweg schädigend auf die Populationen aus. Ein weiteres, leider noch ungenügend untersuchtes Problem stellt die Auswirkung von Bioziden vor allem auf die Eidechsenpopulationen dar. Zum einen werden Insekten und andere Wirbellose als Nahrung immer seltener und andererseits werden die Eidechsen durch die Nahrungskette zunehmend mit Giftstoffen belastet.

2. Aktivitäten des Naturschutzzentrums (NZH)

Das NZH hat in den Jahren 1985 und 1986 in Wetzlar bzw. Braunfels zwei Fachtagungen zum Thema Reptilienschutz durchgeführt. Darstellungen über aktuelle Verbreitung und Gefährdungsursachen der in der Bundesrepublik Deutschland hochgradig gefährdeten Arten sowie notwendige Schutzmaßnahmen waren Gegenstand der ersten Veranstaltung (BFNL 1985), während die Kartierung von Reptilien das Hauptthema der zweiten Tagung war. Die Grundlage für die Erarbeitung und Durchführung von Schutzprogrammen für Reptilien wie auch für andere Tier- und Pflanzengruppen sind möglichst genaue Kenntnisse über die Verbreitung und Bestandsgröße der Arten. Das NZH hat daher in Zusammenarbeit mit dem Frankfurter Forschungsinstitut Senckenberg begonnen, Daten für eine Bestandsaufnahme der hessischen Reptilien zu sammeln (Tab. 1). Damit soll eine Grundlage für eine landesweite Kartierung geschaffen werden, wie sie in den meisten übrigen Bundesländern bereits durchgeführt wurde. Für Hessen liegt derzeit lediglich die nicht mehr ganz aktuelle, aber immer noch sehr wertvolle Bearbeitung der Reptilienfauna eines Teilgebietes (Rhein-Main-Gebiet einschl. Taunus, Vogelsberg, Spessart und Odenwald) von MERTENS (1947) vor.

Neben der Bestandserfassung aller Reptilienarten führt das NZH auch ein Artenschutzprojekt für zwei der stark bedrohten Arten (Mauereidechse und Äskulapnatter) im Rheingau durch. Schutzmaßnahmen für die Kreuzottern in Osthessen sollen folgen.

Tab. 1: Erfassungsbogen 'Reptilien in Hessen'

Kreis: Name des Informanten:
 Forstamt: Adresse:
 Name des Naturschutzverbandes bzw.
 der Naturschutz-Interessengruppe:

Arten (+Anzahl der Exemplare)	Fundort	MTB-Nr. (+Quadrant)	Datum/ Jahreszeit	Lebensraum
:			:	
Beispiel	Beispiel			Beispiel
1 Schlingnatter, ca. 25 Mauer- eidechsen	ca. 100 m südwestl. der Ruine Nollig, Lorch	5912/4	Ende August '86	Trockenmauern, Weinberg

2.1 Die Untersuchungen über die Äskulapnatter

Die Untersuchung des Äskulapnattervorkommens um Schlangenbad (Rheingau-Taunus) hat erfreulicherweise gezeigt, daß diese Schlange dort weiter verbreitet ist als bisher allgemein angenommen wurde. Auf Grund ihrer versteckten Lebensweise und fehlender systematischer Nachforschungen gab es bisher keine genauen Angaben über ihre Gesamtverbreitung in diesem Gebiet. Daher läßt sich auch nicht sagen, ob die Population in letzter Zeit überhaupt abgenommen hat. Allerdings ist die Äskulapnatter in den letzten Jahrzehnten an einigen Stellen infolge von Aufforstungen verschwunden. Ausgiebiges Suchen sowie die Überprüfung zahlreicher Hinweise aus der Bevölkerung haben ergeben, daß die Schlange im Rheingau von Hallgarten bis zu den westlichen Vororten von Wiesbaden stellenweise recht häufig ist. Im angrenzenden Taunuskamm kommt sie bis in 510 m Höhe ü. d. M. vor. Erstaunlicherweise besiedelt die Äskulapnatter im Rheingau nicht die wärmsten Lagen, sondern vorwiegend die wärmemäßig suboptimalen Bereiche der kleinen Seitentäler des Rheins. Der nördlichste Fundort bei Bärstadt weist mit 150 Tagen/Jahr über 10 °C Durchschnittstemperatur gegenüber dem Rheintal (180 Tage) bereits ein rauhes Klima auf. Insofern können die natürlichen Verbreitungsgrenzen der Äskulapnatter in diesem Gebiet nicht ausschließlich klimatisch bedingt sein.

Bestandsregulierend sind verschiedene Faktoren wie Nahrungsangebot (vor allem Mäuse, für Jungtiere Eidechsen und nestjunge Mäuse), Straßentod, Einfangen für Haltungszwecke, Erschlagen, vor allem aber fehlende Eiablageplätze und das Verschwinden geeigneter Lebensräume. Die Bedeutung von Komposthaufen für die Äskulapnatterpopulationen ergibt sich aus der Tatsache, daß dort gelegentlich etwa hundert und mehr Eier gefunden werden, also zahlreiche Weibchen den gleichen Platz zur Eiablage benutzen (Gelegegröße 5 - 10, ausnahmsweise 18 Eier). Das NZH legt deshalb künstliche Eiablageplätze in Form von Kompost-(Pferdemist-)haufen an geeignet erscheinenden Plätzen an. Außerdem werden neue Lebensräume durch die Beseitigung von zu dichtem Aufwuchs in aufgelassenen Weinbergen und Auflockerung stark verbuschter Waldränder geschaffen.

Derartige Artenhilfsmaßnahmen können jedoch nur dann wirkungsvoll sein, wenn Biotoppflegemaßnahmen und andere Schutzmaßnahmen nicht nur kurzfristig, sondern über viele Jahre hinweg durchgeführt werden, z. B. von örtlichen Naturschutzgruppen. Viele seltene und stark gefährdete Tierarten haben nur so eine langfristige Überlebenschance.

Literatur

MERTENS R., 1947: Die Lurche und Kriechtiere des Rhein-Main-Gebietes. Frankfurt (Kramer).
 BfNL (Bundesforschungsanstalt f. Naturschutz u. Landschaftsökologie), 1985: Reptilienschutz. Natur Landschaft 60 (9);

Adresse:

Peter Heimes
 Naturschutz-Zentrum Hessen e. V.
 Friedenstr. 38
 D-6330 Wetzlar

Naturnahe Regenrückhaltebecken - ein Widerspruch?

- Andreas Stockey und Siegm.-W. Breckle -

Synopsis

The aim is to work out a practicable as well as an ecologically sensible plan to organize and maintain a rainwater reservoir which is planned in the West of Bielefeld. For this, the situation, described as follows, has been characterized on the basis of plantsociological vegetation surveys, groundwater content determinations, and nutrient analysis of the creek, which is to be dammed up. The examined area is a "Wiesensiek" which is typical for the Ravensberger Hügelland. The creek is critically polluted and the vegetation is determined by wetness and anthropogenic utilization. On the basis of these data, a prognosis for the future rainwater reservoir has been drawn up, the result of which shows that, at the momentary degree of distress of the creek, most probably a eutrophic water has to be assumed. Based on this, organisation and management suggestions for the future rainwater reservoir have been developed. The aim of the suggestion is to create preconditions which allow the development of a habitat, apt for amphibious animals and water insects, especially dragonflies.

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

STOCKEY A., BRECKLE S.-W., 1986: Gestaltungs- und Pflegeplan für ein geplantes Regenrückhaltebecken als naturnahes Sekundärbiotop - Auswertung von Untersuchungen zur Vegetation und Gewässergüte eines Wiesensieks. Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld u. Umgebung 28: 383-433.

Adresse:

A. Stockey
Prof. Dr. S.-W. Breckle
Abt. Ökologie
Fak. Biologie Univ.
Universitätsstr.
D-4800 Bielefeld 1

Saisonale Rhythmik der vesikulär-arbuskulären Mykorrhiza
beim Bärlauch (*Allium ursinum*)

Robert Mayr

Synopsis

Saisonal patterns of the vesicular-arbuscular mycorrhiza in *Allium ursinum* are observed. These patterns are characterized by a decrease during flowering in spring and maximal infection in December when the new cycle of plant growth starts. Spore-production of two genera of Endogonaceae (*Gigaspora*, *Sclerocystis*) shows an equal, but dephased seasonal pattern.

Allium ursinum, *Gigaspora*, *Sclerocystis*, seasonal patterns, VA-Mycorrhiza.

1. Einführung

Vesikel (zitronenförmige, meist interzelluläre Hyphenanschwellungen) und Arbuskel (bäumchenartige, intrazelluläre Hyphenaufzweigungen) gaben der verbreitetsten Form der Mykorrhiza (Abb. 1), der vesikulär-arbuskulären-Mykorrhiza (VA-Mykorrhiza) ihren Namen (JANSE 1896, GALLAUD 1905). Erst in den letzten 30 Jahren gelang die Isolation und Identifikation der pilzlichen Symbionten. Die häufigsten Vertreter dieser zu den Endogonaceen gehörenden Endo-Mykorrhiza-Pilze sind die Gattungen *Glomus*, *Gigaspora* und *Sclerocystis*. Weltweit laufen Versuche, diese Endophyten gezielt zur Ertragssteigerung wichtiger Kulturpflanzen einzusetzen, nachdem die Bedeutung erkannt war, die sie für den Nährstoff- und Wasserhaushalt besitzen. Trotz dieser intensiven Forschungstätigkeiten sind relativ wenig Daten der VA-Mykorrhizaentwicklung über einen längeren Zeitraum vorhanden, und vergleichende Untersuchungen, die Zusammenhänge zwischen der Mykorrhizierung und der Phänologie der höheren Pflanze erkennen lassen, fehlen vollkommen. Dies war der Anlaß für die folgenden Untersuchungen an *Allium ursinum*.

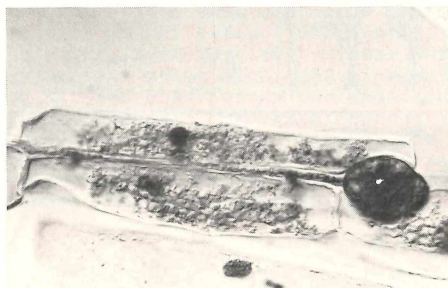


Abb. 1: Vesikel und Arbuskel in der Bärlauchwurzel

2. Material und Methoden

Das Pflanzenmaterial stammt aus einem Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum allietosum*) südöstlich von Gießen an der Westflanke des Schiffenberges.

Die Färbung der endogenen Pilzhyphen von monatlich gesammelten, in 70 %igem Alkohol fixierten Wurzelproben erfolgte nach den herkömmlichen Arbeitsweisen (SCHENCK 1982). Die 'gridline intersect' Methode (GIOVANNETTI, MOSSE 1980) diente zur Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades. Die Infektionsintensität oder -dichte stellt den Mittelwert aus folgenden sechs Befallsklassen dar: 0 %, 1 - 5 %, 6 - 25 %, 26 - 50 %, 51 - 75 %, 76 - 100 % Befall der untersuchten Wurzelabschnitte.

Bei der Isolation der Pilzsporen aus den luftgetrockneten Bodenproben wurde die Naßsiebmethode von GERDEMANN u. NICOLSON (1963) angewendet.

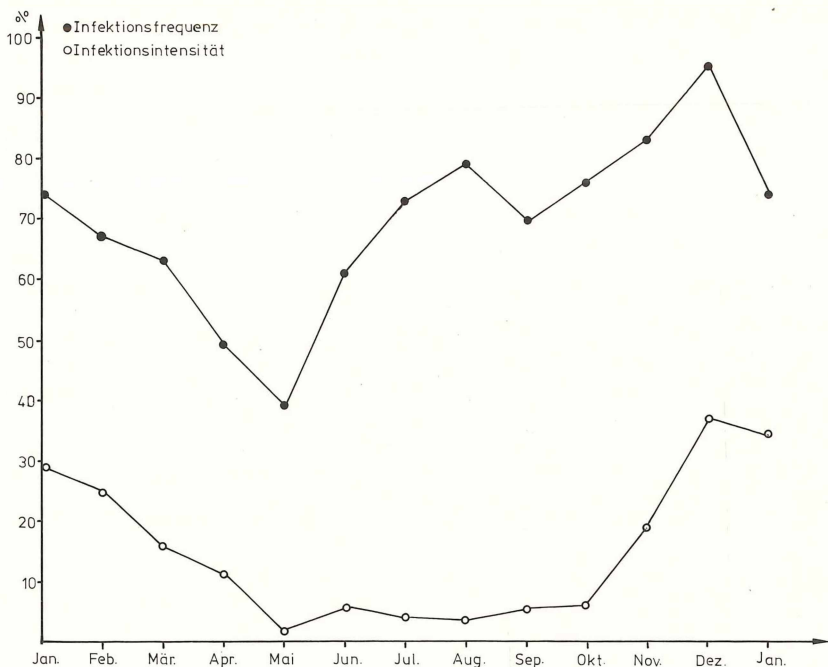


Abb. 2: Jahreszeitliche Veränderung der vesikulär-arbuskulären Mykorrhiza in der Bärlauchwurzel

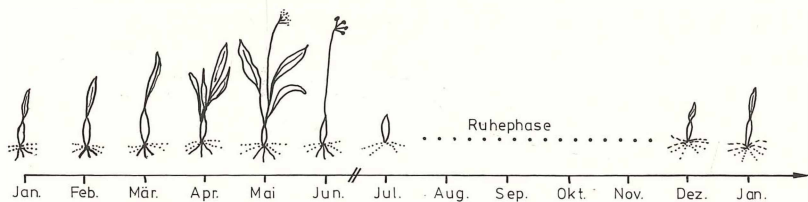


Abb. 3: Jahreszeitlicher Ablauf der Entwicklung des Bärlauchs

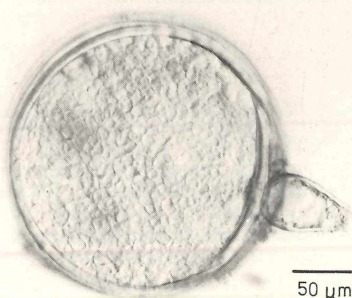


Abb. 4: *Gigaspora* spec.

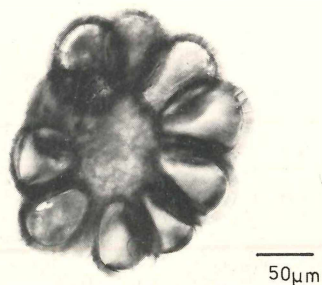


Abb. 5: *Sclerocystis* spec.

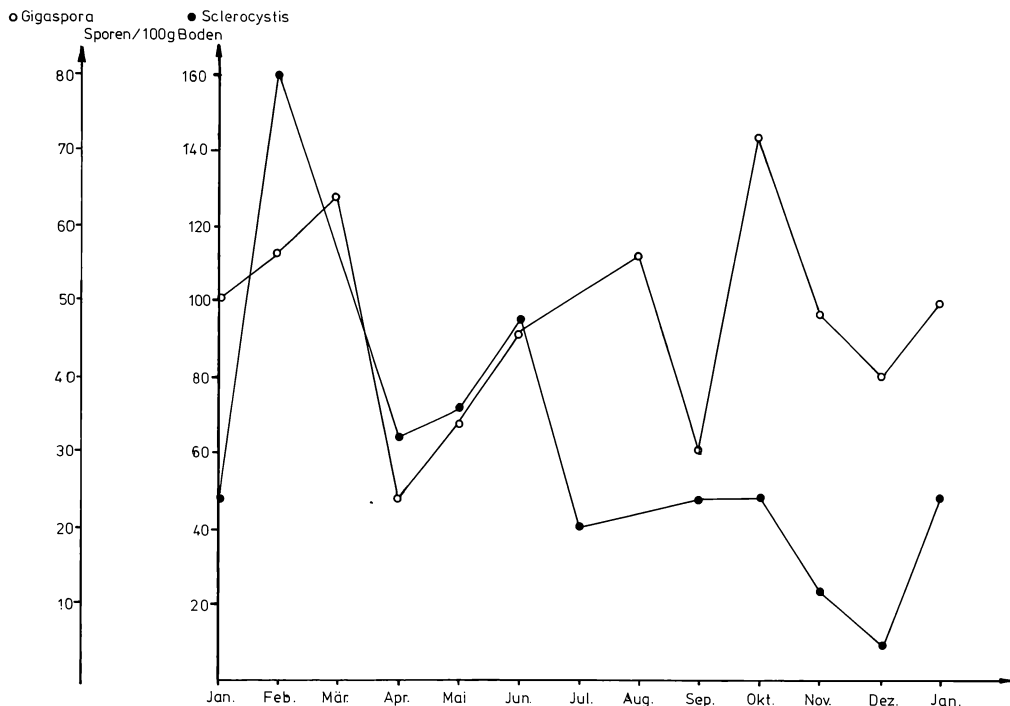


Abb. 6: Jahreszeitliche Sporenproduktion von zwei VA-Mykorrhiza Pilzgattungen

3. Ergebnisse

Die Frequenz und die Intensität, mit der die Bärlauchwurzel von dem Symbionten besiedelt wird, weisen zwei deutliche Extremwerte auf (Abb. 2). Nach einem Minimalwert im Mai erfolgt ein Anstieg der Mykorrhizierung bis zum Maximum im Dezember. Beim Vergleich dieser Daten mit der Phänologie von *Allium ursinum* zeigt sich, daß einerseits maximale Blatt- und Wurzelentwicklung mit dem niedrigsten und andererseits der Neuaustrieb der Zwiebel mit dem höchsten Mykorrhizierungsgrad korrelieren (Abb. 2, 3). Betrachtet man weiterhin die Entwicklung der Sporenbildung von zwei im Untersuchungsgebiet häufigen VA-Mykorrhiza-Pilzgattungen (*Gigaspora*, *Sclerocystis*, Abb. 4, 5), so fällt gleichfalls die, wenn auch zeitlich verschobene, Rhythmik auf (Abb. 6).

4. Diskussion

Gleichmäßig hohe Mykorrhizierung fanden SPARLING u. TINKER (1975) sowie READ et al. (1976) in Graslandschaften verschiedener Höhenstufen. Saisonal verschiedene Mykorrhizierungsgrade bei VAM-Pilzen wiesen dagegen NAPPI u. JODICE (1984) bei Apfelbäumen und PUPPI et al. (1985) bei verschiedenen Düngengräsern nach.

Bei der Beurteilung des Mykorrhizierungsgrades muß grundsätzlich zwischen annuellen und perennierenden Pflanzen unterschieden werden. Der Bärlauch nimmt durch den jährlichen Verlust der alten Wurzeln und der Anlage eines vollkommen neuen Wurzelsystemes eine Zwischenstellung zwischen den einjährigen Kräutern und den mehrjährigen Stauden bzw. Holzpflanzen ein.

Die minimale Besiedlungsdichte der Bärlauchwurzel im Mai resultiert daraus, daß bereits ein Großteil des alten, stark mykorrhizierten Wurzelwerkes abgestorben ist und die Ausbreitung des Endophyten in dem neuen anfangs nur langsam verläuft. Das Optimum dieser Symbiose fällt mit dem Neuaustrieb der Wirtspflanze zusammen, einer Phase, in der

diese stark auf Nährstoff- und Wasserversorgung durch den Pilz angewiesen ist. Durch die feinen, ins Erdreich ausstrahlenden Pilzhypen wird die dafür nötige Absorptionsoberfläche des einfachen, kaum verzweigten Wurzelsystems des Liliengewächses um ein Vielfaches erhöht.

Die Sporenproduktion der beiden VAM-Pilze zeigt die gleiche jahreszeitliche Abhängigkeit wie die Mykorrhizierung. Gründe dafür sind im normalen Lebenszyklus dieser Pilze zu suchen. Auslöser für die Bildung dieser Chlamydosporen können jedoch auch Streßsituationen sein, welche die Austriebs- und Absterbephase der oberirdischen Pflanzenorgane für den Pilz zweifelsfrei darstellen.

Literatur

- GALLAUD I., 1905: Etudes sur les mycorrhizes endotrophes. Rev. Gen. Bot. 17: 1 - 46.
- GERDEMAN J.W., NICOLSON T.H., 1963: Spores of mycorrhizal endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. Trans. Brit. Myc. Soc. 46: 235 - 244.
- GIOVANNETTI M., MOSSE B., 1980: An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. New Phyt. 84: 489 - 500.
- JANSE J.M., 1896: Les endophytes radicaux de quelques plantes Javanaises. Ann. Jard. Bot. Buitenz. 14: 53 - 212.
- NAPPI P., JODICE R., 1985: VA Mycorrhizae of apples: The influence of soil and season. Proc. 6th North Am. Conf. Mycorrhizae: 318.
- PUPPI G., TABACCHINI P., RIESS S., SANVITO A., 1986: Seasonal patterns in mycorrhizal association in a maritime sand dune system. Proc. 1st Eur. Symp. Mycorrhizae: 245 - 249.
- READ D.J., KOUCHEKI H.K., HODGSON J., 1976: Vesicular-arbuscular mycorrhiza in natural vegetation systems. New Phyt. 77: 641 - 653.
- SCHENCK N.C., 1982: Methoden and principles of mycorrhizal research. St. Paul, Minnesota (Am. Phytopath. Soc.): 244 p.
- SPARLING G.P., TINKER P.B., 1975: Mycorrhizas in Pennine grasslands. In: (Eds. SANDERS F.E.T., MOSSE B., TINKER P.B.): Endomycorrhizas. London (Academic Press): 545 - 560.

Adresse:

Dr. Robert Mayr
Inst. für Pflanzenökologie Univ.
Heinrich-Buff-Ring 38
D-6300 Gießen

Tageszeitliche Schwimmaktivität und Einfluß unterschiedlicher
Strukturierung auf das Territorialverhalten von
Pseudocrenilabrus multicolor (CICHLIDAE)

Horst Grunert und Wolfgang Mrowka

Synopsis

The territoriality of males of *Pseudocrenilabrus multicolor* (Cichlidae), size and number of territories are examined in an aquarium of 3 x 1 m with a different bottom structure. In the structured section, the number of territories is higher while their sizes are significantly smaller. The presence of females does not affect this pattern. A positive correlation is found between territory sizes and number of spawning pits, and swimming activity. It is discussed how the reproductive success depends on the position of the spawning sites and on the size of the territories. The swimming activity is highest around noon when the females are ready for spawning. The swimming activity in the afternoon is higher in test II (with females) than in test I (without females). An explanation would be that a territorial male increases its activity while trying to attract females within its territory.

Cichlid fish, Pseudocrenilabrus multicolor, spawning pits, swimming activity, territoriality.

1. Einführung

Innerhalb der Knochenfische (*Teleostei*) bilden die Cichliden eine große Familie, die in Mittelamerika, im tropischen Südamerika, Afrika und auch Asien beheimatet ist. Ihr Verhalten bei der Paarbildung und Territorialverteidigung, sowie ihre oft hochentwickelte Brutpflege machen sie zu einem interessanten öko-ethologischen Studienobjekt. Der Lebensraum von *Pseudocrenilabrus multicolor* sind die ostafrikanischen Seen wie Viktoriasee, Lake George, Kyogasee als auch die Fließgewässer im Oberlauf des Nils (STAECK 1973). Er kommt ebenso in kleinen Wassertümpeln, Gräben und Wasserlachen vor, die zur Trockenzeit nur noch sehr geringe Wasserstände aufweisen oder völlig austrocknen. In diesen Extrembiotopen kann es zur Trockenzeit zu hohen Populationsdichten kommen (MROWKA, pers. Mitt.). Die Männchen des 'Kleinen Maulbrüters' bilden Paarungsterritorien aus, in denen eine oder mehrere Laichgruben angelegt werden. Die Weibchen werden zur Grube geführt, wo sie in mehreren Portionen ablaichen. Die Eier werden vom Weibchen sofort ins Maul aufgenommen, wo auch ein Teil der Besamung stattfindet (REINBOTH 1956, WICKLER 1962, MROWKA 1987c). Nach dem Ablaichen wird das Weibchen aus dem Territorium vertrieben.

Diese Untersuchung befaßt sich mit der Frage nach Größe, Lage und Anzahl der Territorien in einem 3 x 1 Meter großen Aquarium, das unterschiedlich strukturiert war. Zusätzlich wurde die Anzahl der Laichgruben und die Schwimmaktivität der territorialen Männchen aufgezeichnet. Der Einfluß der Weibchen auf die untersuchten Parameter wird durch die unterschiedliche Versuchsdurchführung aufgezeigt (Versuch I ohne Weibchen, Versuch II mit Weibchen).

2. Methode

2.1 Versuchstiere und Aquarium

Bei den beiden hier vorgestellten Untersuchungen wurden jeweils 18 Männchen zu Beginn des 10tägigen Beobachtungszeitraumes in das Aquarium eingesetzt. Beim zweiten Versuch waren zusätzlich noch 10 Weibchen im Untersuchungsbecken. Das Aquarium war zu einer Hälfte völlig strukturlos, die andere Hälfte war mit Hilfe von aufrecht stehenden Steinen stark strukturiert. Der Boden des Aquariums war in 20 x 20 cm große Rasterflächen aufgeteilt. Beobachtet wurde mit Hilfe von 3 über dem Becken angebrachten Spiegeln, so daß eine Übersicht von oben möglich war.

Um die einzelnen Fische erkennen zu können, mußten sie individuell markiert werden. Mit einer dünnen Kanüle wurde die Rückenmuskulatur durchstoßen und ein Perlonfaden hindurchgezogen, auf dem verschieden gefärbte Plastikplättchen aufgeschweißt waren. Die Überlebensrate der vor der Markierung betäubten Tiere (MS 222) betrug 95 % (n = 85).

2.2 Lage, Anzahl und Größe der Territorien

In einem 4 Sekundenzeittakt wurde der jeweilige Aufenthaltsort der territorialen Männchen aufgenommen (BLACK, WILEY 1977; KUENZER 1982). In einem Stundenintervall zur höchsten Aktivitätszeit (11.00, 12.00, 13.00) wurde so der Aufenthaltsort der Fische über jeweils 4 min aufgezeichnet und für jeden Tag eine entsprechende Skizze erstellt, in die auch die Laichgruben eingezeichnet wurden. Die täglichen Skizzen wurden mit einem elektronischen Auswertesystem genau vermessen (Abb. 1).

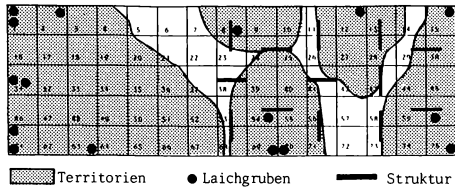


Abb. 1: Beispiel für die Territorienverteilung und Lage der Laichgruben im Untersuchungsbecken (3 x 1 m)

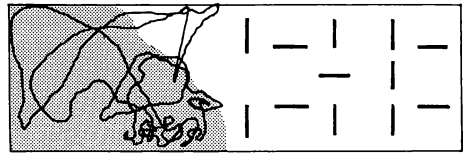


Abb. 2: Darstellung der zurückgelegten Schwimmstrecke eines Territoriums-inhabers in einer Minute (nach Computerausdruck).

2.3 Schwimmaktivität

Als ein Maß für auftretende Aktivität der territorialen Männchen im Tagesverlauf, wurde am 5. Untersuchungstag der beiden Versuche stündlich von 8.00 bis 16.00 die Schwimmstrecke/Zeit aufgezeichnet. Mit einer Videokamera und angeschlossenen Computer (Kontron-Videoplan) war es möglich, die Fische direkt mit einer elektronischen Meßmarke auf dem Monitor zu verfolgen und die Schwimmstrecken genau aufzuzeichnen und auszumessen. Jeder territoriale Fisch wurde so stündlich 4 x 1 min aufgezeichnet (Abb. 2).

Zur statistischen Absicherung der Ergebnisse wurde der U-Test nach Mann u. Whitney und der Spearman-Rang-Test verwendet.

3. Ergebnisse

3.1 Lage und Anzahl der Territorien

Das Besetzen der Territorien ging in beiden Versuchen sehr schnell - schon nach einem Tag war der zur Verfügung stehende Raum aufgeteilt. Ein Wechsel des jeweiligen Territoriumsinhabers konnte innerhalb der 10 Untersuchungstage nicht festgestellt werden. Die territorialen Männchen sind auf Grund ihres Verhaltens deutlich von den nichtterritorialen zu unterscheiden.

Die Strukturierung der Hälfte des Untersuchungsbeckens hat einen deutlichen Einfluß auf die Territorienanzahl. Es befinden sich im strukturierten Bereich signifikant ($p < 0.01$) mehr Territorien als im unstrukturierten.

Es gibt zwischen Versuch I und II keine Unterschiede in bezug auf Anzahl und Verteilung der Territorien. Ein Einfluß der anwesenden Weibchen in Versuch II ist nicht festzustellen.

3.2 Größe der Territorien

Die Unterschiede der Territoriengröße zwischen den beiden Aquarienseiten sind signifikant ($p < 0.05$). In der nichtstrukturierten Hälfte war über die gesamte Dauer beider Versuche fast nur ein Männchen territorial, das über die Hälfte der Seite als Territorium monopolisierte. Auf der strukturierten Seite gab es bis zu 5 Territorien, die entsprechend kleiner waren. Zwischen den einzelnen Territorien lagen Gebiete, die den einzelnen Territorialen nicht eindeutig zuzuordnen waren (Abb. 1). Überlappungen waren sehr selten. Im strukturierten Teil orientierten sich die Territoriumsgrenzen an den vorhandenen Strukturen.

Die Anzahl der Laichgruben in Versuch II ist positiv mit der Territoriumsgröße korreliert ($p < 0.01$) und ist auch signifikant größer ($p < 0.06$) als in Versuch I.

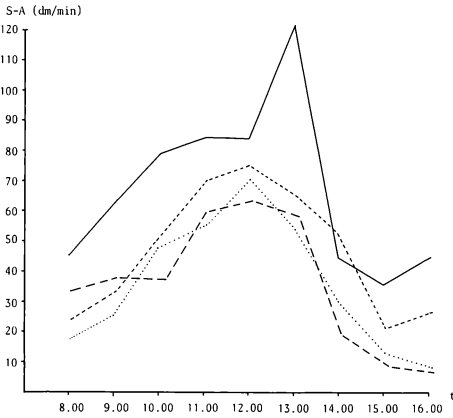


Abb. 3: Schwimmaktivität (S-A) der territorialen Männchen aus Versuch I (ohne Weibchen, Mittelwerte aus 4 x 1 min).

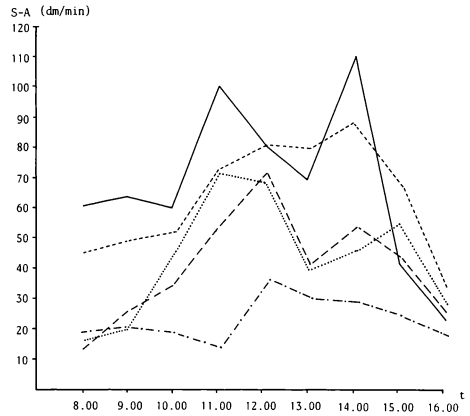


Abb. 4: Schwimmaktivität (S-A) der territorialen Männchen aus Versuch II (mit Weibchen, Mittelwerte aus 4 x 1 min).

3.3 Schwimmaktivität

Die Schwimmaktivität (Schwimmstrecke/Zeit) erreicht in den Mittagsstunden (12.00, 13.00) die höchsten Werte. Die 9.00- und 10.00- sowie die 15.00- und 16.00-Werte sind signifikant kleiner ($p < 0.06$). Dies gilt für beide Versuche. Während in Versuch I die Vormittagswerte über den Nachmittagswerten liegen, also die 15.00- und 16.00-Werte stark abfallen, ist bei Versuch II zwischen Vormittags- und Nachmittagswerten kein Unterschied festzustellen (Abb. 3 u. 4). Die Nachmittagswerte von Versuch II sind signifikant größer ($p < 0.06$) als in Versuch I.

Es besteht eine positive Korrelation zwischen der Größe des Territoriums und der Schwimmaktivität ($p < 0.01$).

4. Diskussion

In einer Freilanduntersuchung an *Haplochromis desfontainesii* fand Kirchshofer (1952) eine ähnliche Territoriengrößenverteilung: An bewachten Stellen oder in Ufernähe waren die Territorien merklich kleiner als auf ungegliedertem Boden. Zwei Einflüsse sind hierbei von Bedeutung: Erstens macht es der Sichtschutz durch die Strukturierung erst möglich, daß mehrere Männchen auf engem Raum territorial sein können ohne permanente Auseinandersetzung im Grenzbereich der Territorien, zweitens ist die Territoriumsgröße abhängig von der Übersichtlichkeit, d. h. ein großes Territorium muß entsprechend gut zu übersehen sein, um überhaupt monopolisiert werden zu können. Auch die Länge und Lage der Territoriumsgrenze dürfte einen Einfluß auf die Größe der Territorien haben, da in den Grenzbereichen die meisten Auseinandersetzungen zwischen Territoriumsinshabern stattfinden (KIRCHSHOFER 1952, DALLMANN 1983). Bei diesen Untersuchungen lagen die Territorien immer in den Randbereichen, und auch die Einbeziehung vorhandener Strukturen läßt sich als Aggressionsminimierung verstehen. Welchen Vorteil bringen dann überhaupt große Territorien, wie sie auf der nichtstrukturierten Seite ausgebildet wurden? Hierzu ist es wichtig, sich die Lage der Laichgruben innerhalb des Territoriums anzusehen (Abb. 1). Die meisten Gruben lagen versteckt an den Rändern oder bevorzugt auch in den Eckbereichen des Aquariums (REINBOTH 1956, RIBBINK 1971), wiesen also von der jeweiligen Grenze eine größtmögliche Entfernung auf. Nur in den Laichgruben kommt es zur Paarung und Eiablage, wobei der Fortpflanzungserfolg ganz entscheidend von der ungestörten Eiablage abhängt (FAUTER 1985, MROWKA 1987a, b). Je weiter die Laichgrube von der Grenze entfernt liegt und je übersichtlicher das Territorium ist, desto weniger Störungen durch benachbarte Territoriale sind zu beobachten. Die größere Schwimmaktivität, die ein großes Territorium bedingt, wird zur Maximierung des Fortpflanzungserfolgs in Kauf genommen.

Die Schwimmaktivität der territorialen Männchen zeigt in beiden Versuchen einen ähnlichen Verlauf: Geringe Aktivität am Vormittag, Anstieg und Maximalwerte in den Mittagsstunden, mehr oder weniger steiler Abfall am Nachmittag. Da die Weibchen in den Mittagsstunden ablaichen, scheint es verständlich, wenn die Männchen zu diesem Zeitpunkt ihre größte Aktivität entfalten (ALBRECHT 1968, BERNIS 1978). Interessant ist, daß dieses Aktivitätsmuster auch im Versuch I vorhanden ist. Der Unterschied zwischen den beiden Versuchen ergibt sich bei der Betrachtung der jeweiligen Nachmittagswerte, die in Versuch II über den Werten des Vormittags und auch über den Nachmittagswerten von Versuch I liegen ($p < 0.06$). Der Grund für die erhöhte Schwimmaktivität in den Nachmittagsstunden ist möglicherweise eine erhöhte Motivation durch die Anwesenheit paarungsbereiter Weibchen, wobei ein territoriales Männchen versucht, ein Weibchen an sich oder sein Territorium zu binden.

Im Gegensatz zu Versuch I sind bei den Kurvenverläufen in Versuch II (Abb. 3) deutliche Einbrüche über die Mittagszeit zu sehen. Dieser Kurvenverlauf ist ein indirekter Nachweis für einen Ablauchvorgang. Ein Männchen, das mit einem Weibchen beim Ablauch ist, zeigt während dieser Zeit geringere Schwimmaktivität.

Literatur

- ALBRECHT H., 1968: Freiwasserbeobachtungen an Tilapien (Pisces, Cichlidae) in Ostafrika. Z. Tierpsychol. 25: 377 - 393.
- BERNIS S., CHAVE E.H., PETERS H.M., 1978: On the biology of *Tilapia squamipinnis* (Günther) from Lake Malawi (Teleostei: Cichlidae). Arch. Hydrobiol. 84: 218 - 246.
- BLACK C.H., WILEY R.H., 1977: Spatial Variation in Behaviour in Relation to Territoriality in Dwarf Cichlids *Apistogramma remirensi*. Z. Tierpsychol. 45: 288 - 297.
- DALLMANN I., 1983: Territorialität von *Pseudocrenilabrus multicolor* (Cichlidae) bei unterschiedlichen Habitatstrukturen. Staatsexamensarbeit TU Braunschweig.
- FAUTER H., 1985: Brutpflegeverhalten von *Pseudocrenilabrus multicolor* Weibchen (Cichlidae) bei unterschiedlichen Habitats- und Sozialstrukturen. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- KIRCHSHOFER R., 1952: Aktionssystem des Maulbrüters *Haplochromis desfontainesii*. Z. Tierpsychol. 10: 297 - 318.
- KUENZER P., 1982: Äquivalenzkämpfe, verhaltensbedingte Umfärbungen und soziale Organisation beim Längsbandsalmaler *Nannostomus beckfordi* (Teleostei, Lebiasinidae). Z. Tierpsychol. 58: 89 - 118.
- MROWKA W., 1987a: Egg-stealing in a mouthbrooding cichlid fish. Anim. Behav. 35: 923-925.
- MROWKA W., 1987b: Filial cannibalism and reproductive success in the maternal mouthbrooder *Pseudocrenilabrus multicolor* (Cichlidae). Behav. Ecol. Sociobiol.:
- MROWKA W., 1987c: Oral fertilization in a mouthbrooding cichlid fish. Ethology 74: 293-296.
- REINBOTH R., 1956: Untersuchungen zur Maulbrutpflege von *Haplochromis multicolor* (Hilgendorf). Zool. Jb. (Physiol.) 66: 217 - 272.
- RIBBINK A.J., 1971: The behaviour of *Hemihaplochromis philander*, a South African cichlid fish. Zool. Afr. 6: 263 - 288.
- STAECK W., 1973: Cichliden. Verbreitung, Verhalten, Arten. Wuppertal/Elberfeld: 296 S.
- WICKLER W., 1962: Ei-Attrappen und Maulbrüten bei afrikanischen Cichliden. Z. Tierpsychol. 19: 129 - 164.

Adresse:

Horst Grunert
Dr. Wolfgang Mrowka
Zoologisches Institut Univ.
Pockelsstr. 10a
D-3300 Braunschweig

Regenwürmer in Wald- und Weideböden in Ost-Peru

Jörg Römke und Manfred Verhaagh

Synopsis

In the last years the influence of man, e. g. clearing of forest followed by cattle-breeding, has increased dramatically in the pre-andine area of the peruvian amazon rain forest. Part of this biotop-conversion is a qualitative and quantitative change in the composition of the soil fauna for which the earthworms can serve as an example. Therefore, during the spring of 1985 the distribution of earthworms of two sites in the vicinity of the biological station of Panguana (Depto. Huanuco, Peru) were compared. The first site was an undisturbed rain forest, the second a newly cleared pasture. The worms were collected by hand-sorting and formalin-extraction. In the rain forest mainly endemic *Glossoscolecidae* (ecological type: litter dwellers) can be found whereas in the pasture the peregrine species *Pontoscolex corethrurus* (ecological type: horizontal burrower) is dominant. Moreover, the total abundance of worms in the pasture is reduced in comparison with the forest. The results are compared with data on earthworms from other rain forests.

Amazonia, earthworms, landuse, *Pontoscolex corethrurus*, tropical soils.

1. Einführung

In vielen Böden der gemäßigten Breiten sind Regenwürmer in hoher Zahl und Biomasse vertreten. Entsprechend groß ist dort ihr Einfluß auf Prozesse wie Streuabbau und Bodenfruchtbarkeit. Demgegenüber sollen sie in tropischen Böden - insbesondere in Böden der Regenwälder - vernachlässigbar sein, z. T. wegen ihrer geringen Abundanz, besonders aber wegen des Fehlens anecischer Arten, d. h. solcher, die für eine Vermischung von Streumaterial und Mineralboden sorgen (BECK 1971, LEE 1983).

Die hier vorgestellten vorläufigen Ergebnisse einer 1985 begonnenen Untersuchung in einem Primärwaldgebiet im Osten Perus sollen die Reaktion der Regenwurmpopulation auf die Umwandlung des Waldes in Weideland aufzeigen.

2. Methodik

Die Regenwürmer wurden mittels Handauslese (QH, 0.5 m² Fläche bis 40 cm Tiefe) und Formalinaustreibung (FO, 10 l 0.3 %ige Lösung pro m²) erfaßt. Im Verlauf der Untersuchung zeigte sich, daß im Wald praktisch alle, auf der Weide ca. die Hälfte der Würmer in den obersten Zentimetern zu finden waren. Diese Streuschichtbewohner (Epigés) wurden ebenfalls mit der primär auf Mineralschichtbewohner (Endogés) ausgerichteten Formalinextraktion gewonnen, da sie sich durch die Benetzung heftig bewegten. Das Gewicht der fixierten Tiere wurde einzeln bestimmt und auf g Frischgewicht ohne Darminhalt umgerechnet (SENAPATI, DASH 1980).

3. Lage und Klima

Die Station Panguana (9°37'S, 74°56'W) liegt in ca. 220 m Höhe ü. d. M. am Unterlauf des Rio Yuyapichis, einem Zufluß des Rio Pachitea. Die gesamte Region wird der andennahen Hylaea zugerechnet.

Das Ortsklima weist bei Jahresniederschlägen von 2000 - 3000 mm (Durchschnitt von 6 Jahren: 2400 mm) eine ausgeprägte Regenzeit von Oktober bis April und eine regenarme Zeit mit einem ariden Monat (August) auf. Die mittlere Jahrestemperatur an der Station liegt um 25 °C. Im Waldesinneren werden in Bodennähe 30 °C nicht überschritten, während auf den Weiden Maximaltemperaturen über 35 °C keine Seltenheit sind.

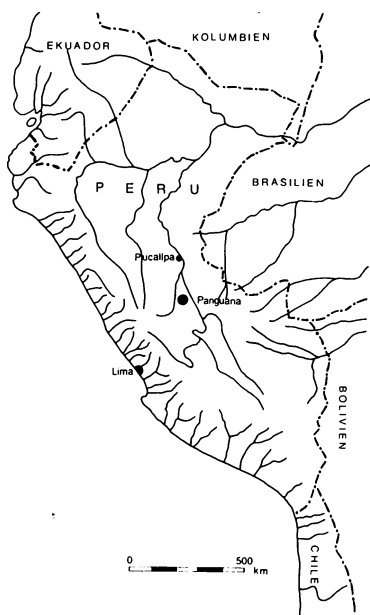


Abb. 1: Übersichtskarte von Peru

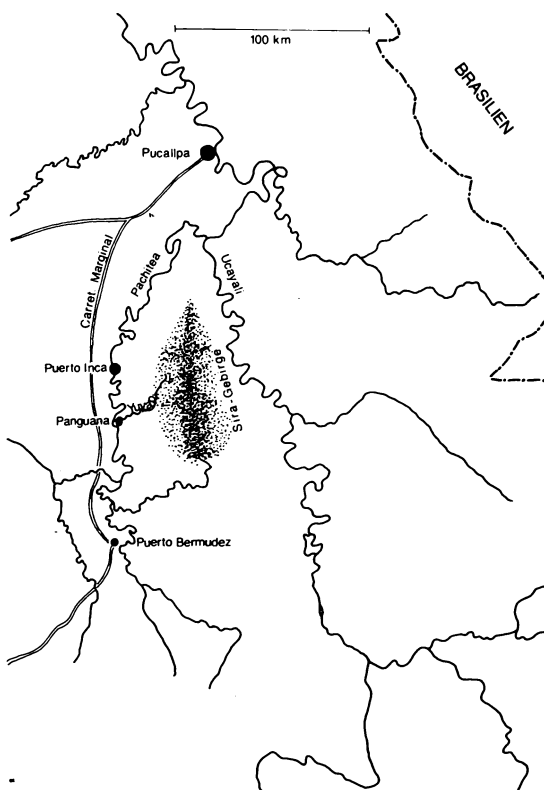
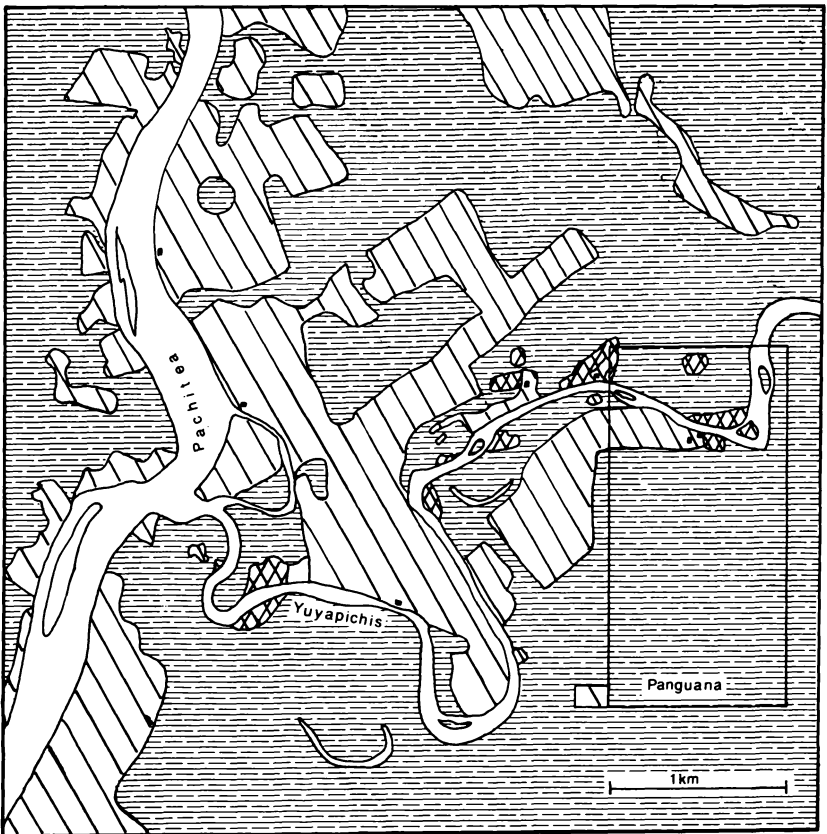


Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebietes

4. Böden

Im Rahmen dieser Arbeit wurden je 2 Standorte im Primärwald (terra firme) und auf einer ca. 4 Jahre alten Viehweide untersucht. Die Böden in der Umgebung Panguanas bestehen aus meterdicken alluvialen und diluvialen Flußablagerungen auf tertiärem Untergrund (BEEK, BRAMAO 1968). Es handelt sich um häufig staunasse Sande mit wechselndem Lehmanteil, die deutlich podsolischen Charakter besitzen. Im Primärwald sind diese Böden ziemlich sauer (pH-Wert 4.0 - 5.5), während in anthropogen genutzten Flächen höhere Werte auftreten (pH 5.5 - 6.5). Im Gegensatz zu Zentralamazonien findet man im Primärwald des Untersuchungsgebietes eine bis zu 5 cm dicke Streu- und Rohhumusschicht. Diese fehlt in den Weidegebieten.



 Primärer Regenwald

 Weiden und Plantagen

 Sekundärwald

 Häuser

Abb. 3: Landschaftsgliederung in der Umgebung Panguanas

5. Ergebnisse und Diskussion

Die Regenwurmpopulationen im Primärwald und auf der Weide unterscheiden sich in mehrfacher Hinsicht (Tab. 1). Ihre Abundanz ist - unabhängig von der verwendeten Methode - ca. um den Faktor 2 auf der Weide geringer. Im Gegensatz dazu schwanken die Biomassewerte stark: zwar sind sie im Mittel an beiden Standorten vergleichbar, in den Einzelwerten aber abhängig von der zufälligen Verteilung sehr unterschiedlich großer Tiere (Massefaktor bis 1000). Das Artenspektrum verändert sich und damit der ökologische Typus: im Wald leben mehrere Arten von Streuschichtbewohnern (meist aus der Familie der *Glossoscolecidae*), während auf der Weide der peregrine Mineralschichtbewohner *Pontoscolex corethrurus* (Müller 1856) dominiert.

Tab. 1: Anzahl und Biomasse der Regenwürmer pro m², gemittelt von jeweils 2 Standorten des Waldes und der Weide (je 3 Termine im Februar/März 1985)

	Wald		Weide	
	Abundanz	Biomasse (g)	Abundanz	Biomasse (g)
QH 1	32	1.13	0	0
2	78	0.28	41	0.35
3	108	0.47	52	8.29
$\bar{x}$	73	0.63	31	2.88
FO 1	62	1.42	56	1.83
2	72	7.40	31	2.39
3	58	5.47	4	0.71
$\bar{x}$	64	4.76	30	1.64
$\bar{x}$ ges.	68	2.70	30	2.26

Ein Vergleich der Ergebnisse aus Panguana mit denen anderer tropischer Standorte fällt wegen der geringen Zahl ähnlicher Arbeiten schwer. Verwendete Methoden, Boden- und Vegetationstyp sind z. T. sehr unterschiedlich. Abundanz und Biomasse der Regenwürmer liegen im Primärwald von Panguana im Bereich der bisher ermittelten Größenordnungen (Tab. 2a). Auf der Weide hingegen wurden deutlich weniger Würmer (Faktor 10) mit entsprechend geringerer Biomasse nachgewiesen als bisher an natürlichen Savannenstandorten (Tab. 2b). Dies läßt sich möglicherweise mit einer

Tab. 2a: Vergleich mit anderen Tiefland-Regenwaldstandorten

Ort	Land	Niederschlag (mm)	Abundanz pro m ²	Biomasse (g/m ²)
Sabah	Malaysia	3200	3	2.6
Sarawak	Malaysia	5100	37	0.7
Chiangmai	Thailand	1450	1	0.1
Bonampak	Mexiko	2600	80	10.7
Chajul	Mexiko	2960	98	38.5
San Carlos	Venezuela	3520	50	12.7
Panguana	Peru	2400	68	2.7

Angaben nach KITAZAWA 1971; ANDERSON et al. 1983; LAVELLE, KOHLMANN 1984, FRAGOSO 1985; NEMETH 1981.

Tab. 2b: Vergleich mit Savannenstandorten

Lamto	Côte d'Ivoire	1275	230	49.0
Faro-Faro	Côte d'Ivoire	1150	460	22.3
Berhampur	Indien	1220	432	30.2
Panguana	Peru	2400	30	2.3

Angaben nach LAVELLE 1978, 1983; DASH, PATRA 1977.

geringeren Adaptation der Regenwurmpopulation an diesen erst kürzlich, künstlich geschaffenen Standort erklären. Welchen Einfluß die Veränderung der Regenwurmpopulation in Abundanz und Artenspektrum auf das Gesamtsystem Boden hat, läßt sich gegenwärtig noch nicht entscheiden.

Die Autoren danken Herrn Prof. H.-W. Koepcke für die Arbeitsmöglichkeit in seiner Station Panguana. Dank gilt auch dem DAAD für die großzügige Unterstützung des Zweitautors sowie Antje Heußner für die Anfertigung der Zeichnungen.

Literatur

- ANDERSON J.M., PROCTOR J., VALLACK H.W., 1983: Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. 3. Decomposition processes and nutrient losses from leaf litter. J. Ecol. 71: 503 - 527.
- BECK L., 1971: Bodenzoologische Gliederung und Charakterisierung des amazonischen Regenwaldes. Amazoniana 3: 69 - 132.
- BEEK K.J., BRAMAO D.L., 1968: Nature and geography of South American soils. In: (Ed. FITTKAU E.J., ILLIES J., KLINGE H., SCHWABE G.H., SIOLI H.): Biogeography and ecology in South America I. The Hague (Junk): 82 - 112.
- DASH M.C., PATRA U.C., 1977: Density, biomass and energy budget of a tropical earthworm population from a grassland site in Orissa, India. Rev. Ecol. Biol. Sol 14: 461 - 471.
- FRAGOSO C.E., 1985: Ecología general de las lombrices terrestres (Oligochaeta, Annelida) de la región Boca de Chajul, Selva Lacandona, Estado de Chiapas. Thesis Univ. Nac. Auton. Mexico, Mexico D.F.: 133 p.
- KITAZAWA Y., 1971: Biological regionalization of the soil fauna and its function in forest ecosystem types. In: (Ed. DUVIGNEAUD P.): Productivity of forest ecosystems [Proc. Brussels Symp. 1969] Ecol. Conserv. 4: 485 - 498.
- LAVELLE P., 1978: Les vers de terre de la savanne de Lamto (Côte d'Ivoire): Peuplements, populations et fonctions dans l'écosystème. Publ. Lab. Zool. ENS, 12: 301 S. (Thesis Doctorat, Paris VI.)
- LAVELLE P., 1983: The soil fauna of tropical savannas. I. The community structure. In: (Ed. BOURLIERE F.): Tropical savannas. Amsterdam (Elsevier): 477 - 484.
- LAVELLE P., KOHLMANN B., 1984: Etude quantitative de la macrofaune du sol dans une forêt tropicale humide de Mexique (Bonampak, Chiapas). Pedobiol. 27: 377 - 393.
- LEE K.E., 1983: Earthworms of tropical regions - some aspects of their ecology and relationships with soils. In: (Ed. SATCHELL J.E.): Earthworm ecology. London (Chapman & Hall): 179 - 194.
- NEMETH A., 1981: Estudio ecologico preliminar de las Lombrices de Tierra (Oligochaeta) en ecosistemas de bosque humido tropical in San Carlos de Rio Negro, Territorio Federal Amazonas. Tesis Universidad Central de Venezuela, Caracas: 90 p.
- SENAPATI B.K., DASH M.C., 1980: Effect of formalin preservation on the weight of tropical earthworms. Rev. Ecol. Biol. Sol. 17: 371 - 377.

Adresse:

Dipl.-Biol. Jörg Römbke
Battelle-Institut
Am Römerhof 25
D-6000 Frankfurt 90

Dipl.-Biol. Manfred Verhaagh
Landessammlungen für Naturkunde
Erprinzenstr. 13
D-7500 Karlsruhe 1

Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden

Hans-Peter Blume und G. Brümmer

Synopsis

Binding and retention of the metal ions Cd, Mn, Ni, Co, Zn, Cu, Cr (III), Pb, Hg, Fe (III) and Al by soils in dependence of pH, redoxpotential, texture, organic matter and ironoxide contents can be diagnosed in form of rough relative values with simple field methods. The comparison with some pot and field trials showed the practibility of the method.

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

BLUME H.-P., BRÜMMER G., 1987: Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 53: 111-117.

Adresse:

H.-P. Blume
Inst. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde Univ.
Olshausenstr. 40
D-2300 Kiel

G. Brümmer
Inst. f. Bodenkunde Univ.
Nußallee 13
D-5300 Bonn

Überarbeitete Fassung des Exkursionsführers für die im Rahmen der Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie am 2. Oktober 1986 in das Beweissicherungsgebiet durchgeführte Halbtagesfahrt

Verfahrensgang und erste Ergebnisse der forstlich-ökologischen Beweissicherung im Raum der Startbahn 18 West des Frankfurter Flughafens

Wolfram Hammes und Horst-Michael Brechtel

Synopsis

The planned extension of the Frankfurt International Airport led to a forest-ecologic proof documentation investigation, which started in 1981. Three investigational phases are to determine negative changes in surrounding forest stands and forest sites caused by the construction and use of runway 18West. In addition to the interpretation of the already available geological pedological, hydrological, meteorological and forest growth information, special quantitative forest hydrological and production measurements are being undertaken on site and afforestation representative investigation areas. Furthermore the measurement program includes water, soil, air and needle analyses. The methodology of the forest-ecologic proof documentation investigation, the first results as well as the first noticeable changes caused by clear cutting for the construction of runway 18West on the water household in surrounding stands are discussed.

Evaporation, interception loss, proof documentation, transpiration, water economy, water quality.

1. Zielsetzung der Untersuchungen

Zur Entlastung des bestehenden Parallelbahnsystems Nord und Süd auf dem Flughafen Frankfurt wurde beschlossen, dessen Betriebsfläche um eine dritte Bahn, die Startbahn 18West, zu erweitern (Abb. 1). In diesem Zusammenhang mußten ca. 160 ha des westlich angrenzenden Waldes und weitere 186 ha für eine nach Süden verlaufende, 600 m breite und 3.3 km lange Schneise gerodet werden. Dies hatte zur Folge, daß der Wasserverbrauch der hier ehemals stockenden Waldbestände von da an entfiel und die Grundwasserneubildung auf dieser Fläche anstieg. Vor allem für die südlich angrenzenden Waldbereiche konnte deshalb nicht ausgeschlossen werden, daß dies auf den zum Teil extrem grundwassernahen Standorten (Flurabstände < 1 m) zur Einengung des Wurzelraumes führen und demzufolge Schäden in forstlich-ökologischer Hinsicht hervorrufen würde.

Im Jahre 1981 wurde daher ein forstlich-ökologisches Beweissicherungsverfahren als Gemeinschaftsprojekt verschiedener wissenschaftlicher Institutionen und Dienststellen des Landes Hessen eingeleitet. Das Institut für Forsthydrologie der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt übernahm hierbei neben der Durchführung eigener Untersuchungen auch die Koordination des gesamten Verfahrens. Das Projekt verfolgt dabei das Ziel, möglichst frühzeitig festzustellen, ob und in welcher Weise sich durch den Bau und Betrieb der Startbahn 18West negative Veränderungen für die umliegenden Waldbestände und -standorte ergeben. Hierbei sollen Entscheidungshilfen für eine eventuell später notwendige Schadensabwehr sowie Grundlagen zur Beweisführung und Quantifizierung potentieller Schäden an den Waldbeständen und -standorten erarbeitet werden (BRECHTEL 1979, RIEBELING 1979, DVWK 1986).

Die Untersuchungen sind zeitlich in drei Phasen gegliedert, die Beurteilung der Ausgangssituation (vor 1982), den Zeitabschnitt der Baumaßnahmen (1982 - 1984) und den Zeitabschnitt des Flugbetriebs (ab Mai 1984).

2. Beschreibung des Beweissicherungsgebietes

2.1 Lage des Untersuchungsgebietes

Das Bearbeitungsgebiet wurde im April 1981 großflächig abgegrenzt (Abb. 1). Es umfaßt eine Fläche von insgesamt 7200 ha. Hierin sind auch potentiell unbeeinflusste Waldflächen mit eingeschlossen. Innerhalb der Wuchszone 'Hessische Rhein-Main-Ebene' liegt es im Wuchsbezirk 'Hessische Rhein-Ebene', etwa 5 km südwestlich von der Stadt Frankfurt entfernt. Das Gelände ist nahezu eben und fällt nur unmerklich von ca. 110 m ü. d. M. auf etwa 92 m ü. d. M. in südlicher Richtung.

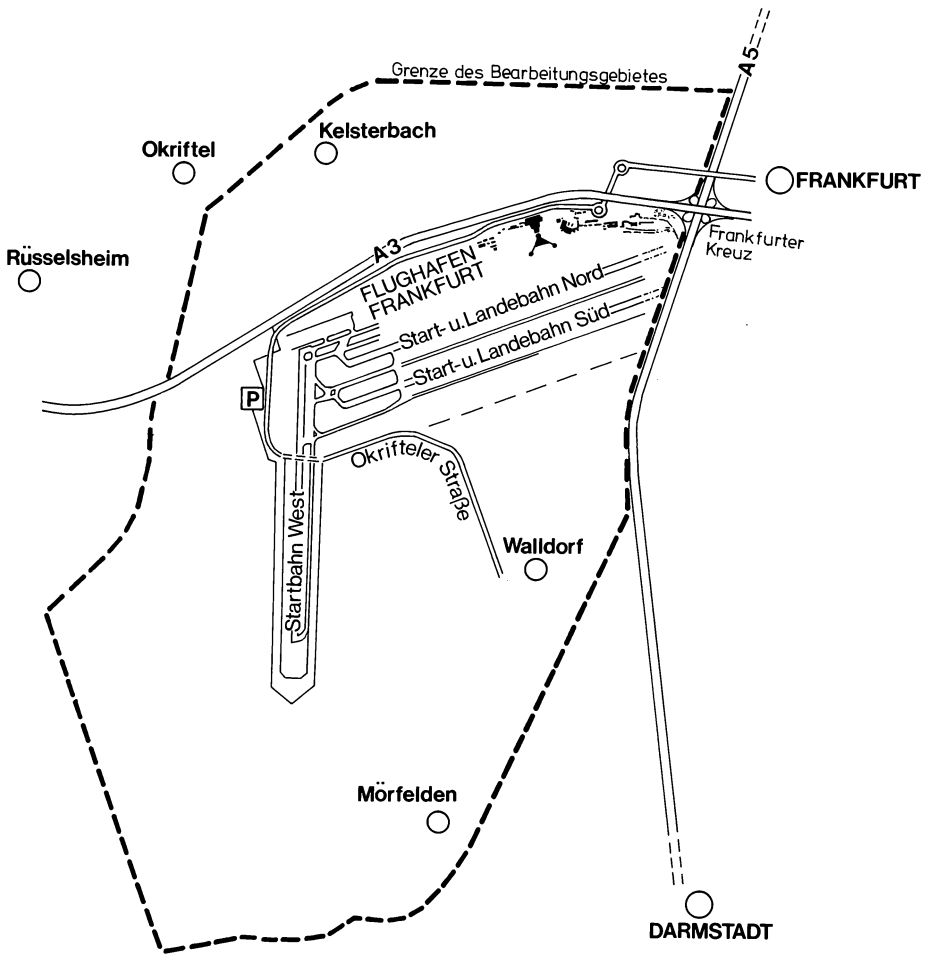


Abb. 1: Lage des forstlich-ökologischen Beweissicherungsgebietes Startbahn 18 West

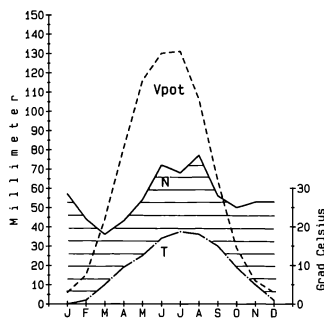


Abb. 2: Klimadiagramm und klimatische Wasserbilanz im forstlich-ökologischen Beweissicherungsgebiet Startbahn 18 West (Bezugsstation: Flugwetterwarte Frankfurt, 111 m ü. d. M. Vpot = potentielle Verdunstung nach PENMANN (1948), N = mittlere monatliche Niederschlagshöhe 1931 - 1960, T = mittlere monatliche Lufttemperatur 1931 - 1960)

2.2 Klimatische Gegebenheiten

Wuchszone und Klimafeuchte werden von der zentralen Eichenmischwaldzone mit schwach bis mäßig subkontinentaler Ausprägung bestimmt. Der Feuchtigkeitsindex ($i = \frac{N_{Vz}}{T_{Vz} + 10}$) liegt bei 11.6 (ASTHALTER 1971).

N_{Vz} = Niederschlagshöhe T_{Vz} = mittl. monatl. Lufttemperatur während Vegetationszeit.

Die Klimakenngrößen weisen einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 633 mm (1857 - 1983), eine Jahresmitteltemperatur von 9.5 °C und eine mittlere Luftfeuchtigkeit von 77 % aus. Die Länge der Vegetationszeit beträgt mit entsprechenden Durchschnittswerten von 303 mm Niederschlag, 16.2 °C Lufttemperatur und 71 % Luftfeuchte etwa 170 - 180 Tage (MOLLWO 1958, DWD 1957 - 1983). Die jährliche potentielle Verdunstung, berechnet nach der Formel von PENMANN (1948), erreicht mit durchschnittlich 734 mm (1931 - 1969) einen verhältnismäßig hohen Wert. Sie übersteigt somit deutlich die normale Jahresniederschlagssumme. Dem hohen Defizit innerhalb der Vegetationszeit mit ca. 240 mm steht ein Überschuß während des Winterhalbjahres mit nur etwa 140 mm gegenüber, so daß das Jahr mit -100 mm insgesamt negativ abschließt (BALAZS 1983). Die Abbildung 2 verdeutlicht den Jahresgang der klimatischen Wasserbilanz.

2.3 Geologie und Böden

Das geologische Ausgangssubstrat des Untersuchungsgebietes bilden mittel- und jungpleistozäne, sandige bis kiesige Fluß- und Bachablagerungen der Kelsterbacher Terrasse sowie diese oft mehr als 1 m überdeckende Flugsande. Hierüber ist in der Regel ein jungtundenzeitliches Decksediment aus Laacher Bimstuff, Flugsand und fluviatilen Sedimenten gelagert, das etwa 50 cm tief in das Untergrundmaterial eingemischt ist. Örtlich sind auch Seekreidevorkommen und Hochflutlehme verbreitet (PLASS 1972).

Aus den Lockersedimenten haben sich vor allem Braunerden, Parabraunerden und Gleye entwickelt, die jedoch überwiegend als Abweichungen des Normaltyps oder als Übergangsform vorliegen. Die Flugsandböden sind allgemein gut wasserdurchlässig, nährstoffarm und stark versauert. 83 % der Standorte im unmittelbaren Startbahnbereich wurden z. B. von der Hess. Forsteinrichtungsanstalt (Ber. v. 31.5.83) als oligotroph ausgewiesen. Die Korngrößenfraktionen bestehen zu etwa 80 % aus Sand, 15 % aus Schluff und 5 % aus Ton. Die pH-Werte liegen im Oberboden (< 20 cm) bei 3.3 bis 3.6 und steigen im Unterboden (bis ca. 1.5 m) auf Werte von bis zu 4.0 bis 4.3 an. Die Nährelementgehalte zeigen einen entgegengesetzten Gradienten. Der Oberboden enthält z. B. pro 100 g Trockenbodeneinwaage 8 - 10 mg P_2O_5 , 5 - 10 mg K_2O und 1 - 3 mg Mg . Das C/N-Verhältnis liegt bei etwa 20 (Ber. Hess. Landw. VA v. 23.12.82). Trotz der allgemein guten Durchwurzelbarkeit der Böden wird deren Gründigkeit mit Erreichen des G_r -Horizontes durch die Höhe des Grundwasserspiegels physiologisch begrenzt, so daß die Bodeneigenschaften aufgrund des in der Regel relativ hoch anstehenden Grundwassers deutlich zurücktreten. Dies gilt vor allem auch wegen der darin im Vergleich zum Boden festgestellten höheren Nährstoffkonzentrationen. So lagen z. B. die Magnesium-Konzentrationen des Grundwassers im Durchschnitt der Jahre 1981 - 1984 bei 12.0 mg/l und dessen mittlerer pH-Wert bei 4.8.

Forstlich-oekologisches Beweissicherungsverfahren Startbahn 18 West

Ganglinien des oberflächennahen Stau- und Grundwassers

Messstellen 1 007 4 138 14 158 30 139
Gelaendehoeh 92.25 94.16 94.57 97.10 97.18 95.39 98.51 98.66

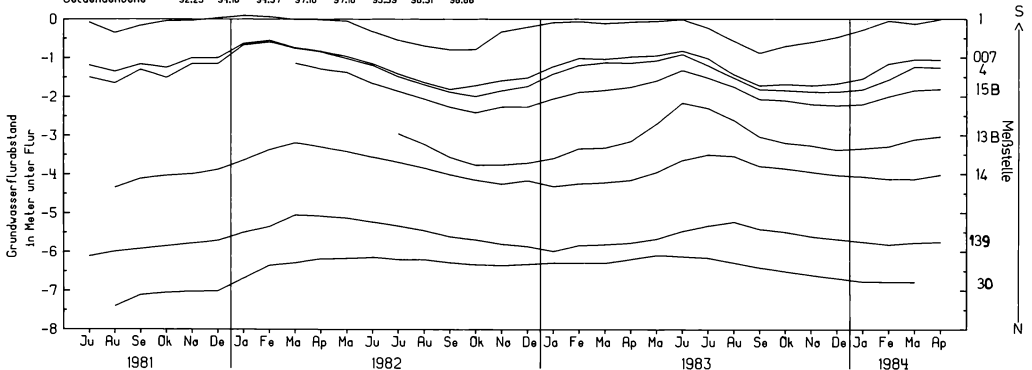
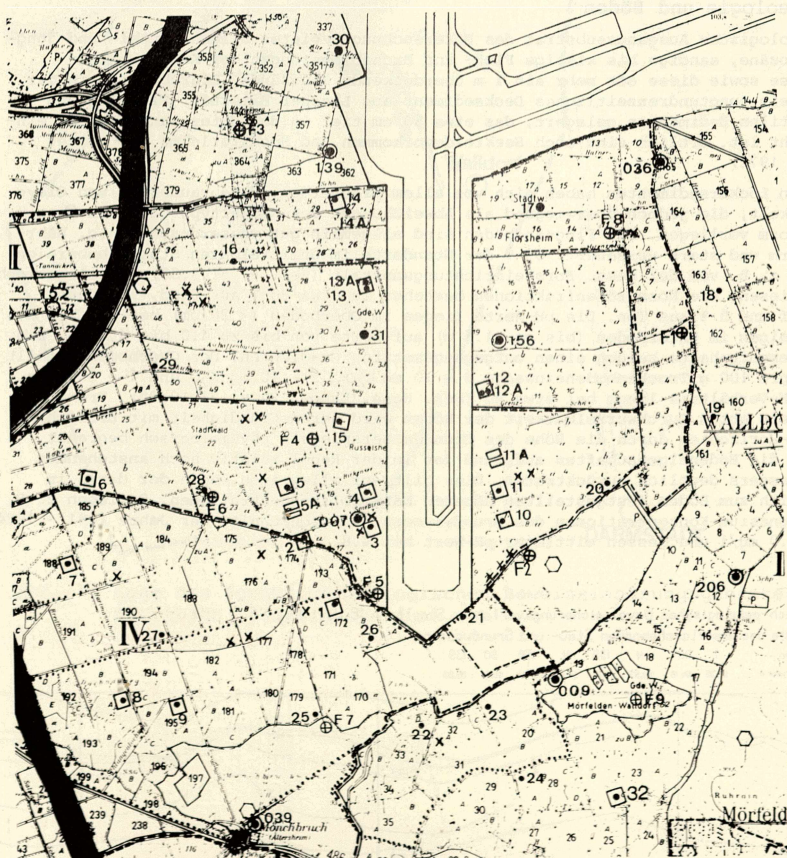


Abb. 3: Ganglinien des oberflächennahen Stau- und Grundwassers in exemplarisch ausgewählten und nach ihrer Lage im Untersuchungsgebiet von Norden nach Süden geordneten Meßstellen

2.4 Grundwasserverhältnisse

Der Grundwasserspiegel steigt im Untersuchungsgebiet in südlicher Richtung von > 10 m auf < 1 m unter Geländeneiveau allmählich an. Mit abnehmendem Flurabstand verringert sich ebenfalls die Schwankungsamplitude des Grundwassers; Abb. 3 verdeutlicht diesen Sachverhalt. Die Lage der hierin exemplarisch aufgeführten Meßstellen geht aus Abb. 4 hervor.

Im Untersuchungsgebiet ist somit von Norden nach Süden fortschreitend ein allmählicher Übergang von grundwasserfernen über grundwasserbeeinflusste zu grundwassernahen Standorten festzustellen. Da die Sedimentablagerungen in der engeren Umgebung der Startbahn West zudem vermehrt Schluff- und Tonlinsen enthalten, sind auch örtlich schwebende Grundwasserstockwerke anzutreffen. So konnten z. B. im forstlich-ökologischen Beweissicherungsgebiet lokal bis zu 3 oberflächennahe Stau- und Grundwasserstockwerke nachgewiesen werden. Dieser Sachverhalt führt dazu, daß die Waldbestände in der näheren Umgebung der Startbahn 18West überwiegend Anschluß an das oberflächennahe Stau- und Grundwasser besitzen.



- LEGENDE:
- Grenze des Bearbeitungsgebietes
 - Forsthydrologische Untersuchungsfläche (1-15 und 32)
 - Ertragskundliche Weiserfläche (5A und 11A)
 - ⊕ Freilandniederschlagsmeßflächen (F1 - F9)
 - Meßstelle des Landesgrundwassermeßdienstes
 - Grundwassermeßstellen des forstlich-ökologischen Beweissicherungsverfahrensprogramms (1-31)
 - × floristische Leitlinie

Abb. 4: Lage der forsthydrologischen Meßstellen

2.5 Bewaldung und pflanzensoziologische Gegebenheiten

Die beschriebenen standörtlichen Gegebenheiten führen dazu, daß große Teile des Untersuchungsgebietes pflanzensoziologisch den artenarmen Buchen-Eichenwäldern zuzurechnen sind. Vor allem südlich und südwestlich des Startbahngeländes finden sich Birken- und Erlenbruchwaldgesellschaften sowie besonders bei Seekreidevorkommen artenreichere Hainbuchen-Buchen-Stieleichenwälder (Schnedler, unpubl.).

Aktuell nehmen jedoch die Kiefernwälder besonders in den nördlichen Bereichen des Untersuchungsgebietes den größten Flächenanteil ein. Sie stocken dort überwiegend auf Standorten des potentiellen Buchen-Eichenwaldes. Auf den gleichen Standorten sind auch Stieleichenwälder vertreten; sie zeigen die gleichen Differentialarten in der Krautschicht. Flächenmäßig stehen sie jedoch deutlich hinter der Kiefer. In südlichen Bereichen des Beweissicherungsgebietes nehmen besonders bei hoch anstehendem Grundwasser Schwarzerlenbestände größere Areale ein. Buchen, Hainbuchen, Birken und Eschen treten dagegen meist als Begleitbaumarten und nur selten bestandesbildend auf.

3. Art der Untersuchung

1981 wurde das Untersuchungsgebiet im Südbereich vom Hess. Landesamt für Bodenforschung ergänzend bodenkundlich aufgenommen (Gutachten v. 23.8.81). Gleichzeitig erfolgte zur detaillierten Erkundung der örtlichen Grundwasserverhältnisse ein Ausbau des relativ grobmaschigen Beobachtungsnetzes des Hess. Landesgrundwassermeßdienstes durch 34 flache Peilrohre des Inst. für Forsthydrologie (Abb. 4). Weiterhin wurden die bereits bestehenden Bestockungskarten von der Hess. Forsteinrichtungsanstalt aktualisiert und eine Standortstypenkarte erstellt. Diese Erhebungen bildeten die Grundlage für die Auswahl eines standorts- und bestockungsrepräsentativen Meßstellennetzes für die ertragskundlichen und forsthydrologischen Untersuchungen.

Im Juni desselben Jahres war die Anlage von 9 Freilandniederschlagstationen und 15 jeweils 0.25 ha großen forsthydrologischen Untersuchungsflächen durch das Inst. für Forsthydrologie abgeschlossen (Abb. 4), so daß im Juli 1981 die ersten Messungen durchgeführt werden konnten. Zur Quantifizierung der örtlichen Wasserbilanz und zur Beurteilung diesbezüglich eventueller Veränderungen dienen hierbei ein Buchenbestand, drei Eichen-, drei Erlen- und acht Kiefernbestände. Zwei dieser Kiefernbestände sind mit Buchen bzw. mit Hainbuchen unterbaut während die anderen sechs keinen Unterstand aufweisen. Eine schematische Darstellung der Versuchsflächen und der dabei gemessenen Parameter geben die Abbildungen 5 und 6 wieder.

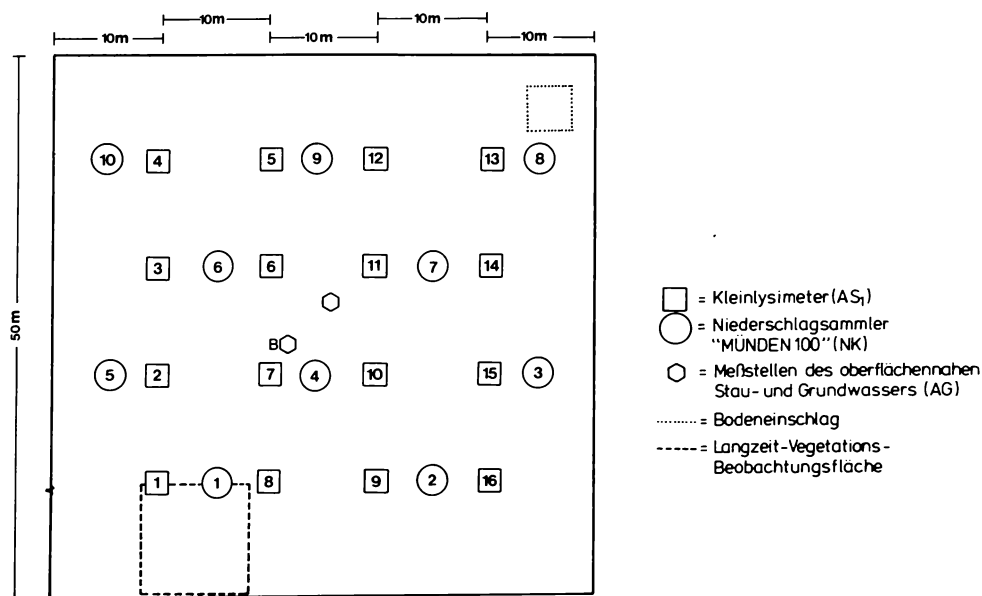


Abb. 5: Schematische Darstellung einer forstlich-ökologischen Beweissicherungsuntersuchungsfläche (Nr. 4) im Raum der Startbahn 18 West des Frankfurter Flughafens

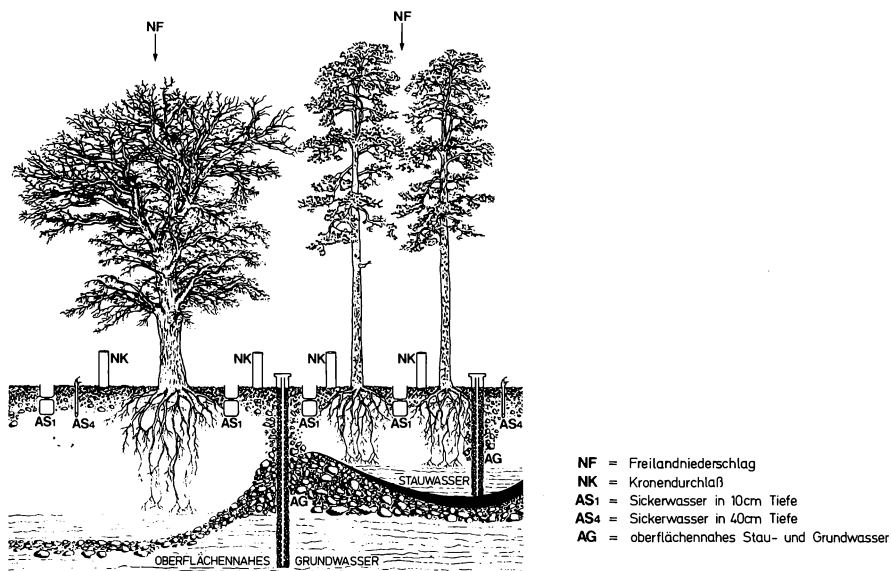


Abb. 6: Schematische Darstellung der im forstlich-ökologischen Beweissicherungsverfahren Startbahn 18West gemessenen Wasserbilanzgrößen

3.1 Wasserbilanz der Waldbestände

Monatlich wird auf den Versuchspartzen mit jeweils 10 Niederschlagssammlern 'Münden 100' (BRECHTEL, HAMMES 1984) der Kronendurchlaß (NK), mit jeweils 16 Kleinlysometern 'Isenburg' (BRECHTEL 1969) die Verdunstung am Waldboden (BV = NK - AS1) und mit Peilrohren der Grundwasserstand (AG) gemessen. Das Sickerwasser in 40 cm Tiefe (AS4) wird lediglich für qualitative Untersuchungen beprobt (AS1 = Sickerwasser in 10 cm Tiefe).

Die Interzeptionsverdunstung an der Baumkrone leitet sich bei grobborkigen Baumarten aus der Differenz des Kronendurchlasses vom parallel gemessenen Freilandniederschlag (NF) direkt ab. Bei glattrindigen Baumarten, wie z.B. Buchen, muß hierzu zusätzlich der Stammabfluß berücksichtigt werden (BRECHTEL, PAVLOV 1977).

Die Bestandestranspiration (Waldbestand und krautige Vegetation) errechnet sich auf Grund der relativ geringen Grundwasserfließgeschwindigkeit von 0.5 - 1.0 m/Tag (Hydrogeol. Gutachten Hess. LA f. Bodenforschung v. 30.7.81) näherungsweise aus der periodischen Veränderung des Grundwasserstandes unter Berücksichtigung des horizontweise ermittelten Bodenporenvolumens und der gefallenen Nettoniederschlagshöhen (AS1).

Die in den einzelnen Untersuchungsflächen ermittelten Wasserbilanzparameter werden nachfolgend auf die ehemaligen Bestockungsverhältnisse auf der Startbahntrasse (Abb. 7) hochgerechnet und als Flächenwasserbilanz mit dem Jetztzustand verglichen. Die Auswirkungen der Flughafenenerweiterung auf den örtlichen Grundwasserhaushalt können darauf aufbauend in quantitativer Hinsicht beurteilt werden. Zur abschließenden Bewertung müssen hierzu zusätzlich die jeweils vorliegenden aktuellen Grundwasserflurabstände mit der bis zum Jahre 1953 dokumentierten Entwicklung der Grundwasserstände verglichen werden (Abb. 8).

3.2 Wasserchemische Untersuchungen

Auf der Grundlage dieser quantitativen Ergebnisse werden in Verbindung mit den parallel gemessenen Konzentrationen verschiedener anorganischer Wasserinhaltsstoffe darüber hinaus Frachten und Depositionsraten berechnet, um so die Auswirkungen der Flughafenenerweiterung auf die Waldbestände auch in qualitativer Hinsicht beurteilen zu können. Neben der qualitativen Untersuchung des Freilandniederschlages, des Kronendurchlasses und des Sickerwassers wird auch das oberflächennahe Stau- und Grundwasser hinsichtlich dergleichen Inhaltsstoffe untersucht. Hierzu mußte auf den 15 forsthydrologischen Beweissicherungsflächen zusätzlich jeweils ein mit PVC-Filterrohr und mit Filterkies ausgebauter Brunnen installiert werden. Im einzelnen erfolgt bei allen Wasseruntersuchungen in regelmäßigen Zeitabständen die Bestimmung von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit, Gesamthärte, SO_4 , NO_3 , PO_3 , BO_3 , Cl, F, NH_4 , Ca, K, Mg, Mn, Al, Zn, Pb, Cd und Ni. Probenahme und Auswertung übernimmt hierbei das Inst. für Forsthydro-

Forstlich-ökologische Beweissicherung Startbahn 18 West

- Bestockungsverhältnisse auf der Startbahntrasse -

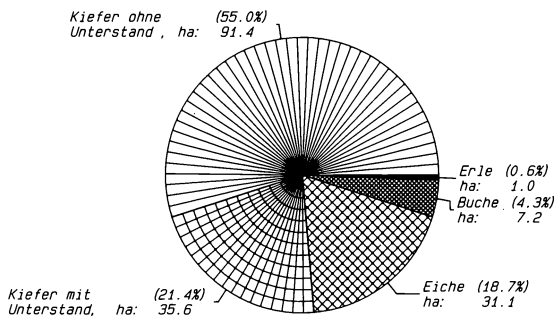


Abb. 7: Ehemalige Bestockungsverhältnisse auf der Startbahntrasse für das Gebiet zwischen Nordgrenze des Flörsheimer Waldes und der südlichen Flughafenumzäunung vor Beginn der Rodungen
(Flächenanteile in ha und %)

logie, während die Wasseranalysen vom Inst. für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Universität Gießen durchgeführt werden.

3.3 Bioindikatoren

Neben der Messung der Wasserbilanzparameter werden zum Nachweis möglicher Veränderungen auch Bioindikatoren beobachtet. Hierzu fand im Auftrag des Inst. für Forsthydrologie der Hess. Forstlichen Versuchsanstalt noch im Jahre 1981 eine Aufnahme und kartographische Dokumentation der krautigen Vegetation im gesamten Untersuchungsgebiet statt (Schnedler unpubl.). Zusätzlich wurden innerhalb und parallel hierzu auch außerhalb der geäuerten Untersuchungsflächen Langzeitvegetationsbeobachtungspartellen eingerichtet, in denen vom Inst. für Pflanzenökologie der Universität Gießen Artenzusammensetzung und Deckungsgrad der Vegetation jährlich aufgenommen werden.

Weiterhin erfolgt eine periodische Aufnahme der Wuchsleistung (Durchmesser- und Höhenentwicklung) durch die Hess. Forsteinrichtungsanstalt sowie des Gesundheitszustandes der Bäume innerhalb der Versuchsflächen durch das Inst. für Forstproduktion und Waldschutz der Hess. Forstlichen Versuchsanstalt. Darüber hinaus führt das Inst. für Forsthydrologie in Verbindung mit dem Inst. für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Universität Gießen Nadelanalysen von 17 dauerhaft markierten Altkiefern mit Probenahmetermen jeweils im November und März durch. Während der ersten beiden Jahre wurde als zusätzliche Informationsgrundlage über den Immissionseintrag vom Inst. für Pflanzenökologie der Universität Gießen an insgesamt 29 (1. Jahr) bzw. 15 (2. Jahr) Standorten Welches Weidelgras exponiert und in Monatsintervallen auf S, F, Ni, Pb, Cd und As analysiert.

3.4 Luftuntersuchungen

Seit 1981 führt das Inst. für Anorganische Chemie und Kernchemie der TH Darmstadt Luftuntersuchungen auf NO, NO₂ und NO_x, HCl und O₃ sowie ausgewählte Kohlenwasserstoffe durch. Hierzu werden die an der Startbahn 18West ermittelten Tagesgänge dieser Parameter den Meßwerten von Vergleichsstandorten im Bereich des Flughafens Frankfurt und dessen weiterer Umgebung gegenübergestellt.

3.5 Sonstige Untersuchungen

Die Auswirkungen der Startbahn 18West auf das Grundwasser hinsichtlich der Trinkwasserqualität werden in einem separaten 'Hydrogeologischen Beweissicherungsverfahren' vom Hess. Landesamt für Bodenforschung bearbeitet. Im Rahmen dieses Meßprogrammes erfolgt auch eine Analyse von organischen Wasserinhaltsstoffen.

4. Erste Ergebnisse der Beweissicherung

Die ersten beiden Arbeitsphasen der forstlich-ökologischen Beweissicherung Startbahn 18West sind inzwischen abgeschlossen und die Ergebnisse in umfassenden Teilberichten zusammengestellt und erläutert (März 81, August und Dezember 82, Januar 83, März 84, April 85).

4.1 Erfassung der Ausgangslage

Der Zeitraum zur Erfassung der Ausgangslage war verhältnismäßig kurz. Dennoch standen zu bestimmten Fragestellungen, wie z. B. zur Grundwassersituation im Untersuchungsgebiet (Abb. 8) schon länger zurückreichende Unterlagen zu Verfügung. Weiterhin konnten auch Ergebnisse langjähriger Wasserbilanzuntersuchungen von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen aus dem Forschungsgebiet Frankfurt (BALÁZS 1982, 1983;

BRECHTEL et al. 1977, 1982; BRECHTEL 1983) und dem Hessischen Ried (BRECHTEL 1981; LEHNARDT, BRECHTEL 1983) zur Beurteilung der forsthydrologischen Ausgangssituation genutzt werden. Während dieser ersten Arbeitsphase wurden somit vordringlich bereits vorliegende Untersuchungen zusammengestellt, aufbereitet und systemanalytisch gewertet. Teilweise mußten diese Unterlagen, wie z. B. die Bodenkartierung, noch vervollständigt oder wie z. B. die Aufnahme der krautigen Vegetation, neu begonnen werden. Weiterhin lief das projektbezogene forsthydrologische Meßprogramm (Abb. 4 - 6) bereits in der Vegetationszeit vor Rodungsbeginn an. In Anbetracht der dennoch recht kurzen Vorlaufphase wurden die methodischen Ansätze vor allem bei den qualitativen Untersuchungen erweitert: Die Analytik umfaßte daher Boden-, Wasser-, Luft-, Gras- und Kiefernadelproben. Durch die bereits vorliegenden Befunde in Verbindung mit den zusätzlich durchgeführten Untersuchungen war somit die Beurteilung der Ausgangssituation ermöglicht (HFV 1982 - 1986).

4.2 Zeitabschnitt der Baumaßnahmen

Im zweiten Bearbeitungsabschnitt kam es vor allem darauf an, die Auswirkungen der Rodungsmaßnahmen auf den Grundwasserstand zu erforschen. Hierzu wurden die 1981 in den Peilrohren der forstlich-ökologischen Beweissicherung begonnenen Grundwasserspiegelmessungen in die bis auf das Jahr 1953 zurückreichende Beobachtungsreihe der Landesgrundwassermeßstellen eingeordnet und mit diesen verglichen (Abb. 8). Daraus ergab sich, daß der verhältnismäßig hohe Grundwasserstand zu Beginn der Rodungsmaßnahmen etwa 20 - 40 cm unter dem bisher festgestellten Maximum des Winters 1966/67 lag.

Zur Beurteilung des Einflusses der Rodungen auf den Flurabstand des oberflächennahen Grundwassers dienten die Wasserbilanzuntersuchungen auf

Forstlich-ökologisches Beweissicherungsverfahren Startbahn 18 West

Ganglinien des oberflächennahen Stau- und Grundwassers
in Mittelwerten der Vegetationszeit (Mai - September) und Nichtvegetationszeit (Oktober - April)
- Die Jahresangaben stehen jeweils unter dem Mittelwert der Vegetationszeit -

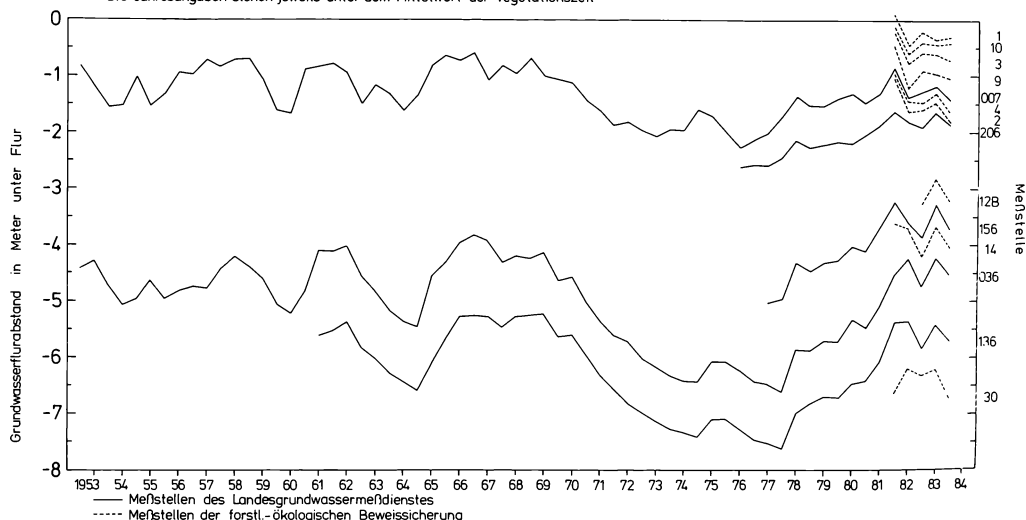


Abb. 8: Ganglinien des oberflächennahen Stau- und Grundwassers von Meßstellen der forstlich-ökologischen Beweissicherung im Vergleich zu den bereits vor Beginn des forstlich-ökologischen Beweissicherungsverfahrens beobachteten Landesgrundwassermeßstellen

Forstlich-ökologische Beweissicherung Startbahn 18 West

- Jahresniederschlagsbilanz verschiedener Waldbestände 1981/82 -

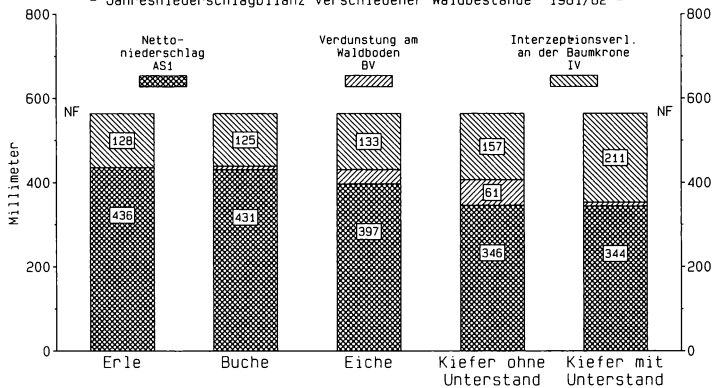


Abb. 9: Die Komponenten der Niederschlagsbilanz (NF, JV, BV, AS1) von den Untersuchungsflächen der Erlen, Buchen, Eichen und Kiefern während des forsthydrologischen Jahres 1981/82 (Okt. 81 - Sept. 82)

den forsthydrologischen Beweissicherungsflächen. Exemplarisch wird hierzu die Jahresniederschlagsbilanz der untersuchten Waldbestände des forsthydrologischen Jahres (Okt. bis Sept.) 1981/82 vorgestellt. Abb. 9 zeigt, daß bei einem Jahresniederschlag (NF) von insgesamt 564 mm die höchsten Interzeptionsverluste (IV) in den Kiefernbeständen auftraten. Dabei fand eine nennenswerte Verdunstung am Waldboden (BV) nur bei den Eichen- sowie den vergrasteten Kiefernbeständen und hier auch nur während der Vegetationszeit statt. Die insgesamt relativ große Verdunstung am Waldboden der vergrasteten Kiefernbestände führte dazu, daß deren im Vergleich zu den unterbauten Kiefernbeständen geringerer Interzeptionsverlust an den Baumkronen hinsichtlich der Gesamtevaporation ausgeglichen wurde. Die Nettoniederschläge (AS1) lagen daher mit 344 bzw. 346 mm in beiden Kiefernbestandsvarianten nahezu gleichauf und erreichten somit die niedrigsten Werte aller untersuchten Baumarten. Etwa 50 mm höher fielen sie bei den Eichen und 100 mm höher bei Erlen und Buchen aus.

Die Transpiration der Waldbestände betrug im gleichen Jahr 430 - 436 mm bei Erlen, Buchen und Kiefern sowie 519 mm bei den Eichen. Diese relativ hohen Werte sind durch den Grundwasseranschluß der Waldbestände zu erklären.

Die Jahresgesamtverdunstung (Evapotranspiration) erreichte somit bei Erlen und Buchen die Summe der gefallenen Jahresniederschläge. Bei Kiefern und Eichen übertraf sie diese sogar um ca. 15 - 20 %, so daß nahezu die potentielle Verdunstung realisiert wurde.

Die Wasserbilanzuntersuchungen zeigten, daß durch den Wegfall der Verdunstung der Waldbestände gegenüber den ursprünglichen Verhältnissen ein zusätzlicher Grundwasseranstieg auf dem Startbahngelände von 38 (NVZ 82/83) bzw. 23 cm (NVZ 83/84) hervorgerufen wurde. Jedoch nur im Frühjahr 1983 erreichten die Grundwasserflurabstände ein kritisches Maß besonders im Südbereich des Startbahngeländes vor allem durch die sich an das Winterhalbjahr 1982/83 anschließenden außergewöhnlich hohen Mai-Niederschläge (127 mm). Die gegenüber den ursprünglichen Verhältnissen weit überdurchschnittliche Grundwasserneubildung ließ den Grundwasserspiegel während dieser Zeit zusätzlich um insgesamt 65 - 70 cm ansteigen. Das Wasser konnte allerdings durch ein im Vorjahr instandgesetztes Grabensystem relativ rasch abgeleitet werden. Zudem wurde eine deutlich gesteigerte Transpiration der benachbarten Waldbestände in der Vegetationszeit 1983 festgestellt, so daß der Grundwasseranstieg bereits auf einer relativ kurzen Fließstrecke kompensiert und bei der etwa 250 m außerhalb der Startbahn-Umzäunung gelegenen Meßstelle 007 (Abb. 4) nicht mehr nachweisbar war. Insgesamt konnte somit festgestellt werden, daß während des Zeitabschnitts der Baumaßnahmen Auswirkungen der auf dem Startbahngelände durchgeführten Rodungsmaßnahmen im Wasserhaushalt teilweise spürbar waren, aber diese keine folgenschweren negativen Begleiterscheinungen in forstlich-ökologischer Hinsicht mit sich brachten. In

Zukunft wird die erhöhte Grundwasserneubildung infolge der Randflächenbegrünung der Startbahntrasse mit Gras und schnellwachsenden Baumarten (Aspen und Balsampappeln) durch deren Evapotranspiration geringer ausfallen. Darüber hinaus befindet sich der Grundwasserstand auf Grund der zurückliegenden relativ niederschlagsarmen Jahre z. Z. auf verhältnismäßig tiefem Niveau. Besonders in relativ nassen Winterperioden kann jedoch der auf dem Startbahngelände weiterhin fehlende Interzeptionsverlust an den Baumkronen eine deutlich höhere Grundwasserneubildung als in den umliegenden Waldbeständen hervorrufen. Die forsthydrologischen Messungen werden daher fortgeführt.

4.3 Zeitabschnitt seit Aufnahme des Flugbetriebs

Die dritte Arbeitsphase begann mit Aufnahme der Flugbewegungen auf der Startbahn West am 26.4.1984. Dieser Zeitpunkt fiel mit dem Beginn der Vegetationsperiode 1984 zusammen. Innerhalb dieser Bearbeitungsphase stehen insbesondere die wasserchemischen Befunde im Vordergrund. Zur Verdeutlichung der Untersuchungen dienen die Abb. 10 und 11. Hierin sind

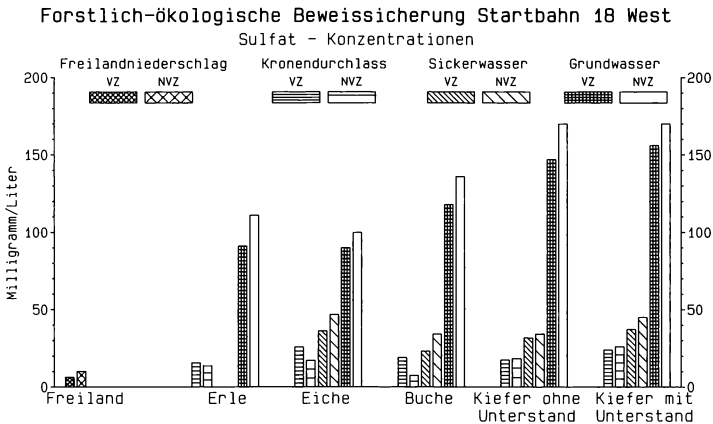


Abb. 10: Mittlere Sulfatkonzentrationen während der Vegetations- (VZ) und Nichtvegetationszeit (NVZ) der forsthydrologischen Jahre (Oktober - September) 1981/82 und 1982/93 im Freilandniederschlag, Kronendurchlaß, Sickerwasser und Grundwasser der forsthydrologischen Untersuchungsflächen

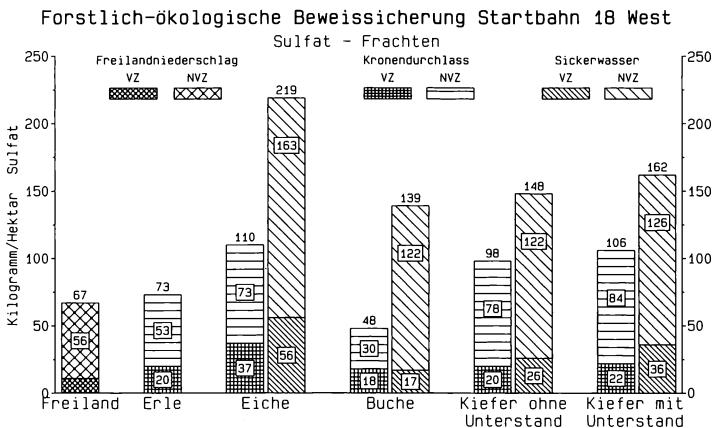


Abb. 11: Mittlere Sulfatfrachten während der Vegetations- (VZ) und Nichtvegetationszeiten (NVZ) der forsthydrologischen Jahre (Oktober - September) 1981/82 und 1982/83 im Freilandniederschlag, Kronendurchlaß, Sickerwasser und Grundwasser der forsthydrologischen Untersuchungsflächen

die Sulfatkonzentrationen und -frachten als Mittelwerte der forsthydrologischen Jahre 1981 - 1983 für die untersuchten Baumarten getrennt nach Vegetations- und Nichtvegetationszeit aufgeführt.

Abb. 10 zeigt einerseits eine Anreicherung der Sulfatkonzentrationen vom Freilandniederschlag (100 %) über den Kronendurchlaß (2.3fache) und das Sickerwasser (5fache) zum Grundwasser (16.8fache). Weiterhin geht hieraus hervor, daß die mittleren SO_4 -Konzentrationen in Freilandniederschlag, Sickerwasser und oberflächennahem Grundwasser während der Winterperiode die entsprechenden Werte der Vegetationszeit übertrafen. Beim Kronendurchlaß konnte dieser Sachverhalt gleichfalls in den immergrünen Kiefernbeständen festgestellt werden, während die sommergrünen Laubwaldbestände (Erlen, Eichen und Buchen) größere Konzentrationen im Sommer aufwiesen.

Auf Grund der höheren Niederschläge in den Winterhalbjahren ergaben sich bei allen Parametern höhere Einträge (Frachten) außerhalb der Vegetationszeit (Abb. 11). Zu dieser Abbildung ist anzumerken, daß im Kronendurchlaß der Buchen der bei vielen chemischen Parametern besonders belastete Stammabfluß (BLOCK, BARTELS 1984) nicht enthalten ist. Bei den anderen untersuchten Baumarten repräsentiert dagegen der Kronendurchlaß nahezu den gesamten Waldniederschlag. Die verhältnismäßig niedrige Jahresfracht im Kronendurchlaß der Buchen ist hierdurch erklärbar.

Die beim Sulfat festgestellte Zunahme der Konzentrationen vom Freilandniederschlag über den Kronendurchlaß und das Sickerwasser bis hin zum oberflächennahen Stau- und Grundwasser konnte bisher auch bei den Anionen Fluorid und Chlorid sowie bei den Kationen Calcium und Magnesium festgestellt werden.

5. Zusammenfassung

Das 1981 begonnene forstlich-ökologische Beweissicherungsverfahren im Raum der Startbahn 18West des Frankfurter Flughafens ist in 3 Arbeitsphasen gegliedert, die 'Beurteilung der Ausgangssituation' (vor 1982), den 'Zeitabschnitt der Baumaßnahmen' (1982 - 1984) und den 'Zeitabschnitt des Flugbetriebs' (ab Mai 1984). Durch Wertung bisher bereits vorliegender waldwachstumsrelevanter Untersuchungsergebnisse und ein speziell ausgerichtetes forsthydrologisches Meßprogramm sowie flankierende wasser-, boden-, luft- und nadelanalytische Untersuchungen konnte der Ausgangszustand beurteilt werden.

Während des 'Zeitabschnitts der Baumaßnahmen' mußten vor allem die Auswirkungen der Rodung beurteilt werden. Die hierzu durchgeführten Wasserbilanzuntersuchungen zeigten, daß durch den Wegfall der Verdunstung der auf dem Startbahngelände ehemals stockenden Waldbestände ein zusätzlicher Grundwasseranstieg von etwa 20 - 40 cm hervorgerufen wurde. Eine kritische Phase trat bisher nur im Frühjahr 1983 vor allem durch die sich an das Winterhalbjahr 1982/83 anschließenden und mit 127 mm außergewöhnlich hohen Mai-Niederschläge auf. Insgesamt ist es jedoch bisher zu keinen durch den Bau der Startbahn 18West bedingten folgenschweren negativen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt der umliegenden Waldbestände gekommen. Hierzu trug auch die festgestellte hohe Evapotranspiration der dortigen grundwassernahen Waldbestände bei. Diese erreichte im ersten Untersuchungsjahr bei Erle und Buche die gesamte Höhe der gefallenen Jahresniederschläge. Bei Kiefer und Eiche lag sie sogar um 15 - 20 % darüber.

Die dritte Arbeitsphase begann mit Aufnahme des Flugbetriebs auf der Startbahn 18West am 26.4.1984. Innerhalb dieses Bearbeitungsabschnitts steht die Wertung der Ergebnisse chemischer Wasser-, Boden-, Luft- und Nadelanalysen im Vordergrund.

Literatur

- ASTHALTER K., 1971: Zur Methode der forstlichen Standortskartierung in Hessen. Allg. Forstzeitschr. 26: 751 - 753
- BALÁZS A., 1982: Interzeptions-Verdunstung des Waldes im Winterhalbjahr als Bestimmungsgröße des nutzbaren Wasserdargebotes. Beitr. Hydrol. (Kirchzarten) Sonderh. 4: 79 - 101.
- BALÁZS A., 1983: Ein kausalanalytischer Beitrag zur Quantifizierung des Bestands- und Nettoniederschlages von Waldbeständen. Beitr. Hydrol. (Kirchzarten): 180 S.

- BLOCK J., BARTELS U., 1984: Hoher Schadstoffeintrag in unseren Wäldern - Meßjahr 1982/83 -. LÖLF-Mitt. 4: 14 - 20
- BRECHTEL H.M., 1969: Wald und Abfluß - Methoden zur Erforschung der Bedeutung des Waldes für das Wasserdargebot - Dt. Gewässerkr. Mitt. Sonderheft: 24 - 30
- BRECHTEL H.M., PAVLOV M.B., 1977: Niederschlagsbilanz von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen in der Rhein-Main-Ebene. Bonn (Kuratorium für Wasser und Kulturbauwesen, KWK jetzt DVWK) Arbeitspapier: 47 S. und 80 Tab.
- BRECHTEL H.M., 1979: Problemstellung, Zielsetzung und Verfahrensgang einer forstlich-ökologischen Beweissicherung und Schadenserfassung in Grundwassererschließungsgebieten im Mittelgebirge. Allg. Forstzeitschr. 34: 1086 - 1088
- BRECHTEL H.M., 1981: Bestimmung der Menge und Tiefe des Bodenwasseraufbrauches von Waldbeständen auf Lockersediment-Standorten mit abgesenktem Grundwasser. Mitt. forst. Bundes-Versuchsanst. Wien 140: 127 - 148
- BRECHTEL H.M., SCHEELE G., 1982: Erwirtschaftung von Grundwasser durch land- und forstwirtschaftliche Maßnahmen. Hann. Münden (Hess. Forstl. Versuchsanstalt): 48 S.
- BRECHTEL H.M., 1983: Ein methodischer Beitrag zur Quantifizierung des Einflusses von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen auf die Grundwasserneubildung in der Rhein-Main-Ebene. Z. dt. geol. Ges. 124: 593 - 605.
- BRECHTEL H.M., HAMMES W., 1984: Aufstellung und Betreuung des Niederschlagssammlers "Münden". Meßanleitung Nr. 3. Hann. Münden (Hess. Forstl. Versuchsanstalt): 14 S.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.) 1986: Beweissicherung bei Eingriffen in den Bodenwasserhaushalt von Vegetationsstandorten. DVWK-Merkbl. Wasserwirtsch. 208 [Hamburg/Berlin (Parey)]: 24 S.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) 1957 - 1983: Monatlicher Witterungsbericht. Amtsbl. DWD 5 - 31 (1 - 12)
- HFV (Hess. Forstliche Versuchsanstalt) 1982 - 1986: Jahresberichte 1981 - 1985, Hann. Münden (HFV)
- LEHNARDT F., BRECHTEL H.M., 1983: Ergebnisse von Bodenwasserhaushalts-Untersuchungen auf grundwasserabgesenkten Waldstandorten des Lockersedimentbereiches in der Rhein-Main-Ebene, Hessisches Ried. Z. dt. geol. Ges. 134: 701 - 721
- MOLLWO H., 1958: Klimawerte von Frankfurt/Main 1857 - 1956. Ber. Dt. Wetterdienst 6: 60 S.
- PENNMANN H.L., 1948: Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proc. R. Soc. A193: 120 - 145
- PLASS W., 1972: Erläuterungen zur Bodenkarte von Hessen 1 : 25.000, Blatt 5917 Kelsterbach. Wiesbaden (Hess. LA Bodenforsch.): 206 S.
- RIEBELING R., 1979: Forstlich-ökologische Untersuchungen bei Grundwasserentnahmen in Waldgebieten. Allg. Forstzeitung 39 (34): 1036 - 1038

Adresse:

Dr. W. Hammes
 Prof. Dr. H.M. Brechtel
 Institut für Forsthydrologie
 Hessische Forstliche Versuchsanstalt
 Prof.-Oelkers-Str. 6
 D-3510 Hann. Münden

Keyword-Register

A

abundance 53, 427
Acari 399
accumulation 149
active monitoring 333
agricultural landscape 117
Agaricus bisporus 351
agrochemicals 441
agroecosystem 123
air pollution 85, 253, 267, 343
aldicarb 393, 399, 407, 411
Allium ursinum 483
Amazonia 491
ants 465
aquatic plants 361
Araneae 69
arthropodes 117
articulates 53
artificial acid rain 53
ash 343
atmospheric pollutants 297
atrazine 375

B

Bavaria 339
beech 11, 53, 79, 279, 291
benthic macroinvertebrates 461
bioaccumulation 383
bioindication 35, 45, 69, 85, 149, 175, 351, 361, 383, 449
biomass 267, 369, 427
biomonitoring 181, 343
biotope 117, 478
buffering capacity 101
bush production 117

C

caddisflies 469
cadmium 149, 305, 333, 351, 431, 437
CAM 207
carabid beetles 431
cation exchange capacity 291
Chlorella 441
chloragocytes 423
cichlid fish 487
climax 27
climbing plants 157
CO₂ gas exchange 197
Cochlearia anglica 219
cold resistance 219
community types 35
compaction 427
competition 91
compression 245
computer simulation 267
conservation 245, 469
copper 383
Corylus avellana 227
cultivated plants 375

D

damaged trees 253
dark respiration 219

deficient nutrient supply 253
desertification 107
detoxification 423
dislocation 245
distribution pattern 427
disturbance strategy 191
diurnal courses 207
diversity 69, 291
dredged material 437
Drosophila 441
drought 213
dry deposition 149
dustfall 157
dynamics of cycles 27

E

earthworms 491
ecosystem 11, 27, 393
ecofarming 45
ecological damage 461
– indices 79
ecologically based stream management 461
ecotoxicological assessment 393
ecotoxicology 63, 393, 411
effective concentration (EC) 50, 375
Elaphe longissima 480
Empetrum nigrum 213
Enchytraeidae 79, 407, 417, 423, 427
energy balance 237
– flow 11
environment protection 475
environmental education 475
– mutagenesis 441
ericoid leaf 213
ethylene 101, 137
eutrophication 117, 449
evaporation 497
evenness 69, 79

F

fertilizers 45
floristic composition 117
fluorine 181
food chain 305, 333
forest decline 11, 167, 175, 253, 267, 343
– ecosystem 11, 63, 79, 85, 279, 291, 297
Fraxinus excelsior 343
fruit orchard 478
fumigation 91, 311
fungi 351

G

galactolipid 323
Gamasina 399
Gigaspora 483
gradient analysis 253
grazing 107
ground-photo-elektors 63, 69
growth form 191
gut cells 423

H

halophytes 219
heat tolerance 207
heath ecosystem 305
heavy metals 157, 181, 279, 297, 351, 361
hedges 117, 227
herb layer of a forest 237
herbicide 375
history of pollution 343
humus 45
Hymenoptera 69

I

Iceland 107
immission 11, 35, 167
indicators for ecosystem stress 63
industrial areas 181
input 305
interception loss 497

K

Kaiserstuhl 35

L

lamellar bodies 423
land disposal 437
– use 491
leaching 101, 137, 253, 311
lead 149, 305, 333, 343
leaf area index (LAI) 91
– mineral 253
lichen mapping 167
light utilization efficiency 369
liming 53
lipid content 323
litter arthropods 63
– decomposition 279
living-space types 465
longevity 417
long-term effects 267
longtime research 11
Lumbricus 441

M

macropores 427
macrofauna 431
mathematical modelling 267
matter dynamics 123
meadow 237
melioration 245
microbial CO₂-production 279
microclimate 227
mineral content 311
minimal sample size 63
models 123
model-ecosystem 197
monitoring 85, 167
Munich 167
Mycena pura 351
mycorrhiza 11, 91, 483

N

nationalpark Bayerischer Wald 167
nature conservation 27, 449, 475
needle analyses 333
net interception loss 237
– photosynthesis 219
neutralization capacity 137
Niedersachsen 123
nitrogen cycle 411
– dioxide 91, 101, 137
– immissions 449
– input 35
– supply 11

O

open-top 91, 137
output 305
ozone 91, 101, 311, 323

P

PAGE 441
parasitic *Hymenoptera* 69
Parathion 423
passive monitoring 85, 333, 351
pathways 297
permanent grassland 131
– plot 85
peroxidase 323
pesticide 45, 63, 69, 375, 417
phospholipid 323
photo-elektors 63, 69
photosynthesis 101, 231
pH-value 149
phytomass production 197
phytoplankton 143, 369
phytosociological table 35
phytotoxicity test 375
pigments 101
plant community 91
poikilohydrous plant 231
point mutations 441
pollutant combination 311
– resistance 191
Pontoscölex corethrurus 491
population strategy 191
primary productivity 369
production 45
proof documentation 497
Pseudocrenilabrus multicolor 487
pseudoreplication 63

Q

Quercus-Carpinetum 35

R

rainfall interception 237
recultivation 107
Red Data 449, 465
reproduction 417
reptiles 480
respiration 45
ruderal ecosystem 431
– plants 181
running and standing waters 469

S

saisonal patterns 483
salt stress 219
Sclerocystis 483
secondary succession 407
SFB 179 123
simulation model 411
sink 305
small mammals 437
– ponds 143
soil 245, 351, 427
– acidification 267, 279, 291
– acidity 11
– arthropods 63
– compaction 45
– enzymes 407
– erosion 107
– fauna 383
– mesofauna 407
– microflora 407
– -pH 79
– *protozoa* 45
– respiration 279
– tropical 493
– volcanic 107
Solidago canadensis 191
spawning pits 487
species richness 449
sponsorships 478
spruce 11, 53, 79, 311, 323, 333
– needles 339
stability 291
standing crop 45
Stellaria-Carpinetum 69
stemflow 279
sublethal effects 417
succession 27, 35, 143, 399, 407
succulents 207
sulphur 181
– balance 131
– content 339
– depositions 131
– dioxide 91, 101, 131, 137, 311, 323
surface water storage capacity 237
surfactant (TPBS or TPS) 375
swimming activity 487
systems analysis 267

T

technical stream management 461
territoriality 487
threatened species 480
tobacco 333
transpiration 137, 227, 497
tree cultivation 478
tree-ring analysis 343
Trichoptera 469
Trifolium repens 137
tropical soils 491
trunk base area 279, 291

U

ultrastructure 423
urban climate 157
– ecosystem 149
Urtica urens 191

V

VA-mycorrhiza 483
vegetation change 107
– mapping 35
vineyard 383
Vogelsberg 465
volcanic soil 107

W

water balance 11
– capacity 237
– dynamics 123
– economy 323, 497
– potential 227
– quality 497
– relations 231
waxe 137
wettability 101, 137
wild plants 375

Y

yield reduction 267

Z

Zeeman-AAS 343
zooplankton 143

Verzeichnis der Autoren

(kursive Zahlen: Poster bzw. Kurzfassungen oder Hinweise)

- Albert, Anke 63, 69
Albert, Reinhard 63, 69
Alsleben 219
Arndt 369
- Bartfelder 157
Basedow 130
Bauer-Dubau 143
Bauschmann 465
Bender 323
Bethke-Beilfuß 417
Biermann 137
Blume 496
Bogenrieder 35
Bogenschütz 63
Bork 123
Born, Hartmut 407
Born, Manfred 343
Bossel 267
Both 101
Brechtel 497
Breckle 482
Brockmann 427
Brümmer 496
Burkhardt 469
- Cornelius 191
- Dämmgen 131
Dietl 351
Dietrich 369
Dittrich 333
Droste 475
- Ellenberg, Heinz 11
Ellenberg, Hermann 449
Ertel 305
- Faensen-Thiebes 175
Fangmeier 91
Fischer 91
Foissner 45
Forstreuter 197
Frankenfeld 101
- Gebauer 231
Glavač 253
Glawion 107
Gnittke 91, 305
Godoy 91
Godt 297
Greven 79
Gries 227
Grünhage 131
Grunert 487
Gruttke 431
Guderian 311
Gunkel 143
- Hagens 423
Hahn 441
Hammes 497
Heidt 149
Heimes 480
Hermsdorf 333
Hertstein 131
Herzig 166
Hilpert 69
Hoffmann 437
Hofmann 343
- Jäger 131
- Kappen 207, 213, 219, 227, 231
Kaurisch 441
Kehlberger 149
Klumpp 311
Koch 323
Koehler, Hartmut 393, 399
Köhler, Manfred 157
Köhler, Wolfgang 441
Kratz 431
Kreimes 85
Krieger 267
Kühnast 437
Küppers 311
- Lehrum 207
Leuschner 237
Liebendörfer 166
Liedtke 130
Lösch 207, 213, 219, 227, 231
- Macher 167
Maier 305
Markgraf 101, 137
Marschner 375
Marxen-Drewes 117
Mathes 393, 411
Mayer 297
Mayr 91, 483
Michenfelder 310
Momper 361
Mrowka 487
Muhle 351
- Nau 441
Neite 291
Nentwig 136
Nobel 310
- Overdieck 197
- Rebele 181
Redmann 361
Remmert 27
Riethmacher 478
Römbke 491
Rohdenburg 123
Rudolph 339
Rzehak 130
- Saure 101
Schäfer 267, 279
Schauermann 53
Schmidt 297
Schoch-Bösken 79
Schröder 117
Schroeter 213
Schulte 338

Schultz 297	Trost 267	Weidemann 393
Schulz-Berendt 393, 411	Troxler 148	Weigmann 431
Schwantes 369		Werner 181
Speck 143	Umlauff-Zimmermann 85	Westheide 417, 423
Stephan 245	Urech 166	Wilmanns 35
Steubing 101, 137, 305, 333	Verhaagh 491	Winkler 351
Stockey 482	Vogels 323	Wittassek 383
Stöckmann 461	Vollmer 407	
		Zettel 148
		Zunk 437

