

Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge*

Bernhard Ulrich

Die Belastungssituation

Schwefeldioxid tritt seit dem Beginn der Kohleverbrennung in der Mitte des letzten Jahrhunderts als weitverbreitete Luftverunreinigung auf, mit ihm zusammen werden mineralische Verunreinigungen der Kohle einschließlich Schwermetallen an die Luft abgegeben. Von 1910 bis 1950 ist nach Abbildung 1 (Quelle: OECD, B 2), die SO_2 -Emission in Europa etwa konstant geblieben. Zwischen 1950 und 1972 hat sie sich dagegen als Folge des gestiegenen Energiebedarfs verdoppelt. Bezieht man die Emission auf die Landfläche, so wurden 1972 in Europa pro ha Fläche 50 kg Schwefel als Abgase in die Luft geleitet; in der Bundesrepublik waren es 80 kg Schwefel. In Form von Gips wären das $3\frac{1}{2}$ Säcke mit je 100 kg, die pro ha und Jahr in die Luft verteilt werden und nach einer Verweildauer von einigen Tagen in der Luft wieder auf der Erdoberfläche deponiert werden.

Schwefeldioxid wie auch die von den Staubfilteranlagen moderner Kraftwerke nicht zurückgehaltenen Schwermetalle werden vom Wind weitergetragen. Dieser Ferntransport kann über mehr als 1000 km führen. Als Folge der weiträumigen Verteilung der Emittenten hat sich über Mitteleuropa ein Gebiet ständiger Belastung ausgebildet (Abbildung 2).

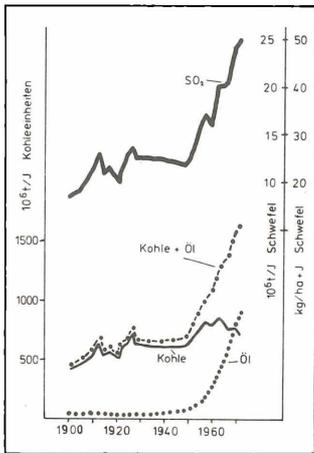


Abbildung 1: Verbrauch an fossilen Brennstoffen und SO_2 -Emission in Europa 1900 bis 1972. (OECD 1977)



Abbildung 2: Gesamt-Deposition von Schwefel im Jahr 1974 (g S/m^2 , mal 10 = kg S/ha). (OECD 1977)

Zum Zentrum dieses Gebietes gehören Teile von Nordrhein-Westfalen, Hessen und Südniedersachsen. Im Zentrum hat die Gesamtdeposition von Schwefel 1974 den Wert von 100 kg S/ha überschritten.

Das Gas Schwefeldioxid löst sich in den Wassertröpfchen von Nebel, Wolken und Regen und bildet dabei Schwefelsäure. Ähnliches gilt für die bei Hochtemperaturverbrennungen entstehenden Stickoxide, die letztlich zu Salpetersäure umgewandelt werden und das z.B. bei der PVC-Verbrennung entstehende Chlor (Salzsäure). Nach unseren Messungen im Solling ist im langjährigen Mittel SO_2 mit 76% Stickoxide mit 19% und Chlor mit 5% an der Säurebildung im Niederschlagswasser beteiligt. 58% der gebildeten Säure werden bereits in der Luft vor Erreichen der Erdoberfläche neutralisiert, und zwar zu 45% durch Calcium, das vorwiegend aus Bodestaub von Ackerböden stammt und zu 32% durch Ammoniak, das teils aus Verbrennungsvorgängen, teils aus Fäkalien stammt; der Rest sind Aluminium, Magnesium und Eisen wiederum aus Bodestaub.

Aus dem Blickwinkel des empfangenden Ökosystems ist es

*auch veröffentlicht im Sonderheft der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen 1982 »Immissionsbelastung von Waldökosystemen«. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.

sinnvoll, bei der Deposition (Ablagerung) von Luftverunreinigungen zwischen dem Eintrag mit dem Niederschlag und der Interception durch Pflanzen- und andere Oberflächen (Filterwirkung), zu unterscheiden. In den Wasserfilmen, die bei Regenfällen und hoher Luftfeuchtigkeit die Oberflächen von Blättern und Rinde bedecken, vollzieht sich der Lösungsvorgang von SO_2 und die Bildung von Schwefelsäure genauso wie in den Wassertröpfchen von Nebel und Wolken. Während die Deposition mit dem Niederschlag von der empfangenden Oberfläche nicht beeinflusst wird, ist die Deposition durch Interception von der Lage und Art des Bestandes abhängig.

Ausgesprochene Interceptionslagen sind die nordwest- bis südwestexponierten Außenhänge sowie die Plateaulagen der Mittelgebirge. Meteorologisch werden diese Lagen als Staulagen bezeichnet. Sie sind leicht daran zu erkennen, daß bei entsprechenden Wetterlagen der Nebel im Kronendach hängt. In den höheren Lagen der Mittelgebirge sind diese Standorte schon seit Mitte bis Ende des letzten Jahrhunderts durch ferntransportierte Luftverunreinigungen beeinträchtigt. Ausgesprochen geschützte Lagen sind Kessel, Mulden und steil eingeschnittene Täler, soweit der Wind keinen Zugang hat. In diesen Immissions-Schutzlagen ist die Interceptions-Deposition gering, der Eintrag beschränkt sich weitgehend auf die Niederschlagsdeposition. Dieselbe Schutzwirkung üben höhere Bestände auf zwischen ihnen liegende niedrige Bestände und auf Kahlschläge aus. Dagegen sind Waldränder stark belastet, da an ihnen nicht nur eine horizontale, sondern auch eine vertikale Interception von Luftverunreinigungen stattfindet. Dasselbe gilt für vorherrschende und herrschende Bäume in einem Bestand, deren freistehende oberste Krone ebenfalls eine vertikale Interception aufweist. Die höchste Interceptions-Deposition weisen Einzelbäume auf, seien es nun Überhälter, Straßenbäume oder Bäume in Anlagen.

Über die monatlichen und jährlichen Raten der Deposition verschiedener Luftverunreinigungen durch Niederschlag und Interception liegen aus dem Solling langjährige Ergebnisse vor (A 35). In dieser Plateaulage ist im Buchenbestand die Deposition durch Interception von der gleichen Größenordnung wie die durch Niederschlag. Die Fichte filtert bei den Kationen das 1,5fache der Buche aus der Luft aus, bei Schwefel das 2,6fache, bei Säure das 3fache. KÜNSTLE et al. (B 3) geben einen Vergleich von Konzentrationen im Niederschlagswasser für Standorte im Ruhrgebiet (nach GÜNTHER und KNABE 1976), im Solling (nach A 35) und im Raum Freiburg.

Luftverunreinigungen: Akute und chronische Wirkungen

Der Untersuchung und Beurteilung der Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen einschließlich Wälder hat man bisher die folgende *Rauchs Schadenshypothese* zugrunde gelegt:

»Die Schädigung von Luftverunreinigungen beruht auf direkter Schädigung der Blätter durch Gase wie SO_2 oder Fluorverbindungen.«

Entsprechend dieser Hypothese hat man als Untersuchungsverfahren Gaskammer-Untersuchungen mit kurzlebigen oder jungen Pflanzen durchgeführt. Mit diesem Untersuchungsverfahren kann man nur eine der »Rauchs Schadenshypothese« entsprechende Wirkungskette erkennen, andere Wirkungsketten entziehen sich der Wahrnehmung. Als Kontrollgröße ergeben sich Schadstoffgehalte in der Luft.

Der Strategie zur Vermeidung von Schäden liegt die »Unschädlichkeitsvermutung« zugrunde: danach gelten Schadstoffgehalte in der Luft so lange als ungefährlich, bis ihre Schädlichkeit nachgewiesen ist. Zur Vermeidung nicht tolerabel akzeptierter Schäden werden Grenzwerte für maximal zulässige Konzentrationen in der Luft zugrunde gelegt. Auf dieser »Rauchschadenshypothese« beruht die Gesetzgebung, die in der Technischen Anweisung (TA) »Luft« ihren Ausdruck findet. Diese TA Luft wird z.Z. novelliert, wobei in der vorliegenden Fassung keine Herabsetzung der maximal zulässigen Konzentrationen für SO_2 vorgesehen ist.

Die Rauchschadenshypothese ist nicht falsch, aber sie ist unvollständig. Wenn man bei der Bildung einer Hypothese bestimmte Zusammenhänge nicht berücksichtigt, so macht man dennoch eine Aussage über sie: man macht bewußt oder unbewußt die Annahme, daß die nicht berücksichtigten Zusammenhänge für das betreffende Problem unwesentlich sind, daß ihre Bedeutung gleich Null ist. Die Rauchschadenshypothese hat folgende Zusammenhänge für unwesentlich angesehen und de facto gleich Null gesetzt:

- nicht gasförmige Luftverunreinigungen und damit Wechselwirkungen von SO_2 und F-Verbindungen mit diesen
- Äste, Stämme, Wurzeln, Bodenvegetation und damit Akkumulationsvorgänge z.B. in der Rinde sowie direkt und indirekte Schädwirkungen auf Rinde, Wurzeln oder Bodenvegetation
- Bodenmikroorganismen und Tiere und damit ihre Schädigung
- Boden und damit Akkumulationsvorgänge im Boden, Auswirkungen auf den chemischen Bodenzustand.

Aus ökosystemarer Sicht bedeutet die Erzeugung von Luftverunreinigungen eine Veränderung der chemischen Umwelt der Ökosysteme, die prinzipiell in jedem Glied des Ökosystems Wirkungen und Veränderungen hervorrufen kann. Eine Beschränkung auf die Assimilationsorgane ist also nicht zulässig. Im Gegenteil hat der Mensch mit der Erzeugung von Luftverunreinigungen ein Experiment nicht nur mit Waldökosystemen, sondern mit der gesamten Ökosphäre begonnen. Die Hypothese, die über die Folgen dieses Experiments eine Aussage machen soll, muß ökosystemar sein und sie muß die im Stoffhaushalt den Waldökosystemen nachgeschalteten Systeme (z.B. die Hydrosphäre) einbeziehen.

Man kann die vom Menschen produzierten und dem Ferntransport unterliegenden Stoffe in drei Gruppen gliedern:

- *Neutralstoffe* und *Nährstoffe* wie NaCl , NH_4^+ , NO_3^- , Erdalkalien, SO_4^{2-}
- *Säuren*: Schwefelsäure aus SO_2 , Salpetersäure aus NO_x , auch NH_4^+ (aus Ammoniak) ist eine Säure
- potentielle *Giftstoffe* wie Schwermetalle, organische Verbindungen, So_2 , Fluorverbindungen, Oxidantien.

Insbesondere die gasförmigen Giftstoffe können direkte Schäden an den Assimilationsorganen hervorrufen (Rauchschadenshypothese). Neben diesen akuten Wirkungen sind jedoch auch chronische Wirkungen zu erwarten, z.B. als Folge der Akkumulation bestimmter Stoffe im Ökosystem. Man muß also prinzipiell zwischen einer Akkumulationsphase und einer Wirkungsphase unterscheiden. Für die akkumulierenden Stoffe gilt, daß die Kontrollgröße nicht der Schadstoffgehalt in der Luft, sondern die Rate der Deposition des Schadstoffs im Ökosystem ist. Wenn man die für das Ökosystem gegebene Umweltveränderung erkennen will, muß man also Depositionsraten von Schadstoffen (Mengen pro ha und Zeiteinheit, z.B. Jahr) messen. Die Erfassung der Niederschlagsdeposition, d.h. der Summe von Nassen Niederschlag und Staubbiederschlag, ist nicht ausreichend,

zusätzlich muß die Interceptions-Deposition erfaßt werden. Der diesem Zusammenhang entsprechende Untersuchungsansatz muß wieder ökosystemar sein. Dies bedeutet, daß der Stoffhaushalt quantitativ bilanzmäßig erfaßt werden muß, und zwar sowohl hinsichtlich Neutralstoffen, Nährstoffen, Säuren und Schadstoffen. Eine solche Untersuchung, bei der alle potentiellen Schadstoffe unter den Luftverunreinigungen berücksichtigt sind, gibt es nirgends auf der Welt. Es kann sie nicht geben, weil es für viele Schadstoffe organischer Art gar keine Methoden gibt, sie oder ihre Umwandlungsprodukte quantitativ in der Biomasse oder im Boden nachzuweisen. Dies läßt deutlich werden, in welche unkontrollierte und unkontrollierbare Situation sich die Menschheit begeben hat.

Die im Solling von uns untersuchten Ökosysteme eines Buchen- und eines Fichtenwaldes sind die einzigen Beispiele, bei denen für die wichtigsten Neutralstoffe und Nährstoffe, für die Säuren und eine Reihe von Schwermetallen neben organischer Substanz und Wasser das Stoffinventar in mehrjährigen Abständen erfaßt und die Stoffflüsse jährlich bilanziert wurden. Aus diesen Daten lassen sich sowohl die Depositionsraten wie Veränderungsraten im Ökosystem berechnen. Die Ionenflüsse müssen so vollständig erfaßt werden, daß aus der Kationen/Anionen-Bilanz die Rate der Säureproduktion bzw. Säurekonsumtion im Boden berechnet werden kann; solche Daten lassen Rückschlüsse auf das Ausmaß der Entkopplung des Ionenkreislaufs und damit auf die Instabilität des Ökosystems zu (A 35, 62, 64, 69).

Daneben müssen in Zeitintervallen qualitative Merkmale zur Feststellung von Veränderungen im Ökosystem gemessen werden, z.B.

- in der Vegetation: Arten, Deckungsgrad, Zuwachs, Feinwurzelmasse, Benadelungsgrad usw.
- im Boden: Chemismus (pH, Zusammensetzung der austauschbaren Kationen, Basen-Neutralisierungskapazität usw.), Gefüge, Horizontierung (Podsoligkeit)
- bei den Zersetzerorganismen: Aktivität von Bakterien, Pilzen, Mycorrhizen, Regenwürmern usw.

Akkumulation von Nährstoffen

Von dem nach 1950 verstärkten Ausstoß von Luftverunreinigungen ist zuerst die Akkumulation von Nährstoffen im Bestand ökophysiologisch wirksam geworden. Die Messungen im Solling haben ergeben, daß in den untersuchten Wäldern der zur Deckung des Biomassezuwachses erforderliche Bedarf an Stickstoff, Kalium, Magnesium, Calcium und Schwefel ganz oder überwiegend aus Luftverunreinigungs-Depositionen stammt (A 35 S. 234).

Der Buchenbestand im Solling braucht für die Speicherung im oberirdischen und unterirdischen Zuwachs jährlich 15 kg N/ha, die zunächst nicht und nach einer Durchforstung nur zu geringen Anteilen in den Kreislauf zurückkehren. Die in den 60er Jahren erfolgte Erhöhung des Stickstoff-Eintrags aus Luftverunreinigungen auf 20 bis 25 kg N/ha hat diesen Bestand vorübergehend eine erheblich höhere Zuwachslleistung erlaubt.

In Tabelle 1 sind Zuwachsdaten aus einer Arbeit von SEIBT (B 5) zusammengestellt. Diese Daten zeigen, daß in der Periode 1967/69 alle untersuchten Buchen- und Fichtenbestände unterschiedlichen Alters etwa das Doppelte des Ertragstafel-Zuwachses, also des standörtlichen Sollwerts, aufgewiesen haben. Bis zur Periode 1973/77 ist der Zuwachs wieder auf das Ertragstafel-Niveau abgesunken. Am Anfang der seit 1950 ablaufenden Entwicklung steht also eine Stimulierung des Wachstums.

In Mitteleuropa ist diese Phase bereits durchlaufen, während andere Gebiete z.B. in Nordamerika und in Nordskandi-

Tabelle 1: Absoluter Grundflächenzuwachs der Buchen- und Fichtenbestände im Solling von 1967 bis 1977
(nach SEIBT, 1981)

Alter	Buche			Fichte		
	120-130	78-88	57-67	85-95	113-123	38-48
Ertragstafel- Wert m ² pro ha	0,40	0,52	0,74	0,61	0,36	1,14
1967/69						
% zur Tafel	167	190	239	164	178	184
1969/73						
% zur Tafel	110	121	130	121	158	104
1973/77						
% zur Tafel	100	110	123	97	133	93

navien noch voll in der Phase sein können, wo der erhöhte Stickstoff-Eintrag das Wachstum begünstigt. Man muß beim Stickstoff mit einer hemisphärischen Verbreitung von Luftverunreinigungen aus Verbrennungsvorgängen und Denitrifikation rechnen, weil das dabei u.a. entstehende Distickstoffoxid N₂O erst in der Stratosphäre zu Verbindungen umgewandelt wird, die schließlich Salpetersäure bilden.

Der nicht ökosystemar denkende wirtschaftende Mensch sieht den ihn interessierenden Naturalertrag (den Holzzuwachs) auch als Maß der Funktionsfähigkeit des Ökosystems. Dies ist genau so falsch wie wenn man irgendeine andere Einzelkomponente des Ökosystems zum Maß aller anderen Dinge im Ökosystem machen würde.

Da der Nährstoffbedarf für den Zuwachs aus Luftverunreinigungen gedeckt werden kann, kann ein Baum solange normalen Zuwachs zeigen, wie er die Assimilation noch aufrecht erhalten kann. Erst wenn im akuten Sterbezustand die assimilierende Blattfläche reduziert wird, wenn die Kronen schütter werden, braucht ein Zuwachsrückgang einzutreten. Es ist also falsch, als Beweis für eine Bedrohung des Ökosystems Wald den Nachweis eines Zuwachsrückgangs zu verlangen. Unter bestimmten Bedingungen von Baumart, Standort und Belastung kann ein Zuwachsrückgang die Entwicklung einleiten, aber dies muß nicht notwendigerweise der Fall sein.

Akkumulation von Säure

Während sich die Nährstoff/Akkumulation im Bestand vollzieht und damit unmittelbar auf das Wachstum auswirkt, erfolgt die Akkumulation von Säure im Boden und wirkt sich indirekt auf die Vegetation aus. Nimmt man die Wirkung auf die Vegetation als Maß, so bedeutet dies, daß Akkumulation und Wirkung nicht zeitlich zusammenfallen, sondern daß es eine Latenzphase gibt und die Wirkung erst später sichtbar wird – Akkumulationsphase und Wirkungsphase sind entkoppelt. Dies hat u.a. die Konsequenz, daß Experimente mit gelenktem Eintrag von saurem Beregnungswasser, wie sie von TAMM et al. (B 6) und ABRAHAMSEN et al. (B 7) durchgeführt wurden, erst nach einer Laufzeit von 10 bis 20 Jahren Ergebnisse erwarten lassen, die die tatsächliche Gefährdung der Vegetation bei anhaltender Belastung sichtbar werden lassen.

Im Boden wird die Akkumulation von Säure in einer Absenkung der pH-Werte, in der Auswaschung von basisch wirkenden Nährstoff-Kationen wie Ca, Mg, K, und in der Akkumulation von Kationen der Metalle Mn, Al und Fe wirksam. Kationen der Metalle Mn, Al und Fe können durch Reaktion mit Wasser wie Säuren reagieren, man bezeichnet sie als Brønsted-Säuren. Eine Absenkung der pH-Werte im Boden in den letzten 20 Jahren ist außer im Solling (A 35) auch im

Münsterland (BUTZKE, B 8) und in Berlin (BLUME, B 9) festgestellt worden.

Im zentralen Mittelgebirgsraum, in dem uns aus anderen Untersuchungen weit gestreute Bodenanalysen aus den letzten Jahren vorliegen, dürfte der größte Teil der Waldböden auf carbonatfreien Gesteinen im Mineralboden heute Ca-Sättigungsgrade (Anteil von Ca an der Summe der austauschbaren Kationen, der effektiven Austauschkapazitäten) von unter 5% aufweisen.

Nach den Ergebnissen im Solling bedeutet dies, daß der im Wurzelraum zur Verfügung stehende austauschbare (pflanzenaufnehmbare) Vorrat an Ca und Mg nur ca. die Hälfte dessen beträgt, was im aufstockenden Bestand gespeichert ist. Dies läßt es als fragwürdig erscheinen, ob beim jetzigen Ca- und Mg-Vorrat der Neuaufbau solcher Bestände überhaupt möglich wäre. Die austauschbaren Ca- und Mg-Vorräte im Wurzelraum betragen andererseits das 5- bis 10fache der jährlichen Depositionsrate und zeigen keinen zeitlichen Veränderungstrend mehr; es hat sich also ein Fließgleichgewicht zwischen dem Eintrag dieser Kationen in das Ökosystem, ihrer Speicherung im Boden und ihrem Austrag mit dem Sickerwasser eingestellt; wie lange dieser Zustand anhält, kann nicht gesagt werden. Im Anschluß an die Abnahme der Ca-Sättigung im Mineralboden spielt sich derselbe Prozeß im Auflagehumus ab. Dort scheint der Vorgang der Abnahme der Ca-Sättigung und der Zunahme des Anteils von Al und Fe an der Kationensumme noch nicht abgeschlossen zu sein.

Bei der Akkumulation der Brønsted-Säuren kommt es unter dem Einfluß des hohen Sulfateintrags zu Neubildungen, wie sie in unseren Böden bisher unbekannt waren. In den Böden im Solling reichert sich ein Aluminiumhydroxosulfat an (A 25, 38), das als relativ leicht wasserlösliche Säure reagiert. Diese Substanz bedeckt die Oberflächen der Tonminerale und wirkt selbst als Kationenaustauscher, d.h. die geringen Vorräte an Ca und Mg sind hier gebunden. Die Tonminerale sind fast völlig außer Funktion gesetzt. Man kann diese Substanz zusammen mit den austauschbaren Kationen allein durch wiederholte Extraktion mit Wasser völlig aus dem Boden herauslösen (A 59). Diese Entwicklung ist nach Erschöpfung des reaktionsfähigen Aluminiums zu erwarten. Der derzeitige chemische Bodenzustand muß daher als ein Übergangszustand betrachtet werden, langfristig muß mit dem völligen Verlust der Bindungsfähigkeit für basische Kationen wie Ca und Mg gerechnet werden.

- Die im Boden vorhandene Säuremenge sei in Form der Kalkmenge angegeben, die zu ihrer Neutralisierung erforderlich ist. In den im Solling untersuchten Böden sind 15 000 kg CaO/ha notwendig, um die im Wurzelraum akkumulierten Säuren bis pH 5 zu neutralisieren. Auch diese Zahl dürfte nach den vorliegenden Bodenuntersuchungsergebnissen für viele Waldböden im Mittelgebirgsraum repräsentativ sein.

Akkumulation von Schwermetallen

In Tabelle 2 (aus MAYER, A 71 bzw. aus seinen Daten berechnet) sind Daten über Deposition und Verbleib einiger Schwermetalle zusammengestellt.

Aus diesen Daten ergibt sich, daß bei Chrom, Kobalt, Nickel und Kupfer die Hälfte bis $\frac{2}{3}$ der Deposition im oberirdischen Bestand akkumuliert wird. Ein Teil dieser im Bestand akkumulierten Schwermetalle geht mit dem Streufall zum Boden, doch verbleiben bei diesen Metallen 20 bis 40% der Deposition in der Ast- und Stammholzrinde. In der Rinde ergeben sich jährliche Akkumulationsraten aus der Deposition von Luftverunreinigungen von 4 g Co, 40 g Zn, je 60 g Cr, Ni und Pb und 240 g Cu pro ha und Jahr.

Tabelle 2: Deposition und Verbleib von Schwermetallen und Aluminium im Fichten-Waldökosystem im Solling

	Al	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
	kg Element pro ha und Jahr								
Gesamtdeposition	2,8	0,17	2,1	0,02	0,14	0,66	1,7	0,02	0,73
aus Deposition im Bestand akkumuliert	0	0,13	0,01	0,008	0,1	0,43	0,18	0	0,27
aus Deposition in Rinde und Holz akkumuliert	0	0,06	0,001	0,004	0,06	0,24	0,04	0	0,06
Vorratsänderung im Auflagehumus	- 2,4	+0,08	+9	+0,006	+0,07	+0,31	-0,88	+0,002	+0,55
Vorratsänderung im Mineralboden	-21	-0,001	-8	-0,4	-0,08	-0,06	+0,002	-0,01	+0,1
Austrag mit dem Sickerwasser	24	0,006	0,16	0,42	0,07	0,11	2,4	0,03	0,013

Würden die Depositionsraten anhalten, so wäre zu erwarten, daß ein 100j. Bestand je 6 kg Chrom, Nickel und Blei sowie 24 kg Kupfer pro ha in Rinde und Holz akkumuliert. Es bedarf eigentlich keiner weiteren Daten, um bei der Giftigkeit einiger dieser Metalle die Folgerung zu ziehen, daß es nach einigen Jahren oder höchstens Jahrzehnten solcher Akkumulationsraten zur Schädigung von Rindengewebe und Knospen sowie Trieben kommen muß.

Bei geschlossenen Beständen bilden die Kronenoberflächen die Grenzschicht zwischen Bestand und Atmosphäre; an dieser Grenzschicht erfolgt auch der größte Teil der Deposition von schwermetallhaltigen Aerosolen, z.B. mit der Auskämung von Nebeltröpfchen. Einzelbäume, seien es nun Überhälter oder Bäume an Straßen, in Parks usw., und die über das Kronendach herausragenden Spitzen und Triebe sind wesentlich höheren Depositionsraten ausgesetzt als die Masse der mitherrschenden Bäume in einem geschlossenen Bestand, weil sich, bezogen auf das Baumindividuum, die Grenzfläche zur Atmosphäre vervielfacht. Man muß also bei Einzelbäumen mit wesentlich höheren Akkumulationsraten von Schwermetallen in der Rinde und auf den Blättern rechnen.

- Das seit zwei bis drei Jahren auftretende Baumsterben in Städten ist deshalb mit Sicherheit nicht allein auf Salzschäden zurückzuführen, obwohl Salz an dem Gesamtschädigungskomplex beteiligt ist, wo immer es angewendet wird. Daß Salz nicht die alleinige Ursache für das Absterben von Einzelbäumen sein kann, ergibt sich schon daraus, daß Bäume nicht nur an gesalzene Straßen sterben, sondern auch in Gärten, Parks, Friedhöfen usw. Man verharmlöst das Problem, wenn man das Baumsterben in den Städten allein auf Salz schiebt – entscheidend sind die Schwermetalle.

Tabelle 2 läßt ferner erkennen, daß sich mit Ausnahme von Zink und Cadmium die Schwermetalle im Auflagehumus akkumulieren, also in dem Teil des Bodens, in dem in stark versauerten Böden die Bodenorganismen den größten Teil der Recyclierung, der Zersetzung und Mineralisierung der abgestorbenen Biomasse, besorgen. Besonders für die Fichte ist der Auflagehumus auch wichtig als Wurzelraum. Allein an Blei akkumulieren sich im Auflagehumus unter Fichte jährlich 550 g/ha, das wären 55 kg Pb/ha im Auflagehumus eines 100jährigen Bestandes. Manche Fichtenwurzeln in diesem Auflagehumus haben heute schon höhere Gehalte an Blei als an Aluminium (A 70). Wiederum sollte es eigentlich keine weiteren Daten benötigen um zu erkennen, daß die Schädigung sowohl der Zersetzerorganismen wie auch der Wurzeln bei solchen Akkumulationsraten vorprogrammiert ist.

Tabelle 2 enthält ferner Daten über die Vorratsänderung im Mineralboden. Mit Ausnahme von Blei können die stark versauerten Böden keines der anderen Schwermetalle mehr zurückhalten, sondern sie geben im Gegenteil noch Kobalt

sowie in geringeren Mengen Nickel, Kupfer und Cadmium mit dem Sickerwasser ab. Auf die daraus resultierende Belastung der Hydrosphäre wird noch eingegangen. Der Austrag von Kupfer und dem in der Tabelle nicht aufgeführten Mangan läßt späteren Mangel an diesen beiden Nährstoffen für die Vegetation erwarten. Ökologisch von Bedeutung ist auch der Austrag von Kobalt, weil dieses Element für die Pansenflora der Wiederkäuer lebensnotwendig ist. Im Fichtenbestand im Solling beträgt die Austragsrate von Kobalt mit dem Sickerwasser das 20fache der Eintragsrate durch Deposition. Es ist also mit einer starken Kobalt-Verarmung im Wurzelraum der Pflanzen zu rechnen, so daß diese wenig Kobalt aufnehmen können.

Es ist anzunehmen, daß in vielen Beständen das Wild in den Waldbodenpflanzen ein Futter findet, das wegen Kobaltmangel zu Verdauungsschwierigkeiten im Pansen führt. Dagegen wird aus der Deposition Kobalt in der Rinde verholzter Pflanzen akkumuliert. Vermutlich tragen solche Zusammenhänge erheblich zu den Verbißschäden bei.

Natürlicher chemischer Streß in Waldökosystemen

Natürlicher chemischer Streß rührt von Entkopplungen des Ionenkreislaufs im Ökosystem her. Der Ionenkreislauf läßt sich in zwei Teilprozesse zerlegen: die der Bildung von Phytomasse parallel verlaufende Ionenaufnahme in die Primärproduzenten (die Pflanzen) und die mit der Recyclierung der Phytomasse verknüpfte Freisetzung von Ionen bei der Zersetzung und Mineralisierung.

In stabilen Ökosystemen ist dieser Ionenkreislauf geschlossen, die beiden Teilprozesse verlaufen in gleichen Raten. Ihre exakte räumliche und zeitliche Kompensation ist jedoch deshalb unmöglich, da sie durch verschiedene Organismen durchgeführt werden. Ein stabiles Ökosystem zeichnet sich dadurch aus, daß es witterungsbedingte zeitliche Entkopplungen von Ionenaufnahme und Mineralisierung chemisch in ökophysiologisch unschädlicher Weise abpuffern kann, und daß es strukturbedingte räumliche Entkopplungen durch die Tätigkeit von bodenwühlenden Tieren wie besonders den Regenwürmern immer wieder rückgängig machen kann.

Bilanziert man die Ionenumsätze bei den beiden getrennten Teilprozessen, so ergibt sich, daß ihre Entkoppelung mit der Produktion und Konsumtion von H-Ionen verknüpft ist, d.h. mit der Bildung von Säuren und Laugen. Im geschlossenen Kreislauf heben sich die H-Ionen-Umsätze gegenseitig auf. Wegen der quantitativen Bedeutung des Stickstoffs im Umsatz kann man vereinfacht sagen, daß als Regelfall bei der Mineralisierung Salpetersäure entsteht, während bei der Ionenaufnahme Salpetersäure aufgenommen wird. Der Boden muß also H-Ionen ökophysiologisch unschädlich abpuffern. Dies ist rasch und reversibel durch Kationenaustausch-Gleichgewichte mit Ca-Ionen möglich.

Läuft im Ökosystem die Nitrifizierung der Nitrataufnahme voraus, was für unseren Klimaraum mit der Tendenz zur Humusanreicherung typisch ist, so bedeutet dies den Wechsel zwischen Versauerungsschüben, die mit der Nitrifizierung gekoppelt sind, und anschließenden Entsauerungsphasen. Man kann zwischen kurzfristiger, mittelfristiger und langfristiger Entkopplung unterscheiden (A 53, 62, 64).

Kurzfristige Entkopplungsvorgänge sind witterungsbedingt und führen zu saisonalen Versauerungsschüben, z.B. im Frühjahr nach Bodenerwärmung oder im Herbst nach Wiederbefeuchtung eines ausgetrockneten Bodens. Die für unser Klima typische Fluktuation zwischen kurzen Perioden warm-trockener Jahre und längeren Perioden kühl-feuchter Jahre kann zu mittelfristigen Entkopplungen führen. Als Beispiel für diese Klimafluktuationen ist in Abb. 3 die mittlere jährliche Lufttemperatur auf dem Hohenpeißenberg in Oberbayern (aus Schönwiese, B 10) wiedergegeben. Manche der warm-trockenen Jahre wie 1911, 1920/21, 1934 und die Jahre um 1947 haben in ganz Mitteleuropa zu Waldschäden geführt, die in der Regel der Trockenheit zugeschrieben werden. Wahrscheinlich war schon immer der Effekt des Versauerungsschubs wesentlich größer als der der Trockenheit.

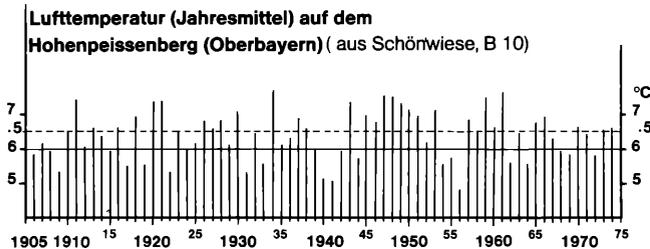


Abbildung 3

Zu langfristigen, über Jahrzehnte oder Jahrhunderte anhaltenden Entkopplungsvorgängen können Klimastürze führen, wie sie bei Herannahen einer Eiszeit eintreten. Dabei wird der im Boden angesammelte Humusvorrat mehr oder weniger vollständig mineralisiert; dieser Zustand wird als Humus- oder Stickstoff-Vorratsabbau oder auch als Humus-Disintegration bezeichnet (A 64).

Die bei der Abpufferung solcher Versauerungsschübe ablaufenden Reaktionen im Boden sind in Abb. 4 zusammenfassend dargestellt. Die H-Ionen werden zunächst über den Austausch basischer Kationen, insbesondere Ca, abgepuffert. Enthält der Boden Kalk, geht durch die pH-Absenkung Calciumcarbonat in Lösung, die H-Ionen werden wieder durch Ca-Ionen ausgetauscht und verschwinden beim Entweichen von CO₂ in Wassermolekülen. In einem kalkfreiem Boden hängt die weitere Entwicklung davon ab, wann die mit dem Aufbrauchen des Nitrats in der Bodenlösung verknüpfte Entsauerungsphase einsetzt. Setzt die Entsauerungsphase innerhalb von Wochen ein, so werden bei pH-Erhöhung die H-Ionen wieder durch dieselben basischen Kationen ausgetauscht und verschwinden ebenfalls in Wassermolekülen. Je länger es bis zum Einsetzen dieses Rücktausches dauert, um so größer wird der Anteil der H-Ionen, die unter Freisetzung von Aluminium-Ionen mit dem Tonmineralgitter reagiert haben und damit in OH-Gruppen überführt wurden.

● Mit dem Auftreten von Aluminium-Ionen kommt als neuer ökologischer Faktor Aluminium-Toxizität ins Spiel. Dieser Faktor wirkt sich über die Schädigung von Wurzeln auf die Vegetation und über die Schädigung der Bodenmikroorganismen auf die Zersetzerkette bis auf die Regenwürmer aus. Mit dem Auftreten von Aluminium-Ionen wird die Toleranz gegenüber Al-Toxizität zum entscheidenden Konkurrenzfaktor sowohl bei den Pflanzen wie bei den Mikroorganismen (Bakterien, Pilze).

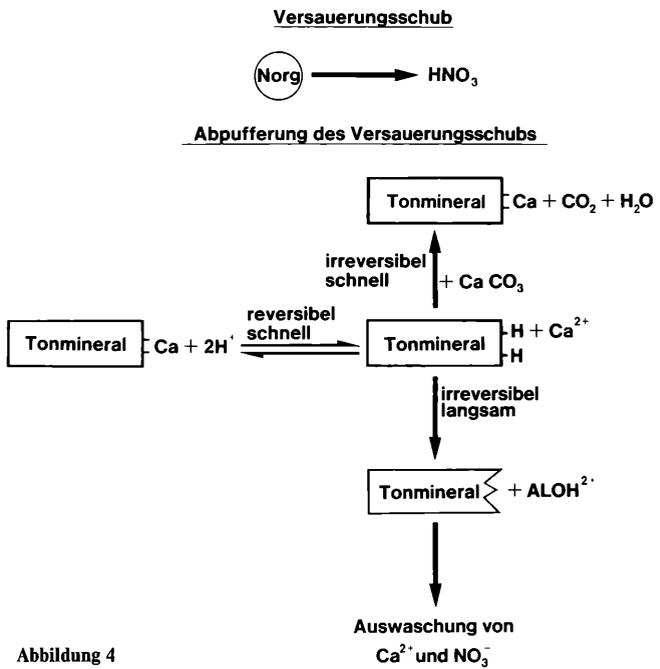


Abbildung 4

Aluminium-Toxizität

Daß Aluminium- und Schwermetallionen in Lösungen toxisch auf Wurzeln wirken können, weiß man seit Jahrzehnten (B 11, 12, 13). SÜCHTING (B 14) stellte Aluminium-Toxizität bei Kiefernssämlingen fest. Von allen in Frage kommenden Metallionen kann Aluminium wegen seines verbreiteten Vorkommens in Silikaten und Tonmineralen am ehesten toxische Konzentrationen in der Bodenlösung erreichen.

Die Löslichkeit der Al-Verbindungen im Boden ist vom pH-Wert und dem Auftreten wasserlöslicher organischer Komplexbildner abhängig, die das Al-Ion in metallorganischen Komplexen binden. Toxisch wirken nur die einfachen (monomeren) freien Al-Ionen, metallorganisch gebundene Al-Ionen sind maskiert, entgiftet.

Nach dem pH-Wert in der Bodenlösung kann man Böden bzw. Bodenhorizonte in Pufferbereiche einordnen, die die Gefährdung durch Al-Toxizität erkennen lassen (A 35, 61, Abb. 5). Im Carbonat-Pufferbereich oberhalb pH 6,2 und im Silikat-Pufferbereich oberhalb pH 5 ist in der Bodenlösung in der Regel kein Al zu finden; eine Ausnahme können Bodenhorizonte machen, bei denen der pH-Wert zwischen 5 und über 5 hin und her pendelt, hier kann komplexiertes Al in der Bodenlösung auftreten. Der pH-Bereich zwischen 5,0 und 4,2 wird als Austauscher-Pufferbereich bezeichnet, hier liegen in der Bodenlösung geringe Konzentrationen polymerer Al-Ionen vor, daneben kann komplexiertes Al auftreten.

Unter pH 4,2 beginnt der Aluminium-Pufferbereich, der dadurch gekennzeichnet ist, daß höhere Konzentrationen (Bereich: 0,1 bis 1 mmol Al/l) an monomeren freien Al-Ionen auftreten. Bei höheren Konzentrationen an organischen Verbindungen in der Bodenlösung kann auch in diesem pH-Bereich das Al mehr oder weniger vollständig in Komplexbindung überführt und damit maskiert werden.

Pflanzen (und Mikroorganismen) unterscheiden sich in ihrer Toleranz gegen Al-Toxizität. Die am wenigsten toleranten Arten verschwinden, wenn der Wurzelraum pH-Werte unter 5 annimmt und das Al nicht durch Komplexbindung maskiert wird. Diese Arten werden meist als »anspruchsvoll« bezeichnet.

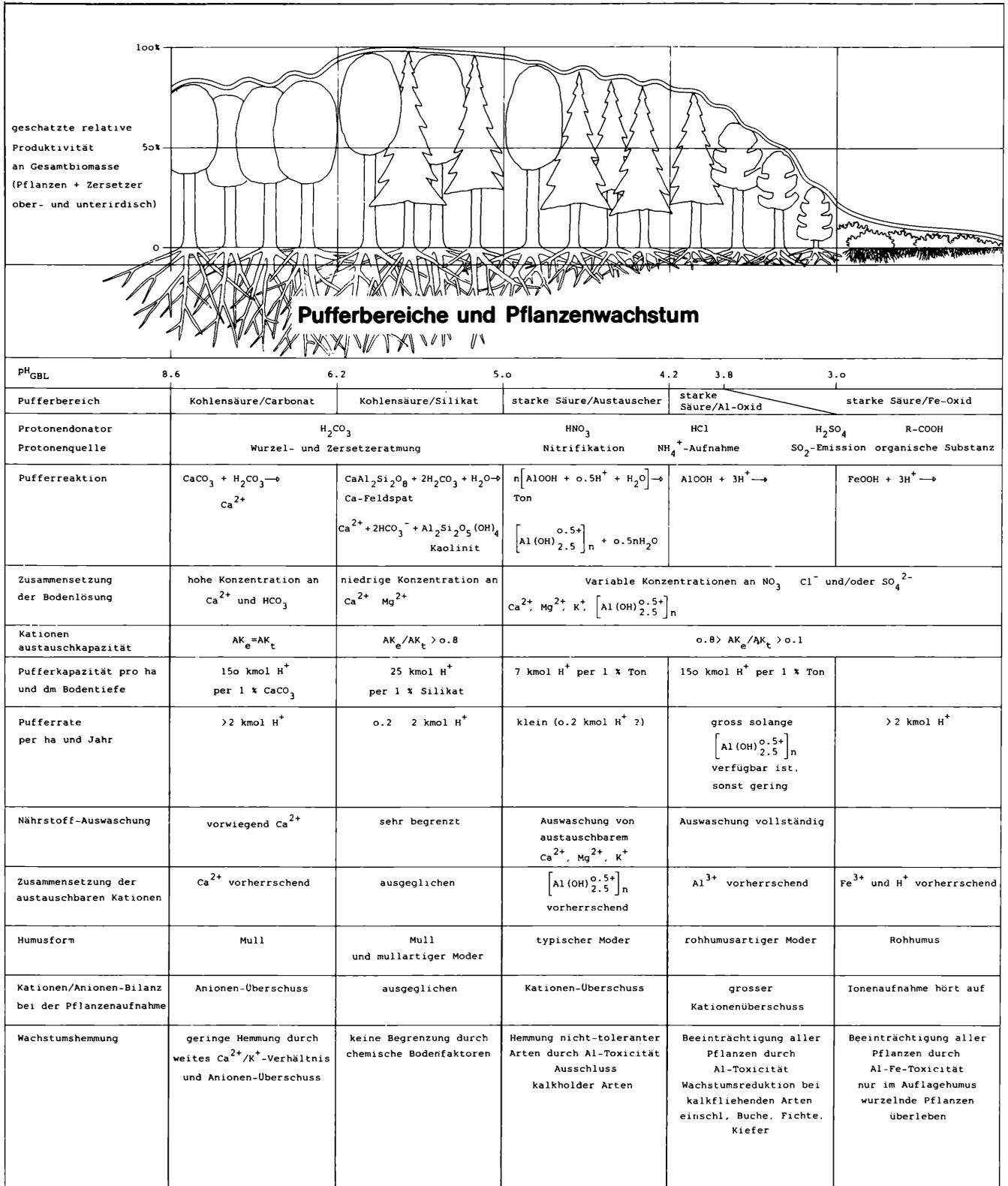


Abbildung 5

net, hierzu gehören die meisten Edellaubhölzer. Unsere Hauptwirtschaftsbaumarten sind alle relativ tolerant gegen Al-Toxizität und erleiden irreparable Schäden erst im Al-Pufferbereich unter pH 4,2, falls das Al nicht maskiert ist. In Abb. 6 sind Nährlösungsversuche mit Fichtenkeimpflanzen wiedergegeben (A 79). Sie lassen erkennen, daß die Auslösung eines Schadens (quantifiziert durch geringes Längenwachstum der Keimlingswurzel) nicht direkt von der Al-Konzentration, sondern vom Ca/Al-Verhältnis in der Lösung abhängt, wobei beide Ionen als monomere freie Ionen vorliegen

müssen. Bei Ca/Al-Verhältnissen unter 2 beginnt die Wachstumsdepression, bei Verhältnissen unter 0,4 bis 0,5 ist sie bei beträchtlicher Streuung schon sehr stark, bei Verhältnissen unter 0,15 werden alle Pflanzen gleich stark geschädigt. Die erhebliche Streuung zwischen verschiedenen Individuen ist charakteristisch für den Übergangsbereich. Denselben Streuungsbereich findet man am Standort in allen Altersklassen wieder, wenn durch Bodenversauerung die Gefährdung durch Al-Toxizität zunimmt: einzelne Individuen zeigen keine Schädigung, andere zeichnen dagegen stark. Die nicht

geschädigten Individuen verlieren Konkurrenten im Kronen- und Wurzelraum und können daher eine höhere Zuwachsleistung erbringen: sie reagieren daher auf die Schädigung des Ökosystems nicht mit Zuwachsdepression, sondern umgekehrt mit Zuwachssteigerung. Auch diese Betrachtung zeigt, daß der Zuwachs allein kein Maß für die Stabilität des Wald-ökosystems ist.

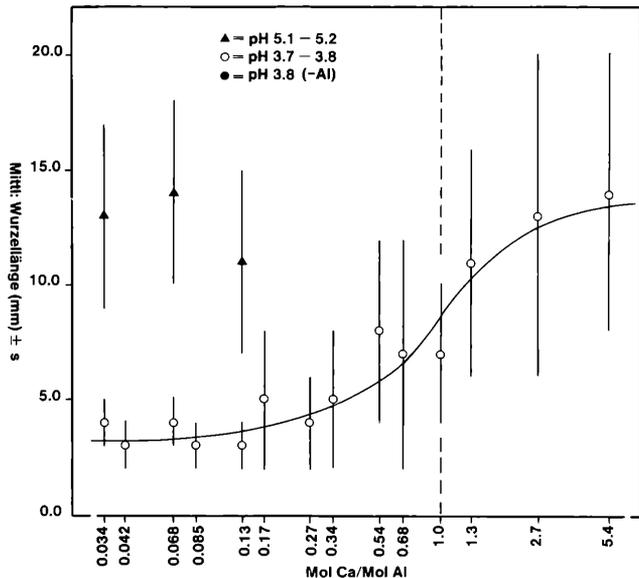


Abbildung 6

In Abb. 6 sind bei niedrigen Ca/Al-Verhältnissen drei Versuchsserien aufgeführt, die bei gleicher Al-Konzentration bei höheren pH-Werten durchgeführt wurden (pH 5,1). Bei diesem pH-Wert liegt Al in Lösungen nicht mehr als monomeres, sondern als polymeres Ion vor, das ähnlich maskiert, entgiftet ist wie das komplexierte Al. Untersuchungsergebnisse in der Literatur, die von diesen hier berichteten Ergebnissen abweichen (B 15) sind dadurch zu erklären.

Stabile Waldökosysteme

Im Laufe der natürlichen Ökosystementwicklung nach einem totalen Neuanfang, wie er z.B. großflächig nach der Eiszeit gegeben war, streben die Böden dem chemischen Zustand des Silikat-Pufferbereichs zu (A 62). Bei pH-Werten in der Bodenlösung zwischen 5 und 6 sind die Tonminerale vorwiegend mit Ca- und Mg-Ionen belegt. Die saisonalen Versauerungsschübe können daher durch reversiblen Kationenaustausch abgefangen werden. Polymere und austauschbare Aluminium-Ionen wurden noch nie gebildet und fehlen, so daß Aluminium-Toxizität als Konkurrenzfaktor vollkommen entfällt.

Die Vegetation ist reich gegliedert; der vielstufige Vegetationsschirm fängt die Temperaturfluktuationen des Klimas relativ gut ab. Bei Ausfall herrschender Bäume kann der Unterwuchs sofort deren Funktion im Stoffkreislauf übernehmen, so daß es zu keiner Entkopplung kommt. Eine hohe Produktion an leicht zersetzlicher Phytomasse ist die Nahrungsgrundlage für eine hohe Biomasse an Zersetzern.

Die Tätigkeit der Bodenwühler (Regenwürmer) ist groß genug, um im ganzen Wurzelraum ein Krümelgefüge aufrecht zu erhalten. Die Durchwurzelung ist gleichmäßig und tiefreichend. Der Boden ist im ganzen Wurzelraum gleichmäßig humos. Der Humusvorrat im Mineralboden ist, bezogen auf das vom Klima her mögliche, hoch. Unabhängig von der Niederschlagsmenge werden nur wenige Kationen ausgewaschen, wie die Bildung eines »weichen« Grundwassers beweist; das Grundwasser enthält nur Hydrogenkarbonate. Die Humusform ist Mull oder ein »moderartiger Mull«, d.h.

es kann über dem belebten krümeligen Mineralboden ein Auflagehumus mit L-, F- und H-Horizont auftreten. Die geringen Kationenverluste mit dem Sickerwasser werden durch die Kationenfreisetzung aus verwitternden Silikaten ausgeglichen.

Der Mensch löst Versauerungsschübe aus

Stabile Waldökosysteme in dem obigen Sinne gibt es heute in Mitteleuropa nicht oder fast nicht mehr. Selbst auf Kalkstandorten wird im Boden Aluminium freigesetzt (A 74). Von den nach Vegetation und Humusform dem stabilen Waldökosystem sehr nahe kommenden Mischwäldern mit Tanne z.B. im Bayerischen Wald, Frankenwald und Südschwarzwald scheint der größte Teil im Stadium des Humusvorratsabbaus zu sein (A 64), eine Folge davon ist das großflächig auftretende Tannensterben (A 75).

Im nordwestdeutschen Raum hat die moderne Forstwirtschaft kaum stabile Waldökosysteme vorgefunden, sie begann größtenteils mit geringwüchsigen, verlichteten Wäldern oder mit der Aufforstung von Grasheiden oder Heiden (A 51). Diese Wälder zeigen heute noch die Kriterien eines wenig stabilen Ökosystemzustandes: Artenarmut, geringe Produktion schwer zersetzlicher Streu, flache Durchwurzelung, geringe Durchwurzelungsintensität im Mineralboden, humusarmer Mineralboden, Fehlen oder geringe Aktivität von Bodenwühlern wie Regenwürmern, Bodenversauerung, Podsoligkeit, Kohärenzgefüge im A-Horizont, Verjüngungsschwierigkeiten, geringer Deckungsgrad der Bodenvegetation im geschlossenen Bestand, Tendenz zur Vergrasung bei Auflichtung.

Die Ursache für die Destabilisierung der Waldökosysteme liegt nicht in der natürlichen Entwicklung – hierfür ist die Zeitspanne der Ökosystementwicklung seit der letzten Eiszeit zu kurz (A 62). Sie liegt darin, daß der Mensch durch seine Eingriffe in die Waldökosysteme seit etwa der Hälfte der Nacheiszeit selbst als steuernder Faktor auftritt (A 72). Die Nutzung von Biomasse durch Beweidung oder Rodung wirkt auf doppelte Weise entkoppelnd auf den Ionenkreislauf: sowohl durch den Wegfall der Ionenaufnahme wie auch durch die Veränderung des Bodenwärmeklimas nach Vegetationsauflichtung werden Versauerungsschübe ausgelöst. Extrem stark in diese Richtung wirken Übernutzungen wie die Gewinnung von Blattheu, die Streunutzung oder gar die Plaggennutzung. Diese sich immer erneut wiederholenden Eingriffe in die Waldökosysteme haben in weiten Teilen Europas zu Waldvernichtung geführt.

Die moderne Forstwirtschaft hat durch die Beschränkung der Nutzung auf das Derbholz ganz wesentlich zu einer Erholung der Wälder beigetragen. Sie hat allerdings auch ihrerseits durch den Reinanbau von Baumarten mit schwer zersetzlicher Streu (Fichte, Kiefer, Lärche) selbst Versauerungsschübe ausgelöst. In den dichten gleichartigen Stangenwäldern dieser Baumarten kommt es während der Akkumulation des Auflagehumus zu einer ein bis zwei Jahrzehnte anhaltenden Entkopplung des Ionenkreislaufs mit den entsprechenden Auswirkungen, die bereits von WIEDEMANN (B 16) und KRAUSS et al. (B 17) erkannt worden waren. Zu diesen nutzungsbedingten Versauerungsschüben kommt, beginnend mit der Verfeuerung fossiler Brennstoffe und entsprechend dem Ausmaß der Industrialisierung zunehmend, der Eintrag von Säure in die Waldökosysteme aus der Luft.

Destabilisierung durch Sauren Niederschlag

Bei der derzeitigen Destabilisierung der Wälder kann man die in Abb. 7 unterschiedenen Wirkungsphasen erkennen. Nach der Phase der vorübergehenden Wachstumsförderung

Wirkungsphasen

Akkumulation von Nährstoffen in der Vegetation

1. Phase Wachstumsförderung

Akkumulation von Säure im Boden

⇒ Übergang des Bodens in Al-Pufferbereich

⇒ Destabilisierung von Waldökosystemen durch toxische Metallkonzentrationen (Al, Schwermetalle) in Bodenlösung

2. Phase ⇒ Schädigung von Mikroorganismen (Mineralisierung) und von Wurzeln (Aufnahme), Einschränkung stoffwechsel-regulatorischer Fähigkeiten

Akkumulation von Schwermetallen als Schadstoff-Potential im Kronen- und Wurzelraum

3. Phase ⇒ nach Wurzelschädigung bei niedrigem pH an Gewebeoberflächen Blatt- und Rindenschäden durch toxische Konzentrationen

4. Phase Absterben der Bäume durch Folgeschäden
Ersatz des Waldökosystems durch Säuresteppe, Heide, Moor

Abbildung 7

durch Akkumulation von Nährstoffen, besonders Stickstoff aus Luftverunreinigungen, in der Vegetation macht sich als nächstes die Akkumulation von Säure im Boden bemerkbar. Nach weitgehendem Verlust des austauschbaren Ca kommt es bei einem klimatischen Versauerungsschub zum Auftreten von Al-Toxizität. Dessen Auswirkungen wurden bei unserer messenden Beobachtung des Stoffhaushalts eines Buchen- und eines Fichten-Waldökosystems im Solling verfolgt.

Die Störung der Zersetzerkette durch Al-Toxizität machte sich dadurch bemerkbar, daß erneut eine Phase der Auflagehumus-Akkumulation begann. Zwischen 1966/68 und 1979 wurden im Mittel der Jahre $\frac{1}{3}$ der Buchenstreu und die Hälfte der angefallenen Fichtenstreu nicht mehr zersetzt (A 52). Dies bedingt zum einen eine Entkopplung des Nährstoffkreislaufs: die in der nicht zersetzten Streu enthaltenen Nährstoffe werden im Auflagehumus akkumuliert und stehen dem Bestand für die neue Blattbildung nicht zur Verfügung.

Dies hat Wachstumsreduktion durch Nährstoffmangel zur Folge (s. Tab. 1). Nach den Ergebnissen der Flüßebilanz ist insbesondere Stickstoff trotz der reichlichen Zufuhr aus der Luft knapp geworden; der Buchenbestand hat zwischen 1969 und 1976 150 kg N/ha aus seinem internen Speicher in die Blatt- und Streuproduktion abgeben müssen (A 69). Diese Entkopplung des Ionenkreislaufs hat darüber hinaus noch die Folge, daß im Boden Säuren produziert wurden.

Die Gesamt-Säurebelastung der beiden Ökosysteme ist in Abb. 8 dargestellt (A 69). Die untersten Teile der Säulen geben den Säureeintrag durch den Niederschlag wieder. Der mittlere Teil entspricht dem Säureeintrag durch Interceptions-Deposition; er ist bei der Buche in gleicher Höhe wie der Niederschlagseintrag, bei der Fichte etwa dreimal so hoch. Die durch die Entkopplung des Ionenkreislaufs ausgelöste bodeninterne Säureproduktion (oberster Teil) ist wiederum von etwa derselben Größenordnung wie die gesamte Säure-Deposition.

- Durch die Säurezufuhr in das Ökosystem hinein wird also eine interne Säureproduktion von der gleichen Größenordnung ausgelöst – es entsteht ein Teufelskreis.

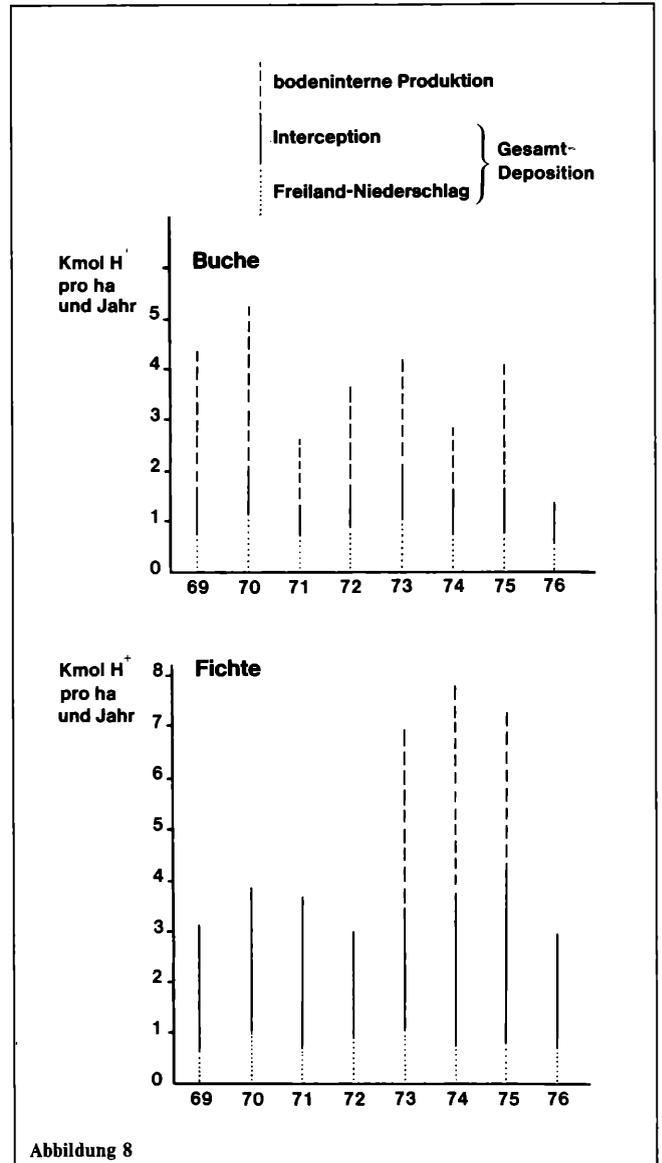


Abbildung 8

Die Auswirkungen auf die Feinwurzeln sind in Abb. 9 dargestellt. Seit den 1968 angelaufenen Messungen im Solling war 1969 das Jahr, in dem die höchsten Bodentemperaturen gemessen wurden – höher wie in den ebenfalls warm-trockenen Jahren 1975/76. 1969/70 wurden von GÖTTSCHE (B 18) im Buchenbestand die Feinwurzelmassen in z.T. monatlichen Intervallen gemessen; sie zeigten von einem Ausgangswert von ca. 2500 kg/ha im Mai 1969 einen Abfall auf wenige 100 kg und erholten sich im Winter 1969/70 nur wenig.

Zusätzlich sind in Abb. 9 die im Sickerwasser in 90 cm Bodentiefe gemessenen Ca/Al-Molverhältnisse eingetragen. Sie lagen im Frühjahr 1969 mit Werten von 0,4 bis 0,5 in einem Bereich, wo Al-Toxizität zu erwarten ist; dies kann auf

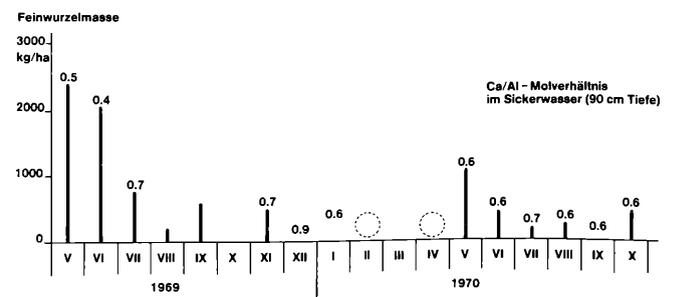


Abbildung 9

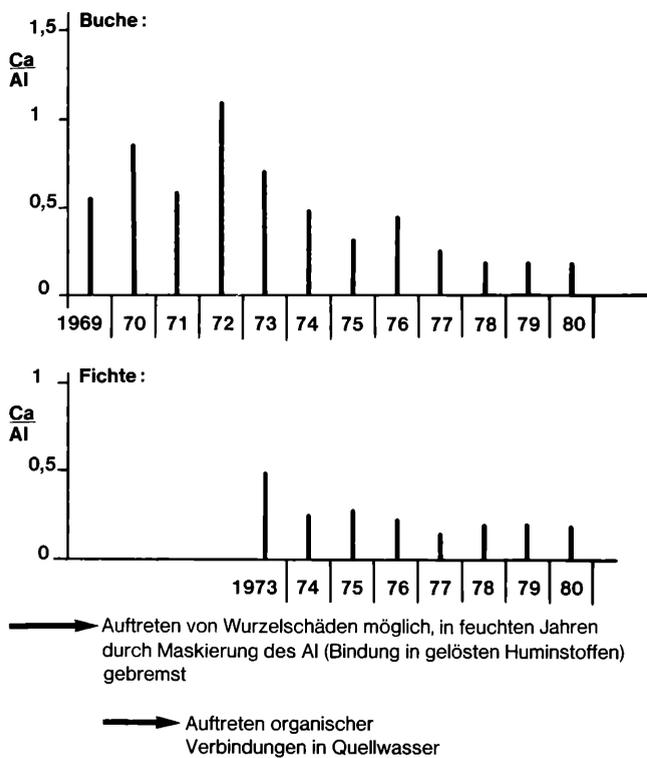


Abbildung 10: Ca/Al-Molverhältnis im Sickerwasser im Solling in 90 cm Tiefe (Jahresmittelwerte)

einen klimatischen Versauerungsschub zurückgeführt werden, der den üblichen saisonalen Versauerungsschub im Frühjahr so weit verstärkt hat, daß in dem an austauschbarem Ca verarmten Boden Al in größerem Umfang freigesetzt wurde. Im Winter 1969/70 sind die Ca/Al-Verhältnisse wieder über 1 angestiegen. Daß Gefährdung (Ca/Al-Verhältnis) und Schädigung (Feinwurzelmasse) nicht völlig parallel laufen, kann verschiedene Gründe haben; u.a. den, daß die Schädigung der Wurzel bis zur makroskopischen Wahrnehmbarkeit kein momentaner, sondern ein in der Zeit ablaufender Vorgang ist.

In Abb. 10 sind die Ca/Al-Molverhältnisse im Sickerwasser in 90 cm Tiefe während des ganzen Beobachtungszeitraums für die Buche und die Fichte dargestellt; die Wurzelbeobachtungen wurden erst jetzt wieder aufgenommen. Diese Werte zeigen nur für die Buche 1972 nochmals einen über 1, d.h. außerhalb des Schädigungsbereichs liegenden Wert. Bei beiden Ökosystemen ist die Tendenz eindeutig, daß nunmehr anhaltend Werte unter 0,3 vorliegen.

Damit ist grundsätzlich das Auftreten von Wurzelschäden möglich, auch wenn diese in kühlfeuchten Jahren wie gegenwärtig durch Maskierung des Al, d.h. durch seine Bindung in gelösten Huminstoffen, zurückgedrängt sind. Dies hat jedoch zur Folge, daß mehr und mehr Aluminium und organische Verbindungen im Sickerwasser, und das heißt im Quellwasser und der Grundwasserspense aus Waldgebieten, zu erwarten sind. Gleichzeitig wird in den kühl-feuchten Jahren stickstoffreiche organische Substanz aus Rückständen der Wurzelzersetzung im Wurzelraum angehäuft.

Wird in einer warmtrockenen Klimaperiode diese organische Substanz mineralisiert, so resultiert ein Versauerungsschub mit Al-Freisetzung, wobei die Bindungskapazität durch die gelöste organische Substanz überschritten werden kann. Spätestens dann ist eine erneute schwere Schädigung des Wurzelsystems der Bestände zu erwarten.

Folgen von Wurzelschäden

Wegen Wurzelschäden sterben Pflanzen nicht – das weiß jeder Gartenliebhaber und dieses Wissen wendet er an, wenn er Pflanzen versetzt. Wir alle wissen, daß das kapillare Leitungssystem für den zu den Blättern gerichteten Wasserstrom erhalten bleibt, wenn man es an irgendeiner Stelle im Pflanzenkörper unterbricht (vorausgesetzt, man vermeidet Luftembolie) – dieses Wissen wenden wir an, wenn wir einen Blumenstrauß schneiden und in die Vase stecken, oder wenn wir den Weihnachtsbaum in einen Wassereimer stecken. Bei der Evolution hat der chemische Streß im Ökosystem solche Anpassungsmechanismen erzwungen. Ferner zeigen einjährige Wurzeln ein Erneuerungsvermögen, das das des Sprosses bei weitem übertrifft; dies gilt allerdings nicht mehr für verholzte mehrjährige Wurzeln, wie sie für Bäume typisch sind.

Eine Vitalitätsabnahme für die wurzelgeschädigte Pflanze rührt u.a. daher, daß sie zunächst kein Wurzelwachstum mehr zustande bringt, also z.B. in einem austrocknenden Boden nicht in feuchtere Bodenpartien wachsen kann; sie wird also trockenheitsempfindlicher. Auch kann sie den Stoffinhalt des Transpirationsstroms nicht mehr kontrollieren. Hierdurch geht die Kontrolle über die Zusammensetzung der Nährstoffe verloren, ebenso über den pH-Wert der transportierten Lösung.

Offen für Gifte

In das durch Schädigung der Endodermis zum Boden hin offene Transportsystem der Pflanze können bei geschädigten Wurzeln auch toxische Ionen wie Al oder Sporen von Mikroorganismen eindringen und mit dem Transpirationsstrom im Pflanzenkörper vordringen, zunächst in die Wurzel, vielleicht bis in den Stamm, vielleicht sogar bis in die Krone. Um dies zu vermeiden, muß der Baum geschädigte Partien des Wurzelsystems so schnell wie möglich abriegeln, d.h. zwischen geschädigtem und intaktem Gewebe ein Trenngewebe ausbilden, das das ungehinderte Eindringen gelöster oder suspendierter Teilchen verhindert.

Dies wird jedoch erschwert, wenn die eindringende Bodenlösung niedrigere pH-Werte und höhere Al-Konzentrationen aufweist. Wo eine solche Lösung auf lebende Zellen auftrifft, wird sie abgepuffert und das Aluminium entgiftet, wobei es zur Zellschädigung kommen kann. In einem stärker versauerten Boden, besonders im Aluminium-Pufferbereich, besteht also die Gefahr, daß die Schädigung im Wurzelsystem schneller in Richtung Stammbasis vordringt als der Baum durch Bildung von Trenngewebe reagieren kann. Dies hat wiederum mehrere Folgen, die in Abb. 11 zusammengestellt sind.

Destabilisierung von Waldökosystemen:
Vitalitätsschwächung der Bäume als Folge von Wurzelschäden

Wurzelschäden haben zur Folge:

- | | |
|---|--|
| – Wurzelfäule | Disposition für Windwurf (Sturmkatastrophe November 1972) |
| – Einschränkung des physiologischen Regulationsvermögens | Disposition für Befall durch Insekten und pathogene Mikroorganismen
Insektenkalamitäten
Baumsterben (Ulmensterben?, Tannensterben) |
| – Einschränkung der pH-Regulation an Oberflächen von Blatt und Rinde und in Stomata | Säureschäden und Schwermetall-Toxizität an Blatt u. Rinde, erhöhte Empfindlichkeit gegenüber SO ₂
Trocknis-Schäden
Baumsterben (Fichtensterben) |

Abbildung 11

Windwürfe

Eine Möglichkeit ist, daß die tiefreichenden verholzten Wurzeln faul werden. Da der Baum in seiner Statik auf diese Wurzeln angewiesen ist, wird er durch ihr Faulwerden für Windwurf disponiert. Zum Windwurf gehört eben neben einem Wind entsprechender Stärke auch die Disposition des Baumes oder des Bestandes. Auf die Verknüpfung von Wurzelschäden und Windwurf haben BAZZIGHER und SCHMID (B 19) bereits hingewiesen. Es gibt auch den negativen »Beweis«: Aus einem Vergleich der Witterungsstatistik und der Forststatistik läßt sich ersehen, daß längst nicht alle starken Stürme zu Windwurfschäden geführt haben. Dies kann nur so interpretiert werden, daß eine Disposition der Bestände dazugehört.

Auf Grund der seit 1969 im Solling gemachten Beobachtungen über die Auswirkungen eines 1967/69 erfolgten klimatischen Versauerungsschubs auf die durch den Sauren Niederschlag an austauschbarem Ca verarmten Böden kann es nicht ausgeschlossen werden, daß die Sturmkatastrophe vom November 1972, die in Niedersachsen 100 000 ha betroffen hat (KREMSER, B 20), mit einer Folge der Destabilisierung des Ökosystems durch Sauren Niederschlag ist.

Faktor Klima

Solche Destabilisierungen auf Grund von Versauerungsschüben kann es in unserem Klima mit seiner großen Variabilität auch ganz ohne Einfluß des Menschen geben, aber sicherlich nur sehr selten, vielleicht alle paar Jahrhunderte. Bei der durch Biomassenutzung ausgelösten Destabilisierung (A 72) können solche Ereignisse dann immer häufiger auftreten; Zitate hierfür gibt KREMSER (B 20).

Auf Grund dieser Destabilisierung ist in der Zeit vor und nach Beginn der modernen Forstwirtschaft, die sich bei uns als Antwort auf die Waldzerstörungen entwickelt hat, mit erheblichen Windwürfen zu rechnen. Der Waldzustand, den die Begründer der modernen Forstwirtschaft angestrebt haben, ist wegen der zunehmenden Einwirkung des Sauren Niederschlags nicht erreicht worden. Aber auch in Klimazonen geringerer Variabilität ist das natürliche Auftreten von Windwürfen, auch als großflächige Ereignisse, denkbar. Dies kann seine Ursache in der Alterung der Böden haben, so daß schon Versauerungsschübe geringer Intensität zu nachhaltigen Wurzelschäden Veranlassung geben.

In sehr niederschlagsreichen Klimaten kann die klimatische Variabilität in Abständen von Jahrzehnten oder Jahrhunderten zu einer Konstellation führen, wo eine anhaltende Bodenvernässung mit Sauerstoffmangel im Wurzelraum über die Bildung reduzierter toxischer Verbindungen im Boden ähnliche Voraussetzungen für eine nachhaltige Schädigung verholzter Wurzeln schafft wie sie in versauerten Böden durch einen Versauerungsschub und Al-Toxizität eintritt.

- Die durch menschliche Eingriffe ausgelöste Destabilisierung führt ja nicht nur zur Ausbildung völlig neuer Schadbilder, sondern vorwiegend zur Verstärkung des natürlichen chemischen Streß im Ökosystem und damit zum immer häufigeren Auftreten auch natürlich möglicher Schadbilder.

Um über die Kausalkette Wurzelschaden – Windwurf Sicherheit zu erlangen, sollte bei kommenden Windwürfen auf Wurzelschäden geachtet und der chemische Bodenstand durch pH-Messung dokumentiert werden. Solches muß, um eindeutig zu sein, sehr bald nach dem Schadenseintritt geschehen.

Oft lassen sich allerdings an den Tellern geworfener Fichten und Buchen noch nach Jahren die ausgefranzten Enden der

Senkwurzeln erkennen, die nach ihrem Faulwerden bei der Beanspruchung durch Wind abgerissen sind. Der forstlichen Praxis war dieses Bild von den Windwürfen auf Pseudogleyen vertraut, man hat es, hier WIEDEMANN (B 16) folgend, der Stampfwirkung der Fichten auf diesen Böden zugeschrieben. Diese Stampfwirkung ist jedoch nicht die Ursache, sondern die Folge der Wurzelschädigung. An den Tellern der Windwürfe seit 1972 sieht man genau diese Ausfranzung abgerissener Senkwurzeln auch auf Standorten, die keine Vernässung zeigen, so z.B. auch an einzelnen 1972 geworfenen Buchen in dem untersuchten Bestand im Solling.

Eine weitere mögliche Folge nachhaltiger Wurzelschäden ist, daß das physiologische Regulationsvermögen des Baumes eingeschränkt wird. Auch wenn wir die Zusammenhänge nicht im einzelnen übersehen, so kann man doch davon ausgehen, daß ein solches Regulationsvermögen für die Widerstandsfähigkeit einer Pflanze gegenüber ihren Schädlingen von Bedeutung ist; z.B. durch die Bildung sekundärer Pflanzenstoffe, die für den Schädling wiederum schädlich sind.

Schädlingsbefall

Es sei also die Hypothese geäußert, daß Wurzelschäden einen Baum oder Bestand auch für den Befall durch Insekten oder pathogene Mikroorganismen disponieren. Wiederum gibt es eine einfache Möglichkeit, diese Hypothese zu falsifizieren: man muß nur bei auftretenden Insektenkalamitäten auch nach den Wurzeln sehen. Soweit ich dies in den letzten Jahren im Rahmen meiner Möglichkeiten getan habe, wurde diese Hypothese in keinem Fall widerlegt.

Es ist nach dem, was über das Tannensterben mittlerweile bekannt ist (siehe Forstwiss. Centralbl. 100, Heft 3–4, 1981), eigentlich klar, daß diese »Komplexkrankheit«, wie sie richtigerweise genannt wird, hier einzuordnen ist: an erster Stelle steht der Wurzelschaden, an zweiter der Befall mit Bakterien, die den Naßkern verursachen (BAUCH, B 21), an dritter Stelle der durch den Naßkern beeinträchtigte Wassertransport zum Sproß, der zu Trocknisschäden führt. Vermutlich ist auch das Ulmensterben im Prinzip hier einzuordnen, daß nämlich die Veränderung der chemischen Umwelt an der Blattoberfläche oder im Boden den biotischen Schaden ermöglicht, der zur weitgehenden Ausrottung dieser Baumart aus unseren Wäldern geführt hat.

Zum physiologischen Regulationsvermögen der Pflanzen gehört auch ihre Fähigkeit, an den Blattoberflächen und im Freien Raum der Atemhöhle den pH-Wert zu regulieren. Im Stoffhaushalt des Ökosystems macht sich dieses Regulationsvermögen in einer Pufferungsleistung des Kronendaches gegenüber dem Säureeintrag bemerkbar, die aus der Flussebilanz des Kronendaches berechnet werden kann (A 35).

Pufferungsvermögen

Diese Pufferungsleistung ist vom chemischen Bodenstand abhängig, Buchen auf Kalkstandort sind wesentlich effektiver als Buchen auf sauren Böden; dieses bereits aus früheren Untersuchungen bekannte Ergebnis (A 14) wird durch neuere Untersuchungen im Göttinger Wald bestätigt. Bei der gegebenen Belastung ist dieses Regulationsvermögen auf sauren Böden demnach dauernd überbeansprucht. Verliert der Baum nach Eintritt stärkerer Wurzelschäden in größerem Umfang die Kontrolle über den Inhalt des Transpirationstroms, so kann dies dazu führen, daß bei starker Säurebelastung, z.B. im Zusammenhang mit anhaltendem Nebel oder Naßschnee, das Regulationssystem zusammenbricht. Hinweise auf solche Vorgänge sind in Tabelle 3 zusammen-

Tabelle 3: Zusammensetzung der Kronentraufe der Fichte im Durchschnitt 1969 bis 1979 und im Monatsmittel des Oktobers 1979

	95%-Vertrauensbereich der log-Normal-Verteilung	Wert im Oktober 1979
pH	3,40–3,46	2,75
Mg (mg/l)	0,60–0,68	6,0
Ca (mg/l)	4,1 –4,8	51
Fe (mg/l)	0,26–0,30	3,5
Mn (mg/l)	0,54–0,66	5,3
Al (mg/l)	0,32–0,38	4,6

gestellt. Aufgeführt sind die Konzentrationen einiger Elemente in der Kronentraufe der Fichte im Solling im Oktober 1979, wo der pH-Wert in der Kronentraufe im Monatsmittel 2,75 betrug. Als Vergleichswert ist der 95%-Vertrauensbereich der log-Normalverteilung der durchschnittlichen monatlichen Konzentration in der Kronentraufe von 1969 bis 1979 aufgeführt; die im Oktober 1979 gemessenen Werte sind etwa um den Faktor 10 höher als dieser Vertrauensbereich. pH-Werte unter 2,82 mit ähnlich überhöhten Konzentrationen in der Kronentraufe wurden nur nach den warm-trockenen Jahren beobachtet, nämlich im März 1969 und dann wieder im Oktober 1976, Januar 1977, November 1978 und schließlich im Oktober 1979; seither noch nicht wieder (Entsauerungsphase). Diese Werte werden so gedeutet, daß es infolge eines Versauerungsschubs zu Wurzelschäden und damit zu einer sehr starken Einengung des pH-Regulationsvermögens gekommen ist.

Bei Witterungsbedingungen mit starkem Säureeintrag und/oder anhaltender Interceptions-Deposition von Säure (SO₂) ist das pH-Regulationsvermögen zusammengebrochen, so daß sich die gemessenen niederen pH-Werte einstellen konnten. Bei diesen pH-Werten werden die im Kronenraum akkumulierten Schwermetalle mobilisiert, was am Beispiel von Fe, Mn und Al deutlich wird. Somit kommen drei Möglichkeiten zur Schädigung oberflächennaher Pflanzengewebe in Nadel und Rinde zusammen: eine direkte Schädigung durch die H-Ionen-Konzentration (z.B. der Cuticula oder von Membranen), eine Schädigung durch in die Zellen gelangte Schwermetalle und eine Schädigung durch SO₂ (»Rauchschaden«, bei niedrigen pH-Werten können schon sehr geringe SO₂-Konzentrationen in die Zellen gelangen und dort toxisch wirken). Die Nadelschäden führen zur Auswaschung von Nährstoffen wie Mg und Ca.

Als Folge dieser Prozeßkette sind Blatt- und Rindenschäden zu erwarten. Solche zeigen sich in den letzten Jahren mit zunehmender Häufigkeit. Seit Frühjahr 1980 findet man auf sehr vielen Standorten grüne Blätter (Buche) oder frische Triebe (Fichte, Eiche) am Boden liegen, die über die ganze Vegetationszeit hinweg abgestoßen werden. Die Abbruchstelle ist braun, was zeigt, daß die Blätter und Triebe nicht vom Wind abgerissen oder von Tieren abgebissen wurden, sondern nach einer Gewebeschädigung am Blatt- oder Triebansatz abgeworfen wurden. Betrachtet man an frisch gefällten Bäumen die mehrjährigen Triebe im obersten Kronenbereich, so kann man sehr oft die Narben der fehlenden Blätter und Triebe und dazu Rindenschäden erkennen.

Bei Fichte erkennt man Gelbverfärbungen der Nadeln und im fortgeschrittenen Stadium Nadelbräunungen, die den laufenden Nadeljahrgang erfassen; eingetretene Nadelverluste sind an den leeren Ansatzstellen erkennbar. In Immissionslagen lassen bereits Fichten im Jungwuchsstadium, also vor Erreichen des Dickungsschlusses, oft starke Verluste im laufenden Nadeljahrgang erkennen — es ist offensichtlich, daß

aus solchen Bäumen niemals ein geschlossener Bestand mit intakten Kronen erwachsen kann, wenn sich nicht die Belastung grundlegend ändert. Ferner zeigen Fichten im Dickungs- und Stangenholzalter häufig Verkrümmungen des Spitztriebs oder das Austreiben seitlicher Knospen.

Tote Zweige

Bei Baumhölzern kann man im fortgeschrittenen Zustand schon vom Boden aus die toten Feinäste erkennen. Werden Bäume freigestellt, so geht die Entwicklung rapide weiter, wobei zum Streß durch die Freistellung die erhöhte Deposition von Luftverunreinigungen beim Einzelbaum kommt. Bei Einzelbäumen ist auch deutlich wahrzunehmen, daß die normale Blattverfärbung im Herbst weitgehend ausbleibt und durch einen schon im Sommer einsetzenden Abwurf nekrotischer Blätter ersetzt wird, wobei das Abwerfen grüner Blätter parallel bis in den Spätherbst fortgehen kann.

Nach den an Einzelbäumen beobachtbaren Schäden, die in allen Altersklassen auftreten, muß man befürchten, daß bei der gegenwärtigen Depositionsrate von Luftverunreinigungen häufig, d.h. alle paar Jahre bis alle paar Jahrzehnte, mit einer Witterungssituation zu rechnen ist, die im Zusammenwirken mit den akkumulierten Luftverunreinigungen zur letalen Schädigung führen kann. Dies heißt nichts anderes, als daß bei anhaltender Emission von Schwermetallen und anderen toxisch wirksamen Luftverunreinigungen unabhängig vom chemischen Bodenzustand Bäume in Mitteleuropa kein höheres Alter als 30 bis 40 Jahre mehr erreichen dürften, extreme Immissionsschutzlagen vielleicht ausgenommen.

Gefährdung der Hydrosphäre

In den wald- und wasserreichen Gebieten Skandinaviens und Kanadas zeigte sich als erste Folge des Sauren Niederschlags die Versauerung von Gewässern, die in der Folge biologisch tot wurden (B 22, B 23, B 24). Daß davon bei uns bisher nicht viel die Rede war, scheint daran zu liegen, daß wir außer kleineren Bächen kaum größere Oberflächengewässer haben, deren Einzugsgebiet ausschließlich bewaldet ist, dazu kommt noch der längere Weg des Wassers durch pufferfähige Gesteinsschichten.

Tabelle 4: Chemische Eigenschaften von Quellwasser im Kaufunger Wald

Ostabdachung (Immissions-Schutzlage, 11 Quellen)	
pH	6,75 bis 7,80
kein	Fe, Mn, Al
organische Substanz:	1,5 bis 3,5 mg C/l
Westabdachung (Staulage = Immissionslage, 10 Quellen)	
pH	3,75 bis 4,40
Fe	0,03 bis 0,37 mg/l
Mn	0,4 bis 1,7 mg/l
Al	2,6 bis 7,9 mg/l
organische Substanz:	5,5 bis 30 mg c/l
Toxicitätsgrenze für Fische: 0,2 mg Al/l als freie Al-Ionen.	

Untersucht man kleine, im Wald entspringende Quellen, so ergibt sich das in Tabelle 4 am Beispiel des Kaufunger Waldes dargestellte Bild. Der Kamm dieses Gebirges besteht aus mittlerem Buntsandstein, an der Ostabdachung tritt unterer Buntsandstein aus, während auf der flacheren Westabdachung der anstehende mittlere Buntsandstein stärker mit Fließerdern verhüllt ist. Die Sedimente der Westabdachung haben also sicherlich die geringere Pufferfähigkeit; dies verstärkt die durch die unterschiedliche Immissionsbelastung

(Westabdachung als Immissionslage, Ostabdachung als Immissionschutzlage) bedingten Unterschiede, in der Wasserqualität. Die an der Ostabdachung untersuchten Quellen weisen durchweg eine akzeptable Wasserqualität auf, während die Quellen an der Westabdachung mit pH-Werten zwischen 3,75 und 4,4, Al-Konzentrationen bis zu 7,9 mg/l und Gehalten an organischer Substanz bis 30 mg C/l nicht mehr akzeptabel sind. Dies zeigt an, daß großflächig saures Sickerwasser aus der Bodendecke austritt.

Boden als Filter

In einem solchen Gebiet ist der Boden als Filter zusammengebrochen, er belastet möglicherweise durch einen Vorratsverlust an Schwermetallen (siehe Tabelle 2) noch die Hydrosphäre. Die hohen C-Gehalte zeigen die hohe Mobilität der organischen Bodensubstanz an, die zwar z.Z. den aufstockenden Wald durch Maskierung von Al- und Schwermetallionen noch mehr oder weniger vor letal wirkenden Wurzelschäden schützen, aber natürlich kein dauerhafter Schutz sind und kein stabiles Waldökosystem ermöglichen. Knapp ein Drittel der Fläche der Bundesrepublik Deutschland ist mit Wald bedeckt. Mit steigender Höhenlage nimmt der Anteil der Waldfläche an der Flächennutzung zu, in den höheren Lagen der Mittelgebirge ist Wald fast die einzige Nutzungsform. Mit steigender Höhenlage steigt aber auch die Niederschlagsmenge und damit die Bedeutung einer Fläche für die Grundwasserneubildung an. Wahrscheinlich tragen Waldflächen im Mittelgebirge das Doppelte oder Mehrfache zur Grundwasserneubildung bei als landwirtschaftlich genutzte Flächen in niederschlagsärmeren tieferen Lagen.

- Nach diesen Daten, die durch Untersuchungen von KRIETER (unveröffentl.) im Hunsrück bestätigt werden, muß man damit rechnen, daß das Grundwasser in seiner Qualität so gefährdet ist, daß es toxische Metallionen-Konzentrationen aufweisen kann. Bei anhaltender Belastung ist dies nicht eine Frage des Ob, sondern eine Frage des Wann: Wann ist die Pufferfähigkeit des Sickerwasserleiters erschöpft, und wann ist dem vorhandenen Grundwasservorrat so viel saures Sickerwasser beigemischt, daß seine Qualität umschlägt?

Gegenmaßnahmen

Die möglichen Gegenmaßnahmen kann man unter den Begriffen »Objektschutz« und »Vermeidungsstrategie« zusammenfassen.

Objektschutz heißt, daß man die Immission am Ort des Eintritts in das Ökosystem bekämpft. Normalerweise muß der Objektschutz einsetzen, bevor der schädigende Faktor sich auszuwirken beginnt – diesen Zeitpunkt hat man um Jahrzehnte versäumt. Ein Objektschutz ist auch nur gegen Versauerung möglich, nicht aber gegen die im Kronenraum sich akkumulierenden Schwermetalle.

Aus dieser Tatsache, daß es gegen den Schwermetalleintrag und seine Auswirkungen keine Schutzmöglichkeit am Immissionsort gibt, leitet sich zwangsläufig die Folgerung ab, daß nur die Vermeidungsstrategie, d.h. die Vermeidung der Emission, eine Lösung des Problems darstellt. Für das Syndrom der Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen kann ein Objektschutz gegen Bodenversauerung nur eine verzögernde Wirkung haben: das Schadensereignis, das zum Absterben der Bäume führt, tritt später und kleinflächiger ab.

Dies allein ist allerdings schon ein hinreichender Grund, um Objektschutz gegen Bodenversauerung großflächig zu betreiben, und zwar aus wirtschaftlichen Gründen: Ziel ist,

den mit dem Absterben von Bäumen oder Wäldern verbundenen vorzeitigen Holzanfall möglichst hinauszuziehen, um die Zeitspanne der drohenden Versorgungslücke mit stärkeren Sortimenten klein zu halten.

Der Objektschutz gegen Bodenversauerung erfolgt durch Kalkung (B 25, A 8, 11, 77). Gegen die Oberflächenkalkung von Beständen z.B. durch Verblasen entsprechender Kalkdünger wird eingewendet, daß diese Maßnahme zu Stickstoffverlusten aus dem Ökosystem führt. Davon kann in der Tat bei allen Beständen mit Auflagehumus in der Form von Moder oder Rohhumus ausgegangen werden (A 1, 2). Das Problem liegt jedoch nicht in der Zugabe von carbonatischen oder silikatischen Ca-Verbindungen, sondern in der am Standort vorliegenden Störung der Zersetzerkette. Zu Böden mit einer intakten Zersetzerkette, d.h. mit (Wurm-)Mull als Humusform, kann man carbonatische oder silikatische Kalke ohne Gefahr von Stickstoff-Verlusten zufügen. Das destabilisierte Ökosystem reagiert also auf eine Maßnahme, die seiner Stabilisierung dient, mit Verlusten, es durchläuft gewissermaßen einen Fieberschub. Man kann durch verschiedene Maßnahmen versuchen, diesen Schub klein zu halten.

Es bedeutet jedoch eine völlige Verkenning dieser Reaktion des Ökosystems, wenn man die Schutz- und Heilbehandlung einer Kalkung deshalb unterließe. Bei Waldökosystemen im Stadium des Humus-Vorratsabbaus, erkennbar an niedrigen pH-Werten im Mineralboden bei Mull oder mullartigem Moder als Humusform, ist sogar anzunehmen, daß eine Kalkung die bestehenden Stickstoffverluste durch Auswaschung von Nitrat und insbesondere durch Denitrifikation vermindert oder gar verhindert.

Eine Kompensationskalkung zur Neutralisierung des in den Boden eindringenden sauren Niederschlagswassers ist in allen Wäldern notwendig. Sie ist in folgenden Fällen vordringlich:

- in Fichtenbeständen mit Kronenschäden. In diesen Beständen kann die Bodenversauerung so weit fortgeschritten sein, daß auch der Auflagehumus schon weitgehend an Calciumionen verarmt ist. Bei diesen Beständen besteht die Gefahr, daß sie beim nächsten Versauerungsschub (nach dem nächsten warmtrockenen Jahr) als Folge von Al-Toxizität weder im Mineralboden noch im Auflagehumus ein ausreichendes Feinwurzelsystem entwickeln können und damit zum Absterben verurteilt sind. Durch Kalkung ließe sich der Abgang dieser Bestände zeitlich und flächenmäßig verteilen.
- in Dickungen. Während der Stangenholzphase kann in solchen Beständen keine Düngung mehr durchgeführt werden, während gleichzeitig besonders in Nadelholzreinständen ein interner Versauerungsschub läuft. Hier muß die Kalkung also erfolgen, solange diese Maßnahme technisch überhaupt noch durchführbar ist.
- in Buchenaltbeständen mit fehlender Bodenvegetation oder gar Streuverwehung.
- in schlecht wüchsigen Kulturen. Zur Rettung der Kultur kann es notwendig sein, zusätzlich auch noch NPK-Dünger anzuwenden (B 26).

Die Forstwirtschaft sollte schon heute bei der Planung ihrer Maßnahmen davon ausgehen, daß sich in nicht allzu ferner Zeit die Vermeidungsstrategie durchsetzen wird, daß also im Hinblick auf die heute zu begründenden Waldökosysteme davon ausgegangen werden kann, daß diese ihre Entwicklung unter abnehmender Belastung durch Deposition von Luftverunreinigungen durchlaufen. Die Gelegenheit, auf einem gewollten oder ungewollten Kahlschlag ein Waldökosystem neu begründen zu müssen, sollte daher dazu genutzt

werden, die bodenchemischen und bodenbiologischen Bedingungen für die Entwicklung eines stabilen Waldökosystems herzustellen.

Dies bedeutet eine Melioration, oder richtiger eine Ökosystem-Reparatur, im Sinne von WITTICH (A 78): durch die Einarbeitung von silikatischen oder carbonatischen Kalken wird der chemische Bodenzustand in den Silikat-Pufferbereich verschoben; durch den Anbau von Leguminosen, besonders der blauen Lupine (KRAMER B 27) wird der Bedarf an eiweißreicher Nahrung für die Zersetzer gedeckt. Ziel ist nicht nur ein hoher Holzzuwachs, sondern als Vorbedingung für dessen Nachhaltigkeit das Vorhandensein von Regenwürmern im Boden: (vgl. hierzu A 62). Auf vielen Standorten sind zur Erreichung dieses Ziels Kalkmengen in der Größenordnung von 10 000 kg CaO/ha erforderlich; soweit möglich sollte eine solche Kalkung durch die Zufuhr basischer Gesteinsmehle ergänzt werden.

Nachwort

Der Mensch war ursprünglich ein Glied in der Kette der Zersetzer, oder, wie sie richtiger auch genannt werden, der Sekundärproduzenten. Durch die Entwicklung von Nachwuchspflege, Werkzeugen und Waffen hat er sich aus dem Gleichgewicht des Schreckens gelöst, als das die Räuber/Beute-Beziehung in Nahrungsnetzen gesehen werden muß. Mit der Anlage von Äckern und dem Halten von Weidetieren hat er sich vor ca. 5000 Jahren zum Gestalter der Ökosysteme aufgeworfen.

Ökosysteme haben die thermodynamisch begründete Tendenz, unter möglichst guter Ausnutzung der Sonnenenergie möglichst viel an reich gemischter, in der Hauptsache aber leicht ausnutzbarer Nahrung für die Zersetzer zu produzieren. Diese streben eine vollständige Recyclingung innerhalb des Ökosystems an, wobei der horizontale Stoffaustausch mit der Umwelt minimal bleibt und der vertikale Stoffaustausch sich fast ganz auf Kohlendioxid, Sauerstoff und Wasser beschränkt.

Mit der Anwendung von Feuer für Rodungszwecke hat der Mensch frühzeitig einen Weg entdeckt, Energie zu verschleudern. In den von ihm geschaffenen Siedlungssystemen hat er die Recyclingung auf die aus seuchenhygienischen Gründen notwendige Abfallbeseitigung beschränkt. Von einem Element der Ökosysteme ist der Mensch zu einem von außen auf die Ökosysteme einwirkenden Umweltfaktor geworden und er hat dies auch in Form der Niederlassung in Siedlungen äußerlich vollzogen.

Über Jahrtausende hat der Mensch in den Siedlungssystemen dieselben Stoffe umgesetzt, die auch in unberührten Ökosystemen umgesetzt werden. Er hat die stoffliche Umwelt der Ökosysteme zwar quantitativ, aber nicht qualitativ verändert. Mit der Industrialisierung hat der Mensch jedoch Technik-Systeme geschaffen, in denen er Stoffe produziert, die in der Natur nicht vorkommen oder praktisch nicht umgesetzt werden. Das Prinzip, Nebenprodukte als lästigen Abfall zu betrachten, hat er beibehalten.

Die technischen Systeme zielen auf die maximale Abgabe eines marktfähigen Produktes an die Umwelt ab. Bei niedrigen Kosten für Energie und Rohstoffe tendieren sie dazu, bei geringer Energieausnutzung die internen Stoffumsätze zu minimieren und den Stoffaustausch mit der Umwelt in Form von Produkten und Abfall zu maximieren. Technische Produktionsstätten sind also nach den genau umgekehrten Prinzipien organisiert als es die Thermodynamik den natürlichen Ökosystemen auferlegt: Energieverschwendung, möglichst wenig Recyclingung, Abgabe von Abfall und bald zu Abfall werdenden Produkten an die umgebenden Ökosysteme sowie an die Luft und das Wasser. Seitdem der Mensch Luft-

und Wasserverunreinigungen produziert, die dem Ferntransport unterliegen, beeinflusst er auch Gebiete, die er nicht betritt. Bis 1950 waren diese Fernwirkungen episodische Ereignisse. Seither hat sich in großen Teilen der nördlichen Hemisphäre eine Dauerbelastung eingestellt.

Aus ökosystemarer Sicht ergeben sich keine Hinweise darauf, daß Ökosysteme gegenüber Änderungen im Stoffeintrag indifferent sind. Im Gegenteil muß man davon ausgehen, daß die Ökosphäre ein begrenztes Volumen aufweist, in dem sich potentielle Giftstoffe bis zur Erreichung der Toxizitätsgrenze akkumulieren und dessen chemischer Zustand sich dem des eindringenden Niederschlags angleicht. Der chemische Gleichgewichtszustand, dem die Ökosysteme zustreben, wird durch den pH-Wert des Niederschlags unterhalb des Kronendachs bestimmt. Mit pH-Werten unter 4,2, im Extremfall von 2,7, liegt dieser Wert nach bisherigem naturwissenschaftlichen Wissen außerhalb des Existenzbereichs produktiver Ökosysteme. Diese Entwicklung erfolgt unter dem Zwang thermodynamischer Prinzipien.

Die Ausscheidung von Arten aus dem Ökosystem erfolgt auf zweierlei Weise: bei der Verjüngung und durch verfrühtes Absterben. Bei letzterem spielt die Akkumulation potentieller Giftstoffe wie der Schwermetalle im Organismus eine entscheidende Rolle. Langlebige Arten wie die Bäume sind daher besonders gefährdet. Auch der Mensch ist eine langlebige Art und mit Sicherheit ein Akkumulator z.B. von Schwermetallen, die er über die Atemluft und besonders wohl mit der Nahrung aufnimmt. Der in Tabelle 2 ausgewiesene Verbleib deponierter Schwermetalle im pflanzlichen Organismus ist sicherlich auf agrarische Ökosysteme übertragbar und hat die Folge, daß diese Schwermetalle in die Nahrungskette eingehen, an deren Ende wir stehen.

Wie die dieser Arbeit vorangestellten wissenschaftstheoretischen Überlegungen zeigen, ist es unmöglich zu beweisen, ob eine solche Akkumulation schädlich ist. Genauso ist es unmöglich zu beweisen, daß sie unschädlich ist. Unserer Gesetzgebung liegt im Prinzip die »Unschädlichkeitsvermutung« zugrunde, d.h. es wird zunächst vermutet, daß eine bestimmte Emission unschädlich ist. Um eine Emissionsbeschränkung durchzusetzen, muß die Schädlichkeit nachgewiesen werden.

Dieser Nachweis ist erst möglich, wenn das Schadensereignis eingetreten ist. Bei akkumulierenden Stoffen erfaßt ein solches Schadensereignis jedoch gleichzeitig eine ganze Population, so wie es sich heute im Wald ankündigt. Die Unschädlichkeitsvermutung ruht auf einer wissenschaftstheoretisch nicht haltbaren Vorstellung von dem wissenschaftlich Machbaren, sie ist eine Fiktion. Das Festhalten an dieser Fiktion birgt die Gefahr in sich, daß nicht nur die Bäume aus dem Ökosystem Wald, sondern daß der Mensch, beginnend in Mitteleuropa als der am stärksten belasteten Region der Welt, aus dem Ökosystem Erde verschwindet.

Schon in absehbarer Zukunft könnte es sein, daß wir vermehrt von Krankheiten befallen werden, daß neue unbekannte Krankheiten auftreten, daß wir früher altern und sterben. Man mag an diese Gefahr nicht glauben, eine solche Möglichkeit ausschließen kann niemand. Kann es dann noch einen Zweifel geben, daß und wie wir zu handeln haben?

Will man Ökosysteme und mit ihnen sich selber schonen, so müssen wir für die von uns geschaffenen oder manipulierten Systeme – Siedlungen, Fabriken, Landwirtschaft, Verkehr – die Strategie der Ökosysteme übernehmen: Maximierung der Energieausnutzung, Minimierung des Stoffaustauschs mit der Umwelt (ausgenommen Wasser und Sauerstoff und – in Grenzen – Kohlendioxid); beides zusammen bedeutet Maximierung des internen Stoffkreislaufs, der Recyclingung.

Unsere derzeitigen technischen und Landbausysteme operieren umgekehrt: sie sind auf Maximierung einer Produktion ausgerichtet, die aus dem System exportiert wird, während die Recycling vermieden wird wo immer es geht. Wir müssen jetzt die Fehler korrigieren, die wir im Verlauf der Industrialisierung begangen haben. Wir dürfen die ökologischen Ressourcen Luft, Wasser und Boden weder mit Giftstoffen belasten noch als Abfalldeponie mißbrauchen. Wir müssen die von uns geschaffenen und bewirtschafteten technischen und ökologischen Systeme als Teilsysteme in den Naturhaushalt eingliedern.

Diese Aufgabe hat ethische, technische und wirtschaftliche Aspekte. Ethisch verlangt uns diese Aufgabe ab, um unserer Kinder und Enkel willen uns heute Einschränkungen aufzuerlegen. Technisch verlangt diese Aufgabe die Vervollkommung der bisher entwickelten Produktionstechnologie: die Entwicklung technologischer Verfahren zur Produktion möglichst langlebiger Produkte mit geringem Energieaufwand unter Wiederverwendung aller Nebenprodukte.

Der Mensch hat die von ihm geschaffenen und bewirtschafteten Systeme nach ökonomischen Gesichtspunkten mit dem Ziel der Maximierung seines Nutzens strukturiert. Gegen die Anwendung dieses Prinzips wäre dann nichts einzuwenden, wenn die Bezugsperson, der Nutznießer, richtig definiert ist. Nutznießer sind heute Individuen und Gesellschaften im soziologischen Sinn. Wegen der ökologischen Langzeitwirkung menschlicher Handlungen ist diese Definition der Nutznießer unzureichend, sie berücksichtigt nicht die Belange der künftigen Generationen. Nutznießer muß

der Mensch als Art sein, da wir ein Überleben über Jahrtausende ermöglichen müssen. Dies ist für den Menschen keine ungewöhnliche Zeitdimension. Die Religionsstifter, deren Denken und Handeln nach wie vor große Teile der Menschheit prägt, haben vor 1500 bis 2500 Jahren gelebt. Wie prägen wir die Zukunft?

Wir brauchen also eine Erweiterung unseres ökonomischen Steuerungssystems: nachteilige Auswirkungen in naher oder ferner Zukunft müssen in die Nutzenkalkulation eingehen. Eine solche Erweiterung braucht ein sicheres naturwissenschaftlich-ökologisches Fundament, das es erlaubt, über nachteilige Auswirkungen möglicher Handlungen Einverständnis zu erzielen. Dieses Fundament ist noch nicht in ausreichendem Ausmaß vorhanden; es zu schaffen ist die dringendste wissenschaftliche Aufgabe.

● Von den nötigen technologischen Entwicklungen kann eine sofort in die Realität umgesetzt werden: die nahezu 100%ige Abgasreinigung bei Kohlekraftwerken, wodurch die Emission der in den Ferntransport eingehenden Schwermetalle und von Schwefeldioxid drastisch reduziert werden kann. In vielen anderen Fällen erfordert die Umstellung unserer technischen Systeme neue technologische Entwicklungen besonders hinsichtlich der Recycling, die Jahrzehnte in Anspruch nehmen. Je früher eine Volkswirtschaft mit dieser Entwicklung beginnt, um so größer kann ihr technologischer Vorsprung sein. Wir müssen mit dieser Entwicklung sofort und bewußt beginnen. Den nötigen gesellschaftlichen Rahmen hierzu muß der Gesetzgeber setzen.

Literatur

A. Arbeiten über Deposition von Luftverunreinigungen in Waldökosystemen und ihre Auswirkungen aus dem Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen (Auszug).

0 ULRICH, B.:
Ausmaß und Selektivität der Nährelementaufnahme in Fichten- und Buchenbeständen.
Allgem. Forstzeitschr. 23, 815 (1968)

1 ULRICH, B.:
Die Reaktionen von Calciumcarbonat bei der Einarbeitung von Kalkmangel in stark versauerte Waldböden mit Auflagehumus.
Allgem. Forst- und Jagdzeitung 141, 5-9 (1970)

2 ULRICH, B. u. KEUFFEL, W.:
Auswirkungen einer Bestandeskalkung zu Fichte auf den Nährstoffhaushalt des Bodens - Untersuchungen an Kalkungsversuchen im FA Escherode.
Forstarchiv 41, 30-35 (1970)

3 ULRICH, B. u. KHANNA, P. K.:
Methodische Untersuchungen über Kationengehalt der Bodenlösung und Schofield'sche Potentiale
Göttinger Bodenkundliche Berichte 19, 121-148 (1971)

4 ULRICH, B.:
Die Bodenlösung - Zusammensetzung, Gleichgewichte, Informationsgehalt.
Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges. 10, 158-162 (1970)

5 ULRICH, B., AHRENS, E. a. ULRICH, M.:
Soil chemical differences between beech and spruce sites - an example for the methods used in Solling project.
Ecological Studies 2, 1971-190 (1971)

6 ULRICH, B. u. WACHTER, H.:
Bodenkundliche Gesichtspunkte zur Frage der Bodenbearbeitung im Wald.
Allgem. Forst- und Jagdzeitung 142, 257 bis 265 (1971)

7 ULRICH, B., MAYER, R. a. PAVLOV, M.:
Investigations on bioelement stores and bioelement cycling in beech and spruce stands including input-output analysis.
Swedish Nat. Sci. Res. Council, Bull. Ecol. Res. Committee 14, 87-113 (1971)

8 ULRICH, B.:
Grundsätzliches zur Forstdüngung.
Der Forst- und Holzwirt 26, 433-435 (1971)
Jahresber. Hess. Forstverein 1971, S. 5-11

9 ULRICH, B.:
Forstdüngung und Umweltschutz.
Allgem. Forstzeitschr. 27, 147-148 (1972)

10 ULRICH, B.:
Chemische Wechselwirkungen zwischen Wald-Ökosystemen und ihrer Umwelt.
Forstarchiv 43, 41-43 (1972)

11 GUSSONE, H. A., REHFUESS, K. E. u. ULRICH, B.:
Entwicklungstendenzen der Forstdüngung.
Allgem. Forst- und Jagdzeitung 143, 41-48 (1972)

12 ULRICH, B.:
Betriebswirtschaftliche Konsequenzen von Eingriffen in den Nährstoffhaushalt von Wald-Ökosystemen.
Forstarchiv 43, 129-132 (1972)

13 ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K. and PRENZEL, J.:
Modelling of bioelement cycling in a beech forest of Solling district.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 29, 1-54 (1973)

14 ULRICH, B., STEINHARDT, U. und MÜLLERSUUR, A.:
Untersuchungen über den Bioelementgehalt in der Kronentraufe.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 29, 133-192 (1973)

15 KHANNA, P. K. and ULRICH, B.:
Ion Exchange Equilibria in an Acid Soil.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 29, 211-230 (1973)

16 ULRICH, B.:
The nutrient cycle in forest ecosystems as influenced by fertilization.
Proceedings of Int. Symposium on Forest Fertilization, Paris, 1973 ed. FAO, pag. 23-31

17 ULRICH, B.:
Standörtliche Grundlagen einer Düngungsplanung im niedersächsischen Tiefland.
Der Forst- und Holzwirt 29, 29-32 (1974)

18 MAYER, R. and ULRICH, B.:
Conclusions on the filtering action of forests from ecosystems analysis.
Ecol. Plant 9, 157-168 (1974)

19 ULRICH, B.:
Modellierung von Ökosystemen.
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 19, 103 bis 113 (1974)

20 ULRICH, B., MAYER, R. und SOMMER, U.:
Rückwirkung der Wirtschaftsführung über den Nährstoffhaushalt auf die Leistungsfähigkeit der Standorte.
Forstarchiv 46, 5-8 (1975)

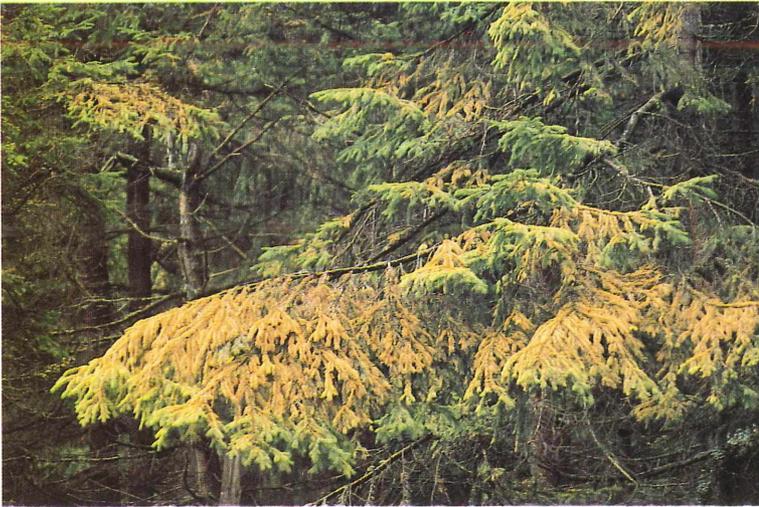
21 ULRICH, B.:
Die Umweltbeeinflussung des Nährstoffhaushalts eines bodensauren Buchenwalds.
Forstwiss. Cbl. 94, 280-287 (1975)

- ULRICH, B.:
Fates of applied nutrients in forest ecosystems
XVI IUFRO World Congress Proceedings Division I, 106–113 (1976)
- MAYER, R., ULRICH, B. und KHANNA, P. K.:
Die Ausfilterung durch Wälder – Einflüsse auf die Azidität der Niederschläge und deren Auswirkung auf den Boden.
Mitteilg. Dt. Bodenkdl. Ges. 22, 339–348 (1975)
- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K., SEEKAMP, G. und FASSBENDER, H. W.:
Input, Output und interner Umsatz von chemischen Elementen bei einem Buchen- und einem Fichtenbestand.
Verhandlungen Ges. f. Ökologie, Göttingen, pag. 17–28, Elsevier (1976)
- FASSBENDER, H. W. und MATZNER, E.:
Zur Bildung von basischen Aluminiumsulfaten im Boden.
Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 25, 175–182 (1977)
- MAYER, R. und ULRICH, B.:
Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulfur and nitrogen compounds – Its role in the element balance and effect on soil.
Water, Air and Soil Pollution 7, 409–416 (1977)
- FASSBENDER, H. W.:
Modellversuch mit jungen Fichten zur Erfassung des internen Nährstoffumsatzes.
Oecologia Plantarum 12, 263–272 (1977)
- HEINRICHS, W. und MAYER, R.:
Distribution and cycling of major trace elements in two central european forest ecosystems.
J. Environ. Qual. 6, 402–406 (1977)
- KHANNA, P. K. und BEESE, F.:
The behavior of sulfate on salt input in podzolic brown earth.
Soil Sci., 125 (1), 16–22 (1978)
- PILLAI-NAIR, V. D.:
Aluminium Species in Soil Solutions.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 52, 1–123 (Diss. Univ. Göttingen) (1978)
- MAYER, R.:
Adsorptionsisothermen als Regelgrößen beim Transport von Schwermetallen in Böden.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 141, 11–28 (1978)
- ULRICH, B.:
Beitrag zur Frage der Stickstoffdüngedürftigkeit: Stickstoffzufuhr aus der Luft und Stickstoffumsatz im Boden.
Landwirtsch. Forschung 31, 111–117 (1978)
- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K. und PRENZEL, J.:
Ausfilterung von Schwefelverbindungen aus der Luft durch einen Buchenbestand.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 141, 329–335 (1978)
- ULRICH, B.:
Forstdüngung und Umwelt.
Allgem. Forstzeitschrift 15, 413–416 (1978)
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P. K.:
Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling.
Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen 58, 291 S. (1979) Sauerländer Verlag
- HETSCH, W. und ULRICH, B.:
Die langfristige Auswirkung von Kalkung, Bodenbearbeitung und Lupinenanbau auf die Bioelementvorräte zweier Flottsandstandorte im FA Syke.
Forstwiss. Centralbl. 98, 237–244 (1979)
- NAIR, V. D. und PRENZEL, J.:
Calculations of equilibrium concentration of mono- and polynuclear hydroxyaluminium species at different pH and total aluminium concentrations.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 141, 741–751 (1978)
- MEIWES, K. J.:
Der Schwefelhaushalt eines Buchenwald- und eines Fichtenwaldökosystems im Solling.
Göttingen Bodenkundliche Berichte, 60; 1–108 (Diss. Univ. Göttingen) (1979)
- FÖLSTER, H., HASE, H. und ULRICH, B.:
»Freisetzung von Aluminium in mitteldeutschen sauren Braunerden aus Löß-Sandstein-Fließerdern.«
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 142, 185–194 (1979)
- ULRICH, B.:
Forests in Central Europe. In M. J. FRISSEL: Agro-Ecosystems.
Agroecosystems 7, 97–106 (1977)
- MAYER, R. und ULRICH, B.:
Input of atmospheric sulfur by dry and wet deposition to two Central European Forest Ecosystems.
Atmospheric Environment 12, 375–377 (1978)
- RÖHRIG, E., BARTELS, H., GUSSONE, H.-A. und ULRICH, B.:
Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung der Buche (*Fagus silvatica*).
Forstwiss. Cbl. 97, 121–131 (1978)
- HETSCH, W., BEESE, F. und ULRICH, B.:
Die Beeinflussung der Bodenlösung durch Unterdrucklysimeterkerzen aus Ni-Sintermetall und Keramik – ein Labortest.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 142, 69–85 (1979)
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P. K.:
Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 142, 601–615 (1979)
- ULRICH, B., VAN DER PLOEG, R. R. und PRENZEL, J.:
Mathematische Modellierung der Funktionen des Bodens im Stoffhaushalt von Ökosystemen.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 142, 259–274 (1979)
- ULRICH, B. und MAYER, R.:
Throughfall and Stemflow – A Review. In: Methods for studying acid precipitation in forest ecosystems, I. A. NICHOLSON, I. S. PATERSON and F. T. LAST, eds., Institute of Terrestrial Ecology, Edingburgh, page 47–58 (1977)
- MATZNER, E.:
Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 63. (Diss. Forst. Fakultät, Göttingen) (1980)
- HEINRICHS, H. und MAYER, R.:
Distribution and cycling of nickel in forest ecosystem. In: Nickel in the Environment, J. O. NRIAGU, ed. John Wiley and Sons, pp. 431–455 (1980)
- LAST, F. T., LIKENS, G. E., ULRICH, B. und WALLOE, L.:
Acid precipitation-progress and problems. Conference Summary. Proc., Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation, SNSF project, Norway (1980)
- MEIWES, K.-J., HEINRICHS, H. und KHANNA, P. K.:
Schwefel in Waldböden Nordwestdeutschlands und seine vegetationsabhängige Akkumulation.
Plant and Soil 54, 173–183 (1980)
- ULRICH, B.:
Ökologische Geschichte der Heide.
Allgem. Forstztschr. Heft 11, 251–252 (1980)
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P. K.:
Chemical changes due to acid precipitation in a loess derived soil in Central Europe.
Soil Sci. 130, 193–199 (1980)
- ULRICH, B.:
Die Bedeutung von Rodung und Feuer für die Boden- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa.
Forstwiss. Cbl. 99, 376–384 (1980)
- ULRICH, B.:
Die Wälder in Mitteleuropa: Meßergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung.
Allgem. Forstzeitschr. 1198–1202 (1980)
- MATZNER, E. und ULRICH, B.:
The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 143, 666–678 (1980)
- MEIWES, K. J., KHANNA, P. K. und ULRICH, B.:
Retention of sulphate by an acid brown earth and its relationship with the atmospheric input of sulphur to forest vegetation.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 143, 402–411 (1980)
- MAYER, R. und ULRICH, B.:
Input to soil, especially the influence of vegetation in intercepting and modifying inputs.
In T. C. HUTCHINSON and M. HAVAS (ed.), Effect of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems, S. 173–182, Plenum Press, New York (1980)
- ULRICH, B.:
Production and Consumption of Hydrogen Ions in the Ecosphere.
In T. C. HUTCHINSON and M. HAVAS (ed.): Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems, S. 255–282, Plenum Press, New York (1980)
- PRENZEL, J.:
Ein bodenchemisches Gleichgewichtsmodell mit Kationenaustausch und Aluminiumhydroxosulfat. Diss. Univ. Göttingen (1981)
- KHANNA, P. K. und ULRICH, B.:
Changes in the chemistry of throughfall under stands of beech and spruce following the addition of fertilizers.
Acta Oecologia 2, 155–164 (1981)
- ULRICH, B.:
Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. 144, 289–305 (1981)
- ULRICH, B.:
Zur Stabilität von Waldökosystemen.
Forstarchiv 52, 165–170 (1981)
- ULRICH, B.:
Die Rolle des Waldes für die Wassergüte.
Allgem. Forstzeitschr. 36, 1107–1109 (1981)
- ULRICH, B.:
Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen.

- Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. **144**, Heft 6 (1981)
- 65 MATZNER, E., HÜBNER, D. and THOMAS, W.:
Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. **144**, 283-288 (1981)
- 66 MATZNER, E. und HETSCH, W.:
Beitrag zum Elementaustausch mit dem Sickerwasser unter verschiedenen Ökosystemen im nordwestdeutschen Flachland.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd. **144**, 64-73 (1981)
- 67 MEIWES, K. J. and KHANNA, P. K.:
Distribution and cycling of sulphur in the vegetation of two forest ecosystems in an acid rain environment.
Plant and Soil **60**, 369-375 (1981)
- 68 HETSCH, W., MEIWES, K. J. und ULRICH, B.:
Änderungen bodenchemischer Standortseigenschaften durch saure Niederschläge.
Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien, **140**, 223-230 (1981)
- 69 MATZNER, E. und ULRICH, B.:
Bilanzierung jährlicher Elementflüsse in Waldökosystemen im Solling.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd., im Druck (Heft 6) (1981)
- 70 MAYER, R. und HEINRICHS, H.:
Gehalte von Haupt- und Spurenelementen in den Wurzeln von Waldbäumen und -kräutern auf unterschiedlichen Böden.
Z. Pflanzenernährung und Bodenkd., im Druck (Heft 6) (1981)
- 71 MAYER, R.:
Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetall-Haushalts von Waldökosystemen.
Göttinger Bodenkdl. Ber., **70**, 1-292 (1981)
- 72 ULRICH, B.:
Destabilisierung von Waldökosystemen durch Biomassennutzung.
Forstarchiv, im Druck (1982)
- 73 ULRICH, B.:
Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen.
Forst- und Holzwirt **36**, 525-532, 1981
- 74 ULRICH, B.:
Einige Ergebnisse zur Charakterisierung des chemischen Bodenzustands der Exkursionsprofile (italienische Ostalpen).
Göttinger Bodenkdl. Ber. **68**, 72-89 (1981)
- 75 ULRICH, B.:
Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens (*Abies alba* Mill.).
Forstwiss. Centralbl. **100**, 228-236 (1981)
- 76 HETSCH, W., KRAMER, W. und WESSELS, W.:
Bodenkundliche und waldbauliche Auswirkungen einer kombinierten Meliorationsmaßnahme im Forstamt Syke.
Forst- und Holzwirt **36**, 548-553 (1981)
- 77 GUSSONE, H. A. und ULRICH, B.:
Kompensation immissions- und nutzungsbedingter Minderungen der Ertragsfähigkeit von Waldböden.
Schriftenreihe Forstl. Fak. Univ. Göttingen **69**, 30-39 (1981)
- 78 WITTICH, W.:
Der heutige Stand unseres Wissens vom Humus und neue Wege zur Lösung des Rohhumusproblems im Walde.
Schriftenreihe Forstl. Fak. Univ. Göttingen **4** (1952)
- 79 ROST, K.:
Toxizität von Aluminium bei Keimpflanzen.
Diss. Univ. Göttingen, in Vorbereitung
- B 1 POPPER, K. R. (1972):
Objektive Erkenntnis.
Hoffmann und Campe Hamburg
- B 2 OECD (1977):
The OECD programme on long range transport of air pollutants.
OECD Paris
- B 3 KÜNSTLE, E., MITSCHERLICH, G. und RÖNICKE, G. (1981):
Untersuchungen über Konzentration und Gehalt an Schwefel, Chlorid, Kalium und Calcium sowie den pH-Wert im Freilandniederschlag und Kronendurchlaß von Nadel- und Laubholzbeständen bei Freiburg i. Br.
Allgem. Forst- und Jagdztn. **152**, 147-165
- B 4 GÜNTHER, K.-H. und KNABE, W. (1976):
Messung der Schwefel- und Säureniederschläge im Ruhrgebiet in der Zeit von Juli 1973 bis März 1975.
Schr.R. Landesamt f. Immissions- und Bodennutzungsschutz d. Landes NRW, Essen, Heft 39, S. 36-44
- B 5 SEIBT, G. (1981):
Die Buchen- und Fichtenbestände der Probeflächen des Sollingprojekts der Deutschen Forschungsgemeinschaft.
Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen **72**, 109 S., Sauerländer Verlag Frankfurt
- B 6 TAMM, C. O. and WIKLANDER, G. (1980):
Effects of artificial acidification with sulphuric acid on the growth in Scots pine forest.
In: DRABLOS, D. and TOLLAN, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation, S. 188-189, SNSF-project, Oslo
- B 7 TVEITE, B. and ABRAHAMSEN, G. (1980):
Effects of artificial acid rain on the growth and nutrient status of trees.
In: T. C. HUTCHINSON and M. HAVAS (eds.): Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press New York S. 305-318
- B 8 BUTZKE, H. (1981):
Versauern unsere Wälder? Erste Ergebnisse der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Wert-Messungen in Waldböden Nordrhein-Westfalens.
Forst- und Holzwirt **36**, 542-548
- B 9 BLUME, H.-P. (1981):
Alarmierende Versauerung Berliner Forsten.
Berliner Naturschutzbl., S. 713-715
- B 10 SCHÖNWIESE, C. D. (1979):
Klimaschwankungen.
Springer-Verlag Heidelberg
- B 11 MEVIUS, W. (1927):
Reaktion des Bodens und Pflanzenwachstum.
Freising und München, Datterer
- B 12 ELLENBERG, H. (1958):
Bodenreaktion (einschl. Kalkfrage).
In: W. RUHLAND (Hrsg.) Handbuch der Pflanzenphysiologie **IV**, 638-708
- B 13 FOY, C. D., CHANEY, R. L., WHITE, M. C. (1978):
The physiology of metal toxicity in plants.
Ann. Rev. Plant Physiol. **29**, 511-566
- B 14 SÜCHTING, H. (1948):
Untersuchungen über die Ernährungsverhältnisse des Waldes X. Über die Wirkung des löslichen (reaktionsfähigen) Aluminiums zweier Waldböden auf die Kiefer.
Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk. **87**, 193-218
- B 15 McCORMICK, L. H. and STEINER, K. C. (1978):
Variation in aluminum tolerance among six genera of trees
Forest Sci. **24**, 565-568
- B 16 WIEDEMANN, E. (1923):
Zuwachsrückgang und Wuchsstörungen der Fichte.
Laux Tharandt
- B 17 KRAUSS, G., MÜLLER, F., GÄRTNER, G. und SCHANZ, H. (1939):
Standortsgemäße Durchführung der Abkehr von der Fichtenwirtschaft im nordwestsächsischen Niederland.
Thar. Forstl. Jb. **20**, 483-709
- B 18 GÖTTSCHE, D. (1972):
Verteilung von Feinwurzeln und Mycorrhizen im Bodenprofil eines Buchen- und Fichtenbestandes im Solling.
Diss. Fachbereich Biologie Univ. Hamburg
- B 19 BAZZIGHIER, G. und SCHMIDT, P. (1969):
Sturmschaden und Fäule.
Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen **120**, Nr. 10
- B 20 KREMSE, W. (1977):
Dokumentation der Sturmkatastrophe vom 13. November 1972. I. Darstellung des Schadensereignisses.
Aus dem Walde Heft 27, 11-23
- B 21 BAUCH, J., KLEIN, P., FRÜHWALD, A., BRILL, H. (1979):
Alterations of wood characteristics in *Abies alba* Mill due to »fir-dying« and considerations concerning its origin.
Eur. J. For. Path. **9**, 321-331
- B 22 LA BASTILLE, A. und SPIEGEL, T. (1981):
Acid rain - how great a menace?
Geographical Magazine, Novemberheft 1981, S. 653-680
- B 23 DRABLOS, D. und TOLLAN, A. (eds.) (1980):
Ecological impact of acid precipitation.
SNSF project, Oslo
- B 24 OVERREIN, L. N., SEIP, H. M. and TOLLAN, A. (1980):
Acid precipitation - effects on forest and fish.
Norges landbruksvitenskapelige forskningsgrad, Research report 19/80
- B 25 WENTZEL, K. F., TESAR, V., SEIBT, G. und MATERNA, J. (1981):
Waldbau in verunreinigter Luft.
Forst- und Holzwirt **36**, 533-542
- B 26 GUSSONE, H. A. und REEMTSMA, J. (1981):
Nährstoffmangel und erste Reaktionen auf Düngungen in Douglasien-Jungwüchsen.
Forst- und Holzwirt **36**, 476-481
- B 27 KRAMER, W. (1981):
Über den Anbau der Dauerlupine (*Lupinus polyphillus* Lindl.).
Forst- und Holzwirt **36**, 173-177

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Bernhard Ulrich
Institut für Bodenkunde und Waldernährung
der Universität Göttingen
Büsgenweg 2
3400 Göttingen-Weende



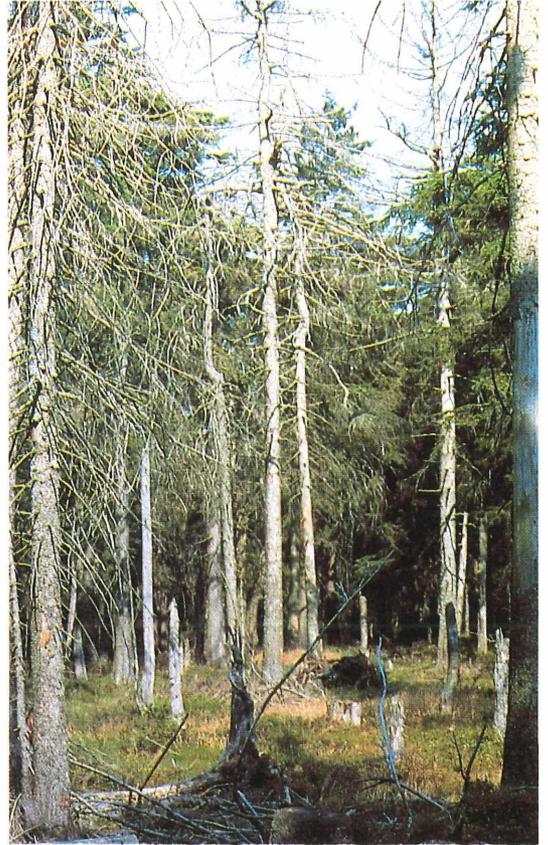
1



2



3



4

Abbildung 1: Seit Jahren vergilben in zunehmendem Maß die Nadeln. Zum Teil erholen sie sich wieder, meist aber werden sie braun und fallen ab. Zurück bleiben die entnadelten Äste und Zweige. Dies kann man besonders an randständigen Bäumen beobachten, aber auch im Innern eines Bestandes an den oberen Trieben. Ist der Waldrand durchsichtig geworden, so können die Luftverunreinigungen in das Bestandsinnere eindringen, der Schadensablauf wird beschleunigt.

Abbildung 2: September 1981 auf dem Bruchberg im Harz. Die geschädigten Bäume verbrauchen weniger Wasser, gleichzeitig wird der nicht mehr durchwurzelte Boden weniger wasserdurchlässig. So vernässen die Böden und vermooren schließlich, nachdem sie zuerst versauert sind. Voraussetzung dafür sind hohe Niederschläge, wie sie in den Kammlagen der Mittelgebirge auftreten.

Abbildung 3: Ein geschädigter Fichtenbestand mit Bäumen in allen Stadien der Schädigung: schütterere Kronen durch Verlust von Nadeln; einseitige Kronen durch Verlust von Trieben; vom Wind geworfene Bäume, die durch Wurzelschäden ihre Verankerung im Boden verloren haben; abgestorbene Bäume.

Abbildung 4: ein abgestorbener Fichtenbestand im Harz (Bruchberg)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: [2_1982](#)

Autor(en)/Author(s): Ulrich Bernhard

Artikel/Article: [Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge 13-28](#)