

BULLETIN

15

JAHRESTAGUNG VOM
14./15. MÄRZ 1991
IN SURSEE

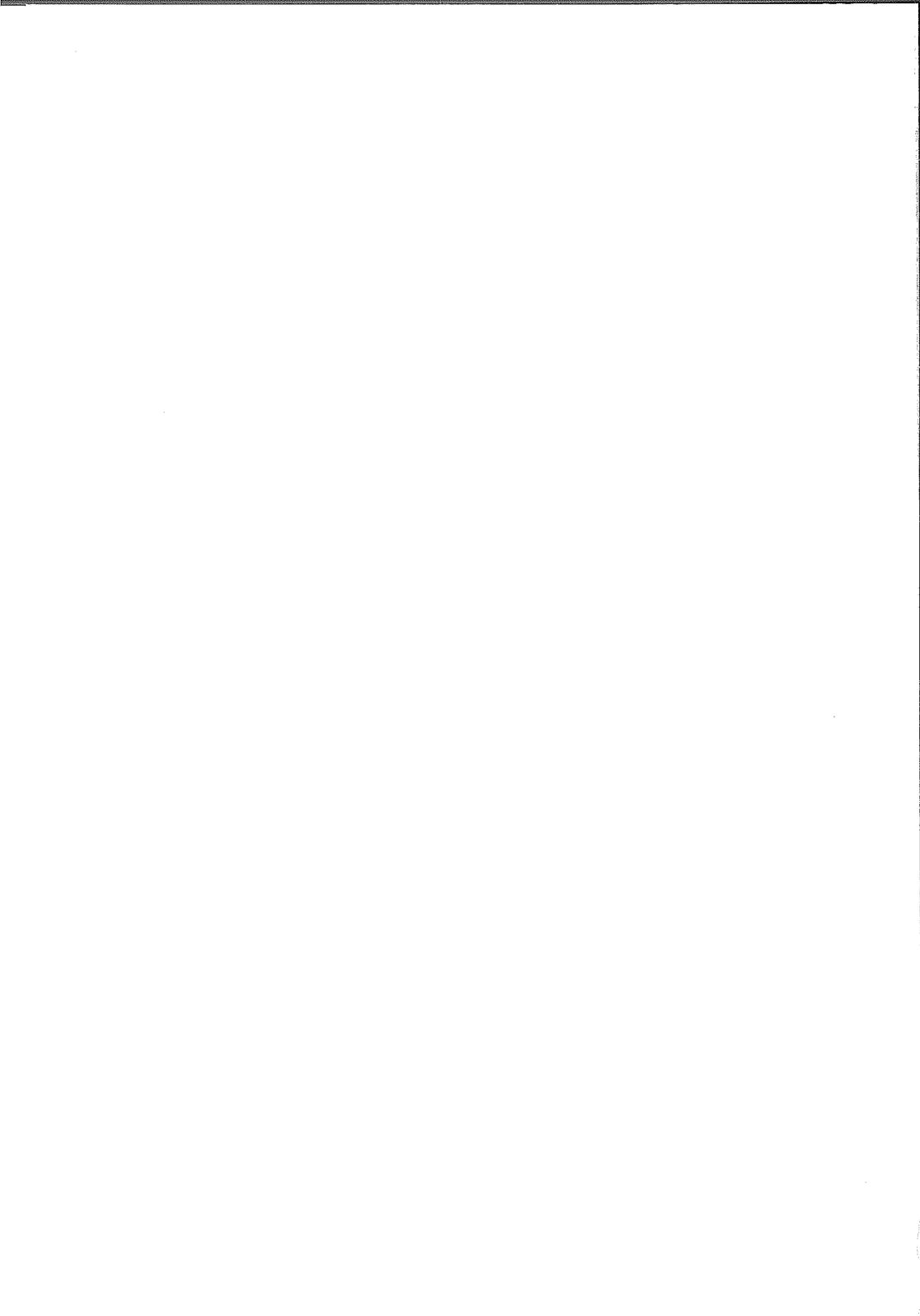
Bodenversauerung

Referate, Texte zu den Postern

Immissionsbelastung von Waldböden

Referate der Jahresversammlung der SANW
vom 9. Okt 1987 in Luzern

Tätigkeitsberichte



BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE

BULLETIN 15

1991

Jahrestagung vom

14./15. März 1991

in Sursee

Bodenversauerung

Referate, Texte zu den Postern

Immissionsbelastung von Waldböden

Referate der Jahresversammlung der SANW

vom 9. Okt 1987 in Luzern

Tätigkeitsberichte

Koordination: M. Müller, Zollikofen

Juris Druck, Zürich

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE

Adresse: Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen
Pflanzenbau, 8046 Zürich-Reckenholz 01 377 71 11
Postcheck-Konto: BGS Bern 30-22131-0 Bern

Vorstand / Comité 1990 - 1991

Präsident / Président: H. Häni, Liebefeld
Vize-Präsident / Vice-président: E. Marendaz, Chexbres
Beisitzer / Assesseur: J.-P. Dubois, Lausanne
Sekretär / Secrétaire: L.-F. Bonnard, Zürich-Reckenholz
Rechnungsführer/ Comptable A. Kaufmann, Jegenstorf

Redaktion / Rédaction

M. Müller, Schweiz. Landw. Technikum, 3052 Zollikofen 031 57 37 44

Dokumentationsstelle / Service des documents

Landw. Lehrmittelzentrale, Länggasse 79, 3052 Zollikofen

Vorsitzende der Arbeitsgruppen / Présidents des groupes de travail

Klassifikation und Nomenklatur: J. Presler, Zürich
Körnung und Gefüge: J.-A. Neyroud, Nyon
Lysimeter: P.-F. Lavanchy, Orzens
Bodenzoologie: W. Matthey, Neuchâtel
Bodenschutz: Ch. Salm, Egliswil

Koordination Ausstellung und Broschüre BODEN/SOL

U. Zihlmann, Zürich-Reckenholz 01 377 71 11

 Tagung vom 15. März 1991: Referate, Texte zu den Postern

G. FURRER		
	Theorie der Bodenversauerung: Das Zusammenspiel verschiedener Ursachen	5
J. HERTZ		
	Atmosphärische Säureeinträge in Böden der Schweiz	19
F. KOCKMANN, B. FABRE et R. CHAUSSOD		
	Le chaulage en limons battants	29
P. FITZE, A. BURRI, M. ACHERMANN, N. KUHN und J. POLOMSKI		
	Bodenversauerung	41
A. SIEGENTHALER, F. SCHÄR und P. KATZ		
	Saure und stark saure landwirtschaftlich genutzte Böden - eine empirische Studie der letzten vier Dekaden	53
J. NIEVERGELT und J. BARBIER		
	Calcium- und Magnesiumauswaschung aus zwei Bodenformen unter Ackerkulturen	57
J.A. NEYROUD, G. CHRISTINET, J.-F. PARISOD et L. RAVENEL		
	Acidification des sols agricoles - essai d'amélioration par chaulage	61
S.K. GUPTA		
	Löslichkeit und biologische Wirkung von Zink, Cadmium und Blei in anthropogen kontaminierten Böden in Abhängigkeit von der Bodenversauerung	63
G. GEIGER, P. FEDERER und H. STICHER		
	Einfluss verschiedener Sanierungsmassnahmen auf das Keimverhalten und die Schwermetallaufnahme von Pflanzen auf stark kontaminierten Böden	73
J.J. OERTLI und B. KHOLDEBARIN		
	Mechanismus der natürlichen, allelopathischen Nitrifikationshemmung	79
U. SCHMIDHALTER, T. ALFÖLDI, S. HENGgeler und J.J. OERTLI		
	Räumliche Variabilität von Mineralstickstoff im Boden	89
P. SCHUDEL, F. DÄLLENBACH und S. KUHN		
	Untersuchungen zur Bodenerosion im Einzugsgebiet des Baldeggersees	105
B. FREY und H. SCHÜEPP		
	Bestimmung der pilzlichen Biomasse der VA-Mykorrhiza	111

**Referate der Jahresversammlung der SANW vom 9. Okt. 87 in Luzern:
Immissionsbelastung von Waldböden - Veränderungen und Auswirkungen**

H. FLÜHLER	
Waldschäden und Bodenbelastung - einige Gedanken zur Rolle des falsch verstandenen Wissenschafters	121
J. HERTZ	
Der Eintrag von Schadstoffen in ein Waldökosystem	130
M.B. MONTEIL und P.W. SCHINDLER	
Der Einfluss von Cd, Cu und Pb auf die CO ₂ -Produktion von Waldböden	145
W. PANKOW	
Physiologische Untersuchungen an Fichtenmykorrhizen im Nationalen Forschungsprogramm "Waldschäden"	157
R. MAYER	
Immissionsbelastung von Waldböden - Forschungsergebnisse aus der Bundesrepublik Deutschland	168
Jahresbericht / Rapport d'activité 1990	189
Berichte der Arbeitsgruppen	191

TAGUNG VOM 15. MÄRZ 1991: REFERATE, TEXTE ZU DEN POSTERN

THEORIE DER BODENVERSAUERUNG: DAS ZUSAMMENSPIEL VERSCHIEDENER URSACHEN

Gerhard Furrer, Institut für Terrestrische Oekologie,
Fachbereich Bodenschutz, ETH, CH-8092 Zürich

ZUSAMMENFASSUNG:

Die Bodenversauerung ist die Folge eines vielschichtigen Wechselspiels von physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen. Dazu gehören vorab Produktion und Zersetzung von Biomasse, Wurzelatmung, Bildung und Abbau von organischen Säuren, Ausgasung von CO₂, Nitrifikation, atmosphärische Deposition, Auflösung und Ausfällung von Mineralien, sowie das Transportverhalten der Bodenlösung. Um den gleichzeitigen Ablauf dieser Prozesse zu modellieren, wurde ein Computerprogramm entwickelt, das auf dem Konzept des Stationärzustandes beruht.

Die relative Bedeutung der verschiedenen Prozesse wurde anhand von vier konstruierten Waldböden untersucht, die sich aus den Kombinationen der Kontraste grosse/kleine Verwitterungsraten und kleine/grosse Depositionsfrachten ergeben.

Die berechneten Säure- und Basenfluxe zeigen die überragende Bedeutung der biologischen Prozesse, die allerdings in realen Systemen häufig gegenseitig ausgeglichen sein dürften. In einer Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluss der Modell-Parameter auf den pH-Wert der Bodenlösung berechnet. Daraus geht hervor, dass die konstruierten Systeme sehr unterschiedlich auf Veränderungen der Parameterwerte reagieren.

RESUME:

L'acidification des sols résulte de l'interaction à plusieurs niveaux entre phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Parmi ceux-ci, on compte principalement la production et la décomposition de la biomasse, la respiration racinaire, la synthèse et la dégradation des acides organiques, le dégazage du CO₂, la nitrification, la déposition atmosphérique, la dissolution et la précipitation des minéraux, ainsi que les phénomènes de transport de l'eau dans le sol. Pour décrire simultanément le déroulement de ces différents processus, un programme d'ordinateur a été développé sur la base du concept de l'état stationnaire.

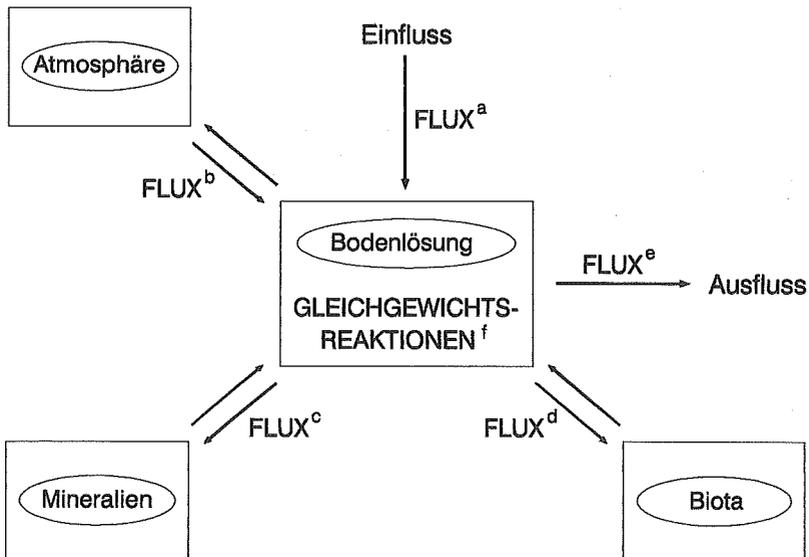
L'importance relative des différents processus a été testée sur quatre sols forestiers théoriques, qui diffèrent par le taux d'altération des minéraux qu'ils contiennent, et par les quantités de déposition atmosphérique qu'ils reçoivent.

Les flux de protons calculés démontrent l'importance capitale des processus biologiques. Leur production d'acide et de base se compensent cependant en grande mesure mutuellement. Au cours d'une analyse de sensibilité, l'effet des différents paramètres du modèle sur le pH de la solution du sol a été évalué. Il en ressort que les quatre sols testés réagissent très différemment à un changement de valeur des paramètres du modèle.

EINLEITUNG

Die Problematik der Bodenversauerung lässt sich mit einigen Stichworten skizzieren. Die meisten Pflanzen und Bodenorganismen reagieren auf Bodenversauerung sehr empfindlich; sie haben einen relativ engen pH-Toleranzbereich. Nährstoffe, z.B. Ca und Mg, werden als Folge von Versauerung ausgewaschen und stehen somit für das Pflanzenwachstum nicht mehr zur Verfügung. Schwermetalle, die in neutralem Milieu an organische und mineralische Feststoffe gebunden sind, werden bei einem Säureschub mobilisiert. Dasselbe gilt für Aluminium, das schon unterhalb von pH 5 infolge erhöhter Löslichkeit in toxisch wirkenden Konzentrationen vorkommen kann.

Die wichtigsten Prozesse, die zur Bodenversauerung bzw. Neutralisierung beitragen, sind in Abb.1 dargestellt.



- ^a Nasse atmosphärische Deposition (Regen, Schnee und Nebel)
- ^b Trockene atmosphärische Deposition, Ausgasung von Kohlendioxid
- ^c Auflösung und Ausfällung von Mineralien (nicht im Gleichgewicht mit der Bodenlösung)
- ^d Produktion und Zersetzung von Biomasse, Wurzelatmung, Nitrifikation, Bildung und Abbau von organischen Säuren
- ^e Ausfluss der Bodenlösung
- ^f Komplexbildung in Lösung, Ionenaustausch an organischen und mineralischen Oberflächen, Löslichkeits-Gleichgewichte

Abb.1 Die Zusammensetzung der Bodenlösung wird durch zahlreiche Austauschprozesse mit der Umgebung bestimmt, die ihrerseits von der chemischen Spezierung der Bodenlösung abhängen können.

Um die Wechselwirkungen der Bodenlösung mit der Atmosphäre, den Mineralien und der Biota zu studieren, wurde das Computerprogramm STEADYQL entwickelt (Furrer et al., 1989, 1990). Hier geht es darum, die Entstehung der Bodenacidität in Waldböden anhand von vier konstruierten Beispielen zu untersuchen. Da Bodenversauerung v.a. kalkfreie Böden betrifft, werden keine Karbonatgesteine einbezogen.

MODELLBESCHREIBUNG

Ein kleines Volumenelement eines Bodens kann als Reaktor aufgefasst werden, der vom Bodenwasser langsam durchströmt wird. Die momentane Zusammensetzung der Bodenlösung ergibt sich aus den simultanen langsamen Prozessen und den Gleichgewichtsreaktionen (Abb.1). Es wird angenommen, dass die chemische Speziation im ganzen Volumenelement homogen ist.

Die Modell-Entwicklung beinhaltet folgende Schritte: a) Auswahl und Definition der Prozesse (inkl. Vereinfachung der Stöchiometrie von einigen langsamen Prozessen), b) Zuordnung der Prozesse zu den Zeitbereichen "langsam" oder "schnell", c) Formulierung der Geschwindigkeitsgesetze und Festlegung von Reaktionskonstanten.

a) Die Prozesse. Hiermit sollen alle biologischen, physikalischen und chemischen Prozesse erfasst werden, die wesentlich zur Bodenacidität beitragen (Tab.1):

Bei der Produktion von Biomasse werden Protonen in die Bodenlösung abgegeben infolge eines Kationen-Ueberschusses bei der Aufnahme von Mineralstoffen (Cole and Rapp, 1981). Es wird angenommen, dass der Stickstoff zu gleichen Teilen als NH_4^+ und NO_3^- aufgenommen wird. Die Aufnahme der mengenmässig weniger wichtigen Elemente P, Fe, Mn, S und Cl kann vernachlässigt werden, ohne dass die Resultate merklich verändert werden.

Die Zersetzung der Biomasse ist der Produktion entgegengesetzt und hat dieselbe Stöchiometrie mit folgenden Ausnahmen: (i) Der abgebaute organische Stickstoff erscheint vorerst als Ammonium, (ii) ein Teil des organischen Kohlenstoffs wird unvollständig oxidiert (wobei organische Säuren entstehen; zu Gunsten der Uebersichtlichkeit wurden Oxal- und Essigsäure stellvertretend für alle löslichen organischen Säuren gewählt) und (iii) ein Teil des erzeugten Kohlendioxids wird in die Bodenlösung eingetragen.

Die Wurzelatmung erzeugt ebenfalls Kohlensäure und kann mit der Produktion von Biomasse korreliert werden (Mitscherlich, 1975).

Die mikrobielle Oxidation von Oxal- und Essigsäure, die bei der Zersetzung von Biomasse entstehen, sorgt dafür, dass die Konzentrationen dieser Säuren nicht zu hoch werden.

Die Ausgasung von Kohlendioxid aus der Bodenlösung in die Atmosphäre erfolgt durch Diffusion.

Ammonium, das durch den Abbau von Biomasse und die atmosphärische Deposition eingetragen wird, wird grösstenteils nitrifiziert.

Die atmosphärische Deposition (nass und trocken) bringt neben den freien Protonen auch Nährstoffe in die Bodenlösung.

Die Verwitterung wird durch drei Prozesse repräsentiert: Die inkongruente Auflösung von (i) Biotit und (ii) Anorthit liefert Kaolinit und die Elemente Ca, Mg und K, die für die Biomasse-Produktion unerlässlich sind; (iii) es wird angenommen, dass sich die Bodenlösung im Gleichgewicht mit Gibbsit befindet (Tab.2).

Die chemischen Reaktionen, die für die Speziation der Lösung

verantwortlich sind, umfassen Säure-Base-Gleichgewichte und Komplexbildungs-Reaktionen (Tab.2).

Der Ausfluss der Bodenlösung ins nächste Volumenelement erfasst alle gelösten chemischen Spezies.

b) Zwei Zeitbereiche. Die Prozesse, die zur Bildung und Neutralisierung von Acidität beitragen, müssen entsprechend ihrer Reaktionsgeschwindigkeiten klassifiziert werden: (i) Schnelle Prozesse werden als Gleichgewichtsreaktionen behandelt. Dazu zählen im vorliegenden Fall die Auflösung von Gibbsite sowie die Säure-Base- und Komplexbildungs-Reaktionen in der Bodenlösung. (ii) Langsame Prozesse werden mit Geschwindigkeitsgesetzen und Reaktionskonstanten beschrieben und umfassen alle andern Prozesse, die oben aufgeführt wurden.

Tabelle 1. Stöchiometrie der langsamen Prozesse ^a

1) <u>Produktion von Biomasse (prd):</u> ^{b,c}			
800 CO ₂ (a) + 800 H ₂ O	---->	800 CH ₂ O(b)	+ 800 O ₂ (a)
4 NO ₃ ⁻ + 4 H ₂ O + 4 H ⁺	---->	4 NH ₃ (b)	+ 8 O ₂ (a)
4 NH ₄ ⁺	---->	4 NH ₃ (b)	+ 4 H ⁺
4 Ca ²⁺ + 8 H ₂ O	---->	4 Ca(OH) ₂ (b)	+ 8 H ⁺
Mg ²⁺ + 2 H ₂ O	---->	Mg(OH) ₂ (b)	+ 2 H ⁺
2 K ⁺ + 2 H ₂ O	---->	2 KOH(b)	+ 2 H ⁺
2) <u>Zersetzung von Biomasse (zer):</u> ^{b,d}			
760 CH ₂ O(b) + 710 O ₂ (a)	---->	520 CO ₂ (a) + 520 H ₂ O	
		+ 50 CH ₂ O(i) + 190 H ₂ CO ₃	
32 CH ₂ O(b)	---->	16 Ac ⁻	+ 16 H ⁺
8 CH ₂ O(b) + 6 O ₂ (a)	---->	4 Ox ²⁻ + 4 H ₂ O	+ 8 H ⁺
8 NH ₃ (b) + 8 H ⁺	---->	8 NH ₄ ⁺	
4 Ca(OH) ₂ (b) + 8 H ⁺	---->	4 Ca ²⁺ + 8 H ₂ O	
Mg(OH) ₂ (b) + 2 H ⁺	---->	Mg ²⁺ + 2 H ₂ O	
2 KOH(b) + 2 H ⁺	---->	2 K ⁺ + 2 H ₂ O	
3) <u>Wurzelatmung (rspl):</u>			
CH ₂ O(b) + O ₂ (a)	---->	CO ₂ (a) + H ₂ O	
4) <u>Mikrobielle Oxidation von Essigsäure (ac):</u>			
Ac ⁻ + H ⁺ + 2 O ₂ (a)	---->	2 H ₂ CO ₃	
5) <u>Mikrobielle Oxidation von Oxalsäure (ox):</u>			
2 Ox ²⁻ + 4 H ⁺ + O ₂ (a) + 2 H ₂ O	---->	4 H ₂ CO ₃	
6) <u>Ausgasung von CO₂ (degl):</u>			
H ₂ CO ₃	---->	CO ₂ (a) + H ₂ O	
7) <u>Nitrifikation (ntr):</u>			
NH ₄ ⁺ + 2 O ₂ (a)	---->	NO ₃ ⁻ + 2 H ⁺ + H ₂ O	
8) <u>Atmosphärische Deposition (dep):</u>			
----	----	25 H ⁺ + 28 SO ₄ ²⁻ + 18 NO ₃ ⁻ + 30 NH ₄ ⁺ + 6 Ca ²⁺ + 3 Mg ²⁺ + K ⁺	
9) <u>Inkongruente Auflösung von Biotit (bi):</u>			
2 KMg ₃ AlSi ₃ O ₁₀ (OH) ₂ (s) + H ₂ O + 14 H ⁺	---->	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄ (s) + 4 H ₄ SiO ₄ + 2 K ⁺ + 6 Mg ²⁺	
10) <u>Inkongruente Auflösung von Anorthit (an):</u>			
CaAl ₂ Si ₂ O ₈ (s) + H ₂ O + 2 H ⁺	---->	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄ (s) + Ca ²⁺	
11) <u>Ausfluss (aus):</u> Alle Spezies ----> Ausfluss			

^a Die Spezies, die nicht in der Bodenlösung gelöst sind, werden speziell bezeichnet: (a) Atmosphäre, (b) Biomasse, (i) innere Form von gelöstem organischen Kohlenstoff, (s) Festphase.

^b Die Stöchiometrie der Biomasse ist auf das Wesentlichste beschränkt: 800 CH₂O, 8 NH₃, 4 Ca(OH)₂, 1 Mg(OH)₂, und 2 KOH.

^c Die Netto-Reaktion ist: 800 CO₂(a) + 4 NO₃⁻ + 4 NH₄⁺ + 4 Ca²⁺ + Mg²⁺ + 2 K⁺ + 816 H₂O ----> Biomasse + 808 O₂(a) + 12 H⁺

^d Die Netto-Reaktion ist: Biomasse + 716 O₂(a) ----> 520 CO₂(a) + 536 H₂O + 190 H₂CO₃ + 50 CH₂O(i) + 16 Ac⁻ + 4 Ox²⁻ + 8 NH₄⁺ + 4 Ca²⁺ + Mg²⁺ + 2 K⁺ + 4 H⁺

Tabelle 2. Stabilitätskonstanten der chemischen Spezies

Gleichgewichts-Reaktionen ^a	log K ^b	Quelle ^c
gelöste Spezies:		
H ₂ O - H ⁺	= OH ⁻	-14.0 1
H ₂ CO ₃ - 2 H ⁺	= CO ₃ ²⁻	-16.6 1
H ₂ CO ₃ - H ⁺	= HCO ₃ ⁻	-6.3 1
Ac ⁻ + H ⁺	= HAc	4.8 2
Ox ²⁻ + H ⁺	= HOx ⁻	4.3 2
Ox ²⁻ + 2 H ⁺	= H ₂ Ox	5.5 2
Mg ²⁺ + Ox ²⁻	= MgOx(aq)	3.4 2
Ca ²⁺ + Ox ²⁻	= CaOx(aq)	3.0 2
Al ³⁺ + H ₂ O - H ⁺	= AlOH ²⁺	-5.0 3
Al ³⁺ + 2 H ₂ O - 2 H ⁺	= Al(OH) ₂ ⁺	-9.3 3
Al ³⁺ + Ox ²⁻	= AlOx ⁺	7.3 4
Al ³⁺ + 2 Ox ²⁻	= Al(Ox) ₂ ⁻	12.7 4
Al ³⁺ + 3 Ox ²⁻	= Al(Ox) ₃ ³⁻	15.6 4
Al ³⁺ + SO ₄ ²⁻	= AlSO ₄ ⁺	3.2 5
Festphase:		
Al ³⁺ + 3 H ₂ O - 3 H ⁺	= Al(OH) ₃ (s)	-8.8 6

^a Die chemischen Komponenten in der Bodenlösung sind: H⁺, H₂CO₃, Ac⁻ (Acetat = CH₃COO⁻), Ox²⁻ (Oxalat = C₂O₄²⁻), SO₄²⁻, NO₃⁻, H₄SiO₄, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Al³⁺.

^b Die Stabilitätskonstanten gelten für 298 K und eine Ionenstärke von I=0 (Ausnahme: die Konstanten für die drei Aluminium-Oxalat-Komplexe gelten für 293 K und I=0.1).

^c Quellen: 1) Smith und Martell (1976), 2) Martell und Smith (1977), 3) Baes und Mesmer (1976), 4) Kragten (1978), 5) Sillen und Martell (1964), 6) May et. al. (1979)

c) Geschwindigkeitsgesetze und Reaktionskonstanten. Die Produktion und Zersetzung von Biomasse sind von vielen Faktoren abhängig, die ausserhalb der Bodenlösung liegen, wie z.B. Globalstrahlung, Temperatur und Wasserangebot. Das gilt auch für die Wurzelatmung. Um nicht eine einseitige Abhängigkeit von der Bodenlösung vorzutauschen, werden diese drei Prozesse als Reaktionen 0. Ordnung (d.h. unabhängig von der Bodenlösung) formuliert (Tab.3). Die Reaktionskonstanten für Produktion und Zersetzung (k_{prd} und k_{dec}) entsprechen, zusammen mit den stöchiometrischen Koeffizienten (Tab.1), einem Flux von 290 kmol C ha⁻¹ a⁻¹ (Tab.4). Die Konstante für die Wurzelatmung, k_{rsp} , ist so gewählt, dass der Kohlenstoff-Flux 40% desjenigen der Produktion entspricht (Mitscherlich, 1975).

Für die Umsatzraten der mikrobiellen Oxidation von Essig- und Oxalsäure wird angenommen, dass diese einfach proportional zur Totalkonzentration der beiden Komponenten, T_{ac} und T_{ox} , sind. Die Geschwindigkeitsgesetze werden somit als Reaktionen 1. Ordnung von T_{ac} und T_{ox} formuliert (Tab.3). Die Reaktionskonstanten werden so gewählt, dass T_{ac} und T_{ox} im stationären Zustand ungefähr 10⁻⁵ bzw. 10⁻⁶ mol dm⁻³ betragen.

Die Ausgasung von CO₂ in die Atmosphäre wird mit dem ersten Fick'schen Gesetz beschrieben. Dies ist ebenfalls eine Reaktion 1. Ordnung, und zwar bezüglich der Differenz zwischen Steady-State- und Gleichgewichts-Konzentration von H₂CO₃ (Tab.3). Die Reaktionskonstante, k_{deg} , ist u.a. eine Funktion des scheinbaren

Diffusionskoeffizienten, D_{app} (Fig.4). Der gewählte Wert für D_{app} liegt ungefähr in der Mitte zwischen den Diffusionskoeffizienten von CO_2 in Wasser und Luft und ergibt einen CO_2 -Partialdruck, der etwa das 20-fache desjenigen der Atmosphäre beträgt (Solomon and Cerling, 1987).

Die Nitrifikation kann annäherungsweise als Reaktion 1. Ordnung bezüglich $[NH_4^+]$ formuliert werden (Sparks, 1986). Die zugehörige Reaktionskonstante, k_{ntr} , wird so gewählt, dass das Verhältnis $NO_3^- : NH_4^+$ im stationären Zustand im typischen Bereich für Waldböden liegt (Vitousek et al., 1982).

Die atmosphärische Deposition ist als einziger Prozess wirklich unabhängig von der Zusammensetzung der Bodenlösung, d.h. eine Reaktion 0. Ordnung (Tab.3). Die Reaktionskonstante, k_{dep} , ergibt in Kombination mit der Stöchiometrie (Tab.1) Depositionsfrachten von H^+ und NH_4^+ , wie sie im Kanton Zürich gemessen wurden (Hertz et al., 1988).

Weiter wurde angenommen, dass die Verwitterung der Mineralien eine Funktion des pH-Wertes ist, was einige Laboruntersuchungen ergeben haben (Chou and Wollast, 1985; Stumm and Furrer, 1987). Für die Auflösung von Biotit und Anorthit wurde eine gebrochene Reaktionsordnung von 0.4 bezüglich der Protonenkonzentration festgelegt (Tab.3). Die Reaktionskonstanten, k_{bi} und k_{an} , wurden aus Felduntersuchungen abgeleitet (Velbel, 1985; Clayton, 1986).

Der Ausfluss der Bodenlösung ist eine Kombination von Reaktionen 1. Ordnung bezüglich der Konzentration jeder einzelnen gelösten Spezies (Tab.3). Die Fließgeschwindigkeit v ist die zugehörige Reaktionskonstante und entspricht einem Netto-Niederschlag (Brutto-Niederschlag minus Evapotranspiration) von 1000 mm a^{-1} .

Tabelle 3. Geschwindigkeitsgesetze der langsamen Prozesse ^a

1) Produktion von Biomasse (prd)	$R_{prd} = k_{prd}$
2) Zersetzung von Biomasse (zer)	$R_{dec} = k_{dec}$
3) Wurzelatmung (rsp)	$R_{rsp} = k_{rsp}$
4) Oxidation von Essigsäure (ac) ^b	$R_{ac} = k_{ac} T_{ac}$
5) Oxidation von Oxalsäure (ox) ^b	$R_{ox} = k_{ox} T_{ox}$
6) Ausgasung von CO_2 (deg) ^c	$R_{deg} = k_{deg} ([H_2CO_3] - K_H P_{CO_2})$
7) Nitrifikation (ntr)	$R_{ntr} = k_{ntr} [NH_4^+]$
8) Atmosphärische Deposition (dep)	$R_{dep} = k_{dep}$
9) Auflösung von Biotit (bi)	$R_{bi} = k_{bi} [H^+]^{0.4}$
10) Auflösung von Anorthit (an)	$R_{an} = k_{an} [H^+]^{0.4}$
11) Ausfluss (aus) ^d	$R_{aus,i} = v C_i$

^a Die Reaktionsraten, R_i , haben die Einheit eines Fluxes ($\text{mol dm}^{-2} \text{ s}^{-1}$); um diese in $\text{mol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ umzurechnen, muss mit dem Faktor $3.15567 \cdot 10^{13}$ multipliziert werden. Die Werte für die Reaktionskonstanten, k , und die Fließgeschwindigkeit, v , werden in Tabelle 4 gegeben.

^b T_{ac} und T_{ox} sind die Totalkonzentrationen (mol dm^{-3}) von Acetat und Oxalat, wobei $T_{ac} = [Ac^-] + [HAc]$ und $T_{ox} = [Ox^{2-}] + [HOx^-] + [H_2Ox] + [MgOx] + [CaOx] + [AlOx^1] + 2 [Al(Ox)_2] + 3 [Al(Ox)_3^{3-}]$.

^c K_H , die Henry-Konstante für CO_2 , ist $0.034 \text{ mol dm}^{-3} \text{ bar}^{-1}$ und P_{CO_2} , der Partialdruck von CO_2 der Atmosphäre, beträgt 0.000325 bar .

^d C_i steht für die Konzentration (mol dm^{-3}) der i-ten Spezies.

Tabelle 4. Reaktionskonstanten der langsamen Prozesse

	(a1) junger Boden, Kleine Depo- frachten	(a2) ^a junger Boden, grosse Depo- frachten	(b1) ^b alter Boden, Kleine Depo- frachten	(b2) ^c alter Boden, grosse Depo- frachten
F a k t o r e n) ^d				
1) $k_{prd} = 1.15 \cdot 10^{-11} \text{ mol dm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ^e	1	1	1	1
2) $k_{dec} = 1.15 \cdot 10^{-11} \text{ mol dm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ^e	1	1	1	1
3) $k_{rsp} = 3.68 \cdot 10^{-9} \text{ mol dm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ^f	1	1	1	1
4) $k_{ac} = 2.00 \cdot 10^{-5} \text{ dm s}^{-1}$	1	1	1	1
5) $k_{ox} = 4.00 \cdot 10^{-5} \text{ dm s}^{-1}$	1	1	1	1
6) $k_{deg} = 2.49 \cdot 10^{-5} \text{ dm s}^{-1}$ ^g	1	1	1	1
7) $k_{ntr} = 1.50 \cdot 10^{-5} \text{ dm s}^{-1}$	1	1	1	1
8) $k_{dep} = 4.00 \cdot 10^{-13} \text{ mol dm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ^h	3.00	1	3.00	3.00
9) $k_{hi} = 8.00 \cdot 10^{-10} \text{ mol}^{0.6} \text{ dm}^{-0.8} \text{ s}^{-1}$	1	0.01	0.01	0.01
10) $k_{an} = 1.60 \cdot 10^{-9} \text{ mol}^{0.6} \text{ dm}^{0.8} \text{ s}^{-1}$	1	0.01	0.01	0.01
11) $v = 3.17 \cdot 10^{-7} \text{ dm s}^{-1}$ ⁱ	1	1	1	1

^a System mit drei mal so grossen Depositionsfrachten wie System (a1).

^b System mit sehr kleinen Verwitterungsraten.

^c System mit drei mal so grossen Depositionsfrachten wie System (a1) und sehr kleinen Verwitterungsraten.

^d Faktoren, mit denen die Reaktionskonstanten des Systems (a1) multipliziert werden, um die Werte für die Systeme (a2), (a3) und (a4) zu berechnen.

^e k_{prd} und k_{dec} ergeben in Kombination mit der Stöchiometrie der Prozesse 1 und 2 in Tabelle 1 einen Kohlenstoff-Flux von $290 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

^f Der C-Flux bei der Wurzelatmung ist gleich 40% von der Biomasse-Produktion gesetzt: $k_{rsp} = 320 k_{prd}$ (vergl. Stöchiometrie-Koeffizienten in Tab.1).

^g $k_{deg} = D_{app}/(L_{diff} R T K_H)$, wobei D_{app} ($= 4.0 \cdot 10^{-5} \text{ dm}^2 \text{ s}^{-1}$) der scheinbare Diffusionskoeffizient und L_{diff} ($= 2 \text{ dm}$) die Diffusionslänge sind. Die Gaskonstante R beträgt $0.08205 \text{ bar dm}^3 \text{ K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$, $T = 288.15 \text{ K}$ und die Henry-Konstante, K_H , ist gleich $0.034 \text{ mol dm}^{-3} \text{ bar}^{-1}$.

^h k_{dep} ergibt in Kombination mit der Stöchiometrie (Prozess 8 in Tab.1) eine Depositions-Fracht von $316 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

ⁱ Die Fließgeschwindigkeit v entspricht einem Netto-Niederschlag von 1000 mm a^{-1} .

Vier konstruierte Beispiele

Um die Bedeutung der Resultate besser zu verstehen, werden im Folgenden vier konstruierte Beispiele von Waldböden einander gegenüber gestellt. Diese unterscheiden sich in den Werten der Reaktionskonstanten und werden wie folgt bezeichnet:

- (a1) junger Boden, kleine Depositionsfrachten
- (a2) junger Boden, grosse Depositionsfrachten
- (b1) alter Boden, kleine Depositionsfrachten
- (b2) alter Boden, grosse Depositionsfrachten.

Die in Tabelle 4 aufgeführten Reaktionskonstanten gelten für das erste System (a1).

Die Depositionsfrachten, die durch die gebräuchlichen Sammelmethode erfasst werden, sind wahrscheinlich nur ein Bruchteil dessen, was in einem Waldsystem als totale Fracht eingetragen wird (siehe Beitrag von Jürg Hertz in diesem Bulletin). Um die Auswirkungen von extrem hohen Depositionsfrachten auf die Bodenacidität zu modellieren, wurde für das Beispiel (a2) die Reaktionskonstante k_{dep} mit drei multipliziert (Tab.4).

Der Altersunterschied der Böden beruht auf dem Anteil der primären Mineralien Biotit und Anorthit. Den Böden wurde in ihrer Geschichte mehr oder weniger primäre Mineralien beigemischt. Der feinkörnige Anteil dieses Materials wird im Laufe der Jahrhunderte durch Verwitterung verbraucht. Um den Unterschied zwischen dem jungen und dem alten Boden zu simulieren, wurden für den alten Boden (b1) die Reaktionskonstanten für die Auflösung von Biotit und Anorthit durch 100 dividiert (Tab.4).

Das vierte Beispiel (b2) ergibt sich aus der Kombination von altem Boden und hohen Depositionsfrachten.

Definition des Stationärzustandes

Im stationären Zustand heben sich die Fluxe für jede einzelne chemische Komponente auf, d.h. die Summe aller Fluxe in das Volumenelement hinein wird exakt kompensiert durch jene, die hinaus gerichtet sind. Die ausfließende Bodenlösung hat unter dieser Bedingung die gleiche Zusammensetzung wie diejenige im modellierten Volumenelement.

Im stationären Zustand ist das System definiert durch die Massenwirkungsausdrücke (Tab.2) und die Geschwindigkeitsgesetze (Tab.3) in Kombination mit den stöchiometrischen Koeffizienten (Tab.1). Der Algorithmus STEADYQL, der für die Berechnung der Spezierung, Fluxe und Sensitivitätskoeffizienten entwickelt wurde, ist ausführlich beschrieben in Furrer et al. (1989).

Im Folgenden werden insbesondere die Fluxe der Komponente H^+ sowie die Sensitivität der freien H^+ -Konzentrationen betrachtet.

RESULTATE UND DISKUSSION

Aciditätsfluxe und Zusammensetzung der Bodenlösung. Für die vier Systeme sind in Abbildung 2 die Aciditätsfluxe der einzelnen Prozesse im Stationärzustand aufgetragen. Die Prozesse, welche Säure in die Bodenlösung eintragen sind Biomasse-Produktion (prd), Nitrifikation (ntr), atmosphärische Deposition (dep) während die Prozesse Zersetzung von Biomasse (zer), Oxidation von Acetat und Oxalat (ac+ox) und Auflösung von Biotit und Anorthit (bi+an) neutralisierend wirken. Der Ueberschuss von Acidität oder Alkalinität (Definition s. Stumm and Morgan, 1981) wird im Stationärzustand durch den Ausfluss der Bodenlösung (aus) ausgeglichen. Die Acidität der vorliegenden Systeme setzt sich vor allem aus folgenden Spezies zusammen:

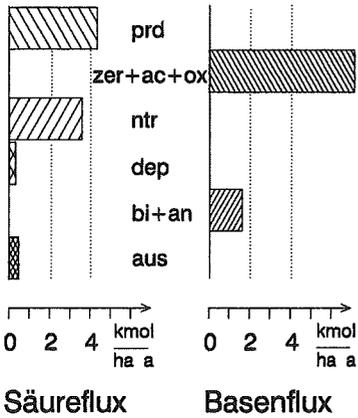
$$\text{Acidität} = [H^+] - [HCO_3^-] + 3 [Al^{3+}] + 2 [AlOH^{2+}] \quad (1)$$

wobei je nach Bedingungen auch die Spezies HAC , $Al(OH)_2^+$, $AlOx^+$, und $AlSO_4^{2+}$ dazu beitragen (vergl. Tab.5).

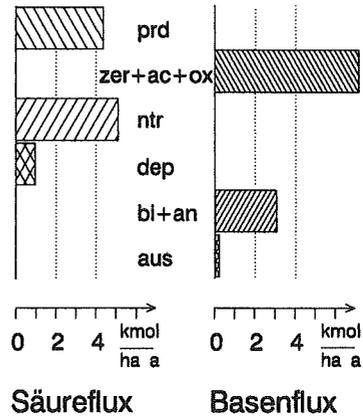
Das Gemeinsame aller vier Systeme ist, dass die Aciditätsfluxe der biologischen Prozesse dominieren. Die Fluxe der Prozesse prd und zer+ac+ox sind in allen vier Systemen unverändert; dagegen variiert der Säureflux der Nitrifikation mit dem NH_4^+ -Eintrag durch die atmosphärische Deposition (Abb.2). Die Säure- und Basenfluxe der biologischen Prozesse summieren sich zu je rund $8 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Beim jungen Boden mit den kleinen Depositionsfrachten (a1) wird der Säureüberschuss aus den biologischen Prozessen und der atmosphärischen Deposition durch die Verwitterung (bi+an) mehr als neutralisiert, sodass die Bodenlösung im stationären Zustand eine

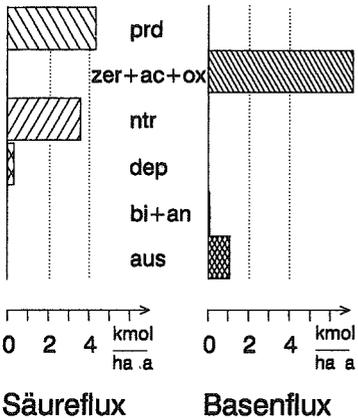
a1) junger Boden
kleine Depofrachten



a2) junger Boden
grosse Depofrachten



b1) alter Boden
kleine Depofrachten



b2) alter Boden
grosse Depofrachten

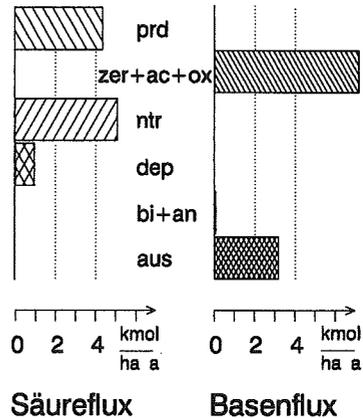


Abb.2 Die Aciditätsfluxe der vier konstruierten Beispiele verursacht durch die einzelnen Prozesse Produktion (prd), Zersetzung (zer), Oxidation von Essigsäure (ac) und Oxalsäure (ox), Nitrifikation (ntr), atmosphärische Deposition (dep), Auflösung von Biotit (bi) und Anorthit (an) und Ausfluss (aus). Im Stationärzustand halten sich die Säure- und Basenfluxe die Waage.

Alkalinität (=negative Acidität) aufweist. Damit die Flux-Bilanz ausgeglichen ist, wird die Alkalinität im Ausfluss (aus) als Säureflux eingetragen (Abb.2). Der pH-Wert im stationären Zustand ist 5.61 (Tab.6).

Falls die Reaktionskonstante der atmosphärischen Deposition verdreifacht wird (was etwa den pessimistischsten Schätzungen entspricht; siehe Beitrag von Jürg Hertz in diesem Bulletin), wird entsprechend dem erhöhten Eintrag von NH_4^+ auch der Säureflux durch die Nitrifikation vergrössert (Abb.2, System (a2)). Da der pH-Wert dadurch auf 4.91 sinkt (Tab.6) und die Auflösungsraten (R_{bi} und R_{an}) eine Funktion der H^+ -Konzentration sind, wird der entsprechende Basenflux ungefähr verdoppelt. Infolge der veränderten Zusammensetzung der Bodenlösung, hat sich die Alkalinität in Acidität verkehrt (Tab.5) und wird in Abbildung 2 auf der Seite der Basenfluxe eingetragen.

Dies ist nicht der Fall für den alten Boden mit kleinen (b1) und grossen (b2) Depositionsfrachten. Hier fehlt die Verwitterung fast ganz, sodass viel überschüssige Säure im Ausfluss erscheint (Abb.2). Dass der pH-Wert lediglich auf 4.53 bzw. 4.33 sinkt (Tab.6), ist auf die Auflösung von Gibbsite (Gleichgewichtsreaktion) zurückzuführen (siehe später): der grösste Anteil der Acidität besteht in beiden Systemen aus Aluminium-Spezies (Tab.5).

Tabelle 5. Detaillierte Aciditätsfluxe im Ausfluss ^a

Spezies i	a(i,H)	(a1)	(a2)	(b1)	(b2)
		junger Boden, kleine Depo- frachten	junger Boden, grosse Depo- frachten	alter Boden, kleine Depo- frachten	alter Boden, grosse Depo- frachten
H^+	1	-25	-125	-296	-466
OH^-	-1	-	-	-	-
CO_3^{2-}	-2	-	-	-	-
HCO_3^-	-1	+529	+105	+44	+28
HAc	1	-12	-40	-59	-68
HOx ^c	1	-	-	-	-
H ₂ Ox	2	-	-	-	-
Al^{3+}	3	-	-37	-492	-1919
AlOH^{2+}	2	-1	-20	-110	-275
Al(OH)_2^+	1	-8	-39	-94	-147
AlOx^+	3	-4	-31	-34	-34
AlOx_2^-	3	-1	-	-	-
AlOx_3^{3-}	3	-	-	-	-
AlSO_4^+	3	-	-6	-27	-293
Summe		+478	-193	-1068	-3174

^a Die Aciditätsfluxe (in $\text{mol ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) resultieren aus dem Produkt von Spezieskonzentrationen, Fließgeschwindigkeit (mit negativem Vorzeichen) und stöchiometrischen Koeffizienten, a(i,H). Die Spezies mit a(i,H) = 0 sind nicht aufgeführt. Positive Werte stehen für Säurefluxe und negative für Basenfluxe bezüglich der Bodenlösung (vergl. Abbildung 2). Werte, deren Absolutbeträge kleiner als 0.5 sind, werden mit einem Strich bezeichnet.

Tabelle 6. Zusammensetzung der Bodenlösungen

	(a1) junger Boden, kleine Depo- frachten	(a2) junger Boden, grosse Depo- frachten	(b1) alter Boden, kleine Depo- frachten	(b2) alter Boden, grosse Depo- frachten
pH	5.61	4.91	4.53	4.33
P_{CO_2} (bar)	0.00767	0.00769	0.00769	0.00769
$[HCO_3^-]$ ($\mu\text{mol dm}^{-3}$)	52.9	10.5	4.4	2.8
Totalkonzentrationen ($\mu\text{mol dm}^{-3}$)				
Al(III)	1.0	7.4	33.3	103.3
K^+	15.7	31.3	1.6	4.3
Mg^{2+}	47.1	94.0	5.0	12.8
Ca^{2+}	36.4	77.8	8.4	23.6
NO_3^-	56.8	176.3	56.8	176.3
NH_4^+	3.8	5.4	3.8	5.4
Ac^-	9.1	9.1	9.1	9.1
Ox^{2-}	1.1	1.1	1.1	1.1

Sensitivitätsanalyse. Nachdem die chemische Spezifizierung und die Fluxe des Stationärzustandes berechnet sind, bleibt die Frage der Sensitivität. Dabei ist im Zusammenhang mit der Bodenversauerung in erster Linie die Sensitivität der freien Protonenkonzentration in bezug auf die Veränderung von Parameterwerten von Interesse.

Die normalisierten Sensitivitätskoeffizienten repräsentieren die prozentuale Veränderung der freien H^+ -Konzentration für den Fall, dass der Wert eines Parameters um 1 % erhöht wird (Tab.7). Diese Art von Sensitivitätsanalyse bietet einen schnellen Einblick in die relative Bedeutung der Modellparameter. Für einen grösseren Variationsbereich der Parameter können die Sensitivitäten graphisch dargestellt werden (Abb.3).

Tabelle 7. Sensitivitätskoeffizienten für die freien H^+ -Konzentrationen

Parameter	(a1) junger Boden, kleine Depo- frachten	(a2) junger Boden, grosse Depo- frachten	(b1) alter Boden, kleine Depo- frachten	(b2) alter Boden, grosse Depo- frachten
k_{prd}	1.237	0.901	0.673	0.194
k_{dec}	-1.036	-0.887	-0.683	-0.199
k_{rsp}	0.242	0.035	0.011	0.002
k_{ac}	-0.063	-0.030	-0.014	-0.003
k_{ox}	-0.013	0.005	0.005	0.001
k_{deg}	-0.409	-0.059	-0.019	-0.003
k_{ntr}	0.061	0.063	0.033	0.013
k_{dep}	0.866	1.887	0.459	0.370
k_{bi}	-0.827	-1.150	-0.012	-0.004
k_{an}	-0.473	-0.657	-0.007	-0.002
v	0.415	-0.108	-0.446	-0.369

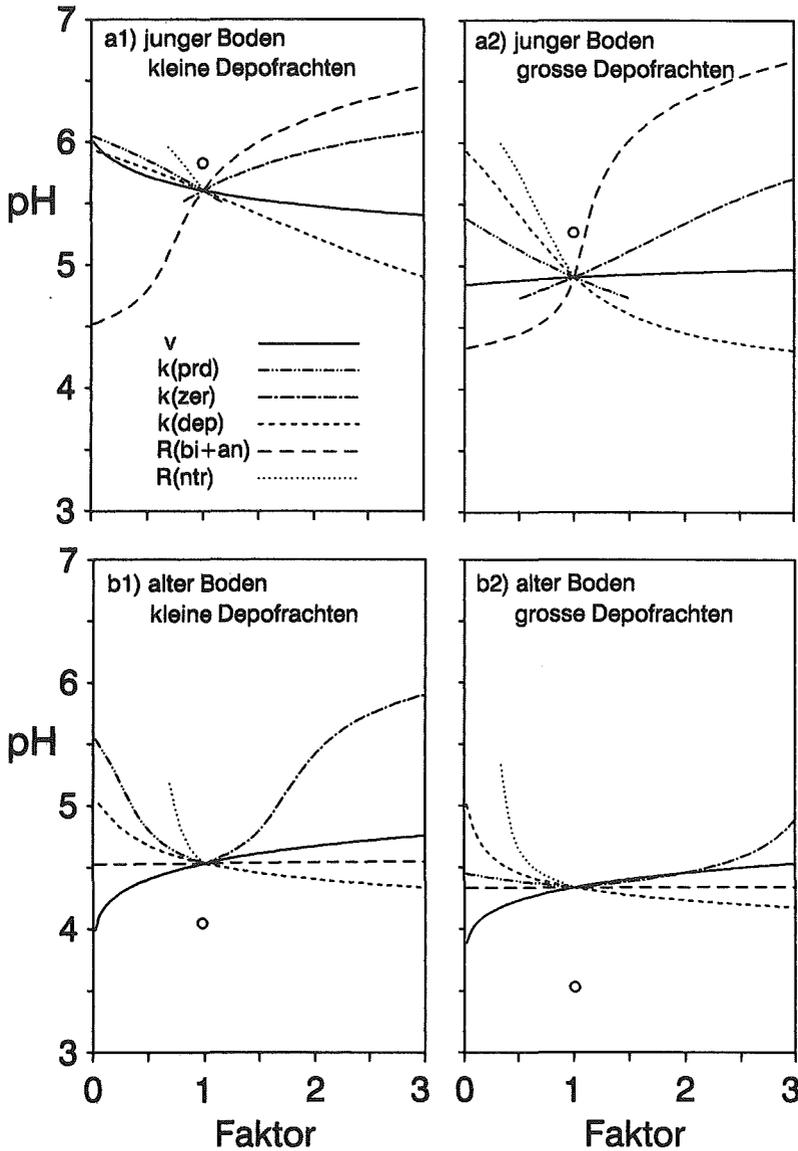


Abb.3 Die pH-Werte der vier Systeme resultieren wenn die Fließgeschwindigkeit, v , die Reaktionskonstanten $k(\text{prd})$, $k(\text{zer})$ und $k(\text{dep})$ oder die Reaktionsraten $R(\text{bi+an})$ und $R(\text{ntr})$ mit dem Faktor (0.02 bis 3) multipliziert werden. Bei Faktor=1 sind die pH-Werte der Referenzzustände zu finden. Die Kreise zeigen die ReferenzpH-Werte für den Fall, dass keine Gibbsit-Auflösung stattfindet.

Sensitivitätskoeffizienten mit negativem Vorzeichen (Tab.7) betreffen in der Regel Parameter von Prozessen, die neutralisierend wirken (k_{dec} , k_{ac} , k_{ox} , k_{deg} , k_{bi} und k_{an}), während die Koeffizienten für Parameter aus versauernden Prozessen (k_{prd} , k_{rsp} , k_{ntr} und k_{dep}) meistens positiv sind. Eine Ausnahme ist die Reaktionskonstante k_{ox} , was mit den vielseitigen Komplexbildungsreaktionen von Oxalat zusammenhängt (vergl. Tab.2). Eine spezielle Stellung hat die Fließgeschwindigkeit. Der entsprechende Sensitivitätskoeffizient ist positiv für Bodenlösungen, die Alkalinität aufweisen und negativ im Falle von Acidität (vergl. Fig.2 und Tab.5). Ein beschleunigter Abtransport von Alkalinität führt zur Versauerung, wogegen das schnellere Ausfließen einer Bodenlösung mit Acidität neutralisierend wirkt.

Die Grösse der Sensitivitätskoeffizienten hängt entscheidend von den jeweiligen Systemen ab. Am sensitivsten reagiert die H^+ -Konzentration im System (a1) auf Veränderungen von k_{prd} und k_{dec} . Beim Beispiel mit der grossen Depositionsfracht (a2) wirkt sich ein Zuwachs der dazugehörigen Konstante k_{dep} am stärksten aus; dagegen vermag eine gleich grosse Zunahme der beiden Verwitterungskonstanten (k_{bi} und k_{an}) die zusätzliche Säure fast ganz zu neutralisieren. Diese Eigenschaften fehlen dagegen beim alten Boden (b1 und b2) fast vollständig, was durch die relativ kleinen Sensitivitätskoeffizienten von k_{bi} und k_{an} angezeigt wird.

Um die Sensitivität von Reaktionsraten zu vergleichen, müssen die Reaktionen mit gebrochener bzw. erster Ordnung (bi , an und ntr) in eine 0. Ordnung umgewandelt werden (Fig.3). Bei Faktor=1 sind die Referenzzustände, für welche die bisherigen Resultate gezeigt wurden. Wenn die Reaktionskonstanten bzw. Raten mit dem Faktor multipliziert werden, resultiert für den stationären Zustand eine entsprechende Veränderung in den pH-Werten.

Die Verbindung der vier konstruierten Systeme kann über die Sensitivitäts-Diagramme in Abbildung 3 nachvollzogen werden: Wird im System (a1) die Depositionsrate, k_{dep} , verdreifacht, so entsteht das System (a2) mit einem pH-Wert von 4.91. Wenn im System (a1) die Auflösungsraten $R(bi+an)$ gegen null gehen, sinkt der pH-Wert auf 4.53, was mit dem Referenzzustand des Systems (b1) übereinstimmt. Die entsprechenden Veränderungen der Systeme (a2) bzw. (b1) führen zum Referenzzustand von (b2).

Die dargestellten Diagramme zeigen, dass die Sensitivität solcher komplexer Systeme sehr unterschiedlich sein kann, je nach vorhandenen Kapazitäten, die Veränderungen in der Bodenlösung durch Gleichgewichts-Reaktionen bzw. langsame Prozesse zu puffern.

Die gezeigten Resultate beruhen auf der Annahme, dass sich die Bodenlösung jeweils im Gleichgewicht mit Gibbsit befindet. Für den Fall, dass diese Gleichgewichtsreaktion nicht stattfindet, werden die Bodenlösungen in (a1) und (a2) bezüglich Gibbsit übersättigt und die pH-Werte steigen entsprechend an (siehe Kreise in Abb.3). Das Gegenteil gilt für (b1) und (b2); in Abwesenheit von Gibbsit sinkt der pH-Wert infolge der fehlenden Pufferung noch tiefer. Bodenlösungen mit pH-Werten um 4 sind aber meistens untersättigt mit Gibbsit (Wright et al., 1988), sodass der pH-Wert von (b1) und (b2) zwischen den beiden Resultaten liegen dürfte.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Sensitivität von natürlichen Bodensystemen sehr komplex ist. Beim vorliegenden Modellansatz mussten sehr grobe Vereinfachungen gemacht werden. Trotzdem ermöglicht die Sensitivitätsanalyse, die kritischen Modellparameter zu erkennen, so dass diese genauer untersucht werden können.

Verdankungen: Für die kritische Durchsicht des Manuskriptes danke ich Daniel Müller und C. Annette Johnson.

LITERATUR

- BAES C.F. and MESMER R.E. (1976) "The Hydrolysis of Cations". J. Wiley & Sons.
- CHOU L. and WOLLAST R. (1985) Steady-state kinetics and dissolution mechanisms of albite. *Amer. J. Sci.* 285, 963-993.
- CLAYTON J.L. (1986) An estimate of plagioclase weathering rate in the Idaho batholith based upon geochemical transport rates. In "Rates of chemical weathering of rocks and minerals" (ed. S.M. COLMAN and D.P. DETHIER), Academic Press, 453-466.
- COLE D.W. and RAPP M. (1981) Elemental cycling in forest ecosystems. In *Dynamic properties of forest ecosystems* (ed. D.E. Reichle), Cambridge Univ. Press, 341-409.
- FURRER G., WESTALL J. and SOLLINS P. (1989) The study of soil chemistry through quasi-steady-state models: I. Mathematical definition of model. *Geochim. Cosmochim. Acta* 53, 595-601.
- FURRER G., SOLLINS P. and WESTALL J. (1990) The study of soil chemistry through quasi-steady-state models: II. Acidity of soil solution. *Geochim. Cosmochim. Acta* 54, 2363-2374.
- HERTZ J., BUCHER P., FURRER G., KELLER L., DANIEL O. THÖNI L. (1988) Chemische Untersuchungen der atmosphärischen Deposition (diskutiert anhand von Messungen in Kanton Zürich). *Chimia* 42, 57-67.
- KRAGTEN J. (1978) "Atlas of Metal-Ligand Equilibria in Aqueous Solution". J. Wiley & Sons.
- MARTELL A.E. and SMITH R.M. (1977) "Critical Stability Constants", Vol.3. Plenum Press.
- MAY H.M., HELMKE P.A. and JACKSON M.L. (1979) Gibbsite solubility and thermodynamic properties of hydroxy-aluminum ions in aqueous solutions at 25°C. *Geochim. Cosmochim. Acta* 43, 861-868.
- MITSCHERLICH G. (1975) Wald, Wachstum und Umwelt. Vol.3: Boden, Luft und Produktion, Sauerländer, Frankfurt am Main.
- SILLEN L.G. and MARTELL A.E. (1964) "Stability Constants of Metal-Ion Complexes". Chemical Society, London.
- SMITH R.M. and MARTELL A.E. (1976) "Critical Stability Constants", Vol.4. Plenum Press.
- SOLOMON D.K. and CERLING T.E. (1987) The annual carbon dioxide cycle in a montane soil: observations, modeling, and implications for weathering. *Wat. Resour. Res.* 23, 2257-2265.
- SPARKS D.L. (1986) Kinetics of reactions in pure and mixed systems. In "Soil Physical Chemistry" (ed. D.L.Sparks), CRC Press, 83-145.
- STUMM W. and MORGAN J.J. (1981) "Aquatic Chemistry", 2nd edn., J. Wiley & Sons.
- STUMM W. and FURRER G. (1987) The dissolution of oxides and aluminum silicates; examples of surface-controlled kinetics. In "Aquatic Surface Chemistry" (ed. W. Stumm), Wiley-Interscience, New York.
- VELBEL M.A. (1985) Geochemical mass balances and weathering rates in forested watersheds of the southern Blue Ridge. *Am. J. Sci.* 285, 904-930.
- VITOUSEK P.M., GOSZ J.R., GRIER C.C., MELILLO J.M., and REINERS W.A. (1982) A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecol. Monogr.* 52, 155-177.
- WRIGHT R.F., LOTSE E. and SEMB A. (1988) Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. *Nature* 334, 670-675.

Atmosphärische Säureeinträge in Böden der Schweiz⁺

Dr. Jürg Hertz, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf

Zusammenfassung

Die Bedeutung der Säureeinträge in verschiedene Ökosysteme ist einerseits abhängig von der Sensitivität der entsprechenden Ökosysteme und andererseits vom totalen atmosphärischen Eintrag. Der Vergleich der Sensitivitäten mit dem totalen Eintrag wird entsprechend dem Konzept des "Critical Load" heute international diskutiert und als Instrument für umweltpolitische Entscheide geprüft.

Säureeinträge erfolgen einerseits durch Gravitationsdeposition (nasse und trockene Deposition) und andererseits durch trockene Gasdeposition und Interzeption von Partikeln und Aerosolen. Während die Gravitationsdeposition recht zuverlässig messbar ist, existieren für die übrigen Eintragsmechanismen bisher nur Schätzungen.

Im vorliegenden Beitrag wird das Konzept des "Critical Loads" vorgestellt und erläutert. Anhand von Messdaten der Gravitationsdeposition sowie der Konzentration von Aerosolen und Gasen und unter Verwendung von Depositionsgeschwindigkeiten aus der Literatur, werden Abschätzungen des totalen Säureeintrages vorgestellt. Aus diesen Abschätzungen resultiert ein geschätzter Wert von 1,5 - 3,5 kmol (H⁺)/ha-J. Zu diesem Wert trägt die Gravitationsdeposition von 0,8 kmol (H⁺)/ha-J bei. Mit diesen Werten werden die kritischen Einträge für verschiedene Ökosysteme überschritten. Es wird aber gezeigt, dass die vorhandenen Kenntnisse für eine abschliessende Beurteilung der Situation nicht ausreichen.

1. Einleitung

In der Diskussion um umweltpolitische Massnahmen stehen im Moment zwei Strategien im Vordergrund. Das Konzept der "BAT", d.h. der Anwendung der "Best Available Technology" sowie in zunehmendem Masse das Konzept des "Critical Load / Critical Level". Dieses geht zurück auf erste Diskussionen, die 1980 in Kanada geführt wurden und das in Europa vom Nordic Council of Ministers 1986 eingeführt wurde. Die Definition für die kritische Belastung lautet sinngemäss (UN-ECE, 1990):

Die höchste, für ein bestimmtes Ökosystem gerade noch zulässige Belastung, ohne dass langfristig nachteilige Veränderungen in Struktur und Funktion zu erwarten sind.

⁺ Die vorliegende Arbeit basiert wesentlich auf folgender Publikation: J.Hertz und P.Bucher; Abschätzung der totalen Stickstoff und Protoneneinträge in ausgewählte Ökosysteme der Schweiz VDI-Berichte 837, 373 (1990)

Die heute wichtigsten Parameter, für welche kritische Belastungen diskutiert werden sind SO_2 , NO_x und O_3 für Critical Levels bzw. S, N, und totale Acidität für critical Loads.

Zur Festsetzung allfälliger Luftreinhaltmassnahmen müssen sowohl die biologisch- naturwissenschaftlich begründeten Werte für die kritische Belastbarkeit der Ökosysteme (critical Loads) wie auch die tatsächlichen Belastungen (Actual Loads) bekannt sein. Ein Vergleich der beiden Werte ergibt vorhandene Überschreitungen, aus denen pragmatische nationale "Target Loads" festgesetzt und/oder Luftreinhaltungsziele formuliert werden können.

Die erwähnte Definition der critical Loads macht deutlich, dass die Bewertung der Einträge nicht absolut sein kann, sondern sich nach dem momentanen Stand der Kenntnis ausrichtet. Ebenso ist zu berücksichtigen, dass die Definition der Langfristigkeit, wie auch die Beurteilung der Nachteiligkeit einer Veränderung der Interpretation einen gewissen Spielraum lässt. Es ist damit wahrscheinlich, dass sich die heute anerkannten critical Loads für die verschiedenen Ökosystemtypen in Zukunft verändern werden.

Um die Basis für die Anwendung des Konzeptes zu schaffen werden Daten sowohl über die **Sensitivität** der Ökosysteme in Bezug auf Säureeinträge benötigt, wie auch Angaben über den **totalen Eintrag**.

2. Sensitivität der Ökosysteme auf Säureeinträge:

Im Rahmen einer Tagung der UN ECE zu diesem Thema wurden in Skokloster entsprechende Diskussionen geführt und kritische Belastungswerte vorgeschlagen (UN-ECE, 1988). Diese beruhen weitgehend auf der Zusammensetzung des Muttergesteins. Die daraus resultierenden Werte sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Sie stellen bestenfalls grobe Näherungswerte für die Situationsanalyse dar, die nicht ohne weiteres für die reale Beurteilung eines spezifischen Ökosystems verwendet werden können.

	KVal(H^+)/ha J
Granit/Quarzit	< 0.2
Granit/Gneis	0.2 - 0.5
Grauwacken/Schiefer	0.5 - 1.0
Basalt/Gabbro	1.0 - 2.0
Kalk/Mergel	> 2.0

Tabelle 1: Empirische critical Loads H (aus Stix und Schmidt, 1989)

Für die Differenzierung der Situation und um konkrete Aussagen zur Situation in der Schweiz machen zu können ist eine Kenntnis der räumlichen Verteilung der Sensitivitäten nötig. Entsprechende Arbeiten sind im Rahmen des "Critical Load Mapping" im Gange. Dabei kommen zwei unterschiedliche Modelle zur Anwendung:

Im Ansatz von Chadwick und Kuylenstierna (1990) wird von einer groben Klassierung der Standorte in Bezug auf Muttergestein, Bodentyp, land use und

Niederschlagsmenge ausgegangen (siehe Tabelle 2). Aufgrund der Einteilung in die entsprechenden Klassen und der Anwendung eines unterschiedlichen Gewichtungsfaktors pro Parameter resultieren fünf relative Sensitivitätsklassen, welche entsprechend kritischen Werten für das Ökosystem zugeordnet werden.

Faktor	Gewichtung	Kategorie	Wert
Muttergestein	2	I silikatisch, langsam verwitternd	1
		II rasch verwitternd	0
Bodentyp	1	I pH < 4.5	1
		pH > 4.5	0
land use	3	I Nadelwald	1
		II Weidland	2/3
		III Laubwald	1/3
		IV landw. Land	0
Niederschlag	1	I >1200 mm	1
		II <1200 mm	0

Relative Sensitivitätsklasse	"Critical Load" kVal/ ha J
1	> 1.6
2	1.6
3	0.8
4	0.4
5	0.2

Tabelle 2: Modellansatz zur Abschätzung relativer Sensitivitäten nach Chadwick und Kuylenstierna (1990)

Ein zweiter Ansatz beruht auf dem "steady state mass balance" Modell (UN-ECE, 1990). Dabei wird der "critical load" wie folgt berechnet:

$$CL_{(\text{acidity})} = BC_w - BC_u - ANC_L - AC_N$$

wobei:

CL	crit.load (entspricht der negativen Säureneutralisationskapazität)
BC _w	Basenfreisetzung durch Verwitterung
BC _u	Kationenaufnahme durch Vegetation
ANC _L	leaching der Alkalinität aus dem Boden = PS - ANC _{limit}
	PS = precipitation surplus
	ANC _{limit} = "Biofaktor" (mMol H ⁺ /m ³)
AC _N	Acidität produziert durch N-Aufnahme und Nitrifizierung = 2 NH ₄ ⁺ -Depo - N _{tot} -Aufnahme

Dabei wird davon ausgegangen, dass keine Änderung der Basensättigung erfolgt, dass alles Sulfat, das eingetragen wird, das Ökosystem wieder verlässt, d.h. also keine Änderung am Sulfatpool beobachtbar ist und dass sich die Menge an bioverfügbarem Stickstoff nicht ändert.

Werden die beiden Modelle auf die Schweiz angewendet, resultieren teilweise grosse Differenzen, die auf die unterschiedliche Gewichtung der Niederschlagsmenge zurückzuführen sind. Die Modelle sollten daher anhand von Feldstudien an geeigneten Standorten überprüft werden.

3. Abschätzung der totalen Einträge

Das Ziel ist es, in einem vereinfachten Ansatz den Eintrag an Säure in Waldökosysteme im schweizerischen Mittelland abzuschätzen. Die verwendeten Daten werden zeitlich und räumlich nicht differenziert, wohl wissend, dass damit grosse Fehler eingeführt werden. Weil erfahrungsgemäss insbesondere höhere Lagen abweichenden Umweltbedingungen ausgesetzt sind, beschränken wir in dieser ersten Phase die Aussagen auf das Gebiet des Schweizerischen Mittellandes, unterhalb einer Höhe von 900 mÜM. So einfach und fehlerhaft der Ansatz ist, erscheint uns der Weg gangbar, um erste Anhaltspunkte über die tatsächliche Belastung der Ökosysteme in der Schweiz zu erhalten.

3.1. Eintragsmechanismen

Die Einträge von Luftfremdstoffen in ein Ökosystem erfolgen durch verschiedene Depositionsmechanismen. Die Arten der Deposition umfassen Gravitationsdeposition, Interzeption und trockene Gas-Deposition. Unter Gravitationsdeposition werden die nasse und die trockene Deposition zusammengefasst. Die nasse Deposition umfasst Niederschläge, die in Form von Regen, Schnee und Hagel auftreten. Die trockene Deposition wird von Partikeln gebildet, die in niederschlagsfreien Zeiten durch Sedimentation abgelagert werden.

Durch Interzeption können sowohl Tröpfchen (Nebel) als auch Partikel (Schwebstaub) abgelagert werden. Die Abscheidung an Oberflächen erfolgt durch Impaktion, d.h. durch Kontakt und Adsorption an Oberflächen. Die Grösse der Interzeption ist abhängig von der Konzentration der schwebenden Teilchen in der Atmosphäre, der Transportrate der Luftmassen zur Oberfläche sowie der Impaktionswahrscheinlichkeit an der Vegetationsoberfläche.

Die gleichen Parameter beeinflussen auch die trockene Deposition von Gasen. Die Absorptionseffizienz ist hier zusätzlich stark vom Vorhandensein und der chemischen Zusammensetzung einer allfälligen Flüssigkeitsschicht an der Oberfläche abhängig.

3.2. Experimentelles

Im Rahmen des Projektes "Immissionsökologische Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen im Kanton Zürich" wurden auf zwölf Flächen in den Jahren 1985 bis 1988 Depositionsuntersuchungen durchgeführt. Dabei wurden wet and dry-Sammler nach Georgii verwendet. Die Proben wurden ereignisorientiert, d.h. jeweils nach Abklingen eines Regenereignisses eingeholt. Daraus resultierte ca. 1 Probe pro Woche. Die Aufarbeitung und die analytischen Verfahren wurden andernorts publiziert (Hertz et al., 1988).

Die Daten über die gasförmigen Komponenten (O_3 , NO_x , und SO_2) stammen aus dem gleichen Projekt. Sie wurden mit den heute üblichen Messmethoden

stichprobenweise erhoben und auf Jahresmittelwerte hochgerechnet (Sommer und Thudium, 1989. Für die Erfassung der Konzentrationen von gasförmigen Säuren und Basen (HNO_3 , NH_3 etc.) gelangten Denuder- Methoden zum Einsatz . Über diese Komponenten liegen nur wenige punktuelle Resultate von verschiedenen Projekten vor; sie wurden zusammen mit Literaturangaben für plausible Schätzungen der Konzentrationen verwendet. Aerosole wurden mittels lo-vol Sammlern erhoben, die eine Saugleistung von $0.7 \text{ m}^3/\text{h}$ (durch eine Filterfläche von 12 cm^2) aufwiesen. In der Regel wurden die Filter während einer Woche mit $100 - 200 \text{ m}^3$ belegt. Die Messungen wurden an verschiedenen Orten im Kanton Zürich sowie im voralpinen Gebiet (Luziensteig (Graubünden) und Rigi (Zentralschweiz)) durchgeführt.

Die Berechnung des totalen Säureeintrages kann wiederum anhand von zwei unterschiedlichen Betrachtungsweisen erfolgen:

Das Konzept der "potentiellen Azidität" geht vom Ansatz aus, dass alle Schwefelkomponenten ursprünglich von SO_2 stammen und somit alle SO_x potentielle Lieferanten von 2 Protonen sind. Analog ist der potentielle Protoneneintrag durch die Komponenten NO_x und NH_x mit je einem Proton zu veranschlagen. Die potentielle Azidität Ac_{pot} ist damit:

$$\text{Ac}_{\text{pot}} = 2 \text{SO}_x + \text{NO}_x + \text{NH}_x$$

Die Alternative besteht darin, für die Berechnung der totalen Azidität die folgenden Komponenten einzeln abzuschätzen

nasse Deposition	H^+ , NH_4^+
trockene Deposition	H^+ , NH_4^+
Interzeption	NH_4^+ sowie die Carbonate
Gas-Trockendeposition	SO_2 , H_2SO_4 , HNO_3 , NH_3 , HCl

Beide Varianten liefern Resultate vergleichbarer Grösse , wobei das Konzept der potentiellen Azidität eher Maximalwerte liefert. Für die vorliegende Betrachtung wurde aufgrund der besseren Transparenz der zweiten Variante der Vorzug gegeben.

3.3. Gravitationsdeposition

Während die nasse Deposition durch Verwendung eines geeigneten Sammlers, der die separate Sammlung der nassen Deposition erlaubt, eindeutig und zuverlässig erfassbar ist, gibt die Erhebung der trockenen Deposition immer wieder zu Diskussionen Anlass. Das Ausmass der trockenen Deposition hängt weitgehend von der Oberflächenstruktur des Rezeptors ab. Keiner der bisher untersuchten synthetischen Rezeptoren widerspiegelt zuverlässig die tatsächliche Deposition auf eine natürliche Oberfläche deren Zustand sich im jahreszeitlichen Verlauf auch ändert . Dennoch liefert die Messung der trockenen Deposition wichtige Information über deren Bedeutung und hilft mit, Standortunterschiede zu evaluieren.

Aus den Untersuchungen, die während vier Jahren an zwölf Standorten im Kanton Zürich durchgeführt wurden, wird klar ersichtlich, dass die nasse Deposition bei den meisten Komponenten überwiegt. Insbesondere werden die gut

wasserlöslichen Komponenten wie z.B. Chlorid und Ammonium überwiegend nass deponiert. Das gleiche gilt für den Eintrag von Protonen. Die Erdkomponenten, Ca und Mg stammen weitgehend aus Bodenverfrächtigungen, sind schlecht wasserlöslich und werden daher trocken deponiert.

Die frachtgewichteten Jahresmittelwerte für die Konzentrationen der nassen Deposition sind in Abbildung 1 ersichtlich. Sie zeigen ein für die Verhältnisse im schweizerischen Mittelland typisches $\text{SO}_4^{2-}:\text{NO}_3^-:\text{Cl}^-$ - Verhältnis von 5:3:1. Das Verhältnis von $\text{NH}_4^+:\text{H}^+$ ist stark jahreszeitenabhängig. Im Sommer ist der relative Anteil an den Kationen wesentlich höher als im Winter.

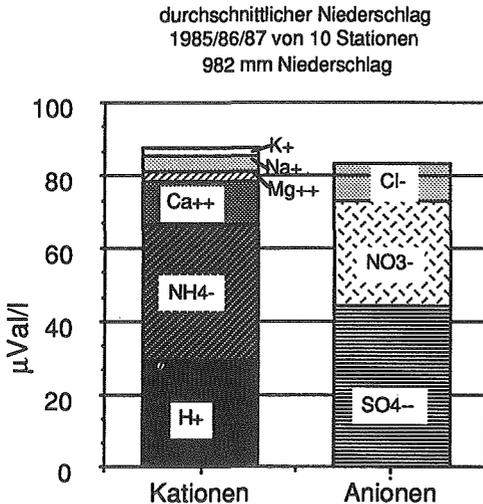


Abb.1
Frachtgewichtete mittlere
Zusammensetzung der
nassen Deposition im Kanton
Zürich (schweizerisches
Mittelland)

3.4. Interzeption und trockene Gas-Deposition

Während die Gravitations-Deposition als Messgrösse relativ leicht erfassbar ist, bestehen für die Erfassung der Interzeption und der Gas-Deposition bisher nur Methoden, die bestenfalls eine grössenordnungsmässige Abschätzung der entsprechenden Eintragsgrössen erlauben.

Die durch Interzeption und Wechselwirkung mit Gasen deponierte Substanzfracht kann abgeschätzt werden, wenn die durchschnittlichen Konzentrationen und die mittleren Depositionsgeschwindigkeiten bekannt sind. Für die Ermittlung der Depositionsgeschwindigkeiten stehen verschiedene Methoden zur Verfügung; dennoch sind die publizierten Daten mit grossen Unsicherheiten behaftet.

Die Grösse der Interzeptions- und der trockenen Gas-Deposition ist von weiteren Parametern abhängig, die zu einer starken örtlichen und zeitlichen Variabilität führen. Die Böden in dichten Beständen, sind z.B. stärker der Wechselwirkung mit luftgetragenen Stoffen ausgesetzt als solche in unbewaldeten Gebieten. Auch die geografische Lage eines Standortes spielt eine grosse Rolle. So wurde z.B.

beobachtet, dass die Konzentration an Schwebstaub in Inversionslagen höher ist als oberhalb der Inversionsobergrenze (Pani et.al. 1988). Die folgenden Angaben stellen damit eine grobe Vereinfachung der Situation dar, die als erste Schätzung der totalen Deposition in Waldökosystemen in der Schweiz zu verstehen ist und einer weiteren örtlichen und zeitlichen Differenzierung bedarf.

Konzentrationen luftgetragener Komponenten

Abb. 2 zeigt die durchschnittliche Zusammensetzung des Schwebstaubes auf. Der grosse Anteil an NH_4^+ und die gute Übereinstimmung in der Ionenbilanz weisen darauf hin, dass der Anteil an freien Protonen bzw. an freier Schwefelsäure in den Aerosolen gering sein dürfte. Allerdings besteht darin noch eine gewisse Unsicherheit: Der Carbonatanteil des Schwebstaubes wurde nicht erfasst. Wird angenommen, dass ca die Hälfte des Anteils an Erdmetallen als Carbonat vorliegt, würde sich der Carbonatanteil und damit die Anionenkonzentration um ca 25 neq/m^3 erhöhen. Daraus würde ein Anionenüberschuss von 20 neq/m^3 resultieren, der als Protonengehalt interpretiert werden könnte. Die daraus resultierende Protonenfracht ist im Vergleich zu den übrigen Einträgen allerdings so gering, dass sie vernachlässigt werden kann. Eine andere möglich Fehlerquelle liegt darin, dass während und nach dem Sammelvorgang der gesammelte Staub mit basischen Stoffen (insbes. NH_3) der Umgebungsluft reagiert und dadurch die allfällig vorhandenen Säuren neutralisiert werden.

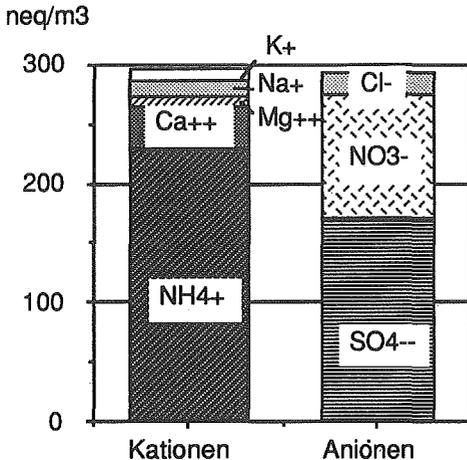


Abb.2
mittlere Zusammensetzung
des Schwebstaubes im
Kanton Zürich

Die Konzentrationen der gasförmigen Stoffe stellen Mittelwerte aus den Jahren 1985-87 dar. Die Jahresmittel bewegen sich in den folgenden Bereichen: NO_2 : 16 - 60 $\mu\text{g/m}^3$; SO_2 : 32 - 55 $\mu\text{g/m}^3$. Bei diesen Messungen sind keine städtischen oder strassenexponierten Standorte berücksichtigt. Auch ein als besonders ländlich charakterisierter Standort wurde nicht verwendet (Sommer und Thudium, 1989). Es ist bemerkenswert, dass bei SO_2 wohl eine saisonale Variation mit hohen

Werten im Winter existiert, dass aber die NO_2 -Werte im ganzen Gebiet nur eine geringe zeitliche Variation aufweisen.

NH_3 - und HNO_3 - Messungen wurden bisher nur an wenigen Standorten in den Monaten Mai bis Oktober erhoben. Für Ammoniak schwanken dabei die Werte zwischen 0.5 und $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wobei die meisten Daten von Rigi- Seebodenalp, einem Standort auf ca $1000 \text{ m}\mu\text{M}$ stammen. Ein Vergleich mit Daten aus der Literatur liess einen Bereich des Jahresmittelwertes von $1 - 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als sinnvoll erscheinen. Für HNO_3 sind die Messungen noch spärlicher. Allerdings weisen die gemessenen Konzentrationen eine recht hohe Schwankungsbreite auf. So wurden im Sommer im Kanton Tessin Werte bis $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Auch hier erscheint aber die Verwendung eines Bereichs des Jahresmittelwertes von $1 - 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als sinnvoll.

Depositionsgeschwindigkeiten

Tabelle 3 enthält eine Zusammenstellung von Bereichen für Depositionsgeschwindigkeiten. Sie wurden aufgrund einer grossen Anzahl von Literaturwerten zusammengestellt. Für die Abschätzung des Gesamteintrages in Waldökosysteme wurden diejenigen Depositionsgeschwindigkeiten ausgewählt, welche für die betreffende Situation am ehesten Gültigkeit haben. Als Faktoren, welche die Depositionsgeschwindigkeit beeinflussen sind zu einem wichtigen Teil die experimentellen Bedingungen und Methoden zu nennen, welche für die entsprechenden Messungen verwendet werden. Im weiteren spielt insbesondere die Oberfläche des Rezeptors eine grosse Rolle.

Depositionsart	Spezies	V_{dep} [mm/s]
Interzeption	NH_4	1 - 13
Gas - Trockendeposition	SO_2	1 - 14
	HNO_3	1 - 100
	HNO_2	10 - 30
	NH_3	2 - 30
	HCl	40 - 100

Tabelle 3: Bereiche von Depositionsgeschwindigkeiten, wie sie für die nachfolgenden Berechnungen verwendet wurden.

3.5. Abschätzung der effektiven Belastung

Tabelle 4 führt die Beiträge der einzelnen Komponenten zum totalen Eintrag an Säure auf. Sowohl für die Konzentrationen, wie auch für die Depositionsgeschwindigkeiten wurden Bereiche angegeben. Damit resultieren auch die entsprechenden Frachten als Bereiche. Dabei wurde die untere Grenze durch Multiplikation der tiefsten Depositionsgeschwindigkeiten mit den tiefsten Konzentrationen und die obere Grenze durch Verwendung der oberen Werte erhalten. Die wahrscheinlichsten Werte für die Deposition liegen vermutlich im Mittelfeld dieser Bereiche.

Säure (H+)	Spezies	Konz. nMol/m ³	vdep mm/s	Actual load kVal(H)/ ha J.
Gravitations- deposition	H+ NH ₄			0.15 - 0.5 0.34 - 0.82
Interzeption (Staub)	NH ₄	180 - 249.2	1 - 13	0.06 - 1.0
Gas - Trocken- deposition	SO ₂	42 - 375	1 - 14	0.03 - 3.3
	HNO ₃	16 - 48	1 - 100	0.005 - 1.5
	HNO ₂	20 - 85	?	?
	NH ₃	58.8 - 176	2 - 30	0 - 1.67
	HCl	?	40 - 100	?
Basen	Karbonate	10 - 20	20	0.06 - 0.13 (neg.)
Total				0.44 - 8.8

Tab.4 Abschätzung der Actual Loads

Für den Säureeintrag sind neben der Gravitationsdeposition und der trockenen Gas-Deposition von SO₂ ebenfalls die Aerosole und, mit einer gewissen Unsicherheit, auch HNO₃ zu berücksichtigen. Der Säureeintrag durch NH₃ ist schwierig anzugeben; einerseits kann NH₃ durch Nitrifikation Protonen ins Ökosystem eintragen andererseits ist je nach Situation die Depositionsgeschwindigkeit sehr unterschiedlich. Sie kann bei höherer Temperatur negative Werte annehmen, d.h. NH₃ wird aus dem Boden emittiert. Die Einträge durch salpetrige Säure und durch HCl sind bisher nicht bekannt. Lokal dürfte HCl eine gewisse Bedeutung besitzen (KVA), in einer überregionalen Betrachtungsweise ist der entsprechende Eintrag wohl kaum bedeutungsvoll, da HCl rasch nass ausgewaschen wird.

Standort	Actual load kVal(H)/ha J
Stammheim 1985 - 1987	0.7 - 6.2
Rafz 1985 - 1987	0.7 - 6.2
Bachtel Ost 1985 - 1987	1.1 - 6.9
Männedorf 1985 - 1987	1.0 - 6.1
Zürichberg 1985 - 1987	1.0 - 7.4
Winterthur 1985 - 1986	1.0 - 7.4
Wallisellen 1986 - 1987	1.3 - 8.2
Gubrist 1985	0.8 - 6.8
Bachtel West 1985	0.9 - 6.3
Brütten 1985	0.7 - 7.4
Höri 1985	0.6 - 5.8
Uni Irchel 1985	0.6 - 8.7

Tabelle 5: Räumliche Differenzierung der Actual Loads im Kanton Zürich

Tabelle 5 zeigt die Differenzierung der Einträge nach Standort. Obwohl räumliche Unterschiede ersichtlich sind, kann aufgrund der grossen Bandbreiten der Bereiche keine "Rangfolge" aufgestellt werden. Allerdings fällt auf, dass der hochgelegene Standort "Bachtel Ost" (1000 m.ü.M.) etwa den gleichen Bereich abdeckt wie die stadtnahen Standorte "Zürichberg", "Winterthur" und "Wallisellen". Dies ist darauf zurückzuführen, dass in erhöhten Lagen die Depositionsgeschwindigkeiten höher zu veranschlagen sind.

4. Diskussion

Die vorliegenden Resultate stellen einen stark vereinfachenden Ansatz für die Abschätzung des Eintrages an Säure in Ökosysteme in der Schweiz dar. Die Verwendung von Jahresmittelwerten sowohl für Konzentrationen wie für Depositionsgeschwindigkeiten ist an sich nicht zulässig. Richtig wäre es, das Integral der zeitlich hoch aufgelösten Produkte zu verwenden. Gleichermassen wird beim vorliegenden Ansatz der räumliche Aspekt zu wenig stark berücksichtigt. Es ist zu erwarten, dass je nach Topografie und Vegetationstyp wesentliche Abweichungen in der Belastung sowohl nach unten wie auch nach oben existieren können. Die evaluierten Werte erscheinen auch im internationalen Vergleich sinnvoll (vergleiche Schneider und Bresser (1989) und Puxbaum et. al.(1989)). Die vorliegenden Abschätzungen der effektiven Belastungen durch Protonen kann, nach heutigem Wissensstand, zu einer beträchtlichen Überschreitung der critical Loads für verschiedene Ökosysteme führen. Es wird nun die zukünftige Aufgabe sein, die vorgelegten Betrachtungen zu verfeinern, wobei Modelle für die örtliche Differenzierung der Depositionsgeschwindigkeit hilfreich sein könnten. Wichtig wäre, die Modelle anhand von Modellstudien zu überprüfen und gegebenenfalls zu korrigieren.

5. Literatur

- Chadwick, M.J. und Kuylenstierna, J.C.I., 1990: The Relative Sensitivity of Ecosystems in Europe to Acidic Depositions; Stockholm Environment Institute at York, University of York, U.K.25p.
- Hertz, J., Bucher, P., Furrer, G., Keller, L., Daniel, O. und Thöni, L., 1988: Chemische Untersuchungen der atmosphärischen Deposition. *Chimia* 42, 57-67.
- Pani, R.; Hertz, J. und Bucher, P., 1988: Small Scale Regional Differences and Altitude Dependence of the Composition of Airborne Particulate Matter. *J.Aerosol Sci.* 19,1227-1230.
- Puxbaum, H., Rosenberg, C., Ober, E. und Gregori, M., 1989: Auftreten und Deposition von sauren Komponenten in Waldökosystemen. *Staub Reinhalt.Luft* 49, 169-174.
- Schneider, T., Bresser, Ir.A.H.M., 1989: Dutch Priority Programm on Acidification: Summary Report. RIVM, Bilthoven), 186 p.
- Sommer, H.J. und Thudium, J., 1989: Gasförmige Immissionen an Waldstandorten im Kanton Zürich. *Schweiz.Z.Forstw.* 140, 499-510
- Stix, Erika und Schmidt, Michael, 1989: Kritische Luftbelastungen für die Umwelt. *Staub- Reinhalt.Luft* 49, 315-316.
- UN ECE, 1988: critical loads workshop, 19. - 24. März 1988, Skokloster (Schweden). Critical loads for Sulphur and Nitrogen.
- UN ECE, 1990: Task force on mapping: Manual on Methodologies and Criteria for Mapping critical levels / loads.

IV. LE CHAULAGE EN LIMONS BATTANTS

Article paru dans "Perspectives agricoles"
n° 144 de février 1990.

Liming crusty silty soils

RÉSUMÉ

Les résultats d'essais issus d'un réseau d'expérimentation mis en place sur cinq ans en Bresse montrent que le chaulage améliore la fertilité physique, chimique et biologique du sol.

• Sur le plan de la fertilité physique, il accroît la vitesse de ressuage du sol, donc sa praticabilité. On constate également une diminution de la battance et de la prise en masse, surtout en terrains drainés. Cette amélioration du profil permet une meilleure colonisation racinaire.

• Sur le plan chimique, le chaulage améliore l'état calcique du sol pendant 24 à 36 mois, avec ensuite une phase de retour vers l'acidification. La mesure de l'écart entre le pH eau et pH KCl constitue un bon indicateur de la réaction au chaulage.

D'autre part, en sol initialement acide, le chaulage favorise la disponibilité du phosphore pour la plante.

• Au niveau biologique, le chaulage augmente la biodégradabilité de la matière organique pendant 3 à 4 ans.

En limons battants, un état calcique correct repose sur les critères suivants :

- pH eau : environ 6,9
- teneur en CaO échangeable : 1,9 % ou plus
- écart pH eau - pH KCl : environ 0,5

Par contre, la pratique du surchaulage ne paraît pas justifiée.

F. KOCKMANN (CA,71) - B. FABRE (ISARA) -
R. CHAUSSOD (INRA)

SUMMARY

A network of trials carried out during five years in Bresse shows that liming improves physical, chemical and biological soil fertility :

• Physical fertility : soil is drying quicker, therefore, trafficability is improved. Crusting decreases, mainly on drained soils. Soil profile improvement leads to a better root system development.

• Chemical fertility : liming improves calcium content of the soil during 24 to 36 months, then it becomes acid again. Assessment of deviation between water and KCl - pH is a good indicator of the soil reaction to liming.

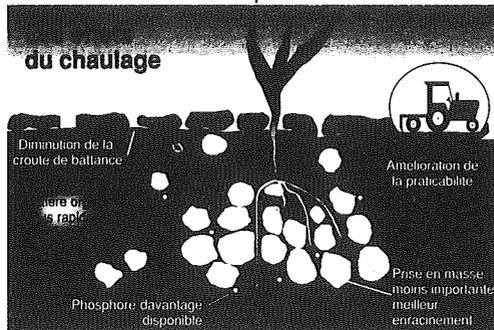
When a soil is initially acid, liming increases the quantity of phosphorus available for the plant.

• Biological fertility : liming increases biodegradation of organic matter during 3 to 4 years.

On crusting silty soils, adequate calcium content is based on following criteria :

- pH (water) : about 6.9
- exchangeable CaO : 1.9 % or more
- deviation between water and KCl-pH : about 0.5.

Over liming doesn't seem justified.



Une vision générale des répercussions du chaulage en limons battants.

Les résultats, issus d'une expérimentation réalisée en Bresse, de 1983 à 1988, prennent à contre-pied certaines idées reçues ...

En effet, le chaulage améliore sensiblement les fertilités physique, chimique et biologique du sol. Par contre, le surchaulage ne paraît pas justifié.

UN RESEAU COMPLEXE

L'échantillon comprend 13 sites, 10 choisis en 1983, 3 insérés dans le dispositif en 1985 pour mieux rendre compte des situations drainées. Les textures sont très homogènes : 12 à 15 % d'argile, 45 à 60 % de limons totaux ; par contre, les sites varient aux trois niveaux suivants (figure 1) :

- l'état calcique, évalué à partir des pH eau et pH KCl, des teneurs en CaCO_3 et en CaO échangeable ; il s'échelonne sur un gradient, très déficient (3), déficient (6) et satisfaisant (4) ;

- le fonctionnement hydrique, résultant du dispositif d'assainissement, drainage ou non, et du degré d'hydromorphie de la parcelle, très contingent du profil pédologique. Les sites se répartissent en conséquence en trois lots, drainés (6), peu hydromorphes (1) et hydromorphes (6) ;

- l'état organique initial varie de 1,1 à 3,3 %, reflétant ainsi la diversité des systèmes de cultures pratiqués dans la région.

Sur chaque parcelle, nous délimitons deux stations, l'une témoin (T0), l'autre chaulée (T1), à une dose comprise entre 2000 et 3000 unités CaO/ha ; sur deux essais, la comparaison porte sur deux doses, 2000 et 4000. Le produit utilisé est un calcaire pulvérulent, à action rapide (54 % CaO passant au tamis de 0,08 mm) ; il a été épandu avant labour aux printemps 1983 ou 1985.

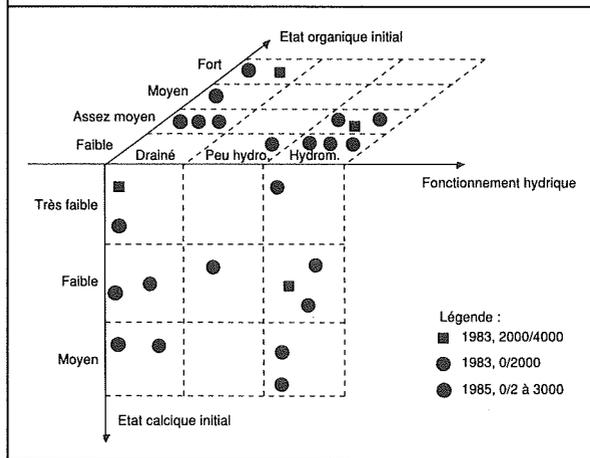
Les stations (30-50 m x 50-100 m) comprennent trois strates, assimilables à trois répétitions, afin de contrôler la variabilité intraparcellaire.

Les parcelles sont choisies chez des agriculteurs intéressés par l'étude. Ils gardent la maîtrise de leur système de culture mais sont tenus de noter leurs interventions et d'appliquer les mêmes techniques sur l'ensemble de la parcelle durant 5 ans. Toutefois, nous connaissons quelques avatars : trois agriculteurs, impatientes, draineront leur parcelle avant le terme de l'expérimentation (n°13, 9 et surtout n° 19) ; un autre pratiquera un chaulage agricole sur une seule des stations du couple (n° 17) !

Pour caractériser les systèmes de cultures, nous retenons les critères suivants (tableau 1) :

- la politique concernant les apports de calcium, avant et durant l'expérimentation. En comparant les pratiques entre les différentes phases, on repère la régression des scorées Thomas (ou scorlor) : cette pratique, mentionnée à sept reprises lors de l'histoire ancienne des parcelles, ne figure que trois fois durant l'expérimentation ; le chaulage agricole reste assez marginal ;
- la succession de cultures durant l'expérimentation. On trouve là une très grande pluralité, illustrant les variantes des principales successions types, connues à l'échelle régionale, à savoir : colza - blé - blé ; maïs - blé - blé ; maïs - maïs - maïs ; et

Figure 1 : L'échantillon et ses gradients de variation



C'est dans le cadre de la Relance de l'Agronomie que le SUAD de Saône et Loire a mis en place une expérimentation en limons battants, en Bresse. Cette initiative visait un double objectif, créer une dynamique de sensibilisation au chaulage chez les agriculteurs, et surtout consolider le référentiel régional, bâti essentiellement sur "dire" d'expert.

Tableau 1 : Caractérisation des systèmes de cultures

N° essai	Histoire politique en CaO		Succession de cultures					Politique organique	Apports en CaO durant l'expérimentation	Effet acidifiant lié à l'azote	
	ancienne	récente	1988	1984	1985	1986	1987				1988
23	rien	rien	X	X	Me	M	B	C	1	rien	250
7	Sc. Th. sur céréales à 800-1000 kg/ha		M	M	B	OH	C	B	4	Sc. Th. en 1985,87,88	205
25	Sc. Th. de 1973 à 80		X	X	M	B	C	B	5	Sc. Th en 1988	182
5	rien	rien	Me	B	PT	Me	M	X	5	rien	196
21	rien	chaulage agricole	X	X	T	B	B	T	1	chaulage en 1987	138
15	Sc. Th. de 1970 à 79	Scorlor en 1979,80,81	M	B	C	B	B	PT	3	rien	224
13	Sc. Pot. à 1200 kg de 1978 à 83		M	B	OH	C	B	dr	1	rien	157
19	rien	rien	Me	B	B	dr	X	X	1	rien	144
3	Sc. Th. de 1961 à 80	rien	M	B	OH	M	B	B	3	rien	185
9	Sc. Th. en 79 et 80	rien	M	B	B	J	B	dr	2	Sc. Th. en 1984 et 85	118
11	chaulage agricole	rien	M	B	M	M	B	X	4	rien	151
17	chaulage agricole en 1979 et 81		Me	B	C	B	C	B	1	chaulage en 86	237
1	Scorlor occasionnel	Scorlor en 1981	M	M	OP	B	OH	S	1	rien	132

Abréviations

B : blé
C : colza
dr : drainage
J : jachère
M : maïs
Me : maïs ensilé

OH : orge hiver
OP : orge printemps
PT : prairie temporaire
S : soja
T : tournesol
X : hors expérimentation

Politique organique

	fumier	pailles enfouies	pailles exportées
jamais		1	
rare		2	3
régulier			4
fréquent			5

Effet acidifiant lié aux engrais azotés, en unités CaO par quintal sur les bases :

- ammonitrate : 33
- phosphate ammonitrate : 38
- urée : 38
- sulfate ammonitrate : 61

maïs - blé - orge - prairie temporaire (18 mois ou 3-4 ans) ;

- le régime organique. On oppose les systèmes avec enfouissement de pailles, sans autre apport, et ceux avec exportations de pailles, maïs incorporation d'un tonnage variable de fumier, avant maïs ou prairie temporaire ;

- enfin, l'effet acidifiant lié aux engrais azotés (Fauché, Cristin 1989), exprimé en unités CaO par hectare et par an ; il est fréquemment de l'ordre de 200 ou plus en ter-

rains drainés, et de 150 environ en terrains hydromorphes.

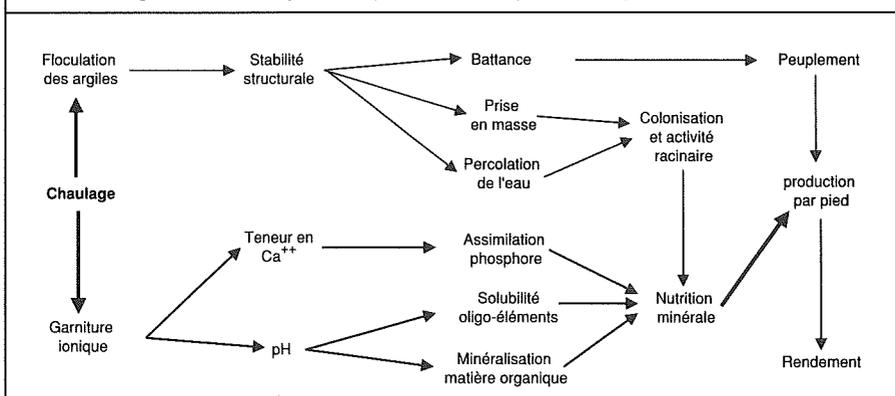
Le choix délibéré de constituer un échantillon certes homogène par rapport à la texture maïs dispersé au niveau des autres caractéristiques (hydromorphie, état calcique initial...), et la très forte diversité des systèmes de cultures pratiqués, nous conduiront à un investissement théorique important, indispensable pour élaborer les protocoles et interpréter les résultats.

UN SCHEMA THEORIQUE, BASE DU PROTOCOLE

Les bases théoriques sur les répercussions du chaulage en limons battants ont été développées dans une précédente publication (Fabre et Kockmann, 1987). Nous les résumons brièvement sur la figure 2.

Le calcium améliore la floculation des colloïdes du sol et par conséquent modifie la

Figure 2 : Schéma simplifié des répercussions théoriques du chaulage en limons battants



stabilité structurale (Hévin, Gras, Monnier, 1969). C'est par la méthode de diagnostic basée sur l'observation morphologique du profil cultural, mise au point par H. Manichon (1982) que nous chercherons à vérifier au champ les conséquences attendues : meilleure percolation de l'eau, résistance accrue aux phénomènes de battance et de prise en masse.

Le chaulage génère un remaniement de la garniture ionique du complexe argilo-humique, modifiant ainsi les propriétés chimiques du sol.

En nous référant aux différentes séries d'analyses physicochimiques réalisées périodiquement sur l'échantillon, nous mesurerons l'impact du chaulage sur l'élévation des pH eau et KCl ainsi que le processus d'acidification sur les stations témoins. Par ailleurs, le calcium permet la fixation réversible d'ions phosphates sur le complexe, les rendant ainsi assimilables par la plante (Boiffin, Sébillotte, 1977); toutefois, une élévation du pH au delà de 7,5 peut entraîner la précipitation de phosphate tricalcique, à terme, inaccessible aux plantes : nous vérifierons l'évolution de la disponibilité des phosphates (mesurée par la méthode Dyer) présent dans le sol entre sites chaulés et non chaulés.

La solubilité des oligo-éléments diminue généralement lorsque le pH augmente (Coppinet, 1976). Comme ce n'est que très occasionnellement que nous avons procédé à des analyses foliaires, nous ne pourrions ici qu'accréditer cette tendance, sans l'illustrer concrètement.

Enfin, l'élévation du pH interfère sur la flore microbienne responsable de la minéralisation de la matière organique; Il y aura donc accélération de la minéralisation provoquant une diminution du taux de matière organique (Duchaufour, 1956), source d'un dicton bien connu auquel, on ne peut raisonnablement faire confiance. Quelle est l'amplitude de ce phénomène d'autant plus important que la matière organique est un facteur de la stabilité structurale ? Nous chercherons à clarifier cette question en nous référant à des travaux récents (Chaussod) basés sur l'estimation de la biomasse microbienne. Nous avons pour cela fait des prélèvements de sol en 1987 et 1988.

Le chaulage interfère donc sur la fertilité physique, chimique et biologique du sol ; les repercussions sur la plante se situent aux niveaux de l'installation du peuplement, de la mise en place des capteurs

racinaires, et de la nutrition minérale. Dans notre protocole, évolutif, nous avons contrôlé au cours des trois premières campagnes le rendement et les composantes. Puis, suite à un travail à mi-parcours (Fournet - Ortscheit 1985), nous avons focalisé nos moyens sur l'observation du système sol-racines au cours des trois dernières campagnes, le contrôle des composantes devenant moins systématique. Nous aurions pu tester par des analyses du végétal, la résultante des effets du chaulage sur la nutrition minérale, sans pouvoir toutefois évaluer le poids relatif des différentes composantes de la fertilité chimique, physique et biologique.

CHAULAGE ET FERTILITE PHYSIQUE

Les méthodes et résultats détaillés ont fait l'objet d'une récente publication (Kockmann et Fabre, 1989).

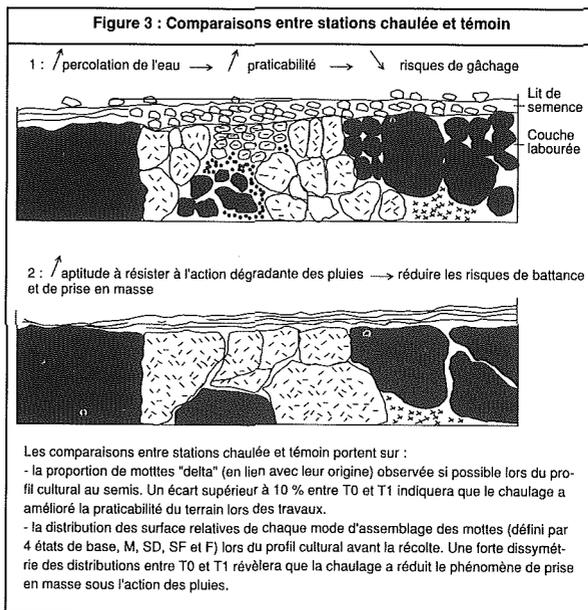
La comparaison des comportements au champ des stations chaulées et témoins, est illustrée par la figure 3.

• Le chaulage améliore la vitesse de ressuage du sol, et donc sa praticabilité. Il en résulte qu'en automne ou printemps pluvieux, il est plus facile de réaliser les tra-

"Le chaulage améliore la praticabilité du terrain"

vau sur une terre chaulée, sans gâcher la structure. Ce gain est très net, que le terrain soit drainé ou non. En automne ou printemps normalement arrosé, le chaulage donne parfois un léger avantage en terrain hydromorphe ; par contre, en terrain drainé, on n'observe aucune différence entre chaulé et témoin : le drainage suffit à lui seul (tableau 2).

• Le chaulage ralentit la dégradation de la structure sous l'action des pluies : battance en surface et prise en masse en pro-



fondeur. L'extériorisation de ce comportement dépend de l'état du profil cultural créé au semis, dégradé ou non dégradé, de la pluviométrie en hiver et au printemps, forte ou faible, ainsi que du fonctionnement hydrique du sol. Dans le *tableau 3*, on remarque notamment que les résultats varient nettement entre terrains drainés et hydromorphes :

- si la pluviométrie en hiver et au printemps est forte, le chaulage est très efficace en terrains drainés alors que son effet est nul en terrains hydromorphes ; dans ce dernier cas, le profil se trouve périodiquement engorgé par l'eau en excès, qui ne peut s'évacuer ;
- si la pluviométrie en hiver et au printemps est faible ou normale, le chaulage joue positivement en terrains drainés comme en terrains hydromorphes.

Notons aussi que, sur cultures de printemps, l'effet du chaulage sur le ralentissement de la prise en masse du profil est assez rare, dans la mesure où la somme des

Tableau 3 : Chaulage et reprise en masse

Pluviométrie		Terrains drainés			Terrains hydromorphes		
		T0	D	ND	D	ND	ND
	T1	D	ND	ND	D	ND	ND
forte		0	++	++	0	0	0
faible		0	++	+ à 0	0	++ à +	+

Les signes 0, + et ++ indiquent des écarts respectivement nul, important et très important entre les stations chaulées et témoins.

pluies post semis est sensiblement plus faible que pour les cultures d'automne (auquel fait référence le *tableau 3*).

• Globalement, on retiendra que le chaulage est une technique intéressante pour améliorer la praticabilité d'un terrain, drainé ou non, mais que les répercussions sur le maintien de la structure du sol sont plus sensibles en terrains drainés qu'en terrains hydromorphes. Ajoutons ici qu'une seule opération culturale (travaux du sol ou de récolte) réalisée en conditions très humides, conduira à un gâchage généralisé de la structure, que ce soit drainé ou non, chaulé ou non...

• Enfin, lorsque le chaulage améliore le profil cultural, et donc la porosité, intra ou extramotière, on constate généralement une meilleure colonisation racinaire en stations chaulées sauf exception (expliquée par la notation absence / présence inadaptée à un enracinement pivotant). Quand le chaulage est sans répercussion sur l'état physique du sol, il n'y a pas d'effet sur les racines. La prolifération de vers de terre liée à

l'amélioration de l'état chimique du milieu par le chaulage interfère sur la relation entre l'état physique et l'enracinement (*tableau 4*).

REPERCUSSIONS DU CHAULAGE SUR LA GARNITURE IONIQUE

Resituons maintenant les résultats issus du laboratoire, relatifs aux paramètres caractérisant l'état calcique d'un sol, à savoir : le pH eau, l'écart entre pH eau et pH KCl, la teneur en calcium échangeable. Nous avons structuré l'information en dissociant les résultats issus des stations témoins (*tableau 5*), qui renseignent sur le processus d'acidification en limon battant, et ceux issus des stations chaulées (*tableau 6*) qui mesurent les effets du chaulage. Les abréviations Eo, Ei et Ef correspondent aux différents étapes de l'expérimentation (initiale, intermédiaire et finale).

Tableau 2 : Chaulage et praticabilité

Fonctionnement hydrique	automne sec	automne pluvieux
drainé	0 sauf arrière effet	+ à 0
hydromorphe	+ à ++	++

Les signes 0, + et ++ indiquent des écarts respectivement nul, important et très important entre les stations chaulées et témoins.



Chaulage : prise en masse et praticabilité

Tableau 4 : Chaulage, profils culturaux et colonisation racinaire

Ecart entre T0 et T1	au niveau des profils culturaux		
	nul	moyen	important
important en :	nul	XXXXXX	X
	sous-sol		XX
	H5	XX	XX
H5 et sous-sol	X	XX	XXX

PROCESSUS D'ACIDIFICATION

Dans le *tableau 5*, nous exprimons les variations du pH sur 4 ans, correspondant à la durée classique d'une rotation ; cet artifice a l'avantage de renforcer la pertinence des comparaisons entre stations, contrôlées durant 36 à 59 mois selon les cas. Nous constatons que les rythmes d'évolution entre les différentes parcelles sont très variables et nous distinguons :

- une acidification forte, avec désaturation du complexe argilo-humique. Il s'agit là d'une ancienne prairie permanente, drainée et remise en culture quelques mois avant l'expérimentation (n° 23) ;
- une acidification nette, qui se traduit en outre par une baisse de la teneur en CaO échangeable ; il n'y a pas encore d'effet sur le degré de saturation du complexe. L'état calcique initialement médiocre (n°7 et 13) à moyen (n° 5 et 3) continue à se détériorer malgré une politique soutenue en apports de scories Thomas (n° 7) ;
- une amorçage de l'acidification, par la seule baisse du pH, le stock de CaO restant quasi invariant ; l'état calcique initial est alors bon à moyen (n° 25, 19, 15). Dans certains cas, cette évolution est neutralisée complètement par des apports massifs de scories Thomas ou d'amendements agricoles (n° 9 et 21).

REACTIONS AU CHAULAGE

Le suivi de l'état calcique sur les stations chaulées, (*tableau 6*), montre que l'évo-

lution se fait en deux phases distinctes. Dans un premier temps, on constate une amélioration de l'état calcique qui dure le plus souvent 24 mois, parfois 36 ; ensuite, on a une inflexion plus ou moins rapide vers l'acidification. Nous nommons E1 la date qui sépare ces deux phases.

**“Le chaulage
améliore pendant
24 à 36 mois
l'état calcique
du sol”**

Entre E0 et E1, l'amplitude des réponses au chaulage est très variable selon les stations ; on dissocie toutefois deux tendances :

- une évolution positive pour tous les paramètres caractérise notamment les stations ayant reçu les plus fortes doses d'amendements, (n°18, 17, 23), souvent majorées par des apports de scories ou de carbonates par l'agriculteur (n°21, 25). On observe la même évolution lorsque l'écart initial entre les pH eau et KCl est supérieur à 1 y compris pour les stations ne recevant que 2000 u CaO (n° 9 et 13) ; les arrière effets liés à l'histoire jouent un rôle manifeste (n° 11).

- une remontée du pH sans effet sur le stock de CaO échangeable est symptomatique des stations caractérisées par un pH initial compris entre 6,5 et 6,9, un écart entre pH eau et pH KCl relativement faible et une dose de 2000 u CaO (n° 5, 19, 3, 2, 1, 15, 7).

Entre E1 et E2, on retiendra simplement que les sites en expérimentation durant 59 mois, sont caractérisés par un état calcique final soit inférieur (n°15,3,5,1,2), soit équivalent sensiblement (n°7,17) à l'état initial ; seule fait exception le n°18, qui a subi un fractionnement des apports.

LESSIVAGE

Par ailleurs, nous avons analysé l'évolution des bilans en calcium échangeable au niveau des stations témoins et chaulées ; toutefois, comme cet axe de travail nécessite un long développement, (*à paraître*), nous résumons ici les conclusions.

Les exportations par les plantes sont très modestes, 10 à 50 u CaO/ha/an, alors que l'effet acidifiant dû aux engrais azotés apparaît considérable, 120 à 250 u CaO/ha/an selon les systèmes de cultures.

Le lessivage, extrêmement variable, semble toutefois subordonné à deux mécanismes dominants :

- la dynamique de percolation de l'eau, qui dépend du régime des précipitations et du fonctionnement hydrique du sol. On observe en effet, en analysant les stations

Tableau 5 : Caractéristiques de l'état calcique et de son évolution en T0

N° essai	Caractéristiques en E0			Evolution entre E0 et E1			Histoire culturale	
	pH eau	écart entre pH eau et pH KCl	teneur en CaO en %	variation absolue du pH eau	variation absolue du pH KCl	variation en % du stock CaO	ancienne apports en CaO	récente apports en CaO
drainé ou peu hydromorphe								
23	5,7	1,2	0,67	-1,30	-0,50	-65	0	0
25	6,3	0,7	1,19	-0,16	-0,48	0	++	0
7	6,3	0,9	1,20	-0,28	0,08	-19	++	+
5	6,6	0,8	1,60	-0,31	0,01	-17	0	0
21	6,8	0,9	1,28	-0,60	0,30	9,4	0	++
15	7,0	0,5	1,70	-0,64	-0,41	-3	+++	++
hydromorphe								
19	6,2	1,3	1,10	-0,40	-0,10	-22	++	+
19	6,4	0,8	1,20	-0,24	-0,76	-8	0	0
3	6,5	0,8	1,10	-0,68	-0,01	-17	+++	0
9	7,1	0,8	1,40	-0,19	0,00	21	+	0
11	7,2	0,6	2,30	-	-	-	++	0

Les signes 0, + et ++ indiquent des écarts respectivement nul, important et très important entre les stations chaulées et témoins.

témoins, que le lessivage annuel varie de 50 à 290 u/ha/an en sites drainés, peu ou moyennement hydromorphes alors qu'il est nul en sites hydromorphes ; les lessivages importants correspondent tous à des situations initiales déficientes ou médiocres en pH eau calcique, avec un écart entre le pH eau et KCl de l'ordre de un point. En outre, la percolation de l'eau varie probablement selon les systèmes de cultures : la présence ou non d'un sol nu ainsi que la porosité de son état structural lors des épisodes pluvieux infléchissent sûrement le lessivage ; on s'interrogera en particulier sur le ralentissement probable du phénomène sous prairie temporaire ;

- le chaulage lui-même (date, nature, dose). En référence aux résultats calculés en stations chaulées, on constate que le lessivage devient nettement plus important, notamment durant les 24 premiers mois après le chaulage ; lorsque ce dernier est massif, 4000 u CaO, le lessivage est alors spectaculaire, 1400 à 1800 u CaO/ha/an, toujours durant les deux années suivant le chaulage. Lorsque le produit se reprend en masse sous l'action des pluies, la dissolution du calcaire est très retardée, conformément aux travaux de Busières (1979).
- en lien direct avec le double constat précédent, il résulte que la modélisation du lessivage demeure complexe. Dans

l'immédiat, les résultats acquis confortent l'intérêt du fractionnement des apports et fournissent des ordres de grandeur du lessivage, environ 550 u CaO/ha/an en limons drainés (ou peu hydromorphes) et 375 u/ha/an en limons hydromorphes et ce, durant 48 mois après un chaulage de 2000 à 3000 u CaO, en utilisant un produit pulvérulent, à action rapide.

Ces chiffres surprennent de prime abord, notamment en les comparant aux références acquises par J.Concarret (1989) : ce dernier fait état, au cours d'une communication personnelle, de 140 u CaO/ha/an recueillis dans les eaux de drainage de la station expérimentale de Virey (71), entre 1979 et 1987 ; ce chiffre moyen cache une variabilité interannuelle très forte, 28 à 243 u CaO/ha/an, en lien notamment avec la hauteur des précipitations ; il s'agit là d'un limon battant, correctement chaulé par un produit brut local, en blé-colza-blé. La différence sensible entre les références acquises apparaît liée au type de produit mais aussi au protocole. Si Concarret mesure avec précision la quantité de calcium évacuée par les eaux de drainage à la sortie de la parcelle, nous évaluons, de notre côté, par déduction entachée d'une approximation, la quantité de calcium quittant la couche labourée, quantité qui peut en partie enrichir les horizons sous jacents.

PROPOSITION : MODIFIER LES NORMES

- Nous avons vérifié dans l'interprétation des résultats l'intérêt d'associer plusieurs critères pour saisir correctement l'état calcique et son évolution ; en effet, outre la sensibilité très connue du pH eau aux conditions pédoclimatiques, la teneur en CaO reste inféodée à la profondeur du labour et à ses variations. Mieux que les traces de carbonates, mesure jugée aléatoire par certains laboratoires, l'écart entre le pH eau et le pH KCl constitue un excellent prédicteur des risques d'acidification, ou, à l'inverse, de la vigueur de la réaction au chaulage.

- Nous suggérons des modifications des normes régionales en limons battants :
 - l'entretien : il convient d'intégrer l'effet acidifiant des engrais, notamment azotés et de majorer le lessivage en prenant en considération le fonctionnement hydrique du sol et les systèmes de cultures pratiqués (la norme actuelle, 100 u CaO/ha/an est manifestement trop faible). Pour une succession culturale de 4-5 ans, c'est probablement 1800 à 2200 u CaO qu'il faut apporter en terrains drainés et 1000 à 1500 u CaO en terrains hydromorphes en choisissant un amendement à dissolution lente ou progressive.

Tableau 6 : Caractéristiques de l'état calcique et de son évolution en T1

N° essai	Caractéristiques en E0			Evolution entre E0 et E1			Evolution entre E0 et E1	
	pH eau	écart entre pHHeau et pHKCl	teneur en CaO en %	variation absolue du pHHeau	variation absolue du pHKCl	variation en % du stock CaO	variation absolue du pHHeau	variation absolue du pHKCl
drainé ou peu hydromorphe								
23	5,8	1,1	0,84	0,32	0,17	58	0,10	0,83
18	5,6	0,8	0,70	0,86	0,70	61	1,20	0,99
17	5,9	0,8	1,00	0,71	0,49	19	-0,11	0,25
25	6,3	0,8	1,23	0,30	0,62	23	-	-
7	6,5	0,9	1,45	0,41	0,44	3	-0,21	0,23
5	6,5	0,7	1,95	0,75	0,75	3	-0,43	-0,03
21	6,8	0,8	1,61	0,45	0,65	48	-0,02	0,50
15	6,9	0,5	1,97	0,32	0,17	-12	-0,57	-0,28
hydromorphe								
13	6,3	1,2	1,00	0,60	1,20	42	0,20	0,60
19	6,5	0,8	1,90	0,65	0,50	-10	-	-
3	6,6	0,8	1,42	0,40	0,20	-3	-0,66	-0,25
1	6,5	0,8	1,10	0,18	0,14	0	-0,38	0,17
2	6,5	0,8	1,20	0,48	0,38	0	-0,28	0,13
9	6,7	1,0	1,32	0,90	1,70	16	0,40	0,80
11	7,7	0,5	3,75	0,45	0,10	34	0,10	0,10

- le redressement : il semble que 2500 u CaO pour remonter le pH d'un point soient insuffisants, notamment en situations drainées ; on utilisera de préférence un amendement à action rapide en fractionnant toutefois les apports. Il convient aussi d'attirer l'attention sur les conditions d'incorporation : un prémélange par un déchaumage limite les risques de prise en masse des particules.

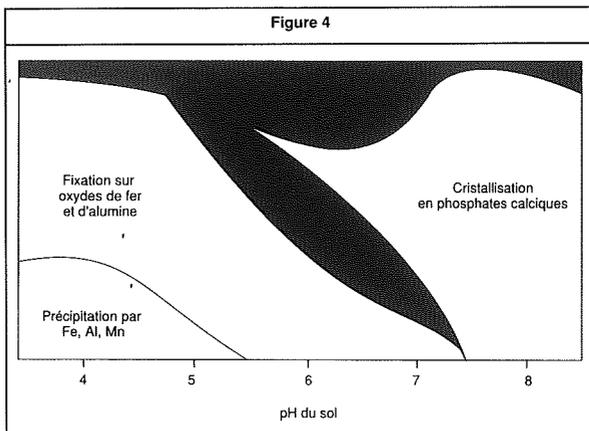
CHAULAGE ET PHOSPHORE

Buckmann et Brady, cités par Duthil (1973) ont démontré la forte interaction entre le pH et l'énergie de fixation du phosphore. En se référant à la *figure 4* issue de leurs travaux, nous présumons que l'anhydride phosphorique présent dans le sol, évalué par la méthode Dyer, varie probablement entre sites chaulés et non chaulés.

Dans le *tableau 7*, nous ordonnons les parcelles en fonction du pH initial et rappelons son évolution entre Eo et Ei, respectivement en T0 et en T1 ; c'est en effet au terme de 24 à 36 mois après le chaulage que les écarts entre stations témoins et chaulées sont maximaux. En intégrant la profondeur du labour et ses variations, nous avons chiffré le stock de P_2O_5 en T0 et en T1 aux dates Eo et Ei et mesuré l'évolution des écarts entre les stocks (S), soit concrètement :

$$P = (ST1 - ST0) Eo - (ST1 - ST0) Ei$$

Nous admettons, considérant les erreurs sur l'évaluation de la teneur en P_2O_5 , que si $P/ST0$ en Eo est inférieur à 15 %, c'est insuffisant pour traduire une évolution différenciée du phosphore disponible, entre T0 et T1. Par ailleurs, nous avons éliminé deux couples, 5 et 9, pour lesquels le stock initial en P_2O_5 était bizarrement très différent entre les stations T0/T1.



Les résultats apparaissent cohérents avec la théorie :

- en situation initialement acide, le chaulage enrayer la forte acidification observée en T0, si bien que le phosphore se trouve davantage disponible en T1 ; la variation de stock est spectaculaire ; toutefois, la très faible teneur en P_2O_5 amplifie le phénomène (n°23) ;

"En sol initialement acide, l'augmentation de pH rend le phosphore davantage disponible"

- en situation initialement assez acide, le chaulage induit une remontée du pH à 6-7, favorisant la disponibilité du phosphore (n°13 et 7) ; cette évolution n'est pas repérable en n° 25 ;

- lorsque le pH initial est assez correct, entre 6,4 et 6,8 ; le chaulage renforce cette tendance, faisant évoluer ces situations à un pH voisin de 7 et plus, ce qui n'améliore en rien la disponibilité du phosphore (n°21,3,19,15) ;

- la pratique du surchaulage s'avère franchement négative, puisque le phosphore est davantage disponible dans la station témoin (pH 7,5), que chaulée (pH 8,2) (n°11).

Fabre (1989), dans le cadre d'une synthèse régionale des essais de fertilisation, met également en relief l'interaction entre le pH et la fixation du phosphore, en limons battants. Comme l'illustre la *figure 5*, il réalise et confronte pour chaque essai deux types de bilan, celui des quantités contenues dans le sol avant et après l'expérimentation (D, exprimé en dixième d'unité/ha/an) estimées par la méthode Dyer et celui des quantités apportées par les fertilisants, déduction faite des exportations par les récoltes (F-S, exprimé en unité/ha/an). On constate sur la *figure 5*, une grande dispersion des points. Le pH et sa variation entre les deux analyses est le critère explicatif le plus pertinent. On peut séparer les essais en trois groupes, ceux qui ont subi une acidification, ceux dont le pH est resté ou est passé au dessus de 6,5 et ceux dont le pH a baissé, tout en restant au dessus de 6.

Tableau 7 : Evolution comparative du P_2O_5 entre sites chaulés et non chaulés

N° essai	avant chaulage		24 à 36 mois après chaulage		Evolution P_2O_5 entre T1 et T0
	pH eau T0	% P_2O_5	pH eau T0	pH eau T1	
23	5,7	0,031	4,7	5,8	137 %
25	6,3	0,247	6,2	6,7	0
13	6,2	0,26	6,1	6,7	27 %
7	6,3	0,17	6,6	6,8	29 %
21	6,8	0,31	6,4	6,8	0
3	6,5	0,3	6,3	7,0	0
19	6,4	0,19	6,7	7,1	0
15	7,0	0,47	6,9	7,1	0
11	7,2	0,33	7,5	8,2	-18 %

Avec les deux premiers groupes, il bâtit les deux droites de la figure 5 qui encadrent les points du troisième groupe.

On peut tirer de ce résultat les conclusions suivantes :

- la baisse du pH provoque un blocage accru de P_2O_5 , qui joue sur la pente de la droite, comme sur l'ordonnée à l'origine ;
- même à pH voisin de la neutralité, quelques 33 % des apports supplémentaires par rapport aux exportations sont bloqués. Ce chiffre double pour les sols à pH voisin de 5,5 ;
- il faut majorer les exportations de quelques 60 unités pour maintenir la fertilité du terrain mesurée par la méthode Dyer en sol acide alors qu'il n'y a pas de pertes en sol "neutre".

Les deux travaux régionaux convergent vers la nécessité de prendre en considération l'état calcique pour raisonner la fertilisation phosphatée (forme, dose, rythme des apports) en limons battants.

CHAULAGE ET HUMUS

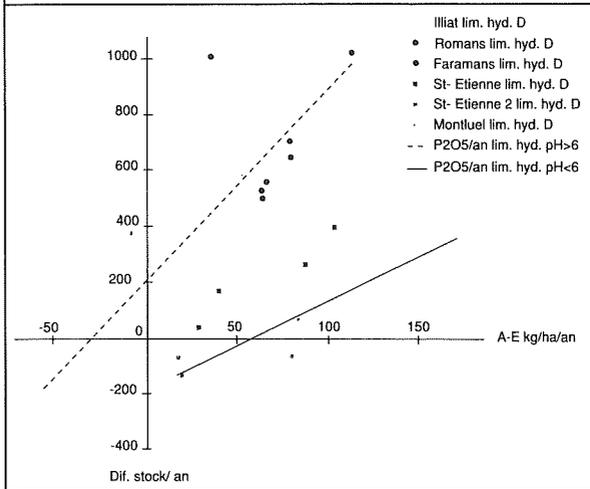
BIOMASSE MICROBIENNE, INDICE D'ACTIVITE BIOLOGIQUE

Le seul examen de l'évolution comparative des taux de matière organique entre stations chaulées et témoins ne peut rendre compte de l'interaction présumée entre chaulage et humus ; en effet, l'intervalle de confiance des mesures classiques est trop important pour espérer conclure. C'est pour cette raison qu'en 1987 et 1988, nous avons travaillé sur la biomasse microbienne, fraction la plus labile et la plus active de l'humus.

Il est probable que les effets du chaulage seront observables de façon plus précoce et plus nette sur la biomasse microbienne que sur le taux de carbone organique total.

En moyenne, la biomasse microbienne renferme 2 à 4 % du carbone et 4 à 8 % de l'azote total d'un sol. L'estimation de la taille de ce compartiment permet de chiffrer les quantités d'éléments stockés dans les microorganismes et surtout d'évaluer les variations de stocks consécutives à des fluctuations de populations sous l'influence des conditions de l'environnement ou des techniques culturales, le chaulage en l'occurrence. Les microorganismes, hétérotrophes pour la plupart interviennent au niveau du cycle du carbone dans les processus de minéralisation humification de la matière organique.

Figure 5 : Variations des bilans pour P_2O_5 en limons battants.

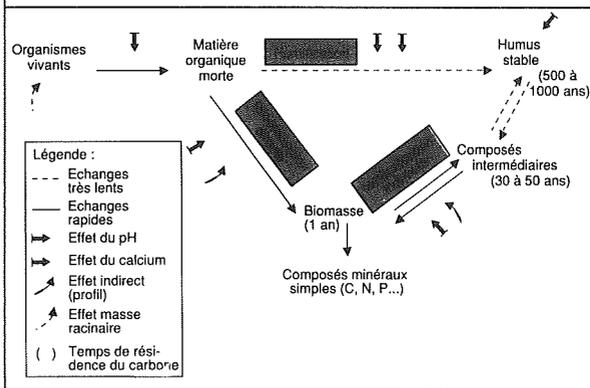


Dans la figure 6, nous positionnons les répercussions théoriques du chaulage sur la vie biologique, sachant qu'il interfère par le pH, le calcium, et, plus indirectement, par l'amélioration de l'état physique du sol.

- L'élévation du pH provoque deux effets majeurs :
 - un accroissement du niveau de la biomasse. Les groupements carboxyliques et phénoliques des matières organiques se

dissocient davantage et deviennent plus facilement attaquables par les microorganismes (Linères, 1977). Un chaulage brutal modifie radicalement l'environnement physico-chimique de la matière organique et l'activité biologique. Il en résulte une vigoureuse stimulation de la minéralisation directe de la matière organique jusqu'à l'accumulation ainsi qu'une importante minéralisation de l'azote (Klemmedson et al, 1989). Dans le cas des sols peu acides

Figure 6 : Schéma des relations entre chaulage et humus



soumis à un chaulage d'entretien, l'effet pH sur l'accélération de la biodégradabilité de la matière organique est plus discret mais bien réel (Chaussod, 1989, figure 7) ;

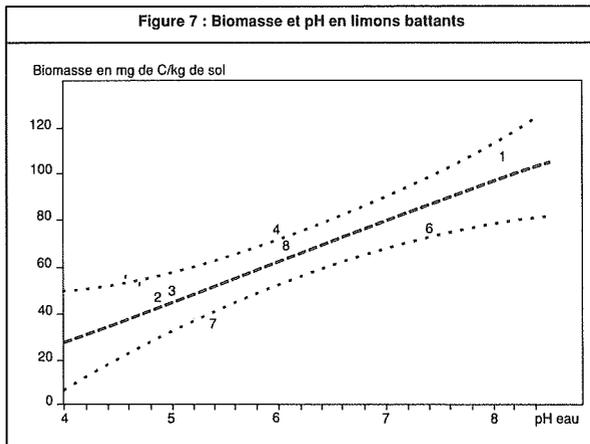
- une modification des équilibres entre populations microbiennes. Les champignons sont favorisés par les pH acides, les bactéries préférant au contraire des conditions proches de la neutralité. Le rapport bactéries / champignons et ses variations en fonction du pH reste d'un intérêt limité dans la mesure où c'est surtout l'action des microorganismes plutôt que leur nature qui est importante agronomiquement ; les répercussions sur l'humification seront donc faibles. Le pH interfère aussi sur l'activité des bactéries nitrificatrices, inhibée en deçà d'un pH égal à 5 ; en fait, c'est surtout la transformation de l'azote organique en NH_4 qui se trouve améliorée, donc effet sur la minéralisation.

• L'adjonction de calcium génère deux effets notoires :

- un développement des vers de terre, fait d'expérience rapporté par Duthil (1973), contribuant ainsi à la dégradation des matières organiques fraîches ;
- un rôle protecteur sur la matière organique (Linères, 1977) ainsi qu'une amélioration de la stabilité du complexe argilo humique (Gaiffe et Coll., 1984).

• Pratiquement, le chaulage a deux effets antagonistes :

- l'augmentation du degré de saturation en calcium diminue la biodégradabilité de la



matière organique ;

- l'augmentation du pH augmente la dissociation des fonctions acides de la matière organique, donc sa biodégradabilité, et favorise les activités biologiques.

Quelle peut-être la résultante de ces deux effets ? Il faut en outre prendre en compte les effets dits secondaires du chaulage correspondant à l'amélioration des conditions de la minéralisation résultant du profil cultural, généralement plus satisfaisant après chaulage, ainsi qu'à l'éventuelle

augmentation des entrées du carbone par accroissement de la masse racinaire.

La biomasse microbienne a été mesurée en laboratoire selon le protocole décrit par Chaussod et coll. (1987), faisant appel à une fumigation des sols par des vapeurs de chloroforme et à une mesure du carbone organique rendu extractible par ce traitement. Simultanément, les échantillons de sol sont incubés au laboratoire pendant 28 jours à 28°C pour évaluer la minéralisation du carbone et de l'azote susceptible de minéraliser au champ, en une saison. Enfin, le rapport du carbone respiré à la biomasse, appelé respiration spécifique, peut être utilisé comme indicateur de l'activité des microorganismes.

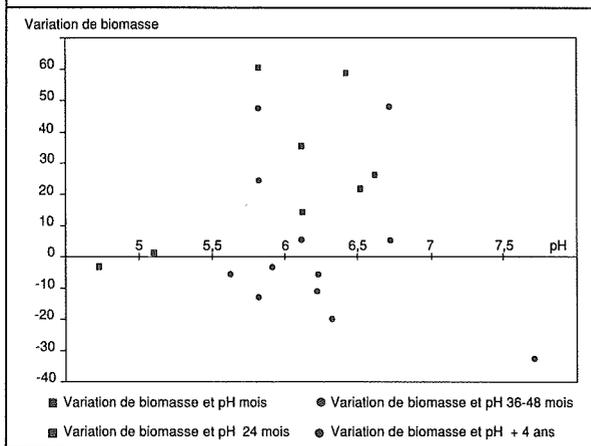
DES RESULTATS PROMETTEURS

Dans un souci de simplification, nous limitons la présentation des résultats à la figure 8, retraçant les variations de la biomasse en fonction du pH et de la date de chaulage. On ne peut en effet interpréter les résultats sans faire référence à la cinétique de dissolution de l'amendement ; on dissocie ainsi quatre groupes de parcelles :

- récemment rechaulées, la biomasse est alors largement supérieure en T1 par rapport aux stations témoins ; (le rapport C/N à 28 jours est sensiblement équivalent entre T0 et T1) ;

- 24 mois après le chaulage, la biomasse apparaît supérieure en T1 sauf lorsque le pH est inférieur à 5, confirmant là l'existence de l'effet seuil antérieurement

Figure 8 : pH, date du chaulage et variation de la biomasse en mg C/kg de terre



mentionné, au niveau de l'activité des bactéries ;

- 36 à 48 mois après le chaulage, l'état calcique entre T1 et T0 demeurant différent, la biomasse reste supérieure en T1 sauf exception ;

- au delà de 4 années, les stations T0 et T1 connaissent un état calcique voisin, on observe alors que la biomasse devient inférieure (ou équivalente) en stations chaulées ; (le rapport C/N à 28 jours apparaît significativement et systématiquement inférieur en sites chaulées).

En conséquence, le chaulage interfère selon une dynamique comprenant deux phases : entre 0 et 48 mois, il accélère le turn over entre la matière organique fraîche et les composés intermédiaires, améliorant la vie biologique du sol ; au delà, c'est l'effet protecteur de l'humus stable joué par le calcium qui domine l'effet pH, (la respiration spécifique est systématiquement inférieure en sites chaulés) ; toutefois, les effets jugés a priori secondaires (action sur la structure, le drainage, l'aération) peuvent simultanément perdurer. L'importance relative des effets "pH" et "calcium" est liée au type d'amendement : si l'ion Ca^{++} accède rapidement aux matières organiques réactives, son action stabilisatrice pourra s'exprimer ; par contre, si le carbonate est à dissolution lente, l'effet calcium pourra être initialement moins efficace que l'effet pH. Mais, en resaturant un sol faiblement lessivé, l'effet sur la matière organique est certainement à terme un effet stabilisateur (Oades, 1988).

CHAULAGE ET VIE BIOLOGIQUE

On dispose aujourd'hui de critères simples et fiables pour juger des effets du chaulage

sur la microflore du sol (avec la notion de biomasse microbienne), mais le plus difficile reste l'identification des différents mécanismes en cause, l'évaluation de leur importance relative et de leurs interactions éventuelles.

***"En limons battants,
le chaulage a un effet
bénéfique sur la vie
biologique du sol"***

En limons battants, contrairement aux convictions ancestrales, on constate que le chaulage a un rôle bénéfique sur la vie biologique du sol, il améliore la dynamique de l'évolution de la matière organique sans altérer le stock d'humus stable. On se gardera d'extrapoler ce résultat aux limons soumis au surchaulage intensif ni aux terrains granitiques très acides. En effet, les travaux poursuivis par les microbiologistes démontrent que les processus biogéochimiques présidant à la transformation des matières organiques dans le sol varient beaucoup avec les conditions de milieu et de pédogénèse.

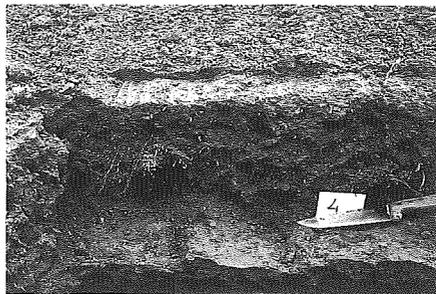
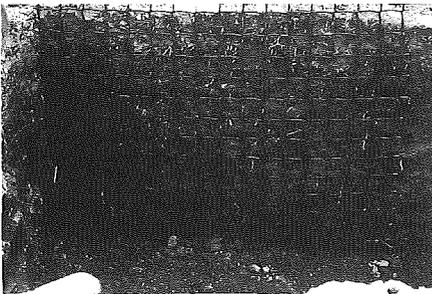
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

• Les résultats issus de cette expérimentation montrent qu'en limons battants, la recherche et l'entretien d'un état calcique

satisfaisant constituent un objectif intéressant au niveau agronomique : le chaulage améliore sensiblement la fertilité physique, chimique et biologique du sol. Le diagnostic repose prudemment sur la convergence de plusieurs critères : un pH eau voisin de 6,9, une teneur en CaO échangeable proche de 1,9 % (ou au delà), un écart entre le pH eau et le pH KCl de l'ordre de 0,5 définissent à notre sens un état calcique satisfaisant en limon battant.

En revanche, la pratique du surchaulage ne paraît ni solidement justifiée, le simple chaulage améliore déjà sensiblement le comportement du sol au champ, ni intéressante, l'assimilabilité du phosphore et de la majorité des oligo-éléments régresse au delà de la neutralité, ni prudente, l'interaction positive du chaulage sur la fertilité biologique, mise en évidence dans le cadre d'une politique d'entretien, reste à vérifier au delà. On suivra donc avec intérêt l'expérimentation sur le surchaulage mise en place dans les limons du Bournaï (Indre-et-Loire).

Les seuls résultats d'analyse de terre issus du laboratoire sont insuffisants pour ajuster le conseil ; il faut connaître correctement le fonctionnement hydrique du sol ainsi que les caractéristiques du système de cultures pratiqué ; ces deux critères définissent la hiérarchie des priorités pour élaborer un plan de chaulage au niveau d'une exploitation ; on retiendra notamment que chaulage et drainage se conjuguent parfaitement. On ne saurait en effet occulter la dimension économique liée à la pratique du chaulage et recommander aux agriculteurs l'utilité de contrôler périodiquement la fertilité chimique de leurs sols pour une gestion optimale.



Dans une expérimentation au champ, le profil culturel est devenu outil irremplaçable (cf guide méthodique du profil culturel, H. Manichon, Y. Gautroneau, 1987)

• Le protocole mis en oeuvre est riche d'enseignements ; on esquissera rapidement les réflexions critiques suivantes :

- la conception du dispositif : le choix de mettre en place un réseau d'essais simples, intégrant les gradients de variation du milieu et la diversité régionale des systèmes de cultures a sensiblement renforcé les possibilités d'extrapolation des résultats ;
- la constitution de l'échantillon : se donner le temps d'une "campagne à blanc" pour choisir correctement les sites (histoire culturelle, profil pédologique, caractéristiques physicochimiques...) et rôder le protocole constitue souvent un "voeu pieu" dans la pratique, et pourtant, c'est primordial ;
- la méthode de diagnostic basée sur l'observation qualitative du profil cultural,

mise au point par H.Manichon, a joué un rôle fondamental pour mettre en évidence les répercussions du chaulage sur la fertilité physique. On ne peut que recommander l'observation du profil cultural au semis, en prenant soin de le stratifier latéralement (L1, L2, L3) ; l'observation du profil avant récolte devient plus aisée. On peut objectiver les évaluations qualitatives par des mesures de pénétrométrie, impérativement subordonnées à la stratification préalable du profil.

Pour une question de moyens, nous avons délimité un sous système sol-racines, sans contrôler systématiquement le rendement. Ce dernier constitue, à notre sens, une variable de réponse trop lointaine du végétal = par exemple, une protection insuffisante de la culture en fin de cycle peut très bien

masquer un effet pourtant positif du chaulage sur le profil. Pour cette raison, nous avons préféré chiffrer les gains de colonisation racinaire.

Concernant les contrôles analytiques en laboratoire, regrettons ici une lacune dans notre protocole : l'absence de prélèvements de terre dans les horizons sous-jacents à la couche labourée ; soulignons aussi l'intérêt de conserver les échantillons durant toute l'expérimentation : nous aurions pu faire une comparaison extrêmement intéressante des méthodes Dyer et Olsen, en lien avec l'état calcique ! Parallèlement, le protocole appliqué pour évaluer les répercussions du chaulage sur la biomasse microbienne nous paraît prometteur et reproductible en d'autres lieux. ■

Bibliographie

- Bessières (Ph) - 1980 - Eléments nouveaux pour raisonner l'utilisation des amendements calcaires en sol acide.. *CRA n°23-30*, pp. 151-169.
- Boiffin (J) - Sébillotte (M) - 1977 - Le phosphore et son emploi dans l'exploitation, 349 p. *INAPG*
- Fertilité du milieu et Agriculture - *BTI - 1982 - n° 370-372*
- Chaussod (R), Houot (S), Guiraud (G) and Hétier (JM) - 1987 - Size and turnover of the microbial biomass in agricultural soils : laboratory and field measurements. In *Nitrogen efficiency in agricultural soils. Elsevier Appl. Sci.*, pp. 312-326.
- Coppenet (M) - 1980 - Amendements calcaires - Chaulage. *Techniques Agricoles*, T.5, fasc. 1220, 10 p.
- Coppenet (M) et al. - 1986 - Etat calcique et fertilité : le chaulage. *Acta, Paris*, 170 p.
- Oades(JM) - 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5, pp. 35-70.
- Duchaufour (P), Ssouchier (B) - 1980 - PH. et besoins en chaux. *CRA n°4*, p 391.
- Dulhull (J) - 1973 - Eléments d'écologie et d'agronomie, *tomes 1,2,3 - Paris Edition Baillière et Fils.*
- Fabre (B) - 1989 - Amélioration du récépenteil régional de fertilisation P,K,Ca,Mg en Rhône Alpes "Chambre Régionale Rhône Alpes - ISARA" (à paraître).
- Fabre (B), Kockmann (F) - 1987 - Relance du chaulage en Bresse Chalonnaise. *BTI n°416 p 3-19.*
- Fauché (J), Cristin (M) - 1981 - Effets des fertilisants minéraux sur l'acidité du sol. *TUA n°8 : 5-8.*
- Fournet (MJ), Ortscheit (D) - 1985 - Répercussions des amendements calcaires sur les limons battants en Bresse Chalonnaise. *MFE ISARA Lyon*, 95 pages.
- Gaiffe (M), Duquet(B), Tavant (H), Bruckert (S) - 1984 - Stabilité biologique et comportement physique d'un complexe argilo-humique placé dans différentes conditions de saturation en calcium ou en potassium. *Plant & Soil*, 77, pp. 271-284.
- Haynes (RJ) - 1984 - Lime and phosphate in the soil-plant system. *Adv. Agron.*, 37, pp. 249-315.
- Kockmann (F), Fabre (B) - 1989 - Chaulage et modifications de la fertilité physique en sols limoneux hydromorphes "Agricultural Engineering", ed. Dodd & Grace, tome 3, pa 1817, 8 p.
- Kockmann (F), Fabre (B) - 1988 - Chaulage sur limons en Bresse in 3° Forum de la fertilisation raisonnée, *COMIFER p.131-134.*
- Linères (M) - 1977 - Contribution de l'ion calcium à la stabilisation biologique de la matière organique des sols. *Thèse Univ. Bordeaux III*, 60 p.
- Manichon (H) - 1982 - Influence des systèmes de cultures sur le PC : élaboration d'une méthode de diagnostic basée sur l'observation morphologique. *Thèse INAPG*, 214 pages.
- Manichon (H) - 1986 - Observation morphologique de l'état structural et mise en évidence d'effet de compactage des horizons travaillés. *Colloque CEE. Sol dégradation. Septembre 85, Avignon.*
- Manichon (H), Gautronneau (Y) - 1987 - Guide méthodique du profil cultural. *ISARA Lyon*, 70 pages.
- Monnier (G), Stengel (P), Guénié (J) - 1981 - Recherches de critères de la fertilité physique du sol et de son évolution en fonction du système de culture. *CR du Coll. Agrimed CEE. Evolution du niveau de fertilité des sols. Bari*, 28-29/81.
- Nicolardot (B), Chaussod (R), Catroux (G) - 1982 - Revue des principales méthodes disponibles pour mesurer la biomasse microbienne et ses activités "Sciences du sol - *Bulletin de l'AFES" n°4*, 8 p.
- Papy(F) - 1982 - Praticabilité du milieu et itinéraires techniques INRA SAD - *BTI 370-372 - p 375 à 381.*
- Vlinatier (JM), Kockmann (F), Fabre (B), Gautronneau (Y) et AL - 1988 - Fertilité physique et Travail du sol "Chambre Régionale Rhône Alpes" - 118 p.

BODENVERSAUERUNG

P. FITZE, A. BURRI, M. ACHERMANN

Geographisches Institut der Universität Zürich, Winterthurerstr. 190, 8057 Zürich

N. KUHN, J. POLOMSKI

WSL, Zürcherstr. 111, 8903 Birmensdorf

1. BODENVERSAUERUNG ALS NATUERLICHER ALTERUNGSPROZESS

Mit Bodenversauerung kann grundsätzlich jeglicher Verlust der basischen Wirkung eines Bodens bezeichnet werden. Dieser Verlust drückt sich unter anderem durch eine Zunahme der H_3O^+ -Konzentration in der wässrigen Bodenlösung aus, was gleichbedeutend mit sinkendem pH-Wert ist. Unterschiedliche natürliche Prozesse müssen dabei als H^+ -Lieferanten in Betracht gezogen werden. Speziell zu erwähnen sind:

- H^+ -Ionenabgabe der Pflanzenwurzeln bei der Aufnahme von kationischen Nährelementen
- Bildung von Säuren bei biologischen Prozessen (Humifizierung von Biomasse, Wurzelatmung)
- H^+ -Lieferung durch Niederschlag
- Oxidation von Fe^{2+} - und Mn^{2+} -Verbindungen (wechselfeuchte resp. drainierte Böden)

Die durch diese Vorgänge im Boden freiwerdenden Protonen können von unterschiedlichen Pufferreaktionen neutralisiert werden. Dabei werden etappenweise die Pufferbereiche des Karbonats, des Silikats, der Austauscher und des Al und Fe durchschritten (Ulrich, 1981).

Diese kontinuierlich ablaufende Versauerung schreitet entsprechend dem perkolierenden Wasser im Verlauf der Zeit im Bodenprofil von oben nach unten fort. Dies ist besonders gut ersichtlich anhand der Entkarbonatisierungstiefe eines Bodenprofils, also dem Uebergang vom Karbonat- zum Silikatpuffer. Beeinflusst wird die Lage dieser Grenze grundsätzlich neben dem Zeitfaktor noch durch das Muttergestein und durch die Klimaelemente Niederschlag und Temperatur.

Unter Berücksichtigung dieser Kenntnisse kann folglich vom Grad der Versauerung, speziell von der Entkarbonatisierungstiefe eines gewachsenen Bodens, auf dessen pedogenes Alter geschlossen werden. Mit dieser Möglichkeit der Altersbestimmung und den daraus gewonnenen Erkenntnissen zur Bodenbildungsrate befassen wir uns seit einiger Zeit. Zumal gewinnt man durch entsprechende Untersuchungen auch Einblicke in die Landschaftsgeschichte einer Region.

Abbildung 1 zeigt die Entkarbonatisierungstiefen der drei Bodenprofile Gubrist ("A", ca. 8 km NW von Zürich), Lenibuck ("B", ca. 20 km NNW von Zürich) und Siglisdorf ("C", ca. 24 km NNW von Zürich), alle drei auf einer Höhe zwischen 450 und 600 Meter über Meer.

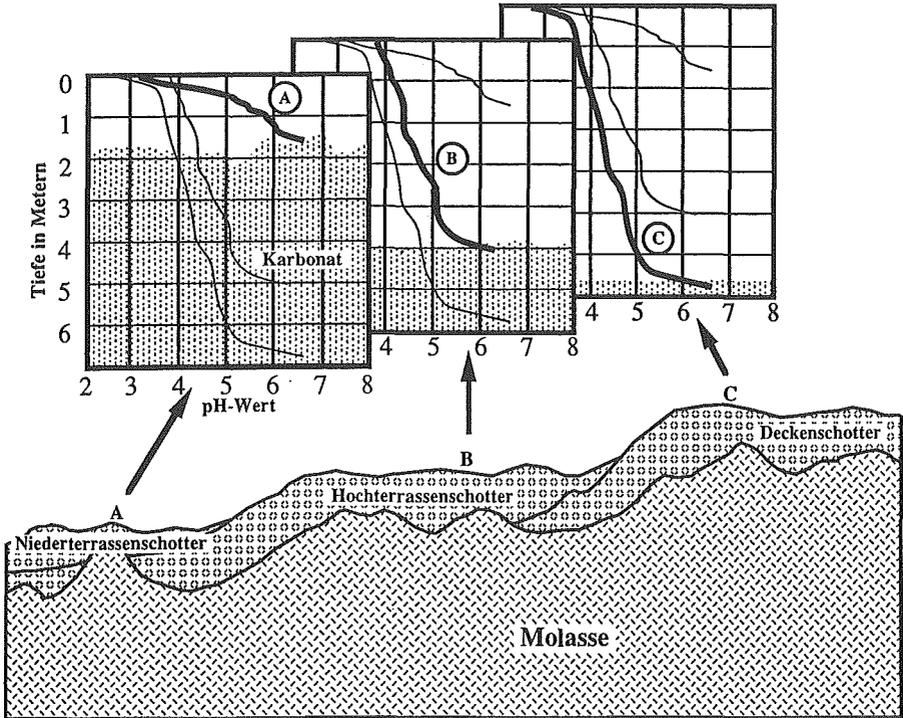


Abb. 1: Entkarbonatisierungstiefe von Böden unterschiedlichen Alters

Das Profil Gubrist (A) liegt dabei auf der stratigrafisch jüngsten Schicht, einem moränenbedeckten Niederterrassenschotter, welcher während der Würmeiszeit akkumuliert wurde. Die Bodengesehe dürfte seit rund 15'000 Jahren andauern. Lediglich die obersten Zentimeter des Profils müssen als stark sauer eingestuft werden. Die Prozesse der Karbonatlösung und -verlagerung konnten bei diesen insgesamt mässig versauerten Böden des schweizerischen Mittellandes bis auf eine Tiefe von knapp zwei Metern fortschreiten.

Böden, die sich auf risseseiszeitlichen Ablagerungen entwickelt haben, weisen ein Alter von maximal 100'000 Jahren auf. Dazu gehört das Profil "B", Lenibuck. Bei solchen stark versauerten Böden der Hochterrassenschotter liegt die Entkarbonatisierungstiefe bei ca. 5 Meter. Bis auf eine Tiefe von rund 4 Meter ist der Boden als

stark sauer zu bezeichnen. Die pH-Kurve verläuft im Gegensatz zu jener am Gu-
brist deutlich steiler.

Bei einem noch älteren Boden auf mineralisch ähnlichem Ausgangssubstrat kommt
eine Kurve mit derselben Steigung weiter in Richtung tieferer pH-Werte zu liegen.
Die Entkarbonatisierungstiefe liegt allerdings deutlich unterhalb von 5 Metern. Der
untersuchte Boden bei Siglisdorf (C) hat sich auf sogenannten Deckenschottern,
also gүнz- bis mindeleiszeitlichem Material gebildet. Das Ausgangssubstrat ist so-
mit vor mindestens 200'000 Jahren abgelagert worden. Die Karbonatgrenze ent-
sprechender Böden des schweizerischen Mittellandes ist in einer Tiefe von sieben
Metern zu finden. Diese Böden sind somit extrem tiefgründig versauert.

1.1 Schwierigkeiten bei der Interpretation von pH-Daten

Die Probleme, welche man bei der Interpretation von pH-Werten berücksichtigen
muss, haben unterschiedliche Ursachen.

Grundsätzlich muss festgehalten werden, dass der pH-Wert allein nicht der ideale
Indikator zum Nachweis der Bodenversauerung darstellt, denn der Verbrauch von
basischen Substanzen durch die Neutralisation der Protonen kann damit innerhalb
eines Pufferbereiches nicht erfasst werden.

Zudem sind beim Vergleich älterer mit neueren Daten Fehler abzuschätzen, die
durch unterschiedliche Analysemethoden entstehen. So wurde früher die pH-Bes-
timmung oft in einer Chinhydrion-Lösung mit einer Platin-Elektrode durchgeführt.
Damit wurden aber im Vergleich zur heute gebräuchlichen Methode mit der Glas-
elektrode in CaCl_2 deutlich höhere Werte gemessen. Allgemein muss festgehalten
werden, dass selbst bei Angabe der Methoden jeglicher Vergleich unterschiedlich
erhobener pH-Messwerte problematisch ist.

Im weiteren sind die natürlich und anthropogen bedingten Einflussgrössen abzu-
klären, welche auf die zu untersuchende Lokalität einwirken. So ist speziell an
Hangprofilen die geomorphologische Lage des Standortes unbedingt zu berück-
sichtigen. Am Mittelhang wird man aufgrund immerwährender Erosionsprozesse
die Karbonatgrenze in geringerer als der zu erwartenden Tiefe feststellen. Anderer-
seits wird diese Grenze am Hangfuss durch das von oben akkumulierte Material
fortlaufend überdeckt, die Karbonatgrenze wird somit erst in sehr grosser Tiefe re-
gistriert. Wird hingegen dauernd basisches Material nachgeführt, kann überhaupt
keine Karbonatgrenze erkannt werden.

Unabhängig von deutlichen Reliefunterschieden oder Differenzen einzelner Klima-
elemente können pH-Verhältnisse kleinräumigen und zeitlichen Schwankungen
unterliegen (Abb. 2). Zu diesem Problemkreis wurden vier Lokalitäten auf dem Gu-
bristplateau im Verlaufe eines Jahres untersucht. Die beiden Teststellen Laubwald
und Fichte sind 200 Meter voneinander entfernt, die Distanz der Lokalität I zu II be-
trägt jeweils 1,5 Meter. Als Ausgangssubstrat liegt würmeiszeitliche Grundmoräne
vor. Die Probenahme erfolgte bis auf eine Tiefe von 10 cm, wobei die organische
Auflage zuvor entfernt wurde. Die Resultate weisen eindeutig auf die örtlichen und
zeitlichen Schwankungen hin. Man stellt grosse pH-Differenzen an benachbarten
Profilen sowohl unter gleicher als auch unter unterschiedlicher Vegetation fest. Zu-
dem schwanken die pH-Werte während des Jahres am einzelnen Profil deutlich.

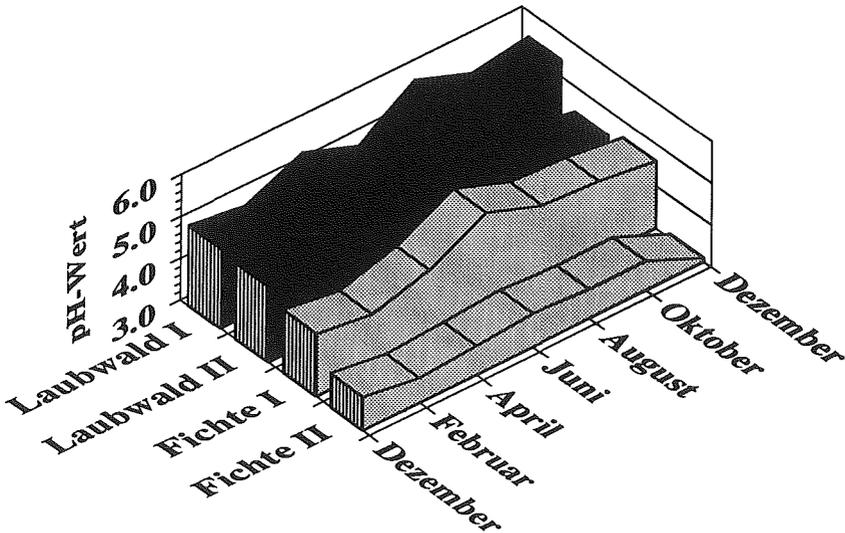


Abb. 2: Zeitliche und örtliche Schwankungen der pH-Verhältnisse

2. BODENVERSAUERUNG AUF IMMISSIONSBELASTETEN STANDORTEN

2.1 Einleitung und Problemstellung

Dem Versuch, eine anthropogen beeinflusste Bodenversauerung in der Schweiz nachweisen zu können, stehen methodische und analytische Schwierigkeiten im Wege. Erforderlich für einen entsprechenden Nachweis sind bei hohen räumlichen und saisonalen pH-Variationen "identische" Beprobungsstellen, sowie vergleichbare Untersuchungszeitpunkte und Labortechniken.

Diese drei Voraussetzungen sind bei einer zur Zeit laufenden Untersuchung in einem Mischwald bei Möhlin-Wallbach (Unteres Fricktal, Kanton Aargau) erfüllt. Das knapp 4 km² grosse Waldareal liegt über fluvialen Rheinschottern (Unterforst) und lössartigen Substraten (Oberforst), auf denen sich mässig bis stark pseudovergleyte Parabraunerden bilden konnten.

Das Ziel dieser Untersuchung ist es, bodenchemische Veränderungen, insbesondere die Bodenazidität und die Elementgehalte, über längere Zeiträume zu beobachten und ihre Ursachen zu diskutieren.

In den Jahren 1969 und 1988 wurden an 63 jeweils identischen Lokalitäten nach Entfernen der organischen Auflage (O-Horizont) Mischproben der obersten 5 cm des Ah-Horizontes entnommen. 1989 erfolgten die Laboranalysen sowohl der luftgetrockneten, in verschweissten Polyäthylenebeuteln aufbewahrten Bodenproben von 1969, als auch der neuen von 1988. Bestimmt wurden die pH(CaCl₂)-Werte und die Gehalte von 20 Elementen in 2 M HNO₃- und in NH₄OAc-EDTA-Extrakten.

2.2 Resultate

2.2.1 pH-Messungen

Abbildung 3 zeigt die Resultate aus den beiden Messungen von 1969 und 1988. Die hintereinander stehenden Säulen repräsentieren die pH-Verhältnisse desselben Bestandes während der beiden Messjahre.

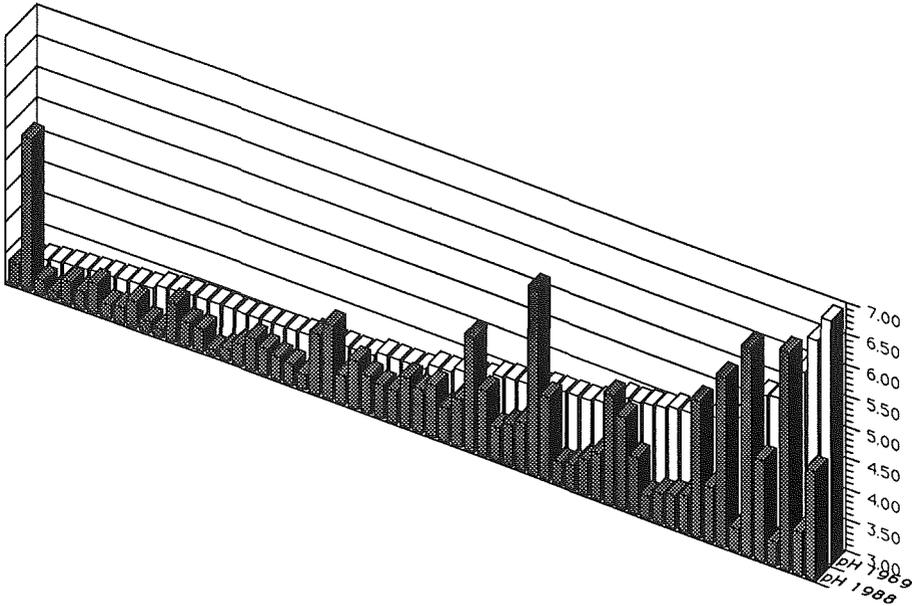


Abb. 3 : Veränderung der pH-Werte zwischen 1969 und 1988 an 63 Waldstandorten (oberste 5 cm der Mineralerde)

Deutlich sind sowohl positive als auch negative pH-Veränderungen festzustellen. Zwei Drittel der 63 Wertepaare zeigen eine Versauerung an, wogegen ein Drittel der Lokalitäten basischer wurde. Die gegenüber 1969 sehr deutlich erhöhten Werte sind auf Basenimport zurückzuführen, liegen doch einzelne betroffene Probestellen im grundwasserbeeinflussten Uferbereich des Rheins. Auch Ueberschwemmungen zwischen 1969 und 1988 sind als Ursache für die Aufbasungsbeträge denkbar. Zwischen diesen Beträgen und dem Referenz-pH (1969) besteht kein Zusammenhang. Dies ist insofern verständlich, als die massive Zufuhr von Basen (evtl. in Form von Schlamm und Sand) zu einer weiteren Schicht geführt hat, deren pH-Wert von demjenigen der darunter liegenden, alten Schicht unabhängig ist. Auffallend ist die Abhängigkeit der Versauerungsbeträge vom Referenz-pH (1969) (vgl. Abb. 4). Die grössten Absenkungsbeträge sind an Standorten zu verzeichnen, welche um 1969 noch im "Neutralbereich" lagen, während die geringsten jenen Lokalitäten zuzuordnen sind, bei denen bereits 1969 stark saure Verhältnisse vorlagen.

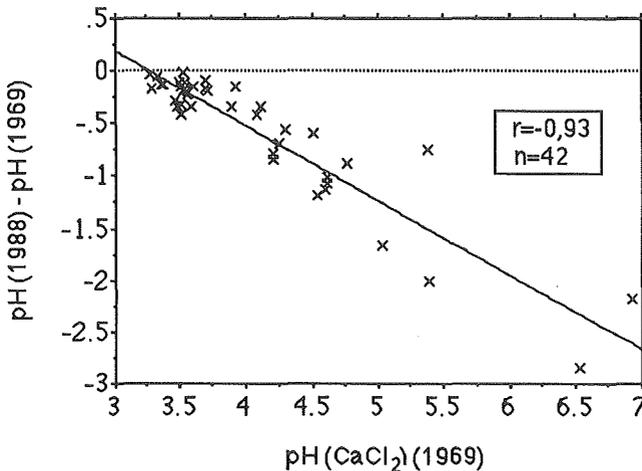
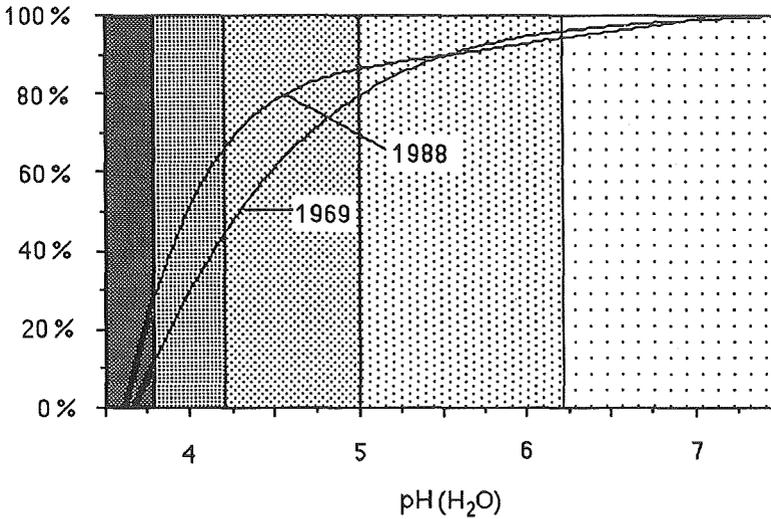


Abb. 4: Die Versauerungsbeträge als Funktion des Ausgangs-pH (1969)

Diese Tendenz ist einerseits aufgrund der logarithmischen Definition des pH-Wertes zu erwarten. Andererseits ist die Protonenbelastung basischer Standorte bei gleichem Säureeintrag höher als diejenige von sauren, weil in basischen Böden im Unterschied zu sauren auch schwache Säuren, wie zum Beispiel H_2CO_3 , dissoziieren können.

Eine Konsequenz aus den veränderten pH-Verhältnissen ist eine andere Verteilung der Oberbodenhorizonte auf die von Ulrich (1981) definierten Pufferbereiche: Abb.5 zeigt die Summenhäufigkeitsverteilungen der pH-Werte während der beiden Messjahre 1969 und 1988. (Die Zuordnung einer Bodenprobe zu einem Pufferbereich erfolgte über den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert, welcher je nach Autor um etwa 0,5 Einheiten oberhalb des $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wertes liegt.)

Deutlich ist auch hier die Versauerung durch die prozentual stärkere Belegung des Aluminium- und des Fe-Pufferbereiches der rezenten Proben festzustellen: 1969 befanden sich 44 % aller Proben im Al- oder im Fe-Pufferbereich, während 1988 schon 66 % aller untersuchten Oberböden in diesen ökophysiologisch bereits problematischen Pufferbereichen liegen. Ulrich (1984) stellt unterhalb $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 4,2, also in den soeben erwähnten Pufferbereichen, bereits Aluminium-Toxizität fest, wobei die Ca^{2+} -Konzentration (Ca/Al-Verhältnis) und das Vorhandensein organischer Verbindungen zur Komplexierung des Al^{3+} -Ions ebenfalls eine Rolle spielen. Die Aktivierung des Al- und Fe-Puffers geschieht zur Hauptsache "auf Kosten" des Austauscher-Puffers, dessen Anteil von 34 % im Jahre 1969 auf 19 % im Jahre 1988 sank. Als Folge von Basenzufuhr im Uferbereich des Rheins, welcher durch Grundwasser, möglicherweise aber auch durch Ueberschwemmungen geprägt wird, liegen 1988 8 % aller Proben im Karbonat-Pufferbereich, was gegenüber 1969 eine Zunahme von 2 % bedeutet.



Legende

-  Karbonat - Puffer
-  Silikat - Puffer
-  Austauscher - Puffer
(Pufferung an Plätzen variabler Ladung)
-  Aluminium - Puffer
-  Eisen - Puffer

Abb. 5: Summenhäufigkeitsverteilung der pH-Werte in den Jahren 1969 bzw. 1988

2.2.2 Veränderung von Elementkonzentrationen

Die innerhalb einer sehr kurzen Zeitspanne von 19 Jahren festgestellten Veränderungen der pH-Werte dürfen aus den weiter oben erwähnten Gründen lediglich als Indiz für eine erfolgte Bodenversauerung betrachtet werden. Gestützt wird dieser Befund jedoch durch deutliche Gehaltsveränderungen von Elementen wie Ca, Mg, Al und Fe, welche in einem engen Zusammenhang mit den Pufferreaktionen des Bodens stehen (Abb. 6).

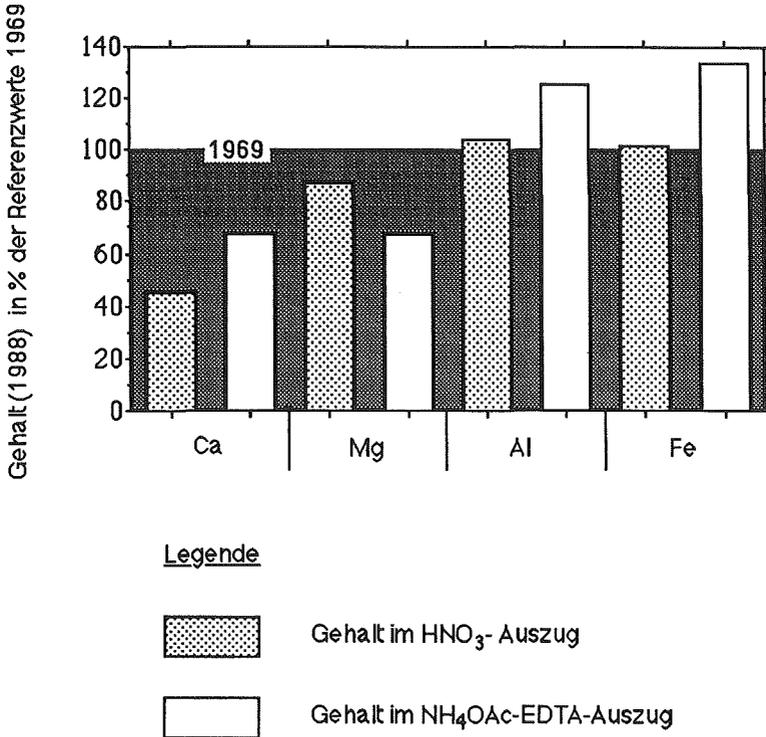


Abb. 6: Mittlere Gehalte der Elemente Ca, Mg, Al und Fe um 1988 in % der Referenzwerte 1969 (n=61)

In beiden Auszügen sind für die Nährstoffe Ca und Mg deutliche Verluste zu verzeichnen. Die statistisch engen Beziehungen zwischen den pH-Veränderungsbeiträgen und den Erdalkali-Gehaltsdifferenzen (Ca: $r=0,8$ und Mg: $r=0,82$ / $n=63$) weisen darauf hin, dass die Protonenbelastung zu erheblichen Ca- und Mg-Verlusten geführt hat (Abb. 7, für Ca), was als Ausdruck der intensiven Belastung der Carbonat-, Silikat- und Austauscher-Puffersysteme interpretiert werden muss. Besonders auffällig ist die 54 %-ige Reduktion des durchschnittlichen Ca-Gehaltes im HNO₃-Auszug.

Entsprechend der stärkeren Belegung der Aluminium- und Eisen-Pufferbereiche haben die leicht löslichen Al- und Fe- Gehalte im Durchschnitt um 24 % bzw. 37 % zugenommen. Diese Zunahmen sind vor allem dort zu verzeichnen, wo pH-Ab-senkung festzustellen ist (Abb. 8). Mit grosser Wahrscheinlichkeit sind diese Zu-nahmen Ausdruck vermehrter Aktivität des Al-Puffers. Andererseits haben die leicht löslichen Al-Gehalte dort abgenommen, wo die pH-Verhältnisse basischer ge-worden sind.

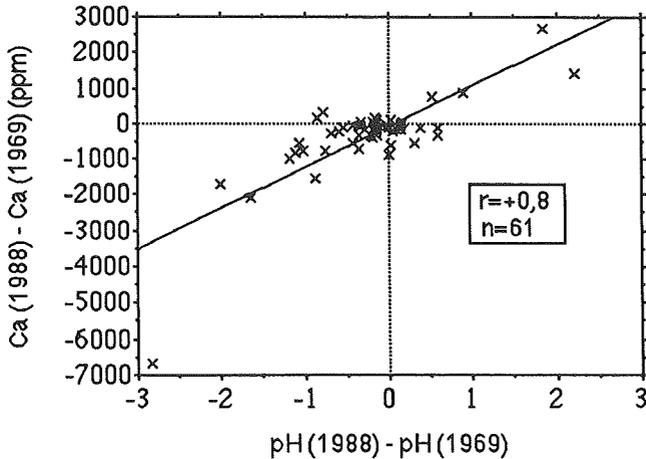


Abb. 7: Beziehung zwischen den pH-Veränderungsbeträgen und den Ca-Gehaltsdifferenzen [Ca (1988) - Ca (1969)] im $\text{NH}_4\text{OAc-EDTA}$ -Auszug

Die "Totalgehalte" dieser Elemente haben sich dagegen kaum verändert. Daraus lässt sich schliessen, dass im Durchschnitt noch keine bedeutende Al- und Fe-Verlagerung stattgefunden hat. Bei weiterer Versauerung muss jedoch zunehmend mit einer Al- und eventuell sogar Fe-Mobilisierung gerechnet werden.

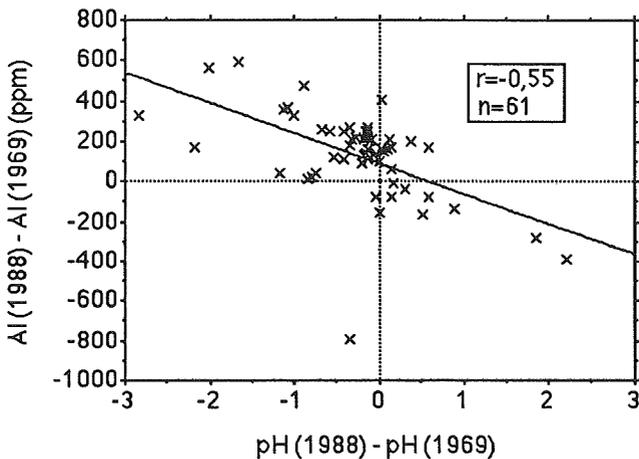


Abb. 8: Beziehung zwischen den Versauerungsbeträgen und den Al-Gehaltsdifferenzen [Al (1988) - Al (1969)] im $\text{NH}_4\text{OAc-EDTA}$ -Auszug

3. VERSAUERUNG BEDEUTET VERLUST DER FILTER- UND PUFFERFUNKTION

An drei Stellen am Gubrist wurde der Bestandesniederschlag (gemäss Bergerhoff-Richtlinien) periodisch aufgefangen und bezüglich einiger Elemente und Verbindungen untersucht. Gleichzeitig wurden dieselben Inhaltsstoffe sechs verschiedener Quellwässer bestimmt (HNO_3 -Aufschluss und anschliessend Analysen mit AAS resp. Ionenchromatographie).

Gegenüber den Anionen (Cl^- , SO_4^{2-}) verhält sich der Boden offensichtlich als inertes System, die Menge, die den Boden verlässt, ist etwa gleich gross wie der Eintrag. Die hohen Ca- und Mg-Gehalte im Quellwasser belegen die starke Entbusung des Bodens (Abb. 9). Ein grosser Teil bestimmter Bodenhorizonte liegt demnach noch im Bereich des Karbonatpuffers. Die Bodenversauerung schreitet dort voran, ohne dass dabei eine pH-Senkung festzustellen ist. Der Boden ist eine eigentliche Quelle für Ca und Mg. Der Schadstoff Pb wird in den vorliegenden Böden meist spezifisch adsorbiert und somit (vorerst) aus dem Stoffkreislauf gefiltert. Für Pb ist die Filterfunktion des Bodens selbst bei tiefen pH-Werten (die meist mit hohen Anteilen an organischem Material verbunden sind) gewährleistet. Zn hingegen kann bei sinkenden pH-Verhältnissen mobilisiert werden, womit eine Verlagerbarkeit bis in (oberflächennahe) Quellen ermöglicht wird. Diese Tendenz ist selbst in den jungen Böden des Gubrist nachweisbar.

Um den Zustand der Filter- und Pufferwirkung des Bodens abschätzen zu können, wurden Wasseranalysen aus oberflächennahen Quellen durchgeführt und mit Quellwasser aus tieferen Schichten verglichen. Wir nehmen an, dass das Wasser, welches vorwiegend oberflächennahe Quellen speist, kaum mehr durch pH-neutralisierende Bodenschichten sickern kann und somit nicht mehr abgepuffert wird. Gewisse, einmal in Lösung gelangte Elemente und Verbindungen könnten somit auch nicht mehr gefiltert werden.

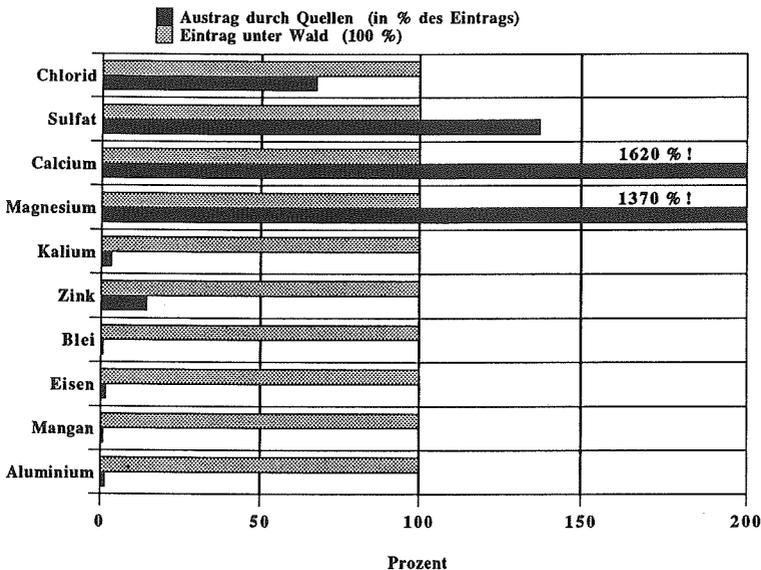


Abb. 9: Durchschnittliche Ein- und Austräge von verschiedenen Elementen auf Böden am Gubrist mit unterschiedlichen pH-Werten

Abbildung 10 zeigt, dass Al- und Fe-Konzentrationen der oberflächennahen Quelle zumindest zeitweise sehr hoch sind. Die Werte deuten darauf hin, dass in den stark sauren, oberen Bodenschichten bereits der Al- resp. Fe-Pufferbereich erreicht ist. Die Quellen, deren Wasser zuvor durch mächtigere, noch karbonatreiche Bodenschichten perkoliert ist (Tiefenquellen), weisen hingegen geringere Al- und Fe-Konzentrationen auf. Die jeweils ausgeglichenen Sulfatkonzentrationen über das Jahr zeigen, dass die Konzentrationsschwankungen von Fe und Al in einzelnen Monaten echte Spitzenbelastungen darstellen, und nicht etwa eine Folge des Wasserhaushaltes (weniger perkolierendes Wasser) sind.

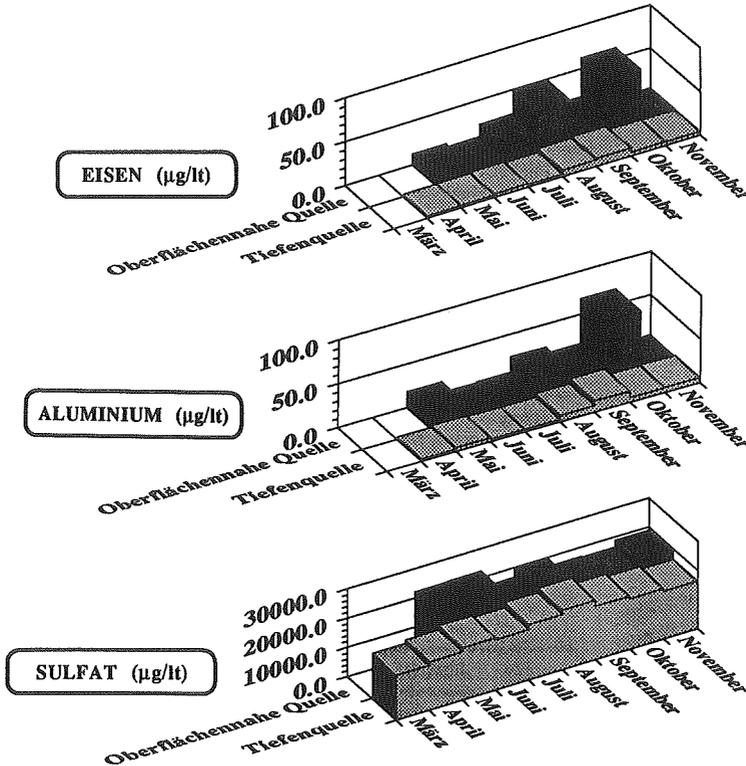


Abb. 10: Durchschnittliche Monatswerte der Al-, Fe- und Sulfatkonzentration von Wasser aus Quellen unterschiedlicher Tiefen

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die je nach Lokalität verschieden ausgeprägten Puffersysteme wirken dem Prozess der Bodenversauerung - verstanden als langfristige pH-Absenkung - entgegen. Der Grad der natürlichen Versauerung eines Bodens kann in Beziehung zum Beginn der Pedogenese gesetzt werden. Allerdings muss man annehmen, dass über die Belastung der Atmosphäre in jüngster Zeit der Versauerungsprozess beschleunigt worden ist. Wichtig ist auch die Feststellung, dass aufgrund eines ge-

messenen pH-Wertes nur der momentan aktivste Pufferbereich bekannt wird, jedoch keine Aussagen über die eigentlichen basischen Reserven zulässig sind. Die bereits kurzzeitig nachweisbare Verschiebung zahlreicher Böden in saurere Pufferbereiche unterstützen daher die Annahme eines anthropogen beschleunigten Versauerungsprozesses.

Aufgrund von Quellwasseruntersuchungen ist es möglich, ein sich bereits abzeichnender Verlust der Puffer- und Filterfunktion gewisser Böden als Folge der Versauerungstendenz festzustellen.

Die hohen raum-zeitlichen Variationen verschiedener Bodenparameter erfordern jedoch weitreichende, über möglichst lange Zeiträume wiederholbare Beobachtungen zur Bestätigung oder Relativierung der festgestellten Trends.

CONCLUSIONS

L'effet des systèmes tampons, dont l'intensité varie d'un endroit à l'autre, contrevient au processus de l'acidification du sol, c'est-à-dire qu' il entraîne, à longue échéance, une diminution de la valeur pH. Il est possible d'établir une relation entre le degré d'acidité naturelle d'un sol et le début de la pédogénèse. Pourtant tout laisse à supposer que ce processus a été accéléré par l'homme ces derniers temps. Il est également important de constater que la valeur pH indique uniquement la zone tampon la plus active au moment de l'analyse; elle ne donne aucun renseignement valable sur la valeur intrinsèque des réserves basiques. Le déplacement, déjà prouvable, de nombreux sols dans des zones tampons acides confirme dès lors l'hypothèse que l'accélération du processus d'acidification est due à des causes anthropiques.

Les analyses d'eau de source ont aussi permis de reconnaître que la tendance à l'acidification entraîne la perte des fonctions de tampon et filtrage de certains sols. Etant donné l'importance des variations spatio-temporelles de divers paramètres, ces tendances ne pourront être confirmées ou relativisées que sur la base d'observations répétées et effectuées sur une large échelle durant une période la plus longue possible.

Traduction Monique Dousse, FNP

LITERATUR

- Burri, A. (1991): Untersuchungen zum Nachweis einer Bodenversauerung in der Schweiz. Diplomarbeit Geographisches Institut Uni Zürich
- Egli, M. (1989): Bestandesniederschlag und Quellwasser am Gubrist: Ein Vergleich zwischen Ein- und Austrag ausgewählter Kationen und Anionen. Diplomarbeit Geographisches Institut-Uni Zürich
- Fitze, P. et al. (1989): Landschaftsökologisches Forschungsprojekt "Gubrist". Vol. 29 aus der Reihe: Physische Geographie. Geographisches Institut Uni Zürich
- Kuhn, N. (1990): Veränderung von Waldstandorten. Schlussberichte Programm Sanasilva 1984-1987, Bericht 319, WSL Birmensdorf
- Ulrich, B. (1981): Oekologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 144, S. 289-305
- Ulrich, B. et al. (1984): Untersuchungsverfahren zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. Sonderdruck aus: Der Forst- und Holzwirt, 39. Jg. (1984), S. 278-286

Saure und stark saure landwirtschaftlich genutzte Böden - eine empirische Studie der letzten vier Dekaden

von Albrecht Siegenthaler, Fritz Schär und Peter Katz

Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene,
3097 Liebefeld-Bern (Direktor: Prof. Dr. J. von Ah)

Einleitung

Die Versauerung der Böden ist ein natürliches, bekanntes Phänomen- praktisch bei allen Bodentypen vorkommend.

Die Forschungsanstalten unseres Landes untersuchen jährlich rund 50 000 Bodenproben auf wichtigen Eigenschaften für die Düngung. Auf das Gebiet der Forschungsanstalt Liebefeld (Abbildung 1) entfallen rund 20'000 dieser Bodenproben. Die Untersuchungsergebnisse werden regelmässig ausgewertet.

Die Interpretation dieser Auswertung ist nicht immer unproblematisch, da bei weitem nicht alle Betriebe erfasst werden und das Datenmaterial somit bereits eine Auswahl darstellt (Probenahme: Abbildung 2).

Die grosse Anzahl untersuchter Böden lässt dennoch interessante Schlussfolgerungen zu, insbesondere dann, wenn die Auswertung über eine gewisse Zeitspanne erfolgt.

Bodenazidität und pH-Wert

Unter "Bodenazidität" versteht man, nach streng chemischer Definition die Fähigkeit eines Bodens, Protonen (positiv geladene Atomkerne des Wasserstoffs (H-Ionen)) an die Bodenlösung abzugeben. Sie werden im Boden in überwiegender Masse von den austauschfähigen Bodensubstanzen (Tonmineralien, Humus) geliefert und nur zum geringsten Teil von wasserlöslichen Säuren oder sauren Salzen. Als Mass für die Bodenazidität gilt heute allgemein der pH-Wert.

Abbildung 1: Das Untersuchungsgebiet

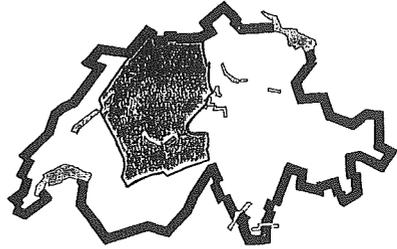


Abbildung 2: Probenahme



Da die Menge an verfügbaren Nährstoffen und Schadelementen und die Struktur eines Bodens entscheidend durch den pH-Wert beeinflusst werden, ist ein optimaler pH-Bereich für die pflanzliche Produktion von entscheidender Bedeutung

Messung des pH-Wertes

Zur Bestimmung des pH-Wertes im Boden wird an den landwirtschaftlichen Forschungsanstalten eine Aufschlammung von Boden mit destilliertem Wasser gemacht (Verhältnis 1 : 2.5) und der pH-Wert mit einer Glaselektrode bestimmt.

Nachteilige Veränderungen des pH-Wertes

Für eine Bodenversauerung kommen folgende Ursachen in Frage:

- Auswaschung von basisch wirkenden austauschbaren Kationen
- Erhöhte Nährstoffentzüge durch die Pflanze (Calcium, Magnesium, Kalium) bei intensiver pflanzenbaulicher Produktion
- Saure Depositionen aus der Atmosphäre
- Sauer wirkende Dünger (bspw. Ammoniumsulfat, Harnstoff usw.)

Folgen einer Bodenversauerung

Die Folgen einer Bodenversauerung sind:

- Erhöhte Mobilität einiger Schwermetalle (Mn-Toxizität in stark sauren Böden)
- Aluminiumtoxizität
- Herabgesetzte Verfügbarkeit und damit gehemmte Aufnahme von Phosphor, Kali, Magnesium, Calcium, Stickstoff und Molybdän.

Optimal für die Nährstoffversorgung der meisten Kulturpflanzen sind pH-Bereiche zwischen schwach sauer und neutral (Abbildung 3).

pH-Messung landwirtschaftlich genutzter Böden

Dank dem Umstand, dass seit Jahrzehnten an unserem Institut, die gleiche Methode zur pH-Messung (Abbildung 4) durch praktisch die gleichen Mitarbeiter verwendet wird, ist es möglich in grossen Zeitabständen Probematerial miteinander zu vergleichen.

Abbildung 3: Beziehung zwischen pH-Wert und Verfügbarkeit einiger Elemente

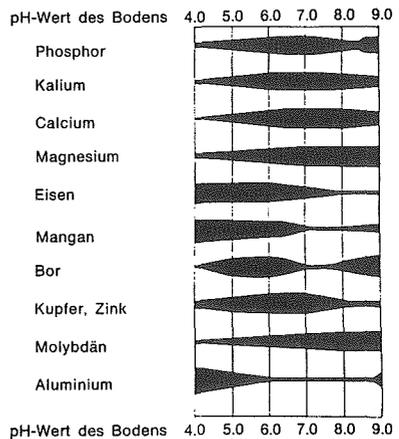
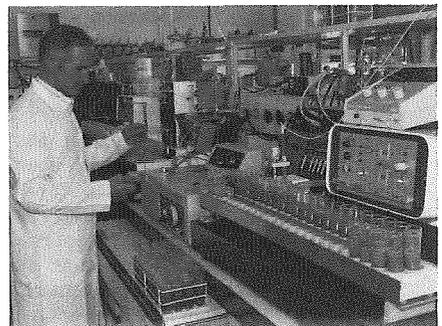


Abbildung 4: pH-Messung



Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Die pH-Werte, der an unserer Anstalt untersuchten sauren (pH 5.3 -5.7) und stark sauren (pH < 5.2) Böden, wurden jeweils in halben Dekaden zusammengefasst und in der Abbildung 5 grafisch dargestellt.

Der Anteil saurer Böden lag anfangs der fünfziger Jahre zwischen 25 und 30 Prozent. Bei den Böden aller Kulturen (Dauergrünland, Kunstwiese und Ackerland) nahm dieser Anteil sehr rapide ab und sank anfangs der siebziger Jahre unter 10 Prozent. Die Untersuchung zeigt seit Mitte der siebziger Jahre eine erneute stetige Zunahme stark saurer Böden, welche heute wieder zwischen knapp 15 und 20 Prozent liegt.

Dies könnte heissen, dass der Kalkdüngung seit Mitte der siebziger Jahre zuwenig Bedeutung durch die Betriebsleiter beigemessen wurde. Sie deutet aber auch auf wesentlich gesteigerte Ernteerträge und zunehmende saure Depositionen aus der Atmosphäre hin.

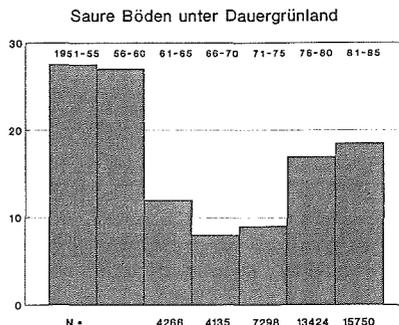
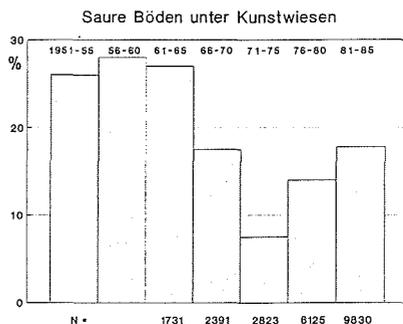
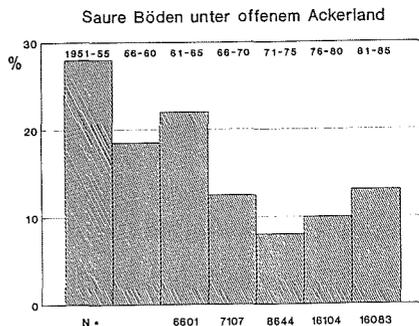
Résumé

Des sols agricoles acides et très acides -une étude empirique des quatre dernières décades

A la Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement Liebefeld-Berne (FAC) le pH des sols a été mesuré depuis longtemps avec la même méthode d'analyse (Relation sol : eau = 1:2.5; détermination avec électrode). Depuis 1950 jusqu'au début des années 70, la part des sols acides (pH 5.3 - 5.8) et très acides (pH <5.2) diminuait, alors que depuis 1975 elle est à nouveau en augmentation.

La cause peut être attribuée: au lessivage de cations basiques, à l'utilisation accru des éléments nutritifs par la plante suite à une production intensive, aux dépositions acides de l'atmosphère et à l'emploi d'engrais acidifiant.

Abbildung 5: Stark saure und saure Böden einiger Kulturen



Literatur

Berichte über die Tätigkeit der Eidg. Agrikulturchemischen Versuchsanstalt Liebefeld - Bern in den Jahren 1951-66 "Untersuchung von Bodenproben". Ldw. Jb. d. Schweiz, 66, 760-763, 1952; 68, 737-739, 1954; 69, 924-926, 1955; 71, 424-426, 1957; 73, 377-382, 1959, 76, 92-94, 1962, 78, 339-341, 1964, 81, 371-373, 1967.

Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie Liebefeld - Bern, Tätigkeitsbericht über die Jahre 1967-1969 "Bodenuntersuchungen". Ldw. Jb. d. Schweiz, 84; 335-336 (1970).

Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene Liebefeld - Bern, Tätigkeitsberichte über die Jahre 1970-1972, 1973-74, 1975-76, "Bodenuntersuchungen". Ldw. Jb. d. Schweiz, 87, 361-363, 1970; 89, 341-345, 1975; 91, 341-345, 1977.

Hasler A. und Hofer H.: Düngungslehre, Verlag Wirz, Aarau, 1975.

Schröder, D.: Soils -Facts and Concepts-, Bern, 1984.

Siegenthaler, A.: Bodenuntersuchung als Hilfe zur optimalen Düngung, Schweiz. Landw. Fo., 23, 3, 241-248, 1984.

Siegenthaler, A. und Lischer, P.: Phosphatversorgung unserer Böden, FAC Schriftenreihe Nr. 1, 1987.

Dank

Wir verdanken die Zusammenstellung der neueren Daten Herrn Dr. Peter Lischer und die Bilder Herrn Josef Hättenschwiler.

CALZIUM- UND MAGNESIUMAUSWASCHUNG AUS ZWEI BODENFORMEN UNTER ACKERKULTUREN

JAKOB NIEVERGELT UND JAN IDO BARBIER

FAP Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau 8046 Zürich-Reckenholz

1. EINLEITUNG

Die hier vorgestellten Resultate stammen von Lysimeteruntersuchungen an der FAP. Die Grosslysimeteranlage der FAP wurde zusammen mit Ergebnissen der Nitratanalysen des Sickerwassers im Bulletin 13 der BGS (Nievergelt, 1989) beschrieben. Im folgenden kommen die wichtigsten Ergebnisse bezüglich der Auswaschung der Pflanzennährstoffe Calcium und Magnesium in den Jahren 1982 bis 1989 zur Darstellung.

Bei den beiden Bodenformen handelt es sich um zwei Braunerden, die in den Ackerbaugebieten des schweizerischen Mittellandes weit verbreitet vorkommen :

Bodenform **Schotter** : Braunerde auf Schotter, stark steinhaltig, sandiger Lehm, mässig tiefgründig, pH (H₂O) 7,2 , 2% CaCO₃

Bodenform **Moränelehm** : Braunerde auf Moränelehm, schwach pseudogleyig, sandiger Lehm über Lehm, tiefgründig, pH (H₂O) 7,5 , 5% CaCO₃

2. RESULTATE UND DISKUSSION

2.1 Calcium

Die jährlich mit dem Sickerwasser ausgewaschene Menge Calcium variierte in den Jahren 1982 bis 89 zwischen 150 und 800 kg/ha bei einem Mittelwert von rund 400 kg/ha (Abb.1). Da die Konzentration des Calcium mit der Sickerwassermenge wenig korreliert (Abb.3), ist die **Niederschlagsmenge** und damit die jährliche **Sickerwassermenge** die wesentliche Bestimmungsgrösse für die Calciumauswaschung.

Im Gegensatz zur Nitratauswaschung ist beim Calcium kein eindeutiger Einfluss der zwei untersuchten Bodenformen und der Kulturarten zu sehen. Einzig 1986 wurde im Schotterboden deutlich mehr ausgewaschen als im Moränelehm (Abb.1); dies u.a. eine Folge des kleineren Wasserverbrauchs und damit der grösseren Sickerwassermenge beim Schotter. Die Calciumkonzentration zeigt eine leichte Tendenz zu höheren Werten im Februar und März (Abb.2), ev. infolge der besseren Löslichkeit des Kalkes bei tieferen Bodentemperaturen.

2.2 Magnesium

In den Jahren 1982 bis 89 wurden mit dem Sickerwasser zwischen 20 und 120 kg pro ha und Jahr ausgewaschen (Abb.1). Die Magnesiumkonzentration ist ebenso wie diejenige des Calciums kaum mit der Sickerwassermenge korreliert.

Im Gegensatz zum Calcium beeinflusst beim Magnesium neben der **Sickerwassermenge** auch die **Bodenform** die Sickerverluste markant. Im Durchschnitt der acht Jahre ist sowohl die ausgewaschene Menge wie die Konzentration im Moränelehm (80 kg/ha, 20 mg/l) rund doppelt so gross wie im Schotter (40 kg/ha, 10 mg/l), vgl. Abb. 1 und 3.

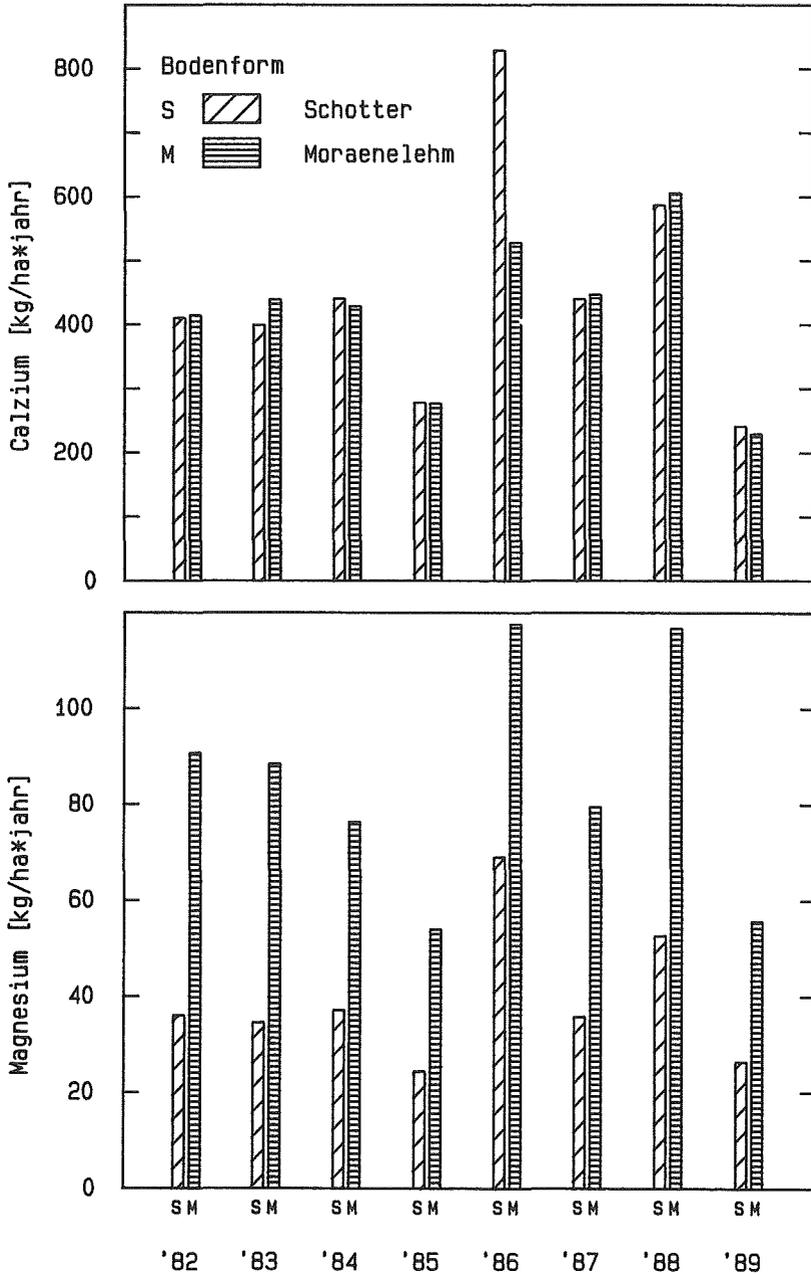


Abbildung 1. Vergleich der jährlichen Calcium- (oben) resp. Magnesiumauswaschung (unten) auf zwei Bodenformen unter der gleichen Fruchtfolge; Wägelysimeter der FAP.

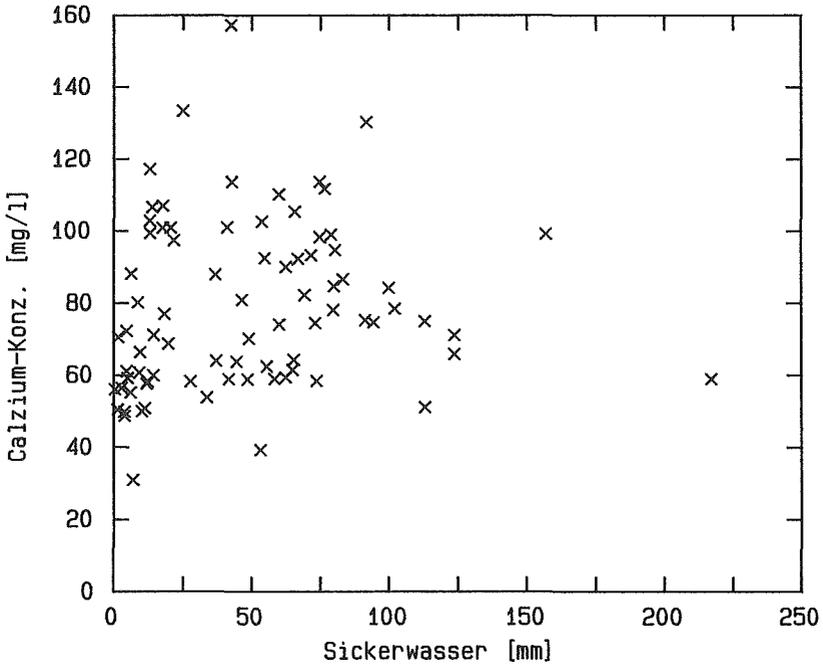


Abbildung 2. Calcium-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit der monatlichen Sickerwassermenge, Werte von 1982 bis 1989; Wägelysimeter der FAP.

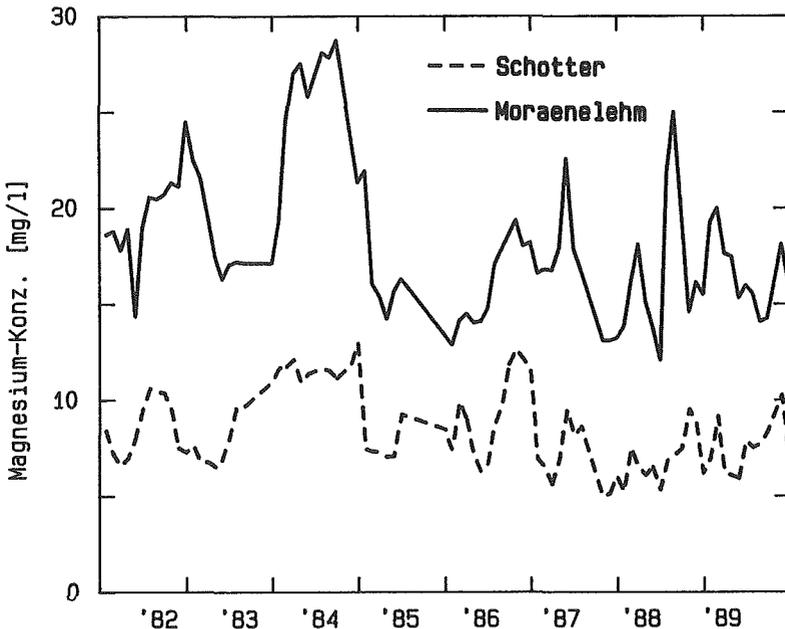


Abbildung 3. Magnesium-Konzentration im Sickerwasser im Vergleich zweier Bodenformen, Monatswerte von 1982 bis 1989, Wägelysimeter der FAP.

Als Ursache für die grössere Mg-Auswaschung im Moräneboden wird vermutet, dass im Moränelehm deutlich mehr Magnesium durch Verwitterung freigesetzt wird, als dies im Schötter der Fall ist. Die Zufuhr durch Dünger (mineralisch) ist bei beiden Bodenformen gleich gross.

Auf beiden Böden war der Entzug von Magnesium durch Auswaschung und Ernte in allen acht Untersuchungsjahren bedeutend grösser als die Mg-Düngung. Da die Untersuchungen der pflanzenverfügbaren Nährstoffe (hier nicht gezeigt) eine gleichbleibend gute Versorgung mit Mg andeuten, muss angenommen werden, dass der Nachschub durch Verwitterungsvorgänge in diesen beiden Bodenformen für den nötigen Ausgleich der Bilanz sorgt. Somit wäre im Falle des Magnesiums der Boden selbst die wichtigste Nährstoffquelle.

Ein deutlicher Einfluss der Kulturart auf die Auswaschung von Calcium und Magnesium ist mit den vorhandenen Daten nicht zu erkennen. Die Auswaschungsmengen unserer Lysimeter sind nicht wesentlich verschieden von denen, die mit Lysimetern in Weihenstephan (AMBERGER et al., 1973) gefunden wurden.

4. RÉSUMÉ

Lessivage de calcium et magnésium. Comparaison de deux types de sols sous rotation de cultures.

Les valeurs annuelles des pertes par lessivage sont de 400 kg/ha de calcium dans les deux types de sols, et de 40 kg/ha (sous gravier) voir 80 kg/ha (sous moraine) de magnésium. Les taux de concentration des deux éléments se montrent indépendants de la quantité d'eau percolée. On conclût que les précipitations et conséquemment l'eau percolée définissent le lessivage de ces deux éléments en grande partie.

5. LITERATUR

AMBERGER, A. und SCHWEIGER, P., 1973 :

Wanderung der Pflanzennährstoffe im Boden und deren Bedeutung in einer umweltbewussten Landwirtschaft. Die Bodenkultur 6, 221-236.

NIEVERGELT, J., 1989 :

Nährstoffauswaschung in Grosslysimetern. Vergleich zweier Fruchtfolgen auf zwei Bodenformen. Bulletin Bodenkdl.Ges.Schweiz 13, 123 - 128.

ACIDIFICATION DES SOLS AGRICOLES
 ESSAI D'AMÉLIORATION PAR CHAULAGE

J.A. NEYROUD, G. CHRISTINET ET J.-Fr. PARISOD

Station fédérale de recherches agronomiques de Changins, Nyon
 L. RAVENEL, Ecole cantonale d'agriculture Grange-Verney, Moudon

RÉSUMÉ

Depuis plusieurs années, nos laboratoires enregistrent fréquemment des résultats d'analyse de pH relativement bas dans des sols sableux sur couverture morainique liée à la nature gréseuse de la molasse sous-jacente. Ces faits sont souvent étayés par des observations de croissance déficiente de certaines plantes sensibles (betterave sucrière, ..).

Dans un essai préliminaire, nous avons analysé 19 paires de sols voisins, dont l'un supportait des plantes saines et l'autre des plantes à croissance entravée. Le pH moyen des sols "malades" était de 4.87, comparé à un pH moyen de 5.57 dans les sols "sains". En outre, on a observé que les sols "malades" possédaient un indice moyen de fertilité P_{205} (Dirks-Scheffer) inférieur de 3.7, une teneur moyenne en K_2O (Dirks-Scheffer) supérieure de 0.7 mg/100 g, et une teneur moyenne en Mg (Schachtschabel) inférieure de 0.6 mg/100 g par rapport aux valeurs moyennes mesurées dans leurs homologues "sains".

Un essai de chaulage a été mis en place à Combremont-le-Petit (VD), comprenant quatre variantes (témoin, calcaire, dolomie, poudre de roche) combinées en quatre répétitions, sur un assolement de sept ans. Des analyses chimiques et physiques ont permis de vérifier l'homogénéité initiale de la parcelle.

Après 4 ans, la plupart des analyses et des résultats culturaux montrent l'intérêt des amendements apportés :

- Le pH des sols amendés se distingue nettement du témoin. On note également une importante variation dans les mesures mensuelles (pH-eau).
- La teneur en azote minéral ne présente pas de différences significatives entre les variantes.

- Une mesure en laboratoire du potentiel de minéralisation de l'azote (incubation 16 semaines) montre la supériorité des variantes calcaire et dolomie sur le témoin et la poudre de roche.
- Les indices de stabilité structurale n'ont pas encore réagi aux apports d'amendements.
- Des mesures mécaniques au champ (scissomètres) montrent une plus grande dureté (résistance) du sol témoin par rapport aux sols amendés. Une interprétation est encore difficile à ce stade.
- Plusieurs observateurs indépendants et ne connaissant pas le dispositif d'essai sont parvenus à isoler les témoins : hauteur des plantes et couleurs pour les céréales, port plus érigé (en forme de balai) et légère coloration rougeâtre de la betterave sucrière du témoin.
- Les rendements des trois dernières années (blé - orge - betterave) ont été de 5 à 10 % plus élevés dans les variantes amendées.
- A quelques détails près, la poudre de roche a eu les mêmes effets bénéfiques que les amendements carbonatés, malgré une composition chimique proche de celle des roches neutres à acides (40 % SiO_2 , 11 % Al_2O_3).

Divers modes de détermination du besoin en CaCO_3 du sol ont été comparés dans cet essai et sur un échantillon d'une trentaine de sols. La plupart des méthodes donnent un résultat concordant et satisfaisant.

En conclusion le chaulage doit être envisagé sur les sols agricoles dont le pH-eau passe au-dessous de 6.0. Des résultats positifs sont escomptés tant au plan du fonctionnement général du sol qu'à celui des rendements.

Löslichkeit und biologische Wirkung von Zink, Cadmium und Blei
in anthropogen kontaminierten Böden in Abhängigkeit von der Bodenver-
sauerung

Gupta, S.K.

Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene
(FAC), 3097-Liebefeld-Bern

ZUSAMMENFASSUNG

In belasteten Böden stellt der Schwermetallanteil, der langfristig mobil werden kann, ein Gefährdungspotential für Pflanzen, Mikroorganismen und Grundwasser dar. Der wichtigste, sich verändernde chemische Umsetzungsprozess, der häufig in der Praxis vorkommt, ist die pH-Absenkung.

Vier Oberbodenproben (0-20cm) wurden westlich (Distanz 125-350 m), drei östlich (Distanz 425-750) und eine südlich (Distanz 1025 m) des Stahlwerkes entnommen. Zwei Proben stammen aus einem weiter südwestlich liegenden Gebiet (Distanz 1875 m). Es wurden Bodenproben aus einem ungestörten Bodenprofil (Waldboden) und einem gestörten Bodenprofil (Schreibergarten) entnommen.

Laborversuche mit Oberbodenproben über die Zunahme der Schwermetalllöslichkeit (hauptsächlich Blei, Cadmium und Zink) als Folge einer pH-Absenkung wurden durchgeführt.

Von zwei ungestörten, sauren Oberbodenproben aus Waldstandorten (pH <5) ist eine schwach, die andere stark belastet. Zwei weitere Proben wurden aus Schreibergärten entnommen; eine ist schwach, die andere ist stark belastet. Alle 4 Bodenproben wurden für einen Gefässversuch benutzt. Lattich dient als Indikatorpflanze.

Die kalkreichen Oberböden westlich und südlich des Stahlwerkes weisen Gesamtgehalte von Blei, Cadmium und Zink auf, die bis zu einem Faktor von 5, 1.7 und 5 bzw. über den Richtwerten der Verordnung über Schadstoffgehalte des Bodens (VSB0) liegen. Eine Absenkung der Boden-pH-Werte gegen 6, die im Labor künstlich induziert wurden, führte jedoch zu leicht löslichen (NaNO_3) Gehalten von Cadmium und Zink, die eine Gefährdung für Pflanzen sowie Bodenlebewesen darstellen.

Die Gefässversuchsergebnisse zeigen, dass in saurem, stark belastetem Waldboden gewachsene Indikatorpflanzen höhere Gehalte an Zink und Cd (>kritische Werte) aufweisen. Dies ist zurückzuführen auf die höher löslichen Zn- und Cd-Gehalte im Boden.

Die Laborversuchsergebnisse zeigen, dass die Verlagerung von Zink und Cadmium innerhalb des sauren Waldbodenprofils im Einklang steht mit der grossen Mobilität dieser Metalle im Boden. In den mehrheitlich kalkreichen

Böden dürften natürliche Bodenversäuerungs Vorgänge (Einfluss von CO₂) am wichtigsten sein.

1. Einleitung

Der erhöhte Gehalt an Schwermetallen im Boden wird durch Stoffe, die in der Luft als Staub und Aerosole vorkommen, und durch Stoffe, die dem Boden als Hof-, Abfall- und Handelsdünger sowie als Kehrriechtkompost zugeführt werden, verursacht.

Der grösste Beitrag von Staub und Aerosolen stammt hauptsächlich aus metallverarbeitenden Industrien, Haus- und Industrie Feuerungen, Müllverbrennungsanlagen sowie aus dem Kraftfahrzeugverkehr. Die erhöhten Gehalte an akkumulierten Schwermetallen im Boden können den kurzfristig mobilen und langfristig mobilisierbaren Metallanteil im Boden erhöhen, was die Quelle für akute bzw. potentielle Umweltgefährdung darstellt. Der Schwermetallanteil, der langfristig mobil werden kann, wird durch sich verändernde Umsetzungsprozesse verstärkt erhöht. Wichtigster chemischer Parameter, der häufig in der Praxis vorkommt, ist die pH-Absenkung, die durch anthropogene Prozesse verstärkt wird.

Die Untersuchung wurde auf anthropogen metallbelasteten Oberböden, die in der Umgebung eines Stahlwerkes liegen, durchgeführt mit folgenden Ziele:

- 1.1 Untersuchung über Zink-, Cadmium- und Bleigehalte in den Oberböden und Schätzung des Ausmasses von induzierten Ansäuerungen in bezug auf die löslichen Metallgehalte
- 1.2 Ermittlung des Einflusses der löslichen Metallkonzentration in bezug auf den Ertrag sowie die Metallkonzentration in Lattichblättern mit Hilfe eines Gefässversuches.
- 1.3 Vergleich zwischen der Verteilung von Zink, Cadmium und Blei in einem ungestörten Waldbodenprofil und einem gestörten Gartenbodenprofil.

2. Material und Methoden

- 2.1 Untersuchung über Zink-, Cadmium- und Bleigehalte in den Oberböden und Schätzung des Ausmasses von induzierten Ansäuerungen in bezug auf die löslichen Metallgehalte.

Untersuchung über Zink-, Cadmium- und Bleigehalte in den Oberböden

Vier Bodenproben wurden westlich (Distanz 125-350 m), drei östlich (Distanz 425-750 m) und eine südlich (Distanz 1025 m) des Stahlwerkes entnommen. Zwei Proben stammen aus einem weiter südwestlich liegenden Gebiet (Distanz 1875 m). Die Entnahmetiefe der Proben war 0-20 cm. Die Proben wurden auf

pH, KAK (Kationenaustauschkapazität), Humus, Ton, Schluff, 2 M HNO_3 - und 0.1M NaNO_3 -löslichen Zink, Cadmium und Blei untersucht (siehe Tabelle 2).

Schätzung des Ausmasses von induzierten Ansäuerungen in bezug auf die löslichen Metallgehalte

Schätzung des Ausmasses von induzierten Ansäuerungen in bezug auf die löslichen Zink- und Cadmiumgehalte der Oberböden.

Zur Untersuchung des Einflusses der pH-Absenkung in Oberbodenproben auf die Löslichkeit von Cadmium und Zink wurden die belasteten Böden mit unterschiedlichen Mengen Salpetersäure versetzt, so dass nach einer Gleichgewichtszeit von 3 Stunden die Ausgangs-pH-Werte von 8.4-7.4 bei ca. 6 und 5 lagen. Die Filtrate wurden auf den pH-Wert, Cadmium- und Zinkgehalt gemessen (siehe Tabelle 2).

2.2 Ermittlung des Einflusses der löslichen Metallkonzentration in bezug auf den Ertrag sowie die Metallkonzentration in Lattichblättern mit Hilfe eines Gefässversuches.

Vier verschiedene Bodenproben (0-20 cm) aus Gebieten in der Umgebung des Metallwerkes (Schreibergärten und Wald) wurden in einem Pflanzen-Gefässversuch getestet. Die Wahl des Standortes wurde so vorgenommen, dass zwei Standorte schwach und zwei stark belastet waren. Die Gehalte an Zn, Cd, Cu und Pb bei den schwach belasteten Böden betragen weniger als die Richtwerte, die in der VSBo angegeben sind. Bei den stark belasteten Böden dagegen lagen sie über diesen Richtwerten. Bei beiden Metall-Belastungen wurde je ein saurer und ein alkalischer Boden ausgewählt.

Für jedes Verfahren wurden ein Test-Pflanzen Lattich mit einen Schnitt benutzt. Boden pH und 2M HNO_3 -lösliche Metallgehalte sind in Tabelle 3 angegeben.

2.3 Vergleich zwischen der Verteilung von Zink, Cadmium und Blei in einem ungestörten Waldbodenprofil und einem gestörten Gartenbodenprofil.

Die Bodenproben wurden aus verschiedener Tiefe aus sauren, ungestörten Profilen an Waldstandorten und aus alkalischen, gestörten Schreibergärten entnommen. Die Bodenproben wurden für Schwermetall und pH untersucht und die Ergebnissen sind in Tabelle 4 zusammengestellt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Untersuchung über Zink-, Cadmium- und Bleigehalte in der Oberboden und Schätzung des Ausmasses von induzierten Ansäuerungen in bezug auf die löslichen Metallgehalte

Die kalkreichen Oberbodenproben, die näher als 1025 m vom Stahlwerk entfernt entnommen wurden, weisen die 2M HNO₃-lösliche Schwermetallgehalte (entspricht ca. 60-70% vom Gesamtgehalt) auf. Die Werte sind in den meisten Fällen oberhalb die VSBo-Richtwerte.

Cadmium: 0.48 - 1.65 mg/kg TS Boden
 Zink: 160 - 1115 mg/kg TS Boden
 Blei: 70 - 253 mg/kg TS Boden

Die Gehalte in den weiter entfernten Böden (Distanz 1875 m) liegen nur noch wenig über den natürlichen Gehalten, und es gibt keine Ueberschreitung der Richtwerte.

Cadmium: 0.35 - 0.5 mg/kg TS Boden (häufiger Gehalt 0.1 - 0.2)
 Zink: 68 - 70 mg/kg TS Boden (" " 29 - 54)
 Blei: 23 - 38 mg/kg TS Boden (" " 9 - 17)

Tabelle 1

Beziehung zwischen der Distanz von Oberbodenproben von einem Stahlwerk und 2M HNO₃- und 0.1M NaNO₃-löslichem Zink und Cadmium (mg/kg TS Boden)

Metall	Metallgehalt in Oberbodenproben (mg/kg)		Schweizerische Bodenrichtwerte über lösliche Metallgehalte (VSBo)	
	Distanz von Stahlwerk		2M HNO ₃	0.1M NaNO ₃
	<1025 m*	>1875 m*		
Zinc (Zn)	125 - 1250	68 - 70	200	0.7
Lead (Pb)	40 - 253	23 - 38	50	0.5
Cadmium (Cd)	0.7- 2.1	0.35- 0.5	0.8	0.06

Abhängigkeit der Cadmium- und Zink-Löslichkeit von der Absinkung des pH-Wert des Bodens:

Die im Filtrat gemessenen Cadmium, Zink und Blei wurden in einer doppellogarithmischen Darstellung gegen den pH-Wert zeigen, dass die Löslichkeit von Zink um den Faktor 100 zunimmt, wenn der pH-Wert um eine Einheit (10-er Potenz) absinkt. Die Ergebnisse für Cadmium sind schwieriger zu interpretieren, doch werden wie beim Zink für einen bestimmten pH-Wert einheitliche, lösliche Gehalte erhalten, die von der Art des Bodens unabhängig sind. Blei wird im Boden wesentlich stärker gebunden als Zink und Cadmium. Da erst bei pH-Werten unterhalb von 5 messbare Mengen auftreten, konnte Blei für die Löslichkeitsmessungen nicht berücksichtigt wurden.

In den kalkreichen Böden ist die natürliche Bodenversäuerung am wichtig-

sten, während die Landnutzung weitgehend die Versauerung kalkfreier landwirtschaftlicher Böden beeinflusst und saure Niederschläge für kalkfreie nicht-landwirtschaftliche Böden von Bedeutung sind.

Die Ansäuerung des Oberbodens in vielen Proben führt bei pH 6 zu grösseren Werten als 0.07 mg löslichem Cadmium /kg Boden und 1.0 mg löslichem Zink/kg Boden (Tabelle 2). Vergleicht man diese Werte mit den in Gefäss-, Labor- und Kleinparzellen-Freilandversuchen ermittelten löslichen Gehalten an Zink und Cadmium, so stellt man fest, dass diese Gehalte beim Absinken des ursprünglichen pH-Wertes des Bodens auf 6 bereits ca. doppelt so hoch wie die VSBO Richtwerte sind, was bedeutet, dass mit ungünstigen Einflüssen auf Pflanzen und Bodenlebewesen zu rechnen ist.

Tabelle 2

Beziehung zwischen Boden- pH- Absenkung und 0.1 M NaNO₃-löslichem Zink und Cadmium in Oberbodenproben aus der Umgebung des Stahlwerkes anhand eines Laborversuches. (*mg/kg soil or 2.5 l NaNO₃)

Nr./ Boden- typ	Distanz vom Stahlwerk (m)	KAK mäq/ 100g	CaCO ₃ %	pH		lösliche Metalle	
				Ausgang	Einge- stellt	Zn	Cd
1.SL	350	32.5	15.6	7.8	5.9	2.8	NM*
					5.0	104.0	
2.SL	275	31.5	16.0	7.8	5.7	1.0	0.06
					5.2	60.3	0.50
3.S	125	8.5	15.4	7.4	5.8	15.8	0.07
					4.9	197.0	1.2
4.SL	175	31.5	13.0	7.7	5.9	3.3	0.09
					5.0	174.0	0.57
5.L	425	25.5	1.9	8.0	6.0	7.0	0.08
					5.4	13.0	0.32
6.LS	500	8.5	2.3	7.5	5.8	NM*	0.04
					4.9	7.8	0.73
7.SL	750	21.0	0.5	7.5	5.9	NM*	0.06
					5.1	7.5	0.72
8.LS	1025	13.0	17.4	8.4	6.0	NM*	0.11
					5.3	36.8	0.33
9.SL	1875	32.5	1.1	7.3	4.5	1.2	0.14
					4.1	3.5	0.28
10.SL	1875	13.5	Nil	6.1	5.8	NM*	0.06
					4.8	NM*	0.13

S = Sandig, l= Lehm, SL = Sandiger Lehm, LS =Lehmiger Sand
NM* = nicht messbar

3.2 Ermittlung des Einflusses der löslichen Metallkonzentration in Bezug auf den Ertrag sowie die Metallkonzentration in Lattichblättern mit Hilfe eines Gefässversuches.

Die Resultate aus einem Gefässversuch sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Das 2M HNO₃-lösliche Zink, Cadmium und Blei überschreitet die VSBo-Richtwerte. 2M HNO₃-lösliche Gehalte von Cadmium und Zink im Boden sind lediglich ein Mass für den Anreicherungsgrad des Bodens. Sie sagen nichts über die biologische Wirkung aus.

Die NaNO₃-löslichen Zink Gehalte in saurem Boden (schwach- und starkbelastet) sowie bei alkalisch stark belasteten Böden sind oberhalb der Richtwerte. Die Zinkgehalte in den sauren Boden (schwach- und starkbelastet) sind oberhalb des kritischen Zinkgehalts in den Lattichblättern (200 mg/kg TS) (Tabelle 3 und Abbildung 1A).

Im Gegenteil, das NaNO₃-lösliche Cadmium übersteigt die Richtwertgrenze nur bei starkbelastetem sauer Boden. Der Cadmiumgehalt in den Lattichblättern ist in sauren Boden (schwach- und starkbelastete) oberhalb des kritischen Pflanzengehalts, wo das NaNO₃-lösliche Cadmium nur in starkbelastete Boden die VSBo-Richtwert überschreitet. In alkalischen Boden (schwach- und starkbelastet) sind die Gehalte in Lattichblättern und löslichen Gehalte unterhalb der kritischen Werte (Tabelle 3 und Abbildung 1B).

Das NaNO₃-lösliche Blei in beiden Böden (schwach- und starkbelastet) und die Gehalte in Lattichblättern sind unterhalb des Richtwertes, ebenso der kritische Pflanzengehalt bzw.

3.3 Vergleich zwischen der Verteilung von Zink, Cadmium und Blei in einem ungestörten Waldbodenprofil und einem gestörten Gartenbodenprofil.

Die Abbildung 2 stellt die Verteilung von Zink, Cadmium und Blei in einem belasteten, sauren Waldbodenprofil und einem belasteten, alkalischen Schrebergartenprofil dar.

Das Waldbodenprofil ist ungestört (pH <5), dagegen wird das Schrebergartenprofil durch Umgraben bis in eine Tiefe von 40 cm gestört. Da beide Standorte nahe beieinander liegen, kann angenommen werden, dass die beiden Profile vergleichbar sind. Man geht davon aus, dass die Zink-, Cadmium- und Bleigehalte der Schicht 60 - 80 cm vom Schrebergartenprofil wegen der geringen Mobilität der Metalle innerhalb dieses Profils den natürlichen Gehalten entsprechen. Es ist bekannt, dass das Ausmass der Metallbindung an der Oberfläche von Oxiden und Humus des Bodens mit zunehmender Azidität in der Reihe Cd < Ni < Zn < Cu < Pb ansteigt (Grimm 1968).

Daraus geht hervor, dass Blei im Boden wesentlich stärker festgehalten wird als Cadmium und Zink, diese Metalle liegen mit 0.2 bzw. 63 mg/kg deutlich über den Grundgehalten von 0.08 mg Cd bzw. 40 mg Zn/kg Boden.

Tabelle 3
Einfluss von Metallbelastungsgrad auf Zink, Cadmium und Bleigehalte der Lattichblätter
(Durchschnittswert des Dreiwiederholungen mit Standardabweichungen)

Metall	Belastungs- grad	Boden pH								
		sauer		alkalisch						
		Metall im Boden		Metall	TS	Metall im Boden		Metall	TS	
		HNO ₃ - löslich mg/kg	NaNO ₃ - löslich µg/kg	lattich mg/kg	fäss g/Ge-	HNO ₃ - löslich mg/kg	NaNO ₃ - löslich µg/kg	Lattich mg/kg	fäss mg/Ge-	
Zink (Zn)	schwach	106	3426± 662	221 ±32	28±2	361	272 ±34	66 ± 2	53±3	
	stark	1059	94747±8559	482 ±54	20±1	561	822 ±83	165 ±26	60±6	
Cadmium (Cd)	schwach	0,11	13± 2	2,2± 0,7	28±2	0,67	0,5 ± 0,2	0,32± 0,04	53±3	
	stark	2,8	173± 10	2,2± 0,4	20±0,8	0,84	2,1 ± 1	0,64± 0,16	60±6	
Blei (Pb)	schwach	30	25± 9	7,2± 0,9	28±1,8	107	1 ± 0,4	9 ± 1	53±3	
	stark	334	100± 8	6,2± 0,8	20±0,8	201	4 ± 2	9 ± 3	60±6	
Kupfer	schwach	13	12± 2,5	6,4± 0,03	28±2	43	49 ± 22	8 ± 1	53±3	
	stark	41	55± 10,7	3,7± 0,3	20±0,8	68	298 ± 22	9 ± 1	59±6	

Einfluss von NaNO₃ lösl. Zink-Konzentration im Boden auf Zink-Gehalt im Lattich

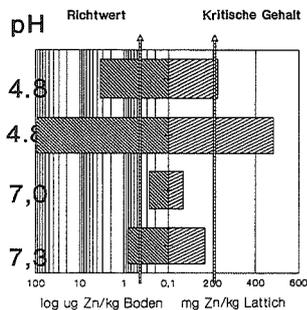
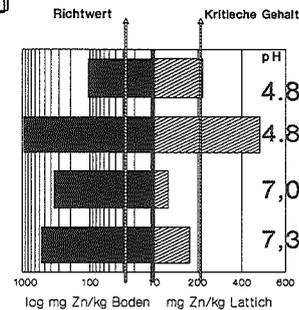


Abbildung 1A

Einfluss von HNO₃ lösl. Zink-Konzentration im Boden auf Zink-Gehalt im Lattich



Einfluss von NaNO₃ lösl. Cadmium-Konzentration im Boden auf Cadmium-Gehalt im Lattich

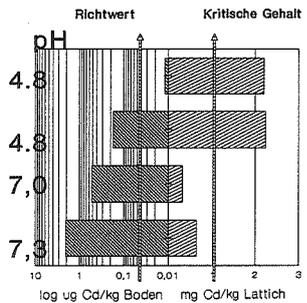


Abbildung 1B

Einfluss von HNO₃ lösl. Cadmium-Konzentration im Boden auf Cadmium-Gehalt im Lattich

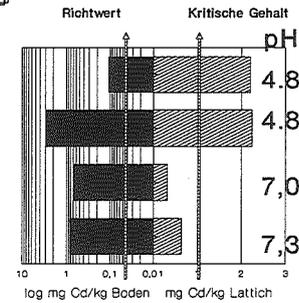
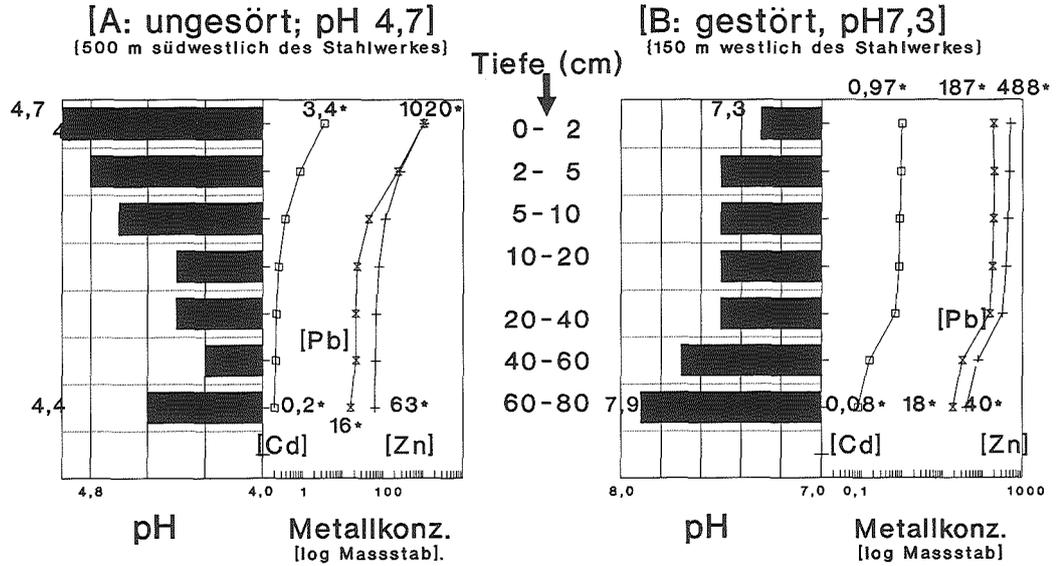


Abbildung 2
 Verteilung von Zink (Zn), Cadmium (Cd) und Blei (Pb) in einem ungestörten sauren Waldprofil und einem gestörten alkalischen Gartenbodenprofil aus Umgebung des Stahlwerkes



LITERATUR

1. Bolton, J. (1972): *Journal of Agricultural Science*, 79, 217-223.
2. Gupta, S. (1984): *Schweiz. Landw. Fo.* 23, 209.
3. Häni, H. and Gupta, S. (1984): *In*: *Chemical Methods for Assessing Bio-Available Metals in Sludges and Soils*. Elsevier Applied Sci. Publ. London.
4. Iserman, K. (1983): VDI-Kolloquium "Säure Niederschläge" in Lindau/-Bodensee.
5. Lindsay, W.L. (1981): *In*: *Chemistry in the Soil Environment*, ASA Special Pub. Nr.40, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Wisconsin.
6. Rowell, D.L. and Wild, A. (1985): *Soil use and Management*, 1, 32-33.
7. *Swiss Ordinance on Heavy Metal contents in Soils* (1986): Nr. SR 814.01. Published by Eidg. Drucksachen & Materialzentrale (EDMZ), 3000 Bern.
8. van Breemen, N. Driscoll, C.T. and Mulder, J. (1984): *Nature* 307, 599-604.
9. Ulrich, B. Mayer, R. und Khanna, P.K. (1979): *Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen* 58, Sauerlanders Verlag, Frankfurt 11.
10. Vogel, H., Desauels, A. und Häni, H.: *Flächenbezogene Angaben über natürliche Grundgehalte und Akkumulationsgehalte einiger Schwermetalle in den Böden der Schweiz*. NFP-22 Bericht Nr. 40. 1-118.
11. Grimm, H. (1968): *Die Adsorption von Mn, Co, Cu und Zn durch Goethit aus verdünnten Lösungen*. *Z. Pflanzenernähr., Düng., und Bodenkunde* 121, 58.
12. Gupta, S.K. (1990). *Effect of Soil Acidification on the Solubility of Zinc and Cadmium in Anthropogenic Contaminated Soils*. Air Pollution Research Report Nr. 13. Commission of the European Communities (Ed. Barth), 200 Rue de la Loi B-1049 Brussels (Belgium), 186-191.
13. Gupta, S. und Häni, H. (1990): *Methodenbuch für Bodenuntersuchungen*. Schriftenreihe der FAC Nr. 5. Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, CH-3097 Liebefeld-Bern (Switzerland), 1-266.
14. Gupta, S.K., Häni, H. und Blatter, A. (1990): *Ermittlung und Bewertung der kritischen Schwermetallkonzentration für Pflanzen in anthropogen belasteten Böden*. VDI-Berichte 837, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1990, Teil II, 1083-1089.

Einfluss verschiedener Sanierungsmassnahmen auf das Keimverhalten und die Schwermetallaufnahme von Pflanzen auf stark kontaminierten Böden.

G. Geiger, P. Federer, H. Sticher

Labor für Bodenchemie, Institut für Terrestrische Oekologie, ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich

Einleitung

Durch die Emissionen eines Buntmetallwerkes in Dornach wurden die umliegenden Böden grossflächig mit den Schwermetallen Cadmium, Kupfer und Zink kontaminiert. In der Nähe des Emittenten erreichen die Schwermetallgehalte im Oberboden Werte bis gegen 4.2 mg/kg für Cd, und je 2300 mg/kg für Cu und Zn (Kantonales Labor Solothurn, 1987).

Die Vegetationdecke der am stärksten belasten Standorte ist, trotz guter Nährstoffversorgung, stark gelichtet. Gleichzeitig weisen die betroffenen Flächen eine deutliche Auflage mit stark schwermetallhaltiger (14 mg Cd/kg, 7500 mg Cu/kg, 4000 mg Zn/kg) unabgebauter Gras- und Kräuterstreu auf. Auf einer benachbarten Fläche, deren Boden infolge von Bautätigkeit umgelagert und mit ortsfremder Erde überdeckt wurde, ist dagegen die Pflanzendecke geschlossen, und die Streuauflage fehlt.

Daraus ergeben sich die folgenden Fragen:

1. Welchen Einfluss üben die hohen Schwermetallgehalte der Streu und des Bodens auf die Pflanzenkeimung und Vegetationsverjüngung aus?
2. Welche Rolle kommt dabei der Streu als Substrat zu?
3. Lässt sich die Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen mit einfachen Sanierungsmassnahmen wie Streuabschürfung, Bodenlockerung und Bodendurchmischung verringern, oder ist eine Bodensubstitution notwendig?

Die Ergebnisse sollen Entscheidungshilfen für den Umgang mit diesen hoch kontaminierten Flächen und für allfällige Sanierungsmassnahmen liefern.

Material und Methoden

Die Empfindlichkeit der Keimung und der Keimlinge auf verschiedene Substrate und Schwermetallgehalte wurde in der Klimakammer mit Lattich- und Kressesamen untersucht.

Dazu wurden folgende Substrate getestet:

S1: Mineralerde (4.6 mg Cd/kg, 1300 mg Cu/kg, 2800 mg Zn/kg)

S2: Streu (14 mg Cd/kg, 7500 mg Cu/kg, 4000 mg Zn/kg)

S3: Mineralerde mit 55% und 110% Lewatit TP 204¹⁾

S4: Streu mit 55% und 110% Lewatit TP 204

In einem Feldversuch wurde die Schwermetallaufnahme durch Pflanzen in abhängigigkeit verschiedener Bodenbearbeitungsmethoden untersucht. Als Versuchspflanze diente Lattich (*Lactuca sativa*). Die Versuchsfläche (1.5 x 1.6 m) wurde folgendermassen unterteilt:

P1: Keine Bearbeitung

P2: Umstechen des Bodens bis auf 10 cm

P3: Entfernen der schwermetallhaltigen Streu

P4: Ersatz der obersten 10 cm durch ortsfremde Erde

Detaillierte Angaben zur Versuchsanlage finden sich bei Geiger (1990).

Resultate und Diskussion

1. Keimungsrate und Keimlingswachstum

Die Keimungsrate der Samen wurde durch den Schwermetallgehalt und Struktur des Substrates nicht beeinflusst. Für die weitere Entwicklung des Keimlings aber spielten diese beide Faktoren eine wichtige Rolle.



Abb. 1: Kressekeimlinge zwei Wochen nach der Keimung.

links: auf der schwermetallhaltigen Mineralerde (S1)

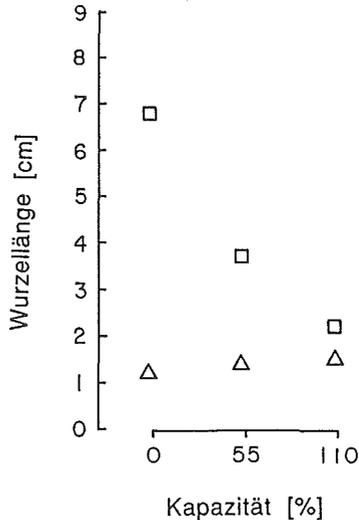
rechts: auf der kontaminierten Streu (S2)

¹⁾ Kationentauscher, Firma Bayer (vgl. Erklärung zu Abb. 2)

Abb. 1 zeigt Kressekeimlinge nach zwei Wochen Wachstum auf schwermetallhaltigen Substraten. Während die Wurzeln der Kresse auf der Mineralerde trotz hoher Belastung sich normal entwickelten, blieben die Wurzeln in der Streu kurz und waren stark verdickt. Die Verdickung wird offenbar durch das Kupfer verursacht, das sich bevorzugt an Wurzelproteine bindet, wodurch in der Folge das Längenwachstum und die Seitenwurzelbildung gehemmt wird (Brams et al., 1971, Daniels et al., 1972). Durch Zugabe von Austauschharz konnte die Verdickung der Wurzeln deutlich verringert werden, da mit dieser Massnahme ein Teil der Schwermetalle fixiert wurde. Dagegen blieb das Längenwachstum der Wurzeln, nun auch bei der Mineralerde, beschränkt (Abb. 2). Da Lewatit als unspezifischer Tauscher auch kationische Nährelemente zu fixieren vermag, muss dieser Effekt auf Nährstoffmangel zurückgeführt werden (Mohr, 1982).

Abb. 2:

Wurzellänge von Kresse auf Streu (Δ) und Mineralerde (\square) mit Kationenaustauscherharz, dessen Menge 55% bzw. 110% der Kapazität, die zur Bindung der im Boden vorhandenen Schwermetallmenge nötig war, entsprach.



2. Feldversuche

Abb. 3 zeigt die unterschiedliche Entwicklung der Lattichpflanzen auf den vier Versuchsflächen. Die Biomassenproduktion auf P4 (Boden ersetzt) war viermal grösser als auf P1 (unbehandelt).

Auf P2 (umgestochen) und P3 (Streu entfernt) war die Produktion etwa doppelt so gross wie auf P1. Die Lattiche auf P4 waren kräftig und gesund. Die Pflanzen der anderen Flächen wiesen einen deutlichen Entwicklungsrückstand auf, jene auf P1 zeigten zusätzlich Chlorosemerkmale; die Ausfallrate dieser Fläche war am höchsten.

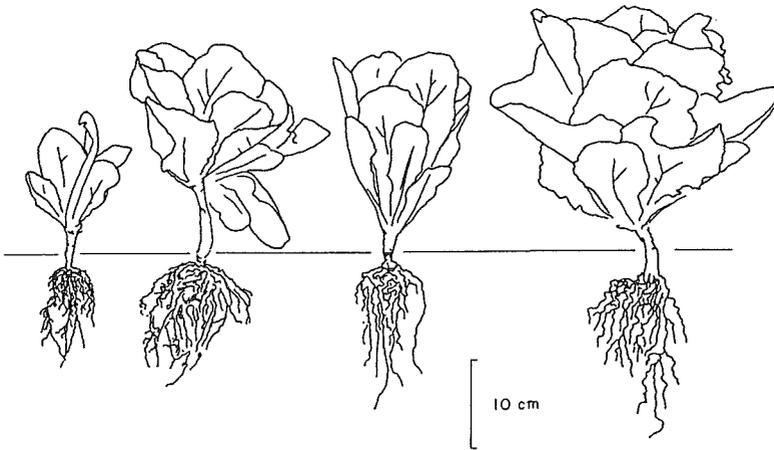


Abb. 3: Lattiche mit gewaschenen Wurzeln.
 Von links nach rechts: aus P1, P2, P3, P4.

Die Wurzeln der Lattiche auf den stark kontaminierten Flächen wiesen eine hohe Nematodeninfektion auf (Abb. 3). Dieser starke Befall wurde wahrscheinlich durch die geringe mikrobielle Aktivität begünstigt, denn die Mikroorganismen regulieren die Nematodenzahl im Boden. Die Aktivität der Mikroorganismen nimmt jedoch mit hohem Schwermetallgehalt ab. Deshalb wird auch die Streu auf diesem Standort sehr schlecht abgebaut.

In der Abb. 4 sind die Mediane der Pflanzengehalte der geernteten Lattichsprosse dargestellt. Wegen der unterschiedlichen Ausfallrate auf den einzelnen Versuchsparzellen ist n verschieden. Auf den Parzellen P1 bis P3 überschritten die Gehalte (4.3-6.1 mg/kg Cd, 50 mg/kg Cu, 560-860 mg/kg Zn) überall den Normalbereich (Sauerbeck, 1985) bei weitem und wirkten sich daher hemmend für das Pflanzenwachstum aus (Abb. 3). Wie erhofft verringerte sich die Belastung der Pflanzen durch die Substitution des Bodens deutlich, gleichzeitig stieg der Ertrag. Die Cd- und Zn-Gehalte (0.9 mg/kg Cd, 30 mg/kg Zn) der hier geernteten Pflanzen lagen im Normalbereich, während die Kupfergehalte (28 mg/kg) noch immer leicht erhöht waren.

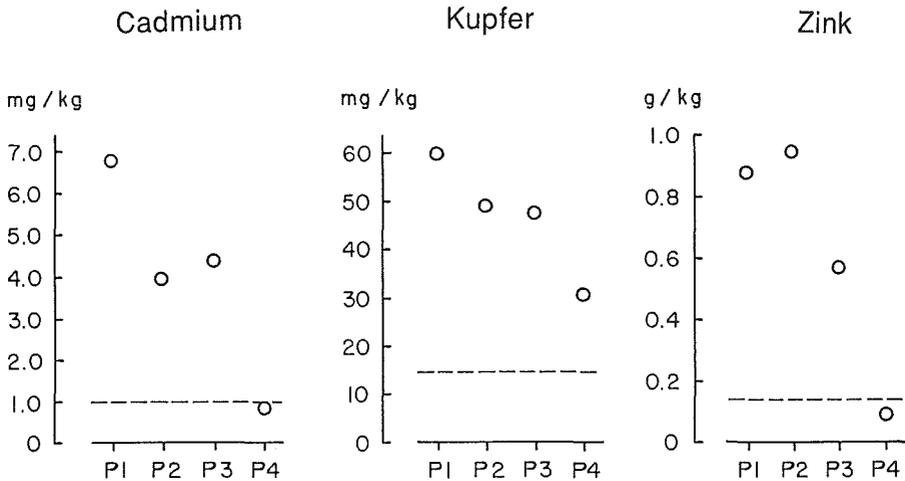


Abb. 4: Mediane der Schwermetallgehalte im Lattichgewebe, n = 8-12.
Gestrichelte Linie: für Pflanzenwachstum kritischer Wert.

Schlussfolgerungen

Mit den durchgeführten Versuchen konnte gezeigt werden, dass die kontaminierte Streu sowohl als Substrat als auch wegen ihres hohen Schwermetallgehalts für die Pflanzen eine schlechte Lebensgrundlage bildet. Sie hemmt die Entwicklung der Keimlinge sowie ihre Etablierung. Dadurch wird die Verjüngung der Pflanzendecke verschlechtert. Die Vegetation wird lückenhaft und begünstigt die Winderosion der relativ leichten, stark schwermetallhaltigen Streupartikel. Bei der Einarbeitung der Streu in den Boden (z.B. durch Umstechen) wird die mikrobielle Aktivität erhöht und damit ein Teil der Streu abgebaut. Dadurch werden die in der Streu festgelegten Schwermetalle freigesetzt und besser pflanzenverfügbar.

Aus den oben genannten Gründen scheint es sinnvoll, die Streuschicht zu entfernen und möglichst umweltschonend zu vernichten. Die zusätzliche Substitution des Oberbodens verbessert die Fruchtbarkeit und verringert die Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen. Auch durch die Wahl geeigneter Pflanzen kann die Belastung der Nahrungskette tief gehalten werden.

Beim Einsatz von Kationenaustauschern ist der Bindung von Nährstoffen und den damit verbundenen Mangelerscheinungen bei Pflanzen besondere Beachtung zu schenken.

Zusammenfassung

In Dornach/SO ist die Vegetationsdecke auf den am stärksten mit Schwermetallen belasten Flächen stark gelichtet. Gleichzeitig weisen diese Flächen eine deutliche Schicht mit stark schwermetallhaltiger unabgebaute Gras- und Kräuterstreu auf.

Als Entscheidungshilfen für den Umgang mit diesen Flächen wurde das Keimverhalten von Kresse auf schwermetallhaltigen Substraten und die Schwermetallaufnahme durch Pflanzen nach verschiedenen Bodenbearbeitungsmassnahmen untersucht.

Die Keimversuche zeigten, dass sich die Streu als Substrat für die Keimlinge ungünstiger auswirkt als der Schwermetallgehalt des Mediums. Bei der Bodenbearbeitung konnte durch die oberflächliche Durchmischung keine, durch die Substitution der obersten 10 cm jedoch eine ausreichende Verringerung der Schwermetallgehalte in Lattich erreicht werden. Der Zusatz von Kationenaustauscherharzen kann zu Mangelercheinungen führen.

Eine ausführliche Publikation dieser Arbeit ist in Vorbereitung.

Referenzen

Brams E.A., Fiskell J.G.A., 1971: Copper accumulation in citrus roots and desorption with acid. Soil science society of America proceedings, 35 (5), 772-775.

Daniels R.R., Struckmeyer B.E., Peterson L.A., 1972: Copper toxicity in *Phaseolus vulgaris* L. as influenced by iron nutrition. An anatomical study. Journal of the american society for horticultural science, 97 (2), 249-254.

Geiger , 1990: Keimverhalten und Schwermetallaufnahme von Pflanzen nach verschiedenen Sanierungsmethoden an einem Boden in Dornach. Diplomarbeit am Institut für terrestrische Oekologie, Labor für Bodenchemie, ETH Zürich, 64 S..

Kantonales Labor Solothurn, 1987: Bericht über Metallgehalte in Boden- und Vegetationsproben aus dem Raum Dornach.

Mohr H.D., 1982: Einfluss von Kationenaustauscherharz auf die Schwermetallaufnahme von Reben und anderen Kulturpflanzen auf kontaminierten Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 144, 597-612.

Sauerbeck D., 1985: Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht. Kohlhammer, Stuttgart, 259 S.

MECHANISMUS DER NATÜRLICHEN, ALLELOPATHISCHEN
NITRIFIKATIONSHEMMUNG.

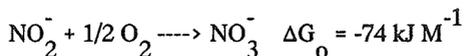
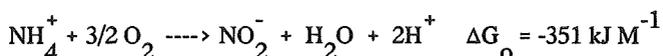
J.J. Oertli and B. Kholdebarin

Institut für Pflanzenwissenschaften, ETH, 8092 Zürich

1. EINLEITUNG

Stickstoff wird überwiegend in der Ammoniumform oder in Verbindungen, die über eine Mineralisierung Ammonium abgeben, in den Boden eingebracht. So liegt Stickstoff in der vergorenen Gülle vorwiegend in der mineralisierten Ammonium-Ammoniakform vor. Ein wesentlicher Teil des Mist-Stickstoffs wird in relativ kurzer Zeit mineralisiert. Die Hofdünger Gülle und Mist liefern aber gut 2/3 der in der Schweiz verwendeten Stickstoffdünger. Auch unter den Kunstdüngern dominiert die Ammoniumform. Harnstoff, dessen Verwendung stark im Steigen begriffen ist, wird im Boden durch das Enzym Urease in wenigen Tagen mineralisiert. In gewissen Ländern wird im grossen Ausmass direkt mit Ammoniak gedüngt, und auch die in Europa verwendeten Ammoniumnitratdünger enthalten den Stickstoff zur Hälfte in der reduzierten Form.

In einem guten Ackerboden wird der Ammoniumstickstoff im Verlaufe von einigen Tagen bis Wochen microbiell in die Nitratform überführt. Der Prozess verläuft in zwei Schritten:



Die Reaktionen finden unter dem Einfluss von Mikroorganismen statt, die erste von *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosospira briensis* und weiteren Bakterien, die zweite von *Nitrobacter winogradskyi* und einigen anderen *Organismen*. Die Gibbs Freie Energie, die durch die Reaktionen frei wird, dient den Mikroorganismen zum Lebensunterhalt. Aus der ersten Reaktion geht zudem hervor, dass eine Versauerung des Bodens stattfinden muss.

Als positiv geladenes Ion wird Ammonium nur schwer ausgewaschen. Das negativ geladene Nitration befindet sich dagegen fast ausschliesslich im Bodenwasser und wird deshalb leicht ins Grundwasser verfrachtet. Dadurch entsteht nicht nur ein ökonomischer Verlust für den Landwirt, sondern auch eine Belastung der Umwelt, denn Nitrate im

Trinkwasser sind eine potentielle Gefahr für die Gesundheit von Tier und Mensch. Es fehlt deshalb nicht an Versuchen und an Massnahmen in der Praxis, diese Auswaschungsgefahr von Nitraten durch Hemmung der Nitrifikation zu reduzieren. In den USA wird dazu vor allem Nitrapyrin (N-serve) eingesetzt. In Bayern wird Dicyandiamid (Didin) zur Stabilisierung der Gülle propagiert (Amberger, 1989, Amberger und Vilsmeier, 1988). In der Schweiz ist der Einsatz von Nitrifikationshemmern nicht erlaubt.

Untersuchungen im Felde weisen auf eine natürliche Nitrifikationshemmung hin. In seinem Standardwerk über Allelopathie entwickelt Rice (1984) die Theorie, dass Klimaxarten einer Pflanzensukzession durch Hemmung der Nitrifikation einen wesentlichen selektiven Vorteil gewonnen haben. Dieser Vorteil besteht einmal in der Konservierung des Stickstoffs, der in der Ammoniumform viel weniger ausgewaschen wird und zweitens in der Konservierung von Energie, da die energieaufwendige Nitratreduktion in der Pflanze wegfällt.

Als hemmende Agenzien könnten Phenole (Rice und Panchoy, 1972, 1974 und andere Autoren) und Tannine (Rice, 1984, Rice und Panchoy, 1973) in Frage kommen. Diese werden von Pflanzen ausgeschieden werden und hemmen den Prozess der Ammoniumoxidation. Eine Reihe anderer Forschungsgruppen, darunter Molina und Rovira (1964), Vitousek und Reiners (1975) und Bremner und McCarty (1988) postulieren andererseits, dass eine Bindung des Ammoniums an die zugefügte organische Substanz die Ursache für die Hemmung der Nitrifikation sei. Das Ziel unserer Untersuchungen war, Informationen zu erarbeiten über das quantitative Ausmass und den Mechanismus der natürlichen Nitrifikationshemmung.

2. MATERIAL UND METHODEN

Versuchslösungen: Alle Versuche wurden in belüfteten Lösungen durchgeführt. Diese Lösungen enthielten pro Liter 2 g eines tonigen Lehmbodens, der vor Gebrauch jeweils mit entionisiertem Wasser gewaschen wurde, bis im Waschwasser kein Nitrat mehr entdeckt werden konnte. Als Nährstoffe wurden noch 0.1 g K_2HPO_4 , 10 mg $MgSO_4$, 0.8 mg $CaCl_2$ und 0.02 mg Fe (als Chelat) pro Liter zugefügt.

Pflanzenmaterial: Die Kotyledonen aus Samen des Schwarztees (*Camellia sinensis*) wurden zu einem feinen Pulver zermahlen und darauf in bekannten Mengen für die Versuche verwendet. In einigen Versuchen kamen Extrakte zum Einsatz. Dazu wurden 4 g des Kotyledonen Pulvers während 24 Stunden mit 100 ml Wasser extrahiert. Die Festsubstanz wurde dann bei 10 000 g abzentrifugiert und das Ueberliegende noch am gleichen Tag für die Versuche verwendet.

Analytische Methoden: Ammonium, Nitrit und Nitrat Konzentrationen wurden mit ionenselektiven Elektroden bestimmt und der pH mit der Glaselektrode.

3. RESULTATE UND DISKUSSION

Versuche mit Pflanzenmaterial von verschiedenen Arten haben gezeigt, dass Kotyledonenpulver des Schwarztees eine besonders starke Hemmung der Nitrifikation bewirkt. Unser Bericht bezieht sich ausschliesslich auf dieses Material.

Abbildung 1 zeigt eine sehr schnelle Abnahme des Ammoniums nach Zugabe von Schwarztee pulver zur nitrifizierenden Bodensuspension. Anschliessend bleibt die Ammoniumkonzentration über längere Zeit eher konstant, während in der Kontrolle eine allmähliche Abnahme beobachtet werden kann. Bei der höchsten Konzentration des Pulvers ist zwischen dem 4. und 16. Tage sogar eine Tendenz zu einer Zunahme erkennbar. Anschliessend nimmt die Ammoniumkonzentration in diesen belasteten Lösungen wieder ab, aber bis zum vollständigen Verschwinden des Ammoniums dauert es etwa 50% länger als bei der Kontrolle. Das Auftreten von Nitrit (Abb. 2) wird durch Teekotyledonenpulver verzögert. Während in der Kontrolle bereits am 9. Tag Nitrit beobachtet wird mit einem Maximum am 15. Tag und einem Verschwinden zwischen dem 17. und 20. Tag, so tritt Nitrit in der belasteten Lösung erst am 15. Tag auf. Das Maximum wird um den 20. Tag erreicht und erst am 26. Tag ist die Konzentration wiederum auf null abgefallen.

Es liegt also das scheinbar paradoxe Ergebnis vor, dass durch Tee Kotyledonen Pulver das anfängliche Verschwinden des Ammoniums gefördert, das Auftreten des Nitrits aber verzögert wird. Offenbar können nicht beide Reaktionen als Mass für die Nitrifikationskinetik verwendet werden. Der Widerspruch löst sich aber auf, wenn eine Reaktion zwischen dem Tee Kotyledonen Pulver und Ammonium postuliert wird, wodurch Ammonium vorübergehend gebunden wird und nur noch langsam für die Nitrifikation zur Verfügung steht. Ueber die Natur der Reaktionen können wir aus diesen Versuchen keine Aussagen machen. Der anfänglich starke pH Abfall (Abb. 4 und 5) in den belasteten Lösungen kann sowohl durch abiotische wie auch durch biologische Prozesse (Atmung) erklärt werden.

Die Verzögerung der Nitratbildung (Abb.3) durch Tee Kotyledonen Pulver ist analog zum Nitrit (Abb.2). Nach dem 17. Tage, gezeigt in Abb. 3, nimmt die Nitratkonzentration in belasteten Lösungen noch zu, aber eine vollständige Umwandlung von Ammonium in Nitrat wurde nie erreicht. Stickstoff muss also zum Teil aus dem Prozess gezogen worden sein. Mögliche Reaktionen sind Einbau in die sich vermehrenden Mikroorganismen oder Verluste durch verschiedene Chemodenitrifikationsreaktionen.

Die pH Werte fallen nach der Pulver Zugabe ab und steigen anschliessend über den Anfangswert an (Abb.4 und 5). Der Abfall wurde bereits als Folge der Interaktion zwischen der organischen Substanz und Ammonium erklärt. Offenbar wird dieser Prozess im Laufe der Zeit rückgängig gemacht. Die Nitrifikation hat bis zum 17. Tag (Abb. 2 und 5) noch kaum einen pH-senkenden Einfluss. Wahrscheinlich übt das Pulver auch eine gewisse Pufferwirkung aus.

Die Verwendung eines Extraktes anstelle des Pulvers (Abb. 6) bestätigen die früher (Abb. 1 und 2) mit Pulver gefundenen Ergebnisse. Das nitrifikations-hemmende Agens ist also wasserlöslich. Immerhin gilt dies nur für die 24-stündige Extraktionsdauer. Bei nur sehr kurzer Extraktionsdauer konnte mit Extrakten keine Wirkung auf die Nitrifikation erzeugt werden.

Synthetische Nitrifikationshemmer müssen vorzugsweise die erste Reaktion hemmen, da sonst eine Anreicherung des giftigen Nitrits im landwirtschaftlichen Boden auftreten würde. Offenbar verursacht Tee Kotyledonenpulver auch ein schnelles Verschwinden des Nitrits, wenn in Versuchen von einer nitrithaltigen Lösung ausgegangen wird (Abb. 7). Das verschwundene Nitrit trat nicht als Nitrat in Erscheinung. Möglicherweise ist ein Teil des Nitrits über Chemodenitrifikation verloren gegangen.

Mindestens ein Teil der Interaktionen zwischen der organischen Substanz und Nitrit finden auch in sterilem Medium statt (Abb. 8). Diese müssen also abiotischer Natur sein.

4. ZUSAMMENFASSUNG

Die allelopathische Hemmung der Nitrifikation durch Tee Kotyledonen Pulver wurde untersucht. Das Pulver verursacht eine rapide Abnahme des Ammoniums, zugleich aber eine Verzögerung des Auftretens von Nitrit. Die Abnahme des Ammoniums kann also nicht als Mass für die Nitrifikation gedeutet werden. Wahrscheinlich kommt sie durch eine Reaktion zwischen der organischen Substanz und dem Ammonium zustande. Diese Hypothese wird durch das pH-Verhalten Lösungen unterstützt. Extrakte haben eine ähnliche Wirkung wie das Kotyledonenpulver. Der zweite Schritt der Nitrifikation (Nitrit zu Nitrat) wird ebenfalls durch Kotyledonenpulver beeinflusst.

Summary

The allelopathic inhibition of nitrification by tea cotyledon powder was investigated. The powder caused a rapid decrease of ammonium but, simultaneously, it also retarded the increase of nitrite in the test solution. The decrease of ammonium cannot be used as a measure for nitrification. It is postulated that ammonium is tied up due to a reaction with organic substances. This hypothesis is supported by observed changes of pH. The inhibition observed when using extracts of tea powder resembles that obtained with a direct use of the powder. The second step of nitrification from nitrite to nitrate is also affected by tea cotyledon powder.

Résumé

L'inhibition allélopathique de la nitrification par de la poudre de cotylédons de thé a été étudié. Cette poudre entraîne une rapide diminution de l'ammonium, mais en même temps une apparition retardée du nitrite. La diminution de l'ammonium ne peut pas être considéré comme un critère de nitrification. Probablement qu'elle provient d'une réaction entre la matière organique de l'ammonium. Cette hypothèse est confirmée par le comportement du pH. Des extraits ont un effet comparable à la poudre de cotylédons. Le deuxième pas de la nitrification (nitrite - nitrate) est également influencé par cette poudre de cotylédons.

5. LITERATUR

Amberger, A. (1989), Research on dicyandiamide as a nitrification inhibitor and future outlook. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 20, 1933-1955.

Amberger, A. und Vilsmeier, K. (1988), Nitrifikation von Gülle-N in Abhängigkeit vom Ausbringungstermin, pH-Wert des Bodens und Dicyandiamidzusatz. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151, 299-301.

Bremner, J.M. and McCarty, G.W. (1988), Effects of terpenoids on nitrification in soil. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 52, 1630-1633.

Molina, J.A.E. und Rovira, A.D. (1964), The influence of plant roots on autotrophic nitrifying bacteria. *Can. J. Microbiol.* 10, 249-257.

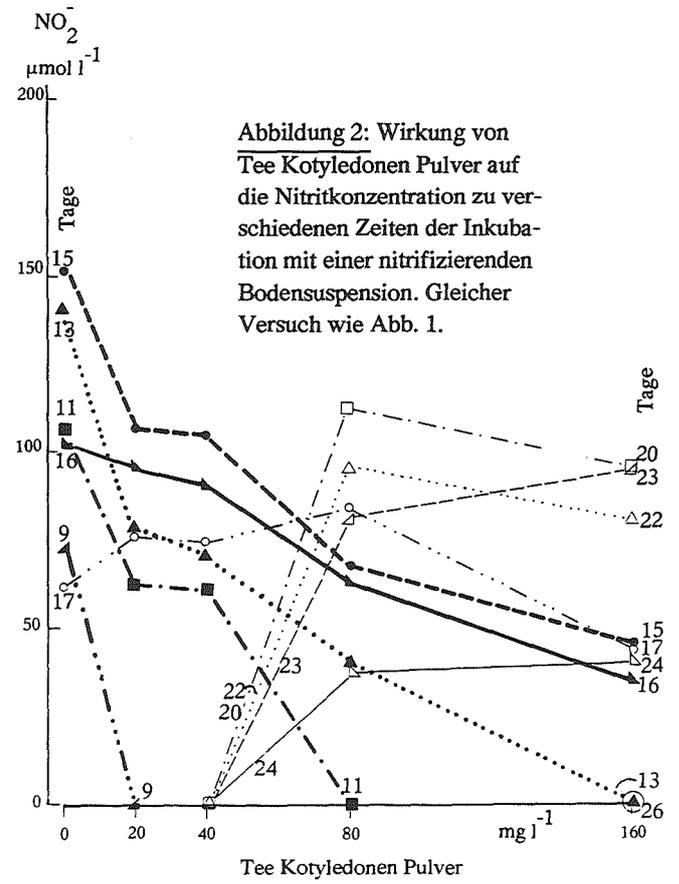
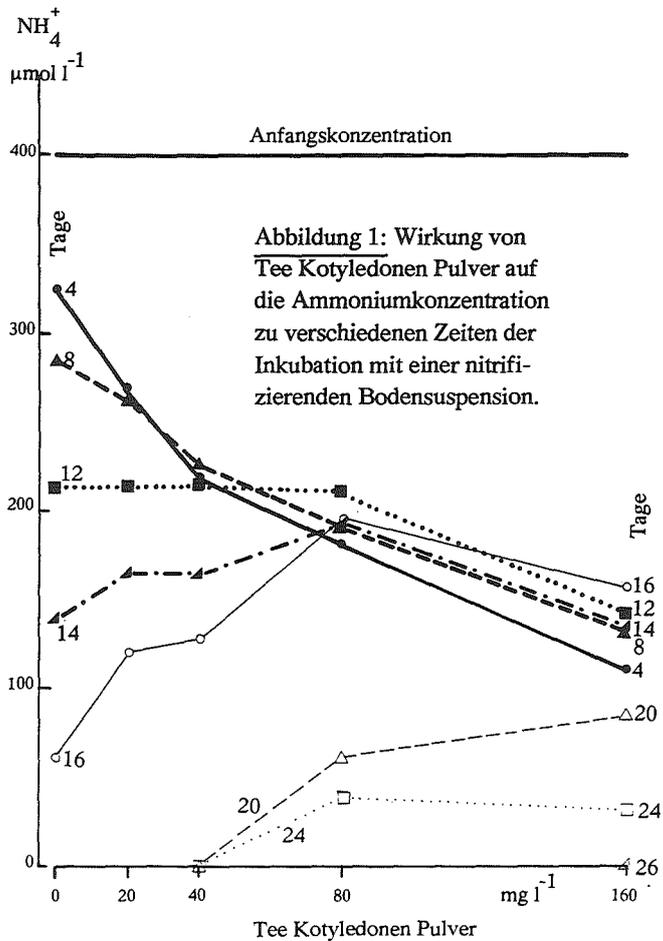
Rice, E.L (1984), *Allelopathy*, 2nd Ed. Academic Press, Inc. Orlando, FL.

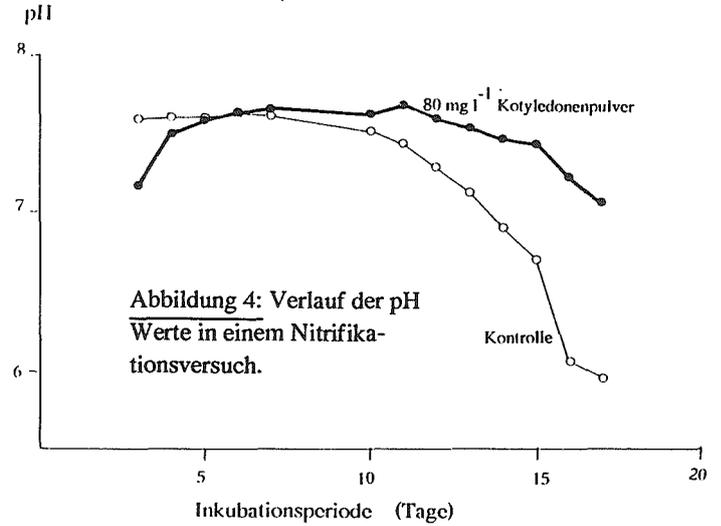
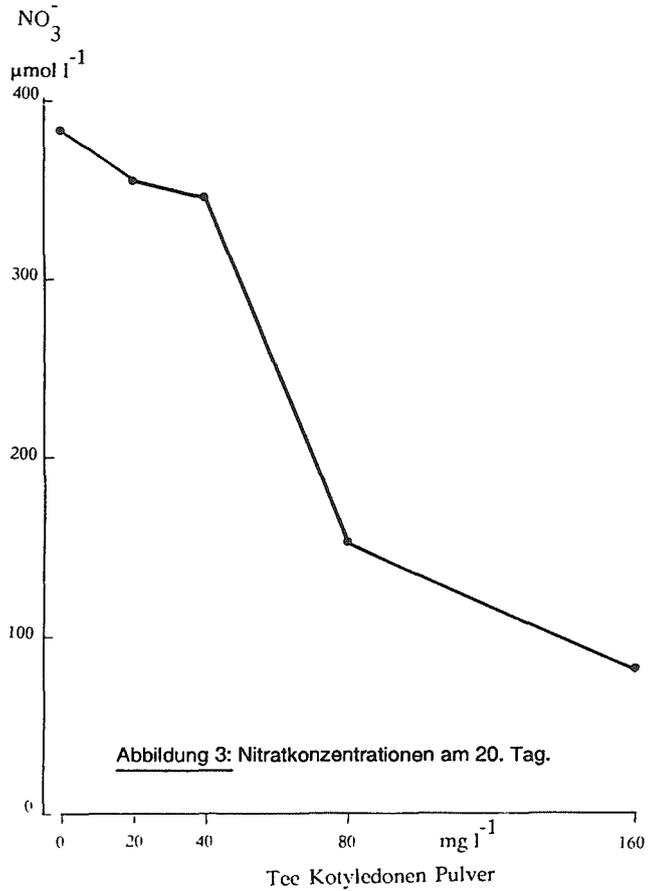
Rice, E.L. und Panchoy, S.K. (1972), Inhibition of nitrification by climax ecosystems. *Amer. J. Bot.* 59, 1033-1040.

Rice, E.L. and Panchoy, S.K. (1973), Inhibition of nitrification by climax ecosystems. II. Additional evidence and possible role of tannins. *Amer. J. Bot.* 60, 691-702.

Rice, E.L. and Panchoy, S.K. (1974), Inhibition of nitrification by climax ecosystems. III. Inhibitors other than tannins. *Amer. J. Bot.* 61, 1095-1103.

Vitousek, P.M. and Reiners, A.W. (1975), Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *Bioscience* 25, 376-381.





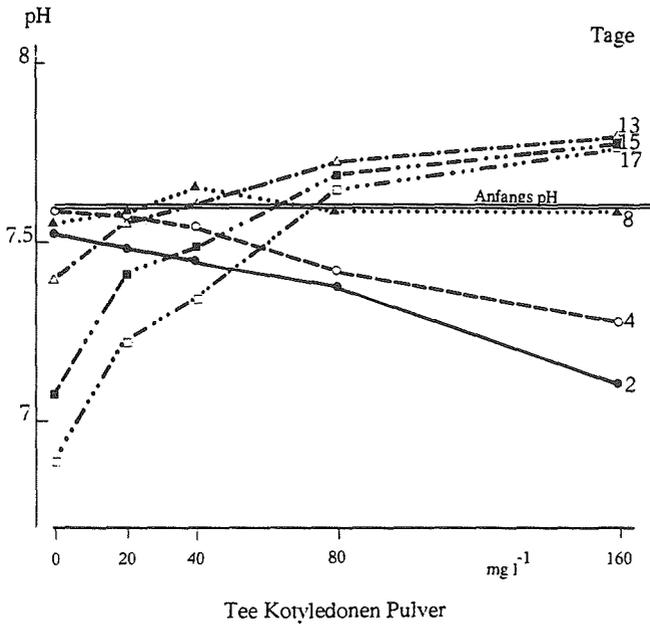


Abbildung 5: Einfluss der Konzentration des Tee Kotyledonen Pulvers auf die pH Werte zu verschiedenen Zeiten des Inkubationsversuchs.

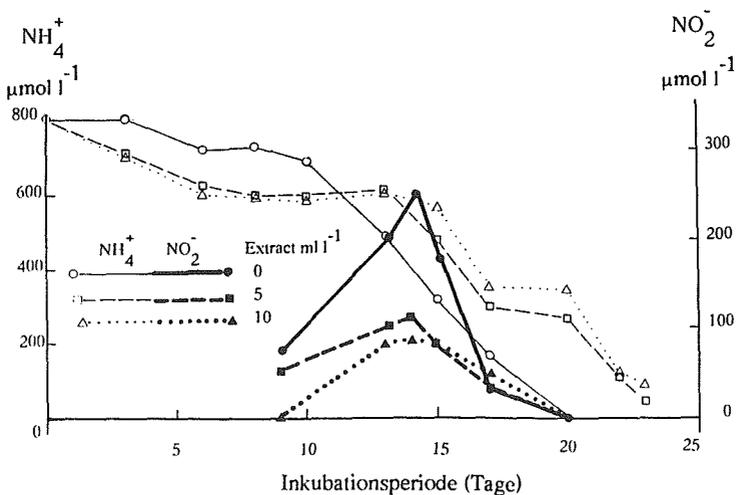


Abbildung 6: Ammonium- und Nitritkonzentrationen in Abhängigkeit der Inkubationszeit in nitrifizierenden Lösungen, zu welchen verschiedene Mengen eines Extractes aus Tee Kotyledonen Pulver zugegeben wurden.

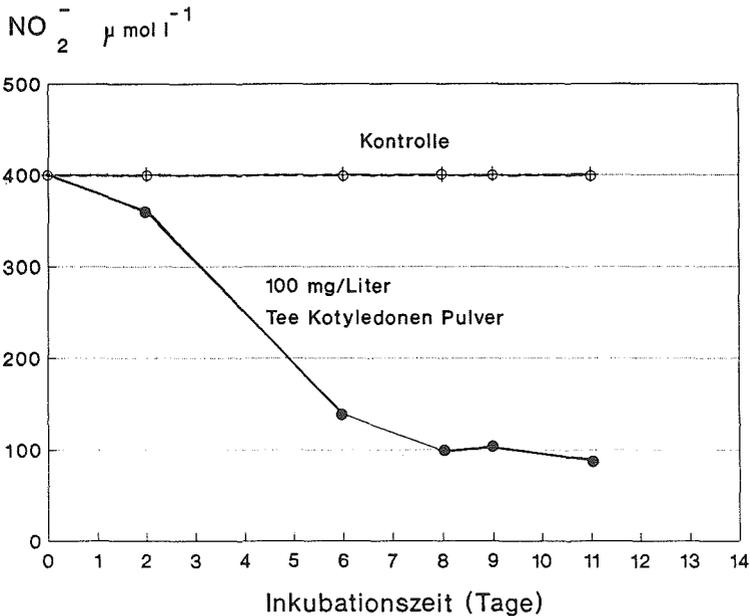
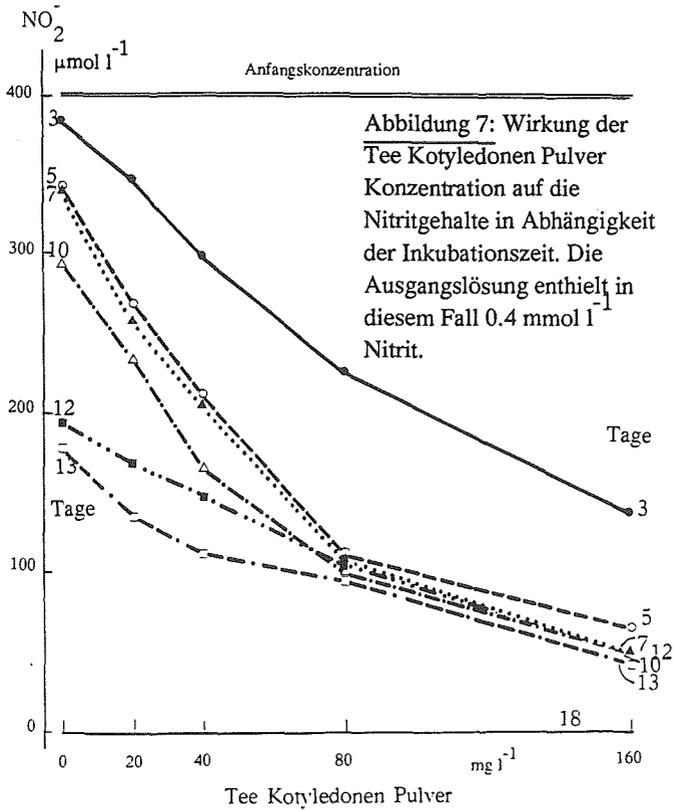


Abbildung 8: Wirkung des Tee Kotyledonen Pulvers auf Nitritgehalte in sterilen, bodenfreien Lösungen. Ausgangslösung: Nitrit.

Räumliche Variabilität von Mineralstickstoff im Boden

U. Schmidhalter¹, T. Alföldi¹, S. Henggeler² und J.J. Oertli¹

¹Institut für Pflanzenwissenschaften, ETHZ

²Landwirtschaftliche Schule Strickhof, Lindau

Zusammenfassung

Bodenuntersuchungen stellen räumliche und zeitliche Punktmessungen dar. Es wird vorausgesetzt, dass sie für den gewählten Standort repräsentativ sind. In dieser Arbeit wurde die räumliche Variabilität und die räumliche Abhängigkeit des Mineralstickstoffs untersucht und abgeklärt, wieviele Bodenproben bei N_{\min} -Untersuchungen genommen werden müssen, damit eine sinnvolle Präzision erreicht wird.

In einem Rechteck von 40 auf 200 Metern wurden, netzartig in 10 Meter Abständen verteilt, je 100 Bodenproben in den Tiefen 0-30, 30-60 und 60-100 cm genommen und auf mineralischen Stickstoff untersucht. Die N_{\min} -Werte der Tiefe 0-30 cm waren normal verteilt, diejenigen der Tiefen 30-60 cm und 60-100 cm waren lognormal verteilt. Die Variationskoeffizienten lagen zwischen 30-47 %. Die Semivariogramme der drei untersuchten Tiefen waren wenig strukturiert und der Anteil der Variabilität, der auf räumliche Abhängigkeit zurückzuführen ist, klein. Bei 5, 10, 15 resp. 20 Probeentnahmen kann der N_{\min} -Mittelwert der Tiefe 0-30 cm \pm 26%, 19%, 15 % resp. 13 % genau geschätzt werden, derjenige der Tiefe 30-60 cm \pm 37 %, 27 %, 22 % resp. 19 % und etwas weniger genau als letztere ist die Schätzung des N_{\min} -Wertes der Tiefe 60-100 cm. Die Repräsentativität der Probeentnahme stellt nur einen Unsicherheitsfaktor bei der N_{\min} -Bestimmung dar. Schätzfehler bei der Festlegung der Raumdichte und des Skelettgehaltes sowie analytische Fehler werden diskutiert und Vorschläge zur Verbesserung gemacht.

N_{\min} -Probeentnahmen stellen in einem frühen Vegetationszeitpunkt das beste Mittel zur Erreichung einer standortgerechten Düngung dar. Repräsentative Probeentnahmen bedingen die Entnahme von 10-15 Proben pro Parzelle. Eine Erhöhung der Probenzahl in den Tiefen 0-30 cm und 30-60 cm zu Lasten der Probenzahl der Tiefe 60-100 cm erhöht nicht nur die Genauigkeit, sondern stellt auch eine arbeitstechnische Erleichterung bei der manuellen Entnahme dar.

1. Einleitung und Problemstellung

Ertrag, Qualität und Umwelt werden durch zu tief oder zu hoch bemessene Stickstoffgaben nachhaltiger beeinflusst als durch die P- und K-Düngung. In einem frühen Vegetationszeitpunkt lässt sich der pflanzenverfügbare Stickstoff nur durch Messung bestimmen, während in späteren Entwicklungsstadien die Beobachtung der Pflanzenbestände, einfache Pflanzenanalysen oder Kulturmassnahmen wie Düngungsfenster genauere Prognosen ermöglichen. Im jetzigen Zeitpunkt erlaubt die Modellierung der Stickstoffdynamik noch nicht eine praxistaugliche Umsetzung ihrer Resultate. Dies hängt damit zusammen, dass Transportvorgänge im Boden einigermaßen brauchbar vorausgesagt werden können, die zeit- und tiefenabhängige Aufnahme der Pflanzen und insbesondere Transformationsvorgänge (Mineralisierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Immobilisierung, Ammonifikation, Fixierung und Volatilisierung) nur ungenügend verstanden werden.

Die Bemessung der Stickstoffgaben wird somit aus dem geschätzten Bedarf der Pflanzen minus dem im Boden vorhandenen pflanzenverfügbaren Stickstoff (N_{\min} -Methode) ermittelt.

Fehler in der Bemessung ergeben sich aufgrund ungenügender Repräsentativität der Probenahme, bei der Probebehandlung, bei Abweichungen von der angenommenen Lagerungsdichte (Molitor, 1982) sowie dem geschätzten Skelettgehalt des Bodens und aufgrund analytischer Fehler (Scharpf, 1977). Von verschiedenen Autoren wird der analytische Fehler als klein eingeschätzt (Richter et al., 1984).

In dieser Arbeit wird untersucht, wie viele Bodenproben bei N_{\min} -Untersuchungen genommen werden müssen, damit eine sinnvolle Präzision erreicht werden kann. Dies ist besonders wichtig, da der zeitliche und organisatorische Aufwand viel höher ist als für andere Bodenuntersuchungen und die räumliche und zeitliche Variabilität von Mineralstickstoff hoch sein kann.

Die empfohlenen Bodeneinstiche variieren zwischen 5-12 pro Parzelle, praxisüblicher sind 5. Scharpf (1977) untersuchte den Einfluss steigender Stichprobenzahlen in einer Parzelle von 90 X 90 Metern. Die Mittelwerte der Mischproben aus 6, 8, 10, 12 und 16 Einstichen, die systematisch verteilt in

einem quadratischen Netz mit minimal 30 m Abstand entnommen wurden, ergaben 75, 99, 106, 110 und 106 kg N_{\min} /ha. Scharpf (1977) folgert daraus, dass von 10 Einstichen an keine Veränderung des Mittelwertes mehr zu erwarten ist, woraus er die Empfehlung ableitet, aus einem repräsentativen Teilstück einer Parzelle 12 Einstiche zu nehmen. Es gibt relativ viele Untersuchungen, in denen aufgrund kleiner Stichprobenzahlen, die klein- oder grossräumlich entnommen wurden, Empfehlungen der notwendigen Stichprobenzahl gemacht werden.

Die räumliche Variabilität von Mineralstickstoff ist trotz früher Erkenntnis ihrer grossen Variabilität (Waynick, 1918; Prince, 1923) nicht ausreichend studiert worden (Meisinger, 1984). Es fehlen Untersuchungen, die auf hohen Stichprobenzahlen beruhen. Die räumliche Abhängigkeit des Stickstoffs ist bisher unzureichend untersucht worden.

Böden sind ihrer Natur nach heterogen. Jenny (1941) beobachtete, dass die gleichen Prozesse, die für die Bodenbildung verantwortlich sind, die Stickstoffverteilung bestimmen.

Die räumliche Variabilität von NO_3 -N ist durch einen langsam zunehmenden Variationskoeffizienten (CV) gekennzeichnet, wenn die untersuchte Fläche zunimmt, und eine grosse klein-räumliche Komponente, die nicht gleichmässig über das Feld verteilt ist (Meisinger, 1984). Häufig findet man 50 % der Variabilität, die sich innerhalb einer Hektare findet, bereits in einigen Quadratmetern (Beckett and Webster, 1971). Die Kultivierung kann zu einer Erhöhung wie auch Reduktion der Variabilität führen. Bei stickstoffgedüngten Parzellen wurden Erhöhungen des Variationskoeffizienten um 100-150 % gegenüber nicht gedüngten Parzellen beobachtet (Biggar, 1978; Lindemann, 1986).

Hohe Variationskoeffizienten von Nitrat- und Ammoniumstickstoff sind von verschiedenen Autoren berichtet worden. Romero (1944) gibt CV-Werte von 27-80 % für NO_3 -N und von 11-24 % für NH_4 -N an. Reuss et al. (1977) untersuchten im Frühjahr 1974 und 1975 die NO_3 -Gehalte in je 12 bewässerten Feldern. Sie entnahmen je eine Probe aus 0.37 ha grossen Quadraten, wobei die durchschnittliche Probenzahl 1974 23 und 1975 18.7 betrug. Um eine Präzision von ± 20 % des geometrischen Mittels zu erreichen, berechneten sie, dass 36 Einzelproben für eine repräsentative Mischprobe genommen werden müssten. Der 0- bis 60-cm NO_3 -N CV-Wert betrug durchschnittlich 52 %. Meisinger

(1984) gibt für vier weitere Untersuchungen einen CV von 45% (33-109%) an. Für gängige Probeentnahmen von 10-20 Mischproben und einem Vertrauensintervall von 80% berechnete er, dass der Mittelwert mit ungefähr $\pm 20\%$ bei 75 % der untersuchten Parzellen resp. mit ungefähr $\pm 25\%$ bei 90 % der untersuchten Flächen richtig geschätzt würde. Um den Wert auf $\pm 10\%$ des Mittelwertes auf 75 % der Fläche genau zu schätzen, wären 45 Proben erforderlich gewesen.

ProbeentnahmeprozEDUREN wurden häufig in einer Zeit entwickelt, als die Felder einheitlicher tiefe Stickstoffgehalte aufwiesen, oder sie wurden von P- und K-Probeentnahmeplänen abgeleitet. Es besteht daher die Notwendigkeit, effiziente Schemen zu entwickeln, um die mittleren $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte genauer zu schätzen, zusammen mit einer Schätzung der räumlichen Variation des Gebietes (Meisinger, 1984).

2. Material und Methoden

Auf einer relativ ebenen Teilparzelle einer 2 Hektaren grossen Parzelle der landwirtschaftlichen Schule Strickhof (Lindau) wurden am 12. Dezember 1989 in einem Rechteck von 40 auf 200 Metern, netzartig in 10 Meter Abständen verteilt, je 100 Proben in den Tiefen 0-30, 30-60 und 60-100 cm entnommen. Die Auswahl einer Teilparzelle erlaubte es Randeinflüsse zu vernachlässigen. Die Parzelle war zum Erntezeitpunkt brach, die Vorfrucht war Silomais. Beim Boden handelt es sich um eine tiefgründige, basenreiche Braunerde. Die Dichte wurde einheitlich mit 1.2 g/cm^3 angenommen. Der Skelettgehalt in den Tiefen 0-30 cm und 30-60 cm wurde auf 5 % geschätzt. Für die Tiefe 60-100 cm wurden 20 % Skelettanteil geschätzt.

Die Proben wurden unmittelbar nach der Entnahme tiefgefroren und erst kurz vor der Analyse aufgetaut und mit einem Sieb von 8 mm Maschenweite zusätzlich homogenisiert. Mit einer bei 105°C während 48 Stunden getrockneten Teilprobe wurde der Wassergehalt bestimmt. Für die Analyse wurden 100 g feldfeuchter Boden mit 150 mL 0.05 M CaCl_2 versetzt und während einer Stunde über Kopf geschüttelt und abfiltriert. Das erste Aliquot wurde verworfen, um allfällig im Filter vorhandenes Ammonium zu entfernen.

Die Analyse erfolgte mit einer NH_3 -Elektrode (Orion model 95-12, Orion Research Inc.). Mit dem gewählten Messprinzip (Siegel, 1979) können NO_3 und NH_4 gleichzeitig gemessen werden. Die Reduktion von $\text{NO}_3\text{-N}$ in $\text{NH}_4\text{-N}$ erfolgte während 30 Minuten in einem Wasserbad bei $30\text{ }^\circ\text{C}$ mit Dewardas' Legierung. Die in Bechergläsern vorhandenen Proben wurden mit Parafilm abgedeckt. Die Elektrodensteilheit betrug im Bereich von 0.1-10 ppm $\text{NH}_4\text{-N}$ - 59.1 mV (22°C). Stichproben zeigten, dass der $\text{NH}_4\text{-N}$ in allen Fällen $< 2\%$ des $\text{NO}_3\text{-N}$ war.

Die statistische Auswertung erfolgte mit Statgraphics (Statgraphics, Inc.) und geostatistische Parameter wurden mit Geopack (Yates and Yates, 1989) ausgewertet.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die in den drei Tiefen 0-30, 30-60 und 60-100 cm sowie in der Gesamttiefe 0-100 cm gefundenen N_{\min} -Werte sind in Abbildung 1 und 2 dargestellt.

Bodeneigenschaften sind nicht immer normal verteilt. Verschiedene Eigenschaften, wie beispielsweise die hydraulischen Leitfähigkeit, die Diffusivität oder Porenwassergeschwindigkeit, werden besser durch lognormale Verteilungen beschrieben. Eine einfache Methode zur Überprüfung der Normalverteilung ist ein Fraktildiagramm (Abb. 3). Die N_{\min} -Werte der Tiefe 0-30 cm sind normalverteilt. Die Überprüfung der Güte der Anpassung mittels des Kolmogorov-Smirnov-Testes ergibt ein hohes Signifikanzniveau von 0.9945. Der berechnete Mittelwert unterscheidet sich nicht wesentlich vom Medianwert und dem Dichtemittel (Tab. 1). Abbildung 3 zeigt, dass die N_{\min} -Werte der Tiefe 30-60 cm besser durch eine lognormale Verteilung (natürlicher Logarithmus) beschrieben werden. Dies gilt auch für die Tiefe 60-100 cm. Die Güte der Anpassung wird durch den Kolmogorov-Smirnov-Test bestätigt. Die Signifikanzniveaus betragen 0.9998 resp. 0.9776 für die Tiefen 30-60 cm und 60-100 cm. Tabelle 1 zeigt die für diese Tiefen, basierend auf einer lognormalen Verteilung, berechneten Mittelwerte, Medianwerte und Dichtemittel. Die Annahme einer Normalverteilung führt in diesem Fall jedoch nur zu unwesentlich verschiedenen Werten.

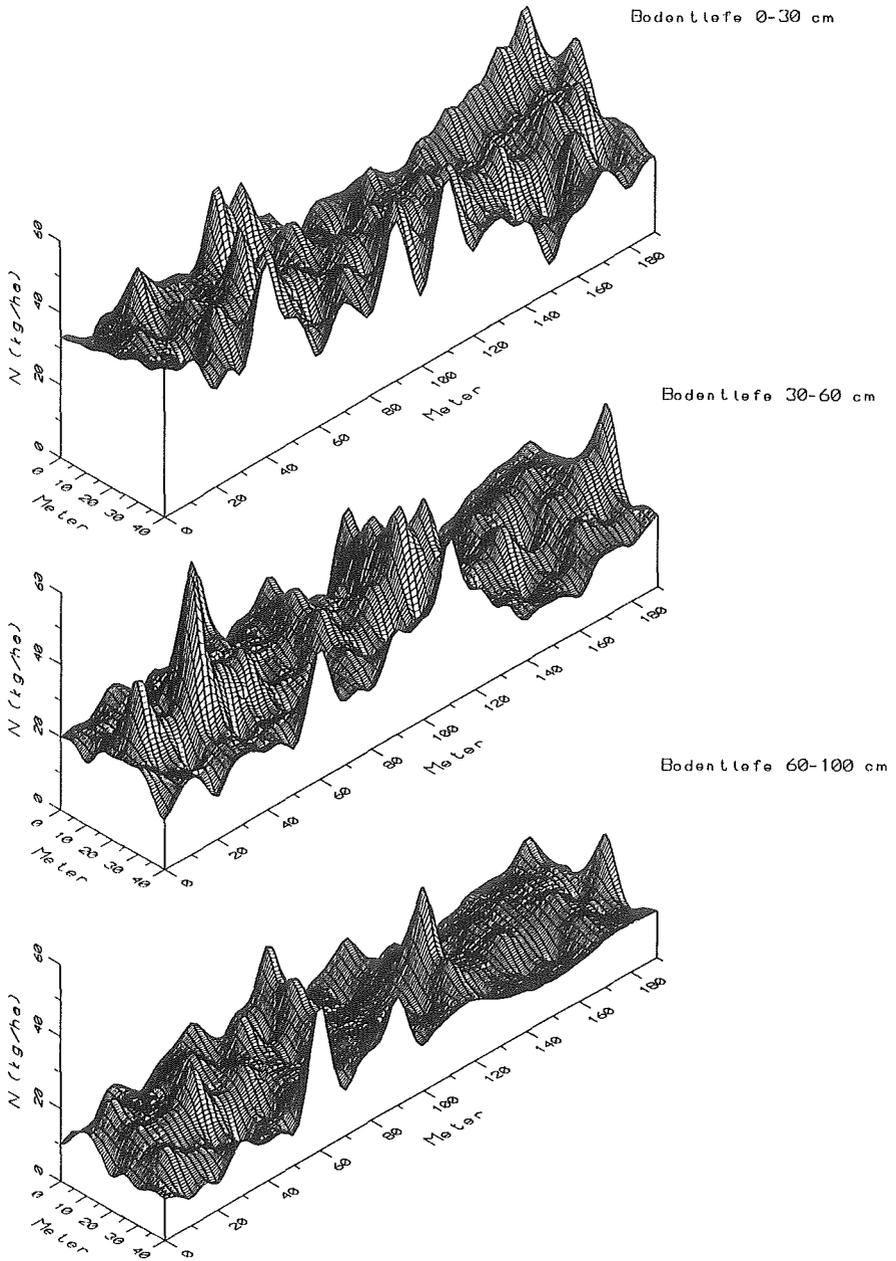


Abb. 1. N_{min} -Werte in den Bodentiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm.

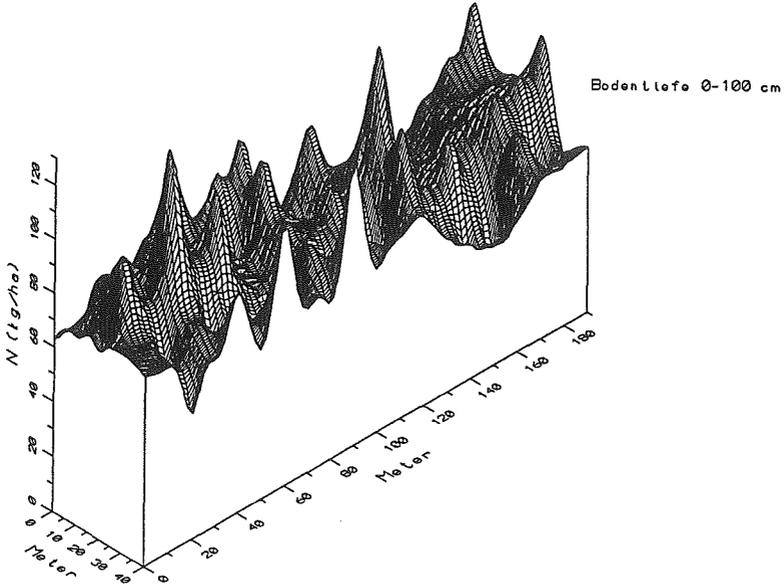


Abb. 2. N_{\min} -Werte in der Bodentiefe 0-100 cm.

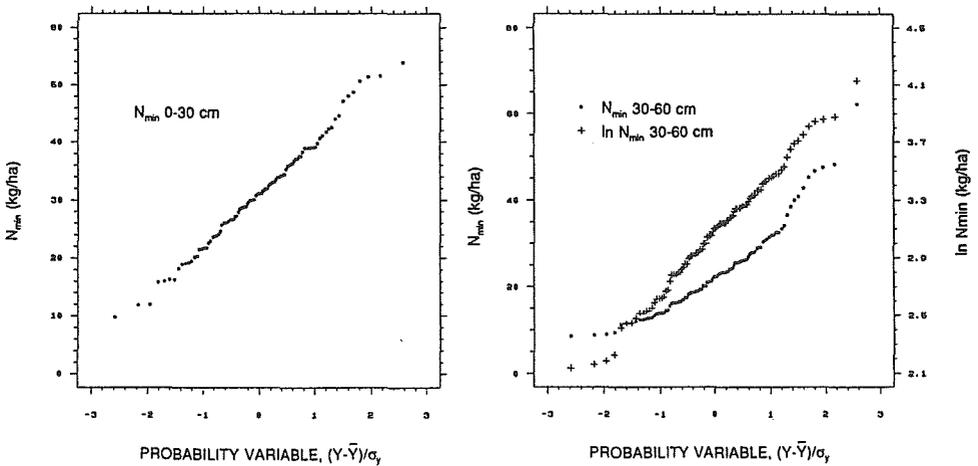


Abb. 3. Fraktildiagramme für die Bodentiefen 0-30 cm und 30-60 cm.

Die Variationskoeffizienten der drei untersuchten Tiefen liegen zwischen 30-47 %. Sie zeigen eine leichte Zunahme mit zunehmender Tiefe. Je höher der CV-Wert ist, desto mehr Proben müssen genommen werden, um eine verlässliche Aussage zu machen.

Tabelle 1. Mittelwert, Median, Dichtemittel und Variationskoeffizient der Bodentiefen 0-30, 30-60 und 60-100 cm.

	Bodentiefe (cm)		
	0-30	30-60	60-100
Mittelwert (kg/ha)	31.1	23.3	15.1
Median (kg/ha)	31.0	21.4	13.5
Dichtemittel (kg/ha)	30.8	18.0	10.7
Variationskoeffizient (%)	30.1	42.8	47.4

Das klassische Modell der Schätzung des Wertes einer Variablen beruht auf einer Normalverteilung der Residuen und setzt voraus, dass sie nicht korreliert sind. Die Hypothese der Unabhängigkeit der Residuen, welche oft fraglos allgemein akzeptiert wird, kann bei Eigenschaften in einem Kontinuum häufig nicht aufrechterhalten werden (Brun and Lopez, 1985). Je kleiner die Distanz zwischen Probeentnahmestandorten ist, desto wahrscheinlicher ist es, dass die Residuen aufeinander bezogen sind. Wird dies nicht berücksichtigt, ergeben sich Ueberschätzungen der Streuung der Schätzwerte und damit zu hohe Probezahlen für eine gegebene Präzision. In der von Matheron (1963) entwickelten Theorie der regionalisierten Variablen wird die Korrelation der Residuen berücksichtigt. Die räumliche Abhängigkeit der zu messenden Eigenschaft wird mit einem Semi-Variogramm geschätzt, an das ein mathematisches Modell angepasst wird, das die Gewichte für die Berechnung der Schätzwerte mittels der Kriging-Technik liefert.

Die experimentellen Semivariogramme für die drei untersuchten Tiefen (Abb. 4) sind relativ wenig strukturiert und weisen einen grossen Nuggeteffekt auf. Der Anteil der Variabilität, der auf räumliche Abhängigkeit zurückzuführen ist, ist klein. Der Wert geostatistischer Methoden ist somit für diese Eigenschaft beschränkt. In der Tiefe 30-60 cm und weniger ausgeprägt in 60-100 cm, findet sich bei einer Lagdistanz zwischen 110 und 170 Metern eine schwächere räumliche Abhängigkeit. Keine deutlichen räumlichen Abhängigkeiten finden sich in 0-30 cm Tiefe. Die Kultivierung hat in diesem Fall möglicherweise Unterschiede in den räumlichen Strukturen minimiert.

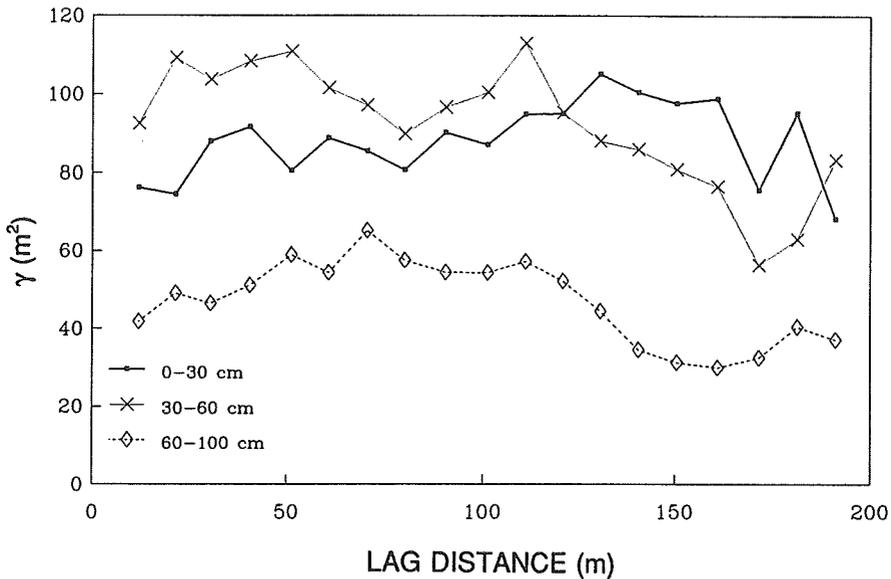


Abb. 4. Semivariogramme der Bodentiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm.

Basierend auf diesen Vorergebnissen vereinfacht sich das Problem, die Probenanzahl zu bestimmen, um den Mittelwert mit einer vorgegebenen Genauigkeit zu schätzen. Die Proben können als unabhängig betrachtet werden und die Probenzahl ist genügend gross, so dass das zentrale Grenzwerttheorem gilt. Für die erste Schicht ist die Normalverteilung nachgewiesen, für die zweite

und dritte Schicht kann der Mittelwert und die Standardabweichung aufgrund der hohen Probenzahl genügend genau approximiert werden.

Die Anzahl Proben, die genommen werden müssen, um innerhalb d Einheiten des Mittelwerts zu sein, berechnet sich nach:

$$N = x_{\alpha}^2 \sigma^2 / d^2$$

wo σ die Standardabweichung ist, x_{α} die Standardnormalverteilung, d gibt an wie genau (beispielsweise in % des Mittelwertes oder als Absolutwert) der Mittelwert geschätzt wird. Abbildung 5 zeigt wie genau der N_{\min} -Wert in Prozent des Mittelwertes bei einer bestimmten Probenzahl bestimmt werden kann. In der gleichen Abbildung sind diese Angaben für den untersuchten Standort in kg N/ha umgerechnet worden. Bei 5, 10, 15 resp. 20 Probeentnahmen kann der Mittelwert der Tiefe 0-30 cm $\pm 26\%$, 19 %, 15 % resp. 13 % genau geschätzt werden. Dies entspricht umgerechnet ± 8.2 , 5.6, 4.7 resp. 4.1 kg N/ha. Bei der Bodentiefe 30-60 cm betragen die entsprechenden Werte $\pm 37\%$, 27 %, 22 % resp. 19 %, und umgerechnet ± 8.7 , 6.1, 5 resp. 4.4 kg N/ha und Schicht. Für die Bodentiefe 60-100 cm betragen die entsprechenden Werte $\pm 42\%$, 29 %, 24 % resp. 21 %, bzw. 6.3, 4.4, 3.3 und 3.1 kg N/ha. Für die untersuchte Parzelle kann der Mittelwert von 69.5 kg N_{\min} somit bei 5 Einstichen mit ± 23.2 kg resp. bei 15 Einstichen mit ± 11.6 kg genau bestimmt werden. Bei diesen Probegrößen wird der Mittelwert mit $\pm 33\%$ resp. $\pm 17\%$ genau bestimmt. Bei N_{\min} -Empfehlungen von beispielsweise 120 kg N/ha bei Winterweizen resp. 220 kg N/ha bei Mais, sind Abweichungen oberhalb dieser Richtwerte (≥ 120 resp. 220 kg N) resp. bei einem sehr tiefen Versorgungsniveau (≤ 20 kg N) nicht relevant. Genauere Aussagen sind nur im Zwischenbereich erforderlich.

Welche Genauigkeit ist anstrebenswert? Die Repräsentativität der Proben stellt nur einen Faktor bei der Festlegung der N-Düngung dar. In die N_{\min} -Bestimmung fließen weitere Unsicherheitsfaktoren ein. Für die Umrechnung der analysierten Werte muss die Raumdichte des Bodens und der Skelettgehalt des Bodens geschätzt werden. Wie verhalten sich die Unsicherheiten dieser Größen im Vergleich mit derjenigen der Probenanzahl und der analytischen Messungsgenauigkeit?

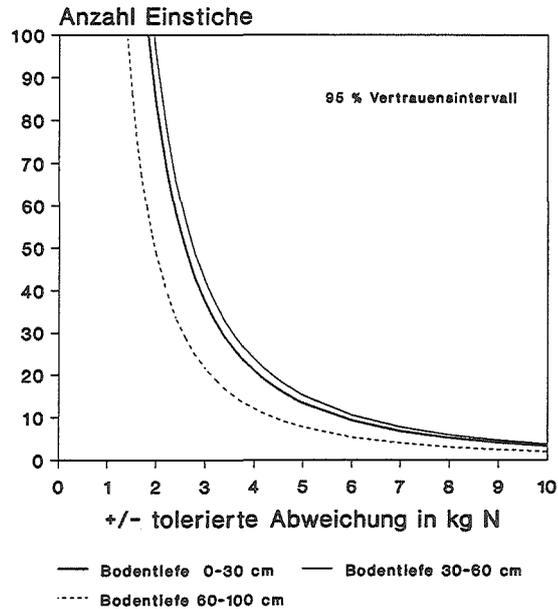
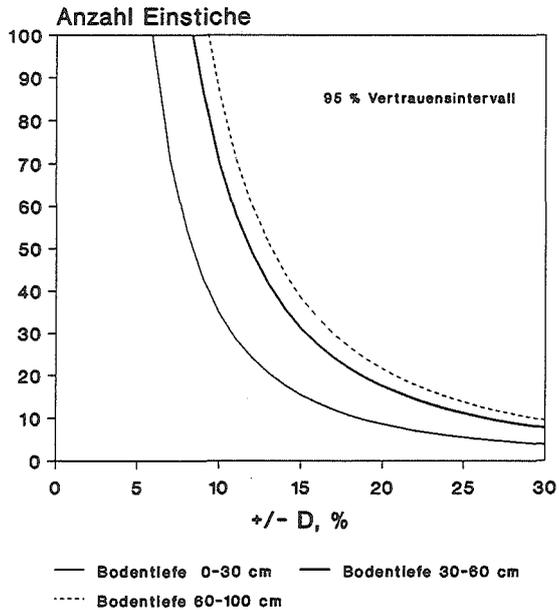


Abb. 5. Beziehung zwischen der Anzahl Proben und der zu erwartenden Genauigkeit ausgedrückt in Prozent des Mittelwertes des untersuchten Standortes (linke Darstellung) bzw. in kg N (rechte Darstellung).

Von verschiedenen Autoren werden die eigentlichen Messfehler als klein eingeschätzt. Der Variationskoeffizient der N_{\min} -Analyse ist mit 5 % klein im Verhältnis zum räumlichen N_{\min} -Variationskoeffizienten, der in dieser Arbeit 30-47 % betrug. Eine bessere Aussage resultiert nicht aus einer geringfügigen analytischen Verbesserung, sondern aus einer repräsentativeren Probe, die auf einer höheren Stichprobenzahl beruht. Die Unsicherheiten, die bei der Schätzung der Raumdichte resp. des Skelettgehaltes resultieren, sind ebenfalls deutlich höher als analytisch bedingte Fehler. Die Raumdichten landwirtschaftlicher Böden liegen zwischen 0.8-1.6 g/cm³. Diese Grösse kann auch durch erfahrene Leute höchstens auf ± 0.1 g/cm³ genau geschätzt werden. Bei einer Abweichung in dieser Grössenordnung ergibt sich bei einer durchschnittlichen Raumdichte von 1.2 g/cm³ ein Fehler von $\pm 8\%$. Die Abweichungen sind bei kleineren Raumdichten grösser als bei hohen. Zwischen 1-1.5 g/cm³ betragen sie 10 - 7 %. Bei höheren Anteilen Skelett im Boden ist es äusserst schwierig, diese Grösse richtig zu schätzen. Ein Fehler von ± 5 -10% ist im oberen Bereich der erreichbaren Genauigkeit. Fehler in der Schätzung dieser Grössen können sich aufheben. Mit welchen Fehlern im ungünstigeren Fall jedoch bei einer relativ bescheidenen Abweichung von den wahren Werten zu rechnen ist, wird nachfolgend veranschaulicht. Die Raumdichte eines Bodens betrage durchschnittlich 1.3 g/cm³, der Skelettgehalt 10 %. Wird die Raumdichte auf 1.2 g/cm³ und der Skelettgehalt auf 15 % eingeschätzt, wird der N_{\min} -Wert ca. 13 % zu tief bestimmt, was eine entsprechende Mehrdüngung zur Folge hätte. Nimmt man als obere Fehlergrenze beim gleichen Beispiel eine Unterschätzung der Raumdichte um 0.2 g/cm³ und eine Ueberschätzung des Skelettgehaltes um 10 % an, so verdoppelt sich der Fehler auf 26 %.

Der Gesamtfehler in der Schätzung der Raumdichte und des Skelettgehaltes dürfte etwa 10-20 % betragen. Diese Werte liegen in der Grössenordnung der Fehler, die sich bei der Entnahme von 10-20 Proben in 0-30 cm Tiefe ergeben können. Werden weniger als 10 Proben pro Parzelle genommen, so sind die durch eine zu geringe Probenzahl bedingten Fehler höher als diejenigen, die sich durch eine fehlerhafte Einschätzung der Raumdichte und des Skelettgehaltes ergeben. Diese Aussage gilt im untersuchten Beispiel noch mehr für die tieferen Schichten von 30-60 cm und 60-100 cm. Diese Fehler wirken sich um so stärker aus, je höher der N_{\min} -Wert einer Schicht ist.

Je später N_{\min} -Proben im Verlauf der Vegetation genommen werden, um so wichtiger wird die oberste Schicht, in der die Mineralisierung am stärksten ist, so dass trotz einer tieferen Variabilität als in den unteren Schichten, infolge der höheren N_{\min} -Werte ein grösserer Fehler in der Bestimmung des verfügbaren Mineralstickstoffs resultiert. Die zeitliche Variabilität ist in dieser Arbeit nicht berücksichtigt worden. Wehrmann et al. (1988) geben für die Mineralisierung während der Vegetationsperiode Werte von 32-185 kg N an. In Lössböden im südlichen Niedersachsen wurden vom April bis August durchschnittlich 70-100 kg mineralisiert. Je nach Standort müsste somit der zeitlichen Variabilität als fehlerbestimmendem Faktor Rechnung getragen werden. Im Rahmen der N_{\min} -Methode ist die erste Zeit nach Vegetationsbeginn entscheidend. Im Gegensatz zur Mineralisierung, die auf dem gleichen Standort je nach Witterung sehr variabel sein kann, kann die Raumdichte des Bodens mit Ausnahme des Bearbeitungshorizontes als konstant angenommen werden. Dies gilt auch für den Skelettgehalt des Bodens. Der Variationskoeffizient für die Raumdichte ist tief. Warrick und Nielsen (1980) geben für drei Untersuchungen übereinstimmend einen Wert von 7 % an, d.h. dass mit sehr wenigen Proben der Mittelwert genügend genau geschätzt werden kann. Gumaa (1978) gibt dafür die sehr tiefe Probenzahl von 2 an. Unter mitteleuropäischen Bedingungen ist die Variabilität der Bodendichte wahrscheinlich höher als in den von Warrick und Nielsen erwähnten Untersuchungen aus den Vereinigten Staaten. Trotzdem sollte es möglich sein, basierend auf vorhandener Information resp. durch selektive Beprobung ausgewählter Bodentypen, mit einem vergleichsweise geringen Aufwand eine wesentliche Verbesserung bei der Ermittlung der N_{\min} -Werte zu erreichen. Analoges gilt für den Skelettgehalt der Böden.

Bei tiefgründigen Böden kann eine bedeutende Aufnahme von Stickstoff aus grösserer Tiefe erfolgen. Trotzdem steht fest, dass der grösste Teil aus den oberen Schichten aufgenommen wird, diese somit wichtiger sind als tieferliegende Schichten. Somit sollte die Beprobungsintensität vor allem in diesen Schichten hoch sein. Eine Erhöhung der Probenzahl der obersten zwei Schichten zu Lasten der Probenzahl der untersten Schicht erhöht nicht nur die Genauigkeit, sondern stellt auch eine wesentliche arbeitstechnische Erleichterung dar. Der bereits jetzt zur Verfügung stehende Datensatz sollte es ermöglichen, einfache Zusammenhänge zwischen den N_{\min} -Werten in den tieferen Schichten und den oberen herzustellen bzw. auch Bedingungen zu

finden, unter denen diese nicht gelten. Bei der untersuchten Parzelle besteht ein sehr enger Zusammenhang zwischen dem N_{\min} -Wert der 0-60 cm Tiefe und der 0-100 cm Tiefe. Die Regressionsgleichung lautet $N_{\min 0-100} = 0.47 (2.22) + 1.27 (0.04) N_{\min 0-60}$ ($R^2 = 92.1$).

Der Nutzen einer standortgerechteren N-Düngung, welcher mit der N_{\min} -Methode angestrebt wird, ist nicht in erster Linie bei den eigentlichen Aufwendungen für die N-Düngung zu sehen. Der ertragswirksame Effekt ist demgegenüber ein Vielfaches höher und stellt mit der angestrebten Minimierung der Belastung der Umwelt die eigentliche Zielgrösse dar. Die N_{\min} -Methode ist in einem frühen Vegetationszeitpunkt momentan das beste Mittel zur Erreichung dieses Zieles. Aufgrund dieser Arbeit zeigt sich, dass bei einer Erhöhung der Einstiche von 5 auf 15 der Mittelwert 15% genauer bestimmt werden kann. Bei der untersuchten Parzelle, deren Mittelwert 69.5 kg N_{\min} beträgt, ergibt sich eine verbesserte Schätzung des Mittelwertes von 13 kg N_{\min} /ha. Die Erhöhung der Probenzahl kann ohne Einbusse der Genauigkeit zu Lasten der Tiefe 60-100 cm erfolgen. Weitere Untersuchungen werden zeigen müssen, ob eventuell nicht sogar ganz, basierend auf genügend genauen Regressionsmodellen, eine Beschränkung auf die Untersuchungstiefe 0-60 cm vorgenommen werden kann.

6. Literatur

Beckett, P.H.T., and R. Webster, 1971. Soil variability: a review. *Soils Fert.* 34, 1-15.

Biggar, J.W., 1978. Spatial variability of nitrogen in soils. In: Nielsen, D.R. and MacDonald, J.G. (eds). *Nitrogen behavior in field soils*. Academic Press, New York, Vol. 1, pp. 201-211.

Brun, T., and C. Lopez, 1985. Some applications of regionalized variables theory to soil sampling problems. In: Gomez, A. et al. (eds.). *Sampling problems for the chemical analysis of sludge, soils and plants*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York.

- Gumaa, G.S., 1978. Spatial variability of in situ available water. Ph.D. Dissertation. The University of Ariz., Tucson, Arizona.
- Jenny, H., 1941. Factors of soil formation. McGraw-Hill Book Company, New York and London.
- Lindemann, Y., 1986. Contribution à l'étude statistique des répartitions et à la modélisation de la dynamique de l'azote nitrique dans le sol. Thèse doctorat ès sciences. Université Paris Sud, Centre d'Orsay.
- Matheron, G., 1963. Principles of geostatistics. *Econ. Geology* 58, 1246-1266.
- Meisinger, J.J., 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil-crop systems. In: Hauck, R.D. (ed). Nitrogen in crop production. ASSA-CSSA-SSSA, Madison, WI, pp. 391-416.
- Molitor, H.-D., 1982. Der Mineralstickstoffgehalt von Löss- und Geestböden in Niedersachsen - Faktoren und Bedeutung für die Ernährung der Pflanze, Diss., Hannover.
- Prince, A.L., 1923. Variability of nitrates and total nitrogen in soils. *Soil Sci.* 15, 395-406.
- Reuss, J.O., P.N. Soltanpour, and A.E. Ludwick, 1977. Sampling distribution of nitrates in irrigated fields. *Agr. J.* 69, 588-592.
- Richter, J., H. Nordmeyer und K.-C. Kersebaum, 1984. Zur Aussagesicherheit der N_{min} -Methode. *Z. Acker- und Pflanzenbau* 153, 285-296.
- Romero, S.A., 1944. A study of soil variability at Mount Pleasant. M.S. Thesis, Cornell Univ., Ithaca, New York.
- Scharpf, H.C. 1977. Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Massstab für den Stickstoffdüngerbedarf. Dissertation, Hannover.
- Siegel, R.S., 1979. Determination of nitrate and exchangeable ammonium in soil extracts by an ammonia electrode. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 943-947.
- Statgraphics, 1987. Statgraphics user's guide. Statistical graphics system by statistical graphics corporation, Inc., Rockville, Maryland.

- Waynick, D.D., 1918. Variability in soils and its significance to past and future soil investigations. I. A statistical study of nitrification in soils. Univ. Calif. Berkeley Publ. Agri. Sci. 4:121-139.
- Warrick, A.W., and D.R. Nielsen. 1980. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: Hillel, D. (ed). Applications of soil physics, pp. 319-376.
- Wehrmann, J., H.-C. Scharpf, and H. Kuhlmann. 1988. The N_{\min} -method -an aid to improve nitrogen efficiency in plant production. In: Jenkinson, D.S. and Smith, K.A. (eds). Nitrogen efficiency in agricultural soils. Elsevier Applied Science, London and New York, pp. 38-45.
- Yates, S.R., and M.V. Yates. 1989. Geostatistics for Waste Management. GEOPACK (Version 1.0b). Geostatistical Software System.

Untersuchungen zur Bodenerosion im Einzugsgebiet des Baldeggersees

P. Schudel

SYMBO (Systemanalytik Mensch-Boden), 4410 Liestal

F. Dällenbach, St. Kuhn

Geogr. Institut der Universität Bern,
Gruppe für Entwicklung und Umwelt, 3013 Bern

ZUSAMMENFASSUNG

Am Baldeggersee wurden für die drei Einzugsgebiete der *Bäche Höhi-, Spittlis-, und Laufenbergbach* Gefährdungskarten für die potentielle und aktuelle Flächenerosion mit Hilfe der *allgemeinen Abtragsgleichung* ("Universal Soil Loss Equation" [USLE]) erstellt.

Als Grundlage der *potentiellen* Gefährdung (Bodenabtrag bei theoretisch unbepflanztem Boden) wurden die *Bodeneigenschaften*, die *Hangneigung* und die räumliche Gliederung (*Hanglängen*) erfasst. Es zeigt sich, dass die Böden in diesen Gebieten sehr erosionsanfällig sind, da sie einen hohen Anteil an Schluff und Feinstsand aufweisen. Dies führt auf stärker geneigten Flächen gemeinsam mit den deutlich erosiven Niederschlagsverhältnissen zu einer sehr hohen potentiellen Erosionsgefahr.

1. Auftrag und Zielsetzung

Das Kantonale Amt für Umweltschutz Luzern legte Ende April 1987 ein Grobkonzept zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit vor. Im Rahmen dieses Konzeptes wurde in den Jahren 1989/90 eine Studie mit der folgende Zielsetzung durchgeführt:

Erarbeitung von Grundlagen zur Erosionsminderung im Kt. Luzern anhand eines konkreten Beispiels im Einzugsgebiet des Baldeggersees und als erster Schritt:

Erarbeitung von Erosionsgefährdungskarten für die Einzugsgebiete des Laufenberg-, Höhi-, und Spittlisbaches unter Berücksichtigung der Bodenbewirtschaftung.

Um die *aktuelle* Erosionsgefährdung möglichst exakt zu erfassen, wurde im Rahmen einer Umfrage die unter Fruchtfolge stehenden Flächen bei den Landwirten selbst erfasst. Mit Hilfe der Abtragsgleichung wurde der mittlere jährliche Bodenabtrag errechnet. Die Werte liegen je nach Hangneigung und Hanglänge zwischen 0 und rund 20 Tonnen pro Hektare jährlich. Bei einer mittleren Bodendichte von 1.5 t m^{-3} entspricht dies einem jährlichen Verlust von 0 - 1.3 mm. Aufgrund der Berechnungen sind vor allem Ackerflächen gefährdet. Infolge des höheren Anteiles an Ackerflächen in relativ steilen langgestreckten Hängen, sind auf der rechten Seeseite (Gemeinden Hohenrain, Lieli u.s.w) mehr Äcker erosionsgefährdet, als auf der linken.

2. Die Einzugsgebiete

Als Einzugsgebiete wurden gut überschaubare Gebiete beidseits des Baldeggersees ausgewählt (Abbildung 1):

- Der *Laufenbergbach* (lokale Bezeichnung: Steinmättli-Bach) entwässert am linksufrigen, relativ steilen Abhang des Baldeggersees ein Einzugsgebiet von 101.4 ha. Letzteres liegt auf dem Gebiet der Gemeinden Herlisberg und Retschwil.
- Die Einzugsgebiete des *Höhi-* und *Spittlisbaches* liegen rechtsufrig, am relativ flachen Hang der Gemeinden Kleinwangen und Lieli. Das Gebiet des Höhibachs umfasst 177.0 ha und jenes des Spittlisbachs 438.9 ha.

Ein wichtiges Kriterium bei der Auswahl der Einzugsgebiete stellen die *mittleren Phosphorfrachten* der Jahre 1985 - 87 dar (EAWAG, 1988). Gemäss EAWAG beträgt heute der Anteil der Landwirtschaft rund 85% von der gesamten Phosphor-Belastung des Baldeggersees. Untersuchungen an den einzelnen Bächen zeigten jedoch unterschiedlich hohe P-Austragsraten aus den verschiedenen Einzugsgebieten. Trotz einer gewissen Unsicherheit in der Genauigkeit der Abflussmessungen (Handmessungen) des Höhibach- und Laufenbergbaches war die P-Austragsrate des Höhibachs deutlich niedriger, als bei den anderen beiden Bächen (Tabelle 1). Der Fehler dieser Austrags-schätzungen beträgt für die Gebiete mit Handmessungen $\pm 50\%$ und für das Gebiet des Spittlisbaches etwa die Hälfte ($\pm 23\%$).

Abbildung 1:
Einzugsgebiete Laufenbergbach (1),
Höhibach (2), Spittlisbach (3)

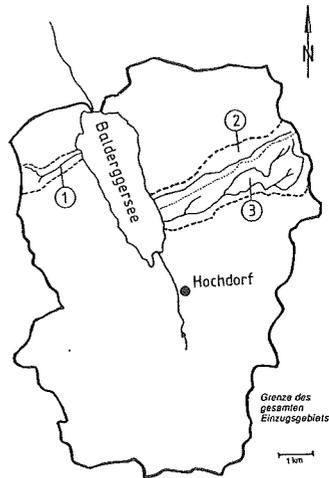


Tabelle 1: Mittlere, jährliche P-Austragsraten in den Baldeggersee 1985/87 nach Abzug der Abwasseranteile (flächenkorrigiert nach EAWAG, 1988):

	P total kg/ha,J	P tot filt. kg/ha,J	P partikulär kg/ha,J
Laufenbergbach *	2.0	1.2	0.8 (± 0.4)
Höhibach *	0.3	0.1	0.2 (± 0.1)
Spittlisbach	1.6	0.6	1.0 (± 0.2)

* wöchentliche Abflussmessungen von Hand

3. Grundlagen

Unter Erosion versteht man Abtragsvorgänge an Gesteinen, Boden usw durch Wasser, Wind oder Gletschereis.

Unter dem Begriff *Bodenerosion* versteht man im engeren Sinne den Abtrag von Bodenteilchen durch Wasser oder Wind. Da Winderosion in der Schweiz kaum vorkommt, befasst sich diese Untersuchung nur mit der Bodenerosion durch Wasser. Bei der Bodenerosion durch Wasser unterscheidet man zwischen zwei *Hauptformen*:

- Flächenabtrag (Flächenspülung und feine Rillen)
- Linienhafte Erosion (Rinnen und Gräben).

Der Flächenabtrag ist von blosserem Auge kaum sichtbar, und wird deshalb auch als schleichende Erosion bezeichnet. Die linienhafte Erosion richtet plötzliche, oft grosse Schäden an. Sie entsteht dort, wo grössere Wassermengen zusammenfliessen (Mulden, Fahrspuren, überlaufende Bäche, usw).

Generell läuft der Vorgang des Bodenabtrags (*Erosionsprozess*) in drei Phasen ab:

1. Ablösen von Bodenteilchen:
Bodenaggregate werden durch aufschlagende Regentropfen zerstört; es entsteht erodierbares Bodenmaterial
2. Transport durch abfließendes Wasser (Oberflächenabfluss)
3. Ablagerung des Materials.
Sie erfolgt einerseits für die größeren Bodenteilchen meist schon nach einer kurzen Fließstrecke des Wassers (nächste Mulde) und andererseits für das feinere Material als Sediment im nächsten See oder Teich.

Zwischen der ersten und der zweiten Phase besteht zudem eine Wechselwirkung: Die Zerstörung der Bodenstruktur führt zur *Verschlämmung* an der Oberfläche. Dadurch wird die Aufnahmefähigkeit des Bodens für den Niederschlag zusätzlich vermindert und der Oberflächenabfluss verstärkt.

Wenn die Bodenbildung geringer ist als der Verlust durch Erosion, nimmt langfristig die Bodenfruchtbarkeit ab.

Ziel des Erosionsschutzes ist es deshalb dafür zu sorgen, dass der maximale Bodenabtrag die Neubildung nicht übersteigt.

Bei der Beurteilung einer Fläche sollen jedoch spezielle Einflussfaktoren auf die Bodenbildung und den Abtrag berücksichtigt werden. So kann z.B. auf einem tiefgründigen Boden mit geringer Hangneigung erodiertes Material wieder abgelagert werden. Ein flachgründiger Boden in Kuppenlage verliert jedoch das erodierte Material und seine Ertragsfähigkeit kann nach kurzer Zeit zurückgehen.

Die allgemeine Bodenabtragungsgleichung (USLE):

Aufgrund einer Vielzahl standardisierter Meßstellen der Bodenerosion in den USA, entwickelte Wischmeier und Smith (1978) die sog. universelle Bodenabtragungsgleichung. Sie gilt jedoch nur für die flächenhafte

Erosion, nicht aber für die linienhafte (Grabenerosion). Letztere wird am zuverlässigsten durch Erhebungen im Feld erfasst.

Das Modell von Wischmeier und Smith ("Universal Soil Loss Equation" [USLE]) ist in der BRD zur "Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung" [ABAG] weiterentwickelt worden. Eine Beschreibung des Verfahrens für die konkrete Anwendung hat Schwertmann (1987) verfasst:

Für den langjährigen, mittleren, jährlichen Flächenabtrag A ($\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$) lautet die Gleichung:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

wobei

R = Regenintensitätsfaktor (N h^{-1})

K = Erodibilitätsfaktor ($\text{kg h N}^{-1} \text{m}^{-2}$)

L = Hanglängenfaktor

S = Hangneigungsfaktor

C = Bewirtschaftungsfaktor

P = Erosionsschutzfaktor

(berücksichtigt erosionsmindernde Massnahmen)

(Faktoren S, L, C, P sind dimensionslos)

Der Bewirtschaftungsfaktor C gibt die Verminderung des Abtrags einer bepflanzten Parzelle, gegenüber einer unbedeckten, brachliegenden Parzelle (Schwarzbrache) an und der Erosionsschutzfaktor P berücksichtigt erosionsmindernde Einflussfaktoren, wie hangparallele Bewirtschaftung und Anbau in Streifen (strip cropping).

Einige Teilfaktoren sind keine unabhängigen Variablen. So sind beispielsweise die Hangfaktoren voneinander abhängig und der Niederschlag beeinflusst die Faktoren R und C.

Nach Auerswald und Schwertmann (1988) ist die allgemeine Abtragungsgleichung das bestgeprüfte Erosionsmodell. Die Faktoren dieses Modells wurden durch Regressionsgleichungen aus den entsprechenden Messgrößen abgeleitet. Bereits in seiner Urform gingen in die Messungen 250'000 Erosionsereignisse ein, die einer Messdauer von 10'000 Parzellenjahren entsprechen. Seither sind noch viele Messung hinzugekommen. In Deutschland wurden

zudem in den letzten zwanzig Jahren viele neue Erkenntnisse hinzugewonnen.

Detting (1989) unterzog das Modell einer statistischen Analyse unter Berücksichtigung von Fehlerfortpflanzungen usw.. Für die Faktoren R, K und LS errechnete er folgende relative statistische Fehlerbereiche:

$$\Delta R / R = \pm 7\%$$

$$\Delta K / K = \pm 4 \text{ bis } \pm 40\%$$

$$\Delta L / L = \pm 5 \text{ bis } \pm 22\%$$

$$\Delta S / S = \pm 2 \text{ bis } \pm 30\%$$

Für den Fehler von C und P nimmt er $\pm 10\%$ an. Daraus leitet er folgenden relativen, statistischen Gesamtfehler der Gleichung ab: $\Delta A / A = \pm 9.7 \text{ bis } \pm 55.0\%$. Bei sorgfältiger Anwendung (z.B. Kartenmassstab von mindestens 1: 10'000) rechnet er mit einem Fehler von $\Delta A / A = \pm 25\%$.

4. Erosionsgefährdungskarten

Die Abtragungsgleichung wurde zur Schätzung des Flächenabtrags in den drei Einzugsgebieten der Bäche Höhi-, Spittlis-, und Laufenbergbach verwendet. Für jeden der Faktoren K, S, L, C und P wurden aufgrund von Feldaufnahmen Karten im Maßstab 1:5'000 erarbeitet. Aus den einzelnen Grundlegekarten wurden für jede Teilfläche die potentielle und aktuelle Bodenerosion errechnet und in Form von Gefährdungskarten dargestellt. Die Auswertung erfolgte mit dem ARC/INFO-System des Geographischen Instituts der Universität Bern.

Als Grundlage der *potentiellen* Gefährdung (Bodenabtrag bei theoretisch unbepflanztem Boden [$A = R \cdot K \cdot L \cdot S$]) wurden die Bodeneigenschaften, die Hangneigung und die räumliche Gliederung (Hanglängen) kartiert. Rund 50 Bodenproben wurden analysiert und der K-Faktor nach Wischmeier und Smith (1978) bestimmt. Die Abgrenzung der Bodentypen wurde aus der Bodenkarte Hochdorf (FAP, 1983) übernommen.

Es zeigt sich, dass die Böden in diesen Gebieten, infolge eines hohen Anteiles an Schluff und Feinstsand erosionsanfällig sind. Dies führt auf stärker geneigten Flächen gemeinsam mit den deutlich erosiven Niederschlagsverhältnissen zu einer hohen potentiellen Erosionsgefahr.

Um die *aktuelle* Erosionsgefährdung ($A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$) möglichst exakt berechnen zu können wurde zur Erfassung der Bewirtschaftungsfaktoren C eine Umfrage durchgeführt. Dabei wurden die Fruchtfolgen der einzelnen Betriebe aufgenommen und die unter Fruchtfolge stehenden Flächen von den Landwirten selbst in einem Grundbuchplan (M:1:5'000) bezeichnet. Aufgrund dieser Angaben wurde mit Hilfe der Abtragungsgleichung der mittlere jährliche Bodenabtrag geschätzt und in Gefährdungskarten dargestellt (Abbildung 2). Die Werte liegen je nach Hangneigung und Hanglänge zwischen 0 und rund 20 Tonnen jährlich.

Tabelle 2: Jährlicher berechneter Bodenabtrag nach Einzugsgebiet und Abtragsklassen (Gleichung 1)

Klasse	Laufenbergbach				Höhibach				Spittlisbach				
	Kl. =	t/ha	ha	t/ha	Fl.%	A.%	ha	t/ha	Fl.%	A.%	ha	t/ha	Fl.%
1*	0 - 2	44.9	0.9	58	21	74.7	0.8	49	12	172.5	0.9	58	13
2	2 - 4	22.2	2.9	29	33	27.8	2.8	18	14	47.9	2.8	16	11
3**	4 - 7	7.4	5.4	9	20	25.8	5.3	17	25	21.1	5.2	7	9
4**	7 - 12	2.4	9.5	3	12	14.6	9.4	10	25	27.6	10.1	9	23
5**	> 12	1.2	21.9	1	14	8.8	15.0	6	24	30.6	16.0	10	44
	Σ	78.1		100%	100%	151.7		100%	100%	299.7		100%	100%

* nur Dauergrünland; ** nur Fruchtfolgeflächen

Fl.% = Flächenanteil der Klasse an der gesamten Landwirtschaftlichen Nutzfläche des Gebiets

A.% = Anteil am gesamten Abtrag im jeweiligen Einzugsgebiet

Aufgrund der Abtragsberechnungen sind nur Ackerflächen potentiell gefährdet (s. Tabelle 2). Dies bedeutet jedoch nicht, dass auch mit Erosion aus Naturwiesen und Weiden gerechnet werden muss. Die Abtragsraten sind jedoch sicher unter der Neubildungsrate der Böden.

Jährliche Abtragsraten über 7 t/ha werden hier als *mittel*, über 12 t/ha als *hoch* gefährdet bezeichnet. Der Anteil dieser potentiell gefährdeten Ackerflächen an der Summe der Fruchtfolgeflächen beträgt:

Gefährdung:	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>
Laufenbergbachgebiet	22 %	7%
Höhibachgebiet	40 %	15%
Spittlisbachgebiet	45 %	24%

Infolge des höheren Anteiles an Ackerflächen in relativ steilen, langgestreckten Hängen auf der rechten Seeseite (Gemeinden Hohenrain, Kleinwangen u.s.w) sind mehr Ackerflächen erosionsgefährdet, als auf der linken Seeseite. Die steilere Hanglage wirkt hier paradoxerweise erosionsmindernd, da viel weniger Flächen ackerbaulich genutzt werden können.

Während der Erhebung im Sommer 1989 wurden auch linienhafte Erosionsschäden aufgenommen, die nach einem Starkniederschlag auftraten. Die Schäden waren in diesem Jahr jedoch sehr gering. Mosimann et al (1990) stellten im selben Jahr in der Region Lyss (Kt. Bern) sogar keine entsprechenden Schäden fest.

5. Schlussfolgerungen

Mit der allgemeinen Abtragsgleichung wird ein Modell angewandt, das nur mit grosser Vorsicht auf ein einzelnes Feld übertragen werden darf: Es werden nur die wichtigsten Erosionsvorgänge berücksichtigt, und auch diese geben nur eine mittlere Abtragswahrscheinlichkeit über mehrere Jahrzehnte wieder. Es ist deshalb nicht sinnvoll, die in der Erosionsgefährdungskarte angegebenen Belastungsbereiche absolut zu werten und z.B. aufgrund dieser Karte an gewissen Orten den Ackerbau zu verbieten. Für entsprechende

Begrenzungen müssten mindestens die lokalen Verhältnisse genau untersucht und beurteilt werden. Insbesondere muss die linienhafte Erosion in Mulden oder an Biegungen von Bächen und Strassen (Fremdwassereinträge) zusätzlich erfasst und beurteilt werden.

Das Einzugsgebiet des Baldeggersees ist infolge seiner Bodenbeschaffenheit, Hanglage und Niederschlagsverhältnissen sehr anfällig auf Bodenerosion.

Erosionsschutz

Der sicherste Erosionsschutz in diesem Gebiet wäre der Verzicht auf Ackerbau. Eine weitere Ausdehnung des Ackerbaues sollte zumindest vermieden werden.

Bodenschonende Verfahren können somit in Grenzlagen nur bedingt erosionsmindernd wirken. In flacheren Hanglagen können sie jedoch sehr wirksam sein.

In den flacheren Gebieten (Höhi-, Spittlisbach) ist die Bodenerosion kaum ein Thema, einige spektakuläre Ereignisse von Grabenerosion ausgenommen. Damit ist den Landwirten aber auch der eigene Einfluss auf den Bodenabtrag - Winterzwischenfrüchte ausgenommen - noch wenig bewusst, und eigene Möglichkeiten der Erosionsverminderung kein Thema. Hier ist entsprechende Beratung dringend notwendig.

LITERATUR

- AUERSWALD, K. SCHWERTMANN U.: Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes, in Bodenschutz (Handbuch), Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1988.
- DETLING W.: Die Genauigkeit geökologischer Feldmethoden und die statistischen Fehler quantitativer Modelle, Physiographica, Bd. 11, 1989.

EAWAG: Sanierung des Baldeggensees:
Auswertung der Zuflussuntersuchungen
Messperiode Mai 1985 bis April 1987,
Dübendorf 1988.

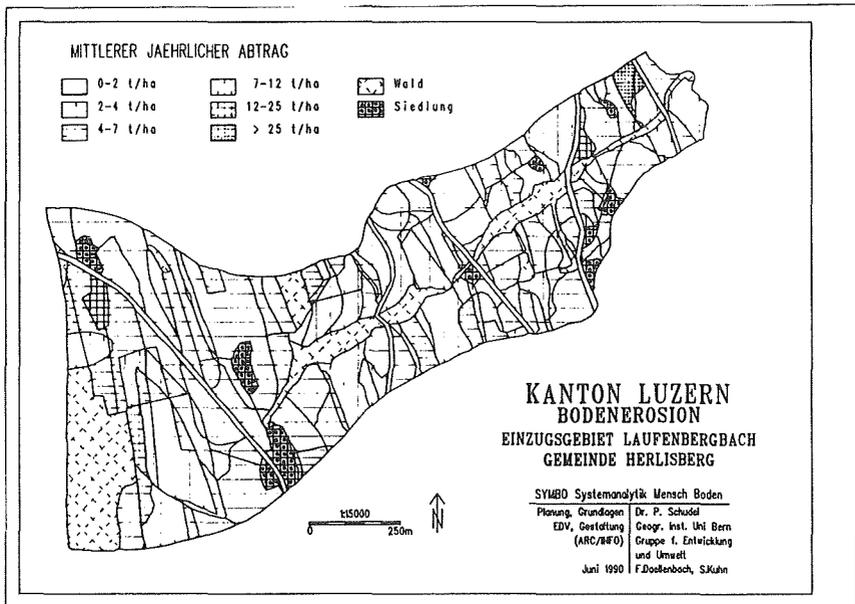
FAP (Eidg. Forschungsanstalt für landw.
Pflanzenbau): Bodenkarte Hochdorf,
Zürich-Reckenholz, 1983

MOSIMANN TH. et al: Bodenerosion im
Schweizerischen Mittelland, Ausmass
und Gegenmassnahmen, NFP-22 Bericht
Nr. 51, Liebefeld-Bern, 1990.

SCHWERTMANN U. et al: Bodenerosion
durch Wasser, Ulmer Verlag, 1987.

WISCHMEIER W.H., SMITH D.D.:
Predicting rainfall erosion losses, USDA
Agr. Res. Serv., Handbook 537.

Abbildung 2: Mittlerer berechneter Bodenabtrag im Einzugsgebiet des Laufenbergbaches



BESTIMMUNG DER PILZLICHEN BIOMASSE DER VA-MYKORRHIZA

Beat Frey und Hannes Schüepp
Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, 8820
Wädenswil

1. EINLEITUNG

Der Vesikulär-Arbuskulären-Mykorrhiza (VAM) kommt als integrale Komponente des Bodenökosystems eine zentrale Bedeutung für das Pflanzenwachstum und die Bodenfruchtbarkeit zu. Neben deren hauptsächlichsten Effekt auf die Phosphorernährung der Pflanzen, besonders in wenig gedüngten Parzellen (Hayman und Mosse, 1972), haben die VAM-Pilze auch einen wesentlichen Einfluss auf die Bodenstruktur.

Die Intensität der Mykorrhiza-Bildung wird meist mit dem Mikroskop, nach spezifischer Färbung des Pilzgewebes und nach Aufhellung der intakten Wurzelsegmente, zu erfassen versucht. Bisherige histologische Untersuchungen an gefärbten Wurzeln zur Bestimmung der Infektion liessen zu wünschen übrig. Sie beruhen auf einer zweidimensionalen Betrachtung und färben sowohl lebendes als auch totes Gewebe an.

In dieser Arbeit wird die Bestimmung der pilzlichen Biomasse der Mykorrhizen aufgrund des Chitin- und Ergosterolgehaltes mit der mikroskopischen Schätzung des Pilzanteils in den mykorrhisierten Wurzeln verglichen. Die beiden Substanzen sind bei Pilzen von essentieller physiologischer Bedeutung, kommen jedoch bei höheren Pflanzen nicht vor (Bartnicki-Garcia, 1968; Weete, 1973); daher eignen sie sich besonders als Indikatoren für die pilzliche Biomasse.

2. MATERIAL UND METHODEN

Als Testpflanzen wurden *Trifolium alexandrinum* L. (Landsorte) und *Zea mays* L. cv. Honeycomb-F1 verwendet. Die Untersuchungen erfolgten in einem Klimaraum (16 h Tag, 27°C; 8 h Nacht, 18°C; Lichtintensität 500 μ mol m⁻² s⁻¹). Die Pflanzen wurden in Töpfen (Durchmesser 12 cm und 800 g Erde) angezogen. Der Versuchsboden, ein sandiger Lehm mit pH 6,7, stammt aus einer nicht gedüngten Versuchsparzelle in Wädenswil. Durch γ -Bestrahlung (2.5 Mrad) der frisch aus dem Freiland entnommenen Erde liessen sich die natürlich vorhandenen Mykorrhiza-Pilze eliminieren. Die Hälfte der Töpfe wurde mit einem VA-Mykorrhizapilz (*Glomus fasciculatum*) beimpft und die andere Hälfte ohne Mykorrhiza-Pilze kultiviert. Die Düngung der Pflanzen erfolgte erstmals nach 4 Wochen, danach wurde wöchentlich mit einer 1:10

verdünnten Nährlösung (Pflanzennährsalz von Hauert: 18 % N, 9 % P, 18 % K, 1 % Mg, und in mg l⁻¹, 330 B, 1000 Fe, 100 Mn, 420 Cu, 100 Mo, 100 Zn) gedüngt.

In Abständen von 20 Tagen wurde eine repräsentative Anzahl von Pflanzen aller Verfahren geerntet. Für die Bestimmung des Ergosterolgehaltes mit Hochdruckflüssigkeitschromatographie (HPLC) dienten frische, gründlich gewaschene Wurzeln (2-3 g). Die Ergosterolbestimmung wurde leicht modifiziert nach der von Zill und Mitarbeitern (1988) beschriebenen Methode durchgeführt. Die Wurzeln wurden mit Alkohol (95%) extrahiert. Der Extrakt wurde mit KOH (10%) verseift und mit n-Hexan ausgeschüttelt. Die Hexan-Fraktion wurde eingedampft und mit Isopropanol aufgenommen. Aliquots von 20 µl wurden in eine RP-C₁₈-Säule eingespritzt (Eluent: Methanol-Wasser 97:3, Flussrate 1.0 ml min⁻¹, Detektion bei 280 UV-Wellenlänge). Ergosterolkonzentrationen in den Extrakten wurden anhand von Eichlösungen mit reinem Ergosterol bestimmt (externe Standard-Prozedur).

Nach der Extraktion wurde die Wurzelmasse gesammelt, getrocknet und das Gewicht bestimmt. In Anlehnung der Methode von Bethlenfalvay und Mitarbeitern (1981) konnte der Chitingehalt spektrophotometrisch analysiert werden. Gemahlene Wurzeln (30-50 mg) wurden mit KOH (120 %) hydrolisiert, wobei das Chitin zu Chitosan depolymerisiert wurde. Die Alkali-Lösung wurde mit fortschreitender Verdünnung mit Alkohol entfernt. Das unlösliche Chitosan wurde mit NO₂H desaminiert und ergab in Anwesenheit von Eisenchlorid einen blauen Farbkomplex, deren Absorption im Photometer bei 653 nm gemessen wurde. Der Gehalt an Chitin wurde an Hand von Glukosamin-HCl Eichlösungen berechnet.

Die optische Auswertung der Besiedlungsintensität in der Wurzel erfolgte im Mikroskop nach Anfärbung des Mykorrhiza-Pilzes mit Fuchsin (Kormanik et al. 1980).

3. RESULTATE

Die prozentuale Wurzelbesiedlung durch den VAM-Pilz ist in den Figuren 1 und 2 dargestellt. Die mikroskopische Betrachtung zeigte, dass alle beimpften Wurzeln von Alexandrinerklee und Mais mit dem Mykorrhiza-Pilz infiziert waren. Mais war sehr stark befallen, wogegen Alexandrinerklee nur einen mittleren Befall aufwies. Pflanzen, die nicht beimpft wurden, wiesen keine Mykorrhiza-Infektionen auf. In einzelnen Fällen jedoch, wurden Kontaminationen durch andere, unbekannte Pilze beobachtet.

Ergosterol in den Wurzelextrakten wurde quantitativ mit HPLC bestimmt. Die angewendeten HPLC-Bedingungen waren ausreichend, um Ergosterol von grösseren Nachbar-Peaks zu trennen. Die Retentionszeit

von Ergosterol betrug 8.5 min und stimmte mit der Retentionszeit einer Standardlösung von Ergosterol überein. Figur 3 zeigt ein typisches HPLC-Chromatogramm von Wurzelextrakten von VAM infizierten und nicht infizierten Pflanzen. Ein grosser Peak für Ergosterol ist im Extrakt von VAM-infizierten Wurzeln sichtbar. Bei Proben von nicht infizierten Wurzeln ist nur ein geringes Signal zu beobachten.

Die Ergosterolkonzentrationen von Wurzelextrakten von infizierten und nicht infizierten Pflanzen unterschieden sich signifikant ($P < 0.05$) bei allen Probezeitpunkten (Fig.1, 2). Bereits nach 60 Tagen enthielten die Wurzelextrakte von infiziertem Alexandrinerklee als auch von infiziertem Süssmais durchschnittliche Ergosterolkonzentrationen von $40 \mu\text{g g}^{-1}$ Wurzel-Trockengewicht (TG). Im Gegensatz dazu verzeichneten die Proben von nicht infizierten Wurzeln durchschnittlich $2 \mu\text{g Ergosterol g}^{-1}$ Wurzel-TG bei Alexandrinerklee und $4 \mu\text{g g}^{-1}$ Wurzel-TG bei Süssmais.

Der Chitingehalt in den getrockneten Wurzeln wurde spektrophotometrisch analysiert. Nicht infizierte Wurzeln reagierten mit einer leichten Färbung in der kolorimetrischen Bestimmung. Nach 60 Tagen wurden bei Klee durchschnittlich $4 \text{ mg Chitin g}^{-1}$ Wurzel-TG und bei Mais 8.5 mg g^{-1} bestimmt. Die Chitinwerte bei Proben von nicht infizierten Wurzeln betragen bei Klee durchschnittlich $0.8 \text{ mg Chitin g}^{-1}$ Wurzel-TG und bei Mais 0.5 mg g^{-1} (Fig.1, 2). Bei Alexandrinerklee nahm der Chitingehalt mit der Infektionsdauer und steigender Wurzelbesiedlung zu. Beim sehr stark befallenen Mais konnte diese Beziehung nicht beobachtet werden.

Tabelle 1 zeigt die Beziehung zwischen Wurzelbesiedlung (optische Betrachtung) und Biomasse (Chitin und Ergosterol) der VA-Mykorrhiza. Die Chitin- und Ergosterolwerte von Alexandrinerklee mit einem geringen optischen Wurzelbefall korrelierten besser mit den mikroskopisch ermittelten Werten verglichen mit dem stark infizierten Mais.

4. DISKUSSION

Diese Arbeit zeigt, dass sich Ergosterol und Chitin als Indikatoren für die Bestimmung der pilzlichen Biomasse der Mykorrhizen eignen. Alexandrinerklee- und Maiswurzeln, die mit dem VAM-Pilz (*Glomus fasciculatum*) infiziert waren, enthielten im Durchschnitt die 10-20 fache Konzentration an Ergosterol nach 60 Tagen. Wurzelextrakte nicht infizierter Pflanzen wiesen nur Spuren von Ergosterol auf. In Proben von infizierten Wurzeln wurden 5-17 fach höhere Chitinmengen nach 60 Tagen bei Klee respektive Mais bestimmt als in nicht infizierten.

Beide Substanzen kommen normalerweise in pflanzlichen Geweben nicht vor. Ergosterol ist eine Komponente der pilzlichen Zellmembran. 0.7-1 % des pilzlichen Trockengewichtes besteht aus Sterolen, vorwiegend

Ergosterol (Weete, 1973). Die meisten höheren Pilze mit Ausnahme der Oomyceten enthalten Chitin oder Chitosan als Hauptbestandteil in den Zellwänden, dessen Anteil zwischen 3% und 60% der Zellwand beträgt (Bartnicki-Garcia, 1968).

In einem frühen Stadium der Infektion mit noch wenig pilzlichem Material erwies sich Ergosterol als empfindlicherer Indikator für die Bestimmung der Biomasse der VA-Mykorrhiza als Chitin (siehe Alexandrinerklee, Fig.1).

In nicht infizierten Wurzeln wurden ebenfalls Ergosterol und Chitin nachgewiesen. Die Experimente wurden nicht unter sterilen Bedingungen durchgeführt. Eine natürliche Besiedlung der ursprünglich sterilen Erde der Kontrolltöpfe durch Pilze konnte nicht vermieden werden. Die mikroskopische Bestimmung zeigte, dass die Wurzeln zum Teil von nicht Mykorrhiza-Pilzen kontaminiert waren. Es ist zudem bekannt, dass während der alkalischen Hydrolyse der Wurzeln gewisse pflanzliche und pilzliche Abbauprodukte entstehen, die mit der kolorimetrischen Bestimmung interferieren (Bethlenfalvay et al. 1981).

Die mikroskopische Schätzung des Pilzanteils korrelierte schlecht mit der Biomasse der Mykorrhizen in stark befallenen Maiswurzeln, weil einerseits bei ersterer Methode sowohl lebendes als auch totes Gewebe angefärbt wurde, andererseits eine Bestimmung nur an zweidimensionaler Matrix durchgeführt wurde.

In weiteren Versuchen muss abgeklärt werden, ob sich Ergosterol und Chitin als Indikator für die pilzliche Biomasse der Mykorrhizen in Feldversuchen eignet. Kontrollpflanzen ohne VA-Mykorrhiza sind dazu nötig, denn die zwei Substanzen kommen auch in anderen Pilzen und Bodentieren vor und können so zu falschen Resultaten führen.

Die VAM-Pilze stellen bei guter Entwicklung den grössten Teil der mikrobiellen Biomasse in der Wurzel wie auch im Boden dar. Die Bedeutung der VA-Mykorrhiza bei den Stoffkreisläufen im Boden ist noch zu wenig untersucht worden. Die Biomasse der Mykorrhiza-Pilze ist reich an Stickstoff; allein das in den Zellwänden vorhandene Chitin weist einen beträchtlichen Stickstoffgehalt auf. Chitin ist ein aus N-Acetylglukosaminbausteinen aufgebautes fibrilläres, kristallines Polymer. Der Auf- und Abbau dieser pilzlichen Biomasse bedeutet eine wesentliche Festlegung, respektive Mineralisierung des Stickstoffes und beeinflusst somit den N-min Gehalt des Bodens.

5. LITERATUR

- BARTNICKI-GARCIA S. (1968). Cell wall chemistry, morphogenesis and taxonomy of fungi. *A. Rev. Microbiol.* 22: 87-108.
- BETHLENFALVAY G.J., PACOVSKY R.S., BROWN M.S. (1981). Measurement of mycorrhizal infection in soybean. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 871-875.
- HAYMAN D.S., MOSSE B. (1972). Plant growth responses to vesicular-mycorrhiza: III. Increased uptake of labile P from soil. *New Phytol.* 71: 41-47.
- KORMANIK P.P., BRYAN W.C., SCHULTZ R.C. (1980). Procedures and equipment for staining large numbers of plant root samples for endomycorrhizal assay. *Can. J. Microbiol.* 26: 536-538.
- WEETE J.D. (1973). Sterols of the fungi: distribution and biosynthesis. *Phytochemistry* 12: 1843-1864.
- ZILL G., ENGELHARDT G., WALLNOEFNER P.R. (1988). Determination of ergosterol as a measure of fungal growth using Si 60 HPLC. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 187: 246-249.

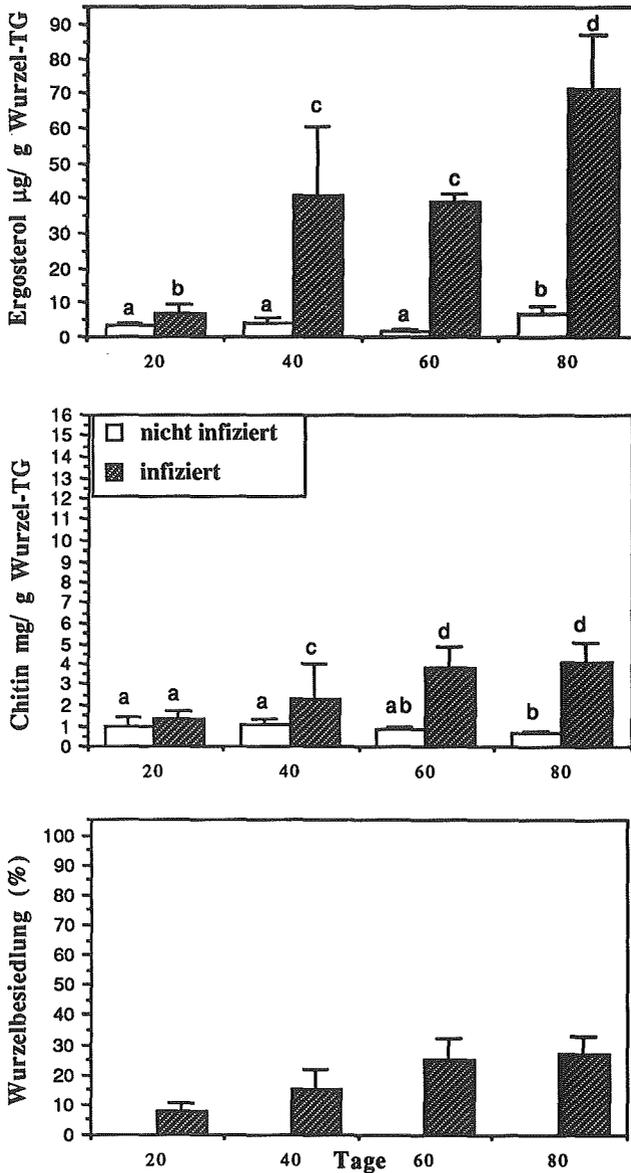


Fig.1.: Zeitlicher Verlauf von Ergosterol ($\mu\text{g/g}$ Wurzel-TG), Chitin (mg/g Wurzel-TG) und Wurzelbesiedlung (%) in Wurzeln von Alexandrinerklee. Mykorrhisierte Pflanzen wurden mit *Glomus fasciculatum* inokuliert. Jede Säule stellt das Mittel von 4 Wiederholungen dar. Jede Wiederholung enthält 8 Pflanzen. Mittelwerte mit dem gleichen Buchstaben sind nicht verschieden nach Mann-Whitney U's Test ($P=0.05$).

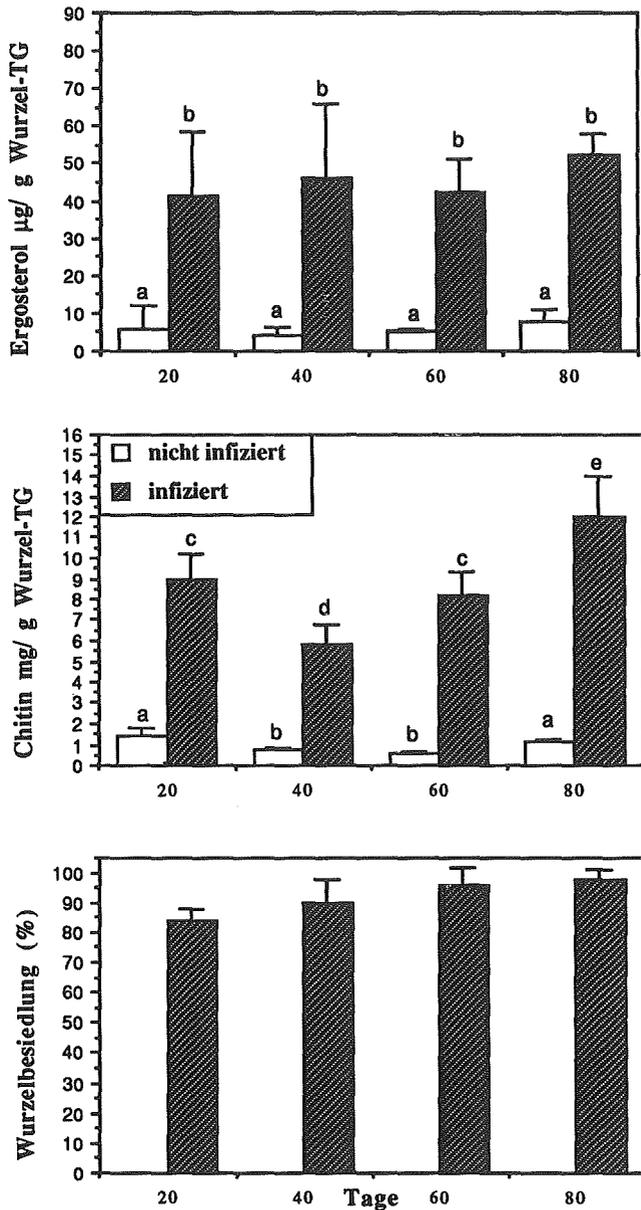


Fig.2.: Zeitlicher Verlauf von Ergosterol ($\mu\text{g/g}$ Wurzel-TG), Chitin (mg/g Wurzel-TG) und Wurzelbesiedlung (%) in Wurzeln von Mais. Mykorrhisierte Pflanzen wurden mit *Glomus fasciculatum* inokuliert. Jede Säule stellt das Mittel von 4 Wiederholungen dar. Jede Wiederholung enthält 3 Pflanzen. Mittelwerte mit dem gleichen Buchstaben sind nicht verschieden nach Mann-Whitney U's Test ($P=0.05$).

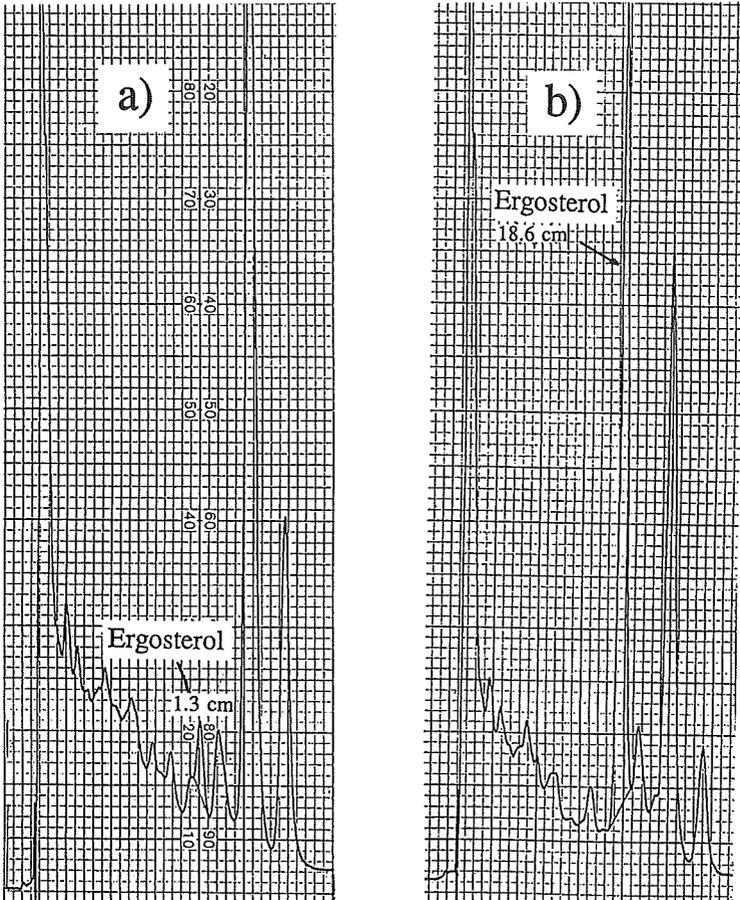


Fig.3: HPLC-Chromatogramm von Wurzelextrakten von Mais nach 60 Tagen mit (a) nicht infizierten und (b) VAM-infizierten Wurzeln (Retentionszeit für Ergosterol: 8.5 min; Zahlen geben die Peakhöhe des Ergosterolsignals an).

Tabelle 1: Beziehungen zwischen der VA-Mykorrhiza-Biomasse (Chitin und Ergosterol) und Wurzelbesiedlung (%) während der Versuchsdauer von 80 Tagen (4 Probezeitpunkte mit 4 Wiederholungen).

Mais	R²	p
% Infektion: Chitin	0.274	0.477
% Infektion: Ergosterol	0.521	0.278
Chitin: Ergosterol	0.313	0.441
Alexandrinер- klee		
% Infektion: Chitin	0.999	0.0003
% Infektion: Ergosterol	0.780	0.134
Chitin: Ergosterol	0.744	0.137

REFERATE DER JAHRESVERSAMMLUNG DER SANW VOM 9. OKT. 87 IN LUZERN

Waldschäden und Bodenbelastung- einige Gedanken zur Rolle des falsch verstandenen Wissenschafters

Hannes Flühler, Bodenphysik ETHZ

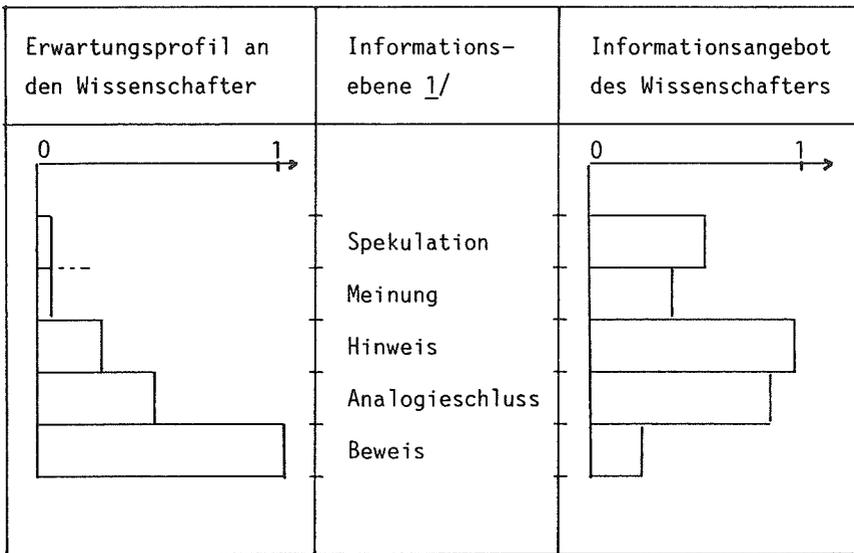
In diesem Beitrag beziehe ich mich ausdrücklich nicht auf Forschungsergebnisse, sondern auf die Forschungssituation des Wissenschafters in diesem Anwendungsgebiet. Die hier zusammengefassten Reflexionen - vielleicht sind es auch Reflexe - gehen zurück auf meine Erfahrungen mit Waldschaden- und Bodenuntersuchungen im Wallis (1976-83) und jenen in den Beobachtungsflächen des Nationalen Forschungsprogrammes "Waldschäden und Luftverschmutzung in der Schweiz" (1985-89) und der "Immissionsökologischen Untersuchungen..im Wald des Kt. Zürich" (1984-88). Der hier angesprochene Widerspruch zwischen dem Erwartungsprofil an den Wissenschaftler und dem durch ihn erbrachte Leistungsprofil ist in Waldschadenuntersuchungen besonders deutlich sichtbar, weil diese sich in den meisten Fällen auf "Felderhebungen" und nicht auf "Experimente" stützen. Mit "Erhebungen" meine ich ein Quantifizieren - sei das nun im Sinne von Messen oder von Beobachten von Zuständen und Vorgängen in situ (UNTERSUCHUNG), mit "Experiment" eine gezielte Manipulation des vermuteten Einflussfaktors (VERSUCH). Dieser Unterschied in der Arbeitsweise beeinflusst die Beweisbarkeit einer Hypothese ganz wesentlich.

Ich gehe aus vom Erwartungsprofil, mit welchem der in Waldschadenprojekten engagierte Wissenschaftler konfrontiert ist und stelle diesem ERWARTUNGSPROFIL das effektiv erbrachte LEISTUNGSPROFIL gegenüber.

Erwartungs- und Leistungsprofil

Die Vertreter der Öffentlichkeit, der Medien, der Politik, der Stellen der Forschungsförderung und die Lernwilligen erwarten vom Wissenschaftler in bezug auf Beweisführung und Präsentation harter Fakten in der Regel mehr als er erbringen kann. Zugleich übersehen sie wichtige Teilleistungen, welche für die Problemlösung dringend benötigt werden.

Fig. 1 Erwartungs- und Leistungsprofil (die Gewichtung ist selbstverständlich subjektiv)



1/ Unter **Spekulation**, verstehe ich eine Erklärung, die nicht auf verfügbaren Fakten, sondern nur auf Ueberlegungen beruht.

Auch der Wissenschaftler darf eine **Meinung** haben und sie äussern, sofern er seine Aussage klar als solche apostrophiert. In seiner Meinung kommt sein allenfalls problemspezifischer Erfahrungshintergrund zum Tragen, der sicher nicht schlechter ist als jener der Meinungsträger in den Medien.

Hinweise wird hier im Sinne von Einzelinformationen gebraucht, die alle zusammen den Indizienbeweis ergäben.

Mit **Analogieschluss** ist die Verbindung eines vorliegenden Problemes mit dem eines analogen, ursächlich bewiesenen Problemes gemeint.

Der **Beweis** wäre die zwingende, ein-eindeutige und reproduzierbare Verkettung von Vorgängen, welche Ursache und Wirkung verbinden.

Die Erwartungen an den Wissenschaftler sind also in bezug auf das, was er erbringen kann, überhöht und schief. Dem Endprodukt des Erkenntnisprozesses, also dem kausalen (wissenschaftlichen) Beweis wird meistens die höchste Priorität eingeräumt. Die Neben- oder Zwischenprodukte der Forschungstätigkeit werden oft übersehen. Dazu gehören:

- Darstellen möglicher Prozesse auf der Ebene der **HYPOTHESEN**
- Katalyse eines **Lernprozesses** im engen und weiteren Umfeld
(**AUSBILDUNGSDRUCK**)
- Filtrieren von Widersprüchen (**VERIFIKATION**)
- Ausbildung von neuen Kenntnisträgern (**INFORMATION**)
- Liefern der eigentlichen **Forschungsergebnisse**
(**FALSIFIKATION/VERIFIKATION** der Hypothesen)

Beispiele dafür, dass dieser "spin-off" der Waldschadenuntersuchungen gesellschaftlich wirksam ist, gibt es genug. Der Beweis, dass beispielsweise verkehrsbedingte Abgase den Wald schädigen, kann am Einzelobjekt, z.B. an einem geschädigten Bestand, wohl nur in seltenen Fällen erbracht werden. Die Summe der Hinweise, dass diese HYPOTHESE nicht widerlegt werden kann, ist jedoch erdrückend und hat nicht zuletzt wegen der erst jüngst "erworbenen Fähigkeit" der Waldschaden-diagnose einschneidende Massnahmen, politisch gesehen, möglich gemacht. Das "sichtbar Machen" der Waldschäden, beurteilt anhand der Benadelung, ist unter anderem ein Erfolg eines Lernprozesses, eines Ausbildungsdruckes, der durch die Untersuchungen der letzten Jahre katalysiert wurde. Vor 1980 haben nämlich nur einzelne, wenige, ungehörte Wissenschaftler von Benadelungsprozenten gesprochen.

Kunst der Fragestellung

Die Art und Weise wie Fragen gestellt werden, werden sollen oder werden können, ist ein Ausdruck des **Zeitgeistes** oder gar einer wissenschaftlichen Modeströmung, die sich an bekannten Erfolgen andrerorts nährt. Beispielsweise brauchte es einiges an Ueberzeugungsaufwand, dass wir im Rahmen der erwähnten Waldschadenuntersuchungen auf den Beobachtungsflächen des NFP14+ und des Kt. Zürich nicht die Stoffbilanz am Standort hinterfragen wollten, sondern versuchten, die Frage anders zu stellen.

Das Finden und Formulieren einer **Arbeitshypothese** ist wohl der wichtigste Schritt einer wissenschaftlichen Untersuchung. Eine gezieltere oder eine bezogen auf das Problem relevantere Frage kann auch das **Ergebnis** und nicht nur der Beginn der Forschungsarbeit sein. In vielen Fällen enden Forschungsprojekte mit mehr, oder vielleicht besseren Fragen als sie begonnen haben. In der Tabelle 2 habe ich versucht, die Arbeitshypothese bodenbezogener Untersuchungen auf Waldschadenbeobachtungsflächen zu strukturieren und zu benennen. Die Gruppe der

Tabelle 2 Arbeitshypothesen über Zusammenhänge zwischen "Bodenbelastung und Waldschäden"

KAPAZITAETSHYPOTHESE (Stoffbilanzen am Standort, Eintrag, Austrag, Stoffkreisläufe, Pufferkapazitäten und -raten)

INTENSITAETSHYPOTHESE (aktuelle, momentane Zustände in der Mikronische des Organismus)

Operationelle Untersuchungsziele bei Bodenuntersuchungen im Rahmen von Waldschadenprojekten

VERGLEICHBARKEIT von Beobachtungsflächen (Standorteigenschaften)

STATISTIK der "**VERAENDERUNG**" (Trendanalyse bei räumlich variablen Zeitreihen)

INTER- und EXTRAPOLATION in Raum und Zeit (**Modelle**)

MESSEN (BEOBACHTEN) von sinnvollen **VARIABLEN**

Stoffmengenbetrachtungen bezeichne ich deshalb als **KAPAZITAETSHYPO — THESE**, da es letztlich immer darum geht, wie das Kompartiment Boden auf flächenbezogene Stoffeinträge und -austräge bilanzmässig reagiert. Dieser Ansatz wurde in den letzten 15 Jahren zum Beispiel von der Gruppe in Göttingen (Ulrich et al.) mit grossem Aufwand und Erfolg verfolgt.

Die **INTENSITAETSHYPOTHESE** der Schädigungsursache trat in den letzten Jahren – auch in Göttingen und München (Kreutzer et al. und Rehfuss et al.) in den Vordergrund. Man versucht also zu untersuchen, was der Organismus, also die Feinwurzel in der Grobpore oder das Bakterium auf der Partikeloberfläche erlebt. So werden unter anderem die Aktivitäten von Komplexen in der Bodenlösung und nicht mehr nur die Vorratsmengen ihrer Elementarkomponenten betrachtet.

Methodisch ausgerichtete Fragestellungen konnten in den heutigen Untersuchungsprogrammen aus durchaus einleuchtenden Gründen nur wenig oder nicht berücksichtigt werden. Ueberspitzt formuliert heisst das, dass wir vor lauter Anwendungen keine Zeit für die Entwicklung und den Unterhalt der Werkzeuge haben. Die **VERGLEICHBARKEIT** von Standorten (Beobachtungsflächen) in bezug auf die Wirkung von schädigenden Einflüssen kann heute im allerbesten Fall qualitativ bewertet werden. In der Regel wird die Fülle an gemessenen Daten – wenn überhaupt – recht pauschal benutzt, wenn es um einen Standortsvergleich geht. Die Messvariablen der bodenkundlichen Untersuchungen streuen in der Fläche enorm. An jedem Messpunkt müssten wir eine Zeitserie der betreffenden Messgrösse ermitteln. Wie wir aus einer Vielzahl solcher Zeitserien eine **VERAENDERUNG** herausfiltrieren können, ist unklar. Trotzdem werden Veränderungen z.B. eine systematische Bodenversauerung, ohne Hinweis auf das Interpretationshindernis der räumlichen Variabilität "nachgewiesen".

Die **MODELLBILDUNG** ist ein Ausweg sowohl für das Anliegen des Standortvergleichs wie auch für jenes des Nachweises von langfristigen Bodenveränderungen. Die meisten Modelle integrieren aber in erster Linie über die Zeit, d.h. sie erklären die Fluktuationen auf der

Zeitachse. Fluktuationen über die Dimension der Tiefe werden zwar mit verschiedener räumlicher Auflösung miteinbezogen, jene in der Fläche völlig vernachlässigt. Aussagen über Bodenveränderungen oder über die Vergleichbarkeit von Standorten, ohne das Variabilitätsmuster in der Fläche zu kennen oder zu berücksichtigen, stehen auf einer schwachen Basis.

Die Technik des **MESSENS** und **BEOBACHTENS** verdient mehr Aufmerksamkeit, da unsere Fähigkeit Probleme wahrzunehmen, weitgehend von unseren analytischen Fähigkeiten bestimmt wird. Was wir nicht messen (beobachten) können, kennen wir nicht.

"Spin-off" von bodenbezogenen Waldschadenuntersuchungen

Versuchsinstallationen im Walde sind publikumswirksam. Diese **sichtbare Präsenz der "Wissenschaften"** induziert Informationsflüsse, die sonst kaum in dieser Masse in Gänge kämen (Führungen, Zeitungsberichte, usw.). Die Notwendigkeit "informiert zu sein" ist dabei die Voraussetzung, der Feldversuch der Anlass dieser **Breitenwirkung**. Dieses Engagement am Standort ist auch eine gute Plattform für die Begegnung zwischen den Wissenschaftlern und den Forstleuten. Solche Untersuchungen im Waldbestand dienen sowohl dem Wissenschaftler wie auch dem Praktiker zur **Umsetzung** der Erkenntnisse.

Einige Dutzend bodenkundliche Wissenschaftler können sich, dank den erwähnten Untersuchungsprogrammen, in die Problematik der Immissionsbelastung von Böden einarbeiten. Jeder dieser direkt Beteiligten beeinflusst aber auch sein Umfeld. Er katalysiert mehr oder weniger wirksam einen Lernprozess. Dieser **Multiplikatoreffekt** führt dazu, dass bis Ende 1989 hundert bis zweihundert Wissenschaftler und viele Hunderte von Studenten ein Basisverständnis für solche Fragen mitgenommen haben werden.

Eine dritte Nebenwirkung solcher Untersuchungen ist die Förderung von **Interaktionen zwischen Forschungsgruppen**. Diese Art von Kontakten kommen zwar zwangsläufig immer zu kurz, doch werden ihre Wirkungen

meistens unterschätzt. Man müsste sich vorstellen, welche Kontakte beim Fehlen der erwähnten Programme nicht zustande gekommen wären. Es sind nicht wenige.

Verifikation von wissenschaftlichen Erkenntnissen

Der fachliche Disput zur Erhärtung von Interpretationen hat schon immer zum wissenschaftlichen Erkenntnisprozess gehört. Die Forderung, dass Wissenschaftler sich einig sein sollten, bevor sie Stellung beziehen, ist aus der Sicht der Öffentlichkeit oder des unter Vollzugzwang stehenden Politikers zwar verständlich, verkennt aber die Tatsache, dass dieser Prozess der Verifikation eines Forschungsergebnisses eben nicht im stillen Kämmerlein erfolgen kann. Dieses Missverständnis zwischen Gesellschaft und Wissenschaftler führt dann – auch unter Wissenschaftlern – gelegentlich zur unerfüllbaren Forderung, dass "wissenschaftlich" notwendigerweise identisch sein muss mit "richtig und fehlerfrei". Nicht die Tatsache, dass Fehler gemacht werden, sondern wie man damit umgeht ist dabei das Problem. Ueberhöhte und schiefe Erwartungen an den Wissenschaftler erschweren ihm über Fehlinterpretationen Fortschritte zu erzielen. Um nicht missverstanden zu werden, halte ich fest, dass ich nicht für ein vorschnelles, unüberprüftes Informieren plädiere, sondern dafür, dass ein Teil des notwendigen "Review-Prozesses" gegen aussen sichtbar sein darf.

Probleme bei der Untersuchung der Bodenbelastung in Waldschadenprojekten

Die zu erwartenden Ergebnisse der Forschungsprogramme werden an folgenden prinzipiellen Schwierigkeiten gemessen werden müssen:

- Der Beobachtungszeitraum von Forschungsprojekten ist kurz, in vielen Fällen zu kurz im Vergleich zur Zeitskala von messbaren Bodenveränderungen.
- Die Wirkung einer Luftverunreinigung im Boden zu erforschen, setzt voraus, dass man ihre direkten oder indirekt induzierten Folgeprodukte kennt, denn die Luftverunreinigung wirkt wohl kaum je in ihrer

- originalen Form, sondern über die durch sie ausgelösten Vorgänge.
- Viele aber sicher nicht alle Vorgänge und Zusammenhänge im Boden sind im Prinzip hinlänglich bekannt, an einem bestimmten Untersuchungsobjekt aber in ihrer Gesamtheit aus Gründen des Aufwandes, der Messtechnik oder der Variabilität nicht hinreichend quantifizierbar.
 - Unsere Fähigkeit Probleme wahrzunehmen und Hypothesen zu formulieren, ist eingeeengt durch unsere analytischen Möglichkeiten. Wir sehen und messen nur das, was wir kennen. (Beachten Sie die Umkehr des schon weiter vorne angeführten Satzes).
 - Die Zahl der auf dem Gebiet "Immissionsbelastung des Bodens" tätigen Wissenschaftler ist im Vergleich zur Breite und Diversität der Probleme nicht nur klein, sondern zu klein.

Schlussbemerkung

Ich bitte den Leser für diesen un-naturwissenschaftlichen Beitrag über laufende Untersuchungen um Verzeihung. Wenn wir selber sehen, wo wir - bewusst oder unbewusst - einwirken, dann können wir unsere Aufgabe besser erfüllen. Dies war das Ziel dieser achtseitigen Denkpause, also einer Pause **zum** und nicht **beim** Denken.

Dégâts aux forêts et atteintes portées au sol
Quelques idées sur le rôle du scientifique mal compris

par Hannes FLÜHLER, Physique du sol, EPFZ

Ce rapport ne décrit pas explicitement les résultats de la recherche mais plutôt la situation du scientifique face à la recherche telle qu'il l'applique. Les réflexions formulées ici - serait-ce aussi des réflexes? - sont issues de mes propres expériences sur le dépérissement des forêts et l'étude du sol en Valais (1976-1983). Il y a aussi le travail effectué sur les placettes d'observation du programme de recherche national "dépérissement des forêts et pollution de l'air en Suisse (1985-1989), puis les "études écologiques sur les immissions dans le canton de Zurich" (1984-1988). Dans la recherche sur le dépérissement des forêts, une contradiction particulièrement évidente se fait sentir entre le type d'attente formulée envers le scientifique et le type de contribution que ce dernier est capable de fournir. En effet, ces études sont le plus souvent fondées sur des "relevés sur le terrain" et non sur "l'expérimentation". A mon avis, le "relevé" représente une certaine quantification, qu'elle soit faite sous forme de mesures ou au-travers de l'observation des états et de l'évolution in situ (RECHERCHE); "l'expérimentation", elle, est une manipulation contrôlée d'éventuels facteurs d'influence (ESSAI). Cette différence dans la manière de procéder influe fondamentalement sur le bien-fondé d'une hypothèse.

Partant du TYPE D'ATTENTE auquel le scientifique est confronté pour des projets sur le dépérissement des forêts, je compare ce facteur AU TYPE DE CONTRIBUTION effectivement obtenu.

Traduction: Monique Dousse

DER EINTRAG VON SCHADSTOFFEN IN EIN WALDÖKOLOGISCHES SYSTEM

J.Hertz

Anorganisch-Chemisches Institut der Universität Zürich

Winterthurerstr. 190

8057 Zürich

Einleitung

Unter Schadstoffen sind einerseits toxische Substanzen wie z.B. die Schwermetalle Cadmium und Blei oder das organische Oxidationsprodukt Peroxyacetylnitrat (PAN) zu verstehen, die für Pflanzen nicht toxisch sind. Bei anderen Komponenten, wie z.B. stickstoffhaltigen Verbindungen (z.B. Nitrat, Ammonium, Stickoxide) führt erst das komplexe Zusammenspiel zwischen Konzentration, Dosis, zeitlicher Variation, Einwirkungszeit, Verhältnis zu anderen Komponenten sowie Wechselwirkung mit Pflanzenoberfläche und Boden zu einer Schadenwirkung bzw. zu einer pathologischen Veränderung biologischer Strukturen. Um den Eintrag von Schadstoffen in ein Waldökosystem abschätzen zu können ist eine möglichst weitgehende Kenntnis aller Eintragsgrößen nötig.

Diese umfassen Gravitations-Deposition, Interzeption und trockene Gas-Deposition. Während die Gravitations-Deposition als Messgröße erfassbar ist (Klockow, 1987), bestehen für die Erfassung der Interzeption und der Gas-Deposition bisher nur unbefriedigende Methoden (Hosker, 1982); der entsprechende Eintrag lässt sich deshalb nur in der Größenordnung abschätzen.

Für die Beurteilung der Immissionssituation ist es zum jetzigen Zeitpunkt sinnvoll, einerseits die der Messung zugänglichen Größen zu erfassen und andererseits alle Parameter, welche die nicht erfassbaren Größen beeinflussen, ausführlich zu diskutieren. Damit ist es möglich einen Hinweis auf die tatsächliche Belastung eines Waldstandortes zu erhalten.

Im Rahmen des Projektes "Immissionsökologische Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen im Wald des Kantons Zürich", das vom Oberforstamt des Kantons Zürich in Auftrag gegeben wurde und von Ökoscience, Zürich koordiniert wird, werden seit Herbst 1984 Immissionsmessungen an 12 Standorten im Kanton Zürich durchgeführt, deren Resultate teilweise in diese Arbeit einfließen (Hertz, 1987).

Definition der Deposition

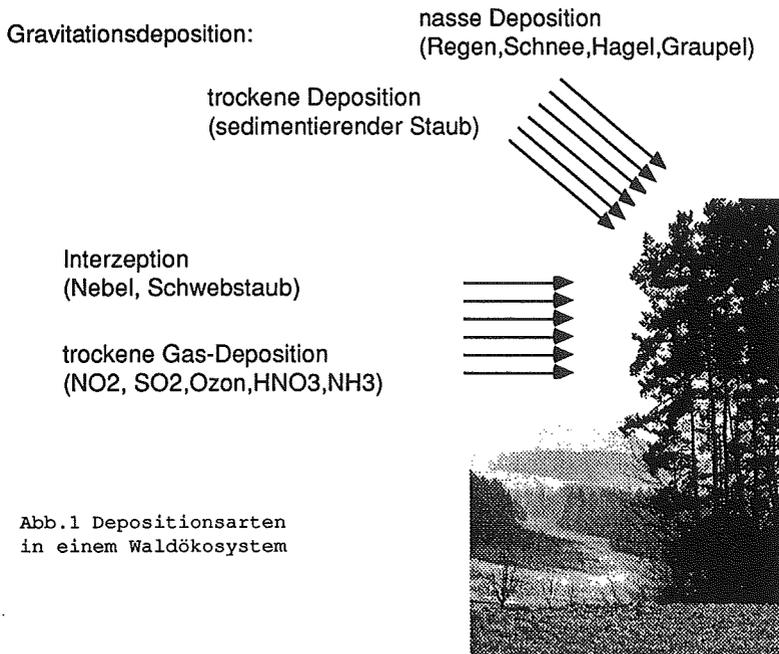


Abb.1 Depositionsarten
in einem Waldökosystem

Die verschiedenen Arten der Deposition sind in Bild 1 dargestellt. Unter Gravitationsdeposition werden die nasse und die trockene Deposition zusammengefasst. Die nasse Deposition umfasst Niederschläge, die in Form von Regen, Schnee und Hagel auftreten. Die trockene Deposition wird von Partikeln gebildet, die in niederschlagsfreien Zeiten durch Sedimentation abgelagert werden.

Durch Interzeption können sowohl Tröpfchen (Nebel) als auch Partikel (Schwebstaub) abgelagert werden. Die Abscheidung an Oberflächen erfolgt durch Impaktion, d.h. durch Kontakt und Adsorption an Oberflächen. Die Grösse der Interzeption ist abhängig

von der Konzentration der schwebenden Teilchen in der Atmosphäre, der Transportrate der Luftmassen zur Oberfläche sowie der Impaktionswahrscheinlichkeit an der Vegetationsoberfläche.

Die gleichen Parameter beeinflussen auch die trockene Deposition von Gasen. Die Absorptionseffizienz ist hier zusätzlich stark vom Vorhandensein und der chemischen Zusammensetzung einer allfälligen Flüssigkeitsschicht an der Oberfläche abhängig.

Welche Stoffe in welcher Menge den Waldboden erreichen hängt ausserdem von den Aufnahme- und Auswaschvorgängen im Kronenraum ab. Die chemische Zusammensetzung der Kronentraufe kann sich dadurch wesentlich von derjenigen der Freilanddeposition unterscheiden (Brechtel, 1986). Ein Teil, der an der Vegetationsoberfläche abgeschiedenen Wassermenge erreicht den Boden über den Stammabfluss, der den Boden in der Nähe des Stammfusses mit besonders hohen Stofffrachten versorgt; die Konzentrationen vieler Substanzen sind im Stammabfluss wesentlich erhöht (Glatzel, 1983).

Nasse und trockene Deposition:

Abbildung 2 zeigt die prozentualen Verhältnisse der nassen und trockenen Deposition für verschiedene Parameter als Jahresmittelwerte wie sie im Kanton Zürich gefunden wurden. Es wird klar ersichtlich, dass die nasse Deposition bei den meisten Komponenten überwiegt.

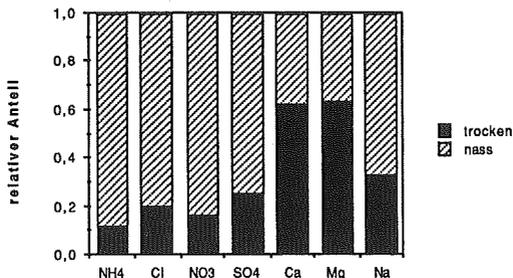


Abb 2: relative Anteile der nassen und trockenen Deposition im Kanton Zürich (1986)

Insbesondere die gut wasserlöslichen Komponenten wie z.B. Ammonium und Nitrat werden überwiegend nass deponiert. Die Erdkomponenten Ca und Mg stammen weitgehend aus Bodenverfrachtungen, sind an grosse Teilchen gebunden und werden daher trocken deponiert. Während die nasse Deposition durch Verwendung eines geeigneten Sammlers, der die separate Sammlung der nassen Deposition erlaubt, eindeutig und zuverlässig erfassbar ist, gibt die Erhebung der trockenen Deposition immer wieder zu Diskussionen Anlass. Das Ausmass der trockenen Deposition hängt weitgehend von der Oberflächenstruktur des Rezeptors ab (Dasch, 1985). Es ist bekannt, dass die Verwendung eines Rezeptors mit rauher Oberfläche (z.B. Filterpapier) zu einer wesentlich höheren trockenen Deposition führt, als die Aufsammlung in Kunststoffgefässen, wie sie im vorliegenden Projekt verwendet wurden. Keiner der bisher untersuchten synthetischen Rezeptoren widerspiegelt zuverlässig die tatsächliche Deposition auf eine Vegetationsoberfläche, deren Zustand sich im jahreszeitlichen Verlauf auch ändert. Dennoch liefert die Messung der trockenen Deposition wichtige Information über deren Bedeutung und hilft mit, Standortunterschiede zu evaluieren.

Für die Erkennung von Standortunterschieden können zwei Betrachtungsweisen beigezogen werden:

Die **Frachten** geben die Menge eines Stoffes an, die pro Jahr auf einer bestimmten Fläche eingetragen werden. Sie sind insbesondere wichtig als Inputgrössen für den Boden in einem Waldökosystem. Die nassen Frachten sind zu einem grossen Teil abhängig von der Niederschlagsmenge im Untersuchungsgebiet; diese wiederum ist häufig korreliert mit der Höhe über Meer. Abbildung 3 zeigt diesen Sachverhalt für Nitrat und Ammonium. Die beiden Standorte Bachtel Ost und West sind auf ca 1000 bzw. 800 müM gelegen und weisen die höchsten Niederschläge auf. Entsprechend hoch sind auch die jährlichen Frachten an diesen Standorten. Die durch nasse und trockene Deposition bedingten Gesamt-Stickstofffrachten sind relativ tief. Sie betragen je nach Standort 4 - 11 kg pro Hektar und Jahr.

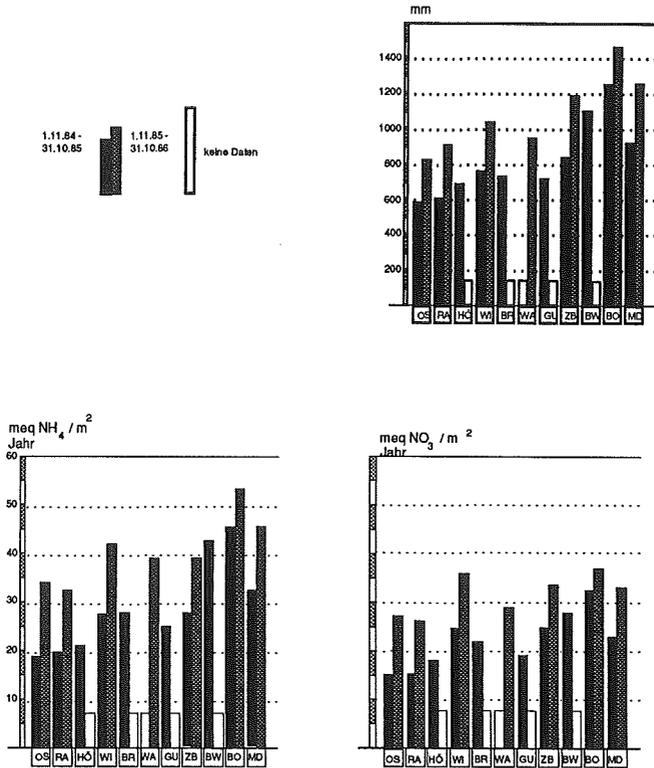


Abb 3: Jahresfracht für Ammonium und Nitrat an allen Standorten des Kantons Zürich. Vergleich mit der jährlichen Niederschlagsmenge

Wichtig für die Wechselwirkung mit Vegetationsoberflächen sind die **Konzentrationen** in den nassen Niederschlägen. Auch hier sind die Standortunterschiede in der Region Zürich relativ gering (Figur 4).

Es zeigt sich, dass die Standorte Irchel, Wallisellen, Zürichberg und Winterthur erhöhte Konzentrationen an H⁺ aufweisen. Die Ursache dieser Erhöhung ist aufgrund der Anionenkonzentrationen sichtbar. Der Standort Irchel befindet sich auf dem Dach der Universität, als einziger Standort innerhalb der Stadt Zürich und nahe der Kehrlichtverbrennungsanlage Hagenholz. Auch der Standort

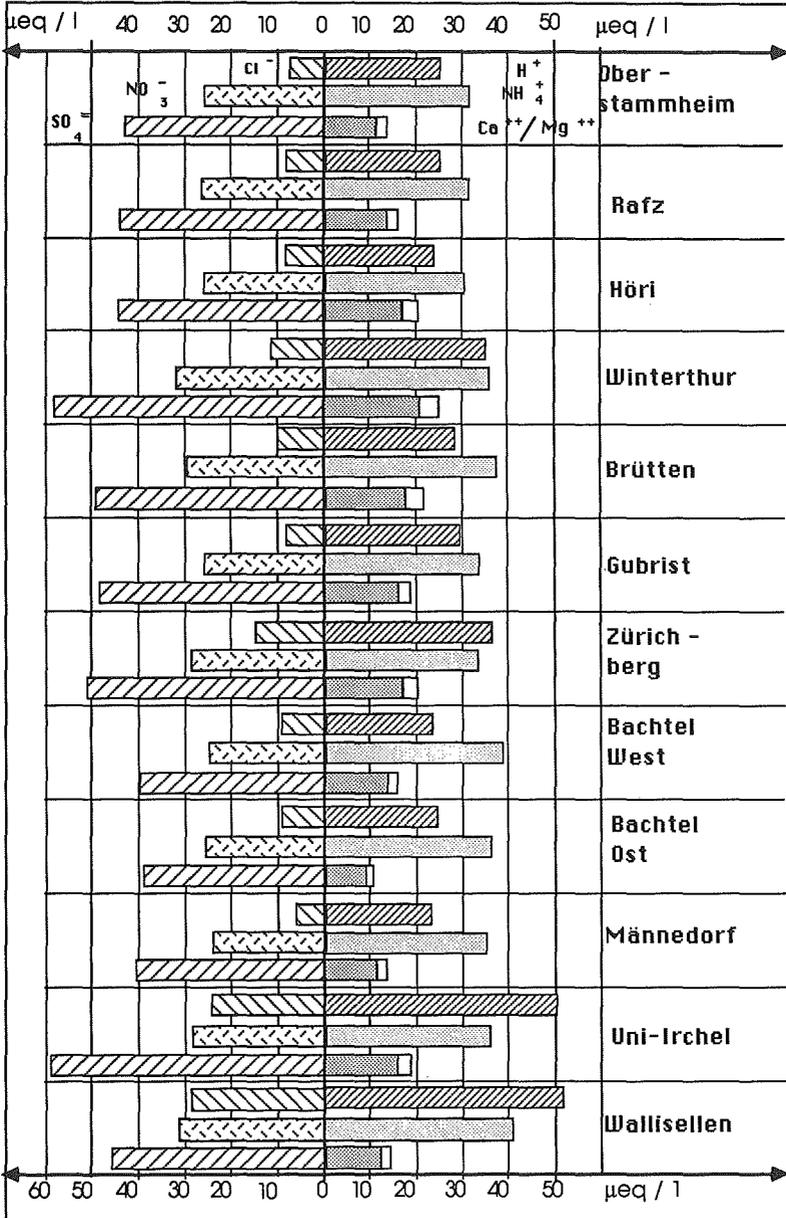


Abb.4 Frachtgewichtete durchschnittliche Konzentrationen an Anionen und Kationen an Standorten im Kanton Zürich

Wallisellen liegt im Einzugsbereich der KVA. Beide Standorte weisen überdurchschnittlich hohe Anteile an Chlorid auf welche durch die hohe Salzsäure-Emission der Kehrichtverbrennungsanlage bedingt sind. Die beiden Standorte Winterthur und Zürichberg liegen am Rand der beiden Städte und weisen demzufolge eine etwas erhöhte Konzentration gegenüber den anderen, ländlicher gelegenen Standorten auf. Der Standort Winterthur weist einen proportional höheren Anteil an Sulfat auf; dieser könnte durch grössere industrielle Aktivität in dieser Stadt bedingt sein.

Die örtliche Variabilität ist überlagert von einer zeitlichen Komponente, welche durch die meteorologische Situation bedingt ist. Diese umfasst einerseits die kurzzeitige Änderung der meteorologischen Situation und andererseits die saisonalen Schwankungen. Als Beispiel für die saisonalen Schwankungen sei die relative Konzentration der Acidität, berechnet als Quotient aus H^+ -Konzentration und der Summe aller übrigen Ionen, gemittelt über alle Standorte dargestellt (Figur 5).

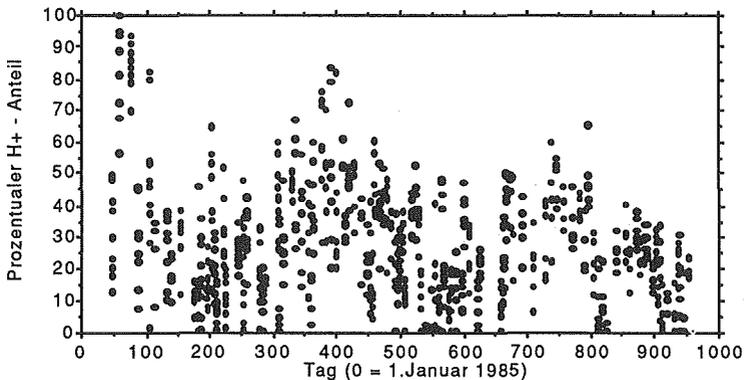


Abb 5: Jahresverlauf der relativen H^+ - Konzentration

Sie zeigt deutlich, dass die Niederschläge im Winterhalbjahr eine höhere relative Acidität aufweisen als im Sommer. Diese höhere Acidität lässt sich aber nicht durch einen höheren Säureausstoss im Winter erklären, da die Oxidation von SO_2 im Winter so stark verlangsamt ist, dass der Anteil an Sulfat im Sommer sogar höher ist als im Winter. Demgegenüber ist die Konzentration von Ammonium im Sommer deutlich höher. Dies lässt den Schluss zu, dass für die

jahreszeitliche Variation der Acidität hauptsächlich die Neutralisierung des Regenwassers durch Ammoniak und zu einem kleineren Teil durch Erdalkali-Salze bedingt ist. Wird nun aber der Eintrag von Säure in ein Waldökosystem betrachtet, so muss der Eintrag von Ammonium, das durch Nitrifikation Protonen ins System abgeben kann, mitberücksichtigt werden (Grennfelt, 1986).

Interzeption und trockene Gas-Deposition:

Die durch Interzeption und Wechselwirkung mit Gasen deponierte Substanzfracht kann auf mehrere Arten abgeschätzt werden. Diese Methoden können in drei Kategorien eingeteilt werden (Gamble, 1986): Fluss-Messung, Akkumulation und Fluss-Parametrisierung.

Die **Messung der Stoffflüsse** auf natürliche oder synthetische Rezeptoren ermöglicht eine chemische Charakterisierung der Deposition. Die Erfassung auf synthetischen Rezeptoren (Sammlung der trockenen Deposition) liefert keine zuverlässige Information über die tatsächliche Deposition auf der Vegetationsoberfläche, kann aber für Vergleichsuntersuchungen gut verwendet werden.

Die Messung der Gesamtdeposition innerhalb eines Waldbestandes durch Aufstellen einer grösseren Zahl von Sammelgefässen stellt die am häufigsten verwendete Methode dar. Das Verhältnis zwischen Freilanddeposition und Bestandesniederschlag kann als Interzeptions- bzw. Trockendeposition bezeichnet werden. Derjenige Teil der Deposition, der den Kronenraum nicht als Traufe verlässt kann durch die Analyse des Stammabflusses erfasst werden.

In Abwaschexperimenten werden die während einer Trockenperiode auf einzelnen Ästen eines Baumes akkumulierten Stoffe in Lösung gebracht und analysiert. Kontrollläste werden in belüftete Klimakammern eingepackt und ebenfalls analysiert. Aus der Differenz zwischen den beiden Proben kann die Deposition bestimmt werden. Da grosse räumliche und zeitliche Variationen existieren, muss eine grosse Zahl von Experimenten durchgeführt werden.

Werden sämtliche Einträge in ein Ökosystem, die durch Deposition bewirkt werden, die Ein- und Austräge durch Oberflächenwasser, sowie die Austräge durch Versickerung erfasst, kann die **Akkumulation** aus der Differenz aller Ein- und Austräge berechnet werden.

Derartige Ökobilanzierungen sind sehr aufwendig durchzuführen und daher nur an wenigen Standorten möglich. Ausserdem lassen sich die einzelnen Prozesse, die zur Anreicherung im Ökosystem geführt haben nicht unterscheiden.

Die durch Interzeption und Wechselwirkung mit Gasen deponierte Gesamtfracht kann abgeschätzt werden, wenn die durchschnittlichen **Konzentrationen** und die mittleren **Depositionsgeschwindigkeiten** bekannt sind. Bei der Eddy-Korrelationsmethode werden in kurzer zeitlicher Auflösung (ca. 1s) Windgeschwindigkeit und lokale Konzentrationen gemessen. Das über die Zeit gemittelte Produkt aus Windgeschwindigkeit und Konzentration liefert die Grösse und die Richtung des Stoffflusses. Dieser Ansatz stellt hohe Anforderungen an die Messtechnik und lässt sich bisher nur für wenige Komponenten (z.B. Ozon und SO_2) durchführen.

Bei der Gradienten-Methode wird davon ausgegangen, dass sich der Transport für Wärme und für luftgetragene Stoffe entsprechen. Die Depositionsgeschwindigkeit wird aus dem Konzentrationsgradienten bis zu einer Höhe von einigen Metern und mikrometeorologischen Parametern wie Windgeschwindigkeit und Temperatur berechnet. Diese Methode hat gegenüber der Eddy-Diffusionsmethode den Vorteil, dass keine so kurzen Messintervalle benötigt werden. Ein Problem besteht darin, dass oft für die verschiedenen Messpunkte nur kleine Konzentrationsdifferenzen existieren, die entsprechend präzise erfasst werden müssen.

Fallbeispiel: Stickstoffeintrag in den Wald des Kantons Zürich

Unter Verwendung der in der Region Zürich gemessenen durchschnittlichen NO_2 -Konzentrationen von 20-40 $\mu\text{g m}^{-3}$ (entsprechend 500-1000 nmol m^{-3}), den durchschnittlichen Gehalten an Ammonium (5 (Winter)-200 nmol m^{-3}), von Nitrat und Ammonium (ca. 300 nmol m^{-3}) im Schwebstaub sowie einer geschätzten HNO_3 -Konzentration von 50-200 nmol m^{-3} und unter Verwendung einer Depositionsgeschwindigkeit von 4-5 mm s^{-1} für NO_2 (Grennfelt, 83), 10-100 mm s^{-1} für Ammonium und Nitrat (geschätzt) sowie von 10-100 mm s^{-1} für HNO_3 (geschätzt, auf Gras: 20 mm s^{-1}) resultieren die in Tabelle 2 aufgeführten Stickstoff- und Aciditätsfrachten. Der Gesamteintrag an Stickstoff in ein Waldökosystem erhöht sich damit auf ca. 36-79 kg/ha Jahr .

Tab 1 Anteile der unterschiedlichen Depositionsarten auf Einträge von Protonen und stickstoffhaltigen Verbindungen in ein Waldökosystem (Angaben in $\text{meq m}^{-2}\text{Jahr}^{-1}$).

	Gravitations- deposition	Nebel/Schweb- staub		Gas
Acidität	20-50	0.1-1	—	10-100 (HNO_3)
NH_4^+	20-40	0.7-7	100	10-100 (NH_3)
NO_3	15-30	0.2-2	47	55-137 (NO_2) 10-100 (HNO_3)

Die Grösse der Interzeptions- und der trockenen Gas-Deposition ist von weiteren Parametern abhängig, die zur einer starken örtlichen und zeitlichen Variabilität führen. Dichte Bestände sind stärker der Wechselwirkung mit luftgetragenen Stoffen ausgesetzt als lichte Wälder. Die hohe Blattdichte an Waldrändern führt demzufolge auch zu einer höheren Deposition an Waldrändern als im Bestandesinneren. Typischerweise reduzieren sich die Konzentrationen im Bestandesniederschlag innerhalb der ersten 50 m um mindestens Faktor 2-3. Schneebedeckte Pflanzenoberflächen sind wirkungsvolle Senken für Schadgase. Insbesondere wird die Aufnahme von SO_2 auf Schneeoberflächen wesentlich erhöht. Da die Nadelbäume im Winter eine höhere spezifische Oberfläche aufweisen als laubwerfende Bäume, werden in Beständen mit hohem Anteil an Nadelbäumen entsprechend hohe Interzeptionsfrachten beobachtet. Diese nehmen ausserdem mit zunehmender Höhenlage zu, da auch die Vegetation in höheren Lagen häufiger durch Schnee oder Rauheif bedeckt ist. Die Häufigkeit, mit der ein Standort von Nebellagen betroffen ist, wirkt sich auf den Eintrag durch Nebel-Interzeption aus. An exponierten Stellen kann der Flüssigwassereintrag durch Nebel die gleiche Grössenordnung annehmen wie der Eintrag durch nasse Deposition.

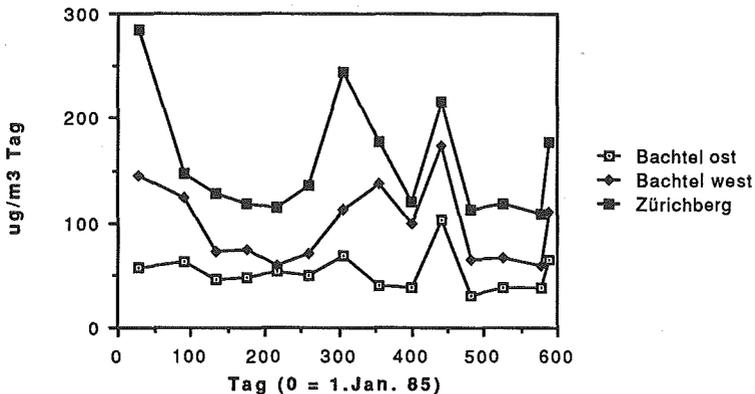


Abb 6: Konzentrationen von Blei im Schwebstaub an drei Standorten: Zürichberg (450 müM), Bachtel Ost (800 müM), Bachtel west (1000

Die geografische Lage eines Standortes spielt eine grosse Rolle. So wurde z.B. beobachtet, dass die Konzentration an Schwebstaub in Inversionslagen höher sind als oberhalb der Inversionsobergrenze. Abb. 6 zeigt die Schwebstaubkonzentrationen an den Standorten Zürichberg, Bachtel west und Bachtel ost. Die Konzentrationen verlaufen weitgehend parallel mit Ausnahme der Zeit im November 1985 wo die Station Bachtel oberhalb der Inversionsobergrenze lag. Zu diesem Zeitpunkt sind an den höher gelegenen Standorten deutlich tiefere Konzentrationen zu beobachten.

Literatur

Brechtel H.M; Balazs, A. und Lehnardt, F. 1986: Precipitation Input of Inorganic Chemicals in the Open Field and in Forest Stands; in: Georgii, H.W. (Hrsg.) Atmospheric Pollutants in Forest Areas, D.Reidel Publ.Comp.Dordrecht, NL, S.47-68

Dasch, J.M. 1985: Direct Measurements of Dry Deposition to a Polyethylene Bucket and Various Surrogate Surfaces, Environ.Sci.Technol. 19, S.721-25

Fritsche U. 1987: Investigations on the Immission Stress in Spruce Forests in Dependence on their Altitude above Sea Level and the Distance from the Edge of the Forest, in: Perry, R. (Hrsg.) AcidRain:Scientific and Technical Advances, S. 239-243

Gamble, J.S. und Davidson C.I., 1986: Measurement of Dry Deposition onto Surrogate Surfaces: A Review, ACS Symp.Series 318, S 42-63

Glatzel, G.; Sonderegger, E.; Kazda, M. und Puxbaum H.1983:Bodenveränderungen durch schadstoffangereicherte Stammablaufniederschläge in Buchenbeständen des Wienerwaldes. Allg.Forstzeitschrift 26/7, S.693-94

Grennfelt, P. und Hultberg, H. 1986: Effects of Nitrogen Deposition on the Acidification of Terrestrial and Aquatic Ecosystems, Water Air and Soil Pollution 30, S.945-963

Hertz, J.; Bucher, P; Furrer, G.; Keller, L.; Daniel, O.und Thöni, L. 1987: Chemische Untersuchungen der atmosphärischen Deposition im Kanton Zürich, Chimia, im Druck

Hosker, R.P. und Lindberg, S.E. 1983: Review:Atmospheric Deposition and Plant Assimilation of Gases and Particles, Atmos.Environ. 16, S.889-910

Klockow, D. 1987: Zum Gegenwärtigen Stand der Probenahme von Spurenstoffen in der freien Atmosphäre, Z.Anal.Chem, 326, S.5-24

Leonardi, S. 1987: Persönliche Mitteilung

Litek, T. und Trefz-Malcher, G. 1985: Wie sauer ist der Schnee?, Allg.Forstzeitschr.23, S.581

Topol, L.E. 1986: Differences in Ionic Composition and Behaviour in Winter Rain and Snow, Atmos.Environ.20, S..347-355

L'APPORT DE POLLUANTS DANS UN ECOSYSTEME FORESTIER

par J. Hertz

Institut de chimie inorganique de l'Université de Zurich
Winterthurerstrasse 190
8057 Zurich

Introduction

Lorsqu'on parle de polluants, il faut distinguer d'une part les substances toxiques comme par exemple les métaux lourds tels que le cadmium et le plomb ou le produit d'oxydation organique, le peroxyacétylnitrate (PAN), substances qui ne sont pas toxiques pour la plante. Pour d'autres composants, comme par exemple certains composés azotés (par ex. le nitrate, l'ammonium, l'oxyde d'azote), une action combinée se joue entre la concentration, la dose, la variation dans le temps, la période d'influence, ainsi que la relation avec d'autres composantes telle que l'interaction entre la partie superficielle de la plante et le sol; cette synergie aboutira au stade d'un effet nocif, c'est-à-dire à une modification pathologique des structures biologiques. Si l'on veut pouvoir estimer la présence de polluants dans l'écosystème forestier, il est nécessaire d'avoir une connaissance aussi large que possible de toutes les valeurs apportées à ce processus.

Ces valeurs comprennent le dépôt de gravitation, l'interception et le dépôt de gaz anhydre. Alors que le dépôt de gravitation peut être converti en une valeur analogique (Klockow, 1987), il n'existe pas encore de méthode satisfaisante permettant de déceler l'interception ou le dépôt de gaz (Hosker, 1982); ces facteurs ne peuvent être qu'estimés, dans un certain ordre de grandeur.

Afin d'analyser la répartition des immissions, il est actuellement judicieux de calculer les valeurs reconnaissables d'une part et de discuter en détail tous les paramètres exerçant une influence sur les valeurs non calculables d'autre part. Il sera ainsi possible d'obtenir une indication sur la pollution effective qui touche une certaine station forestière.

Dans le cadre du projet des "études écologiques sur les immissions enregistrées sur les placettes d'observation permanentes des forêts du Canton de Zurich", projet recommandé par l'Inspektorat du canton de Zurich et coordonné par Ecoscience, à Zurich, des mesures d'immissions ont été prises dans 12 stations du canton de Zurich depuis l'automne 1984. Le résultat de ces recherches est partiellement reflété dans ce travail (Hertz, 1987).

Résumé et conclusions

L'exemple des acides et métaux lourds montre que l'apport de polluants atmosphériques dans les sols forestiers conduit, dans bien des cas, à une modification des conditions chimiques du sol. Ainsi, les sols quasiment stables que l'on connaissait à l'époque préindustrielle tombent dans une instabilité caractérisée par l'acidification, la carence en éléments nutritifs, la mobilisation de métaux toxiques des sols minéraux et l'accumulation de substances nocives que l'on détecte en particulier à la surface du sol. La tendance à l'acidification est encore intensifiée par la forte exportation de la biomasse (récolte des bois). Il ressort l'analyse quantitative sur les polluants acides (chap. 5,6) que l'apport de ces substances issues de l'atmosphère, apport lié à la production d'acides au sol entraînée par l'exportation de la biomasse, dépasse le pouvoir tampon de la zone tampon du silicate. Dès lors, une réduction drastique de l'apport en acidité s'impose. Il faudra pour cela diminuer les émissions de substances acides

et pratiquer un traitement sylvicole soigné qui ménagera les sols forestiers (réduire l'exportation de la biomasse et favoriser l'édaphon afin d'éviter la perte de l'équilibre ionique). Seuls ces moyens permettront d'éviter que des modifications irréversibles se manifestent en causant des dommages aux sols non calcaires et plus tard aussi, à bon nombre d'endroits calcaires.

En République fédérale d'Allemagne, le sol de nombreuses stations forestières, pauvres en éléments nutritifs, présente déjà des modifications telles que la croissance des forêts est perturbée par les dégâts provoqués aux racines et par l'appauvrissement de l'édaphon. Une implantation du peuplement n'est alors plus réalisable sans l'aide de mesures de défense. L'une de ces mesures, recommandée et pratiquée dans de nombreux endroits, est la calcification des peuplements qui consiste à neutraliser, en un temps relativement court, les propres quantités d'acidité assimilées par le sol (échange de Al - Al-sulfate d'hydroxyde). Afin d'éviter des conséquences préjudiciables (par ex. la minéralisation des substances organiques, le lessivage de nitrates), la calcification doit être réalisée avec prudence et soigneusement adaptée aux besoins existants (cf. ULRICH 1986 c), qu'elle soit faite en surface ou par l'action des substances calcaires à l'intérieur du sol. De toute manière, la calcification doit être uniquement considérée comme une pure compensation à de précédents dégâts et ne permet, en aucun cas, de renoncer à diminuer les émissions de manière drastique lorsque les sols forestiers s'avèrent être menacés.

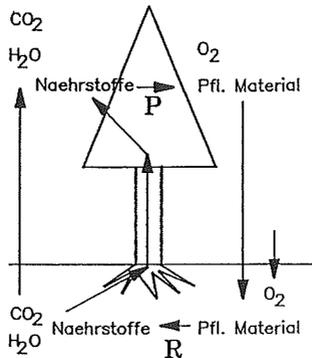
Traduction Monique Dousse

DER EINFLUSS VON Cd, Cu UND Pb AUF DIE CO₂ - PRODUKTION VON
WALDBOEDEN

M.B.MONTEIL, P.W.SCHINDLER (Institut für anorg., analyt. &
phys. Chemie der Universität Bern)

EINLEITUNG - PROBLEMSTELLUNG

Der Wald ist bezüglich der meisten Nährstoffe in erster
Näherung ein geschlossenes System (Figur 1):



Die Photosynthese (P) und die Respiration (R) halten sich weitgehend die Waage; die dem Boden entzogenen Nährstoffe werden bei der Respiration bzw. Mineralisation wieder freigesetzt. Wird die P/R-Balance eines Waldökosystems gestört, so ist auch eine Schädigung der Bäume zu erwarten. Eine derartige Störung kann trivialerweise auf einer Beeinträchtigung der Photosynthese oder der Respiration beruhen. Die vorliegende Arbeit befasst sich ausschliesslich mit der zweiten Möglichkeit. Im Speziellen wird untersucht, ob und inwiefern die derzeitige Schwermetallbelastung unserer Waldökosysteme zu einer Verzögerung des Streuabbaus führt. Hinweise für das Auftreten derartiger Störungen finden sich bei Strojjan (1979) und Kratz (1983).

LOESUNGSSTRATEGIE

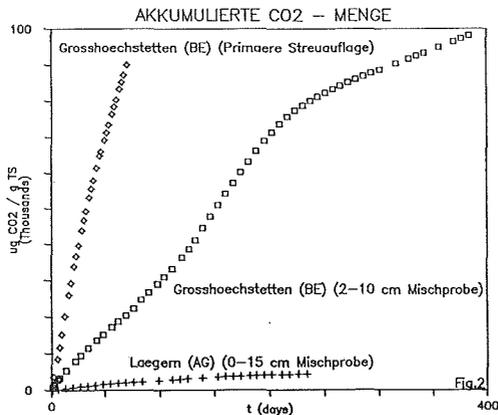
Bei der Wahl der Versuchsmethodik muss nach Möglichkeit darauf geachtet werden dass

- (a) die im Sammelbegriff Respiration enthaltenen Prozesse vollständig erfasst werden;
- (b) die an einem (mehreren) Bodentyp(en) gewonnenen

Ergebnisse auf andere Böden bzw. Waldökosysteme übertragbar sind.

Da die Respiration überwiegend das Ergebnis der mikrobiologischen Aktivität eines Bodens ist, bietet sich zu ihrer Erfassung eine Palette verschiedener Methoden (Qualitative und quantitative Charakterisierung von Mikroflora/fauna, Messungen der Aktivität einzelner Enzyme, Mikrokalorimetrie, Messung des Sauerstoffbedarfs, Bestimmung der CO_2 -Abgabe) an. Da die N-Mineralisierung stark mit der C-Mineralisierung gekoppelt ist, wurde die CO_2 -Produktion als Parameter gewählt.

Figur 2 zeigt, dass die CO_2 -Produktion stark vom gewählten Bodentyp bzw. Bodenhorizont abhängt.



Es war deshalb naheliegend, den Einfluss von Schwermetallen auf die Respiration anhand einer einzelnen natürlichen

Bodenprobe zu untersuchen.

Da sich unterschiedliche Böden auch bezüglich ihres Verhaltens gegenüber Schwermetallen unterscheiden und somit die chemische Speziation und die Toxizität eines Schwermetalls vom Gehalt an festen Bodenbestandteilen und den Parametern der Bodenlösung abhängen (Häni, H. 1985), wurde zugleich versucht, die Form, in der die Schwermetalle im Boden vorliegen, näher zu erfassen. Da eine rigorose Aufklärung der Speziation von Schwermetallen in natürlichen Böden derzeit kaum möglich ist, sind weitere Versuche mit einfachen synthetischen Böden (Quarz / Tonmineral / Huminsäure) geplant. Wir erhoffen uns aus solchen Experimenten eine gewisse Verallgemeinerung der Gültigkeit unserer Ergebnisse und somit Möglichkeiten zur Uebertragbarkeit auf andere Waldökosysteme.

METHODIK - MATERIALIEN

Boden:

Als natürliche Bodenprobe wurde ein Boden von Grosshöchstetten (BE) gewählt, der als saure Braunerde mit der Humusform moderartiger Mull bezeichnet werden kann. In der Tiefe ist eine leichte Pseudovergleiung zu verzeichnen. Zusätzlich wurde der Boden durch antropogene Einflüsse leicht kompaktiert. Die Mischprobe entstammt aus dem A-Horizont aus einer Tiefe von 2 - 10 cm (ohne primäre Streuauflage). Der Wassergehalt der Probe beträgt ca. 58% und der Anteil an organischem Material ca. 56% der Trockensubstanz. Der Kohlenstoffgehalt des organischen Materials liegt dabei über 50%. Der pH-Wert beträgt 3.5

Messung der Kohlendioxidproduktion

Zur Bestimmung der CO₂-Produktion in Böden wurde das von Isermeyer (1952) entwickelte und von Jäggi (1976) modifizierte titrimetrische Verfahren benutzt.

Dazu wurden 5 g feuchter Boden mit bekanntem Trockengewicht in ein PE-Röhrchen eingewogen. Das Röhrchen, welches mit Löchern versehen ist, so dass der Gasaustausch gewährleistet ist, wurde in eine 250 ml Schottflasche, welche zuvor mit 20 ml 0.025 M NaOH beschickt worden war, eingebracht und während eines vorbestimmten Zeitintervalls bei 293 K in der Dunkelheit inkubiert. Während der Inkubationszeit wurde das produzierte CO_2 von der vorgelegten Natronlauge in Form von Natriumcarbonat gebunden. Das Zeitintervall musste so gewählt werden, dass die Natronlauge im Ueberschuss vorhanden war und somit die CO_2 -Konzentration im Gasraum der Flasche approximativ Null war.

Nach Abschluss der Inkubation wurde die Natronlauge mit 2 ml 0.5 M BaCl_2 versetzt und der NaOH-Ueberschuss mit 0.1 M HCl bis zum Umschlagspunkt von Phenolphthalein titriert. Die freigesetzte CO_2 -Menge (f) berechnet sich wie folgt:

$$(1) \quad f = (C-D) \cdot [\text{HCl}] \cdot A / T_s = \mu\text{g CO}_2 / \text{g T}_s$$

wobei

D: Mittelwert von drei und mehr Einzelmessungen
[ml HCl]

C: Mittelwert von drei und mehr Blindwerten
[ml HCl]

A: Umrechnungsfaktor: 22'000 [$\mu\text{g}/\text{mol}$]

T_s: Trockensubstanz Boden [g]

[HCl]: Konzentration der Titriersäure [mol/l]

Die Standardabweichung (σ_f) der Einzelmessung berechnen sich zu

$$(2) \quad \sigma_f = \left(\sum_i (\delta f / \delta z_i)^2 \cdot s_{z(i)} \right)^{1/2}$$

$\delta f / \delta z_i$: Partielle Ableitung von f nach den
einzelnen Messgrößen

$s_z(i)$: Fehler der einzelnen Messgrößen

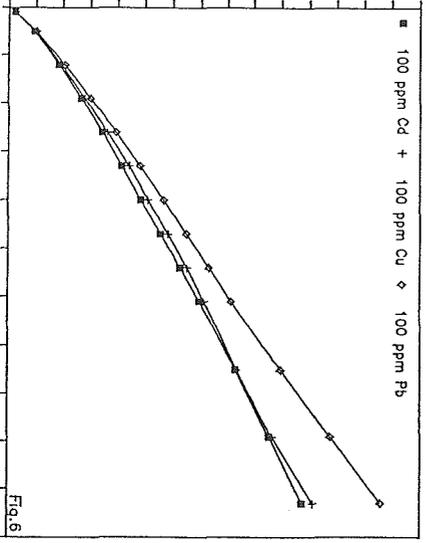
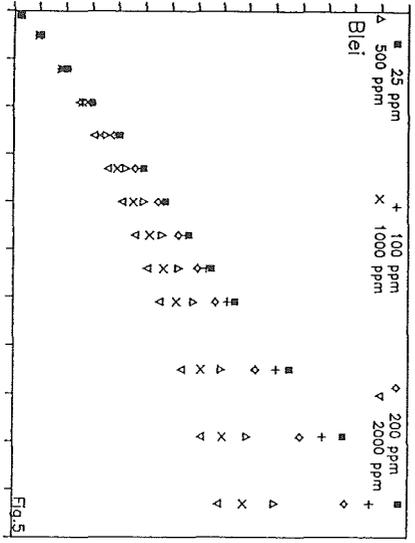
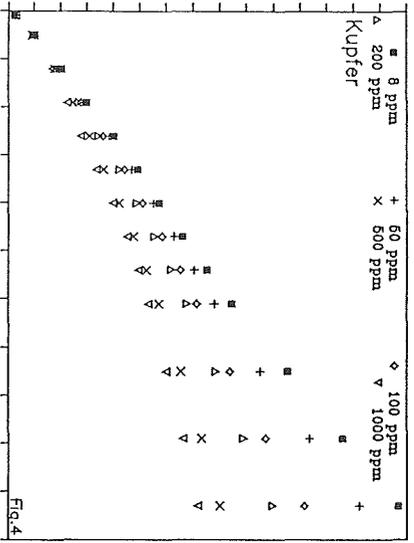
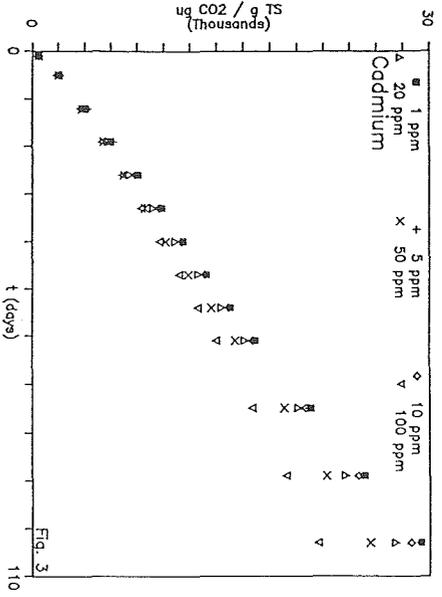
Bei Einzelmessungen lag der Messfehler ($2 * \sigma_f$) meist unter 5%. Wurden Messungen über längere Zeit gemacht und die akkumulierte CO_2 -Menge berechnet, so kam der Messfehler nach Anwendung des Fehlerfortpflanzungsgesetzes unter 1% zu liegen.

Bestimmung der chemischen Speziation der Schwermetalle

Bei der Charakterisierung der chemischen Speziation beschränkten wir uns darauf, neben der Totalkonzentration eines bestimmten Metalles die dazugehörige Konzentration an Metallaquaionen zu bestimmen.

Untersuchungen (Gächter, 1973; Pagenkopf, 1974) an natürlichen Gewässern haben gezeigt, dass bei Schwermetallen vor allem die Aquaionen für die toxische Wirkung verantwortlich sind.

Die Konzentration von Aquaionen lassen sich mit ionenselektiven Elektroden bestimmen. Dazu wurde folgendes Verfahren gewählt. 5 g feuchter Boden wurden in 50 ml 0.1 M KNO_3 -Lösung suspendiert. Anschliessend liess man 15 Minuten equilibrieren (298 K) und titrierte anschliessend mit 0.01 M $Cu(NO_3)_2$ (in 0.1 M KNO_3) oder 0.001 M $Cd(NO_3)_2$ (in 0.1 M KNO_3). Nach jeder Zugabe wurde nach einer Equilibrierungszeit von ca. 10 bis 80 Minuten die Konzentration der Metallaquaionen potentiometrisch bestimmt. Der Hauptteil der zugegebenen Metallionen wird an die festen Bodenbestandteile unter Freisetzung einer äquivalenten Menge von Wasserstoffionen gebunden. Dies erforderte den Einsatz eines aus pH-Meter, Impulsomat und Motorbürette (Metrohm) zusammengesetzten pH-States. Die Messungen wurden bei pH 3.5 und 4.5 durchgeführt.



RESULTATE UND DISKUSSION

Die nachfolgend aufgeführten Resultate sind als vorläufige Ergebnisse zu werten.

Bodenproben von Grosshöchstetten wurden mit $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ (2, 5, 10, 20, 50, 100 ppm), $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ (25, 50, 100, 200, 500, 1000 ppm) oder $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ (50, 100, 200, 500, 1000, 2000 ppm) belastet. Im Anschluss daran wurde über eine Zeitspanne von 103 Tagen die Respiration verfolgt. Die Ergebnisse sind zusammen mit den Daten des unveränderten Bodens in den Figuren 3, 4 und 5 wiedergegeben.

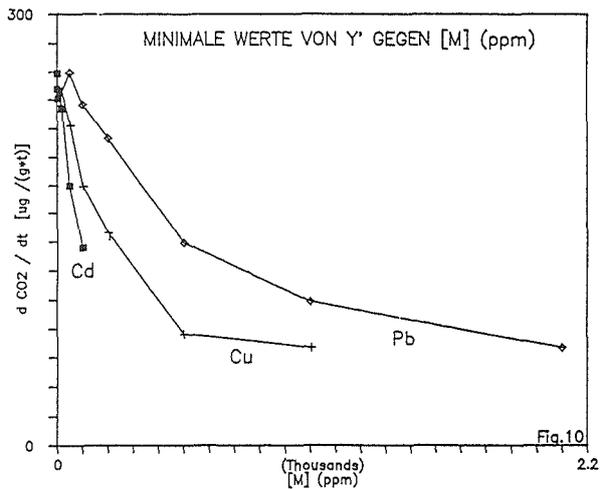
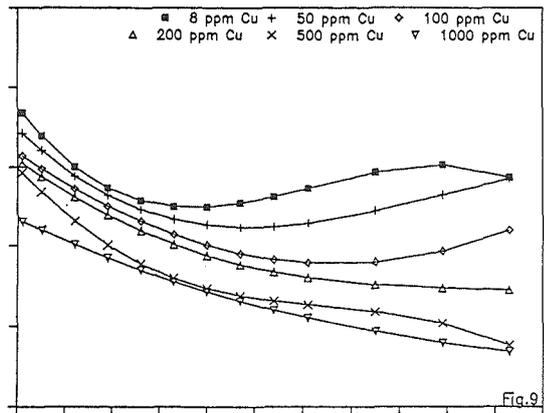
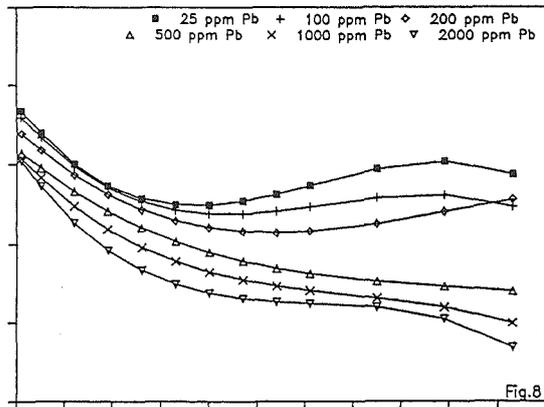
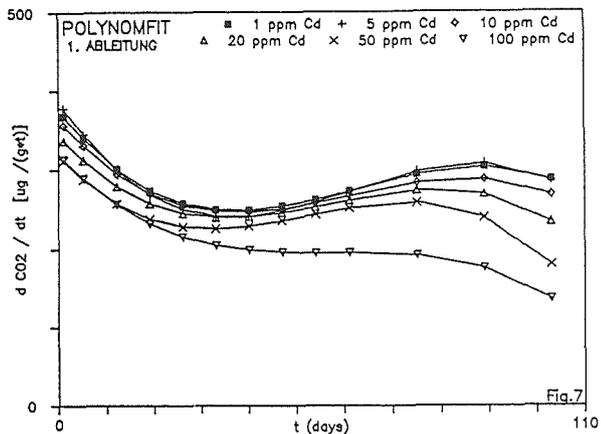
Errechnet man aus den gezeigten Kurven die durchschnittliche Tagesproduktion, so ergeben sich Werte, welche verglichen mit Literaturwerten (Alexander M., 1977) recht hoch liegen. Dies scheint einerseits eine Folge des hohen Anteils an organischem Material der verwendeten Probe zu sein, andererseits misst man wegen der Homogenisierung und Belüftung der Bodenprobe zu hohe Respirationswerte (Witkamp & Frank 1969), so dass man kaum auf effektive Werte für Feldbedingungen umrechnen kann.

Die Figuren zeigen deutlich ($2 * \sigma_f < \text{Symbolgrösse}$), dass mit zunehmender Dosis die Respiration abnimmt.

Ein Vergleich der-Respirationkurven bei gleicher Dosis (Figur 6) zeigt, dass bezogen auf die Totalkonzentration die Hemmung der CO_2 -Produktion in der Reihenfolge $\text{Pb} < \text{Cu} \leq \text{Cd}$ zunimmt, wobei sich die Effekte von Cd und Cu kaum unterscheiden.

Mehr Einsicht in die Wirkung der Schwermetalle Cu, Cd und Pb auf die Respiration bietet die Errechnung der Respirationsgeschwindigkeit aus den zuvor ermittelten Daten. Dazu wurden alle Punkte mit einem Polynom 4. Grades mathematisch angenähert. Die erste Ableitung des Polynoms entspricht der Geschwindigkeit, mit der CO_2 produziert wird (Figuren 7, 8, 9, 10).

Aus diesen Daten wird ersichtlich, dass beim unveränderten Boden die Respirationsgeschwindigkeit anfänglich stark abnimmt, um nach 40 Tagen wieder anzusteigen. Eine Interpretation dieses Sachverhaltes ist noch ausstehend. Die selbe

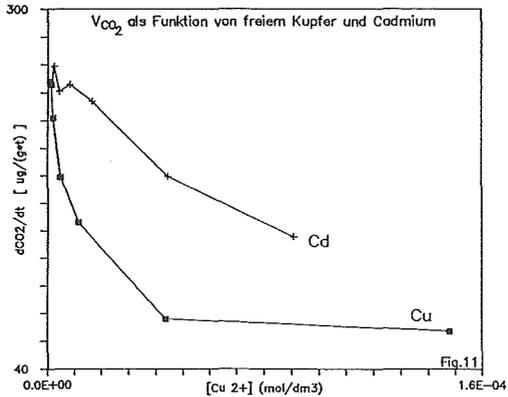


Kurvenform wird (bei insgesamt reduzierter Geschwindigkeit) auch bei kleinen und mittleren Schwermetалldosen angetroffen. Hohe Schwermetалldosen zeigen nicht nur eine stark verminderte Produktionsgeschwindigkeit, sondern zusätzlich auch eine andere zeitliche Abhängigkeit.

Aus den Kurven (3-5) gewinnt man den Eindruck, dass der Einfluss der Schwermetalle erst nach ca. drei Wochen eintritt. Die in den Figuren (7-9) gezeigten Respirationsgeschwindigkeiten zeigen deutlich, dass die Schwermetalleffekte momentan einsetzen. Ob diese unterschiedliche Aussage eine Folge der gewählten Polynomapproximation oder einer erhöhten Empfindlichkeit (Aussagekraft) der in den Figuren (7-9) gewählten Darstellungsweise beruht, kann derzeit nicht mit Sicherheit entschieden werden.

Die minimale Respirationsgeschwindigkeit jeder Kurve aufgetragen gegen die totale Belastung in ppm ergibt die Figur 10, wobei sich hier wiederum eine Toxizitätsreihe von $Cd > Cu > Pb$ zeigt.

In den vorstehenden Figuren ist die festgestellte Verminderung der CO_2 -Produktion jeweils auf die totale Schwermetалlkonzentration bezogen. Aus den bisher vorliegenden Titrationsexperimenten lässt sich nun entnehmen, welcher Gehalt an Metalläquaionen in der Bodenlösung diesen Totalgehalten entspricht. Die Ergebnisse dieser Umrechnung, wo die minimale Respirationsgeschwindigkeit gegen die Konzentration der Metalläquaionen aufgetragen sind, werden in Figur 11 dargestellt.



Bezogen auf die freie Konzentration der Aquaionen ist somit Kupfer für die Bodenmikroorganismen erstaunlicherweise wesentlich toxischer als Cadmium und Blei.

FOLGERUNGEN

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die Schwermetallkontamination in Waldböden zu einer massiven Reduktion der Respirationsgeschwindigkeiten führen kann. Aufgrund der verwendeten Versuchsmethodik ist allerdings anzunehmen, dass in Waldböden vom untersuchten Typ bei den zurzeit in natura vorkommenden Schwermetallbelastungen (Cu, Cd, Pb) kaum grössere Einflüsse auf die Respirationsgeschwindigkeit zu erwarten sind. Bei Kontrollversuchen im Testgebiet des NFP 14+ (Lägern (AG)) zeigte sich, dass auch bei einem Waldboden mit geringem Anteil an organischem Material (hoher Ton-Anteil) auch bei recht hohen Belastungen kaum eine Hemmung der Respiration auftritt. Eine Ausnahme können, wie Kratz und Strojan gezeigt haben, natürliche Böden im Einzugsgebiet starker lokaler Quellen bilden. Eine Uebertragung der Laborexperimente auf Feldverhältnisse ist wiederum nur bedingt zulässig, da Faktoren wie Niederschlags- und Temperaturschwankungen im Laborversuch keinen

Eingang fanden. Ebenso wurden sämtliche Wurzeln aus den Proben entfernt.

Werden die Aquaionen von Cu und Cd als die primär toxischen Spezies angesehen, so erscheint Kupfer in Bezug auf seine Wirkung auf aerob-heterotrophe Bodenmikroorganismen wesentlich toxischer zu sein als Cadmium (Figur 11).

Résumé

En se fondant sur des mesures de respiration selon la méthode Isermeyer (Isermeyer 1952, Jäggi 1976) l'influence des métaux lourds Cd, Cu et Pb sur la production de CO₂ d'un sol forestier a été étudiée. En plus des expériences de titrage du sol ont été réalisées dans lesquelles la concentration des ions libres dans la solution du sol a été déterminée par électrode des ions spécifiques en fonction de la concentration totale. Les résultats indiquent une réduction de la vitesse de respiration significative à partir de contamination qui sont d'environ dix fois plus haut que les concentrations actuelles. Partant de l'hypothèse que le aquo-cation bivalent soit responsable de la toxicité envers des microorganismes aérobiques-hétérotrophes, Cu semble bien plus toxique que Cd dans le sol utilisé. Au vu de l'évaluation expérimentale une forte influence négative de la minéralisation du carbone n'est probablement pas à attendre avec les teneurs de métaux lourds existant actuellement dans la plupart des sols. Une exception pourrait être les sols forestiers situés près des sources de forte pollution.

DANK

Wir danken Herrn Dr. P. Lüscher für die Charakterisierung des Bodenprofils von Grosshöchstetten, Frau E. Santschi und Herrn H. F. Galicia für wertvolle Diskussionen und Ratschläge, sowie Herrn A. Alt für die Mithilfe bei praktischen Arbeiten.

Die Arbeit wurde finanziell unterstützt vom Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (NFP 14+).

LITERATUR

- ALEXANDER, M., 1977: Introduction to soil microbiology. Second Ed., John Wiley & Sons
- GAECHTER, R., KEN LUM-SHUE-CHAN, CHAU, Y.K., 1973: Complexing Capacity of the Nutrient Medium and its Relation to Inhibition of Algal Photosynthesis by Copper. Schweiz. Z. Hydrol. 35, 253-261
- HAENI, H., 1985: Folgen der Belastung der Böden durch Schadstoffe (mit besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle) für die Landwirtschaft. Bulletin BGS 3, 35-45
- ISERMEYER, H., 1952: Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und Carbonate im Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 56, 26-38
- JAEGGI, W., 1976: Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Mass der bodenbiologischen Aktivität. Schweiz. Landwirtschaftl. Forschung 15 (3/4), 371-380
- KRATZ, W., GRUTKE, H., PAPENHAUSEN, U., WEIGMAN, G., 1983: The influence of Cd on the litter decomposition of Solidago Gigantea Ait. in a ruderal ecosystem. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Heidelberg - September 1983, 814-817
- PAGENKOPF, G.K., 1974: J.Fish. Res. Board Can. 31, 462-465
- STROJAN, C.L., 1977: Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter. Oecologia (Berl.) 32, 203-212
- WITKAMP, M., FRANK, M.L., 1969: Evolution of CO₂ from litter, humus and subsoil of a pine stand. Pedobiologia 9, 358-365

PHYSIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN FICHTENMYKORRHIZEN
IM NATIONALEN FORSCHUNGSPROGRAMM "WALSCHAEDEN"

W. Pankow (Botanisches Institut der Universität Basel,
Hebelstrasse 1, 4056 Basel).

1. EINLEITUNG

Die Erkrankung von Fichten wird normalerweise anhand des Nadelverlustes beurteilt. Da aber Wurzelspitzen um ein Vielfaches rascher umgesetzt werden, als die Nadeln (FOGEL, 1983), erhebt sich die Frage, ob Wurzelspitzen evt. empfindlichere Krankheitsindikatoren wären. Für die Untersuchung von Wurzelspitzen ist es vorteilhaft, dass sie sich in ihrer grössten Dichte im obersten Bodenhorizont befinden, wo sie die durch die Streuzersetzung freigesetzten Nährstoffe direkt wieder aufnehmen können (MEYER, 1984). Diese Grenzschicht zwischen Mineralboden und Luftraum ist aber starken kleinräumigen und zeitlichen Veränderungen unterworfen. Es ist deshalb zu erwarten, dass sich die grosse Variabilität der lokalen Umwelt auch auf die Wurzelspitzen auswirkt. Sehr interessant ist nun die Tatsache, dass die Wurzelspitzen Organe darstellen, welche gemeinsam mit höheren Pilzen gebildet werden, die sog. Mykorrhizen (HARLEY & SMITH, 1983). Der Pilzpartner stellt eine besonders intensive Verknüpfung von Pflanze und Boden her, indem er die Wurzelspitze manchettenartig überzieht und von dieser neuen Oberfläche feinste Hyphen in den Boden aussendet. Die Aufgaben der Mykorrhiza sind gemeinsame Leistungen von Pilz und Wirt und lassen sich nur schwer voneinander unterscheiden.

Ziel unserer Arbeit ist die Entwicklung eines physiologischen Tests der Mykorrhizaaktivität, welcher zur Beurteilung des Krankheitszustandes von Fichten verwendet werden kann. In diesem Aufsatz werden die Felduntersuchungen von 1986 zusammengefasst. Es werden allgemeine und pilzspezifische Stoffwechselaktivitäten von Fichtenmykorrhizen gemessen. Aus praktischen Gründen werden alle Messungen an abgeschnittenen Mykorrhizen durchgeführt, obwohl durch die Isolierung wichtige

Funktionen verloren gehen. Stoffbilanzen pro Fläche oder pro Baum (kapazitive Grössen) werden nicht angestrebt, sondern alle Masse auf Mykorrhiza- Gewichtseinheiten bezogen (intensive Grössen). Die Messungen werden zweiwöchentlich an sechs Fichten eines Standorts durchgeführt. Für jeden Parameter werden die Streuungen hinsichtlich ihrer Abhängigkeit vom Baum, vom Ort und von der Zeit bestimmt.

2. MATERIAL UND METHODE

2.1. Standort

Die Wurzeluntersuchung wurde an sechs wenig bis nicht erkrankten Altlichten (120 bis 150-jährig) und einer Fichtenverjüngungsfläche (10 bis 12-jährig) in einem Waldmeister-Buchenwald am Standort "Zindelen" des nationalen Forschungsprogramms an den Lägern bei Wettingen durchgeführt.

2.2. Wurzelprobenahme

Die Baumscheibe jeder Fichte wurde in sechs radiale Sektoren mit 2m Radius eingeteilt. Die Jungwuchsfläche wurde nicht zerlegt. Die Probenahme erfolgt alle zwei Wochen. Von jedem Baum wird eine Handvoll Erde mit Wurzeln ($< 2\text{mm } \emptyset$) aus dem obersten Bodenhorizont aus jeweils einem Sektor geerntet. Bei der nächsten Probenahme wird im Uhrzeigersinn fortschreitend im nächsten Sektor geerntet. Die Proben (Wurzeln und Erde) werden in Plastiksäckchen gekühlt ins Labor gebracht und noch am selben Tag weiterverarbeitet.

2.3. Aufarbeitung der Proben im Labor (bei 4°C)

Die Feinwurzeln werden mit einem Wasserspray von Erde gereinigt und nur Zweige (ca. 2g) unter 1 mm \emptyset weiterverwendet: ein Teil wird in Eiswasser aufbewahrt, ein anderer Teil in flüssiger Luft homogenisiert, und anschliessend lyophilisiert und für die chemische Analyse aufbewahrt.

2.4. Messungen

2.4.1. Okulare Beurteilung

Unter der Binokularlupe werden die Gesamtzahl Wurzelspitzen (wsp) sowie die Anzahl morphologisch intakter Wurzelspitzen (iws) pro Frischgewicht ausgezählt und der Quotient "Prozent intakter Wurzelspitzen" $\text{piws} = \text{iws}/\text{wsp}$ gebildet.

2.4.2. Adeninnucleotide (ATP, ADP, AMP in $\mu\text{Mol/g TG}$)

Die Adeninnucleotide werden bioluminometrisch mit Luciferin /Luciferase gemessen. ATP wird als Mass für aktives Zytoplasma und damit Biomasse interpretiert. Ferner wird die Summe der Adenylate $sad = ATP + ADP + AMP$ sowie die Energieladung $AEC = \frac{ATP + 1/2 ADP}{sad}$ berechnet.

sad

2.4.3. Zucker und Speicherpolysaccharide (mg/g TG)

Nach Extraktion des Wurzelpulvers mit 70% Methanol wird der Gesamtzucker (zuck) mit Anthron gemessen. Der Extrakt wird anschliessend auf Dünnschichtplatten chromatographiert zur Bestimmung des pilzspezifischen Zuckers Trehalose (tre). Der Extraktionsrückstand wird schliesslich mit α -Glukosidase verdaut, und anhand der dadurch freigesetzten Glukose werden die Speicherpolysaccharide (stke) bestimmt, welche sowohl das pilzspezifische Glykogen als auch die wirtspezifische Stärke enthalten.

2.4.4. Kohlenhydrataufnahmevermögen und Atmung

Am Standort beziehen die Mykorrhizen die Kohlenhydrate vom Wirt, Um das Aufnahmevermögen von abgeschnittenen Mykorrhizen zu testen, werden sie nach einer "Hungerphase" in belüftetem Wasser (27°C) in belüfteter 0,1% Glukoselösung (27°C) inkubiert und deren Konzentrationsabnahme (in mg Glukose/gFG.h) bestimmt (khaf). (Der Vergleich mykorrhizierter und nicht mykorrhizierter Wurzelspitzen von Fichtensämlingen hat gezeigt, dass die Glukose hauptsächlich vom Pilzpartner der Symbiose aufgenommen wird.) Ferner wird während der Hungerphase die CO_2 -Produktion (atm) durch Infrarotabsorbtion (in $\mu\text{l CO}_2 / \text{g FG . h}$) bestimmt.

2.5. Auswertung

Für jeden Parameter wurde die Varianz mit Hilfe eines Computerprogramms nach den folgenden Kovariablen schrittweise zerlegt:

1. Jungwuchs: Bäume und Jungwuchs sind verschieden.
2. Bäume: Die Bäume sind unter sich verschieden.
3. Himmelsrichtung: Die Sektoren mit verschiedener Himmelsrich-

- tung sind verschieden (mit gleicher Himmelsrichtung gleich)
4. Sektor: Die 6 x 6 Sektoren sind verschieden
 5. synchron: Der Zeitverlauf wird für alle Bäume gemeinsam (synchron) durch ein Polynom 5. Grades beschrieben
 6. asynchron: Der Zeitverlauf wird für jeden Baum separat (asynchron) durch ein Polynom 5. Grades beschrieben.

3. RESULTATE UND DISKUSSION

3.1. Datenstruktur

Die Bedeutung der einzelnen Kovariablen für jede Messgröße ist in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1:

Zusammenfassung der Varianzanalysen von Mykorrhizaaktivitäten

Die bei jedem Schritt der Varianzanalyse erhaltene Varianzkomponente wird als Vielfaches der Reststreuung (d.h. als F-Wert) zusammen mit der Irrtumswahrscheinlichkeit angegeben. Die Reststreuung selbst wird als Standardabweichung in Prozent des Gesamtmittelwertes angegeben. In leeren Feldern ist $F \leq 1.0$. Signifikanzgrenzen $x = 0.1$ $xx = 0,01$ $xxx = 0.001$.

	Rest- streu- ung s	Gesamt- modell	Bäume		Ort		Zeit	
			Jungw.	Bäume	Himmels- richtg.	Sektor	syn- chron	asyn- chron
wsp	30		14 x	1.1				1.5
iwsp	54	2.1 xxx	1.2	2.0	1.1	1.7 x	7.4xxx	1.3
piwsp	43	2.9 xxx	2.5	4.0 xx	3.3 xx	1.8 x	13 xxx	1.1
atp	48	2.4 xxx		5.2 x	3.4 xx	1.1	11 xxx	1.3
stke	38	4.6 xxx		12 xxx		1.1	33 xxx	1.8 x
zuck	42						8.9xxx	
tre	55	2.2 xxx		2.3 x		1.1	17 vxx	1.4
khaf	37	1.1		3.0 x	1.3		2.6 x	1.1
atm	29	1.5 x		2.4 x	1.6	1.4	5.4xxx	

Trotz der hohen Reststreuung lassen sich signifikante Kovariable nachweisen. Generell gilt folgende Bedeutungsrangfolge:

Zeit > Bäume > Ort.

Einfluss der Zeit:

Ausser wsp sind alle Parameter synchron zeitabhängig, die asynchrone Zeitabhängigkeit ist vernachlässigbar. Die praktische Folge davon ist, dass Wurzelproben verschiedener Bäume miteinander verglichen werden dürfen, sofern sie gleichzeitig geerntet werden.

Einfluss des Ortes:

Dieser besteht nur bei den baumabhängigen Parametern atp und piwsp und beruht hauptsächlich auf dem Einfluss der Himmelsrichtung, wobei die Sektoren auf der Wetterseite (N/W) höhere Werte aufweisen.

Einfluss der Bäume:

Der Jungwuchs unterscheidet sich nur bei wsp von den Bäumen (höhere Werte). Die Baumabhängigkeit von Parametern ist von ausschlaggebender Bedeutung, wenn Wurzelfunktionen Aussagen über den Krankheitszustand eines Baumes erlauben sollen. Die Tabelle zeigt, dass es zahlreiche baumabhängige Parameter gibt, die sich aber im Ausmass der Abhängigkeit nach der folgenden Rangfolge unterscheiden:

stke (nicht ortabhängig) > piwsp und atp (beide ortabhängig) > tre, khaf, atm (nicht ortabhängig).

allgemein: die pilzspezifischen Parameter werden weniger vom Baum integriert als die unspezifischen Parameter.

Aus der Tabelle wird ausserdem ersichtlich, dass iwsp vorteilhaft durch piwsp ersetzt wird.

Die Analyse von sad wurde nicht dargestellt, da sie völlig mit atp übereinstimmte, wobei zwischen atp und sad eine Korrelation von ($r = 0.98$) gefunden wurde. Diesem Sachverhalt entspricht eine weitgehende Konstanz der Energieladung, weshalb diese ebenfalls nicht analysiert wurde.

3.2. Baumabhängigkeit

Die Mykorrhizaaktivitäten sind in der Weise gekoppelt, dass sich Bäume mit generell hoher Aktivität von solchen mit tiefer Aktivität unterscheiden lassen. (Abb. 1)

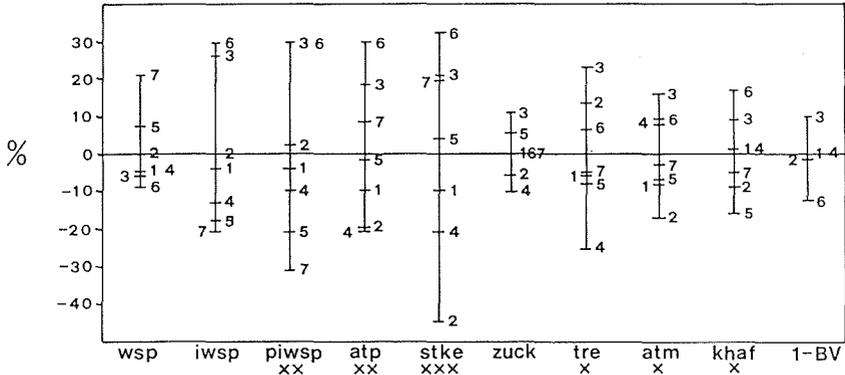


Abb. 1: Baumabhängigkeit von Mykorrhizaaktivitäten

Jahresmittel der einzelnen Bäume 1-6 (Jungwuchs = 7) in Prozent des Gesamtjahresmittels aller Bäume

BV = Blattverlust in % des mittleren Blattverlustes aller Bäume (nach Angaben von W. Keller, EAFV, Birnmensdorf).

Die Bäume 3 und 6 weisen hohe, die Bäume 2, 4 und 5 tiefe Aktivitäten auf. Eine Ausnahme bildet nur wsp, was aber andererseits zur Folge hat, dass die Baumunterschiede für die Anzahl intakter Wurzelspitzen signifikant werden, sobald sie nicht mehr auf das Gewicht, sondern auf die Gesamtzahl Wurzelspitzen bezogen werden.

Werden für jeden Baum die Mykorrhizaaktivitäten mit dem Nadelverlust, dem üblichen Mass für den Erkrankungsgrad verglichen, zeigt sich vorderhand noch kein Zusammenhang. Dieser Frage soll in Zukunft mehr Beachtung zukommen.

3.3. Korrelationen (Tab. 2)

Alle signifikanten Korrelationen zwischen den Mykorrhizaaktivitäten sind positiv. Die Ausnahme von wsp/atm bestätigt den schon oben festgestellten Trend, dass Bäume mit höherer Mykorrhizaaktivität dafür etwas weniger Wurzelspitzen aufweisen. (Tab. 2).

Tab. 2:

Korrelationen zwischen Mykorrhizaaktivitäten

Korrelationskoeffizient r in %

Signifikanzgrenzen $x = 0.1$ $xx = 0.01$ $xxx = 0.001$

	piwsp	stke	atp	khaf	atm	zuck	tre	wsp
piwsp		12	50 xxx	57 xxx	30 xxx	-9	9	-8
stke	12		47 xxx	30 xxx	40 xx	16 x	6	5
atp	50 xxx	47 xxx		45 xxx	43 xxx	21 xx	25 xx	-10
khaf	57 xxx	30 xxx	45 xxx		36 xxx	18 x	15 x	10
atm	30 xxx	40 xx	43 xxx	36 xxx		5	-6	-23 x
zuck	-9	16 x	21 xx	18 x	5		28 xxx	9
tre	9	6	25 xx	15 x	-6	28 xxx		-3
wsp	-8	5	-10	10	-23 x	9	-3	

Von den baumabhängigen Parametern sind nur $stke$, $piwsp$ und tre nicht untereinander korreliert, d.h. diese Parameter beschreiben die extremsten Aspekte der Mykorrhizaaktivität. Andererseits sind alle baumabhängigen Parameter mit atp korreliert, was verständlich wird, wenn atp ein Mass für Biomasse ist.

Dass der Trehalosegehalt nicht mit der Anzahl Wurzelspitzen korreliert, ist unerwartet, da Trehalose als pilzspezifischer Zucker hauptsächlich im Pilzanteil von Wurzelspitzen lokalisiert sein muss. Die Erklärung liegt möglicherweise im unterschiedlichen Jahresverlauf der beiden Parameter (s.u.).

3.4. Synchrone jahreszeitliche Schwankungen (Abb. 2)

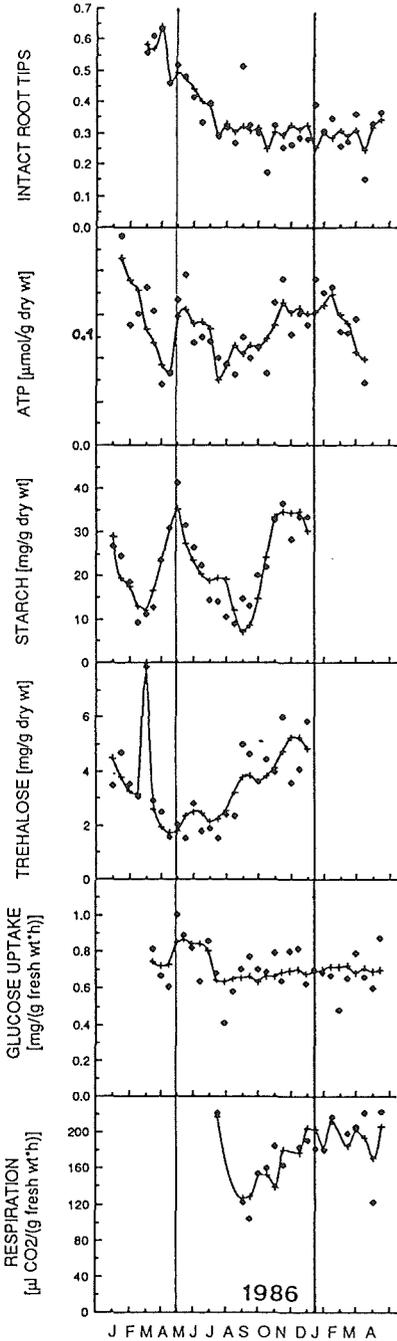
Die jahreszeitlichen Schwankungen sind bei stke, atp und tre deutlich periodisch, bei piwsp deutlich aperiodisch, bezogen auf die Jahresperiode. stke und atp zeigen sogar zwei Perioden pro Jahr. Sie verlaufen fast synchron, wobei stke höhere und regelmässige Wellen beschreibt.

Die atp Kurve kann als Schwankung des Biomasseanteils der Feinwurzeln interpretiert werden und somit Auskunft über den Wachstumsrhythmus der Wurzeln geben. Dieser Rhythmus könnte erklärt werden, wenn man annimmt, dass das Wurzelwachstum und noch mehr die Speicherung von Stärke und Glykogen durch die Translokation von Assimilaten in die Wurzeln reguliert werden, nämlich dadurch, dass die Translokation zweimal im Jahr reduziert würde, im Winter durch Reduktion der Photosynthese und im Frühling durch den konkurrierenden Assimilatbedarf der austreibenden Sprosse. Daraus ergäbe sich der Schluss, dass die äussersten Endigungen eines Baumes im Spross- und im Wurzelbereich immer noch in hohem Masse physiologisch integriert sind und zwar am meisten bezüglich der Speicherpolysaccharide. Der direkte Nachweis der Beziehungen zwischen Mykorrhizaaktivitäten und Spross steht aber noch aus.

Unerwartet ist, dass die Zählung der intakten Wurzelspitzen die Mykorrhizabiomasse nicht richtig wiedergibt und besonders im Winter gewaltig unterschätzt. Von RITTER et al. 1986 wurde nachgewiesen, dass viele beschädigte Mykorrhizen regenerierfähig bleiben, indem Spitzenmeristem und Zentralzylinder erhalten bleiben.

Der pilzspezifische Speicherzucker Trehalose zeigt nur eine Jahresperiode mit einem Maximum im Winter und einem Minimum beim atp Maximum im Mai. Zur Beurteilung des Märzgipfels müssen die Messungen der anschliessenden Jahre abgewartet werden.

Abb. 2:

Mykorrhizaaktivitäten im
JahresverlaufPunkte: Mittelwerte der
6 Fichten inkl. Jungwuchsausgezogene Linie: nach dem
varianzanalytischen Modell
errechneter Jahresverlauf

4. ZUSAMMENFASSUNG

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines physiologischen Tests an Wurzelspitzen (Mykorrhizen) zur Beurteilung des Gesundheitszustandes von Fichten. Trotz grosser Streuungen innerhalb eines Baumes konnten Messgrössen gefunden werden, welche Einzelbäume signifikant unterscheiden; solche Messgrössen sind insbesondere der Gehalt an Speicherpolysacchariden und der ATP-Gehalt, welcher als Mass für Biomasse betrachtet wird. Durch die Besonderheit der Jahresperiodik dieser Parameter wird geschlossen, dass sie unter Sprosskontrolle stehen, obwohl vor derhand noch kein Zusammenhang mit dem Nadelverlust erkennbar ist.

DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit ist ein Teilbericht zum Projekt "Untersuchung über die Bedeutung der Mykorrhizen im Zusammenhang mit dem Waldsterben", welches als Beitrag zum Nationalen Forschungsprogramm 14+ "Waldschäden" von 1985-1989 am Institut für Pflanzenphysiologie Basel unter der Leitung von Prof. Dr. A. Wiemken durchgeführt wird. Für die Analyse sind verantwortlich: M. Niederer (okulare Beurteilung, Kohlenhydrataufnahmevermögen, Atmung), U. Wieser (Adeninnucleotide), W. Pankow (Zucker und Speicherpolysaccharide). Für die Hilfe bei der statistischen Auswertung danken wir Herrn Dr. B. Schmid.

LITERATUR

- Fogel, R., 1983: Root turnover and productivity of coniferous forests. *Plant and Soil* 71, 75-86.
- Meyer, F.H., 1984: Mykologische Beobachtungen zum Baumsterben. *Allgemeine Forstzeitschrift* 39, 212-228
- Harley, J.L. & Smith, S.E., 1983: *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press, London
- Ritter, Th., Kottke, J., Oberwinkler, F., 1986: Nachweis der Vitalität von Ektomykorrhizen. *Biologie in unserer Zeit* 16, 179-185.

RESUME

Le but de ce travail est de procéder à un test physiologique aux pointes des racines (mycorrhizes) afin de déterminer l'état sanitaire de l'épicéa. Malgré le large spectre de dispersion à l'intérieur de l'échantillon de chaque arbre, on a pu trouver des valeurs qui distinguent les arbres de manière significative. Ces valeurs indiquent particulièrement les teneurs en polysaccharide de réserve et en adénosine triphosphorique (ATP); elles seront utilisées comme mesure servant à déterminer la biomasse. La périodicité annuelle particulière de ces paramètres nous permet de conclure que ces derniers restent sous le contrôle de la pousse feuillue bien qu'on ne puisse, pour l'instant, établir une relation la perte des aiguilles.

IMMISSIONSBELASTUNG VON WALDBÖDEN - FORSCHUNGSERGEBNISSE AUS DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

R.MAYER, Gesamthochschule Kassel - Universität, FB 13
Ber.Landschaftsökologie, Pf. 101380, D-3500 Kassel

1. EINFÜHRUNG

Dem Waldboden werden durch Niederschläge und trockene Deposition auf direktem Wege oder vermittelt durch die Waldvegetation atmosphärische Fremdstoffe zugeführt. Diese Stoffe können Prozesse im Boden auslösen oder zu Veränderungen des Bodenmilieus führen, die sich nachteilig auf den Wald und auf das gesamte Waldökosystem auswirken und in der Folge auch die Gewässerqualität beeinträchtigen können. Das Referat soll eine Übersicht geben, welche Stoffeinträge hauptsächlich für solche Wirkungen in Frage kommen und in welchem Mass Veränderungen von Waldböden im Gebiet der BR Deutschland bislang erkennbar sind. Auf das Problem der Direktschäden von Luftverunreinigungen an der Waldvegetation wird hier nicht eingegangen.

2. EMISSION, TRANSPORT UND DEPOSITION VON LUFTVERUNREINIGUNGEN

Die hier zur Diskussion stehenden Luftverunreinigungen werden fast ausnahmslos außerhalb von Waldgebieten, nämlich in den Industriezonen, den Siedlungsgebieten, aber auch auf landwirtschaftlich genutzten Flächen erzeugt. Sie werden nach ihrer Emission über mehr oder weniger große Entfernungen transportiert, bevor sie in Form nasser (Niederschläge, Schnee) bzw. trockener Deposition (Staub, Aerosole, Gase) wieder abgelagert werden. Transportweg sowie Art und Ausmass

der Deposition hängen von der Art der Emission, den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen sowie von der chemischen Reaktivität der jeweiligen Substanz ab. Für die hier vorliegende Fragestellung, nämlich Bodenveränderungen durch Luftverunreinigungen, ist die Depositionsrates (Menge pro Zeit- und Flächeneinheit) von besonderem Interesse. Es zeigt sich, daß die Depositionsrates in hohem Mass von der Ausformung der Landoberfläche bzw. von der Vegetationsbedeckung abhängig ist. Abb. 1 gibt hierfür ein Beispiel.

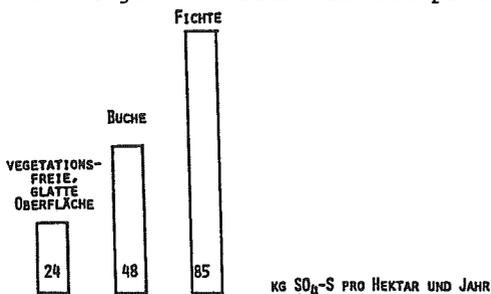


Abb. 1 : Mittlere jährliche Depositionsrates von Schwefel auf vegetationsfreie und auf waldbedeckte Oberflächen im Solling (Weserbergl.) 1969-1983 (MATZNER et al. 1984)

Der Unterschied liegt darin begründet, daß die Vegetationsdecke auf die physikalischen Verhältnisse in der atmosphärischen Grenzschicht zurückwirkt und damit insbesondere die Rate der trockenen Deposition beeinflusst (MAYER & ULRICH 1974, MAYER 1985). Die Folge ist, daß Waldböden in der Regel höher durch atmosphärische Fremdstoffe belastet sind als Flächen mit anderen Vegetationsformen oder vegetationsfreie Flächen.

3. POTENTIELLE SCHADSTOFFE

In Tabelle 1 sind die Stoffgruppen und die wichtigsten potentiellen Schadstoffe aufgeführt, die in der Bundesrepublik Deutschland, wie in anderen Industrieländern, als bodenwirksame Luftverunreinigungen eine Rolle spielen.

Tab. 1 : Fremdstoffe in der Atmosphäre mit einem Gefährdungspotential für Boden und/oder Vegetation

<u>Stoffgruppen/Stoffe</u>	<u>Wichtigste Quellen</u>
- Säuren und Säurebildner SO ₂ , NO _x , Cl ₂ , HCl HF NH ₄ ⁺ (Wurzelaufnahme!)	Verbrennung von Kohle und Öl Müllverbrennung, chemische Industrie, Metallindustrie Glasindustrie, Metallindustr. Landwirtschaft
- Schwermetalle, z.B. Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Hg, Tl, Cr, As	Verbrennung von Kohle und Öl Müllverbrennung, chem.Industr. Metallindustrie
- Persistente organische Verbindungen, z.B. PAK, HCH, HCB, Dioxine, PCP	Müllverbrennung, Verbrennung von Kohle und Öl, chemische Industrie, Landwirtschaft
- Radioaktive Stoffe	Kernkraftwerke, kerntechnische Anlagen, Waffenproduktion, Medizin

Über den atmosphärischen Eintrag von persistenten organischen Verbindungen in Waldböden ist sehr wenig bekannt. Untersuchungen über flächenbezogene Depositionsraten gibt es praktisch nicht. Ähnliches gilt für radioaktive Stoffe, wobei hier das Interesse weniger den Veränderungen in Böden als vielmehr dem möglichen Übergang in die Nahrungskette des Menschen gilt. Beide Stoffgruppen werden daher hier nicht weiter behandelt.

4. ZEITLICHE ENTWICKLUNG

Will man sich ein Bild von der zeitlichen Entwicklung und von der aktuellen Situation der Belastung durch atmosphärische Fremdstoffe verschaffen, so ist es nützlich, die Emissionen dieser Stoffe näher zu betrachten. Tabelle 2 gibt einige Beispiele für die geschätzte Emissionsdichte (mittlere emittierte Menge pro ha Landesfläche und Jahr):

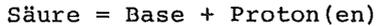
Tab. 2 : Die Emission von Schwefel, Stickstoff, Blei und Cadmium seit 1850 (mittlere Emissionsdichte auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland)

	1850	1900	1950	1970	1980
S kg/(ha.Jahr)	< 5	25	55	75	65
N kg/(ha.Jahr)	< 2	5	5	30	36
Pb g/(ha.Jahr)	~ 0	?	?	180 bis 260	
Cd g/(ha.Jahr)	~ 0	?	?	3 bis 10	

Es kann davon ausgegangen werden, daß die Werte von 1850 ungefähr der "natürlichen" Belastung entsprechen. Die Zahlen machen deutlich, daß eine weitgehende Veränderung des "chemischen Klimas" in den letzten 100 Jahren stattgefunden hat. Völlig neue Stoffe gelangten in die Atmosphäre, bei anderen stiegen Emission bzw. Konzentration um Größenordnungen an. Nach ihrer Deposition können die Stoffe im Boden vielfältigen Umwandlungs- und Verlagerungsprozesse unterliegen, aber auch Prozesse auslösen, durch welche andere Bodenkomponenten in ihrer Struktur (physikalisch) oder in ihrem Stoffbestand (chemisch) verändert werden. Aus der Gesamtheit dieser Prozesse resultiert eine mehr oder weniger starke Veränderung des physikalisch-chemischen und biologischen Milieus, in welchem die Pflanzen wurzeln. Darüberhinaus kann der Boden seine Funktion innerhalb des biogeochemischen Kreislaufs der Stoffe verändern. So kann er beispielsweise seine Fähigkeit einbüßen, potentielle Schadstoffe abzubauen oder in unschädlicher Form zu binden. Ein im Ausgangsgestein ursprünglich vorhandener oder zuvor angesammelter Vorrat an (Schad-)Stoffen kann mobilisiert und an die Vegetation oder an das Grundwasser weitergegeben werden. Bei einer Bewertung der Wirkung von Luftverunreinigungen sind diese Veränderungen in ihrer Gesamtheit zu berücksichtigen.

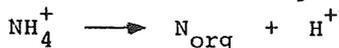
5. BELASTUNG DES WALDBODENS DURCH SÄUREN UND SÄURE-BILDENDE SUBSTANZEN

Die Begriffe "Säure" und "Base" können im Zusammenhang mit den im Boden stattfindenden Umsetzungen nur sinnvoll verwendet werden, wenn die Brønsted'sche Definition berücksichtigt wird:

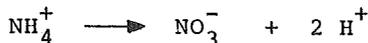


Aus diesem Reaktionsschema ergibt sich, daß die Säure/Base-Reaktionen von den am Reaktionsort - im Boden, auf den pflanzlichen Oberflächen - herrschenden Bedingungen (nämlich pH-Wert, Ionenkonzentrationen, Säurestärke der beteiligten Komponenten) abhängen. Es folgt daraus, daß für die Säurebelastung des Bodens durch Luftverunreinigungen nicht der Eintrag von Protonen ausschlaggebend ist, sondern die Gesamtheit der eingetragenen Stoffe, die sich nach ihrer Deposition wie Säuren (oder Basen) verhalten. Dies ist vom Standpunkt des Chemikers trivial, wird aber häufig in der Diskussion über Belastung durch "Saure Niederschläge" nicht beachtet. Tatsache ist, daß der Protoneneintrag nur einen - oftmals untergeordneten - Teil des Gesamt-Säureeintrags in den Boden darstellt. MATZNER & ULRICH (1984) und ULRICH (1986 a,b) haben diese Zusammenhänge ausführlich diskutiert und belegen sie durch Untersuchungsergebnisse.

Die Säurebelastung der Waldböden in der Bundesrepublik Deutschland wird im wesentlichen durch den Eintrag von SO_2 und NO_x und deren Reaktionsprodukten bestimmt (H_2SO_4 , HNO_3). In Regionen mit intensiver landwirtschaftlicher Produktion (bes. Massentierhaltung) kommt der Eintrag von NH_4^+ hinzu, sofern das Ammonium nach seiner Ablagerung von der Pflanze aufgenommen



oder nitrifiziert und anschließend ausgewaschen wird



(VAN BREEMEN et al. 1986).

Die Kohlensäure (aus Niederschlägen bzw. aus der Boden-/Wurzel-Atmung) spielt nur in kalkhaltigen, neutralen bis schwach sauren Böden eine Rolle, da diese schwache Säure bei pH-Werten unter 5 praktisch nicht mehr dissoziiert vorliegt.

Die mittlere Emission starker Säuren in der BRD, die für die Säurebelastung von sauren Waldböden ($\text{pH} < 5$) maßgeblich verantwortlich sind, schlüsselt sich wie folgt auf:

Tab. 3 : Emissionsdichte von SO_2 und NO_x in der BRD im Jahre 1978
(nach MATZNER & ULRICH 1984)

Emittentengruppe	SO_2 kmol H^+	NO_x pro ha	Summe und Jahr
Heizkraftwerke	2.5	0.8	3.3
Industrie	1.2	0.5	1.7
Haushalte und Kleinverbrauch	0.6	0.1	0.7
Verkehr	0.1	1.2	1.3
Summe	4.4	2.6	7.0

Hierbei ist der Beitrag von NH_4^+ zur Säurebelastung noch nicht berücksichtigt, da er regional sehr unterschiedlich ist.

Diesen Emissionsdaten werden in Tab. 4 die Raten der Säuredeposition gegenübergestellt, wie sie in zahlreichen Untersuchungen ermittelt wurden (VDI 1987, MAYER 1987, ULRICH 1986 c).

Tab. 4 : Depositionsraten von Säureäquivalenten in der BRD

Vegetationsform/ Nutzung	kmol H^+ pro ha und Jahr
Laubwälder	
- Schutzlagen	1.2 bis 2.6
- exponierte Lagen	2.0 bis 3.5
Nadelwälder	
- Schutzlagen	2.0 bis 2.7
- exponierte Lagen	2.9 bis 6.5
Landwirtschaftliche Nutzflächen	0.5 bis 1.5

Die Zahlenangaben in Tab. 4 zeigen einen Rahmen an, innerhalb dessen die Depositionsraten liegen. Es wird unterschieden zwischen Schutzlagen (Flachland, Tallagen, Leeseite von Bergen) und exponierten Lagen (Mittelgebirge, insbesondere luvseitige Hänge und Kamm-lagen, Emittentennähe). Aus den Unterschieden zwischen winterkahlen Laubwäldern und immergrünen Nadelwäldern sowie landwirtschaftlichen Nutzflächen wird der Einfluß der Oberflächenausformung auf die trockene Deposition deutlich (s.oben). Im allgemeinen sind die Depositionsraten in Süddeutschland niedriger als in Mittel- und Norddeutschland (Entfernung zu den industriellen Ballungszonen). Daher liegen die Raten im Süden eher an der unteren Grenze der angegebenen Bereiche.

Ein Vergleich der Emissionen (Tab. 3) mit den Depositionsraten (Tab. 4) zeigt, daß letztere im Mittel deutlich niedriger liegen. Dies könnte seine Ursache darin haben, daß ein Teil der emittierten Säuren über die Grenzen in Nachbarländer transportiert wird. Allerdings zeigen Modellrechnungen (vgl. VDI 1987), daß sich Import und Export einigermaßen ausgleichen. Daher muß die geringere Depositionsrate als eine Folge von Neutralisationsvorgängen mit basisch wirkenden Stoffen (Bodenstaub, Staubpartikel, NH_3) innerhalb der Atmosphäre oder an der Grenzfläche (Vegetation, Boden) interpretiert werden. Auf die besondere Rolle der Säurepufferung und der damit verbundenen Versauerung des Wurzelraumes bei Waldbäumen gehen MATZNER & ULRICH (1984) ein.

Wenn es darum geht, den Säureeintrag in seiner ökologischen Bedeutung zu bewerten, so ist es notwendig, auch die interne Säureproduktion zu berücksichtigen und diese mit der externen Säurezufuhr zu vergleichen. Wie ULRICH (1986 c) gezeigt hat, kann eine bodeninter-

ne Säureproduktion durch folgende Prozesse zu einer Versauerung auch noch unter den Wert von pH 5 (wo die Kohlensäure nicht mehr dissoziiert ist) führen:

- (1) Bildung von organischen Säuren, insbesondere im Auflagehumus (Podsolierung)
- (2) Bildung von Salpetersäure bei der Mineralisierung organisch gebundenen Stickstoffs (Nitrifizierung)

Im unmittelbaren Wurzelbereich (Rhizosphäre) kann zusätzlich eine Versauerung durch folgende Prozesse bewirkt werden:

- (3) Produktion von Protonen, die dem Betrag äquivalent sind, um die die Aufnahme von NH_4^+ diejenige von NO_3^- übersteigt. Ammonium und Nitrat können aus Luftverunreinigungen stammen, so daß dieser Prozess zumindest teilweise externe Ursachen haben kann.
- (4) Kationenentzug bei der Biomassebildung, der nicht durch Mineralisierungsprozesse kompensiert wird (Biomasse-Nutzung/-Export).

Eine Quantifizierung der Gesamtbelastung des Bodens durch externe Zufuhr und interne Säureproduktion setzt demnach eine genaue Kenntnis aller Stoffeinträge in den Boden und aller wesentlichen Stoffumsätze im Boden einschließlich der Ionenaufnahme in den Bestand voraus. Solche aufwendigen Messungen sind nur an wenigen Waldökosystemen durchgeführt worden. ULRICH (1986 a,b) gibt auf der Grundlage langjähriger Untersuchungen die Gesamt-Säurebelastung für die Böden an zwei typischen Standorten des pleistozänen Flachlandes (Lüneburger Heide) sowie an zwei Standorten in exponierter Mittelgebirgslage (Solling) an. Danach ergibt sich, daß die Ökosysteminterne Säureproduktion durch die vorgenannten Prozesse (1) bis (4) zwischen 20 und 50 % der externen Säurebelastung (Tab.4) aus-

macht, was zu einer Gesamtbelastung von 2 bis 3 kmol H^+ pro ha und Jahr im Flachland und 3 bis 7 kmol H^+ pro ha und Jahr im Bergland führt. Völlig andere Relationen ergeben sich auf kalkhaltigen Böden, in denen die interne Säureproduktion durch Kohlensäure erhebliche Anteile erreicht. Dagegen dominiert der externe, immissionsbedingte Anteil noch weitaus deutlicher auf Standorten, die hohe NH_4^+ - Einträgen ausgesetzt sind.

6. FOLGEN DER SÄUREBELASTUNG VON WALDBÖDEN

Die Säurebelastung löst Prozesse im Boden aus, die in einem Verbrauch von Protonen resultieren, d.h. die Protonen werden durch einen Akzeptor gebunden (gepuffert). Viele Messungen in Sickerwässern und Quellwässern aus Waldgebieten zeigen, daß die Säuren im Waldboden in der Tat weitgehend abgepuffert werden. Für die Pufferung kommen folgende Komponenten der Boden-Festphase in Betracht:

- (1) Erdalkalicarbonate
- (2) Kationenaustauscher (Tonminerale, Silikate, Huminstoffe)
- (3) primäre Silikate
- (4) Tonminerale
- (5) Oxide und Hydroxide (bes. von Al, Fe und Mn).

Die Säurestärke der für die verschiedenen Pufferreaktionen verantwortlichen Gruppen bestimmt den pH-Bereich, in dem die Reaktion abläuft (ULRICH 1981, SCHWERTMANN et al. 1987). Folge der Pufferreaktionen ist die Versauerung des Bodens, präziser ausgedrückt: die Abnahme der Säureneutralisationskapazität. Für die Boden-Festphase bedeutet dies:

- (1) Abnahme der Basenmenge durch Übergang von Alkali- und Erdalkalimetallen in die Lösungsphase (austauschbare Kationen und Gitterkationen) und/oder
- (2) Zunahme der Säuremenge durch Protonierung variabler Ladungen und Bindung von Kationsäuren (bes. Al^{3+} , $Fe^{2+/3+}$) an Austauschplätze oder im Zwischenschichtraum von Tonmineralen.

Damit sind verbunden die Zerstörung (Auflösung) von Carbonaten, primären Silikaten und Tonmineralen, im stärker sauren Bereich die von Oxiden und Hydroxiden.

Parallel zu diesen Veränderungen findet in der Bodenlösung folgendes statt:

- (1) Erhöhung der Konzentration an Alkali- und Erdalkalimetallen
- (2) Erhöhung der Konzentration an Kationsäuren, insbesondere an Al-Ionen.

Diese Veränderungen sind von größter ökologischer Relevanz. Die Mobilisierung von Alkali- und Erdalkalimetallen bedeutet Bereitstellung, aber auch Auswaschungsverluste an Pflanzennährstoffen. Noch wichtiger ist die Mobilisierung von Kationsäuren (bes. Al), die auf Organismen toxisch wirken und insbesondere das Wachstum der Baumwurzeln beeinträchtigen können. Ihre Verlagerung mit dem Sickerwasser bedeutet Versauerung des Unterbodens bzw. des Grundwassers.

Der unter (2) beschriebene Prozess, Mobilisierung von Kationsäuren, setzt unterhalb eines pH-Werts von ca. 4,8 ein und wird unterhalb von pH 4,2 dominierend (Aluminium-Pufferbereich nach ULRICH). Verschiedene Autoren geben Werte für die (maximale) Pufferrate silikathaltiger Böden an, bei der der pH-Wert von 4,2 nicht unterschritten (also Al noch nicht mobilisiert) wird. Je nach Mineralbestand liegt der Wert bei $< 0,2$ bis $0,8$ kmol H^+ pro ha und Jahr, bezogen auf das durchwurzelte Bodenvolumen (NILSSON 1986). Dem steht eine Säurebelastung von 2 bis > 7 kmol H^+ pro ha und Jahr gegenüber (s.o.). Der Vergleich zeigt, daß unter der gegenwärtigen Säurebelastung das "ökologisch verträgliche" Puffersystem in carbonatfreien Böden, möglicherweise auch in Böden, in denen die Carbonate nicht gleichmäßig im Wurzelraum verteilt sind, völlig überlastet ist. Wie BREDEMEIER (1987) zeigt, ist die Silikatverwitterung allenfalls ausreichend, die "natürliche" Säureproduktion zu kompen-

sieren. Die anthropogene Säurebelastung führt dazu, daß der Boden in hohem Maß instationär wird, d.h. Mineralbestand, Kationenaustauschkapazität und Bestand an austauschbaren Kationen ändern sich mit der Zeit, Pflanzenwachstum und Grundwasserqualität werden beeinträchtigt.

Für die Richtigkeit dieser Überlegungen sprechen zahlreiche Untersuchungsbefunde:

(1) Änderungen des pH-Werts im Boden

Es gibt mehrere großangelegte Wiederholungsmessungen von pH-Werten in Waldböden, die an exakt bestimmbaran Orten pH-Messungen aus den 50er und 60er Jahren wiederholten. VON ZEESCHWITZ (1985) konnte an 104 Mittelgebirgsstandorten in Nordrhein-Westfalen zeigen, daß der pH-Wert der Böden (gemessen in KCl) generell zurückgegangen war. Besonders ausgeprägt waren die Veränderungen in den ehemals schwach sauren bis neutralen kalkfreien Böden. Der Rückgang betrug hier 1 bis 2 pH-Einheiten. Während keine ausgeprägten Unterschiede zwischen den verschiedenen Baumarten (im wesentlichen Buche und Fichte) bestanden, war die Versauerungstendenz umso stärker ausgeprägt, je stärker der Standort gegenüber der Hauptwindrichtung exponiert und je näher er den großen Ballungszentren (Rhein-Ruhr) war.

Zu ähnlichen Ergebnissen kamen die Untersuchungen von WITTMANN & FETZER (1982) mit mehr als 1000 Wiederholungsmessungen an verschiedenen Waldböden Bayerns. In allen untersuchten Teilregionen wurde im Mittel eine pH-Absenkung innerhalb der letzten 20 bis 30 Jahre festgestellt. Bei mehr als 40 % aller untersuchten Bodenprofile zeigte sich in mindestens einem Bodenhorizont eine Absenkung des pH-Werts um mehr als 0,3 Einheiten. Die maximale Absenkung erreichte 1,85 Einheiten. Auch pH-Anstiege wurden beobachtet (in 23 % der Profile), diese konnten in der Regel jedoch durch Eintrag von Puffersubstanzen (aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen, Waldwegebau usw.) erklärt werden.

Untersuchungsergebnisse, die in dieselbe Richtung weisen, liegen aus anderen Regionen vor, z. B. aus Berlin (BLUME 1981), aus Nordrhein-Westfalen (BUTZKE 1981), aus Baden-Württemberg (EVERS 1983) und aus Hessen (REICHMANN & STREITZ 1983). Sie alle zeigen, daß durch die Säurebelastung der Böden die in den höheren pH-Bereichen wirksamen Puffersysteme (Carbonate, primäre Silikate, Kationenaustauscher) überlastet sind, d.h. entweder zu langsam reagieren oder verbraucht worden sind. Dadurch kommt es zu einer (in der Regel irreversiblen) Absenkung des pH-Wertes in einen Bereich, in welchem zunehmend Tonminerale und Oxide/Hydroxide als Puffersubstanzen wirksam werden und die Al-Konzentration in der Bodenlösung ansteigt. Die Untersuchungen im Solling haben gezeigt (MATZNER & ULRICH 1984), daß mit dem Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone Aluminium mit einer Rate von 1,1 (Buche) bzw. 5,0 (Fichte) kmol IÄ pro ha und Jahr ausgetragen wird (Jahresmittel 1969-1981), während gleichzeitig Ca und Mg nur mit einer Rate von insgesamt 0,5 (Buche) bzw. 1,3 (Fichte) kmol IÄ pro ha und Jahr ausgetragen werden.

(2) Abnahme der Basensättigung

Eine Folge der Bodenversauerung ist die Abnahme der Vorräte an Alkali- und Erdalkali-Kationen, die in austauschbarer Form gebunden oder im Mineralgitter festgelegt sind. Die bereits erwähnten Untersuchungen von VON ZEJSCHWITZ (1985) zeigten, daß sich innerhalb von 20 Jahren die Gehalte an austauschbarem Calcium im oberflächennahen Mineralboden im Mittel um die Hälfte verringert haben.

(3) Zunahme des Vorrats an Kationsäuren

Parallel zu dem Basenverlust durch Auswaschung können Kationsäuren (z.B. Al^{3+}) im Boden auch festgelegt werden, nachdem diese durch fortschreitende Silikatverwitterung zunächst mobilisiert, anschließend durch Rückhydrolyse wieder ausgefällt werden. Aluminium kann

in den Zwischenschichtraum von Tonmineralen eingelagert werden. Eine weitere Möglichkeit zur Speicherung von (leicht mobilisierbaren) Kationsäuren im Boden ist die Ausfällung von Al-Hydroxosulfaten (PRENZEL 1982). Diese Prozesse wurden in den bereits zitierten Untersuchungen nachgewiesen (vgl. MATZNER & ULRICH 1984).

Die ökologischen Folgen der Säurebelastung können hier nicht näher behandelt werden. Sie betreffen insbesondere das Waldökosystem selbst, weiterhin die Hydrosphäre (Grundwasser, Oberflächengewässer). Im ersten Fall ist vor allem die toxische Wirkung von Aluminium, aber auch von Schwermetallionen auf das Wurzelwachstum sowie auf die Bodenorganismen von Bedeutung. Eine Folgeerscheinung der Bodenversauerung ist der Abbau des Vorrats an organisch gebundenem Stickstoff, wie er vor allem in humusreichen, carbonatfreien Mineralbodenhorizonten zu beobachten ist. Damit ist eine Nitratauswaschung verbunden, die ihrerseits einen säurebildenden Prozess darstellt (s.oben). Eine Übersicht über die Gesamtheit dieser Vorgänge gibt ULRICH (1986 c).

Der Eintrag von Kationsäuren (Al, Schwermetalle) sowie von Nitrat und Sulfat in die Hydrosphäre wird durch zahlreiche Untersuchungen belegt (Übersicht bei MAYER 1987).

7. EINTRAG VON SCHWERMETALLEN

Wie Tab. 1 ausweist, werden die dem atmosphärischen Ferntransport unterliegenden Schwermetalle vor allem bei Verbrennungsprozessen freigesetzt. Zahlreiche Untersuchungen über Depositionsraten liegen für folgende Metalle vor: Zn, Cu, Pb, Cd, Cr und Ni. Diese Elemente spielen mengenmäßig die wichtigste Rolle. Nur sporadisch finden sich Eintragungsmessungen für Co, Hg, Tl, As, Sb und Bi. Mittlere jährliche Depositionsraten für Waldböden in der Bundesrepublik Deutschland im Zeitraum 1980-1986 sind in Tab. 5 gegeben. Diese Werte können in der Nähe star-

ker Emittenten erheblich überschritten werden, insbesondere wenn es sich um die Emission von groben Staubpartikeln handelt, die eine geringe Transportweite haben.

Tab. 5 : Mittlere jährliche Depositionsraten einiger Schwermetalle auf Waldböden der BRD

Angaben in $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$

Zn	300 - 900
Cu	50 - 100
Pb	130 - 350
Cd	3 - 10
Cr	5 - 25
Co	1 - 3
Ni	5 - 15

Bei Blei ist ein Rückgang der Depositionsraten im Verlauf der letzten 12 bis 15 Jahre als Folge der Einführung bleiarmer Benzins (Benzin-Blei-Gesetz, 1. Stufe 1972, 2. Stufe 1976) nachgewiesen.

Im Falle von Pb, Cd und Zn gelangen ca. 30 % der eingetragenen Metallmengen mit der Streu auf den Waldböden, nachdem sie vorher trocken auf dem Kronendach deponiert oder durch Adsorption oder Ausfällung auf Blättern und Nadeln festgelegt wurden. Bei Cu kann dieser Anteil noch höher sein und Cr wird sogar überwiegend mit der Streu eingetragen (SCHULTZ 1987).

Über den weiteren Verbleib der Schwermetalle nach ihrer Ablagerung bestimmt in hohem Maß der bodenchemische Zustand. Wegen der Tendenz zur Bildung stabiler organischer Komplexbindungen werden einige Schwermetalle, vor allem Pb, Cu, Cr und Ni, im humusreichen Oberboden festgelegt. Die Stabilität dieser Bindung ist pH-abhängig. Unter stärker sauren Bedingungen kommt es vor allem zur Mobilisierung von Mn, Co, Cd und Zn.

Die bereits beim Säureeintrag zitierten Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen (Wiederholungsmessungen nach 20

bis 25 Jahren) erfassten auch einige Schwermetalle (VON ZEJSCHWITZ 1986). Während dieser Zeitspanne waren die Pb-Gehalte im Auflagehumus im Mittel von 450 auf 600 mg/kg, die Zn-Gehalte von 250 auf 400 mg/kg angestiegen. Wie bei den Säure-Parametern war eine Abhängigkeit von der Entfernung zu den Hauptemittenten und von der Windrichtung erkennbar. Die Anreicherung von Pb war unter Fichte höher als unter Laubbaumarten, ein Hinweis auf die höheren Depositionsraten in Fichtenbeständen (s.oben). Dagegen waren die Anreicherungen von Zn unter Fichte geringer. Dies könnte auf die stärkere Versauerung der Böden an Fichtenstandorten zurückzuführen sein, durch die das Zn sehr viel rascher re-mobilisiert wird als das Pb.

Eine ökologische Bewertung der Schwermetalleinträge in den Waldböden und deren Anreicherung im Oberboden ist außerordentlich schwierig. Die Toxizität der einzelnen Metalle ist sehr von der jeweiligen Bindungsform abhängig und für verschiedene Organismen sehr unterschiedlich. Es gibt Hinweise darauf, daß die in der Bundesrepublik Deutschland vorgefundenen Anreicherungen von Schwermetallen in Waldböden das Feinwurzelswachstum auf stark sauren Böden beeinträchtigen, ähnlich wie das bei Aluminium der Fall ist. Negativ dürften auch sämtliche Bodenorganismen beeinflusst werden. Literaturhinweise hierzu bei MAYER (1985 b).

8. ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Am Beispiel der Säuren und Schwermetalle wurde gezeigt, daß der Eintrag von Luftverunreinigungen in Waldböden zu einer Veränderung der bodenchemischen Bedingungen vieler Waldstandorte führt. Dadurch verlassen diese Böden den quasi-stationären Zustand der vorindustriellen Zeit und gelangen in einen instationären Zustand, der durch Versauerung, Verlust von Nährstoffen, Mobilisierung von toxischen Metallen aus dem Mineralboden

und Akkumulation von Schadstoffen, vorzugsweise im Oberboden, gekennzeichnet ist. Die Tendenz zur Versauerung wird noch durch intensiven Biomasse-Export (Holzernte) verstärkt. Die quantitativen Überlegungen zur Säurebelastung (Kap. 5, 6) haben gezeigt, daß der Säureeintrag aus der Atmosphäre, verbunden mit der durch Biomasseproduktion bedingten bodeninternen Säureproduktion, das Puffervermögen des Silikat-Pufferbereichs überschreitet. Daraus leitet sich zwingend die Forderung ab nach einer weitgehenden Reduktion des Säureeintrags durch Emissionsminderung sowie nach einer bodenschonenden waldbaulichen Behandlung der Bestände (Minimierung des Biomasse-Exports, Förderung der Bodenorganismen zur Vermeidung der Öffnung/Entkoppelung des Ionenkreislaufs). Nur so kann der irreversiblen Veränderung und Schädigung der kalkfreien Standorte, langfristig auch vieler Kalkstandorte, begegnet werden.

In der Bundesrepublik Deutschland haben an vielen nährstoffarmen Waldstandorten die Bodenveränderungen bereits ein Stadium erreicht, in dem das Waldwachstum durch Wurzelschäden und Verarmung der Bodenorganismen beeinträchtigt ist und wo eine Bestandesbegründung ohne flankierende Maßnahmen nicht mehr möglich ist. Eine solche Maßnahme ist die vielerorts empfohlene und durchgeführte Bestandeskalkung, durch die alleine die im Boden gespeicherten Säuremengen (austauschbares Al, Al-Hydroxo-Sulfate) in relativ kurzer Frist neutralisiert werden können. Zur Vermeidung nachteiliger Effekte (z.B. Mineralisierung organischer Substanz, Nitrat- auswaschung) ist eine Kalkung, sei es als Oberflächenkalkung oder durch Einarbeitung von Kalk in den Mineralboden, sehr behutsam durchzuführen und sorgfältig auf die standörtlichen Gegebenheiten abzustimmen (vgl. ULRICH 1986 c). Die Kalkung ist in allen Fällen nur als Kompensation vorangehender Schäden zu betrachten und erlaubt keinesfalls, auf eine drastische Emissions-

minderung zu verzichten, wenn der Gefährdung der Waldböden begegnet werden soll.

9. LITERATUR

- BLUME, H.P. ,1981 : Alarmierende Versauerung Berliner Forsten. Berliner Naturschutzblatt 25, 713-715
- BREDEMEIER, M. , 1987 : Quantification of ecosystem-internal proton production from the ion balance of the soil. Plant and Soil 101, 273-280
- VAN BREEMEN, N., P.H.B. de VISSER, J.J.M. VAN GRINSVEN, 1986 : Nutrient and proton budgets in four soil-vegetation systems underlain by Pleistocene alluvial deposits. J.Geol.Soc. London 143, 659-666
- BUTZKE, H., 1981 : Versauern unsere Wälder ? Forst- und Holzwirt 36, 542-548
- EVERS, F.H., 1983 : Orientierende Untersuchungen langfristiger Bodenreaktionsänderungen in südwestdeutschen Düngungsversuchsflächen. Forst-und Holzwirt 38, 317-320
- MATZNER, E., B. ULRICH, 1984 : Raten der Deposition, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldökosystemen. Z.Pflanzenökol. Bodenk. 147, 290-308
- MATZNER, E., B. ULRICH et al., 1984 : Zur Beteiligung des Bodens am Waldsterben. Ber.Forschungszentr.Wald-Ökosysteme/Waldsterben, Göttingen, Bd. 2, 1-21
- MAYER, R., 1985 : Verfahren zur Erfassung der Schadstoffzufuhr in Waldökosystemen. Staub, Reinh.der Luft, 45, 267-268
- MAYER, R. , 1985 b : Schwermetallanreicherungen im Wurzelraum von Waldbeständen. Tagung Wald und Wasser, Grafenau 1984, Tagungsbericht 5/1, 343-351
- MAYER, R., 1986 : Bewertung des Eintrages von Luftverunreinigungen auf bzw. in den Boden im Hinblick auf Waldstandorte. VDI Schriftenreihe (Komm.Reinhaltung der Luft), Bd. 5, Düsseldorf, 85-106

- MAYER, R., B. ULRICH, 1974 : Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analysis. *Oecol.Plant.* 9, 157-168
- NILSSON, J. (Ed.), 1986 : Critical Loads for Nitrogen and Sulphur, Nordisk ministerrod, miljø rapport 1986/11, Stockholm, 232 p.
- PRENZEL, J. , 1982 : Ein bodenchemisches Gleichgewichtsmodell mit Kationenaustausch und Aluminiumhydroxysulfat. *Göttinger Bodenkundl.Ber.* 72,1-113
- REICHMANN, H. , H. STREITZ, 1983 : Fortschreitende Bodenversauerung und Waldschäden im industriennahen Stadtwald Wiesbaden, *Forst-u.Holzwirt* 38, 322-328
- SCHULTZ, R., 1987 : Diss. Gesamthochsch.Kassel, FB 13
- SCHWERTMANN, U., P. SÜSSER, L. NÄTSCHER, 1987 : Protocollenpuffersubstanzen in Böden.*Z.Pflanzenern.Bodenk.* 150, 174-178
- ULRICH, B., 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem Bodenzustand.*Z.Pflanzenern.Bdk.*144,289-305
- ULRICH, B., 1986 a,b : Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 149, 702-717
- ULRICH, B. , 1986 c : Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben:Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. *Forstwiss. Cbl.*105 Jg.,421-435
- VDI, 1987: Acid Precipitation, Düsseldorf, 281 S.
- WITTMANN, O. , K.D. FETZER, 1982: Aktuelle Bodenversauerung in Bayern. *Bay.Staatsmin.f.Landesentw.Umwelt, Materialien* 20, München, 71 S.
- ZEZSCHWITZ, E. VON, 1985 : Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden. *Geol.Jahrb. F* 20, Hannover, 3-41
- ZEZSCHWITZ, E. VON,1986: Änderungen der Schwermetallgehalte nordwestdeutscher Waldböden unter Immissions-einfluß. *Geol.Jahrb., F* 21, Hannover, 3-61

**Charges d'immissions sur les sols forestiers -
Résultats d'une recherche effectuée
en République fédérale d'Allemagne**

R. Mayer, Gesamthochschule Kassel - Université, FB 13
Rap. écologie du paysage, Pf. 101380 - D-3500 Kassel

Introduction

Des polluants atmosphériques sont déposés au sol forestier, par voie directe ou par l'intermédiaire de la végétation, guidés par les précipitations ou par des dépôts de particules sèches. Ces substances sont capables de déclencher des processus ou de provoquer des modifications du milieu sol, préjudiciables à la forêt, qui se répercutent sur l'ensemble de l'écosystème en risquant par la suite de nuire à la qualité de l'eau. Ce rapport donne un aperçu des principaux polluants susceptibles de produire de tels effets et il indique dans quelle mesure des modifications du sol forestier sont déjà visibles en RFA. Nous ne traitons pas ici la question des dommages directs que les pollutions atmosphériques provoquent à la végétation forestière.

Résumé et conclusions

L'exemple des acides et des métaux lourds nous prouve que l'action de la pollution de l'air sur les sols forestiers conduit à une modification des conditions chimiques du sol dans de nombreux endroits. Les sols perdent alors l'état quasi stationnaire dans lequel ils se trouvaient à l'époque préindustrielle et tombent dans un régime instationnaire qui se caractérise par l'acidification, la perte d'éléments nutritifs, la mobilisation des métaux toxiques du sol minéral et l'accumulation de substances polluantes, en général sur la couche d'humus. La tendance à l'acidification s'accroît encore sous l'effet de la forte exportation de la biomasse (exploitation forestière). Les nombreuses considérations tenues au sujet des surcharges en acidité (chap. 5 et 6) montrent que la quantité d'acidité provenant de l'atmosphère, ajoutée à la production de la biomasse due à l'acidification qui se fait à l'intérieur du sol, dépasse la capacité du domaine tampon du silicate. Dès lors, une réduction notable de la quantité des acides s'impose. Il faudra diminuer les émissions et opter pour un traitement sylvicole qui ménage les peuplements (par exemple abaisser l'exportation de biomasse, favoriser les organismes du sol afin d'empêcher le phénomène ouverture/désaccouplement du cycle des ions). Seule cette manière de faire nous permettra d'éviter des modifications irréversibles ainsi que la détérioration de sols

non-calcaires et, à longue échéance, celle de nombreux sols calcaires également.

En République fédérale d'Allemagne, le sol de maintes stations forestières pauvres en éléments nutritifs s'est modifié de telle sorte qu'il a déjà atteint le stade où la croissance des arbres est compromise parce que leurs racines sont détériorées et les organismes du sol, appauvris: un stade où il n'est plus possible de constituer un peuplement sans prendre des mesures complémentaires. A plusieurs endroits on préconise le chaulage du peuplement, ce qui neutralise assez rapidement l'acidité contenue dans le sol (Al échangeable, Al-Hydroxo-sulfate). Cette intervention, que ce soit le chaulage superficiel ou la pénétration de la chaux dans le sol minéral, doit être réalisée avec précaution si l'on veut éviter des effets défavorables (p.ex. minéralisation de substances organiques, lessivage du nitrate). En outre cette opération sera soigneusement adaptée aux conditions du milieu (cf. ULRICH, 1986 c). De toute manière, le chaulage n'est valable qu'à titre compensatoire à la suite de certains dégâts. Il ne permet en aucun cas de renoncer à une réduction drastique des émissions lorsque les sols forestiers sont menacés.

JAHRESBERICHT / RAPPORT D'ACTIVITE 1990

1. Tagungen und Exkursionen

1.1 Jahrestagung und Generalversammlung

Die Jahrestagung und GV fanden am 1./2. März 1990 in der Universität Neuenburg statt. Die durch die Schweizerische Gesellschaft für Phytomedizin, die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz und das Nationale Forschungsprogramm "Boden" gemeinsam organisierte Tagung stand unter dem Thema "Die Bodenfruchtbarkeit und deren Beeinflussung durch den Menschen".

Die Beiträge der Tagung, die von über 300 Interessierten besucht wurde, sind in einer Sondernummer der Schweizerischen Landwirtschaftlichen Forschung (29,1, 1990) erschienen. Das Echo war mehrheitlich positiv, konnte doch ein gewisser Ueberblick über die komplexe Problematik gegeben werden, obschon auch kritische Stimmen zu vernehmen waren, indem in Anbetracht des gedrängten Programms kaum eine Diskussion aufkam.

Um alle BGS-Mitglieder in den Besitz der Beiträge zu bringen, wurde von der Schweizerischen Landwirtschaftlichen Forschung für das BGS-Bulletin Nr. 14, das auch die Berichte des Präsidenten und der Arbeitsgruppen enthält, ein Abdruck erstellt.

1.2 Jahresexkursion

Die Exkursion führte am 7./8. September 1990 ins Gebiet Martigny/Chamonix. Die von J.P. Dubois vorbildlich organisierte Exkursion wurde gemeinsam mit französischen Pedologen durchgeführt. Es nahmen an ihr 46 Schweizer und 20 Franzosen teil. Das Thema der Exkursion war dem Aspekt "Wald- und Landwirtschaftsoekologie, Umwelt" gewidmet. Im Raum Champex wurden verschiedene Versuchsflächen der EPFL (Waldoekologie im Zusammenhang mit Luftverschmutzung), im Raum Praz de Lys (F) Berglandwirtschaftssysteme besichtigt. Zusammen mit dem instruktiven Exkursionsführer hinterliess diese Exkursion einen sehr guten Eindruck.

2. Dokumentationsstelle

Die Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftlichen Lehrmittelzentrale in Zollikofen (LmZ) hat sich gut eingespielt. Von der BGS laufen die Kontakte über Alfred Kaufmann.

3. Information

Die von der Arbeitsgruppe "Bodenschutz" am 14. 11. 90 in Bern organisierte 2. Plattformveranstaltung über das Thema "Kompost" stiess auf ein sehr breites Interesse. Die Abrechnungen solcher Tagungen sollten künftig über ein eigenes Konto erfolgen.

4. European Journal of Soil Science

Die nationalen Gesellschaften haben sich zur Schaffung einer solchen Zeitschrift mehrheitlich positiv geäußert. Die von einer kleinen Gruppe (Mitglieder europäischer Länder, die eigene bodenkundliche Zeitschriften unterhalten) erarbeiteten Vorschläge werden anlässlich der erweiterten Vorstandssitzung vom 22. August 1991 diskutiert.

5. Administrative Tätigkeit

1990 fanden 4 Vorstandssitzungen statt, ergänzt durch ein gemeinsames Treffen der Vorstandsmitglieder mit den Präsidenten der Arbeitsgruppen und dem Redaktor des BGS-Bulletins.

Der Trend steigender Mitgliederzahlen hat sich weiter fortgesetzt (Anstieg von 314 auf gegen 350).

Im Namen aller Mitglieder danke ich dem Vorstand und dem Redaktor sowie den Präsidenten der Arbeitsgruppen und den Rechnungsrevisoren für die geleistete Arbeit.

Ein weiterer Dank gilt den Mitgliedern, die durch spezielle Initiative zum guten Gelingen der verschiedenen Veranstaltungen des vergangenen Jahres beigetragen haben.

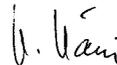
6. Ausblick

Die Jahresexkursion 1991 wird in das Val Maggia (allgemeines Thema: Alluvial-Ökosystem) führen.

Nach wie vor wird das Wissen von Bodenkundlern vor allem dort gefragt sein, wo es um die Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit geht. Weiter ist zu hoffen, dass die innerhalb der Arbeitsgruppen "Klassifikation und Nomenklatur", "Lysimeter" sowie "Körnung und Gefüge" laufenden Arbeiten 1991 zu einem Abschluss kommen.

Liebefeld, 14. März 1991

Heinz Häni



Präsident

BERICHTE DER ARBEITSGRUPPEN

GROUPE DE TRAVAIL TEXTURE ET STRUCTURE

Le groupe a tenu plusieurs séances en 1990 et a traité plusieurs sujets.

- Le test tactile (Fühlprobe) a été mis au point de manière à peu près définitive en deux langues. Chaque membre de la Société a reçu un exemplaire et a été prié de donner son avis. Les remarques reçues ont été peu nombreuses, nous en tiendrons compte dans la version finale.

Nous proposons que ce test devienne une méthode officielle de notre société.

- Le test à la bêche (Spatenprobe) a été pratiqué à plusieurs reprises, et nous avons l'intention d'en faire également une méthode officielle de notre Société. Ce travail sera principalement exécuté par notre collègue G.HASINGER.
- Le test à l'infiltromètre est une mesure rapide au champ. Un protocole expérimental a été mis au point, mais il paraît difficile de concilier les exigences scientifiques de ce test (état de saturation du sol, gradient hydraulique, ...) avec les besoins réels d'un utilisateur occasionnel (vulgarisation, ...).
- Notre triangle de granulométrie a été rediscuté, car quelques détails rendent son application difficile pour certains types de sol. La limite de 50 % U est difficile à trouver, par exemple. Nous proposons quelques modifications dans un des posters de cette journée.

Programme 90-93

Dernières améliorations au test tactile, publication.
 Préparation d'une collection de terres de référence pour le test tactile.
 Préparation d'une marche à suivre pour le test à la bêche.
 Poursuite des travaux sur la stabilité structurale.
 Mise à jour de la collection de méthodes en physique des sols.

Rapport d'activité du groupe lysimètre pour 1990

Le groupe s'est réuni à deux reprises au cours de l'année 1990:

- le 4 mai à Zürich, pour une séance de travail suivie d'une visite de terrain ayant pour thème les lysimètres forestiers de grandes dimensions utilisés par Thomas Käppeli pour son travail de recherche,
- le 16 novembre à Liebefeld, pour une séance de travail.

Trois commissions ont été formées dans le but de concrétiser certains objectifs fixés et préparer le terrain pour les réunions de travail. Il s'agit:

- a) d'une commission "Publication" conduite par le Prof. P. Germann, dont l'objectif est de réunir les données existantes en vue d'une nouvelle publication.
- b) d'une commission "Mesures chimiques" conduite par M. J-P. Ryser de Changins ayant pour but de proposer des méthodes normalisées pour la conduite de prélèvements et d'analyse des percolats. Il s'agit également de réunir des résultats pouvant faire l'objet d'une publication.
- c) d'une commission "Lysimètre de référence" conduite par M. Schuepp, dont le but est de définir un cahier des charges pour la réalisation d'un lysimètre type pour la mesure des paramètres agrométéorologiques. Il s'agit également d'étudier la possibilité de remplacement du lysimètre SMA de Zürich qui est hors service.

Au terme de cette année écoulée, les constatations suivantes peuvent être faites:

Malgré les tentatives de répartitions des tâches, il s'avère que le groupe souffre d'une faible motivation. Les différents appels pour la collecte de données en vue d'une nouvelle publication sont restés sans écho.

La fréquentation des séances se fait par rotation, ce qui nuit à la qualité du travail: les personnes présentes n'étant souvent pas au courant des discussions antécédentes.

Les membres du groupes travaillent dans des domaines très différents, leur seul lien est l'outil lysimétrique. Chaque lysimètre étant un cas particulier à vocation spécifique, il est difficile de trouver des centres d'intérêts commun.

La nécessité de poursuivre l'activité du groupe lysimètres, et sous quelle forme, se pose. Un questionnaire a été expédié pour connaître la position de chaque membres à ce sujet. Comme pour les données publiables, les

formulaires rentrés sont peu nombreux et il est encore trop tôt pour se prononcer.

Dans l'attente de ce dépouillement, je demande à l'assemblée qu'elle reconduise le mandat du groupe lysimètre pour l'année en cours.

Avec mes remerciements et mes meilleures salutations

Le président du groupe Lysimètres

P-F. Lavanchy

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'Lavanchy', written in a cursive style with a long horizontal stroke extending to the right.

La Conversion le 13 mars 1991

Arbeitsgruppe Bodenschutz

Tätigkeitsbericht 1990 /Programm 1991

Die Arbeitsgruppe Bodenschutz hat ihre Arbeit themenkonzentriert innerhalb der Gruppe vorbereitet und unter tätiger Mitwirkung kleiner Spezialistengruppen auch nach aussen zu tragen vermocht. Damit konnte doch einer grundsätzlichen Unzufriedenheit mit der zunehmend schwerfälligen Zusammenarbeit in der inzwischen recht gross gewordenen Arbeitsgruppe begegnet werden. Auch den verschiedenen Interessenschwerpunkten der einzelnen AG-Mitglieder konnte vielleicht besser Rechnung getragen werden. In bewährter Form arbeiten die Untergruppen Erosion und Bodenbiologie, sie organisieren sich ihre Fachtagungen selbständig(s.jeweils Kalenderblatt) Die themenkonzentrierte Arbeit in der AG ist natürlich für die Betroffenen viel aufwendiger. Folgende Veranstaltungen wurden 1990 realisiert:

1. Bestimmungskurs für Regenwürmer

Bieri M./Cuendet G. 25./26.4.90 LS Rütli Zollikofen

2. Fachtagung Kompost (als Plattformveranstaltung Nr.2)

Braun S./Meier M./Winisdörfer D. 14.11.90 Hotel Bern

Nicht durchgeführt wurde der Feldtag zum erosionsvermindernden Maisanbau in Möhlin, weil bedauerlicherweise eine Weiterführung der sehr interessanten und vielversprechenden Versuchsreihe aufgegeben werden musste.

Als viertes Thema stand für 1990 Ethik und Bodenschutz auf dem Programm. Die Organisatoren Krause M./Schudel P./ Vökt U. haben einen Rahmen zum Thema abgesteckt. Es ist nun aber vorgesehen, die 3. Plattform, welche am 14.11.1991 im Stapferhaus auf Schloss Lenzburg durchgeführt wird, unter dieses Thema zu stellen. Es bleibt mir, allen Mitgliedern der Arbeitsgruppe, die in diesem Jahre so tätig waren und die sich bereits auch für die Arbeit im kommenden Jahr engagiert haben, recht herzlich zu danken.

Lenzburg, 18.11. 1990



Ch. Salm Präsident AG

Bodenschutz

Arbeitsbericht der AG Bodenerosion der BGS

Die AG Bodenerosion befaßt sich seit zwei Jahren mit Fragen der Erosionsprognose, -modellierung, -meßmethodik und -gefährdungskartierung in der Schweiz. In der Auseinandersetzung mit dem PC-Anwenderprogramm "Erosion - ein Programm zur Berechnung des mittleren jährlichen Bodenabtrags", welches von P.SÜSSER (TU München-Weihenstephan 1988) als DOS-Version 2.1 entwickelt wurde und in der Schweiz von der Landwirtschaftlichen Beratungszentrale Lindau (LBL) in Lizenz vertrieben wird, sah sich die Arbeitsgruppe zu einer kritischen Stellungnahme veranlaßt. Es wurde ein Papier erarbeitet, welches sich als Ergänzung zu den bestehenden Programmerläuterungen versteht und auf eventuelle Fehlanwendungen ('misuse') hinweisen soll. Folgendes Fazit wurde gezogen:

Bei dieser PC-Version handelt es sich um ein vereinfachtes Verfahren der Abtragsberechnung mit der Universal Soil Loss Equation (USLE) bzw. ihrer bayerischen Adaption (Allgemeine Bodenabtragsgleichung, ABAG). Eine Anpassung einzelner Faktoren (Regenerosität und Einfluß von Fruchtfolge und Bodenbearbeitung) auf schweizerische Verhältnisse liegt nicht vor. Hieraus und weil ein vereinfachtes Verfahren immer zusätzliche Schätzfehler mit sich bringt, sind gegenüber einer uneingeschränkten Anwendung und den mit dem Programm berechneten Abtragswerten Vorbehalte anzubringen.

Vor dem Einsatz der Programmversion in der wissenschaftlichen Forschung, im Rahmen von Gutachten, Planungen und Umweltverträglichkeitsprüfungen ist dringend abzuraten. Das vereinfachte Verfahren kann dem komplexen Prozeßgeschehen nicht gerecht werden und ist nicht auf schweizerische Klima- und Landnutzungsverhältnisse abgestimmt. Vielmehr eignet sich das Programm für Schulungs- und Übungszwecke sowie zur Grobabschätzung von Abtragstendenzen. Einen guten Einstieg in die Erosionsproblematik ermöglicht das Programm durch spielerisches Kennenlernen (Benutzerfreundlichkeit) der wichtigsten Parameter und deren Wirksamkeit. So lassen sich Schutzmaßnahmen durch einfache Simulationen testen.

Die vollständige Stellungnahme mit der Diskussion der Einzelfaktoren ist über die Arbeitsgruppe Bodenerosion der BGS erhältlich.

V.Prasuhn & M.Rüttimann

