

Langjährige Analysen von Buchenlaub aus der Umgebung einer Kehrlichtverbrennungsanlage

Autor(en): **Keller, Theo / Matyssek, Rainer / Günthardt-Goerg, Madeleine S.**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal
= Journal forestier suisse**

Band (Jahr): **145 (1994)**

Heft 5

PDF erstellt am: **22.07.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-766595>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen Journal forestier suisse

145. Jahrgang

Mai 1994

Nummer 5

Langjährige Analysen von Buchenlaub aus der Umgebung einer Kehrichtverbrennungsanlage

Von *Theo Keller, Rainer Matyssek und Madeleine S. Günthardt-Goerg*

FDK: 181.45: 425.1: 176.1 Fagus: UDK 628.474.5

1. Einleitung und Fragestellung

Die Wegwerfmentalität des modernen Zivilisationsmenschen bewirkt riesige Kehrichtmengen, deren Volumen durch Verbrennung reduziert werden muss. Dabei werden jedoch grosse Luftvolumina verunreinigt, sofern solche Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) nicht mit einer leistungsfähigen Rauchgasreinigung versehen sind. Die verschmutzte Luft ihrerseits belastet die Umwelt, so auch den Wald; die luftreinigende Wirkung gerade der hochragenden Baumvegetation ist schon seit Jahrzehnten bekannt (*Wentzel, 1960*). Diese Filterwirkung hat den negativen Aspekt, dass dadurch unter Umständen die betroffene Vegetation abstirbt oder Schadstoffe ins Ökosystem Wald (und damit in eine Nahrungskette) gelangen können. Eine gewissermassen positive Seite ist jedoch, dass die luftverunreinigenden Stoffe, welche durch die Filterung im Kronendach angereichert werden, einer Analyse leichter zugänglich sind. Dies gilt vor allem dann, wenn die Verunreinigungen nur zeitweise oder aber in so geringen Konzentrationen vorhanden sind, dass von einer kontinuierlichen Luftanalyse aus messtechnischen Gründen abgesehen werden muss. Zur Bioindikation werden daher seit Jahrzehnten akkumulierende Pflanzen herangezogen, vor allem solche mit grosser Oberfläche pro Gewichtseinheit (wie zum Beispiel Flechten, Moose, oder aber Gräser und gewisse Kräuter, vgl. *Arndt et al., 1987*); aber auch die von einer Wachsschicht überzogenen Koniferennadeln mit vieljähriger Lebensdauer (*Keller et al., 1986*) oder Borke (*Härtel und Grill, 1972*) werden verwendet. Für Laubhölzer dagegen liegt relativ wenig Literatur vor.

Als eine regionale KVA am Fusse eines mit Buchenschutzwald bestockten Hanges gebaut werden sollte, wurde befürchtet, dass die Abgase trotz Hochkamin in die Hangwindzirkulation geraten und damit die Bäume beeinflussen würden. Daher wurde versucht, eine derartige Belastung durch Blattanalysen im Sinne des «passive monitoring» nach *Steubing (1982)* zu erfassen (*Keller,*

1980). Es ist jedoch bekannt, dass «saure Niederschläge» die Ionengehalte im Wasser der Kronentraufe erhöhen (Wood und Bormann, 1975), was auf Ab- und Auswascheffekte zurückgeführt wird (vgl. Morrison, 1984). Nach Roelofs *et al.* (1985) sollen besonders Ammonium-Ionen der Luft (zum Beispiel durch landwirtschaftliche Düngung) die Auswaschung steigern. Solche Vorgänge wirken jedoch der Schadstoffakkumulation im Laub entgegen und könnten daher den Zeigerwert der Blattanalyse als Bioindikation einer Luftbelastung beeinträchtigen, ganz besonders, wenn wasserlösliche Elemente hierzu verwendet werden oder Pflanzen mit nur schwach ausgebildeter Kutikula.

Es ist zu beachten, dass der für Waldbestände oft gebrauchte Ausdruck «leaching» meist sowohl die oberflächliche Abwaschung als auch die Auswaschung aus dem Blattinnern umfasst. Dieser Vorgang beeinflusst den Ernährungszustand der Pflanze und nimmt grössere Ausmasse an, wenn die Zellmembranen geschädigt sind. Niederschlagsuntersuchungen im Freiland vermögen jedoch Ab- und Auswaschung nicht zu unterscheiden. Die Auswaschung der Ionen aus dem Zellinnern kann das Wachstum beschränken, wenn sie zu Nährstoffmangel führt. Dies wurde jedoch meist an Pflanzen mit relativ schwacher Kutikula untersucht und auf Bäume des Waldes übertragen (besonders im Rahmen des «Waldsterbens»). So schliesst Morrison (1984), dass «leaching» im Sinne des Verlustes von Mineralien aus dem Laub vorkomme, welche ursprünglich von den Wurzeln aufgenommen worden waren. In ihrer Literaturübersicht zeigen Ashmore *et al.* (1990) allerdings, dass die Rolle des «leaching» unklar und umstritten ist.

Diese Arbeit versucht daher, folgende Fragen zu beantworten:

- Ist Buchenlaub geeignet, als Bioindikator einer Luftverunreinigung zu dienen, selbst wenn keine sichtbare Schädigung auftritt? Reicht die kurze Lebensdauer der Blätter für eine Schadstoffakkumulation aus?
- Lässt sich der Betrieb einer Emissionsquelle mit Blattanalysen überprüfen?
- Stellen Niederschläge die Bioindikation einer Belastung durch wasserlösliche Schadstoffe im Laub von Bäumen in Frage?

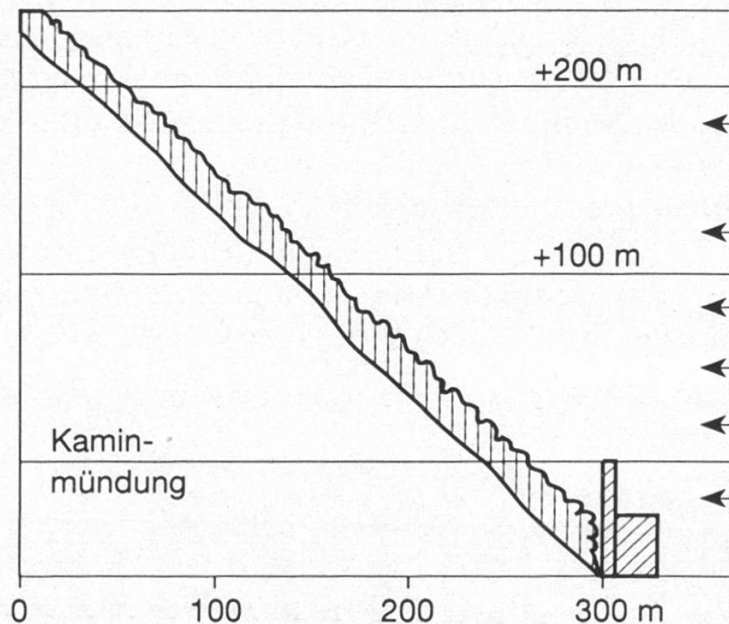
Ausserdem sollte die Kenntnis der Elementkonzentrationen in schweizerischem Buchenlaub erweitert werden. Insbesondere stellte sich die Frage, ob sich durch die Abgase der KVA Ernährungsstörungen einstellen, welche durch Blattanalysen erfassbar sind.

2. Material und Methoden

Der Bau der KVA begann 1971 und das Werk nahm im Januar 1974 den Betrieb mit Elektrofilter auf. Die Rauchgasreinigung wurde ab 1986 durch

eine moderne Gaswaschanlage ergänzt (1987 wegen Überholungsarbeiten usw. leider zeitweise ausser Betrieb).

Abbildung 1. Orographische Lage der KVA am Fuss eines mit Buchenschutzwald bestockten Hanges. Die Pfeile geben die mittlere Höhe der zu Gruppen zusammengefassten Beprobungs-orte von *Abbildung 4* an.



Da vermutet wurde, dass die Emissionen der KVA in die Hangwindzirkulation quer zur Hauptwindrichtung geraten würden, wurden 1971 in verschiedenen Hanghöhen 16 Beprobungsstellen mit je zwei hundertjährigen Buchen (*Fagus silvatica*) markiert und in sechs Gruppen zusammengefasst. *Abbildung 1* zeigt deren Lage in bezug auf die Kaminmündung. In den Hauptwindrichtungen wurden zusätzlich vier Beprobungsstellen eingerichtet. Auf Verlangen benachbarter Waldbesitzer wurden nachträglich zwei weitere Beprobungsstellen eingerichtet, wogegen durch Windwurf einer vernichtet wurde. Die Resultate (mit Ausnahme von *Abbildung 4*) beruhen daher stets auf dem Mittel von 19 bis 21 Proben.

Alljährlich früh im September, also deutlich vor einsetzender Herbstverfärbung, wurden rund 200 g Sonnenblätter von zahlreichen Zweigen der obersten Krone jedes markierten Baumes geerntet. Das Laub der beiden Bäume pro Beprobungsstelle wurde jeweils zu einer Mischprobe zusammengelegt. Angesichts der unterschiedlichen Anatomie von Sonnen- und Schattenblättern (vgl. *Abbildung 2*), welche sich entscheidend auf das Gewicht pro Oberfläche auswirkt, wurde darauf geachtet, dass stets Sonnenblätter zur Analyse verwendet wurden. Das ungewaschene Laub wurde bei 65 °C getrocknet, gemahlen und analysiert.

Stücheli (1989) schätzte, dass pro t Kehricht, welcher PVC und andere chloridhaltige Substanzen enthält, 1975 3,6 kg, 1983 5,6 kg Salzsäure freigesetzt würden (dieser Wert soll unter anderem durch verbesserte Rauchgasreinigung bis 1995 auf unter 0,1 kg gesenkt werden). Dementsprechend richtete

sich das Hauptaugenmerk bei der Blattanalyse auf Chlorid, trotz dessen im allgemeinen guter Wasserlöslichkeit. Die anfänglich verwendete kolorimetrische Methode mit Quecksilbernitrat nach v. Weihe (Garber, 1967) wurde später durch die weniger arbeitsaufwendige Flüssigchromatografie (HPLC; Landolt *et al.*, 1989) ersetzt. Beide Methoden liefern vergleichbare Resultate. Die Einrichtung eines Zentrallabors an der WSL erlaubte später mit Atomabsorption (ICP-AA) für 11 der 20 Jahre zusätzlich die Konzentrationen von 16 weiteren Elementen zu bestimmen.

Die monatlichen Niederschlagsmengen waren von einer nahegelegenen meteorologischen Station erhältlich. Die statistische Signifikanz der Elementanalysen wurde nach Wilcoxon's u-Test geprüft.

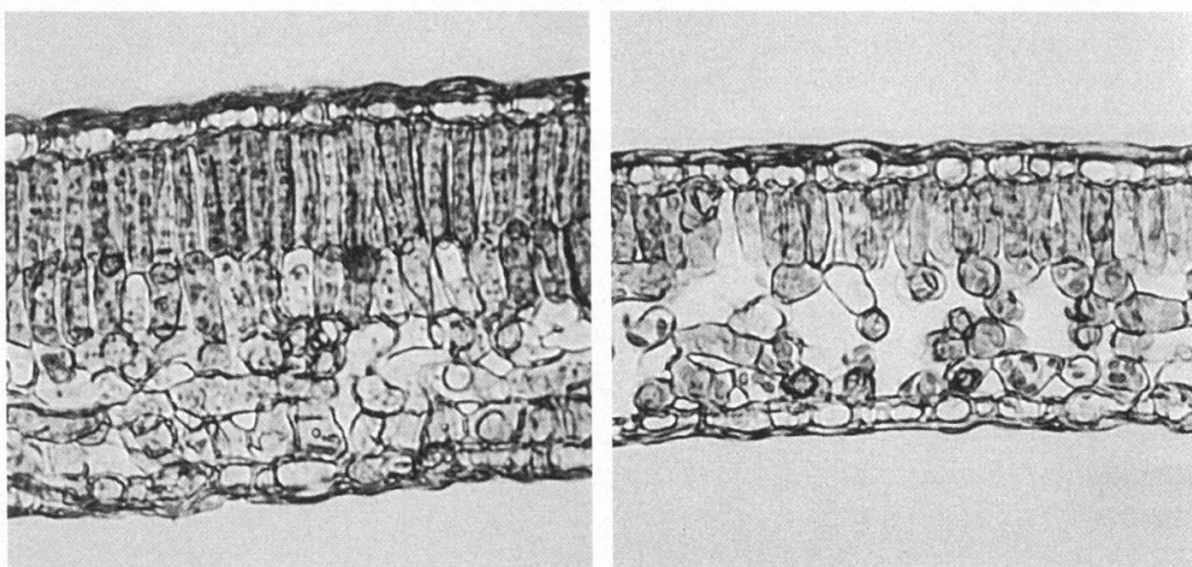


Abbildung 2. Mikroskopische Querschnitte durch ein Sonnenblatt (links) bzw. Schattenblatt (rechts) der Buche (Vergrößerung rund 300 x, Foto H. Beda).

3. Resultate und Diskussion

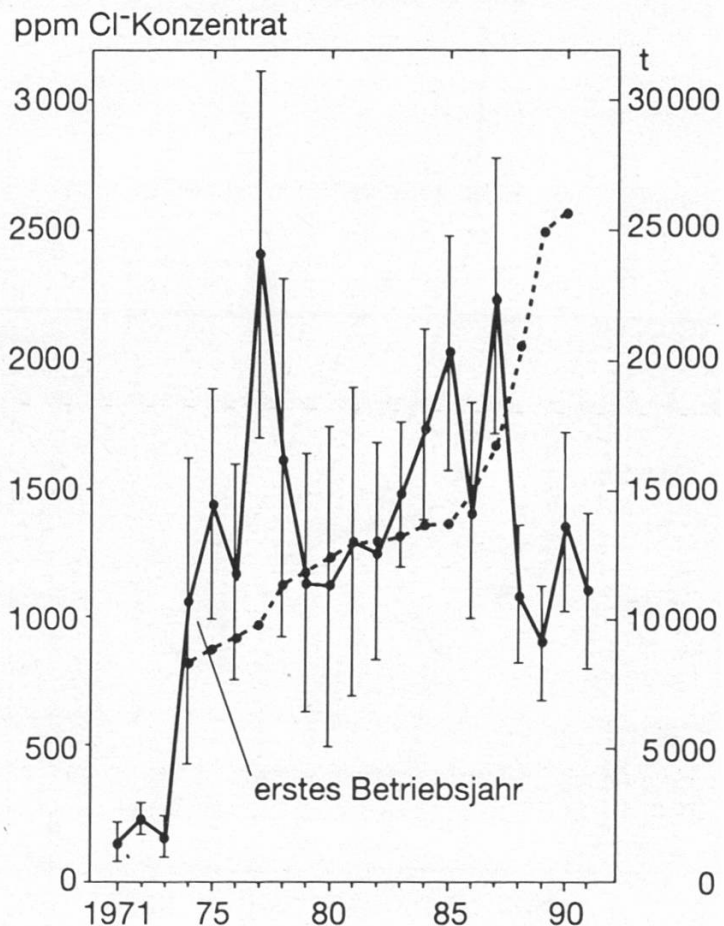
3.1 Chloridkonzentrationen

Abbildung 3 zeigt, wie die durchschnittlichen Chloridkonzentrationen des Buchenlaubs im Verlaufe von 20 Jahren schwankten (Mittelwert \pm Standardabweichung) und welche Kehrichtmengen jährlich in den Monaten Mai bis August verbrannt wurden (nur diese Monate von Laubausbruch bis -ernte sind für die Cl^- -Akkumulation in den Blättern verantwortlich). Die Chloridkonzentrationen stiegen mit der Betriebsaufnahme und erreichten 1977 ein Maximum, vermutlich wegen defekter Abgasfilterung. (Das zweitgrösste Maximum 1987 entstand wahrscheinlich wegen zeitweilig ausgeschalteter Rauchgasreinigung. Die Werte von 1977, 1985 und 1987 sind statistisch gesichert höher als jene der anderen Jahre). Der Einbau einer leistungsfähigen Abgasreinigung

spiegelte sich 1986 in einem scharfen Abfall der Kurve. Trotz moderner Reinigungsmethoden wurden die Chloridwerte vor Inbetriebnahme der KVA (im Bereiche von etwa 200 ppm) aber bis 1990 nicht wieder erreicht. Dies dürfte vor allem auf zwei Gründe zurückzuführen sein:

- die verbrannte Kehrriechtmenge nahm in den letzten Jahren beträchtlich zu,
- eine erhebliche Menge von Chloridionen ist mit dem abgefallenen Laub in den Boden geraten, aus dem Chlorid von den Wurzeln wieder aufgenommen wird.

Abbildung 3. Die jährlichen Schwankungen der Cl⁻-Konzentration im Buchenlaub (ausgezogene Linie; Mittelwerte ± Standardabweichung) von 1971 bis 1991 und die Menge der jeweils zwischen 1. Mai und 31. August verbrannten Kehrriechtmenge (punktiert; diese Angaben verdanken wir der KVA).



Auch wenn eine weitere Senkung der Cl⁻-Werte erhofft wird, so ist dennoch zu beachten, dass die heutigen Werte glücklicherweise unter den «Normalwerten» liegen, die in Flieder, Holunder, Birne und Rosskastanie nahe beim Atlantik gefunden worden waren (Garber, 1967), wo die salzhaltigen Meereswinde zu erhöhten Cl⁻-Konzentrationen führen.

Werden die Chloridkonzentrationen in Beziehung gesetzt zur Standorthöhe über der Kaminmündung (Abbildung 4), so zeigt sich (mit Ausnahme der ursprünglichen Werte von 1971/73) die Tendenz, dass die Cl⁻-Konzentration mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle abnimmt. In Abbildung 4 ist jedoch besonders augenfällig, dass die Maxima in einer Höhe von rund 50 m über der Kaminmündung zu finden sind. Offenbar trifft die Rauch-

fahne dort am häufigsten auf die Baumkronen auf. Da sich in dieser Höhe sehr oft eine Wolkendecke befindet, ist anzunehmen, dass die gasförmigen Chloride im Wasserdampf gefangen werden und die Cl⁻-Konzentrationen im Laub erhöhen.

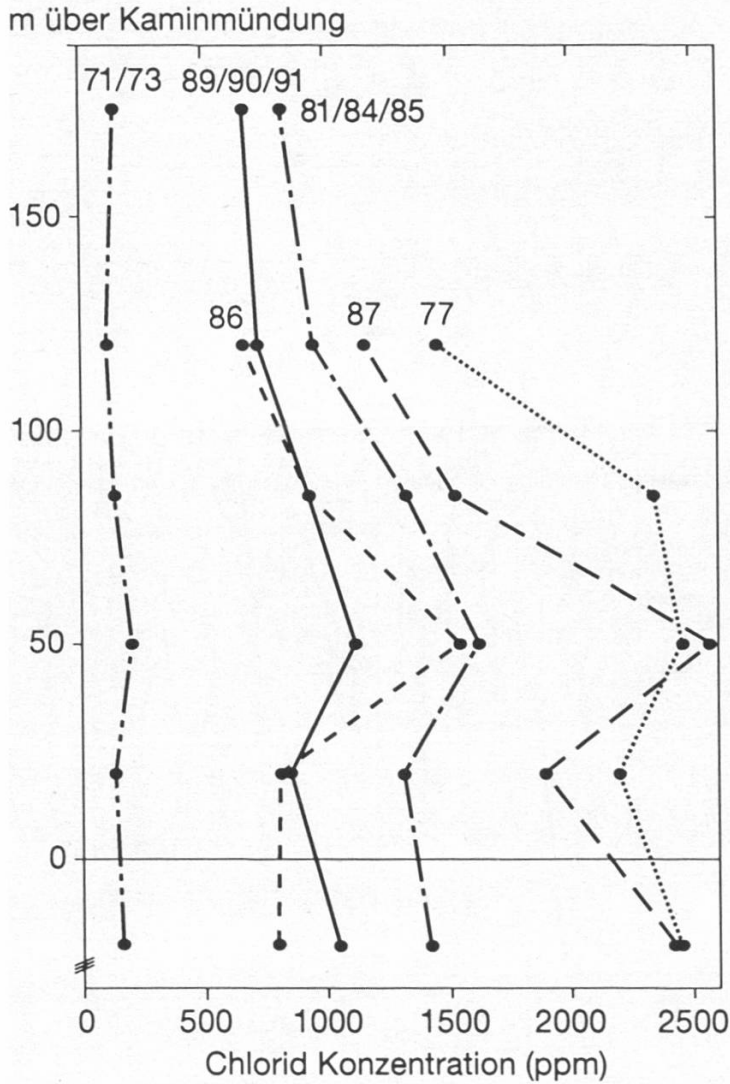


Abbildung 4. Chloridkonzentrationen im Laub aus verschiedenen Hanghöhen in verschiedenen Jahren (jeder Wert ist das Mittel aus mindestens drei Werten. ppm = $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$).

Die in den *Abbildungen 3* und *4* dargestellten Ergebnisse zeigen deutlich die Eignung von Buchenlaub als Cl⁻-akkumulierenden Bioindikator. Obwohl die Chloride wasserlöslich sind und die Emissionen der Anlage zu windrichtungsbeeinflussten Immissionen werden, lassen sich die von Jahr zu Jahr variierenden Cl⁻-Konzentrationen weitgehend durch die Emissionsbedingungen (Filterausfall, verbrannte Kehrrichtmenge usw.) erklären.

3.2 Konzentrationen anderer Elemente

Angesichts der breiten Palette von Emissionen einer KVA wurde die Untersuchung auf weitere Elemente ausgedehnt, besonders weil gleich nach der Betriebsaufnahme eine deutliche Erhöhung der Chloridkonzentration im Laub offenbar wurde (vgl. *Abbildung 3*).

Da der Betrieb der KVA mit Blattanalysen zu überwachen war, wurden die durchschnittlichen Elementkonzentrationen aller Beprobungsorte ermittelt und in *Tabelle 1* für einige Perioden mit unterschiedlicher Immission zusammengestellt. Kolonne A gibt die Absolutwerte an, welche vor Betriebsaufnahme gefunden worden waren, während die Kolonnen B bis F Relativwerte (A = 100 %) zeigen. Die Relativwerte sollen verdeutlichen, welche Elemente von der KVA besonders stark emittiert wurden.

Tabelle 1. Elementkonzentrationen in Buchenlaub für sechs Perioden mit unterschiedlicher Immission. Die Zahlen von A sind Absolutwerte ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$), wogegen B bis F jeweils Relativwerte angeben, wobei A = 100 % darstellt.

Jahr Element	A 1971/73 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	B 1977 %	C (1981) %	D 1986 %	E 1987 %	F 1988-90 %
Cl	170	1418	765	829	1324	664
Al	62	119	87	95	118	94
Ca ¹⁾	12,26	128	104	100	99	94
Cd	< 0,15	> 400	> 120	> 150	> 150	> 133
Cr	1,51	119	115	94	- ²⁾	- ²⁾
Cu	7,31	107	110	102	95	87
Fe	121	111	91	92	105	89
K ¹⁾	7,02	90	100	105	96	78
Mg ¹⁾	1,30	116	78	90	72	86
Mn	420	113	123	115	96	83
Na	25	180	136	168	128	128
Ni	2,25	128	115	- ²⁾	162	107
P	974	99	101	98	100	95
Pb	7,5	260	153	77	86	60
S	858	118	104	100	102	86
V	0,52	188	125	- ²⁾	- ²⁾	- ²⁾
Zn	27,2	169	133	105	122	97

1) $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ statt $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$

2) Nicht bestimmt oder zu viele Werte unterhalb der Nachweisgrenze

A Vor Betriebsaufnahme

B Staubfilter zeitweilig defekt oder ausser Betrieb

C Emissionskontrolle wie in den Jahren 1974 bis 1976 und 1978 bis 1985 mit Staubfilter

D Zusätzliche Rauchgaswäsche in Betrieb

E Gaswäsche zeitweilig ausser Betrieb

F Normales Funktionieren von Staubfilter und Gaswäsche

Aus *Tabelle 1* geht hervor, dass 1977 die Konzentrationen von Cd, Pb, V, Na, Zn, Ni und Ca im Laub um mehr als 25 % erhöht waren (gegenüber

1971/73). 1987 (beim zweiten Maximum von Cl^-) waren es noch drei Elemente: Cd, Ni und Na. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ab 1985 die Analysen für V nicht mehr durchgeführt worden waren, weil die Werte an den meisten Beprobungsorten unter der Nachweisgrenze unserer Methode lagen. Die anschließende Diskussion beschränkt sich daher auf Ca, Cd, Na, Ni, Pb und Zn.

- Ca gehört zu den Hauptnährstoffen und war früher auch in der Schweiz eine häufige, staubförmige Verunreinigung in der Umgebung von Zementfabriken, Kieswerken usw. Die in unseren Analysen ermittelte mittlere Ca-Konzentration überstieg jedoch nur 1977 $15 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (1,5 %), ohne Staubaufgaben oder eine sichtbare Schädigung zu verursachen.
- Cd stieg mit Beginn der Kehrichtverbrennung abrupt an, während es vorher fast durchwegs unter der sicheren Nachweisgrenze gewesen war, so dass zuverlässige Ausgangswerte fehlen. Nach dem Maximum von 1977 fiel die Konzentration an manchen Beprobungsorten wieder unter die Nachweisgrenze ab. Nach *Stoeppler* (1991) liegt der Cd-Spiegel in gesunden Pflanzen unter $0,5 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$. Dieser Grenzwert wurde innerhalb der letzten Dekade (inklusive 1987!) in keiner einzigen Probe mehr überschritten. Nach *Breckle* und *Kahle* (1992) dagegen soll bereits 0,3 ppm Cd bei Buche eine gesicherte Reduktion der Blattfläche bewirken. Es ist jedoch unbekannt, wie weit eine oberflächliche Verunreinigung zum Maximum von 0,48 ppm (*Tabelle 3*) beitrug.
- Na hat den ursprünglich niedrigen Wert nicht mehr erreicht, kann aber auch in der vorliegenden Konzentration als harmlos angesehen werden. Es macht weniger als 1 % des für pflanzliches Wachstum nötigen Alkalimetalls K aus.
- Ni wurde als einziges Element 1987 in höheren Konzentrationen gefunden als 1977, jedoch wurde in beiden Jahren keine sichtbare Schädigung des Laubes beobachtet. In der Literatur haben wir keine Werte gefunden, welche als «normal» angesehen oder zu Vergleichszwecken herangezogen werden könnten. *Sunderman* und *Oskarsson* (1991) erwähnen lediglich, dass unter anderem Kehrichtverbrennungsanlagen als Quellen von Ni in der Umwelt zu betrachten seien und dass «saurer Regen» die Tendenz zeige, Ni zu mobilisieren und damit die Aufnahme in pflanzliches Gewebe zu erhöhen.
- Pb KVAs sind bekannte Emissionsquellen für Blei. In Übereinstimmung damit wurden 1977 die höchsten Konzentrationen festgestellt, als offenbar die Filter versagten. Heutzutage stammt jedoch der grösste Teil des Bleis in der Luft aus der Verbrennung von Bleibenzin und kann über Hunderte von Kilometern verfrachtet werden (*Ewers* und *Schlipköter*, 1991). Es wird vor allem oberflächlich angelagert. Der vermutete Beitrag der verkehrsbedingten Bleibelastung unserer Proben geht aus *Abbildung 5* hervor, welche zeigt, dass die durchschnittliche Bleibelastung der Jahre

1971/73 ab 1984 trotz KVA nicht mehr erreicht wurde. Zu den tiefen Werten ab 1984 dürfte der Umstand beigetragen haben, dass der Durchgangsverkehr auf eine entfernter liegende Autobahn umgelagert wurde. Zn zeigte Maximalwerte im Jahre 1977. Aber selbst damals blieb der Höchstwert von $105 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ weit unter der Grenze von $400 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, welche als giftig für Pflanzen gelten (Ohnesorge und Wilhelm, 1991).

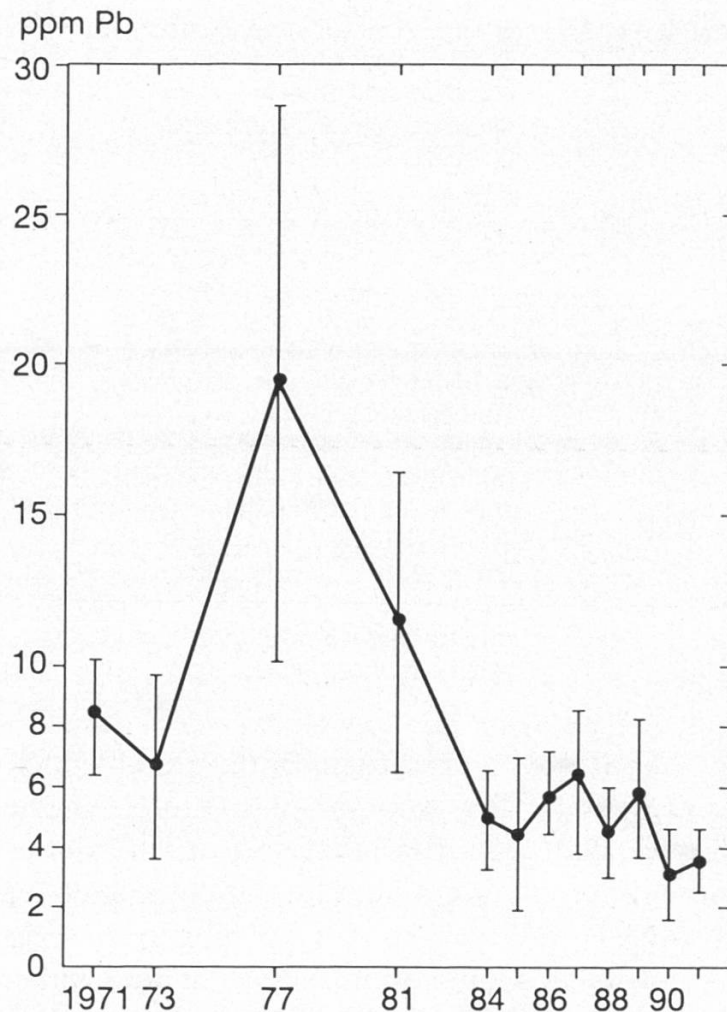


Abbildung 5. Die jährlichen Schwankungen der Bleikonzentration im Laub (Mittel \pm Standardabweichung).

3.3 Der Einfluss der Niederschläge

Die Konzentration der Elemente in (nicht gewaschenen) Laubproben ist sowohl von blattinternen Prozessen (Aufnahme durch Transpirationsstrom oder durch geöffnete Stomata, Verlagerung) als auch von externen Vorgängen (Deposition, Abwaschung, Auswaschung) bestimmt. Die Niederschläge können daher den Elementgehalt der Blätter sowohl steigern als auch senken, wie aus *Tabelle 2* ersichtlich ist.

Aus der Literaturübersicht von *Tukey* (1970) geht folgende, mit radioaktiven Isotopen gefundene Reihe abnehmender Auswaschbarkeit hervor (die

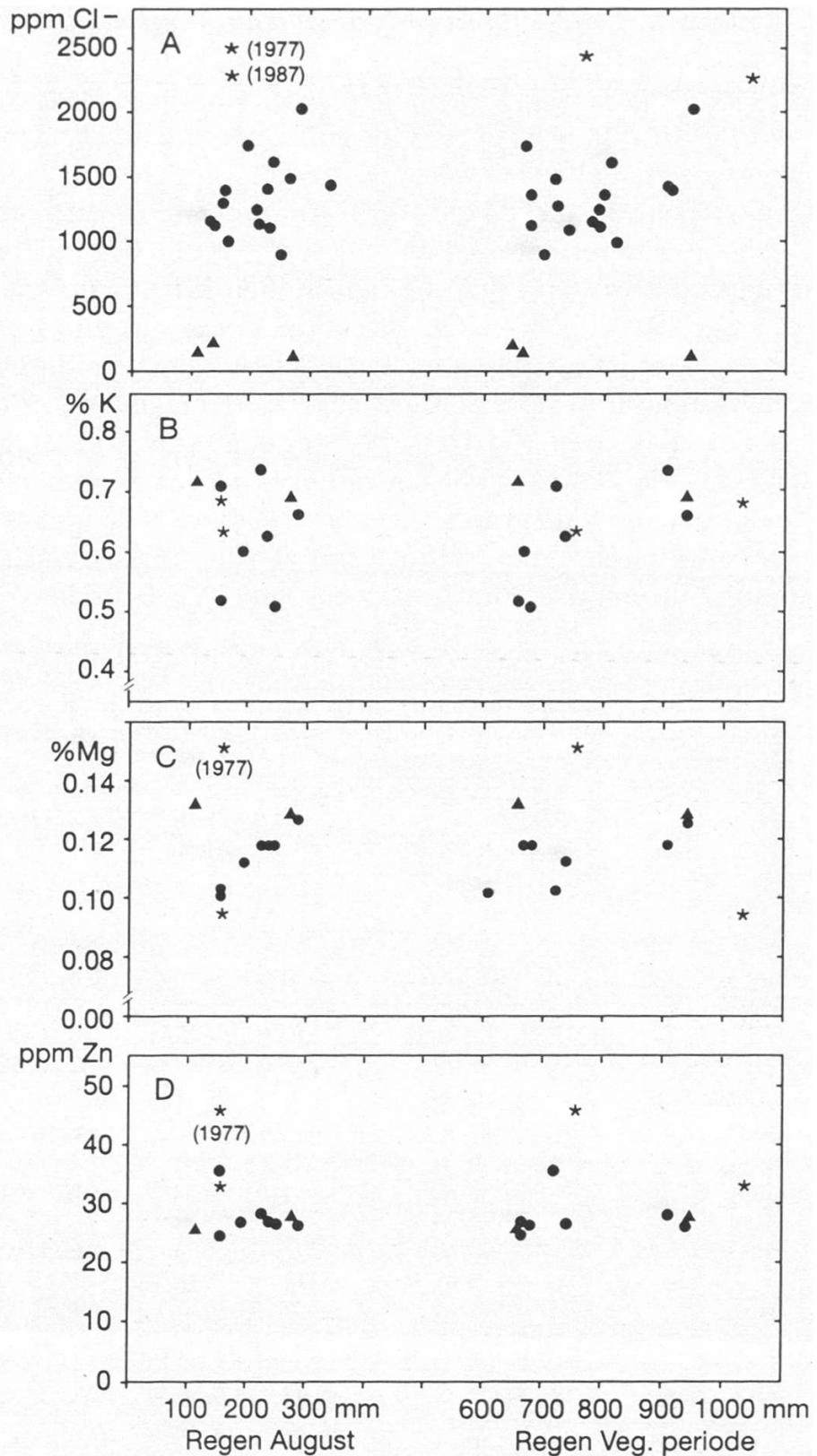
Prozentwerte geben an, welcher Prozentsatz des ursprünglich vorhandenen Gehalts auswaschbar war):

Na, Mn (> 25 %) >> Ca, Mg, K (1–10 %) > Fe, Zn, P, Cl (< 1 %).

Table 2. Beeinflussung der Elementkonzentration (EK) in einer Blattprobe durch Regen.

Regen	EK-steigernd	EK-senkend
wenig	<ul style="list-style-type: none"> – geringe Abwaschung von oberflächlich angelagertem Staub, von Ausscheidungen usw. – Speicherung von «trockener Deposition» – geringe Auswaschung 	<ul style="list-style-type: none"> – geringe Wurzel Aufnahme aus der Bodenlösung – geringe Elementeinwaschung in den Boden wegen geringer Reinigung der Atmosphäre – bei Bodentrockenheit Spaltöffnungen oft geschlossen und dadurch geringere direkte Aufnahme aus der Luft durch die Stomata
viel	<p>vor allem durch Wurzel Aufnahme:</p> <ul style="list-style-type: none"> – viel Bodenlösung zur Verfügung – Bodenlösung reich an wasserlöslichen Substanzen, die zum Teil aus bodenbürtigen Depots stammen, zum Teil durch Reinigung der Atmosphäre als «nasse Deposition» in den Boden eingewaschen werden – bei guter Bodenfeuchte verstärkte direkte Aufnahme aus der Luft durch offene Spaltöffnungen. 	<ul style="list-style-type: none"> – starke oberflächliche Abwaschung – erhöhte Auswaschung aus dem Blattinnern (vermutlich oft überschätzt bei stark entwickelter Kutikula und intakten Membranen).

Anders als nach diesem Befund sind jedoch viele K-Salze und Chloride als sehr wasserlöslich bekannt. Daher interessierte uns die Frage, ob der bioindikative Wert von Blattanalysen durch Niederschläge beeinträchtigt werde. So wurden die jährlichen Durchschnittskonzentrationen einiger Elemente in Beziehung gesetzt zu den jeweiligen Niederschlagssummen (entweder für August, den Monat unmittelbar vor der Laubernte, oder für die belaubte Zeit bis zur Ernte: Mai–August). Dabei zeigte sich keine offensichtliche Beziehung, welche die Bioindikation in Frage gestellt hätte (*Abbildung 6*). Eine statistische Betrachtung ergab zwar schwache, positive Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen an Cl^- (für beide Niederschlagsperioden) und Zn (nur für ganze Vegetationsperiode) einerseits und den Niederschlagssummen andererseits. Der schwach positive Zusammenhang bedeutet, dass mit zunehmenden Niederschlägen eine schwache Konzentrationszunahme erfolgte. Da Ab- und Auswaschung jedoch die Konzentration vermindert hätten, bedeutet dieses Gegenteil, dass die Aufnahme von Cl^- und Zn vermutlich durch die Niederschläge leicht gefördert wurde (vgl. *Table 2* unten links). Die Befürchtung, dass die Niederschläge durch Ab- und Auswaschung den bioindikativen Wert der Blattanalyse stark beeinträchtigen, wurde durch diesen Befund nicht bestätigt.



3.4 Beitrag zur Kenntnis einiger Nährstoffkonzentrationen in Buchenlaub

Flückiger *et al.* (1986) mussten sich für Vergleichszwecke auf ausländische Werte stützen, wogegen wir unsere Daten in *Tabelle 3* mit Flückigers Werten aus verschiedenen Schweizer Kantonen vergleichen können. Ferner geben wir zu Vergleichszwecken die Werte von *Bergmann* (1986) an, welche für «ausreichende Ernährung» gelten. Diesen Werten liegt jedoch ein guter Ertrag zugrunde, wie er etwa in einem reinen Wirtschaftswald angestrebt werden könnte. Es ist mit weiten Variationen von Ort zu Ort zu rechnen (je nach Bonität, Klima usw.). Unter Umständen kann eine durch tiefe Nährstoffkonzentrationen in den Blättern suggerierte Düngung erfolglos bleiben, wenn andere Faktoren, wie Wasserversorgung, Nährstoffantagonismen oder Gründigkeit die Nährstoffkonzentration (und den Holzertrag) senken. Auch ein relativ tiefer Nährstoffspiegel im Laub kann noch immer einem armen Standort angemessen sein, selbst wenn er (für starkes Wachstum) «Unterversorgung» anzeigt. Dies dürfte ganz besonders auch für die Verhältnisse im von uns hier untersuchten Schutzwald gelten.

Tabelle 3. Vergleich der Elementkonzentrationen in Buchenlaub (% bzw. ppm des Trockengewichts; jeweils Mittelwert, Minima und Maxima der betreffenden Messdauer) mit den Werten von *Flückiger et al.* (1986) und von *Bergmann* (1986).

	1971/73 vor KVA-Betrieb	1984 bis 1991 KVA-Betrieb	Flückiger <i>et al.</i> (1986)	Bergmann <i>a)</i> (1986)
n Jahre	2	8	1	
% -Werte				
Ca	1,23 (0,77–2,22)	1,14 (0,49–2,39)	0,83 (0,34–1,54)	0,3–1,5
Mg	0,13 (0,07–0,18)	0,11 (0,03–0,25)	0,15 (0,05–0,40)	0,15–0,3
K	0,70 (0,43–1,01)	0,63 (0,29–1,24)	0,82 (0,39–1,44)	1,0–1,5
P	0,09 (0,06–0,12)	0,09 (0,05–0,16)	0,15 (0,07–0,46)	0,15–0,3
ppm-Werte				
Al	62 (31–98)	66 (28–128)	73 (16–155)	–
B	7,7 (4,6–15,4)	9,1 (5,3–21,9)	17,4 (4,7–44,9)	15–40
Cd	– ^{c)} ([0,05]–0,23)	– ^{c)} ([0,05]–0,48)	0,076 (0,017–0,25)	–
Cr	1,5 (0,6–2,6)	– ^{c)} ([0,2]–8,2)	–	–
Cu	7,3 (5,0–10,0)	6,8 (4,6–10,7)	7,9 (5,2–19,6)	5–12
Fe	121 (84–146)	111 (65–204)	104 (50–162)	–
Mn	420 (50–894)	375 (40–1050)	598 (18–2775)	35–100
Ni	– ^{c)} ([0,3]–4,4)	– ^{c)} ([0,3]–9,8)	–	–
S	858 ^{b)} (569–1187)	777 ^{b)} (400–1170)	1570 (1097–2423)	–
Zn	27,2 (17,0–32,6)	27,6 (14,2–56,4)	28,7 (13,6–277)	15–50

a) Werte für «ausreichende» Ernährung

b) nur Sulfatschwefel

c) Mittelwert nicht angegeben, da zahlreiche Werte unterhalb der Nachweisgrenze

Nachstehend sei *Tabelle 3* für einige Nährstoffe zusammen mit den *Abbildungen 7 bis 10* besprochen.

K Wie aus *Tabelle 3* und *Abbildung 7* hervorgeht, liegen die Mittelwerte über alle Standorte noch tiefer als bei Flückiger *et al.* (1986); nach Bergmann (1986) herrscht fast durchwegs «Unterversorgung». *Abbildung 7* zeigt jedoch, dass die geringe K-Versorgung nicht auf die Immissions-situation zurückzuführen ist, indem der Wert von 1991 den ursprünglichen Werten von 1971/73 entspricht. Im Vergleich zu jenen Werten ist kein Mittelwert signifikant verschieden, auch nicht die tiefsten Mittelwerte (von 1989 und 1990).

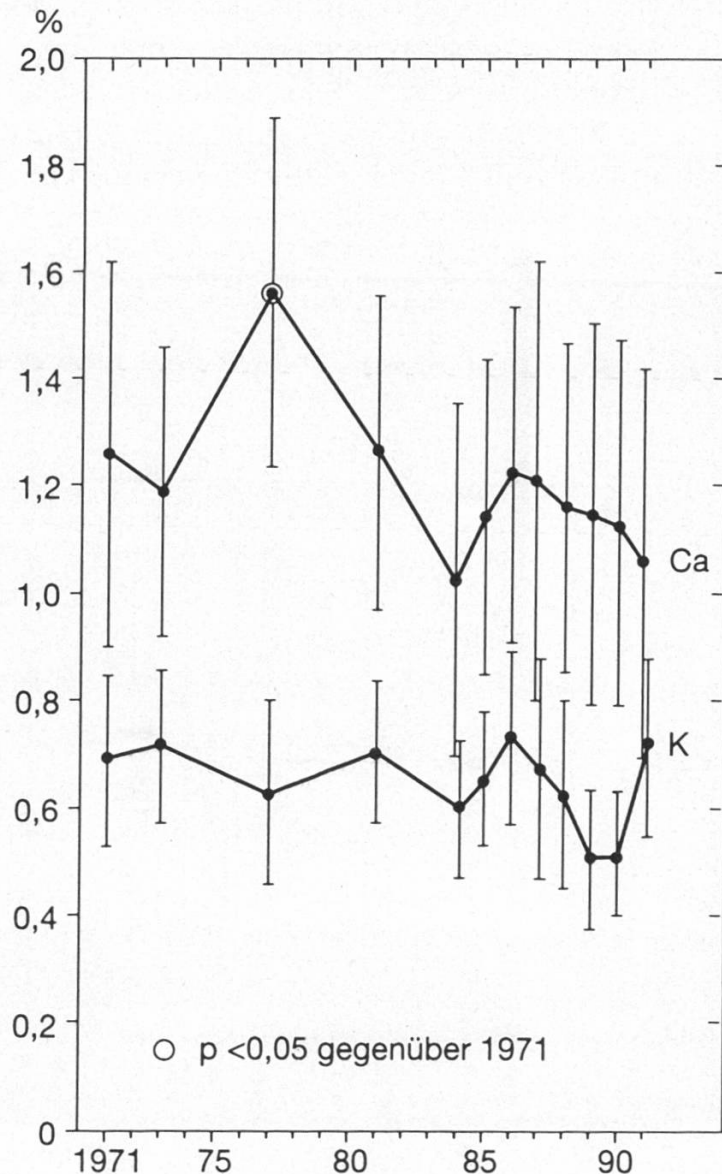


Abbildung 7. K- und Ca-Konzentrationen im Buchenlaub (Mittel \pm Standardabweichung von je 20 Proben; stets gleiche Probestämme) im Verlaufe der Jahre.

Ca Für dieses Element ist dank dem kalkhaltigen Muttergestein an allen Standorten eine gute Versorgung gewährleistet (*Tabelle 3*, *Abbildung 7*). Einzig 1977 (Jahr mit defekter Staubfilterung) lag der Mittelwert über alle Standorte statistisch signifikant höher als der Ausgangswert von 1971/73; eine «Überversorgung» ist jedoch nicht zu befürchten, ganz besonders

nicht bei Laubholz. Schlimmstenfalls könnte das reichliche Angebot an Ca-Ionen die K- und Mg-Aufnahme durch die Wurzeln etwas konkurrieren und dazu beitragen, dass die Konzentrationen jener Nährstoffe relativ tief liegen.

Mg *Tabelle 3* zeigt beachtliche Schwankungen und wie bei K liegen alle Werte tiefer als bei Flückiger *et al.* (1986). Beachtung verdient jedoch der Umstand (*Abbildung 8*), dass in drei der fünf letzten gemessenen Jahre der Mittelwert statistisch signifikant tiefer liegt als der ursprüngliche Wert von 1971/73 und damit die Tendenz einer sich verschlechternden Versorgung mit diesem Element andeutet. Da auch die Ca-Konzentration im Laub in den letzten Jahren rückläufig war (vgl. *Abbildung 7*), dürfte der Ca/Mg-Antagonismus kaum dafür verantwortlich sein. Die Mg-Konzentration sollte daher weiterhin verfolgt werden.

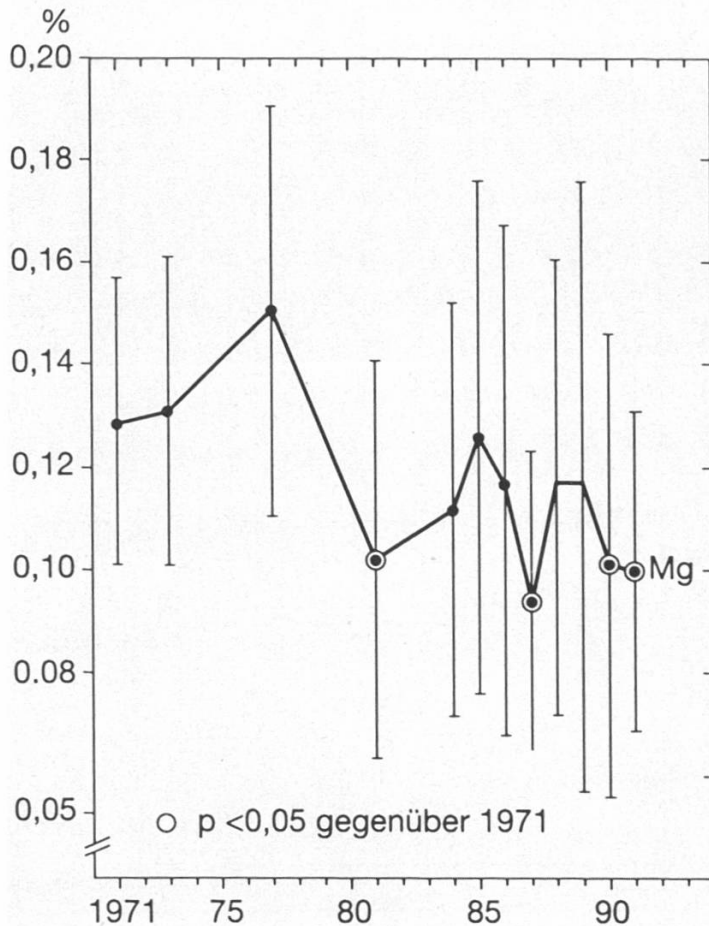
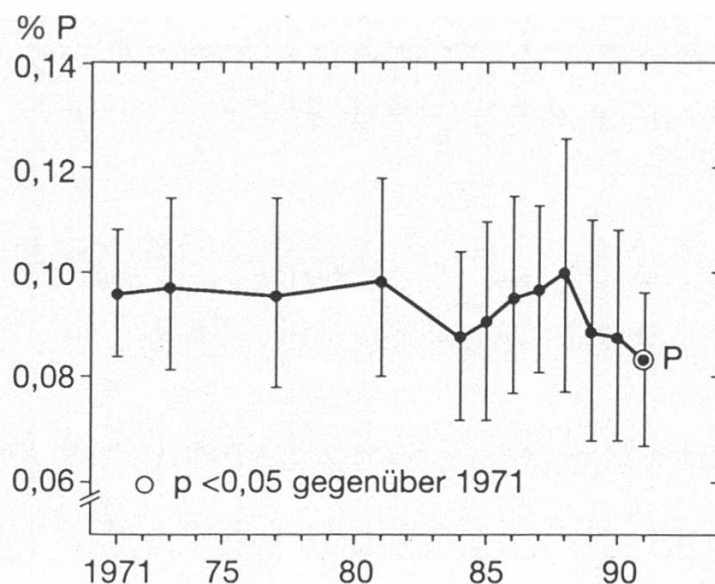


Abbildung 8. Jährliche Schwankungen der Mg-Konzentrationen (wie *Abbildung 7*).

P Auch die P-Konzentrationen – ebenfalls tiefer als bei Flückiger *et al.* (1986) – sind nach Bergmann (1986) als Zeichen einer Unterversorgung anzusehen. Aus *Abbildung 9* geht jedoch hervor, dass erst 1991 eine statistisch gegenüber 1971 gesicherte geringere Konzentration gemessen wurde, obwohl wie bei Mg in den letzten Jahren eine sinkende Tendenz festzustellen und weiterhin zu überprüfen sein wird.

Abbildung 9. Jährliche Schwankungen der P-Konzentrationen (wie Abbildung 7).



Fe, Zn Von den Mikronährstoffen seien nur diese beiden Elemente herausgegriffen, deren jährliche Schwankungen aller Standorte in *Abbildung 10* dargestellt sind. Auch Fe mit grossen Schwankungen zeigt über die Jahre eine sinkende Tendenz. Leider ist jedoch die Bestimmung des physiologisch aktiven Eisens ein noch ungelöstes Problem. Zn dagegen offenbart eine im allgemeinen geringe Schwankung. Einzig 1977 ist eine statistisch gesicherte Erhöhung vorhanden (vgl. auch *Tabelle 1*). Wie *Tabelle 3* zu entnehmen ist, entsprechen die gefundenen Werte weitgehend jenen von Flückiger *et al.* (1986).

Von den übrigen in *Tabelle 3* aufgeführten Elementen liegen die Werte für Al, B, Cu und Mn etwas tiefer als bei Flückiger *et al.* (1986), wogegen für Cr und Ni Vergleichswerte fehlen. Nach Bergmann (1986) müssten für Höchstleistung die Werte für B etwas höher liegen. Angesichts des Schutzwaldcharakters der untersuchten Bestände und der stellenweisen Flachgründigkeit der Böden ist jedoch eine maximale Holzproduktion kaum möglich, so dass der Ernährungszustand (alle Nährstoffe) zu keinen Bedenken Anlass gibt. Wichtig erscheint jedoch der Umstand, dass Bau und Betrieb der KVA – nach unseren Analysen zu schliessen – die Ernährungslage nicht verschlechtert haben.

Zuletzt sei noch darauf hingewiesen, dass nicht nur die Mittelwerte aller Standorte im Laufe der Zeit ändern (*Abbildungen 7 bis 10*), sondern dass auch die Werte von ein und demselben Baumpaare von Jahr zu Jahr starke Schwankungen zeigen. Flückiger *et al.* (1989) fanden in vielen Flächen des Kantons Zürich einen gesicherten Abfall der K- und Mg-Werte von 1984 zu 1987. In der Folge wurde befürchtet, die lufthygienische Situation führe zu Nährstoffmangel auf fruchtbarsten Standorten. Daher werden in *Tabelle 4* für drei Standorte Mittelwerte und Standardabweichung in % des Mittelwertes für

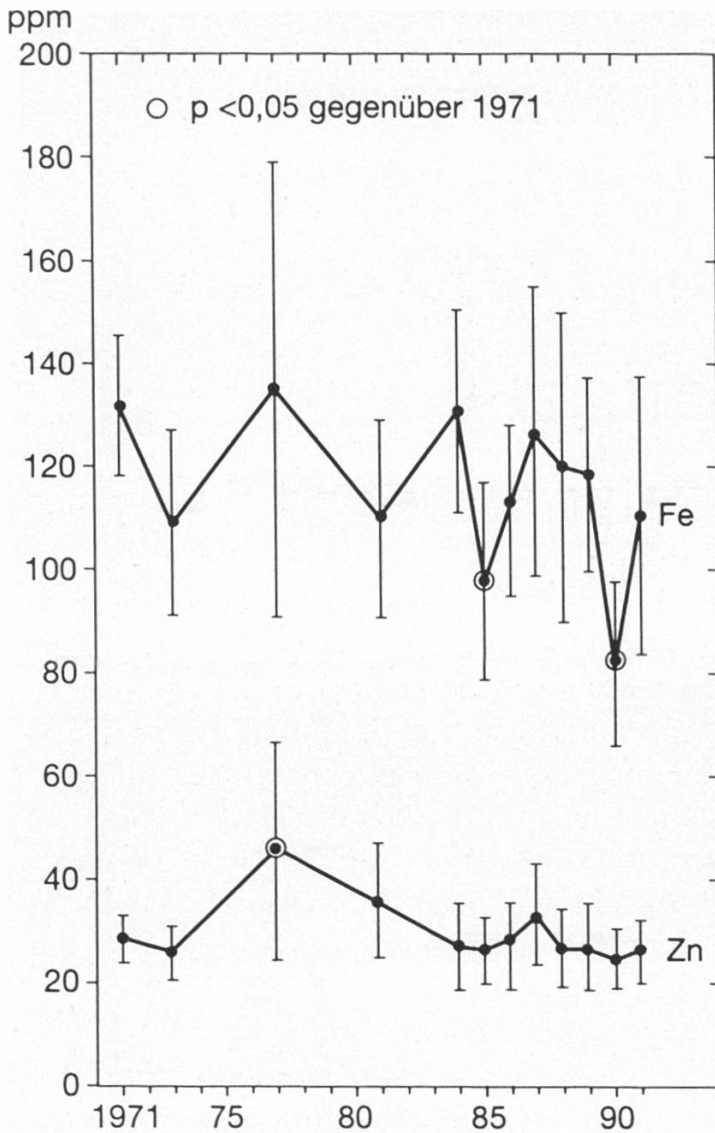


Abbildung 10. Jährliche Schwankungen der Fe- und Zn-Konzentrationen (wie Abbildung 7).

einige Nährstoffe angegeben. Während 10 Jahren wurde an jedem Standort jeweils dasselbe Baumpaar beerntet. Dabei zeigen dieselben Bäume bei wiederholter Beprobung im Verlaufe eines Dezenniums eine ähnliche Streuung wie verschiedene Standorte. Dieser Umstand zwingt daher zur Zurückhaltung in der Interpretation, wenn nur zwei Jahre miteinander verglichen werden. Es wird gefolgert, dass zur Beurteilung der Nährstoffversorgung eines Bestandes stets ein längerer Beobachtungszeitraum herangezogen werden sollte. Dadurch sollten Zufälligkeiten (zum Beispiel Witterungseinflüsse) ausgeschaltet werden.

4. Schlussfolgerungen

Aufgrund dieser langjährigen Untersuchung ziehen wir folgende Schlussfolgerungen:

- Buchenlaub hat sich bei standardisierter Probenahme als ein geeigneter (akkumulierender) Bioindikator für Chlorid und mineralische Luftverunreinigungen erwiesen.
- Die Konzentrationen verschiedener Elemente erlauben die Überwachung des Betriebs einer Emissionsquelle. Im Falle einer KVA erwies sich die Chloridkonzentration (Cl^-) als besonders gute Bioindikation.
- Da keine statistisch signifikanten negativen Korrelationen zwischen Niederschlag einerseits und Elementkonzentrationen im Buchenlaub andererseits gefunden werden konnten, schliessen wir, dass Niederschläge den Wert der Blattanalyse als Bioindikator nicht in Frage stellen.
- Im Vergleich zu Flückiger *et al.* (1986) sind die gefundenen Nährstoffkonzentrationen von K, Mg und P grösstenteils niedriger. Für reine Wirtschaftswälder wären sie nach Bergmann (1986) sogar als Zeichen einer Unterversorgung zu betrachten. Wir erachten sie jedoch als diesem Standort (Schutzwald) angemessen. Die grossen Schwankungen von Jahr zu Jahr im Laub ein und derselben Baumpaare bestärken die Auffassung, dass zur Beurteilung der Nährstoffversorgung eines Bestandes stets Laubanalysen über mehrere Jahre hinweg herangezogen werden sollten.

Tabelle 4. Mittelwerte (in % oder ppm des Trockengewichts) und Standardabweichung (in % des Mittelwerts) für einige Nährstoffe über 10 Jahre. An den drei Standorten wurde jeweils dasselbe Buchenpaar beerntet.

Standort		K (%)	Ca (%)	Mg (%)	P (%)	Mn (ppm)	Zn (ppm)
1	\bar{x}	0,58	1,17	0,13	0,09	399	24,1
	sd %	19	20	33	14	41	19
2	\bar{x}	0,64	1,11	0,08	0,10	301	23,1
	sd %	28	25	45	17	48	15
3	\bar{x}	0,74	1,29	0,14	0,10	306	25,7
	sd %	33	16	26	12	37	12

Dank

Abschliessend danken wir dem kantonalen Oberforstamt Glarus, insbesondere Herrn J. Steinmann vom lokalen Forstdienst, für die zuverlässige Einholung der Proben und das Interesse. Ebenso danken wir den zahlreichen Laboranten und Laborantinnen, welche im Laufe der Jahre die Analysen sorgfältig durchführten, sowie den übrigen Mitarbeitenden der WSL für mannigfache Unterstützung. Die finanziellen Beiträge an die Analysen durch die KVA Niederurnen werden ebenso gewürdigt wie die stimulierende Diskussion und Kritik durch Herrn Dr. J. Bucher und andere Kollegen.

Résumé

Analyses pluriannuelles du feuillage de hêtres situés dans les environs d'une usine d'incinération de déchets

Depuis 1971, nous récoltons chaque année, au début de septembre, des feuilles de lumière de hêtres (*Fagus sylvatica*) situés dans les environs d'une usine d'incinération de déchets. Les arbres désignés à cet effet sont marqués par groupes de deux. Le but de l'opération est d'analyser la concentration de chlorure (Cl^-) contenue dans les feuilles non lavées. Certaines années, l'analyse porte encore sur 16 autres éléments.

Depuis la mise en service de l'usine en 1974, la concentration de Cl^- avait fortement augmenté durant plusieurs années. A l'époque où le filtrage des poussières fonctionnait mal, la concentration de certains autres éléments avait aussi augmenté de manière plus ou moins évidente. Toutefois, aucun signe d'accumulation de poussières ou d'endommagement n'a jamais été constaté. Après la mise en service d'une installation de lavage des gaz de combustion, les concentrations de Cl^- ont diminué.

Le feuillage des hêtres s'est révélé comme étant un bioindicateur d'accumulation approprié à la détection des impuretés minérales de l'air. La connaissance des concentrations de divers éléments permet de surveiller l'entreprise à la source d'émissions. Aucune corrélation négative ne s'est manifestée de manière significative entre les précipitations et les concentrations d'éléments (Cl^- , K, Mg, Zn) contenus dans les feuilles de hêtres. Il faut dès lors en conclure que les précipitations n'influencent en rien la valeur bioindicative d'une analyse foliaire.

Les concentrations de substances nutritives (surtout K, Mg, P) sont souvent inférieures aux valeurs découvertes par Flückiger *et al.* (1986); d'après Bergmann (1986), elles seraient insuffisantes si on les considère dans le contexte d'une forêt économique (production maximale). Les fortes fluctuations interannuelles (observées sur un seul et même groupe de deux arbres) confortent l'idée que l'étude de l'approvisionnement nutritif d'un peuplement devrait toujours être réalisée sur la base d'analyses foliaires portant sur plusieurs années (> 2 ans). Traduction: Monique Dousse

Literatur

- Arndt, U.; Nobel, W.; Schweizer, B., 1987: Bioindikatoren. Ulmer, Stuttgart.
- Ashmore, M. R.; Bell, J. N. B.; Brown, I. J., 1990: Air Pollution and Forest Ecosystems in the European Community. CEC Air Pollut. Res. Rep. 29 (Brüssel).
- Bergmann, W., 1986: Farbatlas. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Fischer, Jena.
- Breckle, S. W.; Kahle, H., 1992: Effects of toxic heavy metals (Cd, Pb) on growth and mineral nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Vegetatio* 101: 43–53.
- Ewers, U.; Schlipköter, H. W., 1991: Lead. In Merian, E. (ed.): Metals and their compounds in the environment, p. 971–1014. VCH Weinheim.
- Flückiger, W.; Braun, S.; Leonardi, S.; Förderer, L.; Bühler, U., 1989: Untersuchungen an Buchen in festen Waldbeobachtungsflächen des Kantons Zürich. *Schweiz. Z. Forstwes.* 140: 536–549.
- Flückiger, W.; Braun, S.; Flückiger-Keller, H.; Leonardi, S.; Asche, N.; Bühler, U.; Lier, M., 1986: Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug. *Schweiz. Z. Forstwes.* 137: 917–1010.
- Garber, K., 1967: Luftverunreinigung und ihre Wirkungen. Borntraeger, Berlin-Nikolassee.

- Härtel, O.; Grill, D., 1972: Die Leitfähigkeit von Fichtenborken-Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen. *Eur. j. for. pathol.* 2: 205–215.
- Keller, T., 1980: Der Nachweis einer Immissionsbelastung durch eine Müllverbrennungsanlage mit Hilfe der Blattanalyse auf Chlorid. *Staub-Reinhalt. Luft* 40: 113–115.
- Keller, T.; Bajo, S.; Wytenbach, A., 1986: Gehalte an einigen Elementen in den Ablagerungen auf Fichtennadeln als Nachweis der Luftverschmutzung. *Allg. Forst-Jagdztg.* 157: 69–77.
- Landolt, W.; Guecheva, M.; Bucher, J. B., 1989: The spatial distribution of different elements in and on the foliage of Norway spruce growing in Switzerland. *Environ. Pollut.* 56: 155–167.
- Morrison, I. K., 1984: Acid rain. A review of literature on acid deposition effects in forest ecosystems. *For. Abstr.* 45: 483–506.
- Ohnesorge, F. K.; Wilhelm, M., 1991: Zinc. In Merian E. (ed.): *Metals and their compounds in the environment*. P. 1309–1342. VCH Weinheim.
- Roelofs, J. G. M.; Kempers, A. J.; Hondriek, A. L. F. M.; Jansen, J., 1985: The effect of airborne ammonium sulphate on *Pinus nigra var. maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil* 84: 45–56.
- Steubing, L., 1982: Problems of bioindication and the necessity of standardization. In Steubing, L. and Jaeger, H. J. (eds.) *Monitoring of air pollutants by plants*. P. 19–24. Junk, The Hague/Boston/London.
- Stoeppler, M., 1991: Cadmium. In Merian, E. (ed.): *Metals and their compounds in the environment*. P. 803–851. VCH Weinheim.
- Stücheli, A., 1989: Siedlungsabfallaufkommen, Kehrichtverbrennung und Luftschadstoffbelastung. *Umwelttechnik* 23: 2–7.
- Sunderman, F. W. jr.; Oskarsson, A., 1991: Nickel. In Merian E. (ed.): *Metals and their compounds in the environment*. P. 1101–1126. VCH Weinheim.
- Tukey H. B. jr., 1970: The leaching of substances from plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 21: 305–324.
- Wentzel, K. F., 1960: Wald und Luftverunreinigung. *Jahresber. Dt. Forstverein* (1960): 156–184.
- Wood, T.; Bormann, F. H., 1975: Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. *Ambio* 4: 169–171.

Gedruckt mit Unterstützung der Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf.

Verfasser: Dr. Theo Keller, PD Dr. Rainer Matyssek und Dr. Madeleine S. Günthardt-Goerg, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf.