

## **Einflüsse der Waldbestände auf einige Bioelementgehalte im Bestandesniederschlag und -sickerwasser**

Winfried Bücking\*)

In the natural park 'Schönbuch', a forest area between Tübingen and Stuttgart (Baden-Württemberg, FRG), on substrates of the Middle Keuper through Lower Lias, some bioelement concentrations in precipitation, precipitation under canopy (throughfall and stem flow) and in seepage water were investigated. Beech and spruce stands, each on 3 different soil types (loam, sandy loam and sand; see Table 1) were compared.

Acid load of precipitation in this region ('input') is lower than in other parts of Central Europe (table 2). Since spruce stands filter sulfate, seepage-water under spruce shows lower pH-values and higher  $\text{SO}_4^{2-}$ -concentrations (fig. 5) than beech stands, causing increase of metal concentrations such as  $\text{Al}^{+++}$ ,  $\text{Fe}^{++}$ ,  $\text{Mn}^{++}$  (Fig. 6 through 8). Furthermore the distribution of nitrate concentrations in soil water is soil-specific (Fig. 3): on loam and sandy loam percolating water under spruce shows higher concentrations of nitrate than under beech. There is no difference, however, on poor sand. This seems to reflect different dynamics of humus substances for different soils and different stands.

*Acid precipitation, bioelement concentrations, metal concentrations, nitrification, precipitation, seepage water.*

### 1. Einführung

Vegetation lebt an ihrem Wuchsort unter dem Einfluß der lokalen Standortfaktoren; sie beeinflußt aber gleichzeitig auf vielfältige Weise ihren Standort. Dies gilt auf höherer Ebene für die auf vielfältige Weise untereinander vernetzten lebendigen Elemente der Biozöosen, es gilt auf niedrigerer Ebene auch für rein physikalische Energie- und chemische Stoff-Flüsse. Der Energie- und Stoff-Transfer ist zum Beispiel im Grünland und im Wald verschieden, er ist aber auch im viel-schichtigen Waldbestand anders als im gleichförmigen Hochwald, im Nadelholzbestand anders als im Buchenaltholz.

Nachdem die Belastung und Stoffbefrachtung der Luft, die schon vor mehr als 100 Jahren erkannt wurde (SMITH 1852; historische Übersicht bei COWLING 1980), in den vergangenen Jahrzehnten erheblich zugenommen hat und insbesondere durch die Anreicherung von Stick- und Schwefeloxiden eine Versauerung der Niederschläge eingetreten ist (LIKENS et al. 1972; First International Symposium on acid precipitation and the forest ecosystem, 1975; ULRICH et al. 1978; DRABLØS, TOLLAN 1980), kommt der spezifischen Filterwirkung der verschiedenen Baumarten über die feuchte und trockene Freiland-Sedimentation hinaus eine besondere Bedeutung zu. Bei grundlegenden Ökosystemuntersuchungen z.B. im Solling (ULRICH 1968; MAYER 1971; ULRICH et al. 1979) und bei Freiburg (KÜNSTLE et al. 1981) wurden die unterschiedlichen Bioelementbelastungen unter Buche und Fichte im Niederschlags- und Sickerwasser der Bestände erkannt. Die Vegetationsdecke gibt die ausgefilterte und sedimentierte Fracht weiter an den Boden, der in besonderem Maße zur Abpufferung befähigt ist, dabei allerdings - wie jetzt schon zu befürchten ist - örtlich an die Grenzen seiner Pufferkapazitäten gelangt ist oder schnell dort anlangen wird. Dann aber sind unabhängig von möglichen direkten Schädigungen der Vegetation durch zu hohe Säurekonzentrationen in Luft und Niederschlag Rückwirkungen vom Boden auf den Bestand zu erwarten, etwa durch dauernd oder stoßweise auftretende hohe Säure- oder Schwermetallkonzentrationen im Wurzelbereich.

Untersuchungen zum Einfluß der Bestände auf die Bioelementbewegungen im Boden sollten die standörtliche Vielfalt berücksichtigen. Zwar lassen sich an Hand physikalisch-chemischer Daten Prognosen wagen, sie bedürfen jedoch der Gelände-verifizierung. Wir hoffen, mit unseren Untersuchungen hierzu einen Beitrag zu leisten. Darüber hinaus bleibt die Frage zu klären, welche Baumarten und welche Behandlungsweisen für die Gestaltung des Waldes in Wasserschutzgebieten und in den Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren im Zeichen hoher Umweltgefährdung noch größtmögliche Bestandessicherheit bei höchstmöglicher Wasserqualität versprechen.

\*) Mitteilung des Schönbuch-Projekts.

## 2. Methoden

Es war unser Ziel, die Wasserflüsse, die wichtige Meßebenen eines Waldbestandes passieren, in ihrer chemischen Zusammensetzung und in ihrer Menge (z.T. allerdings nur halbquantitativ) zu erfassen. So ergaben sich die folgenden Meßpunkte:

Freilandniederschlag<sup>1)</sup>  
 Kronentraufe im Bestand<sup>1)</sup>  
 Stammablauf<sup>1)</sup>  
 Sickerplatten<sup>1)</sup>  
 Kleinlysimeter (BRECHTEL 1965; HÖLL 1974)  
 Saugkerzen - 30 cm (HETSCH et al. 1979)  
 Saugflaschen - 50 cm<sup>1)</sup>  
 Saugkerzen - 60 cm  
 erst seit 1981 { Saugkerzen - 100 cm  
 Saugkerzen - 150 cm

Von den untersuchten chemischen Elementen und Verbindungen werden hier nur Nitrat, Sulfat, Aluminium, Mangan, Eisen, Calcium und Magnesium behandelt. Nitrat wurde bestimmt nach der Natrium-salicylatmethode (DEUTSCHE EINHEITSMETHODEN 1960-1976), Sulfat nach Winkler (HÖLL 1970), Aluminium nach der Aluminonmethode (FASSBENDER, AHRENS 1977); Mangan, Eisen sowie Magnesium mittels Atomabsorption in der Flamme und Calcium flammenphotometrisch. Die pH-Wert-Bestimmungen erfolgten elektrometrisch mit einer kombinierten Metrohm-Glas-Elektrode. Die Proben wurden in der Regel wöchentlich entnommen und bis zur Laboranalyse durch Tiefkühlen konserviert (MAYER 1971). Die Auswertung der Analysendaten ist vorläufig und bezieht sich bei den einzelnen Probestellen auf unterschiedlich lange Meßzeiträume von höchstens rund 2 Jahren (Frühjahr 1979 bis Frühjahr 1981).

Tab. 1: Übersicht über die Versuchsflächen

Nr.	Name	Größe m <sup>2</sup>	Geologie m über NN	Boden	Standort 1)	Vegetations- einheit <sup>2)</sup>	Baum- art	Alter	Zahl d. Bäume	Höhe m	BHD <sup>3)</sup> cm	Grundfl. m <sup>2</sup> /ha	
1	Schlag- baum- linde	2907	km 5	450	Pseudogley- Parabraun- erde	Lehmkerf	Hainsimsen- Eichen- Buchenwald, <i>Carex bri- zoides</i> - Variante	Fi	60	302	25-33	12-50	60
2	Bär- loch	5093	Lias α Angula- tensand- stein	495	Pseudogley- Parabraun- erde	Lias- Lehmkerf	Hainsimsen- Eichen- Buchenwald, <i>Carex bri- zoides</i> - Variante	Bu	90	106	21-34	17-54	32
3	Birn- baum	5219	km 4	520	Braunerde bis Para- braunerde	Sandkerf	Hainsimsen- Eichen- Buchenwald, Ausbildung mit Draht- schmiele	Fi	90	313	29-31	21-56	59
4	Denzen- berg	3519	km 4	520	schwach pseudo- vergleyte Braunerde	Sandkerf	Hainsimsen- Eichen- Buchenwald, Reine Aus- bildung	Bu Ei	100	106	28-32	35-48	32
5	Esels- tritt	2517	km 4	490- 500	Podsol über reliktischem hydromorphem Auenboden	Sandhang	Hainsimsen- Eichen- Buchenwald, Ausbildung m. Heidelbeere	Fi Bu	90	175	25-33	26-49	49
6	Förster- stein	3136	km 4	515	podsolige Braunerde	Sand bis Sandkerf	wie 5	Bu Ei	180	52	24-36	Bu 28-67 Ei 39-53	26

<sup>1)</sup> Nach den Forstlichen Standortskarten Bebenhausen und Herrenberg. Die Standorteinheiten tragen die vollständigen Bezeichnungen: 1), 2) Buchen-Eichen-Wald auf frischem Lehmkerf; 3), 4) Buchen-Eichen-Wald auf mäßig saurem Sandkerf; 5) Eichen-Birkenwald auf trocken-sauren Hängen; 6) Buchen-Eichen-Wald auf stark saurem Sand.

<sup>2)</sup> Vegetationseinheiten nach der Vegetationskundlichen Übersichtskarte Landkreis Tübingen (SEBALD 1969).

<sup>3)</sup> BHD = Brusthöhendurchmesser der Bäume.

<sup>1)</sup> Methodische Richtlinien können bei der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Botanik und Standortskunde, Fasanengarten, 7000 Stuttgart 31 angefordert werden.

Das Untersuchungsgebiet Schönbuch liegt zwischen Tübingen und Stuttgart im submontanen Klimabereich (8.4 °C Jahresmittel-Temperatur, 726 mm durchschnittliche Niederschläge, SCHLENKER et al. 1973) in Höhenlagen zwischen rund 350-560 m NN, es gehört gemäß der Regionalgliederung der Forstlichen Standortskartierung Baden-Württembergs zum Wuchsbezirk 'Schönbuch und Rammert' im Wuchsgebiet 'Neckarland'. Die hier untersuchten Flächen liegen im rund 15 000 ha großen, nahezu vollständig bewaldeten Naturpark Schönbuch.

Die Wahl der Flächen erfolgte im Rahmen der bodenkundlichen, hydrogeologischen und landschaftsgliedernden Flächenkartierung des Schönbuchprojekts. Untersucht wurden einige wesentliche Bodenformen des württembergischen Keuperberglandes unter der Bestockung der wichtigsten Wirtschaftsbaumarten Fichte und Buche. Dabei haben sich 3 standörtliche Vergleichspaare ergeben: Bodenform Lehm über Ton (1, 2: Forstliche Standortseinheit 'Lehmkerf', sandiger Lehm über Ton (3, 4: Forstliche Standortseinheit 'Sandkerf'), mehr als 60 cm Sand (5, 6: Forstliche Standortseinheit 'Sand'). Die ungeraden Zahlen geben Flächen mit Fichte an, die geraden Zahlen solche mit Buche. Die von uns ausgewählten Versuchsflächen, ihre Böden und ihre Vegetation sind in Tab. 1 beschrieben. Zur Orientierung sind die Bodenreaktionswerte in Abb. 1 dargestellt.

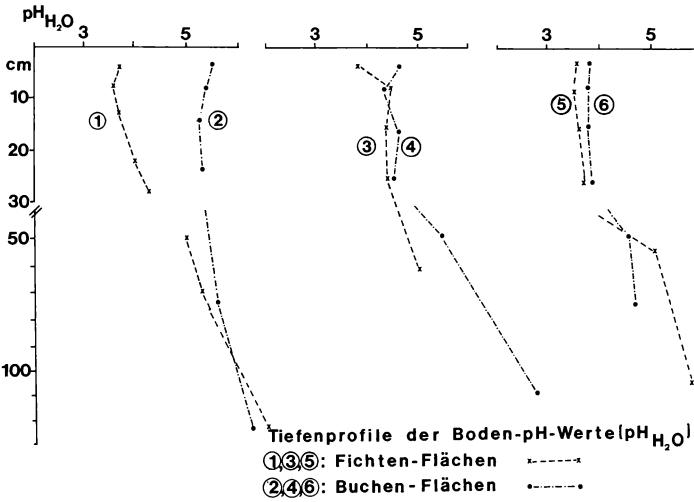


Abb. 1: Tiefenprofile der Boden-pH-Werte (pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub>).

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Azidität der Niederschläge

Die geometrischen Mittelwerte der Azidität des Freilandniederschlags sind gegenüber dem theoretischen Erwartungswert beim Gleichgewicht mit der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration (pH 5.60 - 5.70; BARRETT, BRODIN 1955; ULRICH et al. 1979) auf pH 5.00 abgesunken. Die relativ geringe pH-Absenkung beruht möglicherweise darauf, daß die Proben nicht direkt, sondern erst nach Tiefkühl Lagerung gemessen werden konnten.

Auf der Meßebene Kronentraufe wird bei den pH-Werten eine prinzipielle Differenzierung in Fichten- und Buchenbestände sichtbar (Abb. 2): Während der Bestandesniederschlag unter der Buche nicht oder nur geringfügig gegenüber dem Freilandniederschlag verändert ist, reagiert das Traufwasser der Fichte deutlich saurer.

Beim Stammablauf-Wasser ist bei beiden Baumarten eine pH-Absenkung erkennbar, bei der Fichte ist sie allerdings wesentlich größer. Die Unterschiede zwischen Fichte und Buche bleiben auch im Bodenwasser erhalten, wobei zwar mit zunehmender Tiefe unter beiden Baumarten die pH-Werte wieder ansteigen, unter Buche jedoch früher und stärker. Das Beispiel Sand (5, 6) läßt die Auswirkungen des Standorts erkennen, denn die zwischen Fichte und Buche vorhandenen Abweichungen sind auf diesem ärmeren Substrat wesentlich geringer.

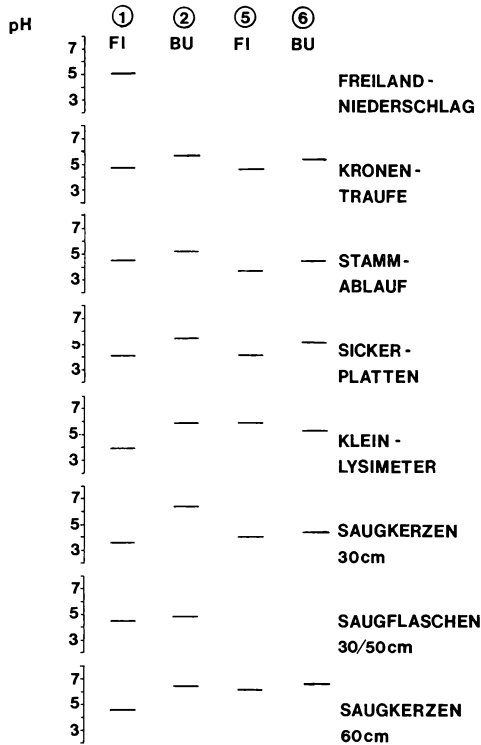


Abb. 2: Übersicht über die pH-Werte im Niederschlags- und Sickerwasser. Meßebenen ohne Balkensignatur: keine Messungen. Fi: Fichten-, Bu: Buchen-Bestände.

### 3.2 Nitrat und Sulfat

Als Hauptursachen für die Versauerung der Niederschläge kommen die Oxide des Stickstoffs und Schwefels in Betracht (LIKENS et al. 1977; ULRICH et al. 1979), die bei industriellen und sonstigen Verbrennungsprozessen von fossilen Brennstoffen entstehen. Sie wandeln sich in luftchemischen Prozessen in Salpeter- und Schwefelsäure um.

Die Nitratkonzentration der Freilandniederschläge ist relativ einheitlich (Abb. 3). In den Kronentraufen nehmen die Konzentrationen deutlich zu, und zwar unter Fichte stärker als unter Buche. Gleiches gilt für die Stammabläufe. Auch im humusreichen Oberboden setzt sich die Differenzierung zwischen den beiden Baumarten fort, solange man die nährstoffkräftigeren Standortseinheiten berücksichtigt. Praktisch kein Unterschied besteht hingegen auf der nährstoffarmen Einheit 'Sand' - beide Flächen sind durch das Auftreten mächtiger Humusauflagen (Rohhumus) gekennzeichnet.

Die Analysendaten der Meßebene ('Kleinlysimeter') vermitteln kein einheitliches Bild; es entsteht vielmehr der Eindruck, daß die Mineralisation durch die mechanischen Eingriffe beim Einbau der Meßvorrichtung kräftig angeregt worden ist. Wir erhalten Daten wie bei einem Brut- (Lagerungs-)versuch mit Hinweisen zur potentiellen N-Mineralisation. Dementsprechend ist die Stickstoff-Nachlieferung des Buchen-Rohhumus wesentlich größer als die des Fichten-Rohhumus.

Dagegen finden sich zwei deutliche Differenzierungsmuster im Saugkerzen-/Saugflaschenbereich:

- hohe Nitratkonzentration unter Fichte auf den lehmig bis lehmig-sandigen Standortstypen gegenüber sehr geringen Konzentrationen unter Buche auf den gleichen Standorten
- geringe Konzentrationen und keine Unterschiede zwischen Buche und Fichte auf dem sandigen Standortstyp.

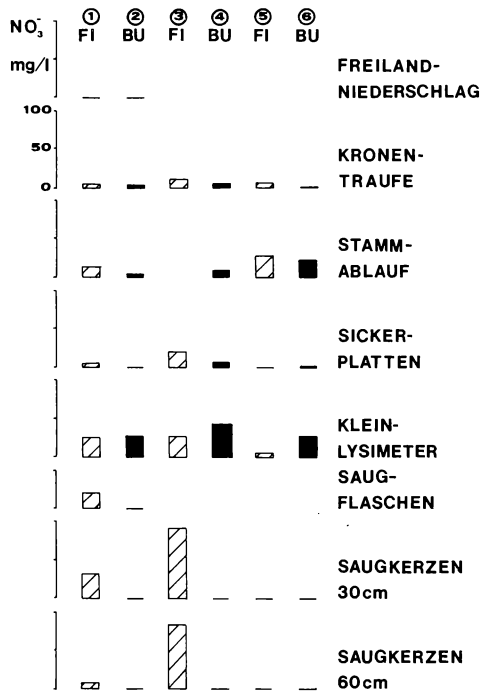


Abb. 3: Übersicht über die Nitratkonzentrationen im Niederschlags- und Sickerwasser.

Besonders aufschlußreich ist der Vergleich der Lehm-/Sandlehmstandorte unter Fichte (Flächen 1 und 3), bei denen die Nitratkonzentration sich in der Größenordnung wesentlich unterscheidet. Nach KREUTZER (1982 und mdl. Mitt.) gibt es für diesen aus den Standortseinheiten kaum erklärbaren Widerspruch öfter Belege und eine einleuchtende Hypothese, nämlich die Geschichte der beiden Bestände. Die Nitratkonzentrationen sind in relativ neu in Fichte umgewandelten Beständen besonders hoch und nehmen mit der Zahl der Fichtengenerationen ab. In der Tat wird die Probefläche mit hohem Konzentrationsniveau von Fichte 1. Generation, die Fläche mit dem geringeren Niveau von Fichte 2. Generation (nach Laubholz) bestockt. Eine andere Erklärungsmöglichkeit besteht darin, daß der im Sickerwasser stark mit Nitrat befruchtete Fichtenbestand 3 partiell nach Sturmwurf verlichtet ist und deshalb mehr Seitenlicht genießt - örtlich wandern die Vorboten einer Schlagvegetation ein, die das sogenannte 'Stickstoff-Fest' ankündigen. Eingriffe in die Bestockung wirken sich jedenfalls immer nachhaltig auf den Oberboden aus, wobei besonders die Stickstoffmineralisation des humusreichen Oberbodens oder der Humusauflagen beeinflußt wird. Unter Buche und Fichte zeigen sich auf den besseren Standortseinheiten (Bodenarten Lehm und sandiger Lehm) grundlegende Unterschiede in der Humusdynamik.

Die Sulfatkonzentrationen des Freilandniederschlags sind in Übereinstimmung mit KLEPSE (1976) vergleichsweise klein (Tab. 2). Die eigentliche Konzentrationszunahme des Sulfats auf dem Wege der bestandesabhängigen Filterung zeigt sich in der Kronentraufe, wobei sich auch im Schönbuch die Fichten im Vergleich zu den Buchen als die effektiveren 'Luftfilter' erweisen. Die Unterschiede der Sulfatkonzentrationen unter Buche und Fichte zeigt Abb. 4. Aus ihr ist - abgesehen von der großen Meßwertstreuung - eine gewisse Saisonalität der Konzentrationen (Winter/Sommer) ersichtlich, deren statistische Sicherung jedoch noch weiterer Messungen bedarf. Im Stammablauf sind die Konzentrationen noch weiter angestiegen (Abb. 5). Das aufgezeigte Verteilungsmuster setzt sich im Bodenwasser der Stand-

Tab. 2: Mittlere Sulfat-Konzentrationen (mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$ ) in den  
Schönbuch-Niederschlägen im Vergleich zum Solling.

	Schönbuch	Solling <sup>1)</sup>
Freiland-Niederschlag <sup>2)</sup>	2-4 <sup>3)</sup>	8
Buche / Kronentraufe (Fläche 2) <sup>2)</sup>	7.5	18
Stammablauf (Fläche 2) <sup>2)</sup>	18	51
Fichte / Kronentraufe (Fläche 1) <sup>2)</sup>	22	42
Stammablauf (Fläche 1) <sup>2)</sup>	197	

1) ULRICH et al. 1979.

2) Vorläufige Auswertung mittels gewogener Mittelwerte.

3) entspricht auch KLEPSEK 1976.

orte mit der Bodenart Lehm und sandiger Lehm im wesentlichen fort, so daß in der Regel das Bodenwasser unter Fichte deutlich höhere Sulfatkonzentrationen aufweist als unter Buche (Abb. 4). Wie beim Nitrat gibt es im Sand-Standortstyp praktisch keine Unterschiede zwischen Buche und Fichte. Hierfür dürfte die unterschiedliche Exponiertheit der Probebestände mitverantwortlich sein.

Untersuchungen von MEIWES et al. (1980) zeigten, daß in sauren Böden Sulfat in unterschiedlichem Maße und in unterschiedlichen Bindungsformen gebunden werden kann; dabei soll der Boden unter Buche mehr  $\text{SO}_4$  binden können als unter Fichte. Dies deckt sich mit unseren Beobachtungen, daß die absaugbaren Bodenlösungen unter Fichte höhere Konzentrationen aufweisen als unter Buche. Abgesehen von den kleineren Input-Konzentrationen unter Buche könnte dies also auch auf höherem Bindungsvermögen beruhen. Ferner fanden die genannten Autoren, daß keine Sulfatbindung in den humusreichen Schichten erfolgt. Dieser Befund könnte die höheren Sulfatkonzentrationen im Rohhumus der Flächen 5 und 6 erklären. Schließlich sollen am Bindungsprozeß polymere Al-OH-Zwischenschichten der Tonminerale beteiligt sein. Entsprechend weist wenigstens das sandreiche, tonarme Profil der Buchenfläche 6 höhere Sulfatkonzentrationen als diejenigen der beiden anderen Buchenflächen auf.

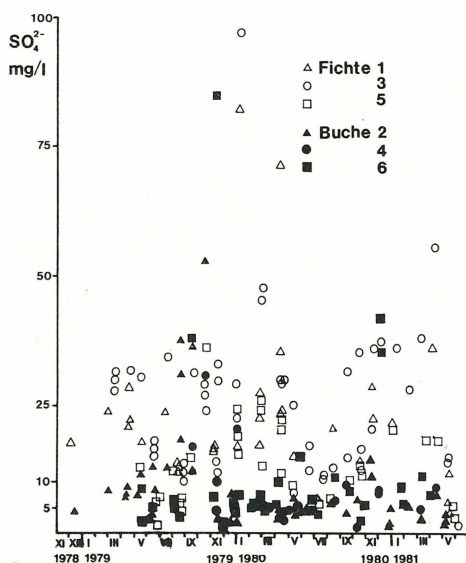


Abb. 4: Sulfatkonzentrationen in der Kronentraufe unter Fichte und Buche.

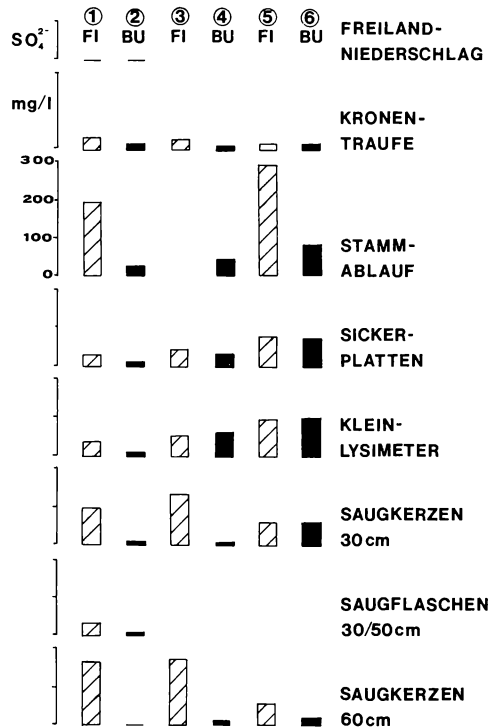


Abb. 5: Übersicht über die Sulfatkonzentrationen im Niederschlags- und Sickerwasser.

### 3.3 Aluminium, Mangan und Eisen

Welche Konsequenzen ergeben sich aus der Aziditätsverteilung in den Bodenlösungen in Abhängigkeit von Bestand und Standort? Hier muß auf die Ionen  $Al^{+++}$ ,  $Mn^{++}$ ,  $Fe^{++}$  eingegangen werden, die bei der Pufferung stärker saurer Böden in höheren Konzentrationen freigesetzt werden und deren dann mögliche Toxizität (HUTCHINSON 1945) derzeit erneut intensiv diskutiert wird (ULRICH et al. 1979).

Die Aluminiumkonzentrationen sind im Freiland-Niederschlag, in der Kronentraufe und in den Stammabläufen nur klein. Im Bodenwasser steigen sie sprunghaft an, und zwar unter Fichte deutlich stärker als unter Buche. Der maximale Mittelwert der Saugkerzen-Fraktion in 30 cm Tiefe betrug im Untersuchungszeitraum bis 1981 rund 12 mg/l (Fichtenfläche 3). Es ergibt sich ein deutlicher exponentieller Anstieg der Al-Konzentrationen mit fallendem pH-Wert der Bodenlösungen (Abb. 6); unter Fichte sind jedoch die Konzentrationen bei vergleichbarem pH-Wert größer. Eine durch die organischen Inhaltsstoffe der Bodenlösungen vermutete Freisetzung des Aluminiums aus dem Saugkerzenmaterial wird nicht bestätigt: Die sehr hoch organisch befruchteten Lösungen der Fläche 6 (hoher Kaliumpermanganatverbrauch) haben geringere Al-Konzentrationen als diejenigen von Fläche 1.

Auch die Eisen- und Manganhalte der Bodenlösungen (Abb. 7 u. 8) steigen an, wenn der pH-Wert absinkt, jedoch ist diese Beziehung weniger straff als beim Aluminium. Bei der Löslichkeit dieser Elemente dürfte außer der  $H^+$ -Konzentration das Redoxpotential eine vorrangige Rolle spielen, das jedoch bisher nicht bestimmt wurde. Bemerkenswert ist, daß auf den Sandflächen 5 und 6 nur noch vergleichsweise geringe Mangan-Konzentrationen gefunden wurden. Dies läßt sich aus der Bodenmorphologie eines Fläche 5 benachbarten Bodenprofils erklären, in dem ab etwa 1 m Tiefe ausgeprägte Mangananreicherungshorizonte auftreten, Zeugen früherer - heute nicht mehr aktueller - Tiefenverlagerung des Mangans unter feucht-sauren Reaktionsbedingungen.

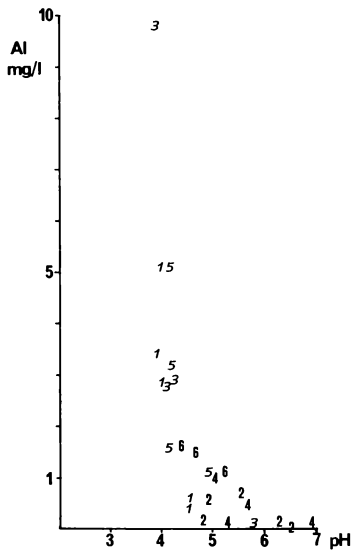


Abb. 6: Beziehungen zwischen Aluminiumkonzentration und dem pH-Wert von Bodenlösungen.  
 Mittelwerte des Untersuchungszeitraums Herbst 1979 bis Sommer 1980.  
 Kursive Zahlen 1, 3, 5: Fichtenflächen; Normalzahlen 2, 4, 6: Buchen-Flächen.  
 Die Entnahmetiefen des Sickerwassers wurden nicht differenziert dargestellt.

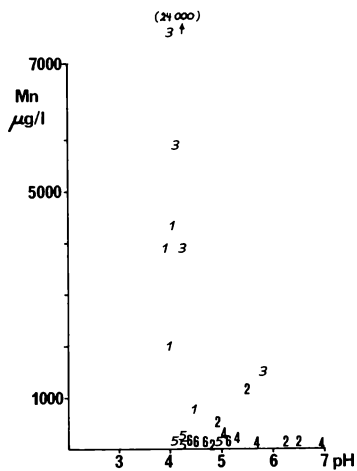


Abb. 7: Mangankonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert der entsprechenden Bodenlösungen.  
 Vgl. Abb. 6.



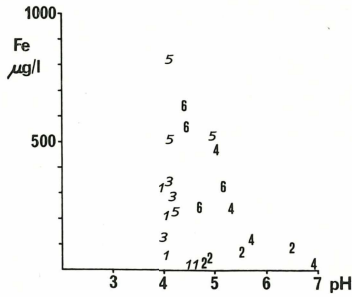


Abb. 8: Eisenkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert der entsprechenden Bodenlösungen.  
Vgl. Abb. 6.

### 3.4 Calcium und Magnesium

Auch die Calcium- (Abb. 9) und Magnesium-Konzentrationen zeigen bestandesabhängige Verteilungsmuster. Die Unterschiede in der Kronentraufe, in der überall gegenüber dem Freilandniederschlag eine Konzentrationszunahme erfolgt ist, sind deutlich zu erkennen: Die Werte unter Fichte sind ungefähr doppelt so hoch wie unter Buche. Die Stammablauf-Konzentrationen sind bei Fichte sehr viel größer als bei Buche. Im Oberboden sind allerdings keine klaren Unterschiede zwischen Fichte und Buche vorhanden. Hierfür könnten wiederum die anthropogenen Störungen beim Einbau der Sammeleinrichtungen verantwortlich sein. Erst im Tiefenbereich ab 30 cm sind die Calcium-Konzentrationen unter Fichte deutlich höher. Dies gilt für alle Substrattypen, wobei allerdings die Absolutwerte der Sandstandorte (5, 6) wesentlich kleiner bleiben. Das gleiche Verteilungsmuster konnten wir beim Magnesium feststellen.

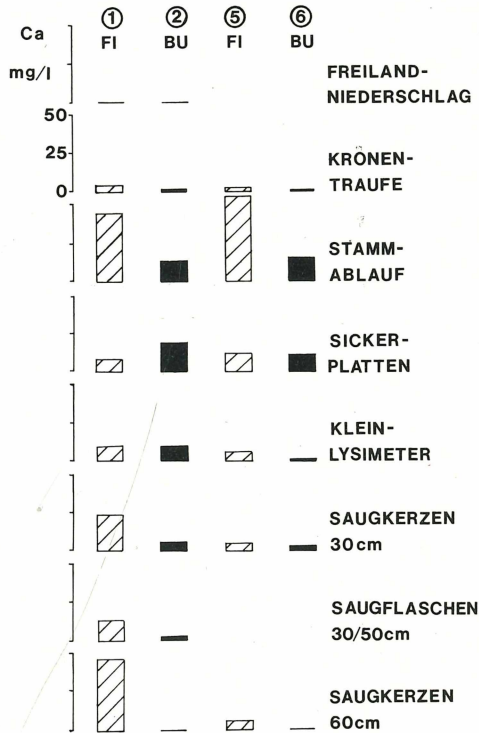


Abb. 9: Übersicht über die Calciumkonzentrationen im Niederschlags- und Sickerwasser.

Die höhere Calcium- und Magnesiumbelastung in den Sickerwasserströmen unter den Fichtenbeständen entspricht der höheren Beanspruchung durch saure Niederschläge: Calcium und Magnesium werden in stärkerem Maße ausgetauscht, ausgewaschen und gehen dem Ökosystem verloren. Die ausgetauschten Basenäquivalente reichen jedoch nicht aus, um das saure Bodenwasser noch im Oberboden zu neutralisieren.

#### 4. Diskussion

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, daß wir uns bei den untersuchten bodensauren Standorteinheiten möglicherweise in einer kritischen Phase befinden. Die in der Regel tongründigen, im tieferen Unterboden noch karbonathaltigen Böden mit Feinlehm-, Lehm- oder Sand-Überdeckung haben im Oberboden pH-Werte erreicht, bei denen weitere geringe pH-Absenkungen zu starkem Anstieg von Ionen des Aluminiums, Mangans und Eisens führen können, die bei hohen Konzentrationen möglicherweise schädigend wirken.

Wenn auch der Input saurer Niederschläge im Schönbuch geringer zu sein scheint als andernorts in der Bundesrepublik Deutschland, so führt doch der Auskämmeffekt (Filterung) der Fichtenkronen zu erheblichen Mehrbelastungen der Kronentraufe und Stammabläufe als sie beim Freilandniederschlag oder bei Buchenbestockung gegeben sind. Im Fall der hier untersuchten Flächen sind die mit Fichte bestockten Böden stärker versauert, bewegen sich größere, nicht abgepufferte Säuremengen im Bodenwasser und sind die Konzentrationen an Metallionen wie Fe, Mn, Al z.T. deutlich größer als unter Buchenbestockung bei jeweils vergleichbaren Standorten.

Die direkten Wirkungen des sauren Niederschlags auf die Qualität des Wassers im Schönbuch sind zur Zeit noch gering, da beim Fluß des Wassers durch tiefere Bodenhorizonte und geologische Schichten rasch eine Neutralisierung der sauren Sickerwässer erfolgen kann.

Derzeit prüfen wir in Zusammenarbeit mit anderen Arbeitsgruppen im Rahmen des Schönbuchprojekts die Frage, in wie weit die Filtereffekte der Baumbestände schon jetzt auch im Chemismus der Bachabflüsse zum Ausdruck kommen. Im Gesamteinzugsgebiet liegen die Sulfatkonzentrationen - geologisch bedingt, da auch der Gipskeuper angeschnitten wird - hoch und erweisen sich mit dem Abfluß negativ korreliert: Bei starken Abflüssen wird die hohe Ausgangskonzentration verdünnt (HOLZWARTH 1980). In Teileinzugsgebieten, in denen es keinen geogenen Sulfatanteil mehr gibt, sind die Konzentrationen wesentlich kleiner (AGSTER mdl. Mitt.), aber immer noch größer, als es dem Freiland-Niederschlagseintrag (nasse und trockene Deposition) entspricht. Wie beim Nitrat steigen in manchen Fällen die Sulfatkonzentrationen im Abfluß mit Niederschlagsereignissen an, vermutlich weil die stärkeren Niederschläge eine Auswaschung der in den Deckschichten zwischenzeitlich angereicherten Sulfate bewirken. Auf die Speicherung des Sulfats in verschiedenen Kompartimenten des gesamten Ökosystems (insbesondere Boden, Deckschichten, geologischer Untergrund) wurde schon kurz eingegangen.

Das Forschungsvorhaben ist Teil des DFG-Gemeinschaftsprojekts "Wasser- und Stoffhaushalt in klein- und großflächigen Ökosystemen des Naturparks Schönbuch". Der DFG wird für die großzügige finanzielle Ausstattung gedankt.

#### Literatur

- BARRETT E., BRODIN G., 1955: The acidity of Scandinavian precipitation. *Tellus* 7: 251-257.
- BRECHTEL H.M., 1965: Methodische Beiträge zur Erfassung der Wechselwirkung zwischen Wald und Wasser. *Forstarchiv* 36: 229-241.
- BÜCKING W., 1977: Nährstoffverhältnisse im Bannwald 'Greifenburg' (Kraichgau). *Beitr. naturk. Forsch. Südwestdeutschl.* 36: 67-79.
- COWLING E.B., 1980: A historical resumé of progress in scientific and public understanding of acid precipitation and its biological consequences. SNSF project res. rep. 18, Oslo-Ås (ISBN 82-90376-08-1): 129 p.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung 1960-1976. 3. Aufl. Weinheim (Verlag Chemie).
- DRABLØS D., TOLLAN A. (Ed.), 1980: Ecological impact of acid precipitation. *Proc. conf., Sandefjord (Norway) 1980, Oslo-Ås* (ISBN 82-90376-07-3): 383 p.

- FASSBENDER H.W., AHRENS E., 1977: Laborvorschriften und Praktikumsanleitung zur chemischen Untersuchung von Vegetations-, Boden- und Wasserproben im Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen. Gött. Bodenk. Ber. 47: 88 S.
- FIRST INTERNATIONAL SYMPOSIUM on acid precipitation and the forest ecosystem, 1975. Water, air, and soil pollution, 1976, 6: 135-514; 1977, 7: 3-543; 1978, 8: 3-103.
- HETSCH W., BEESE F., ULRICH B., 1979: Die Beeinflussung der Bodenlösung durch Unterdrucklysimeter aus Ni-Sintermetall und Keramik - ein Labortest. Z. Pflanzenern. Bodenk. 142: 29-38.
- HÖLL K., 1970: Wasser. Berlin: 423 S.
- HÖLL K., 1974: Beschaffenheit von Sickerwasser und Hangwasser aus Nadel- und Laubholzbeständen. Allg. Forstzeitschr. 29: 1081-1083.
- HOLZWARTH W., 1980: Wasserhaushalt und Stoffumsatz kleiner Einzugsgebiete im Keuper und Jura bei Reutlingen - Tübingen. Diss. Tübingen: 201 S.
- HUTCHINSON G.E., 1945: Aluminium in soils, plants, and animals. Soil Sci. 60: 29-40.
- KLEPSE H.H., 1976: Anreicherung von Elementen im Nettoniederschlag von Fichtenforsten im Schönbuch (SW-Deutschland). Diss. Tübingen: 77 S.
- KREUTZER K., 1982: Die Stoffbefruchtung des Sickerwassers in Waldbeständen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 32: 273-285.
- KÜNSTLE E., MITSCHERLICH G., 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. Allg. Forst- u. Jagdz. 152: 147-164.
- LIKENS G.E., BORMANN F.H., JOHNSON N.M., 1972: Acid rain. Environment 14: 33-40.
- LIKENS G.E., BORMANN F.H., PIERCE R.S., EATON J.S., JOHNSON N.M., 1977: Biogeochemistry of a forested ecosystem. New York/Heidelberg/Berlin (Springer): 146 p.
- MAYER R., 1971: Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Ökosystems. Gött. Bodenk. Ber. 19: 119 S.
- MEIWES K.J., KHANNA P.K., ULRICH B., 1980: Retention of sulphate by an acid brown earth and its relationship with the atmospheric input of sulphur to forest vegetation. Z. Pflanzenern. Bodenk. 143: 402-411.
- SCHLENKER G., MÜLLER S. u. Mitarbeiter, 1973: Erläuterungen zur Karte der Regionalen Gliederung von Baden-Württemberg. I. Teil. Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. u. Forstpflanzenzüchtung 23: 3-66.
- SEBALD O., 1969: Vegetationskundliche Übersichtskarte des Landkreises Tübingen 1 : 50 000. Stuttgart (Staatl. Mus. Naturk.)
- SMITH R.A., 1852: On the air and rain of Manchester. Mem. Lit. Phil. Soc. Manchester Ser. 2, 10: 207-217.
- Standortskarte Forstbezirk Bebenhausen 1980: 1 : 10 000.
- Standortskarte Forstbezirk Herrenberg 1965: 1 : 10 000. (Staatswald östlicher Teil und Stadtwald Herrenberg).
- ULRICH B., 1968: Ausmaß und Selektivität der Nährelementaufnahme in Fichten- und Buchenbeständen. Allg. Forstzeitschr. 23: 815.
- ULRICH B., MAYER R., KHANNA P.K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen und Niedersächs. Forstl. Versuchsanst. 58: 291 S.

Adresse

Dr. Winfried Bücking  
 Abteilung Botanik und Standortskunde  
 Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg  
 Fasanengarten  
 D-7000 Stuttgart 31

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: [10\\_1983](#)

Autor(en)/Author(s): Bücking Winfried

Artikel/Article: [Einflüsse der Waldbestände auf einige Bioelementgehalte im Bestandesniederschlag und -sickerwasser 71-81](#)